ОГЛАВЛЕНИЕ

Введение 3
1. Основы анаэробного метанового сбраживания осадков городских сточных вод 5
1.1. Основные стадии процесса 5
1.2. Химический состав осадка и его влияние на сбраживание. Предел распада осадка 11
1.3. Критерии стабилизации 20
1.4. Токсичное влияние химических компонентов осадка на процесс брожения 23
2. Технологические параметры метанового брожения. Расчет метантенка 30
2.1. Температура 30
2.2. Время пребывания и нагрузка на метантенк по сухому беззольному (органическому) веществу 34
2.3. Перемешивание 43
2.4. Непрерывная загрузка и выгрузка 45
2.5. Основы расчета метантенков 47
2.6. Примеры расчета 48
3. Технологические схемы анаэробного сбраживания осадков городских сточных вод, конструкции метантенков, биогазовые установки 50
3.1. Технологические схемы анаэробного сбраживания осадков 50
3.2. Тенденции развития конструкций метантенков 57
3.3. Системы подогрева осадков 60
3.4. Основные направления использования биогаза 63
4. Интенсификация процесса метанового брожения 72
4.1. Повышение концентрации загрузки 73
4.2. Фазовое разделение 78
4.3. Аэробно-анаэробные и анаэробно-аэробные процессы стабилизации 93
5. Подготовка осадка к утилизации 100
5.1. Влияние сбраживания на водоотдающие свойства осадков 101
5.2. Санитарно-гигиеническая оценка сброженных осадков 109
6. Опыт применения метантенков на станциях аэрации 115
Список литературы 128

охрана окружающей природной среды

Серия основана в 1975 году

Л.И.Гюнтер
Л.Л.Гольдфарб

Метантенки

Москва Стройиздат 1991

УДК 628.336.515

Гюнтер Л.И., Гольдфарб Л.Л. Метантенки. – М.: Стройиздат, 1991. – 128 с.: ил. – (Охрана окружающей природной среды). – ISBN 5-274-00323-0

Представлены современные методы анаэробного сбраживания осадков сточных вод в метантенках. Даны теоретические основы и технологические параметры процесса сбраживания. Описаны конструкции метантенков, состав газов брожения и способы их утилизации, методы подготовки осадка к утилизации. Обобщен опыт эксплуатации метантенков в СССР и за рубежом.

Для научных и инженерно-технических работников научно-исследовательских и проектных организаций и служб эксплуатации.

Табл. 36, ил. 41, список лит.: 55 назв.

Печатается по решению секции литературы по инженерному оборудованию, фундаментостроению и гидротехнике редакционного совета Стройиздата.

Рецензент – *И.Ш. Свердлов* (ЦНИИЭП инженерного оборудования).

Редактор – *Т.В. Рютина.*

Научное издание

Гюнтер Лариса Ильинична,

Гольдфарб Леонид Леонидович

МЕТАНТЕНКИ

Мл. редактор *И.Б. Волкова*
Технический редактор *Р.Я. Лаврентьева*
Корректор *Л.А. Егорова*
Оператор *Т.А. Баранова*
ИБ № 4991

Подписано в печать 10.04.91. Формат 60x90 1/16. Бумага офсетная №2. Печать офсетная. Усл. печ. л. 8,0. Усл. кр.-отт. 8,25. Уч.-изд. л. 9,52. Тираж 4500 экз. Изд. № АУШ–3011. Заказ № 266 Цена 1 р. 90 к.

Стройиздат. 101442 Москва, Каляевская, 23а

Тульская типография Союзполиграфпрома
при Государственном комитете СССР по печати
300600, ГСП, г. Тула, пр. Ленина, 103

Г 3309000000 – 247 / 047(01) – 91 49–91

ISBN 5-274-00323-0

© Гюнтер, Л.И., Гольдфарб Л.Л., 19

ВВЕДЕНИЕ

В последние годы внимание общества все более привлекается к решению двух неразрывно связанных проблем — предотвращению истощения природных ресурсов и охране окружающей среды от загрязнения.

Быстрое расходование запасов природного топлива, ограничение строительства гидро- и атомных электростанций вызвали интерес к применению возобновляемых источников энергии, в том числе огромных масс органических отходов, образующихся в сельском хозяйстве, промышленности, городском коммунальном хозяйстве. В связи с этим использование методов биологической конверсии органических отходов с получением топливного биогаза на метановой основе и удобрений при одновременном решении ряда вопросов охраны окружающей среды от загрязнения представляется весьма перспективным и привлекает внимание специалистов — экологов, энергетиков, экономистов, биотехнологов.

Среди перерабатываемых жидких органических отходов важное место занимают осадки городских сточных вод, которые по своей химической природе являются прекрасным субстратом для образования биогаза и удобрений в процессе анаэробного сбраживания, осуществляемого в специальных емкостных сооружениях — метантенках. В метантенках органическое вещество осадков переводится в незагнивающую форму, т.е. стабилизируется и его масса уменьшается за счет частичного преобразования в биогаз. При этом заметно снижаются санитарная зараженность и выделение неприятных запахов при хранении и утилизации осадков.

В ряде случаев, вопреки распространенному предубеждению, может быть предотвращено ухудшение и даже достигнуто улучшение водоотдающих свойств сброженных осадков, что имеет важное значение для их последующего обезвоживания. Процесс анаэробного сбраживания был одним из первых, примененных в нашей стране и за рубежом для обработки осадков.

Первые исследования возможности использования метанового сбраживания для обработки канализационных отходов относятся к концу прошлого века, а первые обогреваемые метантенки были введены в эксплуатацию в Германии, США и Англии в 1925 г. и примерно в это же время в СССР. С тех пор эти сооружения получили широкое распространение за рубежом на очистных сооружениях разной производительности. Теоретические основы анаэробного метанового сбраживания осадков городских сточных вод разрабатывались за рубежом и в СССР. Значительный вклад в эти разработки внесли Басвелл, Маккарти, Родигер, К.Н. Корольков, К.А. Овсянникова, Н.М. Попова, А.А. Карпинский (трест Мосочистводоканал), а также сотрудники АКХ им. К.Д. Памфилова и других организаций.

В СССР метантенки как основные сооружения, предназначенные для реализации технологии метанового сбраживания, успешно применяются в Москве, Киеве, Харькове, Ярославле, Целиноградe и других городах. Однако масштабы использования этих сооружений явно недостаточны, что приводит к недополучению значительных количеств биогаза и в связи с этим — к большому перерасходу топлива и энергии на эксплуатационные нужды очистных сооружений. Так, по данным Всесоюзного научно-исследовательского, конструкторского и проектно-технологического института органических удобрений и торфа (ВНИПТИОУ) на очистных станциях в СССР в настоящее время накопление жидких осадков составляет 170 млн $м^3$/год. При анаэробном сбраживании этого количества осадков может быть получено 1,5 млрд $м^3$/год биогаза, что соответствует 1,2 млн т условного топлива. Фактическое количество получаемого биогаза, по ориентировочной оценке, составляет менее 20 % указанной цифры.

Недостаточные масштабы применения метантенков и утилизации биогаза в нашей стране в значительной степени объясняются высокой строительной стоимостью этих сооружений и трудностями строительства и эксплуатации. Вследствие этого в 60-х годах наметилась тенденция отхода от применения метантенков. Однако появившаяся взамен технология механического обезвоживания сырых нестабилизированных осадков не во всех случаях себя оправдывает, поскольку химическое кондиционирование неорганическими коагулянтами и особенно органическими флокулянтами не обеспечивает необходимую степень стабилизации осадка, вследствие чего при их почвенном удалении не решаются экологические и санитарно-гигиенические задачи. При использовании альтернативных приемов стабилизации осадков резко возрастает расход энергии (аэробная стабилизация, термические методы) или химикатов (известь и др.).

Энергетический кризис 70-х годов, а также повышение требований к охране окружающей среды заставили вновь обратиться к энергетически выгодному анаэробному процессу конверсии органических отходов и к возобновлению исследований биохимии, микробиологии и кинетики метанового сбраживания с целью создания принципиально новых и усовершенствованных технологий для его осуществления, позволяющих уменьшить объемы сооружений и повысить выход биогаза и степень конверсии органических веществ. В это же время появились новые конструкции метантенков со сниженной материалоемкостью, обеспечивающие улучшенные условия эксплуатации, а также новые способы утилизации биогаза, которые, по данным западных специалистов, позволяют на 60—80 % снижать общие затраты электроэнергии на очистных сооружениях. Вместе с тем многие из основных микробиологических и биохимических аспектов анаэробного метанового сбраживания остаются не до конца ясными, а по некоторым имеются спорные точки зрения. Существует необходимость в разработке и применении более совершенных, простых и надежных технологий процесса, а также сооружений и аппаратов для его реализации. В настоящей книге делается попытка обобщить современные представления о сущности процесса метанового брожения осадков городских сточных вод и приемах его инженерного оформления и наметить осиовные тенденции развития этого метода.

1. ОСНОВЫ АНАЭРОБНОГО МЕТАНОВОГО СБРАЖИВАНИЯ ОСАДКОВ ГОРОДСКИХ СТОЧНЫХ ВОД

1.1. ОСНОВНЫЕ СТАДИИ ПРОЦЕССА

Биохимия и микробиология анаэробных процессов образования метана сложнее, чем аэробных, и до сих пор нет полной ясности относительно роли и степени участия в них разных групп микроорганизмов, последовательности отдельных биохимических реакций, составляющих процесс, и влияния на них факторов среды. Современные научные основы анаэробного метанового сбраживания осадков сточных вод были заложены Басвеллом [30] в начале 30-х годов и далее развиты Маккарти [44, 45] в 1964 г. В период между этими исследованиями в СССР и за рубежом был выполнен еще ряд работ, внесших существенный вклад в теорию и практику этого процесса [16, 20, 38, 50].

Новый взрыв научного интереса к метановому сбраживанию начался с середины 70-х годов в связи с поиском возобновляемых источников энергии. За последние годы проведено много исследований по расшифровке процесса, которые значительно изменили ранее существовавшие представления о нем и позволили подойти к разработке принципиально новых технологий для его реализации.

Метановое сбраживание представляет собой процесс разложения органических веществ до конечных продуктов, в основном метана и углекислого газа, в результате жизнедеятельности сложного комплекса микроорганизмов в анаэробных условиях. При оптимальных условиях эти газы могут образовываться в количестве, равном 90–95 % биологически распавшегося органического вещества. Остальные 5–10 % расходуются на воспроизводство бактериальных клеток.

Химическое уравнение полного превращения органического вещества осадков в конечные продукты было предложено Басвеллом:

$$C_nH_aO_bN_c + [(n) - (\frac{a}{4}) - (\frac{b}{2}) + (\frac{3c}{4})]H_2O \rightarrow$$

$$\rightarrow [(\frac{n}{2}) + (\frac{a}{8}) - (\frac{b}{4}) - (\frac{3c}{8})]CH_4 +$$

$$+ [(\frac{n}{2}) - (\frac{a}{8}) + (\frac{b}{4}) + (\frac{3c}{8})]CO_2 + cNH_3. \quad (1)$$

Маккарти предложил химическую формулу органического вещества осадка первичных отстойников при очистке бытовых сточных вод и показал, что его полная деструкция осуществляется следующим образом:

$$C_{10}H_{19}O_3N + 4{,}5H_2O \rightarrow 6{,}25CH_4 + 3{,}75CO_2 + NH_3 + HCO_3^-. \quad (2)$$

Поргес предложил формулу активного ила $C_5H_7O_2N$, а Бэрхед и Ведл установили, что состав активного ила в зависимости от времени пребывания в аэротенках изменяется от C_4H_9ON до $C_8H_{15}O_5N$, при этом с увеличением длительности аэрации в нем может происходить накопление полисахаридов [26].

По данным Т.А. Карюхиной, активный ил Курьяновской станции аэрации имеет формулу $C_7H_{13}O_3N$.

Смесь метана и оксида углерода (IV) называется биогазом; его теплота сгорания составляет 18–24 МДж/м^3, а чистого метана – 37,3 МДж/м^3.

Еще недавно принималась предложенная Баркером теория двухстадийного процесса анаэробного разложения органического вещества: на первой стадии сложные высокомолекулярные соединения (в основном жиры, углеводы, белки) разлагаются на более простые низкомолекулярные – летучие кислоты, спирты, водород, CO_2 (кислотная или водородная стадия брожения), на второй – продукты первой фазы переходят в метан (щелочная или метановая стадия). Каждая стадия осуществляется специфической группой микроорганизмов [28].

Однако исследования, проведенные с чистыми культурами метановых бактерий, выделенными из сброженных осадков, показали, что метановые бактерии всех известных в настоящее время 12 видов не способны разлагать и непосредственно использовать такие продукты жизнедеятельности кислотообразующих бактерий, как соли пропионовой, масляной и валериановой кислот или этиловый спирт. Бо́льшая часть метановых бактерий может использовать только водород и углекислый газ, а некоторые из них – ацетаты, формиаты и метанол. Поэтому для того, чтобы процесс шел с образованием метана, в среде должны присутствовать бактерии, вызывающие превращение продуктов первой стадии (летучих кислот и спиртов) в ацетат и водород. Американский микробиолог Брайент [29] выделил такие организмы, названные "ацетогенными бактериями" и являющиеся связующим звеном между кислото- и метанообразующими бактериями.

Согласно современным представлениям анаэробное метановое сбраживание включает четыре взаимосвязанных стадии:

I) стадия ферментативного гидролиза нерастворенных сложных органических веществ с образованием более простых растворенных веществ;

II) стадия кислотообразования с выделением короткоцепочечных летучих жирных кислот (ЛЖК), аминокислот, спиртов, а также водорода и углекислого газа (кислотогенная стадия);

III) ацетогенная стадия превращения ЛЖК, аминокислот и спиртов в уксусную кислоту, диссоциирующую на анион ацетата и катион водорода;

IV) метаногенная стадия – образование метана из уксусной кислоты, а также в результате реакции восстановления водородом углекислого газа.

Некоторыми авторами [48] первые две стадии объединяются в одну и процесс рассматривается как трехстадийный.

В процессе анаэробного сбраживания участвуют пять групп бактерий (рис. 1). К группе 1 относятся ферментативные бактерии, представленные в основном родами Bacillus, Micrococcus, Pseudomonas, Clostridium и т.д., осуществляющие стадии ферментативного гидролиза и кислотообразования. Почти все бактерии этой группы относятся к быстрорастущим факультативным анаэробам с оптимумом pH = 6,5–7,6. Бактерии выделяют в среду биологические катализаторы – экзоферменты, при участии которых и осуществляются гидролиз и перевод твердых нерастворимых соединений в растворенное состояние. Скорость гидролиза зависит от природы органических веществ и условий его проведения: необходимо обеспечить достаточное количество ферментов, создать условия для их контакта с органическим субстратом, выдерживать оптимальные температуры и значения pH.

Поскольку последующие стадии анаэробного сбраживания не могут начаться, пока не произойдет гидролиз и твердые нерастворенные вещества не перейдут в жидкую фазу, общая скорость процесса может лимитироваться стадией гидролиза. Технологические параметры гидролиза изучены недостаточно. В связи с разработкой новых технологических схем сбраживания в последнее время изучению гидролиза уделяется повышенное внимание. Более подробно этот вопрос освещается в гл. 4.

Кислотогенная стадия осуществляется указанными выше группами гетерогенных микроорганизмов, для которых углерод перешедших в раствор простых органических соединений является источником питания. По представлениям Маккарти, 20 % органических веществ исходного осадка превращаются в уксусную, 15 % – в пропионовую и 65 % – в другие промежуточные соединения. Стадия кислотообразования обычно не лимитирует последующие стадии сбраживания, поскольку осуществляющие ее бактерии неприхотливы и растут с высокой скоростью. Но интенсивно протекающие стадии гидролиза и кислотообразования (их общая продолжительность около 7 ч) могут привести к накоплению летучих кислот и снижению pH, что часто является прямой причиной подавления роста бактерий последующих стадий процесса. Так, было показано, что при высокой концентрации ацетата и снижении pH до 5,2–5,5 происходит торможение превращения пропионовой кислоты в уксусную ацетогенными бактериями, а далее тормозится метаногенез [44].

Ацетогенная стадия осуществляется двумя группами ацетогенных бактерий. Первая образует ацетат с выделением водорода (ацетогены, образующие водород, – группа 2) из растворимых продуктов предшествующей стадии кислотообразования. Ниже приводятся в качестве примера химические уравнения образования уксусной кислоты из пропионовой и масляной кислот:

$$CH_3CH_2COOH + 2H_2O \rightarrow CH_3COOH + CO_2 + 3H_2; \quad (3)$$

$$CH_3CH_2CH_2COOH + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COOH + 2H_2. \quad (4)$$

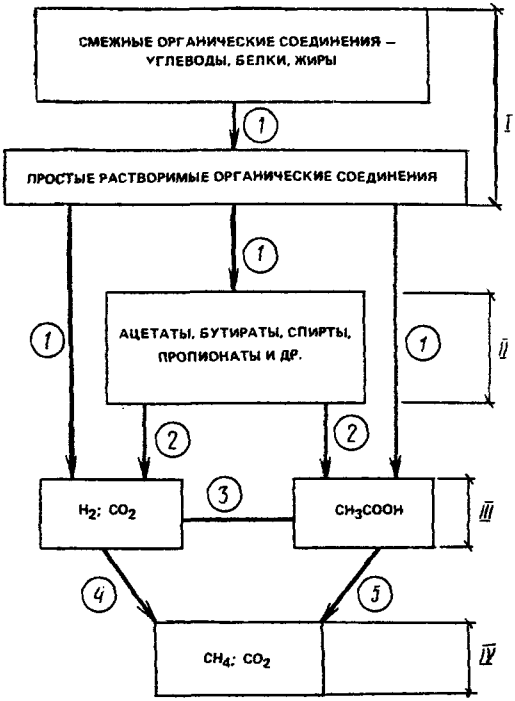


Рис. 1. Схема анаэробного метанового сбраживания осадков
1–5 – участвующие группы бактерий; *1* – ферментативные кислотогены; *2* – ацетогены, образующие H_2; *3* – ацетогены, использующие H_2; *4* – метаногены, восстанавливающие CO_2; *5* – метаногены, использующие ацетат; *1–1У* – стадии процесса; *1* – гидролиз; *II* – кислотообразование (кислотогенез); *III* – образование уксусной кислоты (ацетогенез); *1У* – образование метана (метаногенез)

Вторая группа ацетогенных бактерий приводит к образованию уксусной кислоты путем использования водорода для восстановления CO_2 (ацетогены, использующие водород, – группа 3):

$$4H_2 + 2CO_2 \rightarrow CH_3COOH + 2H_2O. \quad (5)$$

Микробиология этой стадии брожения требует дальнейшего изучения.

На 1У метаногенной стадии метановые бактерии образуют метан двумя путями – путем расщепления ацетата (группа бактерий 5) и восстановлением углекислоты водородом (группа бактерий 4).

$$CH_3COOH \rightarrow CH_4 + CO_2; \quad (6)$$

$$CO_2 + H_2 \rightarrow CH_4 + H_2O. \quad (7)$$

Первым путем образуется 72 % метана, вторым – 28 %.

В процессе могут участвовать 5 основных групп метановых бактерий, различающихся морфологически: Methanococcus, Methanobacterium, Methanospirillum, Methanotrix и Methanosarcina.

При сбраживании осадков городских сточных вод из метаногенов, использующих ацетат, преимущественно развиваются две последние группы бактерий. В зависимости от pH, продолжительности сбражи-

вания и температуры преобладает одна из них. Так, в мезофильном режиме (t = 32–38 °С) сарцины растут быстрее, и их численность удваивается за 20–30 ч, а бактерии Methanotrix растут медленнее – 200–300 ч, зато используют более низкие концентрации ацетата, в результате чего они более устойчиво растут в сообществе и вытесняют метаносарцины.

Метановые бактерии – строгие анаэробы; они весьма чувствительны к присутствию в среде растворенного кислорода и нитратов. Оптимальное значение pH = 7,0–7,5, хотя эти бактерии могут работать и при pH = 9–10, если время их пребывания не менее 20 сут. Концентрация кислорода, равная 0,01 мг/л, губительно действует на метановые бактерии. Устойчивое брожение протекает при окислительно-восстановительном потенциале ξh = 330 мВ; снижение этой величины способствует образованию сульфидов и водорода.

Как уже указывалось, источниками углерода для метановых бактерий являются ацетат-ион и углекислый газ, источником энергии служит водород, главным источником азота – аммиак, а источником серы – сульфиды, хотя могут быть также цистеин и сульфаты.

Метаногены испытывают также потребность в различных микроэлементах (калий, натрий, кальций, магний, кобальт, медь, бор, цинк, молибден), причем некоторые из них в высоких концентрациях могут быть весьма токсичными.

Никель не относится к элементам, необходимым для роста большинства бактерий. Однако метаногены нуждаются в никеле, поскольку он входит в фермент изоаллоксазин (F_{420}) – аналог флавиновых соединений, участвующих в процессе переноса водорода при восстановлении CO_2 до CH_4. В то же время в ферментные системы других микроорганизмов, ответственные за окислительно-восстановительные реакции, включены железо (цитохромы), магний (хлорофилл), кобальт (B_{12}). Концентрация F_{420} зависит от сбраживаемого субстрата и условий сбраживания и может быть использована для измерения количества метаногенных микроорганизмов в смешанной анаэробной культуре[1].

Таким образом, анаэробное разложение органических веществ осуществляется сообществом микрооганизмов, составляющих трофическую цепь первичных и вторичных анаэробов. В отличие от трофических цепей микроорганизмов в аэробных процессах, где взаимоотношения между группами организмов характеризуются в основном отношениями "хищник–жертва", для трофических систем при метановом сбраживании характерно использование продуктов обмена одних групп бактерий другими.

Первичные анаэробы осуществляют стадии гидролиза и кислотообразования, вторичные – стадии ацетогенеза и метаногенеза. Для них питательные и энергетические субстраты образуются на предшествующих стадиях в результате деятельности первичных анаэробов.

Ко вторичным анаэробам относятся и сульфатредуцирующие бактерии, работающие параллельно метаногетам и использующие метаболи-

[1] Acta Hidrochim.et hydrobiol., 1987, 15, NI, p. 43–55.

ты первых стадий процесса. При низком содержании сульфатов образуются главным образом CH_4 и CO_2 и незначительное количество H_2S. При повышении концентрации сульфатов до 0,5 ммоль/л сульфатвосстанавливающие бактерии вступают в борьбу с метаногенами за переработку энергетических субстратов (H_2 и ацетат), так как образующееся значительное количество сульфидов ингибирует рост метаногенов.

Продукты гидролиза первой стадии процесса, осуществляемой гидролитическими экзоферментами ферментативных бактерий, регулируют физиологическую активность этих бактерий, которые и синтезируют гидролазы. Концентрация продуктов гидролиза должна быть ниже порога торможения жизнедеятельности ферментативных бактерий. Особенно ярко видны трофические связи между отдельными группами бактерий на примере водорода. Водород, образующийся на II (кислотогенез) и III (ацетогенез) стадиях процесса, является, с одной стороны, ингибитором многих кислотообразующих бактерий и должен удаляться из системы, если образование кислот происходит непрерывно. С другой стороны, при высоком парциальном давлении водорода ($pH_2 \geqslant 10$ Па) ингибируется образование метана и возрастает концентрация органических кислот. Однако в хорошо работающей биологической системе этого не наблюдается, поскольку происходит потребление водорода как группой 2 ацетогенных бактерий, так и некоторыми метаногенами, образующими метан путем восстановления углекислоты. Сообщество работает как синтрофная система [14, 15] на основе межвидового переноса водорода: при его удалении вторичными анаэробами до $pH_2 = 100$ Па возникает термодинамическая возможность использования первичными анаэробами таких процессов, которые даже невозможны в чистой культуре.

Помимо трофических связей между группами бактерий в процессе метанового брожения существует и чисто физическая связь. Гидролитическим бактериям необходим тесный контакт с твердым гидролизуемым субстратом; нарушение этого контакта приводит к ослаблению их активности. Кроме того, в гетерофазной среде имеют значение микроградиенты концентрации субстратов вокруг клетки. Ацетогенные и метаногенные бактерии наилучшим образом действуют тогда, когда они находятся в тесном пространственном симбиозе между собой. Разрыв же этого симбиоза, вызванный сильными динамическими нагрузками, которые могут возникать при интенсивном перемешивании, оказывает отрицательное воздействие на эффективность процесса. Все это говорит о том, что микробное сообщество, осуществляющее метановое брожение, должно развиваться при отсутствии интенсивного турбулентного перемешивания. Это необходимо учитывать при выборе конструкций метантенков, в которых следует совмещать оптимальные условия перемешивания при минимальных динамических нагрузках.

Таким образом, при метановом сбраживании необходимо всегда рассматривать не отдельные группы бактерий, а все сообщество в целом. Эффективность процесса сбраживания в таком сообществе зависит не только от деятельности организмов, участвующих в данной реакции, но и от жизнедеятельности бактерий, потребляющих продук-

ты этой реакции. Накопление продуктов обмена одной из стадий процесса ведет к торможению других. Бактерии, работающие на разных стадиях, имеют свои морфологические и физиологические особенности, выражающиеся в разных скоростях роста, чувствительности к pH и O_2 и др. Все это играет большую роль в создании сбалансированной, хорошо работающей системы.

1.2. ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ ОСАДКА И ЕГО ВЛИЯНИЕ НА СБРАЖИВАНИЕ. ПРЕДЕЛ РАСПАДА ОСАДКА

На городских очистных сооружениях сбраживанию, как правило, подвергаются осадки из первичных отстойников и избыточный активный ил. Количество и характеристики первичного осадка зависят от системы канализации города (раздельная, общесплавная), к которой подключены очистные сооружения, количества и состава промышленных сточных вод, сбрасываемых в систему канализации города, а также от вида предварительной обработки сточных вод (степень удаления песка, предварительная очистка сточных вод реагентами и др.). Состав избыточного активного ила определяется условиями его развития в аэротенке (нагрузкой по органическим загрязнениям, степенью самоокисления и т.д.). Чем выше нагрузка на ил в аэротенке, тем больше его прирост и тем больше содержится в нем органических веществ; чем ниже нагрузка на ил, тем выше степень его самоокисления и ниже содержание органических веществ. Обычно на сооружениях биологической очистки сточных вод в аэротенках количество осадка и избыточного активного ила составляет 0,5–1 % объема очищаемых сточных вод. Влажность осадка из первичных отстойников колеблется в пределах 93,5–95,5 %, а уплотненного в радиальных илоуплотнителях избыточного активного ила – в пределах 96,5–97,5 %. Влажность смеси, загружаемой в метантенк, меняется в зависимости от соотношения между количествами осадка и избыточного ила.

Данные по химическому составу сырых осадков из первичных отстойников и избыточного активного ила (табл. 1), полученные в разных странах и в разные годы, показывают, что содержание основных органических и минеральных компонентов изменяется в довольно широких пределах. Существенно отличается химический состав активного ила, в котором содержится гораздо больше, чем в осадке, белков и меньше углеводов и жиров.

Сбраживание основных компонентов органического вещества осадков. Как было показано выше, летучие жирные кислоты, спирты, аминокислоты являются основными промежуточными продуктами процесса метанового сбраживания осадков городских сточных вод, количественный и качественный состав которых связан с химическим составом сложных органических веществ сырых осадков. В то же время стехиометрия ацетогенеза каждого индивидуального промежуточного продукта, а также последующие реакции метаногенеза будут определять общее количество биогаза и содержание в нем метана.

Рассмотрим кинетические схемы конверсии углеводов, жиров и белков осадков для того, чтобы установить, в какой степени основные

Таблица 1. **Химический состав осадков городских сточных вод**

Компоненты	Станции аэрации				
	США		Москва		Канада
	сырой осадок	активный ил	сырой осадок	активный ил	сырой осадок
	% по сухому веществу				
Органическое вещество	60–80	65–75	62,0–85,9	74,0–75,6	60–90
Общий органический углерод	–	–	–	–	25–40
Зольность	40–20	35–25	38,0–15,1	24,5–26,2	40–10
Жиры (эфирорастворимые)	7–35	5–12	16,0–35,0	11,0–21,0	10–30
Белки	22–28	38	18–31,4	51–60	20–30
Углеводы, в том числе:	14–32[x]	9–14	15,2–37,4	3,74–5,4	10–20
α -целлюлоза	–	–	6,2–12,4	0,53–1,28	–
γ -целлюлоза	–	–	7,3–15,5	2,5–3,1	–
Общий азот	4,5	6,2	3,2–3,66	7,3–6,7	3–5
Общий фосфор (P_2O_5)	2,25	2,5	1,4–2,11	5,4	1–3
Прочие органические вещества	До 20	До 17	До 35	До 20	До 20
	мг/г сухого вещества				
Калий	–	–	–	–	–
Кремний (SiO_2)	13,8	8,5	8,4–55,9	7,6–33,8	–
Алюминий (Al_2O_3)	2,1	3,2	0,3–18,9	7,3–26,9	0,1–3
Железо (Fe_2O_3)	3,2	7,2	3,0–13,9	7,2–18,7	2–6
Кальций (CaO)	2,7	1,7	11,8–35,9	8,9–16,7	1–8
Сера (SO_3)	1,2	2,9	–	–	–
Цинк (ZnO)	–	–	0,1–0,6	0,2–0,3	–
Медь (CuO)	–	–	0,1–0,8	0,1–0,2	–
Никель (NiO)	–	–	0,2–2,9	0,2–3,4	–
Хром (Cr_2O_3)	–	–	0,8–3,1	0–2,4	–
Марганец	–	–	0,06–0,72	–	–
Молибден	–	–	0,005	–	–

[x] В составе углеводов определялся также лигнин.

компоненты органического вещества осадка определяют количественный выход биогаза и его качественный состав.

Углеводы в осадках представлены в основном целлюлозой, гемицеллюлозами и лигнином, т.е. основными веществами стенки растительной клетки.

Гемицеллюлозы – сложные полисахариды – представляют собой линейные или разветвленные гетерополимеры различных гексоз и

пентоз, целлюлозы являются линейными гомополимерами глюкозы, а лигнин – это гетерополимер, состоящий из трех трансспиртов (кумарилового, кониферилового, синапилового). При разложении гемицеллюлозы и целлюлозы метаногенным консорциумом[1,2] (рис. 2) четко видны четыре основные стадии процесса. При гидролизе гемицеллюлоз сначала образуется сложная смесь полисахаров, которые затем распадаются на соответствующие моносахара. При гидролизе целлюлозы вначале образуется только глюкан, а далее все стадии конверсии обоих углеводов идут одинаково. Моносахара кислотообразующими бактериями превращаются в летучие жирные кислоты, спирты, H_2 и CO_2; далее протекает стадия образования уксусной кислоты и, наконец, метаногенез. Схема конверсии моносахаров на примере глюкозы может быть представлена следующим образом:

$$\left.\begin{aligned} &[C_6H_{12}O_6] \rightarrow C_2H_5OH + CH_3COOH + 2CO_2 + 2H_2;\\ &C_2H_5OH + H_2O \rightarrow CH_3COOH + 2H_2;\\ &CH_3COOH \rightarrow CO_2 + CH_4;\\ &CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O. \end{aligned}\right\} \quad (8)$$

Из-за сложного состава белков затруднительно предста́вить последовательность процессов кислотогенной стадии их конверсии в виде уравнений химических реакций. Очевидно, что при метановом сбраживании идет последовательное превращение нерастворимых белков в растворимые аминокислоты по следующей цепочке: белок → пептоны → → пептиды → аминокислоты. В превращении участвуют внеклеточные ферменты протеиназы, секретируемые указанными выше бактериями стадии гидролиза. В результате гидролиза образуются свободные прямоцепочечные аминокислоты (гликокол, аланин), которые сравнительно легко трансформируются в жирные кислоты и далее в CH_4 и CO_2, и свободные ароматические аминокислоты (тирозин, триптофан, фенилаланин), конверсия которых в метан из-за прочности ароматического кольца затруднена.

Конечная химическая реакция конверсии аланина может быть представлена следующим образом:

$$CH_3CH(NH_2)COOH + 2H_2O \rightarrow CH_3COOH + NH_3 + CO_2 + 2H_2. \quad (9)$$

Далее ацетат, CO_2 и H_2 конвертируются в метан по основным уравнениям (6) и (7).

При распаде белков некоторые из образующихся продуктов (NH_3, CO_2) связываются между собой или с другими веществами и остаются в растворе, создавая щелочность среды (см. ниже). При гидролизе жироподобные вещества распадаются на глицерин и высокомолекулярные

---

[1] Biomass, 1985, №4, p. 257–269.

[2] Биотехнология, 1987, т. 3, №1, с. 79–85; №2, с. 222–225.

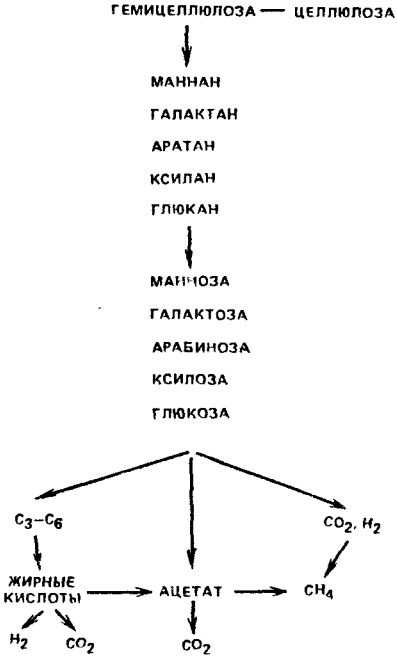


Рис. 2. Схема конверсии углеводов в процессе метанового брожения

жирные кислоты, которые в результате других последовательно протекающих реакций превращаются в уксусную кислоту и далее в CH_4 и CO_2:

$$\begin{array}{l} CH_2OOC-R \\ | \\ CHOOC-R \\ | \\ CH_2OOC-R \end{array} + 3H_2O \rightarrow \begin{array}{l} CH_2OH \\ | \\ CHOH \\ | \\ CH_2OH \end{array} + 3R-COOH. \qquad (10)$$

В табл. 2 приведены примеры реакций превращения в метан продуктов гидролиза углеводов, жиров (глицерин) и белков (гликокол, аланин). Как видно из этой таблицы, выход биогаза и его состав различны в зависимости от химической природы субстрата.

Пример расчета. Конверсия масляной кислоты в CH_4 и CO_2 проходит по следующим реакциям:

$$CH_3CH_2CH_2COOH + 2H_2O \rightleftarrows 2CH_3COOH + CO_2 + 2H_2; \qquad (11)$$

$$2CH_3COOH \rightarrow 2CH_4 + 2CO_2; \qquad (12)$$

$$CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O. \qquad (13)$$

Сложив уравнения, получим суммарное уравнение

$$CH_3CH_2CH_2COOH + H_2O \rightarrow 2{,}5CH_4 + 1{,}5CO_2 \qquad (14)$$

Таблица 2. **Количество и состав газа, выделяющегося при полном разложении продуктов II стадии брожения (по Родигеру)**

Химическое уравнение реакции брожения (М молекульрная масса)	Удельный выход газа, л/кг	Состав газа, %	Плотность газа при 0 °С, кг/м^3	Количество газа, кг/кг распавшегося вещества
Этиловый спирт: $2C_2H_5OH \rightarrow 3CH_4 + CO_2$; М = 92,1; 3 мол + 1 мол; 67,2 + 22,4 = 89,6 л	972,8	$75CH_4 + 25CO_2$	1,03	1,0
Бутиловый спирт: $C_4H_9OH + H_2O \rightarrow 3CH_4 + CO_2$; М = 74,08; 4·22,4 = 89,6 л	1209	$75CH_4 + 25CO_2$	1,03	1,245
Уксусная кислота: $CH_3COOH \rightarrow CH_4 + CO_2$; М = 60,0; 2·22,4 = 44,8 л	746,2	$50CH_4 + 50CO_2$	1,34	1,0
Пропионовая кислота: $4(CH_3CH_2COOH) + 2H_2O \rightarrow 7CH_4 + 5CO_2$; М = 296,192; 12·22,4 = 268,8 л	907	$58,3CH_4 + 41,7CO_2$	1,24	1,12
Масляная кислота: $2(CH_3CH_2CH_2COOH) + H_2O \rightarrow 5CH_4 + 3CO_2$; М = 176,12; 8·22,4 = 179,2 л	1017	$62,5CH_4 + 37,5CO_2$	1,29	1,31
Глицерин: $4[C_3H_5(OH)_3] - 2H_2O \rightarrow 7CH_4 + 5CO_2$; М = 368,25; 12·22,4 = 268,8 л	730	$58,3CH_4 + 41,7CO_2$	1,24	0,903
Гликокол: $4(CH_2NH_2COOH) + 2H_2O \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 4CO_2 + 4NH_3$; М = 300; 4·22,4 = 89,6 л	298,4	$75CH_4 + 25CO_2$	1,03	0,308
Аланин: $2[CH_3CH(NH_2)COOH] + 2H_2O \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 2CO_2 + 2NH_3$; М = 178,1; 4·22,4 = 89,6 л	503,0	$75CH_4 + 25CO_2$	1,03	0,518

или

$$2(CH_3CH_2CH_2COOH) + H_2O \rightarrow 5CH_4 + 3CO_2. \quad (15)$$

Молекулярная масса двух молекул масляной кислоты равна 176,12; 8 граммолекул газообразных продуктов имеют объем 22,4 л·8 = 179,2 л. Следовательно, из 1 г распавшейся масляной кислоты образуется 1,017 л газа. Состав газа — 62,5 % CH_4 и 37,5 % CO_2.

Из данных табл. 2 можно сделать следующие выводы:

количество и состав газа, получаемого при сбраживании вещества, определяются уравнением реакции;

сбраживание происходит как с участием воды, так и без нее, и может даже идти с ее выделением. Если вода участвует в реакции, то из 1 г распавшегося органического вещества образуется больше 1 г газа; если реакция идет без участия воды, то 1 г распавшегося вещества дает 1 г газа и, наконец, если при реакции выделяется вода, то образуется меньше 1 г газа.

исключение составляют аминокислоты, при распаде которых участвует вода, однако при этом газа всегда выделяется меньше 1 г/г, поскольку наряду с газообразными продуктами образуются связанные CO_2, NH_3 и H_2S.

Теоретические расчеты Басвелла по выходу и составу биогаза на основе стехиометрических уравнений реакции для различных химических веществ, а также их экспериментальная проверка показали, что опытные значения составляют 83–100 % теоретических. При подведении полного баланса по углероду выяснилось, что разница между опытными и расчетными данными обусловлена расходом углерода на построение бактериальных тел.

Родигер выполнил большое число экспериментов по сбраживанию углеводов, жиров и белков, содержащихся в канализационных осадках ряда городов, а также обобщил большой объем исследовательских и эксплуатационных материалов, что позволило ему определить выход газа на 1 г распавшихся углеводов, жиров и белков (коэффициенты Родигера) и состав образующегося при этом биогаза (табл. 3). Из данных, приведенных в табл. 3, можно сделать следующие выводы: поскольку вода принимает участие при сбраживании всех основных компонентов, из 1 г распавшегося вещества должно получиться больше 1 г газа. Только при сбраживании белков выделяется меньше газа за счет образования продуктов распада, не переходящих в газ;

удельный выход газа при распаде жиров почти в 1,5 раза выше, чем при распаде углеводов и белков;

при сбраживании белков и жиров в биогазе содержится больше метана, чем при сбраживании углеводов.

Исследованиями АКХ им. К.Д. Памфилова установлено, что все количество газа, выделяющегося в процессе сбраживания, образуется за счет распада жиров, углеводов и белков. При этом 60–65 % биогаза образуется от распада жиров, остальные 40–35 % приходятся примерно поровну на долю углеводов и белков. Все три указанных компонента органического вещества осадков сбраживаются не полностью: пределы их сбраживания составляют 70 % для жиров, 62,5 % – для углеводов и 48 % – для белков. Пределы сбраживания не зависят от температуры, но скорости распада каждого компонента в термофильных условиях в 1,6–1,7 раза выше, чем в мезофильных. Максимальной скоростью распада обладают белки, минимальной – углеводы. Отсюда следует, что при сбраживании осадков, содержащих больше жиров, образуется большее количество газа, чем при сбраживании осадков, содержащих больше белков (активный ил) и углеводов (навоз и растительные отходы) [8].

Как следует из табл. 1, содержание жиров, углеводов и белков в органическом веществе осадков составляет 65–80 %. Остальная часть органического вещества в основном представляет собой лигнино-гумусовый комплекс, который в газообразовании не участвует.

Исследованиями Н.Ф. Возной[1] установлено, что процесс распада

---

[1] Исследования по санитариой технике / Сб. трудов ЛИСИ. – Л.: 1959. Вып. 31 С. 139–147.

Таблица 3. **Количество и состав биогаза и предел распада при анаэробном сбраживании углеводов, жиров и белков**

Уравнения распада	Удельный выход газа, $м^3$/кг	Состав газа, %		Плотность биогаза, кг/$м^3$ [при 20 °С и 760 мм (0,1 МПа)]	Количество газа, кг/кг распавшегося вещества (коэффициенты Родигера)	Предел сбраживания по газу (предел распада), %
		CH_4	CO_2			
$Углеводы + H_2O \rightarrow 3CH_4 + 3CO_2$	0,790	50	50	1,25	0,985	62,5
$Жиры + H_2O \rightarrow 2CH_4 + CO_2$	1,250	68	32	1,05	1,31	70,0
$Белки + H_2O \rightarrow 2CH_4 + CO_2 + H_2S + NH_3 + CO_2$	0,704	71	29	1,01	0,71	48,0

органических веществ осадков в анаэробных условиях влечет за собой образование гуминовых веществ, содержание которых в органическом веществе сброженного осадка достигает 25 % и более. В кислой фазе брожения они находятся в виде нерастворимого осадка, в щелочной – в коллоидно-растворенном состоянии. Черный цвет иловой жидкости и сброженного осадка в основном обусловливается наличием в нем коллоидно-растворенных гуминовых веществ. Состав гуминовых веществ осадков, а также такие их свойства, как электропроводность, способность к щелочному гидролизу и т.д. указывают на сходство их с природными гуминовыми веществами.

Максимальный выход газа при сбраживании осадков и практический предел сбраживания. Как указывалось выше, в осадках содержится 60–80 % органического вещества, из которого только часть, состоящая из углеводов, жиров и белков, переходит в биогаз. Пользуясь уравнением (2), можно рассчитать количество газа, выделившегося из 1 кг распавшегося органического вещества осадка: оно составляет 1,2 $м^3$, в том числе 0,7 $м^3$ CH_4 и 0,5 $м^3$ CO_2. Уравнение (2) пригодно в том случае, если элементарный состав осадка соответствует формуле Маккарти и если сбраживание идет согласно уравнению. В других случаях необходимо проводить элементарный анализ осадка, что не всегда возможно.

Выход газа из распавшегося органического вещества осадка можно рассчитать по его ХПК, рассматривая количество образовавшегося метана как эквивалент ХПК распавшегося осадка:

$$CH_4 + 2O_2 \rightarrow CO_2 + 2H_2O, \qquad (16)$$

откуда следует, что один моль CH_4 (22,4 л при стандартных условиях) вступает в реакцию с двумя молями O_2 (64 г по ХПК), тогда 1 г ХПК распавшегося осадка образует 0,35 л CH_4. Однако даже при бесконечно длительном пребывании осадка не происходит полного распада всего

органического вещества осадка и превращения его в биогаз. Некоторая доля органического вещества синтезируется в биомассу микроорганизмов, участвующих в процессе, часть переходит в растворенное состояние, создавая щелочность среды, а часть вообще не сбраживается (лигнин), что не учитывается уравнением.

Возникает задача установить для каждого осадка максимальный выход газа, который может быть получен при его сбраживании, и его изменение с изменением условий проведения процесса. Знание этих параметров представляется важным при расчете и эксплуатации метантенков как для оценки эффективности протекающего в них процесса, так и для решения вопросов утилизации биогаза.

Максимальный выход биогаза из 1 г органического вещества загружаемого в метантенки осадка характеризует биоразлагаемую часть осадка или практический предел его сбраживания. Для определения этой величины используют экспериментальный тест, заключающийся в длительном сбраживании осадка до практически полного прекращения выделения газа.

Отнеся суммарное количество выделившегося биогаза к органическому веществу исходного осадка, получают максимально возможный выход газа в $м^3$ на 1 кг органического (сухого беззольного) вещества, или, умножив выход газа в $м^3$ на его плотность в $кг/м^3$, выход газа в кг на 1 кг органического вещества осадка, откуда нетрудно рассчитать распад органического вещества сбраживаемого осадка в %. При этом выход газа на 1 кг распавшегося при выбраживании осадка должен соответствовать выходу газа по уравнению Маккарти. На рис. 3 представлены типичные кривые длительного сбраживания осадка с разными дозами загрузки метантенков, полученные в АКХ на осадках двух станций аэрации Москвы (Люблинской и Курьяновской). Выход газа на 1 кг загруженных сырых осадков составил для осадка Люблинской станции 0,49 $м^3/кг$ (или 0,51 кг/кг при плотности биогаза 1,05 $кг/м^3$), Курьяновской – 0,52 $м^3$ (0,55 кг/кг), для избыточного активного ила обеих станций соответственно 0,42 и 0,43 $м^3/кг$ (в среднем 0,426 кг/кг). Из этого видно, что биоразлагаемая часть сырых осадков из первичных отстойников или практический предел сбраживания составляет 52 и 55 %, избыточного активного ила – 44,5 %. Выход биогаза на 1 кг распавшегося беззольного вещества составил 0,95 и 1,07 $м^3$ для осадков первичных отстойников, что в среднем на 10 % не согласуется со значением, полученным по уравнению Маккарти (1,2 $м^3/кг$). По-видимому, это объясняется тем, что данное уравнение не учитывает прирост биомассы и оставшуюся несброженной часть органического вещества. Практический предел сбраживания осадка может быть рассчитан по содержанию основных компонентов осадка и их пределу распада с использованием коэффициентов Родигера (см. табл. 3) по формуле, предложенной в работах АКХ:

$$R_{lim} = [(x \cdot 0{,}7 \cdot 1{,}31) + (y \cdot 0{,}625 \cdot 0{,}985) + (z \cdot 0{,}48 \cdot 0{,}71)]100, \qquad (17)$$

где x, y, z – соответственно содержание жиров, углеводов, белков, кг/кг беззольного вещества; 0,7; 0,625; 0,48 – пределы сбраживания этих же компонентов в долях, определяемые экспериментально; 1,31; 0,985; 0,71 – коэффициенты Родигера (по табл. 3).

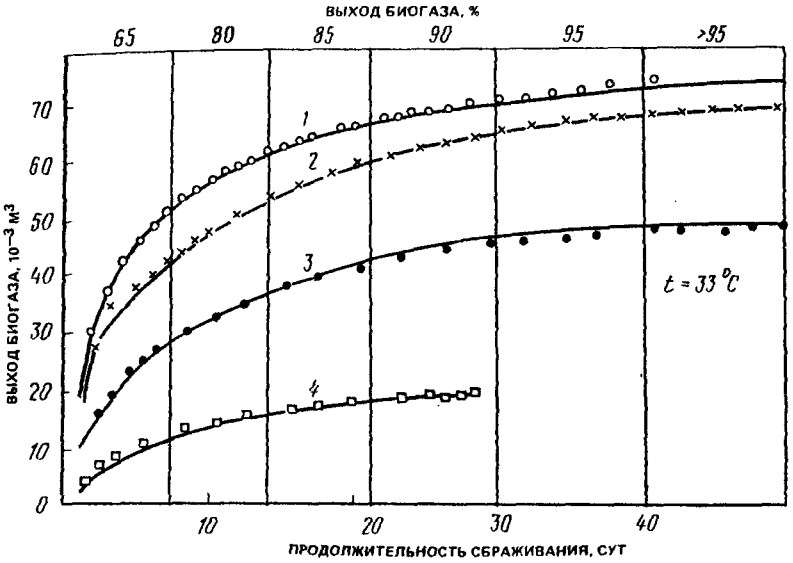


Рис. 3. Выход биогаза при длительном доброживании осадка
1–3 – сырой осадок в дозе соответственно 8, 12 и 16 %; *4* – активный ил (8 %)

Многократное сравнение результатов определения практического предела сбраживания по формуле (17) и при длительном сбраживании, проведенное на осадках очистных сооружений различных городов и в пределах одного города (табл. 4), показало близкое совпадение результатов, полученных разными методами. Из этих же данных следует, что практические пределы сбраживания разных осадков могут значительно отличаться, и необходимо стремиться к их экспериментальному определению одним из указанных методов как при расчете, так и при эксплуатации метантенков. Это позволит правильно оценивать эффективность их работы при фактических условиях эксплуатации и решать вопросы, связанные с утилизацией биогаза [10].

По данным литературы последних лет [48], практический предел сбраживания осадка изменяется от 40 до 70 % по снижению содержания беззольного вещества, от 40 до 60 % по ХПК и от 60 до 90 % по БПК сырых и сброженных осадков (БПК осадка характеризует его биоразлагаемую часть).

Во многих работах отмечается, что степень сбраживания активного ила всегда меньше, чем осадка из первичных отстойников, и ее предел составляет 20–50 %. Предел сбраживания активного ила зависит от времени его пребывания и нагрузки по загрязнениям, при которых он работал в аэротенке. Чем моложе ил, чем в нем больше содержание живых бактериальных клеток, биоразлагаемость которых составляет 68 %, тем выше практический предел сбраживания, хотя вследствие высокого содержания в иле белков он ниже, чем у осадков. На снижение практического предела сбраживания влияет и содержание в

Таблица 4. **Практический предел сбраживания осадков разных городов**

Город, очистные сооружения	Практический предел сбраживания, %	
	при длительном сбраживании	по формуле
Москва:		
Люблинская СА:		
сырой осадок (СО)	52–54	55,6
смесь СО: активный ил = 1 : 1 по беззольному веществу	46–48	45,2
Курьяновская СА:		
сырой осадок (СО)	54–56	57,2
смесь СО: активный ил = 1 : 0,5	49,8	–
Тушинская СА:		
сырой осадок	51	53,5
активный ил	41–43	44,2
Челябинск, сырой осадок	60,9	58,0
Иваново, " "	41,4	39,3
Калинин, " "	40,0	42,0
Ярославль, " "	36,6	35,0
Харьков, " "	53,8	51,3

старых илах биологически плохо разлагаемых осколков мертвых клеток и стойких органических веществ, гидролиз которых лимитирует процесс сбраживания. По некоторым данным предварительная термическая или химическая обработка содействует повышению биоразлагаемости ила. Согласно другим данным термическая обработка уменьшает биоразлагаемость, так как приводит к образованию веществ, токсичных для метаногенеза.

1.3. КРИТЕРИИ СТАБИЛИЗАЦИИ

В настоящее время нет однозначного определения количественных критериев стабилизации, при достижении которых осадок перестает загнивать и иметь неприятный запах. В некоторых работах[1] предлагаются экспериментальные тесты для определения "биохимического метанового потенциала", т.е. измерения остаточного количества биоразлагаемого органического вещества в сброженном осадке. Этими же тестами можно оценивать биоразлагаемость сырого осадка. Чаще стабилизированными считают осадки, степень сбраживания которых составляет 90 % практического предела распада. Кроме того, стабильность оценивается по отношению C : N в сброженном осадке, а также по щелочности и содержанию летучих жирных кислот в иловой воде.

В процессе сбраживания происходит постоянное снижение содержания углерода в осадке за счет его перехода в виде CH_4 и CO_2 в биогаз, а также меняются его формы за счет частичного перехода в бикарбонатные и карбонатные ионы жидкой фракции и в клеточное вещество биомассы микроорганизмов. Содержание общего азота снижается

[1] Water Research, 1979, v. 13, p. 485.

несущественно, однако значительная его часть переходит из органической формы в минеральную в виде иона NH_4^+, который, соединяясь с растворенным CO_2, обусловливает щелочность системы. В результате сбраживания снижается отношение С : N, которое является одним из важных факторов микробиологических процессов. Оптимальным для метаногенеза считается отношение С : N от 16 до 19. При большем значении этого отношения процесс может лимитироваться недостатком азота, при меньшем может происходить интенсивное выделение аммиака до концентраций, токсичных для бактерий [12]. При сбраживании осадков городских сточных вод регулированию этого соотношения не придают должного значения. В то же время при сбраживании навоза и других органических отходов достижение оптимального отношения С : N позволяет увеличить выход газа на 10–30 % [47]. Доведение отношения С : N до оптимального при сбраживании осадков городских сточных фод, богатых азотом, можно осуществлять путем их смешения в нужных количествах с твердыми бытовыми отходами, содержащими много углерода. При глубоком сбраживании отношение С : N уменьшается до 10 и менее, что и является одним из критериев стабильности.

Для метанового брожения важнейшее значение имеет соотношение трех связанных между собой химических показателей процесса: содержания летучих жирных кислот, щелочности и pH.

Бикарбонатный ион HCO_3^-, являющийся основным источником щелочности среды при достижении оптимума значения pH метаногенной стадии от 6,5 до 7,6, образуется при разложении содержащих азот органических веществ (белков) до NH_3 и последующей его реакции с растворенным CO_2, в результате чего в растворе появляются ионы NH_4^+ и HCO_3^-. При распаде 1 молекулы осадка сточных вод по уравнению (2) щелочность среды, выраженная в $CaCO_3$, достигает примерно 213 мг/л. Концентрация HCO_3^- в растворе, или бикарбонатная щелочность (БЩ), связана с содержанием CO_2 в биогазе в % и pH следующим соотношением, составленным с учетом общего солесодержания жидкой фазы, при ионной силе раствора, равной 0,2 [48]:

$$БЩ = 1{,}3 \cdot 10^2 (p_{CO_2}/10 - pH), \qquad (18)$$

где БЩ измеряется в мг/л по $CaCO_3$; p_{CO_2} – парциальное давление, Па.

Указанное соотношение при температуре 35 °С показано на рис. 4. Из него следует, что для поддерживания значения pH в оптимальных границах (6,5–7,6) значение БЩ должно находиться в пределах от 1000 до 5000 мг/л по $CaCO_3$ при содержании CO_2 в биогазе от 25 до 45 %. Чем выше БЩ, тем больше летучих жирных кислот (ЛЖК) может быть нейтрализовано без снижения pH. Если при нарушении процесса начинает значительно увеличиваться содержание летучих жирных кислот, то они нейтрализуются бикарбонатной щелочностью согласно следующему уравнению:

$$HCO_3^- + HAc = H_2O + CO_2 + Ac^-, \qquad (19)$$

где HAc – неионизированная уксусная кислота; Ac^- – ацетат-ион.

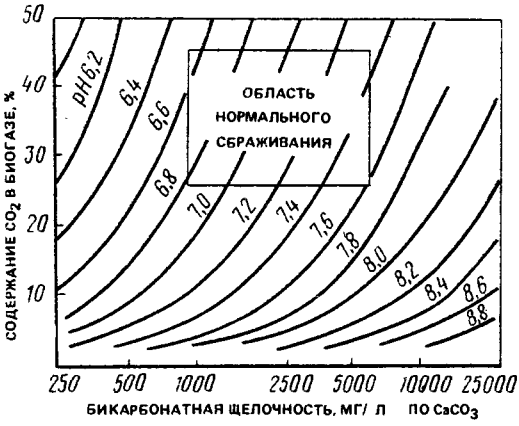


Рис. 4. Зависимость между биокарбонатной щелочностью, pH и содержанием CO_2 в биогазе

Бикарбонатная щелочность определяется, как известно, по разности между общей щелочностью (ОЩ) и содержанием летучих жирных кислот, титруемых до pH = 4:

$$БЩ = ОЩ - 0{,}71\ (ЛЖК), \qquad (20)$$

где ОЩ измеряется в мг/л по $CaCO_3$, ЛЖК – в мг/п по уксусиой кислоте; коэффициент 0,71 учитывает пересчет эквивалентов уксусной кислоты в $CaCO_3$, а также титруемость при pH = 4,0 примерно 85 % анионов летучих жирных кислот.

При нормальных условиях эксплуатации БЩ эквивалентна ОЩ. При дисбалансе системы концентрация ЛЖК повышается, снижая БЩ и заменяя ее ацетатной щелочностью Ас, что приводит к снижению pH, как это следует из рис. 4. Например, в хорошо работающем метантенке при ЛЖК = 50 мг/л по уксусной кислоте и ОЩ = 2500 мг/л по $CaCO_3$ БЩ будет равна 2465 мг/л. Если ЛЖК существенно повышается, например, до 3000 мг/л, то БЩ снижается до 370 мг/л. При этом газовая фаза, содержащая 30 % CO_2,будет в первом случае создавать среду с pH = 7,1, а во втором – с pH = 6,3.

Таким образом, система работает устойчиво при высокой БЩ. В случае разбалансировки системы и снижения значения pH могут быть использованы химические реагенты (бикарбонат натрия, известь, каустическая сода и др.). Однако при их добавлении (за исключением $NaHCO_3$) не удается поднять БЩ свыше 1000 мг/л $CaCO_3$. Правильнее резко уменьшить и полностью прекратить загрузку метантенка свежим осадком, чтобы система восстановилась за счет ее саморегулирования.

Для хорошо сброженных стабилизированных осадков значение БЩ должно быть более 25000 мг/л по $CaCO_3$ (50 мг-экв/л), ЛЖК 200 мг/л по уксусной кислоте (3,3 мг-экв/л), а соотношение ЛЖК : БЩ $\leqslant$ 0,1.

1.4. ТОКСИЧНОЕ ВЛИЯНИЕ ХИМИЧЕСКИХ КОМПОНЕТОВ ОСАДКА НА ПРОЦЕСС БРОЖЕНИЯ

В составе осадков содержатся органические и неорганические вещества, которые при определенных условиях могут оказывать токсичное действие на процесс брожения. Оценка и прогнозирование возможного токсичного действия различных компонентов органического и неорганического происхождения весьма сложны и не могут быть однозначными по следующим причинам.

1. Большинство органических и неорганических веществ в зависимости от их концентрации и других условий могут быть источниками питания микроорганизмов, оказывать стимулирующее, ингибирующее или токсичное действие (рис. 5).

2. Любое вещество может проявлять свою токсичность, только находясь в растворенном состоянии, когда оно способно проникать в микробную клетку через клеточные мембраны. Поэтому порог допустимой концентрации хорошо растворимых веществ должен быть более жестким, чем нерастворимых.

3. Микроорганизмы способны адаптироваться к весьма жестким условиям среды. При постепенном накоплении потенциально токсичных компонентов микроорганизмы преодолевают метаболическую блокаду, создаваемую токсинами. При резком повышении концентрации токсинов в среде микроорганизмы не успевают перестроить свои метаболические ресурсы, в результате чего их активность снижается или полностью исчезает.

4. Потенциально токсичные вещества в сточных водах содержатся обычно в сложных комбинациях с другими веществами, в результате чего могут наблюдаться явления синергизма – повышения токсичности одного вещества в присутствии другого, антагонизма – снижения токсичности каждого из компонентов – или суммирования их токсичного действия.

5. Токсичность одних и тех же веществ по-разному проявляется не только на факультативных и облигатных анаэробах, но и на разных группах последних. При этом следует иметь в виду, что строгие анаэробы, в данном случае метаногены более чувствительны к токсикантам, чем факультативные анаэробы.

6. На степень токсичности того или иного вещества влияют условия среды, создаваемой в метантенке, в первую очередь ее однородность, температура, pH, время пребывания осадка в метантенке. В частности, за счет увеличения времени пребывания осадка "биологическая" характеристика вещества может быть изменена от токсичной до нетоксичной, и наоборот. Наиболее чувствительными к токсичным веществам являются метановые бактерии. Следствием токсичного действия на них различных химических веществ является снижение образования метана вплоть до его полного прекращения. Однако при этом полной гибели метаногенов не происходит. Даже после того, как в течение 50 сут метан не выделяется, снятие токсичности загрузки быстро восстанавливает газовыделение, но при этом должно быть увеличено время пребывания осадка в метантенке, чтобы не происходило вымывания находящихся в спячке и временно бездействующих

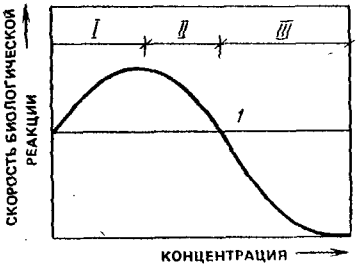


Рис. 5. Влияние концентрации химического вещества на характер его биологического действия
I — возрастающая стимуляция; *II* — снижающаяся стимуляция; *III* — токсичное действие; *1* — скорость реакции в отсутствие вещества

метаногенов. Способность системы к восстановлению метаногенной активности приводит к практическому выводу о том, что при нарушении работы метантенка в результате токсичного действия химических веществ из него не следует выгружать осадок. Вместо этого нужно резко снизить объем загрузки, что постепенно приведет к восстановлению процесса.

7. Для оценки токсичности в опытных и эксплуатационных условиях необходимо строго применять одни и те же методы.

В силу вышеизложенного в настоящее время следует говорить лишь об ориентировочных концентрациях химических веществ, при которых может наблюдаться та или иная степень нарушения метаногенеза (табл. 5).

К наиболее потенциально токсичным неорганическим веществам относятся тяжелые металлы. Концентрации, при которых они начинают оказывать ингибирующее действие, гораздо ниже, чем концентрации большинства других металлов и многих органических веществ. Вместе с тем тяжелые металлы в низких концентрациях участвуют в метаболизме микроорганизмов и для них необходимы. Так, ион Fe^{+2} в концентрации 2 ммоль/л необходим для жизнедеятельности метаногенов, образующих CH_4 путем восстановления CO_2. Ион Cu^{+2} в концентрации 1 мг/л повышает скорость образования метана. Микроорганизмам необходимы ионы Ni и Co в концентрациях соответственно 0,006 и 0,003 мг/л, а ион молибдена в концентрации 0,0005 мг/л повышает суммарное положительное действие никеля и кобальта. Металлы проявляют свою токсичность в растворенной форме при довольно низких концентрациях (0,1–10 мг/л). Содержание растворенных металлов в осадке значительно меньше, чем нерастворенных (табл. 6). Это объясняется тем, что в осадке всегда имеется сульфид-ион, который, соединяясь с металлами, образует нерастворимые сульфиды. На 1 мг металла расходуется примерно 0,5 мг H_2S [47].

Сульфиды в анаэробных условиях образуются из сульфатов. При недостатке сульфатов в поступающей сточной жидкости и большой концентрации тяжелых металлов их токсичное действие можно снизить добавлением в метантенк $FeSO_4$. Однако значительное повышение концентрации сульфидов в среде (более 200 мг/л) в свою очередь приводит к нарушению процесса сбраживания и прежде всего – к снижению выхода газа на 30 %. При этом не исключается возможность появления в биогазе сероводорода. Поэтому регулирование концентраций тяжелых металлов в метантенке путем добавления сульфатов

Таблица 5. **Ориентировочные концентрации химических веществ, оказывающие различное действие на метаногенез**[1,2]

Вещество	Характер действия (мг/л сырого осадка)		
	инертное	ингибирование	токсичное
Азот (NH_4–N)	0,05–0,2	1,5–3,0	3,0
Натрий	0,1–0,2	3,5–5,5	8,0
Калий	0,2–0,4	2,5–4,5	12,0
Магний	0,075–0,150	1,0–1,5	3,0
Кальций	0,1–0,2	2,4–4,5	8,0
Медь	0,1	1,15–0,25	0,3
Цинк	0,05	0,15	0,25
Никель	0,05	0,1–0,3	0,5
Хром (+6)	–	0,1	0,2
Хром (+3)	0,05	0,1–0,3	0,3
Железо (+3)	0,05	0,1–0,3	0,5
Железо (+2)	0,1	0,3–0,5	1,000
Цианистые соединиения	0,001	0,002–0,004	0,005
Сернистые соединиения (pH≤7)	–	0,03	0,05
Сернистые соединнения (pH >7)	0,05	0,1	0,2
Детергенты	0,1	0,15–0,3	0,5
Фенолы	0,05	0,1	0,15

[1] J.W.P.C.F., 1961, v. 33, p. 399.

[2] Public Works, 1964, №9–12.

Таблица 6. **Общее содержание и содержание растворенных форм тяжелых металлов в метантенке [48]**

Металл	Общая концентрация, мг/л	Концентрация растворенных тяжелых металлов, мг/л
Хром (+6)	520	3,0
Медь	196	0,7
Никель	70	1,6
Цинк	341	0,1

следует проводить при тщательном контроле за содержанием сульфидов в иловой смеси и возможным появлением больших концентраций сероводорода в биогазе. Таким образом, при низких допустимых концентрациях растворенных металлов возможно поступление в метантенки металлов значительно бо́льших общих концентраций, если имеется достаточно сульфидов.

Особое место среди тяжелых металлов занимает Cr^{+6}, который в анаэробных условиях восстанавливается до Cr^{+3}. Это малорастворимый и малотоксичный металл при значениях pH, свойственных нормально протекающему процессу брожения.

Японские исследователи [43] показали, что в иловой воде концентрации металлов, при которых снижается интенсивность газовыделе-

ния, существенно зависят от акклиматизации бактерий. При длительном непрерывном добавлении небольших концентраций металлов в метантенк показатели процесса не нарушаются до тех пор, пока эти концентрации не достигнут величин, значительно превышающих концентрации, являющиеся токсичными для неакклиматизированных бактерий (табл. 7).

Таблица 7. **Концентрации тяжелых металлов, при которых газовыделение снижается на 10 %**

Металл	Токсичные концентрации, мг/г беззольного вещества иловой смеси	
	без акклиматизации	после акклиматизации
Cu	13,48	67
Zn	3,37	110
Cr	3,37	16
Ni	7,27	300
Cd	9,0	35

Токсичность тяжелых металлов по отношению к метанообразующим бактериям снижается в следующем порядке: Cr > Cu > Zn > Cd > Ni. Хотя хром наиболее токсичен, восстановление газообразования в процессе, нарушенном поступлением хрома, происходит значительно быстрее, чем при поступлении меди, цинка, никеля и кадмия.

При одновременном присутствии в иловой смеси ряда металлов их совместное действие может выражаться суммированием токсичного действия каждого металла. Однако часто наблюдается явление антагонизма, когда несколько веществ производят меньший совокупный эффект, чем можно было ожидать на основании индивидуального действия каждого из них. Аналогичным образом синергизм определяется как такое явление, когда эффект совместного действия нескольких веществ больше ожидаемого.

На проявление того или иного эффекта оказывает влияние общая концентрация токсичных веществ. При добавлении в метантенк смеси пяти тяжелых металлов с общей концентрацией, не превышающей 1000 мг/л, наблюдалось явление антагонизма, а при общей концентрации тех же металлов 2000 мг/л наблюдалось усиление их токсичного действия (синергизм).

Подобное явление описано в работе [40], где изучался эффект совместного действия на анаэробное сбраживание содержащихся в иловой смеси ионов Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+} и NH_4^+. В зависимости от комбинаций этих ионов наблюдался либо антагонизм, либо синергизм. Однако во всех случаях границы концентраций, в которых неблюдался антагонизм, ниже границ, в которых проявлялся синергизм.

Авторы упомянутой выше работы [43] считают, что на процесс анаэробного сбраживания влияют не только тяжелые металлы, находящиеся в растворенной форме, но и металлы в форме гидроксидов. При значениях pH, характерных для иловой смеси в метантенке (6,8–7,2), бо́льшая часть меди переходит в гидроксидную форму; никель и кадмий существуют в ионной форме, а цинк – в ионной и гидроксид-

ной. Авторы делают вывод, что токсичность тяжелых металлов нужно оценивать как по содержанию растворенных форм, так и по их общему содержанию, а для получения сравнительных результатов по разным сооружениям и металлам использовать концентрацию металлов на единицу массы беззольного вещества иловой смеси.

В работе [47] предложено уравнение, характеризующее концентрации группы металлов в метантенке, при которых с 90 %-й надежностью не будет происходить ингибирование метаногенеза:

$$\left(\frac{a_{Zn}}{32,7}+\frac{a_{Ni}}{29,4}+\frac{a_{Pb}}{103,6}+\frac{a_{Cd}}{56,2}+\frac{a_{Cu}}{47,4}\right)m^{-1}=168\ \text{мг/кг}, \qquad (21)$$

где m — масса сухого вещества, ежесуточно загружаемого в метантенк; a — масса каждого металла, ежесуточно загружаемого в метантенк.

Токсичными для метанового сбраживания могут оказаться катионы легких металлов (натрия, калия, магния, кальция) и аммония (см. табл. 5). Однако при сравнительно низких концентрациях (до 200 мг/л) они оказывают даже стимулирующее действие. Как было показано выше, при совместном их присутствии в низких концентрациях наблюдается снижение их суммарного ингибирующего действия.

Среди органических веществ, многие из которых в малых концентрациях метаболизируются при метаногенезе, а в больших оказывают ингибирующее действие, наиболее токсичными являются синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ) и хлорированные углеводороды. Из последней группы соединений наибольшей токсичностью обладает хлороформ (табл. 8). Указанное в таблице низкое значение ингибирующей концентрации хлороформа 0,5 мг/л, по данным ряда авторов, может быть повышено до 20–40 мг/л после длительной акклиматизации.

В связи с широким применением СПАВ в быту и промышленности увеличилось их содержание в сточных водах. Адсобрируясь взвешенными веществами, СПАВ попадают вместе с осадками в метантенк,

Таблица 8. **Относительная токсичность органических веществ**

Органическое вещество	Концентрация, снижающая активность на 50 %, ммоль/л	Органическое вещество	Концентрация, снижающая активвость на 50 % ммоль/л
Хлоропрен	0,1	2-хлорпропионовая	8
Нитробензен	0,1	кислота	
Акролеин	0,2	Винилацетат	8
1-хлоропрен	1,9	Ацетальдегид	10
Формальдегид	2,4	Этилацетат	11
Лауриновая кислота	2,6	Акриловая кислота	12
Этилбензен	3,2		
3-хлор-1, 2-пропандиол	6,0	Катехол	24
		Фенол	26
Кротоновый альдегид	6,5	Анилин	26
Хлороформ	0,5	Резорцин	29
		Пропанол	20

оказывая тормозящее действие на метаногенез. Это обусловлено их биохимической устойчивостью и способностью адсорбироваться на поверхностях раздела фаз, следствием чего является ограничение ферментативного гидролиза жиров, белков и углеводов и угнетение метанообразующих бактерий. В результате этого происходят снижение газовыделения и содержания метана в газе, накопление жирных кислот, уменьшение распада беззольного вещества осадка. Для СПАВ, слабо тормозящих процесс (хлорный сульфанол, алкилсульфат), предельно допустимая нагрузка составляет 85 г/(м^3· сут) (иловая смесь обычной концентрации), а для СПАВ, резко тормозящих сбраживание (сульфанол НП-1, сульфанол НП-3), – 40 г/(м^3 · сут). При указанных нагрузках количество биогаза уменьшается не более чем на 20–25 % по сравнению с расчетным количеством [10].

Наибольшей токсичностью обладают биохимически неокисляемые алкилбензолсульфонаты, полученные на основе тетрамеров пропилена, и прямоцепочечные алкилбензолсульфонаты. Ингибирование процесса начинается при их концентрации не более 1 % сухого вещества. Четвертичные соединения аммония, являющиеся присадкой к СПАВ, сами являются сильными ингибиторами. Однако при введении их в сточную жидкость перед первичными отстойниками образуются комплексные соединения со СПАВ. Этот способ можно использовать для предотвращения влияния СПАВ на сбраживание осадков.

В табл. 8 приведены полученные на обогащенных культурах метаногенов ориентировочные концентрации ряда органических веществ, в основном сточных вод нефтехимических производств, снижающие на 50 % активность микроорганизмов. Если в них содержатся такие функциональные группы, как Cl, NH_2, CO, $(COOH)_2$, то требуется длительная акклиматизация. Органические вещества, содержащие аминогруппы, спирты с числом атомов углерода от 5 до 12 и кетоны с числом атомов углерода от 5 до 8 могут проявлять токсичное действие в довольно низких концентрациях. Моно- и дихлорфенолы ухудшают процесс сбраживания после периода акклиматизации при концентрациях 20–25 мг/л.

К сожалению, многочисленные, но разрозненные и часто противоречивые данные по влиянию свойств химических веществ на метаногенез, полученные с применением различных методических подходов, не позволяют в настоящее время подойти к их обобщению и созданию теории взаимосвязи химической структуры веществ, в первую очередь органических, и эффективности этого сложного микробиологического процесса. Очевидна необходимость дальнейших исследований этой проблемы, что представляет не только теоретический, но и большой практический интерес, особенно при использовании анаэробных процессов для очистки производственных сточных вод.

Наряду с химическими веществами, поступающими в метантенк из неочищенной сточной жидкости и являющимися главным образом компонентами промышленных стоков, токсичными для метаногенеза могут оказаться и продукты обмена участвующих в процессе групп микроорганизмов. Так, выше уже была показана губительная для кислотогенов и метаногенов роль повышенных концентраций иона

водорода. При накоплении летучих жирных кислот до 6–8 г/л и pH < 6,6 начинает проявляться их токсичность по отношению к метановым бактериям. Если при этом удается поддерживать значение pH = 6,6 – 7,4 (за счет процесса саморегулирования или осторожным добавлением щелочных реагентов), то система функционирует нормально.

Токсичным для метаногенеза может быть и аммонийный азот, образующийся при распаде белковых соединений осадка. Из уравнений Маккарти следует, что из 1 г/л беззольного вещества превращаемого в метан осадка образуется примерно 60 мг/л аммонийного азота (NH_4–N). При уменьшении времени пребывания это количество уменьшается до 54–56 мг/л. При сбраживании богатого белком активного ила количество (NH_4–N) увеличивается. При концентрации 50–200 мг/л аммонийный азот благоприятно действует на процесс сбраживания и является одним из питательных субстратов для микроорганизмов. При повышении концентрации NH_4–N значительное влияние на его возможное ингибирующее действие оказывают pH и температура, в зависимости от которых аммонийный азот может переходить в форму свободного аммиака (табл. 9) по уравнению:

$$NH_4^+ + OH^- \rightleftarrows NH_3 + H_2O. \qquad (22)$$

Если концентрация свободного аммиака превышает 100 мг/л, то это может привести к резкому ингибированию процесса, что, как видно из табл. 9, наиболее вероятно при термофильном сбраживании. При этом очень важно не допускать повышения pH более 7,5. Однако даже в том случае, если свободный аммиак не образуется, высокие концентрации аммонийного азота (более 3000 мг/л при любом значении pH), как и

Таблица 9. **Влияние pH и температуры на форму аммонийного азота**

Общая концентрация NH_4–N, мг/л	pH	NH_4N, мг/л, при температуре, °C		
		25	35	55
1000	6,5	2	4	12
	7,0	6	11	36
	7,5	17	34	107
	8,0	53	99	274
2000	6,5	4	8	24
	7,0	12	22	72
	7,5	34	68	214
	8,0	106	198	548
5000	6,5	10	20	60
	7,0	30	55	180
	7,5	85	170	535
	8,0	265	495	1370
10 000	6,5	20	40	120
	7,0	60	110	360
	7,5	160	340	1070
	8,0	530	990	2740

других катионов, токсичны для процесса. Имеются данные, что при длительной адаптации микроорганизмы выдерживают концентрации аммонийного азота более 5000 мг/л. Как указано выше, белковые соединения при термофильном процессе распадаются с большей скоростью, что может привести к торможению процесса, особенно при сбраживании активного ила.

2. ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЕ ПАРАМЕТРЫ МЕТАНОВОГО БРОЖЕНИЯ. РАСЧЕТ МЕТАНТЕНКА

Основными технологическими параметрами, направленное изменение которых может существенно повысить эффективность процесса сбраживания, являются температура, время пребывания осадка в метантенке (продолжительность сбраживания), нагрузка по органическому (сухому беззольному) веществу, концентрация загружаемого осадка, а также режим загрузки и перемешивания содержимого метантенка.

Существенное влияние на показатели сбраживания оказывает также такой относительно стабильный параметр, как предел распада по газу, который, как было отмечено в гл. 1, зависит от химического состава осадка. Конкретные значения предела распада коррелируют с количеством биоразлагаемых органических веществ в осадке, так как именно они на 100 % преобразуются в биогаз.

2.1. ТЕМПЕРАТУРА

Одним из важнейших факторов, влияющих на скорость роста микроорганизмов и основные биохимические реакции, является температура. Диапазон температур, при котором возможно анаэробное сбраживание, довольно широк: в природе метан образуется при температурах от 0 до 97 °С. Различают три основные температурные зоны жизнедеятельности микроорганизмов: психрофильная до 20 °С, мезофильная от 20 до 40 °С и термофильная от 50 до 70 °С; в каждой зоне биохимические процессы осуществляет своя специфическая ассоциация микроорганизмов.

Первые исследования влияния температуры на образование газа и распад органического вещества осадка были выполнены в начале нашего века почти одновременно Имхофом и Корольковым. Они получили кривую зависимости между температурой и продолжительностью процесса, необходимой для достижения глубокой степени сбраживания (рис. 6). Первый обогреваемый метантенк был пущен в Англии в 1925 г.

Оптимальными температурами для анаэробного метанового сбраживания считаются в психрофильной зоне 15–17, в мезофильной 33–35 и в термофильной 53–55 °С (рис. 7). Однако имеются данные, что температурные оптимумы при сбраживании различных органических субстратов сдвигаются на несколько градусов в сторону уменьшения или увеличения.

Рис. 6. Влияние температуры сбраживания на время, необходимое для достижения практического распада осадка [38]

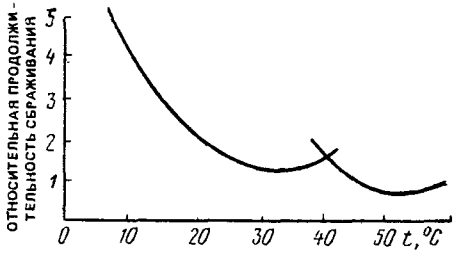
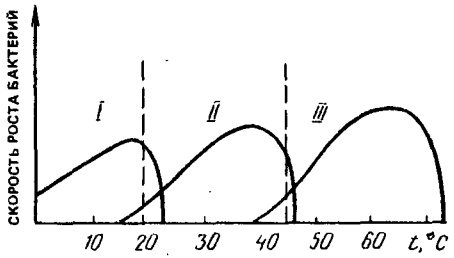


Рис. 7. Зависимость скорости роста психрофильных (*I*), мезофильных (*II*) и термофильных (*III*) бактерий от температуры сбраживания



В процессе сбраживания микроорганизмы адаптируются к заданному температурному режиму. При переводе мезофильного режима на термофильный адаптация обычно заканчивается за 10–20 сут благодаря тому, что мезофильное биологическое сообщество всегда включает некоторое количество (более 10 %) термофильных микроорганизмов. По этой же причине возможно самопроизвольное развитие мезофильного процесса в исходном осадке, который может рассматриваться как осадок, находящийся в психрофильном режиме, и затруднено "перепрыгивание" из психрофильного сразу в термофильный.

Процесс брожения необходимо осуществлять при оптимальном температурном режиме, даже кратковременное нарушение которого, особенно в сторону снижения температуры, приводит к торможению стадии метаногенеза, поскольку, как указывалось выше, метановые бактерии являются весьма чувствительными организмами. При этом могут активно проходить стадии гидролиза и кислотообразования, осуществляемые более устойчивыми гидролитическими микроорганизмами, что приводит к накоплению кислот и других промежуточных продуктов, нарушению трофических связей в микробном консорциуме и процесса в целом.

Степень влияния кратковременного снижения или повышения температуры на показатели процесса сбраживания видна из следующих примеров. По данным Родигера, снижение температуры всего на 2 °С отражается на показателях процесса. Чем выше температура сбраживания, тем уже допустимые пределы ее колебаний. При t = 38 °С допустимое колебание температуры составляет ± 2,8 °С, а при t = 53–55 °С оно равно ± 0,3 °С [30]. Снижение температуры с 50 до 40 °С в течение 2 сут с последующим повышением на 5 °С приводит к снижению выхода

биогаза на 11 %, а если указанное снижение температуры происходит в течение 5 сут, то выход газа полностью прекращается. Понижение температуры с 50 до 20 °С в течение 2–5 сут ведет к полному прекращению газовыделения. Имеются данные, что повышение температуры с 38 до 60 °С в течение 12 ч с последующим восстановлением первоначальной температуры полностью остановило газовыделение, которое вновь началось лишь на 18-е сут.

Температурный режим сбраживания тесно связан с временем пребывания осадка в метантенке. Нарушение оптимального температурного режима сбраживания оказывает особенно сильное отрицательное влияние на процесс при коротком времени пребывания, так как при этом, как отмечалось выше (см. п. 1.1), обычно продолжаются функционирование быстро растущих кислотообразующих микроорганизмов при торможении активности метаногенов и их вымывание из системы. Чем больше сырого осадка загружается в метантенк, тем больше накапливается жирных кислот и снижается значение pH и тем больше требуется времени для восстановления процесса брожения после доведения температуры до расчетной. Поэтому при нарушении температурного режима работы метантенков и появлении первых признаков нарушения процесса (уменьшение газовыделения, уменьшение содержания в газе метана, повышение содержания в иловой воде летучих жирных кислот) необходимо снижать дозу загрузки метантенка. При температуре процесса ниже 30°С несколько снижается содержание метана в газе, при более высокой температуре такого явления не наблюдается.

Наибольшее практическое применение нашли два температурных режима, при которых обычно осуществляется процесс сбраживания: мезофильный (32–35 °С) и термофильный (52–55 °С). За рубежом в основном применяется менее энергоемкий мезофильный режим. В СССР широкое распространение получил термофильный режим, при котором существенно снижается санитарно-гигиеническая опасность осадка и требуются меньшие объемы метантенков.

Как указывается в работе [47], одним из преимуществ термофильного сбраживания является повышение выхода газа по сравнению с мезофильным. Этот вопрос необходимо связывать с продолжительностью пребывания осадка в метантенке или с дозой его загрузки.

В работах АКХ, проведенных в 60-х годах, показано (см. п. 1.2), что максимальный выход газа, достигаемый при бесконечно длительном сбраживании осадка, зависит только от его химического состава. С уменьшением продолжительности сбраживания, т.е. с повышением дозы загрузки, выход газа при всех температурных режимах снижается, однако в зоне термофильных температур это снижение происходит медленнее, чем в зоне мезофильных температур (рис. 8). Чем выше доза загрузки, тем выше преимущества термофильного процесса по выходу газа. Таким образом, температура оказывает прежде всего влияние на скорость биологической конверсии органического вещества микроорганизмами, что в свою очередь определяет продолжительность сбраживания осадка для достижения одного и того же значения распада по выходу биогаза, или, наоборот, при одной и той же продолжи-

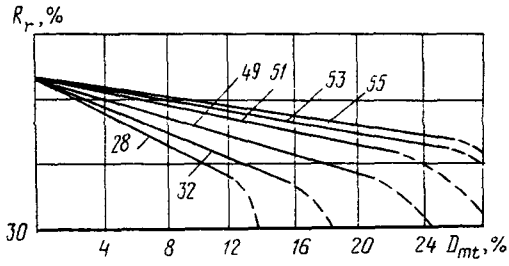


Рис. 8. Зависимость распада R_r сухого беззольного вещества осадка от дозы загрузки D_{mt} и температуры (влажность осадка 95 %); на кривых указана температура, °С

тельности сбраживания степень распада или выход газа увеличиваются с повышением температуры. Так, при сбраживании одного и того же осадка с дозой загрузки D_{mt} = 4 % при t = 53 °С степень распада на 8 % больше, чем при t = 32 °С, а при сбраживании с дозой загрузки 10 % разница составляет уже 14 %. О равном в мезофильном и термофильном режимах максимальном выходе биогаза на 1 г загруженного и распавшегося органического вещества осадка говорит и известная кривая Шверина (рис. 9) [26], полученная в результате обобщения большого массива экспериментальных данных разных авторов. К аналогичному выводу приходит и В.С. Дубровский, изучая процесс сбраживания свиного навоза. В этих исследованиях было показано, что при бесконечно длительном сбраживании выход биогаза приближается к теоретически возможному независимо от температуры процесса и зависит только от состава сырья.

Долгое время существовало мнение, что при температурах 40–48 °С скорость газовыделения резко падает. Однако исследованиями последних лет это положение не подтверждается. В работах Мосводоканалниипроекта было установлено, что процесс брожения эффективно происходит при температуре 40 °С. Выход биогаза при продолжительности сбраживания 7 сут (D_{mt} = 14 %) был на 5–8 % ниже, чем при температуре 55 °С. Удельный выход биогаза из загруженного и распавшегося органического вещества осадка составил: для осадка первичных отстойников – соответственно 0,44–0,45 и 1,02–1,06 $м^3$/кг; для активного ила – 0,19–0,21 и 0,54–0,56 $м^3$/кг. Удельный выход газа по объему загрузки осадка первичных отстойников (влажность 94 %) равен 18 $м^3/м^3$, активного ила из гравитационных уплотнителей (влажность 96,7 %) – 4 $м^3/м^3$, активного ила из флотаторов (влажность 95 %) – 6 $м^3/м^3$ [24, с. 23–27].

В последнее время в связи с возрастающим применением малых установок для получения биогаза при сбраживании фекалий и бытовых отходов в развивающихся странах (Китай, Вьетнам и др.) возник интерес к осуществлению этого процесса без нагревания (в психрофильном режиме). Большое внимание уделяется этому процессу и в развитых странах с благоприятным климатом (Англия, ГДР и др.). Сбраживание проводится в специальных установках или природных лагунах. Снижение скорости процесса брожения при t = 20 °С и связанное с этим увеличение емкости установок компенсируется простотой их конструкций и легкостью эксплуатации. В Англии разработан

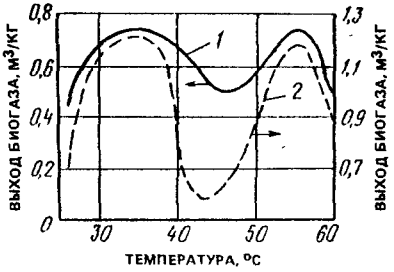


Рис. 9. Влияние температуры брожения на выход биогаза из 1 кг загруженного (*1*) и распавшегося (*2*) сухого беззольного вещества

процесс "ускоренной холодной стабилизации", заключающийся в смешении нагретого стабилизированного в мезофильных условиях осадка с сырым и последующей выгрузке этой смеси в анаэробную лагуну, где стабилизация происходит во много раз быстрее, чем ненагретого осадка. Такой прием рекомендован в первую очередь для перегруженных очистных сооружений.

2.2. ВРЕМЯ ПРЕБЫВАНИЯ И НАГРУЗКА НА МЕТАНТЕНК ПО СУХОМУ БЕЗЗОЛЬНОМУ (ОРГАНИЧЕСКОМУ) ВЕЩЕСТВУ

Одним из ключевых факторов любого микробиологического процесса является время пребывания микроорганизмов в среде (время удерживания). Для обеспечения эффективного разложения сложных органических веществ до CH_4 и CO_2 необходимо, чтобы микроорганизмы находились в достаточном количестве, а время их пребывания в среде было достаточным для обеспечения метаболизма субстрата и при этом не происходило вымывание бактерий. Следовательно, по этому параметру нужно рассчитывать объем реактора.

Время пребывания (ВП) по существу представляет собой отношение объема осадка в реакторе к объему загружаемого (выгружаемого) осадка за 1 сут. Для обычных метантенков, работающих по принципу реакторов-смесителей с однородной концентрацией иловой смеси, равной концентрации смеси в выгружаемом осадке, ВП соответствует гидравлическому ВП (ГВП), т.е. времени пребывания в реакторе всей иловой смеси. В реакторах, где используется принцип удерживания биомассы на специальных носителях (см. гл. 4), ВП $>$ ГВП. Ниже будут рассмотрены технологические параметры традиционных схем сбраживания, для которых справедлива взаимозависимость нагрузки d на метантенк по сухому беззольному (органическому) веществу исходного осадка и гидравлического времени пребывания или продолжительности сбраживания τ.

На рис. 10 представлена зависимость между d и τ для осадков различной влажности. Как видно из формы кривых, снижение влажности загружаемого в метантенк осадка при одном и том же времени пребывания обеспечивает увеличение нагрузки и, наоборот, при одной и той же нагрузке увеличивается продолжительность сбраживания. При сбраживании осадка одной и той же влажности увеличение нагрузки приводит к соответствующему снижению продолжительности

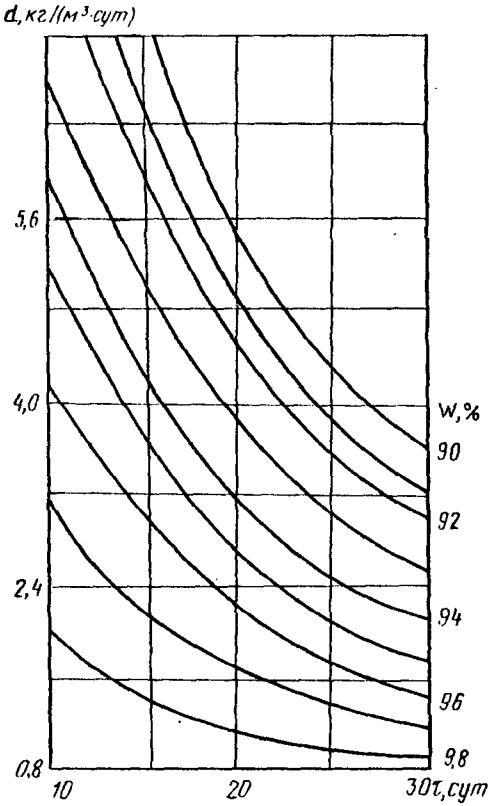


Рис. 10. Зависимость между нагрузкой d по сухому беззольному веществу и временем пребывания в метантенке τ осадков различной влажности

сбраживания. При удалении из осадков влаги и соответствующем повышении их концентрации происходит увеличение их зольности вследствие удаления с надосадочной жидкостью или фугатом части органических веществ. Как показал Х. Димовский [35], с увеличением зольности осадка снижается практический предел распада, а при увеличении зольности до 76,7 % сбраживание практически прекращается. Это связано, по-видимому, с уменьшением в осадке количества биоразлагаемых органических веществ.

Характер взаимозависимости параметров d и τ, вытекающий из их физической сущности, где нагрузка d характеризует массу органического вещества субстрата, загружаемого за 1 сут в метантенк объемом 1 м^3, а продолжительность сбраживания τ – гидравлическое время пребывания осадка в метантенке, сут, может быть представлен выражением

$$S = d\tau, \qquad (23)$$

где S – концентрация сухого беззольного (органического) вещества в загружаемом в метантенк осадке, кг/м^3.

Определение произведения S само по себе не дает представления о значениях сомножителей d и τ . Установление зависимости между всеми этими параметрами является сложной задачей, так как приходится учитывать многие факторы (скорость роста микроорганизмов при различных температурах процесса, ограничения по концентрациям субстратов, в том числе из-за изменения их текучести, объем метантенка и др.). От параметров S, d и τ , как будет показано далее, в конечном счете зависят основные технологические показатели процесса – распад органического вещества и выход биогаза. Кроме того, по данным ряда исследователей, изменение количества воды в субстратах может непосредственно влиять на показатели анаэробного сбраживания. При чрезмерно низкой (менее 91 %) и при повышенной (более 97 %) влажности в традиционном процессе сбраживания жидких осадков происходят нарушения, ведущие к снижению выхода биогаза. При этом наблюдаются отклонения от норм щелочности среды и содержания аммонийного азота в иловой жидкости. При применении традиционных конструкций метантенков низкая влажность осадков может привести к полному нарушению процесса сбраживания из-за ухудшения их текучести.

В настоящее время существуют различные, в основном эмпирические, зависимости распада и выхода биогаза при анаэробном сбраживании от рассмотренных выше параметров. К их числу могут быть отнесены и зависимости, введенные в СНиП[1] по данным исследований АКХ им. К.Д. Памфилова [5] и подтвержденные большим опытом эксплуатации метантенков на городских очистных сооружениях канализации. Вместе с тем зависимости, приведенные в СНиП, носят ярко выраженный дискретный характер и имеют узкую область применения (для осадков влажностью 93–97 % и только при мезофильном и термофильном режимах – 33 и 53 °С), не учитывают влияния зольности осадков и т.д.

Согласно современным представлениям математическое описание любого микробиологического процесса, в том числе анаэробного сбраживания, и его расчет должны базироваться на адекватной кинетической модели. Как известно, предметом кинетики является изучение скорости той или иной реакции или процесса. При изучении кинетики микробиологических процессов основное внимание обращают на скорости удаления субстрата, а также на скорости образования целевых продуктов микробиологического синтеза, к которым могут быть отнесены микробная масса (дрожжи, микроводоросли и др.) и биохимические продукты сложного (антибиотики, витамины, органические кислоты, ферменты, спирты и др.) и простого (металлы при выщелачивании руд, биогаз и др.) состава.

Несмотря на многолетние исследования и практическое применение анаэробного сбраживания различных органических отходов пока не получено общепризнанное математическое описание этого процесса,

---

[1] Здесь и далее имеется в виду СНиП 2.04.03-85. Канализация. Наружные сети и сооружения.

которое позволило бы рассчитать данный процесс при всех многовариантных условиях его осуществления.

В литературе наиболее часто приводятся два уравнения, основанные на зависимостях Моно и Михаэлиса-Ментен и обычно используемые для описания микробиологических процессов:

$$-\frac{dS}{d\tau}=\frac{K_m S x}{K_s+S}; \tag{24}$$

$$\frac{dx}{d\tau}=\gamma\left(-\frac{dS}{d\tau}\right)-b_0 x, \tag{25}$$

где $\frac{ds}{d\tau}$ – скорость конверсии органического субстрата, кг/(м^3·сут); K_m – максимальная удельная скорость утилизации субстрата, кг/(кг·сут); K_S – константа Моно, равная концентрации субстрата, при которой $\mu = 1/2\,\mu_m$, кг/м^3 (μ – удельная скорость роста биомассы, сут$^{-1}$; μ_m – максимальная удельная скорость роста биомассы, сут$^{-1}$); x – концентрация биомассы, кг/м^3; $\frac{dx}{d\tau}$ – скорость прироста биомассы бактерий, кг/(м^3·сут); γ – прирост бактерий при утилизации субстрата, кг/кг; b_0 – скорость отмирания бактерий, сут$^{-1}$.

Подставляя уравнение (24) в уравнение (25) и разделив на x, получим выражение

$$\left(\frac{dx}{d\mu}\right)/x=\mu=\frac{\gamma K_m S}{K_s+S}-b_0, \tag{26}$$

в котором удельная скорость роста биомассы μ связана с утилизацией субстрата. Значение μ может изменяться в широких пределах в зависимости от видовых признаков микроорганизмов и условий их культивирования. Обратная величина удельной скорости роста соответствует времени пребывания (оборота) биомассы в реакторе или ее возрасту, который может быть определен по отношению общего объема биомассы в реакторе к объему суточной загрузки:

$$1/\mu=\tau=V/Q.$$

Классические уравнения (24)–(26) не описывают стадий процесса и, строго говоря, применительно к метановому сбраживанию могут быть отнесены к формально кинетическим моделям, описывающим "вход–выход", причем только по биомассе и субстратам, без рассмотрения выхода биогаза.

В частности, модель Моно не применима для сбраживания субстратов с большим количеством летучих жирных кислот, тормозящих процесс. Эндрюс [18] предложил для этого случая ввести функцию ингибирования

$$\mu=\mu_m\frac{1}{1+K_s/S+S/K_i}, \tag{27}$$

где K_i – коэффициент ингибирования, кг/м^3.

Практическое использование классических моделей затруднено из-за отсутствия способов оценки живой биомассы в метантенке. Попытка дать постадийное описание процесса сделана специалистами МГУ [2, с. 137–141]. Однако полученные зависимости носят пока чисто теоретический характер.

Для инженерных расчетов значительный интерес представляет модель Конто [31, 32], применяемая для математического описания процесса анаэробного сбраживания ряда органических отходов:

$$\overline{b/\tau} = \bar{B}(S/\tau)\left(1 - \frac{K}{\mu_m \tau - 1 + K}\right), \qquad (28)$$

где $\overline{b/\tau}$ – скорость выхода метана, $м^3CH_4/(м^3 \cdot сут)$; $\bar{B}$ – предельный выход метана на единицу массы загруженного в метантенк органического вещества при бесконечно большой продолжительности процесса, $м^3$ $CH_4/кг$; S – концентрация органического вещества в загружаемом осадке, $кг/м^3$; τ – продолжительность сбраживания, сут; $K = f(S)$ – кинетический параметр процесса.

Максимальная удельная скорость роста биомассы μ_m зависит от температуры сбраживания и рассчитывается по формуле

$$\mu_m = 0{,}013t - 0{,}129\ сут^{-1}, \qquad (29)$$

где t – температура сбраживания, °С.

Как видно из выражения (28), скорость выхода метана зависит от концентрации органического вещества S в исходном субстрате. Концентрация органического (сухого беззольного) вещества в осадке, $кг/м^3$, зависит от влажности W, зольности на сухую массу A и объемной плотности осадка $\rho_{об}$:

$$S = \rho_{об}(100 - W)(100 - A)10^{-4}. \qquad (30)$$

Как отмечалось выше, зольность осадка влияет на предел сбраживания. Исследования, выполненные в НИИ КВОВ АКХ им. К.Д. Памфилова совместно с ИНБИ АН СССР и с Институтом химической физики АН СССР [2, с. 122–127], показали, что процесс анаэробного сбраживания осадков зависит от массового соотношения воды $G_В$ и органического вещества $G_{орг}$ в исходном осадке. После преобразований можно записать:

$$G_В/G_{орг} = W\rho_{об}/S. \qquad (31)$$

В гл. 1 отмечалось, что предел сбраживания осадка зависит от химического состава входящих в него органических веществ. Как известно, объемная плотность осадка $\rho_{об}$ зависит от его истинной плотности $\rho_{ист}$, которая, в свою очередь, зависит от плотности минеральной $\rho_м$ и органической $\rho_{орг}$ части сухого вещества осадка. Сухой осадок вследствие его горючести можно рассматривать как твердое топливо. Поэтому справедливо плотность органического вещества осадка определять как для твердого топлива по известным мето-

дикам[1], согласно которым плотность $\rho_{орг}$ зависит от содержания в горючей массе топлива (в нашем случае – осадка) углерода $C^г$ и водорода $H^г$.

Оценивая роль трех показателей в формуле (30) – влажности W, зольности A и объемной плотности $\rho_{об}$, можно констатировать, что все они оказывают влияние на процесс сбраживания. Поэтому концентрацию органического вещества S можно рассматривать как комплексный критерий, характеризующий свойства осадка как субстрата при анаэробном сбраживании. Экспериментальные исследования показывают, что величина S влияет на продолжительность сбраживания, требуемую для достижения технического предела сбраживания, которая с увеличением S возрастает. При превышении определенной (критической) концентрации органического вещества $S_{кр}$ (для ряда органических отходов $S_{кр}$ = 60–100 кг/м^3) процесс сбраживания тормозится, при этом значение кинетического параметра K в выражении (28) резко возрастает. Авторы работы [32] полагают, что увеличение K свидетельствует об ингибировании процесса, вызванном перегрузкой системы, наличием ингибирующих веществ, превосходящих допустимые уровни, ухудшением контакта между бактериями и органическим субстратом вследствие высокой концентрации последнего и другими причинами.

Технологический параметр – симплекс b/τ (или $\widetilde{b/\tau}$)-ранее в отечественной практике расчетов процесса анаэробного сбраживания осадков городских сточных вод не использовался. Вместо него применялся параметр b – выход газа на единицу объема метантенка или, что практически то же, на единицу объема сбраживаемого осадка. Этот параметр использовался для грубо ориентировочной оценки общего выхода биогаза на очистных сооружениях. Между тем увеличение скорости выхода биогаза b/τ дает эксплуатационным службам возможность увеличить общий выход биогаза без изменения технологии сбраживания. Другой путь регулирования выхода биогаза, заключающийся в изменении объема метантенков, в настоящее время вряд ли осуществим, так как большинство конструкций метантенков имеет неизменную геометрию и объем, а держать резервные метантенки экономически нецелесообразно. Увеличение нагрузки d позволяет при прочих равных условиях пропустить через имеющийся метантенк пропорционально большее количество осадка. При проектировании новых сооружений это означает сокращение затрат на строительство метантенков меньшего объема. При этом уменьшаются и теплопотери через ограждающие конструкции метантенков. На практике реальные возможности увеличения нагрузки на метантенк для осадка заданной концентрации оказываются исчерпанными уже при проектировании, так как на этой стадии, как правило, предусматриваются предельно возможные по условиям надежности процесса дозы загрузки и соответственно минимальная продолжительность сбраживания и максимальная нагрузка на метантенк. Таким образом, для традиционного процесса сбраживания возможно лишь увеличение нагрузки за счет повышения концентрации осадка. Применение концентрированных

[1] Теплотехнический справочник. В 2-х т. – М.: Энергия, 1975. – Т. 1. – С. 118.

осадков позволяет не только уменьшить объем метантенков, но и соответственно уменьшению объема осадков дополнительно сократить затраты теплоты на их подогрев для поддержания заданной температуры сбраживания.

Из уравнений (23) и (28) следует, что при определенной нагрузке $d = S/\tau$ скорость выхода метана $\overline{b/\tau}$ зависит от предельно возможного выхода метана $\overline{B}$, времени пребывания сбраживаемой биомассы в метантенке τ и кинетических параметров μ_m и К.

В опытах с отходами животноводства [32] установлено, что $\overline{B}$ зависит от породы животных, выделяющих навоз, рациона их питания, срока и способа хранения навоза, количества инородных материалов и других факторов, определяющих химический состав навоза. Температура сбраживания на предельный выход метана не влияет. Результаты этих исследований соответствуют данным АКХ относительно предела сбраживания осадков городских сточных вод, которые были рассмотрены в гл. 1. Так как в соответствии с определением всегда справедливы следующие выражения для расчета удельного выхода метана (биогаза) на единицу массы органического вещества исходного субстрата:

$$\overline{B}_{уд} = \overline{b/\tau} : S/\tau \qquad (32)$$

или

$$\overline{B}_{уд} = \overline{b/\tau} : d, \qquad (33)$$

то можно записать:

$$\overline{B}_{уд} = \overline{B}\left(1 - \frac{K}{\mu_m - 1 + K}\right). \qquad (34)$$

Кривые $\overline{b/\tau} = f(d)$ в соответствии с уравнением (28) имеют вид, представленный на рис. 11. На рис. 12 приведена зависимость удельного выхода биогаза от продолжительности сбраживания при различной температуре, из которой видно, что с увеличением продолжительности и температуры сбраживания увеличивается удельный выход биогаза и соответственно распад органического вещества.

Как видно из рис. 11, величина $\overline{b/\tau}$ имеет ярко выраженный экстремум. Значения $\overline{b/\tau}$ и d в точке перегиба обозначим с индексом (m). Расчеты показывают, что

$$\overline{b/\tau}\,(m) = \overline{B}\frac{\mu_m S}{(1+\sqrt{K})^2}; \qquad (35)$$

$$d(m) = \mu_m S/(1+\sqrt{K}); \qquad (36)$$

$$\overline{B}_{уд(m)} = \overline{B}/(1+\sqrt{K}). \qquad (37)$$

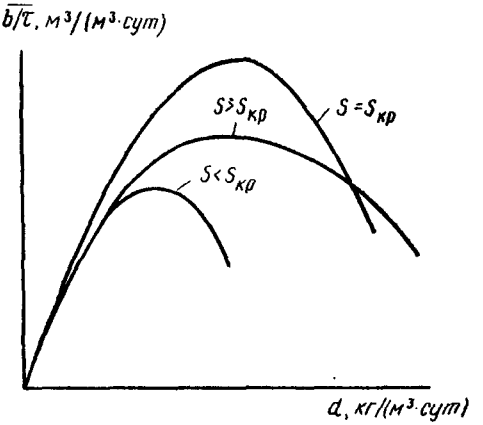


Рис. 11. Зависимость скорости выхода метана $\overline{b/\tau}$ от нагрузки на метантенк d при различных концентрациях органического вещества в загружаемом осадке S

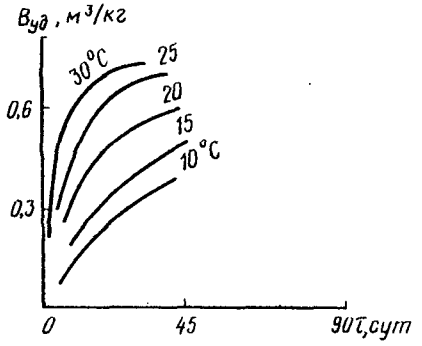


Рис. 12. Зависимость удельного выхода биогаза $B_{уд}$ от продолжительности сбраживания при различной температуре

Наибольшая скорость выхода метана достигается при $S = S_{кр}$, так как в этом случае $K = 1$. Тогда формулы (35) – (37) будут иметь следующий вид:

$$\overline{b/\tau}\,(m) = \overline{B}(\mu_m S_{кр}/4); \tag{38}$$

$$d(m) = \mu_m S_{кр}/2; \tag{39}$$

$$\overline{B}_{уд(m)} = \overline{B}/2. \tag{40}$$

К сожалению, при сбраживании жидких осадков городских сточных вод по традиционной технологии предельные нагрузки $d(m)$, как правило, невозможно применить из-за нарушения нормального хода процесса, что выражается в увеличении образования летучих жирных кислот, уменьшении доли метана и возрастании доли оксида углерода (IV) в биогазе. При мезофильном режиме сбраживания нагрузки на метантенк обычно составляют, кг/(м^3 · сут): во Франции – 0,8–1,2; в Англии – 1,0–2,0; в ФРГ – 2,5–4,0; в США – 2,5–5,0. В нашей стране при влажности осадка 97–93 % и зольности 34–30 % нагрузки на метантенк при мезофильном режиме составляют 2,3–3,3 кг/(м^3 · сут), а при термофильном режиме – 4,6–6,6 кг/(м^3 · сут).

Согласно методике АКХ, приведенной в СНиП 2.04.03-85, расчет распада сухого беззольного вещества загружаемых в метантенк осадков производится по формуле

$$R_r = R_{lim} - K_r D_{mt}. \tag{41}$$

Принимая во внимание корреляцию между распадом сухого беззольного вещества $R_г$ и удельным выходом биогаза $B_{уд}$ при постоянной плотности биогаза $\rho_г$ ($R_г = B_{уд}\rho_г \cdot 100$ %) и считая постоянной долю метана в биогазе, можно показать, что величина $B_{уд}$ при расчетах по указанному СНиП и по кинетической модели Конто для случая, когда $S \leq S_{кр}$, определяется по единому уравнению

$$B_{уд} = B - K_г^{\tau} - 1, \qquad (42)$$

где B – предельный выход биогаза на единицу массы загруженного в метантенк органического вещества при бесконечной продолжительности сбраживания, $м^3/кг$; τ – продолжительность сбраживания, сут; $K_г$ – коэффициент пропорциональности, $м^3 \cdot$ сут/кг, определяемый по формуле

$$K_г = BKS/[\mu_m S - d(1 - K)]. \qquad (43)$$

Для осадков городских сточных вод влажностью 93–97 %, как показывают экспериментальные данные исследований АКХ, предел распада может быть принят постоянным. Согласно СНиП 2.04.03-85 в этом диапазоне влажности при отсутствии данных о химическом составе осадков предельный выход биогаза B, $м^3/кг$ сухого беззольного вещества, можно принимать равным 0,53 для осадка первичных отстойников и 0,44 для избыточного активного ила. В этом случае коэффициент пропорциональности можно рассчитать по эмпирической формуле[1]

$$K_г = \frac{(38S - 205)P}{100(t - 17{,}8)}, \qquad (44)$$

где t – температура сбраживания, °С; P – поправочный коэффициент[2] (при t = 33 и 53 °С P = 1; при t = 29 и 49 °С P = 1,16; при t = 31 и 51 °С P = 1,06; при t = 35 и 55 °С P = 0,88).

Значения коэффициента $K_г$, расчитанные по формуле (44) и приведенные в указанном выше СНиП и работе [5], для осадков влажностью 93–97 % практически совпадают.

Формулу (44) можно использовать для расчета значений критической концентрации осадков $S_{кр}$:

$$S = [100K_г(t - 17{,}8) + 205]/(38P). \qquad (45)$$

Учитывая, что при K = 1 выражение (43) имеет вид $K_г = B/\mu_m$, получим

$$S_{кр} = [100B\mu_m^{-1}(t - 17{,}8) + 205]/(38P). \qquad (46)$$

---

[1] Наличие токсичных веществ и уменьшение количества легкоразлагаемых органических веществ ведет к дополнительному увеличению коэффициента $K_г$, определяемому по экспериментальным данным.

[2] Значения коэффициента P при температурах 29, 31 и 35 °С требуют дальнейшей экспериментальной проверки.

Значения критической концентрации осадков $S_{кр}$, рассчитанные для мезофильного и термофильного режимов анаэробного сбраживания, приведены в табл. 10.

Таблица 10. **Значения критической концентрации сухого беззольного (органического) вещества $S_{кр}$**

Тип осадка	Предел сбраживания, %	Значения $S_{кр}$, кг/м^3, при режиме сбраживания	
		мезофильном (33 °С)	термофильном (53 °С)
Осадок из первичных отстойников (СО)	53	76	93
Избыточный активный ил (АИ)	44	64	78

Расчеты по методике СНиП и по кинетической модели Конто при $S \leq S_{кр}$ дают одинаковые результаты, если определять коэффициент K_r по формуле (43) или по эмпирической формуле (44) или, наоборот, рассчитывать значения кинетического параметра К по вытекающему из формулы (43) выражению

$$K = K_r(M_m S - d)/(BS - K_r d). \qquad (47)$$

Отметим, что в отличие от данных Конто, полученных в основном при сбраживании навоза, где при $S < S_{кр}$ значение К = 1, при сбраживании жидких осадков городских сточных вод $K < 1$. Например, при мезофильном сбраживании сырого осадка из первичных отстойников влажностью 93–95 % значения К, рассчитанные на основе экспериментальных данных, составляют соответственно 0,5–0,3.

Кривая К = f(S), полученная при сбраживании осадка, приведена на рис. 13.

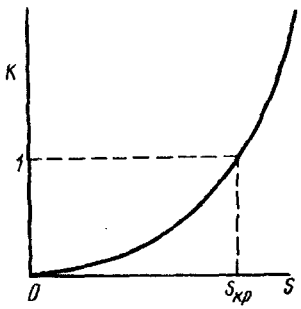


Рис. 13. Зависимость кинетического параметра *K* от концентрации органического вещества *S* в загружаемом осадке

2.3. ПЕРЕМЕШИВАНИЕ

Перемешивание содержимого метантенка необходимо проводить с целью обеспечения эффективного использования всего объема метантенка, исключения образования мертвых зон, предотвращения расслоения осадка, отложения песка и образования корки, выравнивания температурного поля. Кроме того, перемешивание должно способство-

вать выравниванию концентраций метаболитов, образующихся в процессе брожения и являющихся промежуточными субстратами для микроорганизмов или ингибиторами их жизнедеятельности, а также концентрации токсичных веществ, содержащихся в загружаемом осадке, поддержанию тесного контакта между бактериальными ферментами и их субстратами и т.д. Таким образом, перемешивание предназначено для поддерживания однородности среды. Вместе с тем, как было показано в гл. 1, существует некоторый предел интенсивности перемешивания, превышение которого может привести к недопустимому физическому отрыву отдельных групп бактерий друг от друга, а также от частиц субстрата, с которыми у бактерий имеется тесное сродство. При плохом перемешивании снижается эффективный объем метантенка и сокращается время пребывания в нем осадка, а следовательно, распад органического вещества и выход биогаза. Известны случаи сокращения полезного объема метантенка на 70 % [48]. Более значительно влияние неэффективного перемешивания в сочетании с понижением температуры (рис. 14). Снижение эффективного объема метантенка на 50 % за счет плохого перемешивания при t = 35 °С уменьшает эффективность сбраживания при большом времени пребывания (более 30 сут) на 5 %, а при t = 30 °С – на 16 %. Но особенно большое влияние оказывает перемешивание при коротком времени пребывания осадка в метантенке. Из рис. 14 видно, что при τ = 10 сут эффективность удаления БПК снижается в 2 раза, а при понижении температуры процесса до 30 °С сбраживания вообще не происходит.

Перемешивание осадка в метантенках осуществляется с помощью механических мешалок, а также путем циркуляции осадка и рециркуляции газа. Последний способ реже применяется на практике, однако он более эффективен, чем применение механических мешалок. Благоприятное воздействие перемешивания газом на процесс брожения объясняется несколькими причинами. При подаче сжатого газа хорошее перемешивание создается за счет интенсивного подъема пузырьков газа. При этом происходит также механическое отделение мелких пузырьков газа от метаногенных микроорганизмов, что облегчает их контакт с питательным субстратом. При подаче сжатого газа в метантенке повышается концентрация растворенной углекислоты, которая, являясь акцептором водорода, снижает его парциальное давление и тем самым улучшает условия жизнедеятельности ацетат-

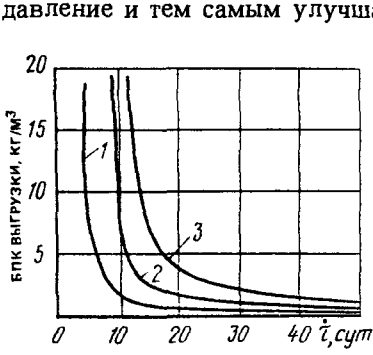


Рис. 14. Влияние перемешивания и температуры на эффективность сбраживания
τ – продолжительность сбраживания; *1* – при эффективном перемешивании, 35 °С; *2* – без перемешивания, 35 °С; *3* – то же, 30 °С

разлагающих метаногенов, в результате чего повышается выход метана. При повышении концентрации CO_2 может быть увеличена нагрузка на метантенк.

Практический опыт перемешивания осадка в метантенке путем рециркуляции сжатого газа имеет фирма Родигера (ФРГ), при этом наилучшие результаты получены при наличии в осадке токсичных веществ. В нашей стране этот метод начинает использоваться при сбраживании навоза. В Иркутском сельскохозяйственном институте разработан расчет барботера для введения биогаза в анаэробный биореактор [2, с. 74–79]. Повышение концентрации углекислоты может быть достигнуто введением топочных газов, а также повышением давления в метантенке. В работе, выполненной в МИСИ[1], показано, что для эффективного протекания процесса брожения необходимо поддерживать некоторое предельное минимальное соотношение между общим количеством растворенной углекислоты и массой органического вещества загружаемого осадка, равное 1 : 40. Для этого необходимо уменьшить отток газообразной углекислоты и повысить количество растворенной углекислоты одним из указанных выше методов. Поднимая давление в метантенке до 0,15 МПа (1,5 атм), можно обеспечить хорошие показатели термофильного сбраживания при более высоких (в 2–3 раза) нагрузках [13,5–18 вместо 6 кг/($м^3$ · сут)]. По-видимому, этот прием может оказаться эффективным при сбраживании высококонцентрированных осадков.

Вместе с тем имеется точка зрения, что рециркуляция неочищенного газа может отрицательно сказаться на газообразовании, так как диффузия CO_2 способствует повышению кислотности среды, ингибирующей метаногенез

2.4. НЕПРЕРЫВНАЯ ЗАГРУЗКА И ВЫГРУЗКА

Метантенки могут работать в периодическом, непрерывном и полунепрерывном режимах. При загрузке 1 раз в сутки скорость разложения значительно изменяется в период между загрузками. Х. Димовский [35] показал, что после загрузки выход газа самый высокий и в 2 раза превышает выход газа перед следующей загрузкой метантенка. Исследовался осадок влажностью 91,7 %, содержащий 56,6 % органического вещества; нагрузка по органическим загрязнениям составляла 3,5 кг/($м^3$ · сут), продолжительность сбраживания – 13,3 сут. При непрерывном добавлении осадка скорость разложения органического вещества и выход газа постоянны. И.И. Юкельсон и др., используя теорию непрерывных процессов[2], сравнили эффективность работы реакционных аппаратов непрерывного и периодического действия по приросту продукта реакции (выходу биогаза) при сбраживании осадков городских сточных вод. Определение порядка уравнения реакции разложения органической части осадка в периодическом

[1] Водоснабжение и санитарная техника. – 1967. – №3. – С. 11.

[2] Труды Воронежского технологического института. – 1960. – Т. XXУ1. – С. 44–51.

процессе показало, что он меняется в течение всего периода сбраживания. В начальный период после загрузки осадка до его распада 20–22 % реакция может быть приблизительно представлена уравнением нулевого порядка; далее она сильно замедляется и протекает по уравнению высших порядков. Подобное изменение порядка уравнения реакции указывает на сложность протекающего процесса. Переход на непрерывный режим сбраживания при сохранении того же значения распада должен привести к некоторому увеличению объема сооружения. Эффективность непрерывно действующего реактора может быть повышена путем его секционирования при сохранении неизменным общего объема. На основе уравнения реакции первого порядка определена степень распада в аппаратах периодического действия и одноступенчатом и многоступенчатом аппаратах непрерывного действия (табл. 11).

Таблица 11. **Значение распада органического вещества осадка в реакторах различного типа, % от биологически разлагаемого органического вещества**

Время, сут	Периодически работающий реактор	Реактор с перемешиванием непрерывного действия		
		одноступенчатый	трехступенчатый	пятиступенчатый
1	63	50	57,8	59,1
2	86	67,6	78,4	81,2
3	95	75	87,5	90,3
6	99,8	85,7	96,3	98,1

Из этой таблицы видно, что с повышением числа ступеней распад в реакторах непрерывного действия приближается к распаду в реакторе периодического действия. Наибольший объем реактора непрерывного действия требуется для одноступенчатого процесса, наименьший – для числа ступеней i, но только при $i \to \infty$ его объем будет равен объему реактора периодического действия. Поэтому двухступенчатое сбраживание в непрерывно действующих метантенках не позволяет уменьшить общий реакционный объем, если факторы, влияющие на скорость процесса, останутся неизменными. Уменьшения объемов метантенков можно ожидать при комбинации мезофильного и термофильного процессов, а также при действии других факторов, изменяющих скорости процесса на каждой ступени. На основании той же теории непрерывных процессов очевидно, что даже при очень большом времени пребывания осадка в непрерывно работающем одноступенчатом метантенке следует ожидать присутствия в выгружаемом осадке хотя бы незначительной части непрореагировавшего (несброженного) и необеззараженного осадка. Вместе с тем непрерывная загрузка предварительно подогретого сырого осадка и его хорошее смешение с массой бродящего осадка обеспечивают равномерный тепловой режим сооружения и возможность его работы с повышенными дозами загрузки. Наконец, перевод метантенков на непрерывный режим сбраживания уже сам по себе свидетельствует о переходе на новую ступень производственной культуры, так как при этом становятся возможными автоматизация и механизация процесса, уменьшение эксплуатационных затрат, равномерность газовыделения и однородность выгружае-

мого осадка. Положительный опыт непрерывного режима работы метантенков имеют Курьяновская и Люберецкая станция аэрации Москвы.

2.5. ОСНОВЫ РАСЧЕТА МЕТАНТЕНКОВ

При технологическом расчете метантенков должны быть определены следующие основные параметры:

концентрация сухого беззольного вещества загружаемого в метантенк осадка S, кг/м^3;

температура сбраживания t, °С;

нагрузка на метантенк по сухому беззольному веществу d, кг/(м^3·сут);

гидравлическое время пребывания осадка в метантенке (продолжительность сбраживания) τ, сут;

удельный выход биогаза на единицу массы сухого беззольного вещества загрузки $B_{уд}$, м^3/(кг·сут);

скорость выхода биогаза b/τ, м^3/(м^3·сут);

требуемый рабочий объем метантенка V, м^3;

общий выход биогаза $B_{общ}$, м^3/сут.

Для расчета концентрации сухого беззольного вещества осадка S необходимо знать объемную плотность осадка $\rho_{об}$ при заданной его влажности W. Значение $\rho_{об}$ можно вычислить по формуле

$$\rho_{об} = \frac{\rho_{ист}}{100 + W(\rho_{ист} \cdot 10^{-3} - 1)} 100, \qquad (48)$$

где $\rho_{ист}$ – истинная плотность осадка (плотность твердой фазы), кг/м^3; по данным Р.Я. Агрономика [1], $\rho_{ист}$ осадков из первичных отстойников составляет 1400–1800 кг/м^3, а $\rho_{ист}$ активного ила – 1300–1700 кг/м^3; плотность дисперсионной среды (вода) осадков принята равной 1000 кг/м^3.

Температурный режим сбраживания определяется в зависимости от технологической схемы обработки осадков, возможности применения энергосберегающего оборудования, условий строительства, местных особенностей и т.д.

В общем случае необходимо учитывать, что при прочих равных условиях скорость биогаза b/τ или нагрузка на метантенк d с повышением температуры процесса увеличиваются, а санитарная зараженность осадка снижается. Вместе с тем водоотдача осадка ухудшается, а расход теплоты на процесс возрастает. Влияние температуры на скорость выхода биогаза оценивается максимальной удельной скоростью роста биомассы микроорганизмов μ_m, рассчитываемой по формуле (29). Для мезофильного процесса (t = 33 °С) μ_m = 0,30 сут$^{-1}$, а для термофильного (t = 53 °С) μ_m = 0,56 сут$^{-1}$. Как отмечалось выше, нагрузка на метантенк и продолжительность сбраживания τ взаимосвязаны, и при назначении одного из указанных параметров второй определяется по формуле $S = d\tau$. Удельный выход биогаза при $S \leq S_{кр}$ может быть рассчитан по формуле (42) или следующей из нее формуле

$$B_{уд} = B - K_r(d/S),$$

а при $S > S_{кр}$ – по видоизмененной формуле (34) с учетом допущения постоянства доли метана в биогазе:

$$B_{уд} = B\left(1 - \frac{K}{\mathcal{M}_m - 1 + K}\right) \quad (49)$$

или

$$B_{уд} = B\frac{\mathcal{M}_m S - d}{\mathcal{M}_m S + d(K - 1)}, \quad (50)$$

где B – предельный выход биогаза на единицу массы сухого беззольного вещества в загружаемом в метантенк осадке, $м^3/кг$.

Распад органического вещества R_r, %, рассчитывается по формуле

$$R_r = B_{уд}\rho_г \cdot 100, \quad (51)$$

где $\rho_г$ – плотность биогаза, $кг/м^3$.

Скорость выхода биогаза, $м^3/(м^3 \cdot сут)$, определяется по выражению

$$b/\tau = B_{уд}d. \quad (52)$$

Требуемый рабочий объем метантенка V, $м^3$, для заданного количества сбраживаемого осадка $Q_{ос}$, $м^3/сут$, может быть определен по формуле

$$V = Q\tau. \quad (53)$$

Общий выход биогаза, $м^3/сут$, рассчитывается по формуле

$$B_{общ} = (b/\tau)V. \quad (54)$$

Дальнейший расчет метантенков сводится к определению единичного объема и формы метантенков, их теплотехническому расчету, определению технологической схемы (утилизации биогаза), расчету биогазового и теплоиспользующего оборудования, а также к расчету насосов, мешалок и другого вспомогательного оборудования. Многообразие применяемых технических решений делает нецелесообразным дальнейшее подробное изложение расчета. Следует лишь обратить внимание читателя на краткое изложение в этой книге отдельных показателей, связанных с утилизацией биогаза и теплоты.

2.6. ПРИМЕРЫ РАСЧЕТА

Пример 1. Исходные данные: производительность станции аэрации – 160 тыс. $м^3/сут$ сточных вод с содержанием взвешенных веществ 220 мг/л; $БПК_{полн}$ – 240 мг/л; количество сырого осадка из первичных отстойников при влажности 95 % составляет 350 $м^3/сут$; количество избыточного активного ила влажностью 97,3 % – 940 $м^3/сут$. На сбраживание поступает смесь осадка и ила $Q_{ос}$ = 350 + 940 = 1290 $м^3/сут$. Средняя влажность смеси W = 96,67 %; зольность смеси на сухую массу A = 32 %(соотношение осадка и ила по сухому беззольному веществу 1 : 1,5).

Технологической схемой предусматривается мезофильный режим сбраживания при t = 33 °С в одиоступенчатых метантенках с последующей утилизацией получаемого биогаза в качестве топлива в котельной очистных сооружений. Сброженный осадок подвергается дальнейшей обработке, включающей санитарное обеззараживание и обезвоживание, после чего используется в качестве удобрения.

Для расчета концентрации сухого беззольного вещества в осадке сначала определим по формуле (48) объемную плотность осадка $\rho_{об}$ при значении истинной плотности $\rho_{ист} = 1{,}71 \cdot 10^3$ кг/м^3 (по экспериментальным данным):

$$\rho_{об} = \frac{1{,}71 \cdot 10^3}{100 + 96{,}67(1{,}71 - 1)} 100 = 1{,}01 \cdot 10^3 \text{ кг/м}^3.$$

Подставив полученное значение $\rho_{об}$ в формулу (30), получим

$$S = 1{,}01 \cdot 10^3(100 - 96{,}67)(100 - 32)10^{-4} = 23 \text{ кг/м}^3.$$

С учетом опыта эксплуатации метантенков в аналогичных условиях и местных условий принимаем продолжительность сбраживания τ = 10 сут. Предельный выход биогаза на 1 кг сухого беззольного вещества осадка может быть принят равным

$$B = (0{,}53 \cdot 1 + 0{,}44 \cdot 1{,}5)/2{,}5 = 0{,}476 \text{ м}^3/\text{кг}.$$

Определим коэффициент пропорциональности $K_т$ по формуле (44):

$$K_т = (38 \cdot 23 - 205) \cdot 1/[100(33 - 17{,}8] = 0{,}44 \text{ м}^3 \cdot \text{сут/кг}.$$

Поскольку $S < S_{кр}$, удельный выход биогаза можно определить из **выражения (42):**

$$B_{уд} = 0{,}476 - 0{,}44 \cdot 10^{-1} = 0{,}432 \text{ м}^3/\text{кг}.$$

При плотности биогаза $\rho_г$ = 1 кг/м^3 распад органического вещества осадка $R_т = 0{,}432 \cdot 1 \cdot 100 = 43{,}2$ %.

При нагрузке d = 23/10 = 2,3 кг/(м^3 · сут) скорость выхода биогаза $b/\tau = 0{,}432 \cdot 2{,}3 =$ = 1 м^3/(м^3 · сут).

Требуемый рабочий объем метантенков V = 1290 · 10 = 12 900 м^3.

Общий выход биогаза $B_{общ} = 1 \cdot 12\,900 = 12\,900$ м^3/сут.

Пример 2. Поскольку предельный распад активного ила существенно ниже, чем сырого осадка из первичных отстойников ($R_т(Аи)$ = 44 %; $R_т(СО)$ = 53 %), и, кроме того, активный ил, как правило, имеет большую влажность, чем сырой осадок, все основные показатели сбраживания активного ила заметно ниже. Поэтому представляется целесообразным привести расчет сбраживания только сырого осадка для тех же исходных данных. При $\rho_{ист}$ сырого осадка 1750 кг/м^3, влажности 95 % и зольности 34 % получим

$$\rho_{об} = \frac{1{,}75 \cdot 10^3}{100 + 95(1{,}75 - 1)} 100 = 1{,}02 \cdot 10^3 \text{ кг/м}^3;$$

$$S = 1{,}02 \cdot 10^3(100 - 95)(100 - 34)10^{-4} = 34 \text{ кг/м}^3.$$

Коэффициент $K_т$ равен

$$K_т = \frac{(38 \cdot 34 - 205) \cdot 1}{100(33 - 17{,}8)} = 0{,}715 \text{ м}^3 \cdot \text{сут/кг}.$$

Для удобства сравнения результатов продолжительность сбраживания τ примем равной 10 сут, как и в примере 1. Тогда нагрузка на метантенк d составит 34 : 10 = = 3,4 кг/(м^3 · сут), а удельный выход биогаза $B_{уд} = 0{,}53 - 0{,}715/10 = 0{,}4585$ м^3/кг.

Скорость выхода биогаза $b/\tau = 0{,}4585 \cdot 3{,}4 = 1{,}56$ м^3/(м^3 · сут); требуемый объем метантенков V = 350 · 10 = 3500 м^3; общий выход биогаза $B_{общ} = 1{,}56 \cdot 3500 = 5460$ м^3.

Как видно из этих примеров, отказ от сбраживания активного ила позволил сократить объем метантенков в 3,68 раза, но при этом общий

выход биогаза снизился в 2,36 раза. Кроме того, требуется осуществлять другими методами стабилизацию активного ила, что ведет к дополнительным затратам. Поэтому, учитывая большую потребность в биогазе и одновременно необходимость снижения его себестоимости, что может быть достигнуто в первую очередь за счет снижения капитальных затрат на строительство метантенков путем уменьшения их объема, целесообразно, не отказываясь от сбраживания активного ила, пойти по пути уменьшения количества в нем балластной воды за счет сгущения (см. гл. 4).

3. ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЕ СХЕМЫ АНАЭРОБНОГО СБРАЖИВАНИЯ ОСАДКОВ ГОРОДСКИХ СТОЧНЫХ ВОД, КОНСТРУКЦИИ МЕТАНТЕНКОВ, БИОГАЗОВЫЕ УСТАНОВКИ

Первые обогреваемые метантенки появились в 20-х годах нашего столетия. В 1925–1926 гг. в Рурском Союзе (г. Эссен-Релингхауз, Германия), в г. Антиго (штат Висконсин, США) и в Англии были пущены в эксплуатацию закрытые метантенки с подогревом и механическим перемешиванием, которые явились прообразом современных сооружений, предназначенных для анаэробной стабилизации осадков.

В СССР первый опытный метантенк объемом 394 м^3 был построен в 1928 г. на Люберецких полях фильтрации Москвы, затем введены в эксплуатацию метантенки Кожуховской станции, в 1938 г. – Люблинской станции аэрации (объем 1000 м^3), с 1952 г. эксплуатируются метантенки Курьяновской станции аэрации (объем 5200 м^3) и позднее, с 1964 г. – Люберецкой станции (объем 8 тыс. м^3). Кроме того, метантенки были построены в Харькове, Сочи, Киеве, Ярославле, Череповце, Целиноградe, Новосибирске и других городах нашей страны.

3.1. ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЕ СХЕМЫ АНАЭРОБНОГО СБРАЖИВАНИЯ ОСАДКОВ

На практике получили распространение две принципиальные технологические схемы сбраживания – одноступенчатое и двух- или многоступенчатое сбраживание (рис. 15). Одноступенчатые метантенки сначала применялись как низконагружаемые. Они имели продолжительность сбраживания 30–50 сут и нагрузки по беззольному веществу 0,7–1,3 кг/м^3 и работали практически без перемешивания с небольшим подогревом. В этих условиях в них достигаются довольно глубокий распад органического вещества загружаемого осадка (до 50 %), хорошее расслоение осадка и его уплотнение в нижней части резервуара, а также появляется возможность отделения иловой воды и уменьшения объемов сброженных осадков. Такие метантенки традиционно применялись и применяются в Англии. Большие объемы низконагружаемых метантенков и связанные с этим высокие строительные стоимости заставили перейти к высоконагружаемым метантенкам, в которых интенсификация процесса достигается за счет хорошего подогрева осадка, создания систем непрерывного перемешивания для

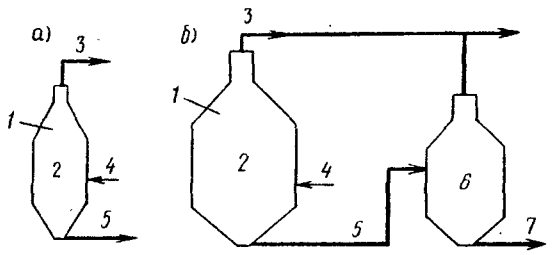


Рис. 15. Принципиальные схемы анаэробного сбраживания
а — одноступенчатое сбраживание; *б* — двухступенчатое сбраживание; *1* — загрузка осадка; *2* — метантенк I ступени; *3* — биогаз; *4* — теплоноситель; *5* — выгрузка осадка из метантенка I ступени; *6* — метантенк II ступени; *7* — выгрузка сброженного осадка

равномерного распределения осадка и улучшения контакта микроорганизмов со сбраживаемым субстратом и перехода на непрерывную загрузку или по крайней мере на сокращение интервалов между загрузками. Более подробно эти вопросы были рассмотрены в гл. 2. Одним из факторов, повышающих нагрузку на метантенк, явилось предварительное концентрирование загружаемого осадка. Такие метантенки с мезофильным режимом работы получили наибольшее распространение в США, а также в ФРГ и ряде других стран. Гидравлическое время пребывания в таких метантенках обычно составляет от 15 до 20 сут. Вместе с тем имеется много данных, полученных в опытных и производственных условиях, которые говорят о том, что хорошие показатели процесса при мезофильных температурах можно получить при времени пребывания 7 и даже 4 сут, особенно при использовании перемешивания газом. По данным АКХ, предельными для мезофильных метантенков с механическим перемешиванием являются дозы загрузки по объему 16 % (продолжительность сбраживания 6 сут) при температуре 32 °С и 12 % (продолжительность сбраживания 8 сут) при температуре 28 °С (см. рис. 8).

Переход на термофильные условия процесса сбраживания позволяет получить хорошие показатели при более высоких дозах, составляющих 18–20 % (5,5–5,0 сут), а предельными являются дозы загрузки 22, 24 и 26 % соответственно при температуре 49, 51 и 55–53 °С. Нагрузки по органическому веществу, при которых устойчиво протекает процесс, составляют 3–4,5 кг/(м^3 · сут) при мезофильных температурах и 6–7 кг/(м^3 · сут) – при термофильных.

В высоконагружаемых метантенках не происходит расслоения осадка и отделения иловой воды. В связи с этим большинство зарубежных проектов предусматривает применение метантенка II ступени, т.е. переход на двухступенчатое сбраживание.

Гипрокоммунводоканал разработал типовые одноступенчатые цилиндроконические метантенки объемом 1100, 2500, 5000 и 9000 м^3. Компоновка в два, три и четыре метантенка обеспечивает анаэробное мезофильное или термофильное сбраживание осадков сточных вод

типового ряда станций биологической очистки производительностью от 50 до 800 тыс. $м^3$/сут сточных вод. Исходные расчетные данные приняты по усредненным показателям работы действующих станций аэрации:

концентрация загрязнений по взвешенным веществам в поступающих стоках – 300 мг/л;

концентрация загрязнений по $БПК_{полн}$, поступающей на очистку в аэротенки осветленной сточной жидкости,– 200 мг/л;

влажность поступающей на сбраживание смеси сырого осадка и уплотненного избыточного активного ила – 96,4 %;

суточная доза загрузки метантенков при мезофильном сбраживании – 10,4 %, при термофильном сбраживании – 20,8 %.

Данные о требуемом объеме и числе метантенков приведены в табл. 12.

Технологической схемой предусматривается равномерная загрузка осадка во все резервуары метантенков по напорному трубопроводу. Одновременно с загрузкой исходного осадка под гидростатическим давлением происходит выгрузка из метантенка сброженного осадка. Подогрев осадка предусмотрен впуском в метантенк острого пара через пароструйные инжекторные подогреватели. При этом происходит также горизонтальное перемешивание осадка. Вертикальное перемешивание осадка в резервуарах метантенков осуществляется центробежными насосами, установленными в насосной станции метантенков. Один насос обеспечивает поочередное перемешивание осадка в одном из двух резервуаров метантенков. Утилизация биогаза предусмотрена путем его сжигания в качестве топлива в котельных очистных станций (по разработкам института "Союзводоканалпроект"). Себестоимость обработки 1 $м^3$ осадка в метантенках объемом 1100–9000 $м^3$ составляет 0,66–0,50 руб. при термофильном режиме и 0,58–0,29 руб. при мезофильном режиме (без обеззараживания осадка).

В основе двух- и многоступенчатого сбраживания лежит разделение процесса на стадию интенсивного брожения с бурным выделением биогаза, предотвращающим расслоение осадка (I ступень), и стадию затухания процесса, на которой прекращается газовыделение и происходят расслоение осадка и отделение иловой воды (II ступень). Это ведет к уменьшению объема сброженного осадка, поступающего на обезвоживание, что позволяет сократить затраты на необходимые для этой цели сооружения. Кроме того, за счет спуска иловой воды во II ступени метантенка увеличивается время дображивания осадка, что приводит к улучшению его водоотдающих свойств. При этом II ступень может выполняться в виде открытых железобетонных или даже земляных резервуаров, не имеющих оборудования для перемешивания и обогрева, что значительно сокращает строительные расходы на метантенки в целом. Дображивание и расслоение осадка иногда проводят в нескольких последовательно расположенных резервуарах (многоступенчатое сбраживание).

Двухступенчатое сбраживание при мезофильных температурах получило очень широкое распространение за рубежом, в первую

Таблица 12. **Требуемые объемы и число метантенков для станций аэрации различной производительности**

Производительность станции аэрации, тыс. м³/сут	Мезофильный режим сбраживания		Термофильный режим сбраживания	
	объем метантенков, м³	число метантенков	объем метантенков, м³	число метантенков
50	1100 или 2500	4 или 2	1100	2
70	2500	3	1100	3
100	2500 или 5000	4 или 2	1100 или 2500	4 или 2
140	5000	3	2500	3
200	5000 или 9000	4 или 2	2500	4
			5000	2
280	9000	3	5000	3
400	9000	4	5000 или 9000	4 или 2
560	–	–	9000	3
800	–	–	9000	4

очередь в Европе, а также и в США на очистных станциях, построенных как в 40–50-х годах, так и позже. Например, из 34 очистных сооружений разной производительности, построенных в разные годы в штате Канзас, 26 имеют двухступенчатое сбраживание. При этом на разных сооружениях используются несколько различные технические решения; соотношения между объемами I и II ступеней составляют 1 : 1, 3 : 1, 1 : 2 и др. Сбраживанию подвергается смесь избыточного активного ила с осадком первичных отстойников или только осадок. Метантенк II ступени выполняется в виде закрытого обогреваемого сооружения или открытой необогреваемой емкости и т.д. Сравнение расходов, связанных со строительством и эксплуатацией метантенков, показало, что при использовании двухступенчатых метантенков на 8–20 % возрастают строительные расходы на сами метантенки (по сравнению с одноступенчатым сбраживанием), которые полностью компенсируются снижением расходов на последующую обработку сброженного осадка.

В ряде случаев между метантенками I и II ступени производится промывка осадка, что повышает эффективность уплотнения осадков на II ступени и снижает потребность в коагулянтах при обезвоживании. Исследования АКХ по сбраживанию осадка в двух- и многоступенчатых метантенках с использованием на I ступени мезофильного процесса и с необогреваемыми II и последующими ступенями показали, что при этом обеспечивается устойчивый процесс сбраживания, в том числе в условиях неравномерного поступления осадка в метантенк и наличия в осадке токсичных промышленных загрязнений. В двух- и трехступенчатых метантенках при общем времени пребывания в них осадка 25–30 сут объем сброженных осадков может быть уменьшен вдвое. При этом достигается сокращение затрат на строительство метантенков и иловых площадок на 12–18 % по сравнению с одноступенчатым мезофильным сбраживанием. Ступенчатое сбраживание не дает существенных преимуществ по выходу газа по сравнению с одноступенчатым процессом при равных объемах метантенков [4].

В СССР двухступенчатое сбраживание с использованием специально построенных метантенков II ступени не нашло применения. По-видимому, это связано с преимущественным использованием термофильного сбраживания осадков в смеси с большим количеством активного ила, после которого их расслаивание происходит с большим трудом.

Метантенки Люблинской станции Москвы были запроектированы и выстроены как двухступенчатые при соотношении общих объемов резервуаров I и II ступени, равном 1 : 2. Объем метантенка I ступени составлял 1170 м^3, II ступени – 630 м^3. В первые годы метантенки работали в мезофильном режиме как двухступенчатые, но потом вследствие больших сложностей их эксплуатации, возникших в связи с образованием на II ступени плотной всплывающей корки и заполнением конуса II ступени песком, метантенки были переведены на одноступенчатый режим.

В 60-е годы на Курьяновской станции аэрации в производственных условиях было испытано двухступенчатое сбраживание при работе метантенка I ступени в термофильном режиме с высокими нагрузками. Метантенк II ступени работал без подогрева осадка летом и с подогревом зимой. Работа метантенков протекала устойчиво. В результате дображивания на II ступени повышалось содержание азота аммонийных солей, увеличивалась буферность среды и снижалась концентрация жирных кислот. Распад беззольного вещества увеличивается на 10–12 %, а доля участия II ступени в газообразовании составляла 7–8 % общего количества газа. Столь малое газовыделение значительно снизило интенсивность газовыделения с 1 м^2 площади зеркала осадка и явилось причиной образования корки таких размеров, что дальнейшая эксплуатация метантенков была затруднена. В течение всего периода работы расслоения осадка не наблюдалось. В результате метантенки были переведены на одноступенчатый режим [3].

Положительные результаты получены в небольших метантенках Люберецких полей фильтрации, где сбраживался в мезофильных условиях и уплотнялся один первичный осадок до влажности 91–92 %.

На основе большого опыта применения двухступенчатых метантенков в различных странах в соответствии с заданием Международного хозяйственного товарищества "Интерводоочистка" предприятия "Сигма" и "Гидропроект" ЧССР разработали технологическую схему стабилизации ила со сбраживанием в подогреваемых метантенках, в которой предусматривается двухступенчатое мезофильное сбраживание смеси осадка из первичных отстойников и уплотненного избыточного активного ила. Схема рассчитана на применение на очистных станциях производительностью от 16 до 80 тыс. м^3/сут сточных вод. Метантенки I ступени, в отличие от применяемых в нашей стране конструкций, имеют систему перемешивания содержимого метантенка с помощью биогаза. Биогаз забирается компрессором из газопровода непосредственно за метантенком и подается под давлением в нижнюю часть метантенка. На один метантенк предусматриваются два компрессора – один рабочий и один резервный. Для метантенков диаметром до 15 м включительно применяется биогазовый компрессор производительностью 55 м^3/ч, а для метантенков диаметром 17,5 и 20 м – произ-

водительностью 195 м^3/ч; мощность компрессоров составляет соответственно 15 и 50 кВт. Поскольку перемешивание осадка биогазом требует существенных энергозатрат, были проведены специальные исследования по определению наиболее эффективной системы[1]. Оценивались различные схемы подачи биогаза в метантенк. Наиболее экономичной оказалась схема со вводом биогаза через несколько труб, опущенных под уровень осадка. Увеличение глубины подачи биогаза при одинаковом его расходе повышает эффективность перемешивания.

В ГДР получают распространение анаэробные и аэробные биореакторы, оснащенные эжекторами типа "газ – жидкость". В частности, разработаны конструкции метантенков объемом до 5000 м^3, в которых рециркуляция биогаза и перемешивание осадка осуществляются так называемым лифтным способом[2] (рис. 16). Конструктивные параметры разработанных в ЧССР метантенков I ступени с перемешиванием осадка биогазом приведены в табл. 13.

Таблица 13. **Конструктивные параметры метантенков I ступени в двухступенчатой схеме ЧССР (по материалам предприятий "Сигма" и "Гидропроект", ЧССР)**

Показатели	Типоразмерный ряд метантенков				
Диаметр, м	10	12,5	15	17,5	20
Полезный объем, м^3, при высоте, м:					
12	1000	–	–	–	–
16,8	13 000	2140	3120	–	–
21,6	–	–	4000	5400	7100

Сброженный осадок из метантенка I ступени под гидростатическим давлением поступает в необогреваемый метантенк II ступени. Последний конструктивно не отличается от метантенка I ступени, но уровень осадка в нем поддерживается на 0,6 м ниже. Основное назначение метантенка II ступени – обеспечить уплотнение сброженного осадка. По данным расчетов авторов указанной схемы, в результате уплотнения объем осадка сокращается почти в 2 раза. Кроме того, метантенк II ступени может служить в качестве запасного аварийного резервуара для аккумулирования сброженного осадка с учетом неравномерности его дальнейшего удаления и использования, на период ремонта метантенка I ступени и т.п. Ниже приведены технологические параметры мезофильного сбраживания осадка по двухступенчатой схеме:

температура в метантенке I ступени ..... 33 ± 2 °С
нагрузка, кг сухого беззольного вещества (м^3 · сут) ..... до 2,5
расчетная продолжительность сбраживания, сут ..... не менее 15
влажность сброженного осадка после отделения иловой воды, % 93
выход биогаза, м^3/кг сухого беззольного вещества 0,48

Опыт эксплуатации метантенков в городах нашей страны, прежде всего опыт московской канализации, а также очистных сооружений ФРГ и некоторых других стран говорит о том, что роль метантенков

[1] J.W.P.C.F., 1982, v. 54, №8, p. 1194–1206.

[2] Wasserwirtschaft – Wassertechnik, 1986, N4. S. 87.

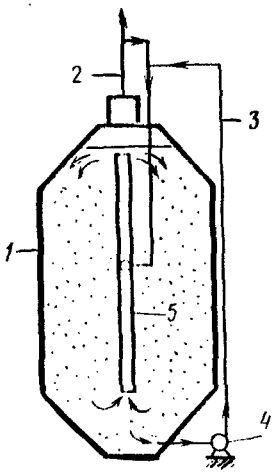


Рис. 16. Перемешивание в метантенке по газлифтному методу
1 — корпус метантенка; *2* — газопровод; *3* — трубопровод сброженного осадка; *4* — циркуляционный насос; *5* — стояк для подъема осадка

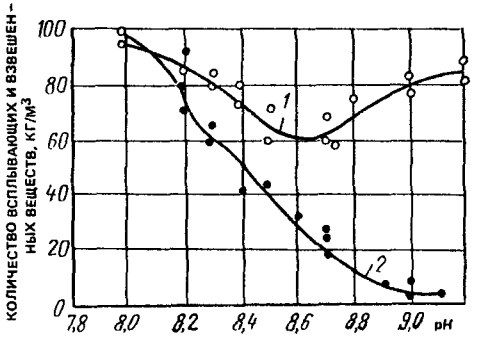


Рис. 17. Влияние значения pH на снижение количества взвешенных (*1*) и всплывающих (*2*) веществ в осветленной воде из уплотнителей сброженного осадка

II ступени могут выполнять радиальные или вертикальные уплотнители промытых сброженных осадков. При этом работа уплотнителей сброженного осадка в значительной степени отличается от работы уплотнителей сырых осадков и активного ила тем, что в последних происходит чисто гравитационное уплотнение, а при уплотнении сброженных осадков наблюдается также давление биофлотации, связанное с продолжающимся выделением биогаза в результате непрекращающейся жизнедеятельности метановых бактерий и неполного сбраживания осадка в метантенках. В результате этого увеличивается вынос с надыловой водой большого количества взвешенных и плавающих веществ (1,5–2,0 г/л), на поверхности образуется плавающая корка толщиной 15–25 мм, осложняющая эксплуатацию сооружений, и не достигается хорошая уплотненность осадка. Для улучшения работы уллотнителей применялось предварительное известкование сброженного осадка. Благодаря достигаемому при этом повышению значения pH до 8,2–8,7 затормаживается газовыделение, снижается эффект биофлотации и тем самым улучшается качество надыловой жидкости [24] (рис. 17). Оптимальным для снижения содержания взвешенных веществ в осветленной воде следует считать значение pH = 8,6, что соответствует дозе CaO 5 % на сухое вещество осадка. При этом количество взвешенных веществ снижается на 40 %, а всплывающих на 70 %, и достигается 95 %-я влажность уплотненного осадка.

Одновременно появляется возможность почти в 1,5 раза повысить нагрузку на уплотнитель, причем затраты извести на кондиционирование осадка при его вакуум-фильтрации существенно не увеличиваются.

3.2. ТЕНДЕНЦИИ РАЗВИТИЯ КОНСТРУКЦИЙ МЕТАНТЕНКОВ

Применяемые в течение длительного времени конструкции метантенков, в которых были реализованы указанные выше схемы сбраживания, представляли собой железобетонные или стальные вертикальные резервуары цилиндрической формы с жестким перекрытием и коническим или плоским днищем (рис. 18).

Резервуары снабжаются различными системами обогрева и перемешивания и системой отведения, сбора и утилизации биогаза. Для предотвращения коркообразования лучше применять резервуары с узкой горловиной и небольшой площадью поверхности сбраживаемого осадка, что позволяет повысить интенсивность газовыделения. Такие метантенки используются в нашей стране и долгое время применялись в США. В качестве вариантов цилиндрических метантенков в разные годы разрабатывались конструкции метантенков с подвижным куполом, например, метантенки с плавающим перекрытием и метантенки-газгольдеры[1]. Однако эти сооружения не получили широкого распространения. Для совмещения процессов сбраживания и уплотнения в одном сооружении разработаны специальные конструкции метантенков-уплотнителей [30]. Финской фирмой ЮИТ разработан метантенк-уплотнитель (рис. 19), особенность конструкции которого заключается в том, что уплотнение сброженного осадка и его дображивание производятся в самом метантенке, в предусмотренной для этого зоне. В метантенке данной конструкции не только производятся сбраживание и гравитационное уплотнение осадка, но и осуществляется интенсивная рециркуляция сбраживаемого и уплотненного сброженного осадка, что позволяет интенсифицировать процесс.

Развитие конструкций метантенков весьма интенсивно происходило в Западной Европе, в первую очередь в ФРГ. Внимание разработчиков было направлено на поиск такой формы резервуара, которая обеспечивала бы максимальный объем при минимальной поверхности, что позволило бы сократить материалоемкость и теплопотери при строительстве и эксплуатации метантенков. В результате был создан ряд конструкций метантенков шаровидной, грушеобразной и яйцевидной формы (рис. 20), построенных и эксплуатирующихся на ряде очистных сооружений. Корпусы метантенков выполнены из железобетона с предварительно напряженной арматурой. Наилучшие показатели достигнуты в метантенках яйцевидной формы, обеспечивающей минимальные затраты железобетона и минимальные теплопотери. Кроме того, такая форма метантенка препятствует накоплению песка и образованию корки.

---

[1] А. с. №1308568 (СССР). М. кл. C02F11/04, 1983.

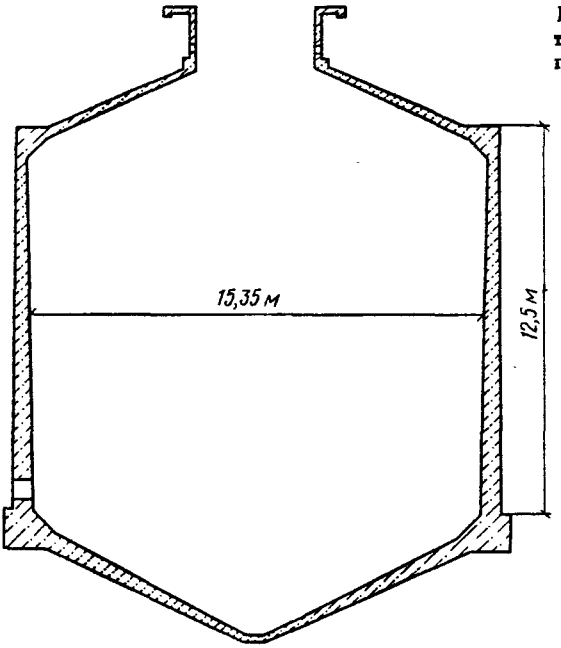


Рис. 18. Железобетонный метантенк в разрезе (конструкция Гипрокоммунводоканала)

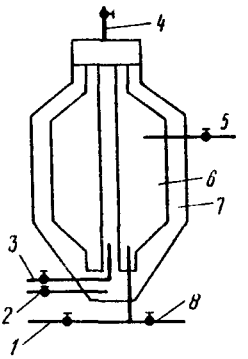


Рис. 19. Схема метантенка-уплотнителя
1 — отвод на рециркуляцию через теплообменник уплотненного сброженного осадка; *2* — подача сырого и рециркулирующего осадков; *3* — отвод на рециркуляцию через теплообменник сбраживаемого осадка; *4* — отвод газа; *5* — отвод иловой воды; *6* — зона уплотнения; *7* — зона сбраживания; *8* — отвод сброженного уплотненного осадка

Для сокращения продолжительности сбраживания и повышения эффективности использования объема метантенка были разработаны конструкции вакуум-метантенков. Представляет интерес конструкция, предложенная В.К. Масличем с соавторами[1] (рис. 21). В ряде случаев, в особенности при обработке сельскохозяйственных отходов, оказались более удобными не вертикальные, а горизонтальные, в том числе вращающиеся биореакторы [12]. Интересна конструкция метантенка, разработанная австрийской фирмой IpH[2]. Она представляет собой горизонтальный цилиндрический биореактор, размещенный в емкости с горячей водой. Биореактор в загруженном состоянии обладает плавучестью. За счет вращения биореактора вокруг горизонтальной оси обеспечивается хорошее перемешивание сбраживаемого осадка. Опытно-промышленная установка, оснащенная таким биореактором (объем 60 м^3), используется для сбраживания свиного навоза; ее производительность по биогазу составляет 100 м^3/сут.

[1] А. с. №891581. М. кл. C02F 3/28, 1978.

[2] Brannweinwirtschaft 1982, 12L, №6, S. 250–251.

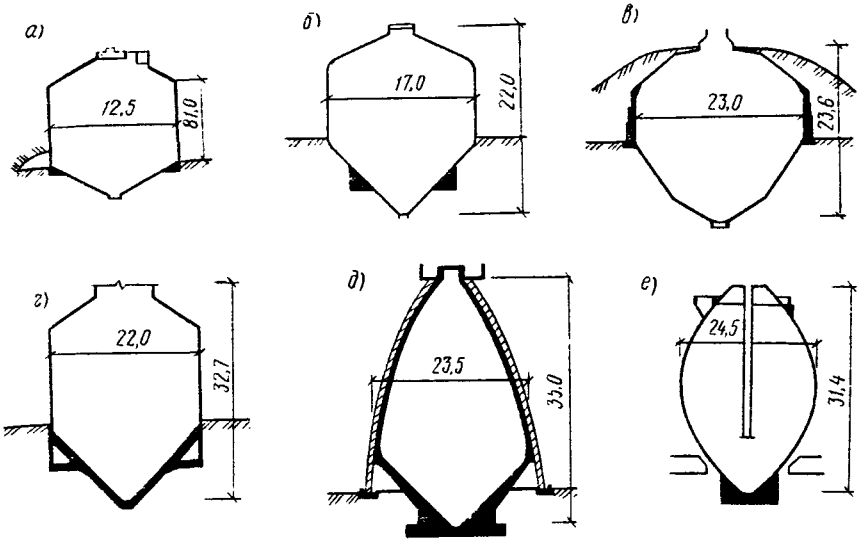


Рис. 20. Развитие и применение конструкций метантенков (по данным фирмы "Альфа-Лаваль", Швеция) [49]
а — Баден-Баден, 1250 м^3; *б* — Висбаден, 3000 м^3; *в* — Вуппераль, 6100 м^3; *г* — Штутгарт, 7500 м^3; *д* — Дюссельдорф, 8000 м^3; *е* — Нюрнберг-Север, 10 800 м^3

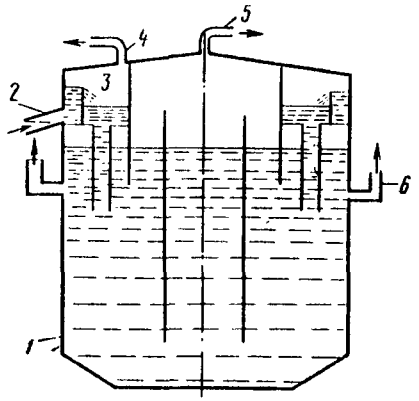


Рис. 21. Вакуум-метантенк
1 — корпус; *2* — подача осадка; *3* — смесительная камера; *4* — трубопровод к вакуум-насосу; *5* — отсос биогаза; *6* — выпуск сброженного осадка

При разработке конструкций метантенков значительное внимание уделяется теплоизоляции резервуаров и обеспечению газонепроницаемости купола. С целью сокращения затрат на теплоизоляцию применяют обваловку резервуара метантенка грунтом либо используют дополнительные ограждающие конструкции, создающие воздушную прослойку между несущей и утепляющей стенками метантенка. В качестве основного утеплителя обычно применяют пенополиуретан, минеральную вату и стекловолокно.

На Курьяновской станции аэрации газо- и теплоизоляция бетонного перекрытия метантенков выполнена из 4–5 слоев перхлорвиниловой массы, уложенной по бетону и покрытой цементной стяжкой. Далее уложен слой шлака толщиной 500 мм, перекрытый цементной стяжкой, а затем – трехслойная рулонная кровля[1].

С учетом агрессивности среды при строительстве метантенков проводят противокоррозионные мероприятия – утолщение слоя бетонного днища, введение в бетон замедлителей коррозии арматуры, покрытие цилиндрической поверхности эпоксидной смолой, оцинкование и др.

Развитие конструкций метантенков связано с развитием технологии сбраживания. Применение новых интенсивных технологий, описанных в гл. 4, в том числе твердофазной метангенерации, фазовой сепарации с прикрепленными микроорганизмами или АПФЛОУ-процессом и других несомненно приведет к новым конструкциям метантенков, обеспечивающим возможность осуществления новых эффективных технологических процессов.

3.3. СИСТЕМЫ ПОДОГРЕВА ОСАДКОВ

Эффективные технологические схемы анаэробного сбраживания осадков, как правило, должны предусматривать рекуперацию теплоты сброженного осадка и подогрев осадка, подаваемого в метантенк с помощью внешних теплообменников (рис. 22). По сравнению с применяемой в настоящее время в нашей стране схемой с нагревом осадков острым паром, подаваемым в метантенк через паровой инжектор, указанная схема имеет следующие преимущества: сокращение затрат теплоты на процесс; исключение возможности перегрева осадка в метантенке; предотвращение потерь конденсата и разбавления им осадка в метантенке; возможность дополнительного обеззараживания осадка при мезофильном сбраживании.

В качестве теплообменных аппаратов обычно применяют спиральные теплообменники типа "Осадок – осадок" и "осадок – вода", простота конструкции и эксплуатации которых обусловили широкое использование этих аппаратаов в развитых капиталистических странах. Наиболее распространены спиральные теплообменники фирмы "Альфа-Лаваль" (Швеция). В нашей стране идет освоение серийного выпуска подобных теплообменников. Возможны различные модификации технологической схемы, представленной на рис. 22. Простейшим решением является установка на линии выпуска сброженного осадка из метантенка рекуперативного теплообменника типа "осадок – осадок". Эта схема обеспечивает использование теплоты сброженного осадка для частичного подогрева осадка, подаваемого в метантенк. Ее применение сокращает расход энергии котельной установки на сбраживание осадка. Наиболее эффективно схема может применяться при термофильном сбраживании осадка. На предприятиях "Сигма" и

---

[1] **Карпинский А.А.** Новые достижения в технологии сбраживания осадков сточных вод. – М.: МКХ РСФСР, 1959. – 95 с.

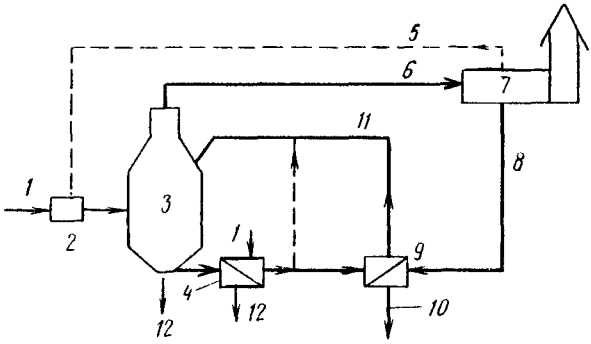


Рис. 22. Принципиальная схема подогрева осадка для анаэробного сбраживания
1 — осадок до сбраживания; *2* — паровой инжектор (традиционное решение, СССР); *3* — метантенк; *4* — теплообменник "осадок—осадок"; *5* — пар; *6* — биогаз; *7* — котельная; *8* — горячая вода; *9* — теплообменник "осадок-вода"; *10* — охлажденная вода; *11* — подогретый осадок; *12* — сброженный осадок

"Гидропроект" ЧССР разработана технологическая схема, обеспечивающая сочетание гидравлического перемешивания и нагрева осадка в метантенке. Содержимое метантенка перемешивается насосом по так называемой большой циркуляционной системе с таким расчетом, чтобы обеспечивался как минимум трехкратный оборот осадка за 20 ч. От нагнетательного трубопровода системы большой циркуляции ответвляется так называемая малая циркуляционная система через спиральные теплообменники с присоединением к трубопроводу большой циркуляции (рис. 23). В такой системе обеспечивается подогрев осадка до 33 ± 2 °С (мезофильное сбраживание) и компенсируются все теплопотери по метантенку. Подогрев осадка полностью автоматизирован и управляется датчиком температуры, помещенным на всасывающем патрубке циркуляционного насоса. При отклонении температуры осадка от заданных пределов открывается или закрывается задвижка подачи горячей воды в теплообменник без прекращения подачи в него осадка. Производительность циркуляционного насоса должна быть по крайней мере в 4 раза больше подачи исходного осадка в метантенк.

Для обеспечения экономичного процесса мезофильного сбраживания и обеззараживания осадка фирма "Альфа-Лаваль" рекомендует технологическую схему, представленную на рис. 24. Мезофильно сброженный осадок проходит три ступени теплообменников. На первой ступени этот осадок подогревается с использованием теплоты обеззараженного (пастеризованного) осадка с 32 до 52 °С. На второй ступени осуществляется догрев этого осадка до 80 °С с помощью горячей воды. Затем осадок вводится в трубчатый змеевик, где выдерживается для пастеризации в течение 5 мин. Пастеризованный осадок после пропуска через теплообменник охлаждается до 55 °С и подается на механическое обезвоживание. Более глубокое использование теплоты этого осадка возможно путем установки дополнительного

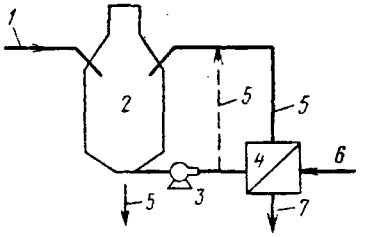


Рис. 23. Схема подогрева рециркулируемого осадка
1 — загрузка осадка; *2* — метантенк; *3* — циркуляционный насос; *4* — теплообменник "осадок—вода"; *5* — сброженный рециркулируемый осадок; *6* — горячая вода; *7* — охлажденная вода

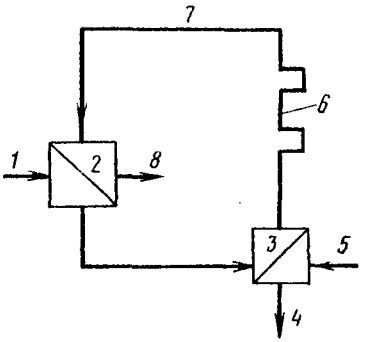


Рис. 24. Принципиальная схема обеззараживания мезофильно сброженного осадка
1 — мезофильно сброженный осадок; *2* — спиральный теплообменник "осадок—осадок"; *3* — спиральный теплообменник "осадок—вода"; *4* — охлажденная вода; *5* — горячая вода; *6* — трубчатый выдерживатель; *7* — пастеризованный осадок (t = 80 °С); *8* — пастеризованный осадок (t = 55 °С)

теплообменника-рекуператора осадка. Производительность теплообменников по осадку составляет 18–75 м^3/ч, а по воде – 10–60 м^3/ч. Высота проходного канала для осадка равна 25 мм, благодаря чему он не забивается и легко очищается. Вместо горячей воды в теплообменнике-нагревателе можно использовать пар с расходом около 50 кг на 1 м^3 осадка.

При отсутствии на очистной станции технологической котельной требуемый для сбраживания и обеззараживания осадка подогрев может осуществляться в так называемых автономных нагревателях различной конструкции. На рис. 25 представлена схема нагревателя со встречными струями[1]. Жидкий осадок эжектируется двумя направленными навстречу друг другу высокотемпературными (600–800 °С) струями топочных газов, истекающими с большой скоростью (более 100 м/с) из сопел камер сгорания, в которых сжигается биогаз, природный газ или жидкое топливо. Предусмотренная дополнительная обработка осадка путем пропуска его в смеси с топочными газами через слой ранее нагретого осадка позволяет увеличить продолжительность контакта теплоносителя с осадком и сократить потери теплоты с отходящими газами. Для гарантирования требуемых параметров нагрева предусмотрена рециркуляция осадка с многократным пропуском его через зону нагрева.

[1] А. с. №458221 (СССР). М. кл. С02С 3/00, 1971.

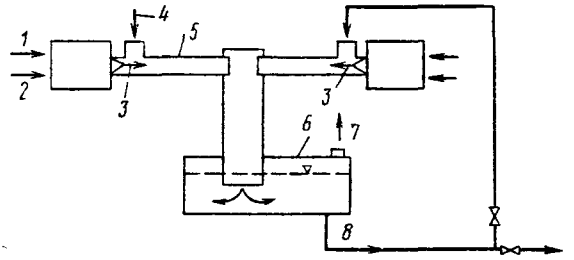


Рис. 25. Принципиальная схема нагрева осадка в аппарате со встречными струями
1 – воздух; *2* – топливо; *3* – струи топочных газов; *4* – холодный осадок; *5* – нагреватель со встречными струями; *6* – барботер; *7* – отходящие газы на очистку и рекуперацию тепла; *8* – нагретый осадок

3.4. ОСНОВНЫЕ НАПРАВЛЕНИЯ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ БИОГАЗА

Биогаз, образующийся при анаэробном сбраживании осадков городских сточных вод и других подобных им по составу отходов, содержащих органические вещества, в основном состоит из метана и оксида углерода (IУ): 65–70 % CH_4 и 25–30 % CO_2 по объему. Кроме того, в биогазе в небольших количествах могут присутствовать и другие составляющие: 2–4 % CO, до 1 % N, до 0,3 % O_2, а также до 1,5 % различных углеводородов (помимо метана) и небольшое количество сероводорода H_2S.

Избыточное давление биогаза на выходе из метантенков составляет 2000–4000 Па (200–400 мм вод. ст.), температура биогаза зависит от применяемого режима сбраживания и составляет обычно 33–35 °С при мезофильном и 53–55 °С при термофильном режиме сбраживания. Плотность биогаза зависит от его состава и обычно равна 1,0–1,2 кг/м^3. Поскольку метан является основным компонентом биогаза, последний можно рассматривать как топливо. Применение 1 м^3 биогаза при КПД 100 % эквивалентно экономии 0,714 кг условного топлива. Полезная теплота сгорания биогаза, как правило, не ниже 20 МДж/м^3. В настоящее время биогаз утилизируется главным образом непосредственно на очистных станциях, обеспечивая работу технологических котельных, биогазовых двигателей – генераторов электрической и тепловой энергии, а также автономных нагревателей осадка, подаваемого в метантенки.

Сжигание биогаза в котельных установках. Наиболее распространенным является простейший способ утилизации биогаза путем сжигания его в котельных установках. Из-за неравномерности выхода биогаза на газопроводе от метантенков обычно устанавливают аккумулятор – мокрый или сухой газгольдер. Кроме того, для удаления содержащейся в биогазе влаги усраивают конденсатоотводчики (влажность биогаза при выходе из метантенков составляет 92–97 %).

Для сжигания биогаза применяют специальные горелки. В нашей стране вопросами разработки, создания и проектирования горелок занимаются Академия коммунального хозяйства, Мосгазниипроект,

Союзводоканалпроект и другие организации. Имеется значительный опыт применения биогазовых горелок на крупных станциях аэрации в Москве, Киеве, Харькове и других городах. Институтом Союзводоканалпроект разработаны типовые проектные решения на установки по использованию газа метантенков в котельных очистных канализационных сооружений (введены в действие с 7 мая 1985 г.). Установки предназначены для применения на вновь проектируемых и реконструируемых очистных сооружениях канализации производительностью 50 тыс. $м^3$/сут и более. Технологические схемы этих установок однотипны для метантенков, имеющих производительность по выходу биогаза от 1080 до 8800 $м^3$/сут. Схема включает отдельно стоящие пункты – газосборный пункт, пункты управления газгольдерами и газовой свечой, газогорелочные устройства. Газгольдеры проектируются объемом от 600 до 6000 $м^3$ по отдельным типовым проектам. Газосборный пункт предназначен для сбора и учета расхода биогаза, а также для удаления из него избыточной влаги. В пунктах управления газгольдерами размещены газопроводы, арматура, приборы контроля и управления задвижками, включенными в систему подачи биогаза в котельную либо на газовую свечу. Газовая свеча предназначена для сжигания неутилизируемого биогаза и применяется в аварийных ситуациях и при отсутствии потребности в биогазе. Для сжигания биогаза или природного газа в паровых котлах типа ДКВР-2,5-13, ДКВР-4-13, ДКВР-6,5-13 и Е-1/9-Г1, а также в секционных котлах "Минск-1" и "Универсал-6М" с установленными на них паросборниками применяются горелки с принудительной подачей воздуха, разработанные Мосгазниипроектом.

В зависимости от производительности применяются следующие горелки: ГТВ МГП-500 (500 $м^3$/ч биогаза или 320 $м^3$/ч природного газа); ГТВ МГП-350 (313 $м^3$/ч биогаза или 200 $м^3$/ч природного газа); ГТВ МГП-200 (200 $м^3$/ч биогаза или 124 $м^3$/ч природного газа); ГТВ МГП-150 (120–140 $м^3$/ч биогаза или 75–80 $м^3$/ч природного газа).

Горелки типа ГТВ могут работать также на мазуте, для чего они дооборудуются мазутной форсункой. Давление биогаза у горелок должно находиться в пределах 250–1000 Па (25–100 мм вод. ст.), давление природного газа – в пределах 50–200 Па (5–20 мм вод. ст.). Предусмотрено автоматическое и ручное зажигание газа. Биогазовые установки взрывоопасны и относятся по ПУЭ к классу производства В-Iа. При размещении установок на генплане межу ними следует предусматривать следующие разрывы: от газосборного пункта метантенков до пункта управления газгольдерами – не менее 20 м; между газгольдерами – по диаметру газгольдера; от газовой свечи до любого взрывоопасного сооружения – 100 м; от котельной до любого из сооружений газового хозяйства – 24 м. Территория метантенков должна быть ограждена.

Эксплуатационные службы обязаны зарегистрировать проект биогазовых установок в местных органах Госгортехнадзора СССР. По данным расчетов[1], стоимость строительства и эксплуатации соору-

[1]Экспресс-информация. Серия: газовое хозяйство/ЦБНТИ Минжилкомхоза РСФСР. – М., 1983, №1, вып. 1.

жений для сбора, хранения, транспортирования и сжигания биогаза по типовой схеме окупается на станциях производительностью 100 тыс. $м^3$/сут сточных вод и более (табл. 14).

Экономичность утилизации биогаза снижается также из-за применения нерациональной энергетической схемы, при которой для поддержания заданной температуры в метантенках туда из котельной подается эжектором острый пар с избыточным давлением 0,4 МПа (4 $кгс/см^2$). При этом из-за высокой температуры в метантенках погибает часть микроорганизмов и теряется конденсат, балластируя содержимое метантенков путем разбавления водой.

В 1983–1984 гг. в НИИ КВОВ АКХ были разработаны показатели расхода топлива на процесс сбраживания, обобщившие данные эксплуатации и расчетные параметры [23]. Расчет расхода топлива на процесс сбраживания производится исходя из нормы удельного расхода теплоты на подогрев осадков в метантенках с помощью острого пара, равной 5,65 МДж/($м^3$ · °С). При термофильном режиме сбраживания для подогрева 1 $м^3$ осадка с 18 до 53 °С требуется 6,75 кг условного топлива, при мезофильном – 2,9 кг условного топлива. Выход газа брожения составляет 10–12 $м^3/м^3$ осадка, что соответствует 7,1–8,6 кг условного топлива на 1 $м^3$ осадка. В зависимости от местных условий расход теплоты на обогрев метантенков в средней полосе нашей страны зимой возрастает в 1,35–1,7 раза по сравнению с летним периодом. Термофильный режим сбраживания зимой теплотой не самообеспечивается. Данные по расходу и получению топлива при сбраживании осадков в метантенках приведены в табл. 15.

В настоящее время в Академии коммунального хозяйства ведутся исследования и разработки по созданию типоразмерного ряда современных биогазовых горелок с системой автоматики.

Биогазовые двигатели. Такие двигатели в сочетании с теплообменниками – рекуператорами теплоты обеспечивают более эффективное использование энергии биогаза. Эти системы фактически представляют собой небольшие теплоэлектростанции. Утилизация биогаза в двигателях (рис. 26) позволяет получить электрическую или механическую энергию для привода воздуходувок, насосов, мешалок и другого оборудования при одновременном использовании теплоты отходящих газов для поддержания заданного температурного режима сбраживания осадков в метантенках [9]. Применение биогазовых двигателей требует предварительного удаления из биогаза влаги и его очистки от сероводорода. Часто в качестве биогазовых двигателей используют серийные дизельные двигатели после соответствующей их переделки. Они достаточно надежны в эксплуатации и имеют большой срок службы. При работе дизельных двигателей на биогазе тепловые и механические нагрузки меньше, чем при работе на дизельном топливе, а срок эксплуатации двигателей увеличивается до 120–150 тыс.ч. Мощность двигателей, работающих на биогазе, может быть увеличена в среднем в 1,5 раза при очистке биогаза от CO_2.

Рассмотрим возможности получения и утилизации энергии при применении биогазового двигателя на станции аэрации производительностью 70 тыс. $м^3$/сут сточных вод. Сбраживание осадка осущест-

Таблица 14. **Затраты на сбор и утилизацию биогаза**

Производительность очистных сооружений, тыс. $м^3$/сут	Затраты			Экономический эффект замещения природного топлива биогазом (по сравнению со схемой без утилизации биогаза), тыс. руб/год	Срок окупаемости капитальных затрат, годы
	капитальные, тыс. руб.	эксплуатационные, тыс. руб/год	приведенные, тыс. руб/год		
25–80	295,56–326,72	26,70–28,11	71,03–77,12	–	Не окупаются
100–175	220,37–400,75	28,09–30,74	67,20–90,85	32,67–75,12	6,9–5,3
220–280	464,99–507,83	34,09–37,94	103,84–114,11	104,53–151,08	4,4–3,4
350–500	513,49–677,12	39,51–49,39	117,27–150,96	214,32–322,66	2,4–2,1
700–1000	688,53–804,71	49,97–61,50	153,25–182,20	502,82–765,16	1,4–1,05

Таблица 15. **Удельные показатели расхода и получения топлива при сбраживании осадков в метантенках**

Производительность очистной станции, тыс. $м^3$/сут	Количество осадков, тыс. $м^3$/год	Расход топлива на сбраживание без учета утилизации биогаза, тыс. т условного топлива/год		Производство топлива при полном самообеспечении метантенков теплотой (мезофильный процесс), тыс. т условного топлива в год
		мезофильный процесс (33 °С)	термофильный процесс (53 °С)	
100	290–365	0,8–1	1,9–2,4	1,2–2,1
280	820–1010	2,4–3	5,5–6,9	3,4–5,8
500	1460–1600	4,2–4,6	9,9–10,8	6,1–9,1
1000	2900–3200	8,5–9,3	19,7–21,6	12,2–18,1

вляется в мезофильном режиме, количество сбраживаемого осадка составляет 500 $м^3$/сут, выход биогаза с теплотой сгорания 23 МДж/$м^3$ – 5000 $м^3$/сут. Биогаз применяется в качестве топлива в двигателе внутреннего сгорания. Энергия вращения вала двигателя используется для привода воздуходувки. По усредненным данным технических характеристик двигателей, производимых фирмами ФРГ, Франции и других стран, можно принять мощность на валу двигателя равной 400 кВт, что соответствует 34 ГДж/сут. Рекуперация теплоты охлаждающей воды дает энергию, равную 35 ГДж/сут; из отходящих газов двигателя может быть получено 18 ГДж/сут. Таким образом, суммарный коэффициент полезного действия системы составит $[(34 + 35 + 18)/(5000 \cdot 23 \cdot 10^{-3})]100 = 75{,}65\ \%$.

При температуре осадка 18 °С и температуре сбраживания 33 °С расход теплоты на метантенки с учетом теплопотерь составит $5{,}65 \cdot 10^{-3}$ ГДж/($м^3$°С)500 $м^3$/сут(33 – 18)°С = 42,375 ГДж/сут. Как видно из приведенного расчета, потребность метантенков в теплоте при мезофильном сбраживании полностью покрывается за счет рекуперации теплоты охлаждающей воды и отходящих газов двигателя. Кроме того, может быть обеспечена работа трех воздуходувок типа ТВ-80-1,6 мощностью 125 кВт каждая.

По данным фирмы "Дегремон" (Франция), весьма эффективны двигатели с газодизельным топливом [11]. Преимуществом двигателей такого типа является независимость их работы от подачи и теплоты сгорания биогаза, что гарантирует надежную эксплуатацию даже при существенных колебаниях выделения биогаза в процессе работы метантенков. Двигатели с газодизельным топливом имеют следующие средние характеристики: расход энергии биогаза, МДж, при полной нагрузке – 9,1–9,7, при нагрузке 3/4 – 9,7–10,2, при нагрузке 1/2 – 10,2–10,8; общее выделение теплоты охлаждающей воды, выхлопных газов, масляной смазки – 3,4–4,0 МДж; КПД двигателей – 0,6–0,7.

Фирма "Фиат" (Италия) разработала комплексный высокопроизводительный двигатель "Тотем" – генератор электрической (15 кВт) и тепловой (39 кВт) энергии (вода с температурой 85 °С). Основными

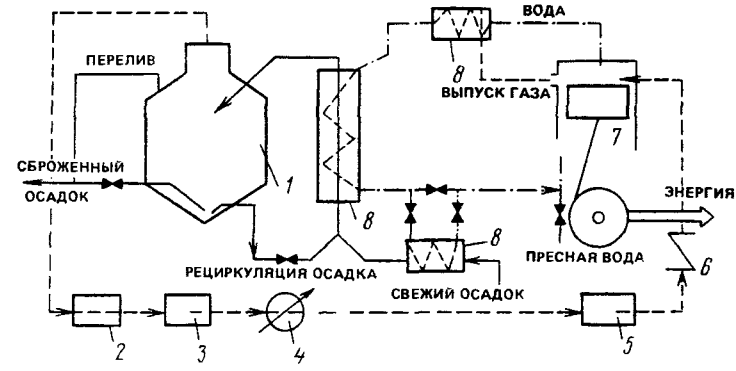


Рис. 26. Схема утилизации биогаза
1 – метантенк; *2* – конденсатосборник; *3* – оборудование для удаления сероводорода; *4* – газовый счетчик; *5* – поверхностный конденсатор; *6* – отсекатель ппамени; *7* – газовый двигатель; *8* – теплообменник

составляющими установки "Тотем" являются двигатель "Фиат", электрогенератор (асинхронный двигатель), комплект теплообменников и электронная система регулировки и контроля. По сравнению с котельными на биогазе "Тотем" экономит около 40 % энергии, потребляя при этом 5,7 $м^3$/ч метана.

Фирма "Клэкнер-Гумбольдт-Дойц-КХД" (ФРГ) выпускает типоразмерный ряд двигателей-генераторов, работающих на биогазе или на природном газе. Двигатели имеют 6, 8, 12 и 16 цилиндров, мощность двигателей составляет от 65 до 615 кВт, частота вращения – 1000–2000 $мин^{-1}$.

В Финляндии считается выгодным производить электроэнергию на крупных очистных станциях, рассчитанных на обслуживание 200–300 тыс. жителей. На станциях, обслуживающих от 5 до 30 тыс. жителей, вместо электрической производят механическую энергию, сочетая биогазовый двигатель с воздуходувкой очистной станции. Представляет интерес опыт эксплуатации очистных сооружений "Рахола" в г. Тампере (Финляндия). На очистных сооружениях "Рахола" два метантенка объемом по 1400 $м^3$ производят 1100–1500 $м^3$/сут биогаза. В декабре 1982 г. на станции установили биогазовый двигатель типа MVMG мощностью 92 кВт, в котором использовали в среднем 31 $м^3$/ч биогаза по 17 ч/сут. За 7 мес 1983 г. расход электроэнергии на очистной станции по сравнению с таким же периодом 1982 г. сократился с 902 до 478 тыс. кВт · ч. При этом в двигателе было использовано 43,5 % биогаза, а в котельной – 43,1 %; оставшиеся 13,4 % биогаза сожгли "на свече".

В соответствии с заданием комплексной программы научно-технического прогресса (КП НТП) в СССР, ГДР и Польше проводятся исследования и разработки, направленные на создание в системе СЭВ собственных биогазовых установок для производства электрической и тепловой энергии.

На средних и крупных станциях аэрации для сокращения затрат на транспортирование обработанного осадка, утилизируемого в качестве удобрения, и повышения его потребительских качеств в зависимости от местных условий можно применять термическую сушку обезвоженного осадка. В этом случае получаемый в метантенках биогаз будет полностью использоваться в течение всего года.

Рассмотрим топливный баланс для станции аэрации производительностью 100 тыс. $м^3$/сут сточных вод и 30 т/сут осадка по сухому веществу. На этой станции применяют две топливопотребляющие технологии – анаэробное сбраживание осадков в метантенках и термическую сушку сброженного и механически обезвоженного осадка. Пусть при анаэробном сбраживании распад органической части осадка (при зольности 70) составляет 48 %, а суточный выход биогаза – 10 000 $м^3$. Для термосушки используется одна сушилка со встречными струями производительностью 7500 кг/ч по осадку 80 %-й влажности. При сушке до 40 %-й влажности потребуется испарять 66,7 $м^3$/сут влаги, при этом расход природного газа, согласно данным технологической характеристики сушилки со встречными струями модели 1989 г. (тип ГТ8-02СВ 0,35-1, 2Ву-02)[1], составит 7330 $м^3$/сут. Из-за более низкой теплоты сгорания биогаза потребность в нем для работы сушилки будет выше – 12460 $м^3$/сут.

В данном расчете не принимались во внимание, с одной стороны, потребность метантенков в теплоте для поддержания процесса, что приводит к уменьшению выхода товарного биогаза, а с другой – возможность интенсификации процесса с увеличением выхода биогаза и повышением содержания в нем метана, а также рекуперации теплоты сброженного осадка.

Как видно из данного расчета, применение термосушилки полностью снимает проблему "лишнего" биогаза в летний период и соответственно исключает нерациональное сжигание биогаза "на свече". Производственно-техническим предприятием "Энергобумпром" разработана конструкция теплогенератора для сушилок со встречными струями, который может работать как на природном газе, так и на биогазе[2].

Перспективным направлением в комплексной схеме утилизации биогаза и теплоты сброженного осадка является применение тепловых насосов. Эти установки, используя бросовую энергию низкопотенциального источника теплоты и электрическую (либо механическую) энергию на привод компрессора, обеспечивают получение энергии с большим тепловым потенциалом (например, можно получить горячую воду для отопления).

Расчеты показывают, что применение тепловых насосов позволит как бы удвоить выход биогаза на современной городской очистной станции. При этом можно эффективно использовать теплоту мезофиль-

---

[1] Сушильные аппараты и установки: каталог / ЦИНТИХИМНЕФТЕМАШ. – М., 1988. – С. 69–70.

[2] А.с. №1334019 (СССР). М. кл. F 26 B23/02, 1987.

но сброженного осадка, теплоту очищенной сточной жидкости и других не применяемых в настоящее время источников энергии.

Газ является эффективным заменителем жидкого топлива для автомашин, тракторов и другого транспорта. Перевод части автотранспорта на природный газ позволяет практически решить вопрос и об использовании биогаза. В 1988 г. на Люберецкой станции аэрации (Москва) проведены испытания работы тракторов на биогазе. Технология такой утилизации включает очистку биогаза от воды, сероводорода и углекислого газа и его компрессию. Использование выделенного из биогаза углекислого газа для получения сухого льда, применяемого для пожаротушения, может дать значительный экономический эффект – 250 тыс. руб. в год для станции аэрации производительностью 1 млн $м^3$/сут сточных вод [3].

Конструкции метантенков, а также сооружений для сбора и утилизации биогаза должны отвечать действующим правилам техники безопасности в газовом хозяйстве, а их эксплуатация – правилам техники безопасности при эксплуатации систем водоснабжения и водоотведения населенных мест[1].

Технологический контроль за работой метантенков включает определение следующих параметров: температуры осадка в метантенке, давления, количества и состава выделяющегося биогаза, влажности, зольности и химического состава загружаемого и выгружаемого осадка, значения pH иловой жидкости, ее щелочности, содержания в ней ЛЖК и аммонийного азота.

Практическое применение на действующих метантенках нашли следующие приборы автоматизированного контроля технологических параметров.

1. Приборы контроля загазованности помещений и сигнализации взрывобезопасного (до 2 %) содержания газов в воздухе. Применяются сигнализаторы типа СТХ (Изготовитель – харьковское ОКБА НПО "Химавтоматика") или СТМ (изготовитель – смоленское ПО "Аналитприбор"). Датчик сигнализатора устанавливается на стене в помещении инжекторной, вторичный прибор – на щите управления, который может быть удален от датчика на расстояние до 500 м. При достижении аварийной концентрации метана в воздухе автоматически включаются аварийный вентилятор и звуковой и световой сигналы аварии.

2. Прибор контроля температуры осадка. Он включает первичный прибор – термосопротивление ТСМ (медное) или ТСП (платиновое), устанавливаемый в гильзах, заделанных в резервуар метантенка, и вторичный прибор – измерительный мост типа КСМ, устанавливаемый на щите управления.

3. Для измерения расхода газа от метантенков в качестве первичного преобразователя используется дифманометр колокольный (типа ДКО) или мембранный (типа ДМ), а в качестве вторичного – самопишущий прибор КСД 2.

---

[1] **Карзухин Н.Н., Трескунов В.М.** Охрана труда в водопроводно-канализационном хозяйстве. – М.: Стройиздат, 1983. – 191 с.

В типовых проектах метантенков значительно расширено применение приборов контроля, однако опыт их практической эксплуатации еще незначителен.

В проекте ТП 902-5-3486 кроме трех указанных выше параметров предусматриваются измерение температуры газа в газопроводах от каждого метантенка (первичный прибор – ТСП-5081, вторичный прибор – мост КСМ-2) и измерение давления газа (первичный прибор – ДМ-23573, вторичный прибор – КСД 2).

В последние годы в научно-исследовательских организациях и на эксплуатационных предприятиях для контроля технологических параметров метантенков применяют следующие приборы, серийно изготавливаемые отечественной промышленностью.

1. Преобразователи расхода измерительные электромагнитные ИР-61 (изготовитель – таллиннское ПО "Промприбор") с фторопластовым покрытием можно применять для измерения расходов осадка, активного ила и их смеси. Однако применение этих приборов ограничено тем, что производство расходомеров с фторопластовым покрытием ограничено диаметром 150 мм, тогда как для эксплуатации необходимы размеры до 300 мм. Сочетание ИР-61 с интеграторами типа И-1 (изготовитель тот же) позволяет получать интегральное значение измеряемой среды.

Поскольку выходной сигнал прибора ИР-61 унифицирован (0–5 мА), то для получения интегрального значения расхода можно использовать самопишущие приборы любого типа, рассчитанные на этот сигнал (например, Н-339, Н-390, КС2, РП160 и т.п.).

2. Измерительные преобразователи типа "Сапфир-22-Ех" и "Сапфир-22" используются для измерения, в том числе и во взрывоопасных средах (с индексом Ех – в сочетании с блоком питания БПС-24), абсолютного и избыточного давления (пара, газа) и разности давлений (для измерений расходов газа, пара).

Пределы измерений давлений составляют от 0,25 кПа до 100 МПа, т.е. обеспечиваются практически любые измерения этих параметров с необходимой точностью (изготовитель – московское ПО "Манометр" и ряд других заводов).

3. Промышленный взрывобезопасный pH-метр типа pH-220. ИИ (изготовитель – Гомельский завод измерительных приборов) в комплекте с чувствительными элементами типа ДПг-4М (погружной) или ДМ-5М (магистральный, встраиваемый в трубопровод) позволяет непрерывно вести измерения значений pH. Входящий в состав прибора преобразователь П-201 имеет на выходе унифицированный сигнал, что позволяет использовать для записи серийные самопишущие приборы.

4. Газоанализатор ГИАМ-5М малогабаритный предназначен для автоматического непрерывного измерения и регистрации различных компонентов газовой смеси. Кроме того, прибор может быть настроен на измерение концентрации CH_4 в биогазе метантенков (изготовитель – смоленское ПО "Аналитприбор").

5. Турбинный преобразователь расхода газа счетчик ТУРГАС в сочетании с электронным блоком типа БИР позволяет измерять расход биогаза (изготовитель – Ивано-Франковское ПО "Геофизприбор").

6. Сигнализатор уровня СУФ-210 фотоэлектрический, взрывозащищенный используется для измерения аварийных уровней осадка в камерах загрузки и выгрузки осадка метантенков (изготовитель – Опытный завод аналитических приборов г. Гори).

4. ИНТЕНСИФИКАЦИЯ ПРОЦЕССА МЕТАНОВОГО БРОЖЕНИЯ

Интенсификацию процесса метанового брожения проводят для достижения следующих целей:

сокращение продолжительности сбраживания при достижении заданной степени распада с целью уменьшения объемов сооружений, а следовательно, капитальных затрат;

повышение количества биогаза, выделяющегося в процессе брожения, с целью его использования для сокращения затрат на обогрев самих метантенков и дополнительного получения других видов энергии;

увеличение содержания метана в биогазе с целью повышения его теплоты сгорания и эффективности утилизации;

достижение хорошего уплотнения и водоотдающих свойств сброженного осадка с целью сокращения затрат на сооружения для его обезвоживания.

Выбирая способ интенсификации работы метантенка, необходимо четко определить, с какой целью она должна проводиться, так как не всегда можно одновременно добиться нескольких целей.

В современном развитии технологии сбраживания можно выделить два направления:

1) усовершенствование или интенсификация традиционной технологии сбраживания с совмещением в одном реакторе всех стадий процесса;

2) новые технологии, основанные на использовании особенностей микроорганизмов, участвующих в каждой из четырех основных стадий процесса брожения, а также их требований к условиям среды.

Основными способами интенсификации технологии первого направления является повышение температуры сбраживания и эффективности перемешивания осадка в метантенке, переход на его непрерывную загрузку и выгрузку, двух- и многоступенчатое сбраживание, при котором вторая и последующие ступени используются для отделения иловой воды и уменьшения объема сброженного осадка, и, наконец, повышение концентрации осадков и биомассы микроорганизмов в метантенке. Четыре первых способа были изложены выше. Здесь будут рассмотрены относительно новые технологии сбраживания предварительно сгущенных и обезвоженных осадков, а также повышение концентрации биомассы в самом метантенке.

4.1. ПОВЫШЕНИЕ КОНЦЕНТРАЦИИ ЗАГРУЗКИ

При традиционной технологии сбраживания в метантенк загружается смесь сырого осадка из первичных отстойников и уплотненного избыточного ила с концентрацией сухого вещества 30–40 кг/м^3. При такой сравнительно низкой концентрации исходного субстрата, как было показано в гл. 2, невозможно поддерживать высокую нагрузку по сухому беззольному веществу и одновременно обеспечивать достаточную продолжительность процесса.

Увеличение концентрации сухого вещества осадков путем предварительного сгущения позволяет увеличить нагрузку на метантенк и вести процесс при продолжительности, достаточной для предотвращения срывов сбраживания. Как было показано в гл. 2, для субстратов с постоянной концентрацией органического вещества S произведение нагрузки d и продолжительности сбраживания τ постоянно, так как справедливо выражение $S = d\tau$. Максимальный суточный выход биогаза на единицу объема метантенка достигается при критической концентрации органического вещества в загружаемом осадке $S_{кр}$, составляющей в зависимости от вида осадка и температуры процесса 65–90 кг/м^3.

Поскольку зольность осадков при сгущении растет сравнительно медленно, а их плотность близка к 1 т/м^3, можно приближенно считать справедливой пропорциональность концентраций сухого и сухого беззольного (органического) вещества жидкотекучих осадков. Как видно из данных табл. 16, в которой представлены данные по мезофильному сбраживанию осадков[1], сгущение обеспечивает заметное улучшение показателей процесса, особенно если учесть, что по условиям надежности процесса при сбраживании жидких осадков влажностью 96 % поддерживается нагрузка d = 2 – 3 кг/(м^3 · сут), а при сбраживании сгущенных осадков влажностью 90–93 % нагрузку можно увеличить до 4–5 кг/(м^3 · сут) и более.

Возможны различные технологические схемы сгущения осадков, связанные с совместной или раздельной обработкой осадка первичных отстойников и избыточного активного ила на тех или иных сооружениях и аппаратах, обеспечивающих удаление влаги из осадков. Тем не менее, учитывая возможности сравнительно недорогого дообезвоживания илов при сохранении ими свойств текучести, следует выделить в качестве основного приема сгущение избыточного активного ила.

В табл. 17 приведены сравнительные показатели уплотнения и сгущения активного ила для станций производительностью 50–280 тыс. м^3/сут (данные ЦНИИЭП инженерного оборудования с использованием отечественных и зарубежных материалов)[2].

Повышения концентрации осадка в метантенке можно достичь путем предварительного сгущения загружаемого осадка или рециркуляции

---

[1] Proceeding of Internationale Colloquy, Rome, Oct. 1979. New York, 1981, p. 131–142.

[2] Водоснабжение и санитарная техника. – 1988. – №12. – С. 7–9.

Таблица 16. **Влияние влажности загружаемого осадка на нагрузку метантенка и выход биогаза**

Влажность загружаемого осадка, %	Нагрузка по сухому беззольному веществу, кг/(м^3 · сут)	Время пребывания осадка в метантенке, сут	Удельный выход биогаза, м^3/кг загружаемого беззольного вещества осадка	Скорость выхода биогаза b/τ, м^3/(м^3 · сут)
90	2	50	0,8	1,60
	3	33	0,75	2,25
	4	22	0,72	2,88
	5	17	0,60	3,45
93	2	33	0,72	1,44
	3	20	0,68	2,04
	4	17	0,65	2,60
	5	12,5	0,63	3,15
96	2	20	0,62	1,24
	3	14	0,53	1,54
	4	10	0,56	2,24
	5	8	0,54	2,40

Таблица 17. **Показатели уплотнения и сгущения избыточного активного ила**

Показатель	Метод уплотнения или сгущения активного ила			
	гравитационное управление	напорная флотация	сгущение на сепараторах	сгущение на центрифугах
Концентрация сухого вещества, %	2–2,7	3–5	3–6	5–7
Кратность уменьшения объема активного ила	5–6	7–10	7–15	12–17
Расход электроэнергии, тыс. кВт/год	700	665–2006	526–3153	564–1702
Стоимость строительства на 1 т сухого вещества, тыс. руб.	75–92	54,2–72,5	54–72	43–72
Стоимость сгущения 1 т сухого вещества, руб.	16,4–24,1	12,7–18,2	12,5–18,4	8,4–16,7

ляции сброженного осадка. В первом случае в метантенке увеличивается концентрация сбраживаемого субстрата, во втором – биомасс микроорганизмов, участвующих в процессе. Предварительное сгущение осадка путем его гравитационного уплотнения, центрифугирования и флотации получили широкое распространение в ряде стран. Например, в Швейцарии и Англии практически повсеместно применяется гравитационное уплотнение, а на новых очистных сооружениях – центрифугирование. С 1977 г. в Бирмингеме (Англия) осуществлен перевод метантенков на работу с осадками повышенной концентрации, а именно 5–6 вместо 3–4 %, что достигается 12-часовым сгущением в илоуплотнителе. Это позволило исключить из эксплуатации один метантенк, одновременно увеличив продолжительность сбраживания с 25 до 36 сут, причем выход газа из каждого метантенка увеличился на 19 %. В результате этого, а также благодаря дополнительным мерам по

теплоизоляции метантенков производство электроэнергии с помощью газовых двигателей существенно возросло, и ее потребление от внешних источников сократилось с 15 до 8,1 млн кВт ·ч в год, что дало экономию 100 тыс. фунтов стерлингов.

Помимо гравитационного большой интерес представляют флотационный и центробежный способы уплотнения осадков. Флотация, особенно активного ила и его смеси с сырым осадком, применяется за рубежом около 30 лет. Ее использование позволяет сгустить избыточный ил до влажности 95–96 % со скоростью уплотнения, в 10–15 раз большей, чем при гравитационном способе. Флотационные установки имеются на ряде очистных сооружений США, в том числе в г. Сан-Хосе (штат Калифорния). Двенадцать флотационных уплотнителей сгущают смесь избыточного активного ила и первичного осадка с исходной концентрации 2–3 % до 4–5 %, что позволяет в 2 раза уменьшить число метантенков.

Имеется отечественный опыт флотационного уплотнения избыточного активного ила в объединении Курьяновских станций аэрации Москвы и на очистных сооружениях Хоста–Кудепста г. Сочи. В обоих случаях была получена влажность сфлотированного ила 95–96 %, что позволяет на 30 % сократить объем метантенков и расход пара на их подогрев.

В последние годы в нашей стране и за рубежом получили распространение механические аппараты для сгущения высоковлажных суспензий (табл. 18) [1].

Таблица 18. **Технические характеристики механических аппаратов для сгущения активного ила**

Показатель	Сепаратор НВ-600 (СССР)	Центрифуга ОГШ-501К-10 (СССР)	Центрифуга AVNX = 417 фирмы "Альфа-Лаваль" (Швеция)
Производительность, $м^3/ч$	25–30	10–16	6–12
Концентрация сгущенного ила, %	6,0–7,0	7,5–7,0	5,5–4,5
Эффективность задержания сухого вещества, %	90–95	93–85	91–74

Отечественный сепаратор НВ-600 прошел испытания на станции аэрации г. Первоуральска, а центрифуга – на очистных сооружениях г. Шяуляя (Литовская ССР). В ходе производственного эксперимента в Первоуральске сгущенный активный ил смешивали с сырым осадком из первичных отстойников и сбраживали при температуре 32–39 °С. Сравнительные результаты анаэробного сбраживания приведены на рис. 27 [9]. Сгущение активного ила позволило увеличить концентрацию S сухого беззольного вещества в загрузке метантенка с 24 до 36 кг/$м^3$. При этом при одной и той же продолжительности сбраживания τ = 20 сут расход органического вещества увеличился с 42,9 до 51,1 %, а скорость выхода биогаза – с 0,52 до 0,92 $м^3/(м^3 \cdot сут)$. Из приведеных выше данных следует, что, хотя предварительное сгущение увеличивает концентрацию осадка S, последняя все же остается

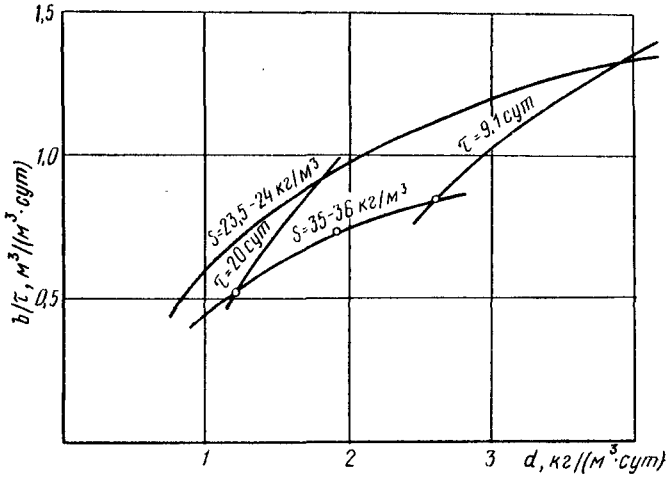


Рис. 27. Влияние сгущения активного ила на показатели мезофильного анаэробного сбраживания смеси осадка и активного ила

b/τ — скорость выхода биогаза; d — нагрузка на метантенк по сухому беззольному веществу

существенно ниже критической и, следовательно, имеющиеся возможности интенсификации процесса остаются в значительной степени нереализованными.

Сбраживание высококонцентрированных осадков (твердофазная метангенерация) наряду с интенсификацией процесса могло бы упростить механическое обезвоживание, в особенности при термофильном режиме, т.е. эта стадия обработки осадков осуществлялась бы до метантенков, а не после них, когда способность к водоотдаче сброженного осадка понижается (см. гл. 5). Дальнейшее сокращение объема осадков за счет более глубокого их концентрирования – обезвоживания – способствовало бы дополнительному уменьшению энергозатрат на сбраживание. Исследования процесса твердофазной метангенерации отходов, содержащих органические вещества, в основном сельскохозяйственных, а также механически обезвоженных осадков сточных вод в течение ряда лет проводились только за рубежом и были сравнительно немногочисленными.

Вуйчик и Джевели[1] экспериментально показали, что снижение влажности загружаемого в метантенк навоза в смеси с газетной бумагой и водой приводит к замедлению сбраживания. Однако при влажности более 50 % количество биогаза и метана на единицу массы распавшегося органического вещества было одинаковым. Скорость выхода метана значительно снижалась при влажности 70 % и менее. Но при этом образование летучих жирных кислот (ЛЖК) при влажности 65–70 % еще не ингибируется, напротив, их количество возрастает.

[1] Biotechnology and Bioengineering, 1980, N10, p. 43–65.

Максимальная концентрация ЛЖК достигалась при влажности 45 %. Дальнейшее обезвоживание субстратов вело уже к ингибированию производства ЛЖК. В целом из данных исследований видно, что при начальной влажности субстрата не ниже 70 % анаэробное сбраживание происходит столь же полно, как и при традиционном процессе на жидких субстратах, если предоставить для этого достаточно времени.

Исследования, проведенные на обезвоженных осадках, дали следующие результаты. Согласно данным Шульца[1], в лабораторных условиях была придпринята попытка мезофильного анаэробного сбраживания воздушно-сухого осадка влажностью 4,7 и зольностью 28,7 %. В качестве "затравки" использовали мезофильно сброженный жидкий осадок из действующего метантенка. Полученную смесь доводили разбавлением водой до влажности 40–90 %. По сравнению с контролем (традиционный процесс при W = 97,3 %) во всех лабораторных метантенках при продолжительности сбраживания более 10 сут отмечалось получение высоких концентраций ЛЖК – в пределах 5–10 тыс. мг/л. Максимальное значение ЛЖК, равное 54 г/л, отмечалось при влажности осадка 49 %. Наблюдалось значительное уменьшение выхода биогаза $B_{сух}$ с ростом концентрации С сухого вещества загружаемой в метантенк смеси. Так, на 22-е сут сбраживания в контрольном опыте при С = 2,7 % значение $B_{сух}$ составляло 66 мл/г сухого вещества загрузки, а при С = 10 % выход биогаза $B_{сух}$ = 47 мл/г. На 51-е сут выход биогаза при С = 70 % не превышал 10 мл/г сухого вещества. Практически сбраживание осадка, полученного путем механического обезвоживания на вакуум-фильтре с применением химических реагентов – хлорного железа и извести, не удалось, что может быть объяснено ингибирующим действием $FeCl_3$.

В лабораторных опытах Шиндала[2] исследовалось мезофильное сбраживание осадков влажностью 65; 75; 85 и 95 % при практически постоянной зольности А = 29,4 ± 1 %. При продолжительности сбраживания τ = 30 сут распад по газу органического вещества составил соответственно 6; 12; 36 и 41 %.

Интересно отметить, что при расчете распада органического вещества на основе данных о зольности исходного и сброженного осадков получен примерно одинаковый распад (около 60 %). По-видимому, неучитываемый прирост биомассы и другие факторы могут оказывать заметное влияние на материальный баланс процесса. Поэтому целесообразно под понятием "распад" понимать только распад органического вещества по газу (о корреляции распада и удельного выхода биогаза см. в гл. 2).

В нашей стране лабораторные исследования процесса твердофазной метангенерации в последние годы проводили НИИ КВОВ АКХ совместно с Институтом биохимии им. А.Н. Баха АН СССР, Институтом химической физики АН СССР и другими организациями [6; 2, с. 122–127].

---

[1] Sew. Ind. Wastes, 1958, v. 30, N1, p. 28.

[2] J. Water and Sewage Works, 1970, v. 117, N9, p. 329–332.

Конечной целью работы является создание технологии анаэробного сбраживания механически обезвоженных осадков, отличающейся повышенной нагрузкой на биореактор (метантенк), что позволит сделать данный процесс рентабельным для очистных сооружений канализации производительностью ниже 70 тыс. $м^3$/сут сточных вод, где в настоящее время производство биогаза считается невыгодным (см. гл. 3).

Исследования проводились на реальных осадках, полученных при безреагентном центрифугировании жидких осадков или при их обезвоживании с применением флокулянтов на ленточном фильтр-прессе. Существенное отличие данного исследования по сравнению с ранее произведенными заключалось в значительном увеличении зольности подаваемых на сбраживание осадков (с 32–35 до 45–72 % при снижении влажности осадков с 92–97 в среднем до 65–85 %). На пилотном биореакторе при температурном режиме сбраживания удавалось увеличивать нагрузку d с 6 до 12 кг/($м^3$ · сут) при получении биогаза с содержанием метана не ниже 65 % (по объему) и при скорости выхода биогаза b/τ = 1,85–2,7 $м^3$/($м^3$ · сут); распад составлял при этом 30–22 %. Расчеты показывают, что снижение выхода биогаза на единицу массы органического вещества осадка компенсируется сокращением расходов топлива на процесс, т.е. товарный выход биогаза не уменьшается. При этом объем метантенков снижается по крайней мере в 2 раза, и, кроме того, как отмечалось выше, отпадают трудности, связанные с механическим обезвоживанием термофильно сброженного осадка.

4.2. ФАЗОВОЕ РАЗДЕЛЕНИЕ

К новым интенсивным технологиям метанового сбраживания, многие из которых уже нашли практическое применение, относятся различные варианты технологий фазового разделения. Научная концепция технологии фазового разделения базируется на различных требованиях кислото- и метанообразующих микроорганизмов к условиям среды и различии их физиологических характеристик (табл. 19).

Максимальная удельная скорость роста кислотообразующих бактерий на порядок выше, чем метановых. Соответственно различны и скорости использования субстратов. Обе группы организмов имеют различные оптимумы pH и чувствительность к температуре, токсичным веществам и водороду.

Условия сбраживания в обычном одноступенчатом метантенке регулируются таким образом, чтобы они соответствовали требованиям более чувствительных и медленно растущих метановых бактерий. При этом, находясь в стационарной фазе или даже в фазе эндогенного роста из-за недостатка питательных субстратов, кислотообразующие бактерии работают с пониженными скоростями обмена. При повышении нагрузок и сокращении продолжительности сбраживания кислотообразующие бактерии переходят в стадию роста и начинают вырабатывать большое количество кислот, которые не перерабатываются метаногенными бактериями. В результате происходит накопление продуктов обмена кислотообразующих бактерий, торможение жизнедеятельности метаногенов и нарушение процесса.

Таблица 19. **Относительные характеристики бактерий, участвующих в анаэробном сбраживании**

Показатель	Метанообразующие бактерии	Ферментативные, кислото- и водородообразующие бактерии
Скорость роста	Низкая	Высокая
Чувствительность к pH	Высокая (оптимум 6,5—7,6)	Низкая (некоторые растут при pH < 6,0)
Чувствительность к температуре	Высокая	Умеренная
Чувствительность к водороду	Невысокая	Высокая

При раздельном культивировании обеих групп бактерий и подборе в каждом реакторе оптимальных условий их развития повышается активность кислото- и метанообразующих бактерий. За короткое время в реакторе I фазы можно добиться глубокого гидролиза исходного органического вещества осадка и высокой скорости образования кислот при полном исключении или незначительной конверсии их в метан. В реакторе с метановой фазой (II фаза) за более длительное время можно добиться максимального превращения летучих жирных кислот в метан при минимальном их новом образовании. За счет регулирования времени пребывания, температуры, pH и εh-потенциала в каждой фазе брожения кислото- и метанообразующие бактерии при раздельном культивировании обладают более высокой метаболической и кинетической активностью. Так, метаногенная культура, отделенная от кислотогенов, имеет более высокую, чем при совместном культивировании, скорость роста (4—15 вместо 30 сут в обычных условиях) [55] и более низкую константу полунасыщения. Значительно повышается скорость конверсии в метан ацетата, которая начинает превышать скорость его образования в предшествующей фазе.

Технологическая схема фазового разделения приведена на рис. 28. При обеспечении в I кислотной фазе процесса за счет высоких нагрузок по органическому веществу и короткого времени сбраживания максимального увеличения плотности быстрорастущей популяции кислотогенов возникает необходимость в удерживании нужного им количества субстрата. Это достигается глубоким гидролизом твердых органических веществ сырого осадка. Во II метановой фазе необходимо создать условия для удерживания и накопления медленно растущих ацетогенов и метаногенов, способных потреблять продукты I фазы, поступающие в больших количествах. При соблюдении этих условий повышается производительность двухфазной системы. У растворенных субстратов (промышленные сточные воды) кислотообразование происходит быстро. При сбраживании суспензий типа осадков сточных вод скорость кислотообразования уменьшается вследствие низкой скорости гидролиза нерастворенных сложных органических веществ.

Таким образом, основные стадии превращения твердого органического вещества осадков не могут начаться, пока не произойдут его гидролиз и перевод в растворенное состояние. Следовательно, общая

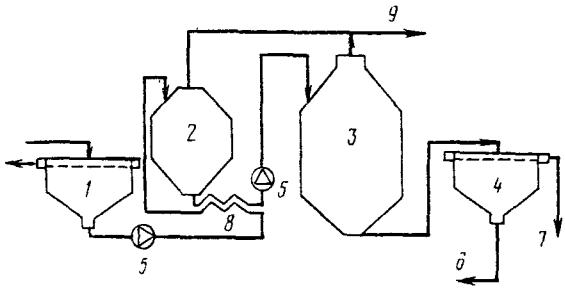


Рис. 28. Технологическая схема фазового разделения
1 — уплотнитель сырого осадка; *2* — анаэробный реактор I фазы; *3* — анаэробный реактор II фазы; *4* — уплотнитель сброженного осадка; *5* — насос; *6* — на обезвоживание; *7* — в начало очистных сооружений; *8* — теплообменник; *9* — биогаз

скорость процесса и его эффективность лимитируются не только скоростью метаногенеза, но и скоростью гидролиза, которая в свою очередь, как об этом говорилось в гл. 1, зависит от природы органического вещества[1]. Существующие методы быстрого перевода органических веществ в растворимое состояние разделяются на биологические (анаэробные и аэробные) и физико-химические (тепловая обработка, щелочной и кислотный гидролиз). С целью ускорения гидролиза используют предварительное механическое измельчение осадка. При анаэробном методе гидролиза в жидкой фазе (рис. 29) сохраняется больше питательных веществ, преобразуемых затем в органические кислоты, в результате чего повышается газообразование в метановой фазе. При аэробном гидролизе происходят значительные потери органического вещества за счет его окисления, что выражается в уменьшении выхода газа на стадии метаногенеза[2]. Кроме того, аэробный гидролиз требует затрат электроэнергии на аэрацию, но, как будет показано ниже, за счет выделения энергии происходят саморазогревание осадка, повышение температуры и обеззараживание осадка.

Метод тепловой обработки, как известно, в основном применяется для подготовки осадка к механическому обезвоживанию. При мезофильном сбраживании активного ила, прошедшего предварительную тепловую обработку при температуре 100 °С, выход газа увеличился на 14 %, а при температуре 170 °С — на 60–70 %. В табл. 20 приведены результаты сбраживания осадка первичных отстойников после низкотемпературной тепловой обработки, полученные в Японии[3]. Помимо повышения общего выхода газа обращает на себя внимание повышенный выход газа из распавшегося органического вещества и большее содержание метана в биогазе, что говорит о существенно более глубоко идущем процессе.

---

[1] J.W.P.C.F., 1981, v. 53, N3, p. 352–366.

[2] J.W.P.C.F., 1983, v. 55, N1, p. 23–24.

[3] Канкё гидзюцу, 1983, 13, №8, p. 591–596.

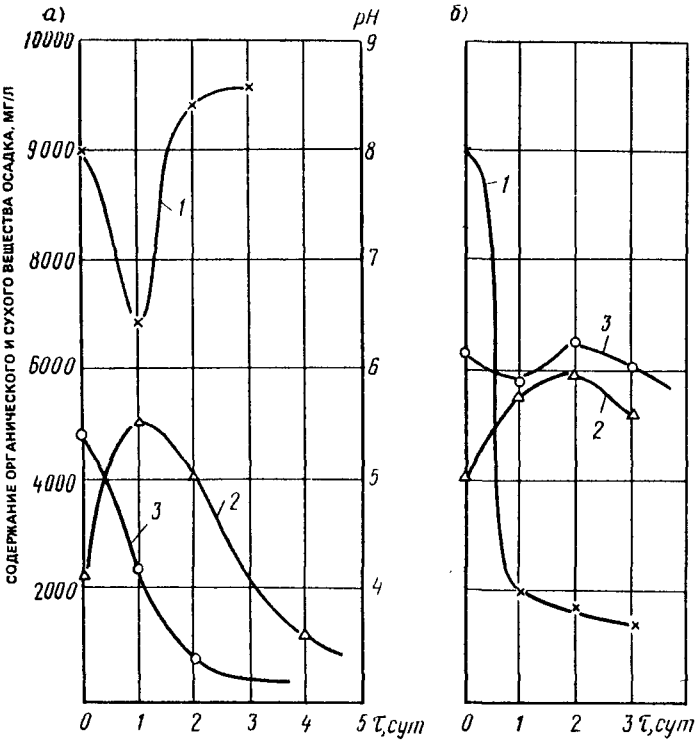


Рис. 29. Гидролиз органического вещества осадка в аэробных (*а*) и анаэробных (*б*) условиях
1 – pH; *2* – концентрация сухого вещества; *3* – концентрация органического вещества по ХПК

Щелочной гидролиз следует применять в первую очередь при обработке отходов, содержащих много лигнина, целлюлозы, лигноцеллюлозы, которые с трудом поддаются биологическому разложению[1]. К таким отходам относятся солома, навоз и др. При этом выход газа существенно увеличивается (рис. 30). Для кислотного гидролиза могут быть использованы щавелевая (1 %-й раствор, время обработки 30 мин) или соляная кислоты. Сравнение влияния трех методов предварительной обработки – анаэробного биологического разложения, химического разложения соляной кислотой и механического дробления – на выход газа на стадии метаногенеза показало преимущества первого метода. Дробление дало наихудшие результаты.

Начиная с 70-х годов было проведено много серьезных исследований по изучению сбраживания осадков с использованием процесса фазового разделения. Среди них наибольший интерес представляют работы Дихтля, Векса, Зикмана и др. [34, 52, 53, 55] в Западной Европе

[1]Recycling World Congress, 2nd, Oxted, 20–22, 1979, March, 123–143.

Таблица 20. **Повышение выхода газа при сбраживании осадка после тепловой обработки**

Показатель	Температура сбраживания, °С			
	после тепловой обработки			без тепловой обработки
	35,5	36,4	36,8	35
Выход газа, $м^3/м^3$	12,2	11,6	9,1	6,6
Содержание CH_4 в биогазе, %	69,6	—	67,3	61,6
Выход газа на единицу органического вещества загруженного осадка, $м^3/кг$	0,458	0,408	0,357	0,227
Выход газа на единицу распавшегося органического вещества, $м^3/кг$	1,69	1,378	1,552	1,081

и исследования Гоша [36, 37] в США. В СССР такие исследования были выполнены Н.В. Гвоздевым [27], Е.Н. Куликовой [2, с. 59–61], а также сотрудниками ВНИИ ВОДГЕО [3, с. 8–12].

Значительное внимание в исследованиях процесса фазового разделения уделяется подбору для обеих фаз процесса эффективной температуры и минимальной продолжительности сбраживания, а также их проведению в аэробных и анаэробных условиях. В работе [36] были исследованы три анаэробных двухфазных процесса:

мезофильный (t = 35 °С) режим в I и II фазах (мезо–мезо);

мезофильный режим в I и термофильный (t = 55 °С) во II фазах (мезо–термо);

термофильный режим в I и II фазах (термо–термо).

Общая продолжительность сбраживания во всех трех режимах составляла соответственно 15, 7 и 3 сут при продолжительности I фазы от 2 до 0,9 сут. Исследования проводились со смесью осадка первичных отстойников и активного ила городских очистных сооружений. Максимально возможный выход газа при сбраживании этой смеси составил 0,5 $м^3/кг$ органического вещества осадка, а практический предел распада – 58 %. Результаты сбраживания с использованием двухфазных процессов сравнивались с традиционным мезофильным и термофольным процессами, проводимыми при той же продолжительности сбраживания.

Исследования показали (табл. 21), что во всех вариантах двухфазное сбраживание обладает большей эффективностью, чем это достигается при обычном одноступенчатом процессе, в первую очередь по выходу биогаза и метана и скоростям его образования. Двухфазная система мезо–мезо дала самые лучшие результаты при всех условиях опыта. При времени пребывания 15 сут получен выход газа, на 29 % превышающий выход газа при достижении практического предела сбраживания, а при времени пребывания 3 сут выход метана на 11 % превышал выход газа при одноступенчатом мезофильном сбраживании,

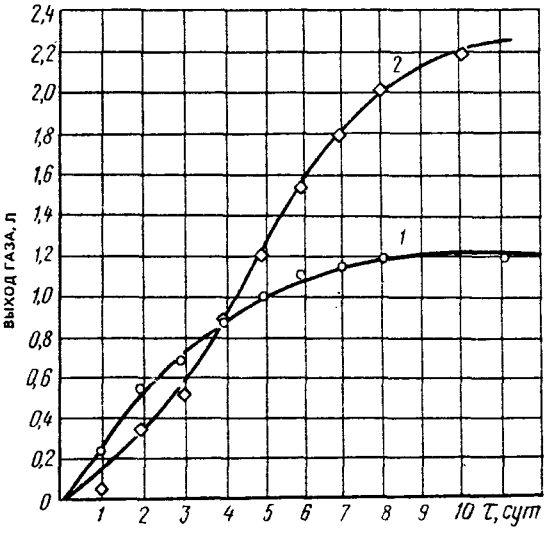


Рис. 30. Влияние предварительного щелочного гидролиза навоза крупного рогатого скота на выход газа (t = 52 °С)
1 — без предварительной обработки; *2* — после щелочного гидролиза

осуществляемом с тем же временем пребывания осадка, и эквивалентен выходу газа в режиме одноступенчатого мезофильного сбраживания при 15- и 7-суточном пребывании осадка. При двухфазном сбраживании более эффективно происходит конверсия основных компонентов органического вещества осадка, при этом белки и углеводы сбраживаются более интенсивно в термофильных условиях. Вместе с тем, анализируя каждую фазу процесса, автор работы [36] приходит к заключению, что термофильные условия (t = 55 °С) способствуют интенсификации гидролиза осадка и стадии кислотообразования, но тормозят превращение в ацетат пропионовой кислоты, летучих жирных кислот с разветвленной цепью и соли капроновой кислоты (стадию ацетогенеза), так же как и превращение ацетата в метан. Термофильные условия неблагоприятно действуют и на водородиспользующие метаногенные бактерии. Все это приводит к накоплению продуктов первых фаз брожения, в первую очередь летучих жирных кислот, особенно в одноступенчатом термофильном процессе при коротком времени пребывания. Установлено также, что продукты распада белков и жиров могут ингибировать термофильные ацетогенез и метаногенез, а продукты распада углеводов не являются ингибиторами. Наилучшим режимом для осуществления процесса в I фазе является время пребывания 2 сут в термофильных условиях при pH = 6. При этом, как указывалось выше, вследствие торможения активности ацетогенов и метаногенов практически не происходит образования биогаза, и весь процесс протекает во II фазе, где создается и значительно более высокая щелочность по сравнению с односту-

пенчатыми процессами. О более высокой эффективности процесса двухфазного сбраживания с использованием термофильных температур (t = 50 °С) в I фазе свидетельствуют исследования Вехса [55]. Двухфазный процесс проводился при времени пребывания смеси осадка и биопленки в I фазе от 1 до 10 сут и температурах 50, 33 и 26 °С. Метановая фаза проводилась только при температуре 33°С. Общее время пребывания осадка в двухфазном процессе устанавливалось таким образом, чтобы достигаемое снижение органического вещества осадка по ХПК соответствовало этому же показателю в контрольном мезофильном метантенке (t = 33 °) при 20-суточном пребывании осадка. Изучение кислотной фазы сбраживания показало,

Таблица 21. **Результаты исследований двухфазного сбраживания [36]**

Показатель	При времени пребывания, сут					
	15				7	
	Одноступенчатое сбраживание в режиме		Двухфазное сбраживание в режиме		Одноступенчатое сбраживание в режиме	
	мезофильном	термофильном	мезо—мезо	мезо—термо	мезофильном	термофильном
Скорость загрузки, кг б.в /($м^3$ · сут)	2,0	2,11	1,44	2,14	7,51	7,10
Выход биогаза, $м^3$/кг б.в. загрузки	0,32	0,42	0,59	0,45	0,32	0,37
Выход метана, $м^3$/кг б.в. загрузки	0,22	0,28 (24,4)	0,41 (82,2)	0,30 (34,2)	0,22	0,25 (15,0)
Выход метана от теоретически возможиого, %	45,0	56,0	82,0	60,4	44,0	50,6
Выход метаиа от практического предела, %	70,8	38,1	128,9	95,0	69,2	79,5
Скорость выхода метаиа, $м^3$/($м^3$ · сут)	0,44	0,59 (34,3)	0,78 (77,0)	0,646 (46,8)	1,61	1,79 (11,7)
Содержание метаиа в биогазе, %	70,3	66,1	69,3	66,7	69,1	68,0
Летучие жирные кислоты, мг/л (по уксусной кислоте)	1	1037	26	867	248	2105
Аммонийный азот, мг/л	779	1132	646	1249	728	1646
Бикарбоиатиая щелочиость выгрузки/загрузки (отиошение)	1,53	2,71	1,73	2,75	1,43	2,26
Распад, %:						
б.в. по газу	28,8	45,9	63,4	48,5	32,7	39,6
биологически разлагаемого вещества	51,2	67,9	94,7	72,4	50,9	59,7
белков	27,1	53,5	52,4	41,9	26,2	47,8
углеводов	27,3	25,3	47,0	30,6	26,4	10,8
жиров	25,1	68,2	75,0	66,8	40,0	47,8

Продолжение табл. 21

Показатель	При времени пребывания, сут						
	7					3	
	Двухфазное сбраживание в режиме			Одноступенчатое сбраживание в режиме		Двухфазное сбраживание в режиме	
	мезо—мезо	мезо—термо	термо—термо	мезо—фильном	термо—фильном	мезо—мезо	термо—термо
Скорость загрузки, кг б.в /($м^3$ · сут)	7,24	6,74	6,80	15,36	15,63	14,7	15,0
Выход биогаза, $м^3$/кг б.в. загрузки	0,47	0,50	0,32	0,16	0,18	0,32	0,25
Выход метана, $м^3$/кг б.в. загрузки	0,302 (37,3)	0,32 (44,6)	0,22 0,0	0,09	0,11 (28,1)	0,188 (111,2)	0,168 (88,8)
Выход метана от теоретически возможного, %	60,4	63,6	43,8	17,8	22,8	37,6	33,6
Выход метана от практического предела, %	95,0	100,0	68,9	28,0	35,8	56,6	52,8
Скорость выхода метана, $м^3$/($м^3$ · сут)	2,17 (35,0)	2,08 (29,1)	1,36 15,6	1,36	1,77 (29,7)	2,76 (102,5)	2,51 (83,2)
Содержание метана в биогазе, %	64,7	63,9	67,6	55,6	63,3	59,1	65,9
Летучие жирные кислоты, мг/л (по уксусной кислоте)	109	1900	1508	2017	3205	1680	1146
Аммонийный азот, мг/л	1049	1452	—	1122	1550	1820	—
Бикарбонатная щелочность выгрузки/загрузки (отношение)	2,09	1,41	—	1,88	2,35	5,41	—
Распад, %:							
б.в. по газу	51,5	54,7	33,6	19,3	20,2	35,5	27,0
биологически разлагаемого вещества	74,7	79,7	51,9	25,6	28,8	48,8	40,8
белков	25,6	33,8	—	23,7	20,4	41,5	—
углеводов	55,1	40,9	—	44,4	10,4	50,6	—
жиров	61,8	68,5	—	16,5	22,9	26,8	—

Примечания: 1. б.в. — беззольное вещество. 2. Цифры в скобках показывают превышение показателя по сравнению с тем же показателем в одноступенчатом мезофильном процессе.

что в течение 1 сут при всех исследованных температурах наблюдалось образование летучих жирных кислот в количестве до 2000 мг/л (по уксусной кислоте) и образование биогаза с содержанием метана до 35 %. Автор приходит к выводу, что при длительной адаптации ацетотрофные метаногены способны приспосабливаться к высокой концентрации кислот и снижению pH до 5,5 и могут расти с более высокими скоростями.

При продолжительности кислотной фазы сбраживания 2–5 сут в термофильных условиях наблюдалось резкое снижение концентрации кислот за счет их конверсии в биогаз. Среди кислот, оставшихся в иловой жидкости, преобладала пропионовая, что соответствовало результатам Гоша, в то время как при температуре 33 и 26 °С преобладала уксусная кислота. Скорость образования биогаза в термофильных условиях почти в 2 раза превышала скорость при температуре 33 °С и в 7 раз – при температуре 26 °С. Содержание метана в газе несколько увеличивалось по сравнению с его содержанием при времени пребывания 1 сут, но не превышало 60 % при t = 50 °С, 50 % при t = 33 °С и 40 % при t = 26 °С.

Снижение содержания органического вещества (по ХПК) и его скорость были значительно выше при термофильном процессе (рис. 31). Однако при большем времени пребывания осадка наблюдалась обратная картина. При температуре 50 °С 18 % распавшегося в течение 2-суточного пребывания органического вещества переходит в биогаз, а при температуре 33 °С – 65 %.

Достигаемые показатели I кислотной фазы брожения позволяют уменьшить нагрузку на II метановую фазу, сократить общее время пребывания осадка по сравнению с одноступенчатым мезофильным сбраживанием при 20-суточном времени пребывания осадка, которое обычно используется за рубежом (табл. 22), и повысить степень сбраживания. При этом достигается и высокая щелочность системы, однако она все-таки более низкая, чем при одноступенчатом процессе. При проведении кислотной фазы в течение 2 сут будут наблюдаться значительные потери метана, а при сокращении продолжительности этой фазы, по данным Вехса, достигается незначительная степень гидролиза. Водоотдающие свойства осадков после двухфазного сбраживания не отличались от свойств осадка, сброженного в контрольном метантенке.

В то же время в работах МИСИ им. В.В. Куйбышева, проведенных на пилотной установке, было показано, что при использовании фазового разделения продолжительность кислотной фазы должна составлять не более 10 ч, так как при ее увеличении не происходит существенного возрастания концентрации летучих жирных кислот. При этом газовыделение составляет не более 12 % общего количества при содержании 38,5 % CO_2 и 60 % CH_4 + H_2. Продолжительность II метановой фазы брожения составляет не более 3 сут, а общая продолжительность

Таблица 22. **Показатели работы метантенков с фазовой сепарацией (по Вехсу)**

Температура в 1 фазе, °С	Общее время пребывания, сут	Скорость распада осадка по ХПК, кг/(м³ · сут)			Экономия объема метантенка по отношению к контролю, %
		I фаза	II фаза	контроль 20 сут при t = 33 °С	
55	10	2,6–3,6	2,1–1,3	1,1–1,0	50
33	15–16	1,8–1,9	2,1–1,2	1,1–1,0	20

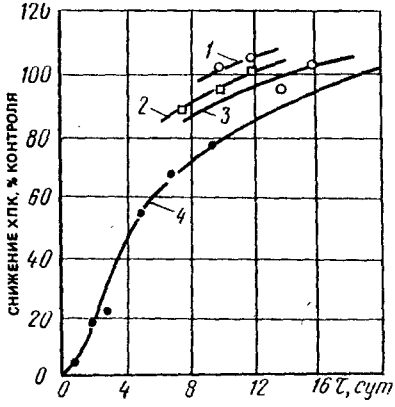


Рис. 31. Изменение распада осадка по ХПК при двухфазном сбраживании по отношению к контролю (20 сут при t = 33 °С)
1–3 – двухфазные процессы при температуре первой фазы, °С: *1* – 55; *2* – 26; *3* – 33 (температура второй фазы 33°С); *4* – контроль

процесса – 3,5 сут, что вдвое сокращает время пребывания осадка в одноступенчатых термофильных метантенках, применяемых в СССР.

В США с целью интенсификации сбраживания запатентовано несколько способов анаэробного сбраживания. Для повышения глубины гидролиза предусмотрена рециркуляция части сброженного осадка из второго реактора в первый. Нагрузка на реактор кислого брожения по беззольному веществу составляет 0,4–4,0 кг/(м^3 · сут), на реактор метанового брожения – 0,04–0,2 кг/(м^3 · сут). Для интенсификации процесса предусматриваются возможность разделения реактора с метановой фазой еще на две ступени и перемешивание бродящей массы с помощью CO_2, выделенного из биогаза. В Швейцарии в этих же целях во второй реактор подают газ, содержащий в основном CO_2 из I фазы процесса [17].

Одна из разработанных технологий двухфазового сбраживания направлена на повышение концентрации метана в выходящем биогазе до 90 % и более[1]. Для этого предлагается проводить фазу кислотообразования в открытом сооружении при pH = 5,0–6,5, что необходимо для перехода CO_2 в свободную форму и выделения его в атмосферу. В этой фазе соотношение по массе между CO_2 и метаном в летучей фракции составляет (25÷50) : 1, вследствие чего потери метана при использовании открытого сооружения незначительны. Концентрацию субстрата в растворе рекомендуется поддерживать (по общему углероду) на уровне менее 20 г/л во избежание пересыщения жидкости углекислым газом. Фазу метанообразования следует проводить при давлении до 0,5 МПа при pH = 7,5–8,0. При этом CO_2 из свободной формы переходит в связанную и не выделяется в газовую фазу, за счет чего содержание метана повышается. Значение pH из-за слабой растворимости метана не влияет на его выделение из иловой смеси.

Дальнейшая интенсификация процесса фазового разделения должна быть связана с отработкой и ускорением фазы гидролиза и фазы

[1]Пат. 4722741 США, МКИ CO2 F11/04, НКИ 48/197A, 1988.

метаногенеза. Для ускорения гидролиза можно использовать указанные выше приемы, а также добавление к сырым осадкам обогащенных культур гидролизующих микроорганизмов или препаратов ферментов, хотя в этом направлении пока проведено мало исследований.

Чтобы ускорить фазу метаногенеза, необходимо, как указано выше, в первую очередь создавать условия для повышения концентрации метановых бактерий. Перспективным является использование реактора с неподвижным слоем загрузки для прикрепления (иммобилизации) микроорганизмов, а также применение АПФЛОУ-процесса. В этом процессе при восходящем потоке осадка за счет хороших флокулирующих свойств метаногенов образуется взвешенный слой гранулообразного осадка, при прохождении через который осуществляется быстрая и глубокая биометанизация сбраживаемого субстрата. Оба направления получают широкое распространение при анаэробной обработке концентрированных промышленных сточных вод, содержащих растворенные органические вещества. Значительно меньшее число работ выполнено с осадками городских сточных вод. В основном это лабораторные исследования, из которых, однако, можно сделать вывод о перспективности указанных способов и необходимости их дальнейшего изучения.

Иммобилизация микроорганизмов на различных твердых носителях позволяет:

поддерживать в реакторе повышенные концентрации биомассы и тем самым обеспечивать высокие скорости процесса;

исключить необходимость рециркуляции биомассы для поддержания требуемой концентрации в реакторе, что снижает энергетические затраты на перекачку;

обеспечить большую устойчивость работы сооружения при колебаниях температуры и поступлении перерабатываемого субстрата;

повысить метаболическую активность микроорганизмов за счет развития специфических видов, приспособленных к условиям фазового разделения;

снизить затраты на дальнейшую обработку отработавшей биомассы, обладающей хорошей способностью отделения от жидкости.

Для закрепления микроорганизмов в метантенки загружают инертный материал. Сравнительные испытания различных видов материалов (обожженной и черепичной глины, полиэфирного волокна, поливинилхлорида и стекла) показали, что наименее подходящими для иммобилизации метаногенных бактерий являются два последних. Из-за плохой сцепляемости их поверхностей с поверхностью бактериальной клетки происходят забивание пор инертных носителей твердыми частицами осадка и накопление этих частиц и биомассы на поверхности носителей, что делает данный прием перспективным только при сбраживании влажных осадков и жидких фракций гидролизованных осадков. Поэтому необходим дальнейший поиск материалов, пригодных в качестве носителя прикрепленной биомассы, а также способов крепления этих материалов в применяемых конструкциях метантенков при необходимости интенсификации их работы и создания принципиально новых конструкций.

В Японии[1] разработана конструкция метантенка для сбраживания жидкого осадка влажностью 98 % с металлической сеткой, закрепленной по всему объему резервуара, равному 1000 м^3. На этой сетке фиксируется биопленка метанообразующих бактерий. Сбраживние проводится при дозе загрузки 50 %. При концентрации органических загрязнений в осадке 104 г/л по $БПК_5$ при этом образуется 3200 м^3/сут биогаза [3,2 м^3/(м^3 · сут) объема метантенков], который содержит 70 % CH_4 и 30 % CO_2. Значение $БПК_5$ осветленной жидкости (после уплотнения сброженного осадка) составляет 120 мг/л.

В Макеевском инженерно-строительном институте выполнен ряд работ по оценке возможности интенсификации процесса сбраживания с использованием прикрепленных микроорганизмов на капроновых ершах и стеклоершах и созданию конструкций метантенков, обеспечивающих при этом хороший массообмен [2, с. 59–61]. Процесс осуществляется в трехступенчатом качающемся метантенке. В последовательно расположенных ступенях трубчатого реактора с ершами осуществлялись фазы гидролиза и кислого брожения (I ступень), ацетогенная и большая часть метаногенной фазы (II ступень) и завершающая фаза метаногенеза (III ступень). Условия масообмена изменялись путем изменения частоты колебаний корпуса метантенка от 0,03 до 0,1 с$^{-1}$.

Установлено, что в таких условиях сбраживание осадка влажностью 97 % можно вести с дозой загрузки около 60 %, при этом достигается 90 %-й распад биоразлагаемого органического вещества осадка (40 %-й распад беззольного вещества загрузки при практическом пределе сбраживания 45 %). Снижение влажности загрузки до 95 % потребовало в 1,5 раза снизить дозу загрузки, но скорость выхода газа по-прежднему оставалась высокой – 6 м^3/(м^3 · сут) в расчете на объем метантенка, занятый бродящей массой, или 3 м^3/(м^3 · сут) на общий объем метантенка. В состав газа входило 68 % метана. Осадки обладали также хорошими водоотдающими свойствами; удельное сопротивление осадка составляло 1000 · 10^{10} см/г, что соответствовало данному показателю сырого осадка, а уплотняемость осадка за 8 ч достигала по влажности 89–92 % при ХПК иловой воды 500 мг/л. Авторы полагают, что рациональное использование объема биореакторов за счет повышения количества биомассы анаэробных микроорганизмов и их селекции по стадиям сбраживания, а также управляемый массообмен при использовании качающихся или пульсирующих метантенков представляют собой весьма перспективный путь повышения их производительности и выхода биогаза.

Во ВНИИ ВОДГЕО разработана конструкция метантенка с камерами кислого метанового брожения, где для перемещения осадка из одной камеры в другую служит оборудованная шнеком вертикальная промежуточная камера с отверстиями в нижней и верхней частях. Для иммобилизации микроорганизмов в камерах кислого и щелочного

[1] J. Water and Waste, 1986, v. 28, N7.

брожения установлены валы с прикрепленными к ним под углами дисками[1].

В одном из исследований[2] для интенсификации перегруженных одноступенчатых метантенков использована камера кислого брожения, загруженная пластмассовыми трубами, с продолжительностью пребывания в ней осадка 9–10 ч. За это время концентрация органических кислот возрастает на 70 %, а концентрации CO_2 и CH_4 в выделяющемся газе составляют соответственно 74 и 21–23 %. Расчеты показывают, что в камере емкостью 90 $м^3$ при площади поверхности загрузки 3600 $м^2$ может быть подвергнуто гидролизу 200 $м^3$ осадка в сутки. В камере сбраживается до 500 кг осадка в сутки, за счет чего объем последующей ступени метанового брожения может быть уменьшен примерно на 750 $м^3$. Описанное техническое решение предлагается в первую очередь для перегруженных метантенков, которые начинают работать как сооружения второй фазы процесса.

Во Франции разработана конструкция метантенка, представляющая собой горизонтальный прямоугольный бетонный резервуар, разделенный на приемную камеру и три отсека, где протекают процессы гидролиза и кислого и метанового сбраживания. Сырой осадок из приемной камеры поступает в теплообменник, где он нагревается до 37 °С; туда же подается часть сброженного осадка и CO_2 из биогаза с фазы кислотообразования. Нагретая смесь поступает на гидролиз, а затем последовательно на вторую и третью фазы. Отсеки отделены друг от друга двойными перегородками, каждая из которых имеет отверстия в верхней и нижней частях. В каждом отсеке расположено устройство типа биофильтра для прикрепления микроорганизмов, выполненное из спиралевидных листов пластмассы. Такая конструкция обеспечивает поддержание в каждом отсеке специфических биоценозов и предотвращает возможность их смешения[3].

На основе использования АПФЛОУ-процесса для анаэробной очистки промышленных сточных вод разработан ряд высокоэффективных технологий и реакторов [17, 47]. Однако данных по их применению к осадкам городских сточных вод опубликовано очень мало. В этом отношении значительный интерес представляют результаты, полученные Гошем [37] при испытаниях на опытных установках разработанной им системы сбраживания в метантенках с восходящим потоком осадка (рис. 32). Поступающий восходящий поток осадка вводился в каждую ступень метантенка через вертикальную трубу, установленную на дне реактора, и отражался вниз с помощью специального отражателя, установленного над трубой. Это препятствовало образованию замкнутых потоков и способствовало улучшению сбраживания. Исследования проводили на предварительно уплотненном осадке с концентрацией сухого вещества от 6,1 до 7,5 % при t = 35 °С. В первом реакторе преоб-

---

[1] А. с. 1212982 (СССР), МКИ С0 2F 11/04.Б.И. 1986, № 7.

[2] Wasser, Energ., Luft, 1982, Bd. 74, S. 270–274.

[3] Заявка 2490624, Франция, опубл. 26.03.82, МКИ С02 F11/04, С05 F9/02.

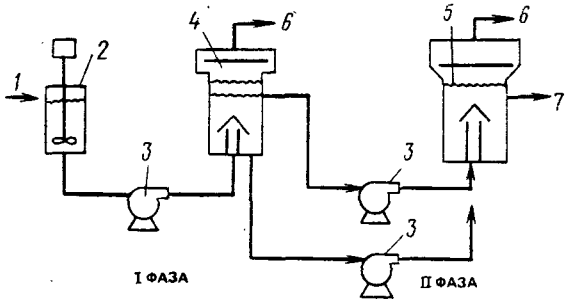


Рис. 32. Схема двухфазного процесса в метантенках с восходящим потоком осадка
1 – загрузка осадком; *2* – уплотнитель; *3* – насосы; *4* – реактор I фазы; *5* – реактор II фазы; *6* – биогаз; *7* – сброженный осадок

ладало кислое брожение, во втором – метановое (табл. 23). Для благоприятного протекания процесса сбраживания оказалось достаточным время пребывания осадка 1–1,5 сут в кислотной фазе и 4–5 сут – в метановой. Снятие профилей распределения основных показателей осадков по высоте реакторов показало, что в нижней и верхней частях первого реактора образуются слои уплотненного осадка, при этом перешедшие в раствор простые органические вещества распределены равномерно. Во втором реакторе по мере увеличения его высоты наблюдалось снижение концентрации твердых веществ. При этом на уровне 1/3 высоты от нижней части реактора происходила ацетогенная фаза, а на уровне верхних 2/3 – образование метана. По мнению автора, благодаря образованию слоев уплотненного осадка в обоих реакторах и удерживанию их в течение 20 сут вместо 5 сут пребывания в метантенках жидкой фракции осадка происходит глубокое сбраживание. Такое сбраживание не достигается при том же времени пребывания в обычном одноступенчатом метантенке, в который оказалось возможным загружать только менее уплотненный осадок с концентрацией сухого вещества 3,6 %. Глубокому сбраживанию жидкой фракции способствует ее прохождение через богатые микроорганизмами слои уплотненного осадка. Следует обратить внимание на высокую степень перехода твердой части осадка в жидкую фракцию в реакторе I ступени, которая составила 74 % по ХПК (ХПК фильтрата сырого осадка 5800 мг/л, жидкой фракции после гидролиза – 10 200 мг/л) и 43 % по балансу сухого вещества. Использование разработанной системы сбраживания, состоящей из двух последовательно расположенных реакторов с восходящим потоком загружаемого осадка, позволяет при сбраживании 100 т сухого вещества осадка в 1 сут с расчетным временем пребывания 5,5 сут в 1,6 раза уменьшить суммарный объем реакторов по сравнению с одноступенчатым метантенком. Кроме того, при обычном однофазном сбраживании за счет низкого распада органического вещества выделившегося биогаза не хватает на обогрев метантенка, в связи с чем требуется дополнительная энергия. При двухфазном процессе 80 % образующегося газа являются лишними при обогреве метантенка и могут быть использованы на другие нужды.

Таблица 23. **Результаты сбраживания осадка в метантенках с восходящим потоком (t = 35 °С)**

Показатель	Двухфазный процесс			Обычный однофазный процесс
	I фаза	II фаза	процесс в целом	
Время пребывания осадка, сут	1,2	4,4	5,6	5,5
Нагрузка по сухому беззольному веществу, кг/(м^3 · сут)	33,6	8,0	8,4	6,4
Выход газа, м^3/кг беззольного вещества загрузки	0,008	0,644	0,645	0,14
Выход метана, м^3/(м^3 · сут)	0,09	3,51	2,8	0,5
Содержание метана в биогазе, %	34,2	68,1	67,8	57,7
pH иловой воды	6,0	7,23	7,23	–
$\mathcal{E}$ h-потенциал, мВ	−289	−354	–	–
Щелочность, кг/м^3 по $CaCO_3$:				
общая	7850	14 600	14 600	–
бикарбонатная	3820	14 550	14 550	–
NH_4–N, кг/м^3	520	720	720	–
Летучие жирные кислоты, кг/м^3:				
уксусная	2490	40	40	–
пропионовая	1900	21	21	–
изомасляная	210	0	0	–
масляная	560	0	0	–
изовалериановая	300	0	0	–
валериановая	180	0	0	–
Общее содержание по уксусной кислоте, кг/м^3	4835	60	60	1370
Этанол, кг/м^3	20	0	0	–
ХПК фильтрата, кг/м^3	10 200	1840	1840	–
Общий органический углерод, кг/м^3	3140	610	610	–

Наконец, после однофазного сбраживания обезвоживанию и удалению подвергается 86 т/сут сброженного осадка, а после двухфазного процесса – всего 63 т/сут.

Высокая степень гидролиза и перевода в жидкую фракцию значительной части нерастворенных веществ, которая может быть достигнута при фазовом разделении процесса, привела к новым интересным решениям по разделению гидролизованного осадка на твердую и жидкую фракции и к сбраживанию последней с применением различных интенсивных процессов, используемых для анаэробной обработки производственных сточных вод (иммобилизация микроорганизмов на инертных носителях, анаэробные биофильтры, АПФЛОУ-процесс и др.). Это направление только начинает развиваться применительно к осадкам городских сточных вод, и по этому вопросу пока еще не имеется достаточной информации. Среди ряда других следует отметить патент ФРГ[1], согласно которому осадок первичных отстойников и избыточный активный ил, уплотненные известными методами (гравитационным осаждением, центрифугированием, напорной флотацией и др.) до концентрации 6–12 %, подвергаются гидролитическому расщеплению одним из возможных способов: нагреванием, применением гидролити-

[1]Заявка 3627253 ФРГ, МКИ C02F 3/30 9/00, опубл. 25.02.88.

ческих ферментов, добавлением реагентов и т.д. При этом 40–90 % твердой фазы органического вещества осадка переводится в растворенное состояние. Гидролизованный осадок с помощью центрифугирования или какого-либо другого метода разделяют на твердую и жидкую фракции и последнюю направляют в метантенк на сбраживание с прикрепленной микрофлорой. Сброженную жидкую фракцию обрабатывают известью, в результате чего образуется $Ca_3(PO_4)_2$. Основная цель способа – уменьшение объема удаляемого осадка.

В Японии разработан способ сбраживания органических материалов (сточных вод, осадков, навоза и др.), заключающийся в предварительной обработке нагреванием при t = 55–75 °С и pH = 2,5–4,0 или 8,0–9,8 для перевода в раствор твердых частиц субстрата. Далее проводится многоразовое последовательное разделение гидролизованного субстрата на твердую и жидкую фракции, сбраживание последней, вновь разделение на твердую и жидкую фракции, сбраживание последней и т.д. до тех пор, пока практически не будет достигнуто полное превращение в биогаз биоразлагаемых компонентов. Способ позволяет максимально уменьшить объем органического субстрата и достигнуть его глубокой стабилизации при высоком выходе биогаза[1].

Рассмотренные выше варианты технологии сбраживания с разделением фаз предусматривают применение строго анаэробных процессов в закрытых герметизированных метантенках для проведения метановой фазы и в открытых резервуарах для проведения фаз гидролиза и кислотообразования, где работают факультативные анаэробы. При использовании на одной из стадий термофильного процесса улучшаются санитарно-гигиенические свойства осадков, уменьшаются объемы сооружения и, кроме того, может быть достигнуто увеличение глубины сбраживания осадка и повышение содержания метана в биогазе.

4.3. АЭРОБНО-АНАЭРОБНЫЕ И АНАЭРОБНО-АЭРОБНЫЕ ПРОЦЕССЫ СТАБИЛИЗАЦИИ

В связи с ужесточением санитарно-гигиенических требований к сброженным осадкам при их использовании в сельском хозяйстве в Западной Европе, в первую очередь в ФРГ и Швейцарии, возникла необходимость обеззараживания осадков, которое может быть достигнуто при термофильном анаэробном сбраживании. Однако вследствие энергоемкости этого процесса и ухудшения водоотдающих свойств термофильно сброженных осадков этот процесс в настоящее время в странах Европы и Америки практически не применяется. Вместо него получила распространение аэробная термофильная стабилизация, которая в сочетании с мезофильным сбраживанием обеспечивает биологическую стабилизацию и обеззараживание осадков, получение энергии в виде биогаза, а в некоторых вариантах – улучшение водоотдающих свойств осадка.

Технологии анаэробного сбраживания с предварительной или завершающей аэробной ступенью базируются на использовании особен-

---

[1] Пат. №4213857 США, кл. 210/6 (C02C1/16), опубл. 22.07.80.

ностей микроорганизмов, осуществляющих эти процессы, и на их различном отношении к факторам окружающей среды (табл. 24).

Наибольшее применение получили аэробно-анаэробные процессы (рис. 33). Предварительная аэробная обработка в течение 1–2 сут перед анаэробным сбраживанием оказывает значительное влияние на общий итог стабилизации по выходу газа и снижению концентрации органического вещества [39]. Продувание в течение этого времени осадка на I ступени снижает концентрацию органического вещества и тем самым нагрузку на II анаэробную ступень. Дальнейшее увеличение продолжительности аэробной предобработки приводит к существенному увеличению степени аэробного окисления органического вещества (снижается отношение БПК: ХПК) и уменьшению образования биогаза в анаэробной ступени, при этом состав газа и его теплота сгорания не отличаются от обычного одноступенчатого процесса. Согласно требованиям ЕПА (Агентство по охране окружающей среды США) общий распад органического сухого вещества осадка при стабилизации должен быть не менее 38 %. Чтобы выполнить это требование, продолжительность аэробного процесса (при продолжительности пребывания осадка в анаэробной ступени 8 сут при t = 33 °С) не должна превышать 1 сут (рис. 34); наилучший результат достигается при продолжительности аэробной стабилизации 0,5 сут. С изменением продолжительности анаэробного сбраживания необходимое время аэробной стабилизации будет изменяться.

В результате метаболической активности аэробных микроорганизмов высвобождается значительное количество энергии, что приводит к повышению температуры в реакторе. Основными факторами, влияющими на степень повышения температуры, являются подача достаточного количества кислорода воздуха или чистого кислорода и концентрация сырого осадка в сочетании с продолжительностью стабилизации. Например, при аэрации чистым O_2 температура реактора 50 °С может

Таблица 24. **Особенности аэробных и анаэробных микробиологических процессов**

Показатель	Процесс	
	аэробный	анаэробный
Выигрыш в биологически используемой энергии	Высокий	Низкий
Саморазогрев осадка	Есть	Нет
Энергетический уровень конечного продукта	Низкий	Высокий
Степень минерализации исходного продукта	Глубокая	Менее глубокая
Прирост микроорганизмов	Высокий	Низкий
Биохимические превращения, лежащие в основе процесса	Одностадийные упрощенные	Многостадийные сложные
Чувствительность к внешним факторам	Низкая	Высокая
Получение энергии	Нет	Есть
Затраты энергии	Большие	Малые
Водоотдающие свойства осадка	Улучшаются или ухудшаются в зависимости от технологических параметров	

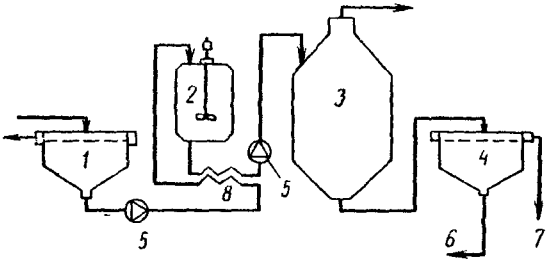


Рис. 33. Схема аэробно-анаэробной стабилизации
1 — уплотнитель сырого осадка; *2* — аэробный реактор; *3* — анаэробный реактор; *4* — уплотнитель сброженного осадка; *5* — насос; *6* — сброженный осадок на обезвоживание; *7* — сливная вода; *8* — теплообменник

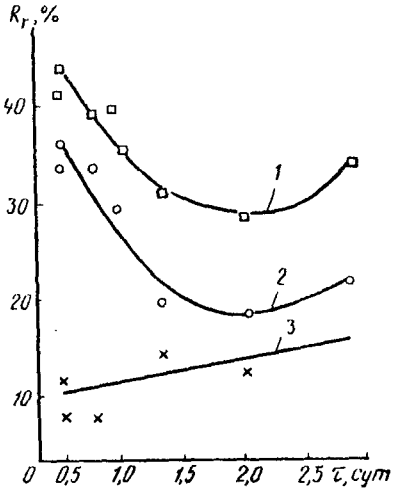


Рис. 34. Зависимость распада осадка при аэробно-анаэробной стабилизации $R_т$ от времени его пребывания в аэробной ступени τ
1 — аэробно-анаэробная стабилизация; *2* — II анаэробный реактор (τ = 8 сут); *3* — аэробный реактор

быть достигнута при времени пребывания осадка 0,5 сут в диапазоне изменения концентрации осадка от 5 до 13 % (по сухому веществу), а при времени пребывания 1 сут – в диапазоне концентраций 2–14 %. С уменьшением концентрации сухого вещества за такое короткое время стабилизации не успевает выработаться достаточное количество энергии, а при более высокой концентрации трудно достичь равномерного снабжения микроорганизмов кислородом. Считается, что при распаде 1 г органического вещества осадка (по ХПК) выделяется 15 кДж энергии и достигается повышение температуры на 2,4–2,6 °С. За 1–2 сут аэробной стабилизации степень снижения ХПК осадка составляет 11,5 %, что при ХПК сырого осадка 8–10 г/дм^3 достаточно для повышения температуры примерно до 60 °С, благодаря чему достигается обеззараживание осадка. Вместе с тем выработка теплоты зависит от степени распада осадка в аэробном реакторе: чем глубже

идет процесс, тем меньше выделяется теплоты. Это объясняется тем, что содержащиеся в осадках вещества могут выделять различные количества энергии. При степени распада 10 %, соответствующей верхней допустимой границе для аэробно-термофильной предварительной ступени обработки, выход теплоты составляет 35–40 МДж/кг распавшегося органического вещества. При этом выход биогаза в анаэробной ступени снижается на 30 % (рис. 35).

В процессе аэробной предварительной обработки существенно снижается концентрация летучих жирных кислот (ЛЖК), благодаря чему повышается стабильность осадка, достигаемая в анаэробной ступени. В зависимости от принятого критерия стабильности, который, по данным различных авторов, изменяется от 150 до 500 мг/л (по уксусной кислоте), подбирается продолжительность пребывания осадка в аэробной ступени (рис. 36). При t = 55 °С и времени пребывания осадка в аэробном реакторе менее 1 сут может быть достигнуто обеззараживание осадка, однако в целях повышения надежности процесса рекомендуется дополнительно выдерживать осадки в течение 1 ч при t = 60 °С или обеспечивать не менее чем 4-часовой разрыв между загрузками реактора. Осаждаемость осадков, обработанных аэробно-анаэробном методом, несколько лучше, а обезвоживаемость (по измерению времени капиллярного всасывания) несколько хуже, чем у осадков, хорошо сброженных в мезофильном одноступенчатом метантенке (в течение 20 сут). Как было указано выше, общая эффективность двухстадийного процесса по выходу газа снижается с увеличением продолжительности аэробной стадии, поэтому целесообразно снижать время пребывания осадка в аэробном реакторе, причем лимитирующим фактором является время, которое необходимо для повышения температуры, достаточной для обеззараживания. Для

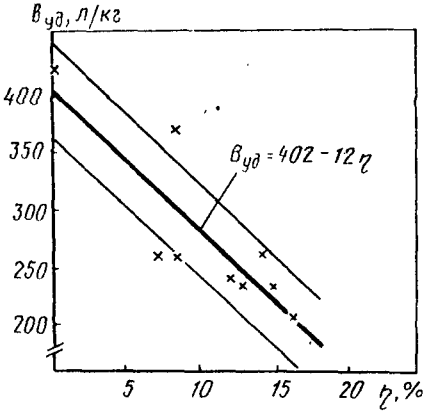


Рис. 35. Зависимость выхода биогаза $B_{уд}$, л/кг сухого беззольного вещества, при аэробно-анаэробной стабилизации от распада осадка в аэробном реакторе η (продолжительность сбраживания в анаэробном реакторе 8 сут)

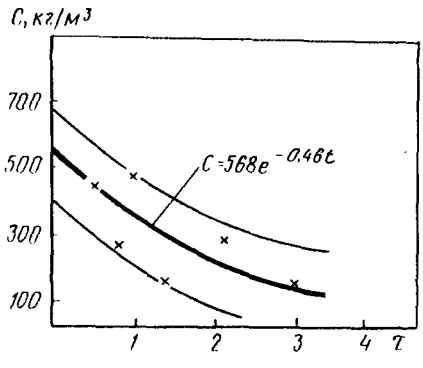


Рис. 36. Зависимость концентрации ЛЖК в анаэробном реакторе C от времени пребывания осадка в аэробном реакторе τ (продолжительность сбраживания в анаэробном реакторе 8 сут)

комбинированной аэробно-анаэробной схемы сбраживания с мезофильной анаэробной стадией рекомендуются технологические параметры, приведенные в табл. 25 (для осадков с концентрацией 4–7 % сухого вещества).

Таблица 25. **Рекомендуемые параметры аэробно-анаэробного сбраживания [39]**

Параметр	I стадия (аэробная)	II стадия (анаэробная)
Время пребывания, сут	0,5	8
Нагрузка по органическому веществу, кг/(м^3 · сут)	60	3,5
Температура, °С	55	35
Расход энергии, Вт/м^3	120	5
Снижение концентрации органического вещества, %	8	35
Образование теплоты в биологическом процессе, кДж/кг распавшегося органического вещества	50 000	—
Выход биогаза, м^3/кг органического вещества	—	0,3

Вариантом аэробно-анаэробной стабилизации осадков является применение на I стадии процесса технического кислорода. Производственные испытания метода показали, что при времени пребывания осадка в 1 реакторе в течение 12 ч достигалась и устойчиво поддерживалась температура 50 °С. Анаэробный процесс во II реакторе проводился при температуре 35 °С в течение 8–12 сут. Удельный расход кислорода составил 0,25–0,35 кг/кг загружаемого органического вещества осадка или 3 кг/кг распавшегося вещества. При применении мешалки и наличии струенаправляющих перегородок в аэробном реакторе степень использования кислорода в нем достигала 95 %.

Имеющийся в Европе и США практический опыт применения аэробно-анаэробного процесса стабилизации осадков свидетельствует о его большой надежности и устойчивости в условиях неравномерного поступления осадка, а также при наличии в нем токсичных для анаэробного процесса химических компонентов. Для поддержания необходимой температуры в аэробном реакторе он должен быть закрытым и иметь необходимую теплоизляцию. Кроме того, необходимо, особенно в условиях холодного климата, обеспечить систему рекуперации теплоты стабилизированного осадка и даже подачу внешней теплоты. Для подачи воздуха используются различные типы аэраторов. Следует предусмотреть также режущие устройства для разбивания пены в аэробном реакторе.

Данный способ позволяет на 20–30 % уменьшить объем сооружений по сравнению с одноступенчатым мезофильным сбраживанием при времени пребывания осадка 20 сут. Однако по сравнению с одноступенчатым термофильным сбраживанием, где используется более короткое время пребывания осадка, это преимущество сводится к минимуму. По приведенным затратам рассматриваемый способ не дает значительных преимуществ, однако его надежность, возможность достижения гигиенически безупречных осадков и их неплохие водоотдающие свойства делают его конкурентоспособным по отношению к другим методам стабилизации. Аэробно-анаэробная стабилизация рекоменду-

ется для городов с населением от 50 до 200 тыс. жителей. Для более крупных городов целесообразно применение только анаэробной стабилизации, для более мелких – только аэробной.

Удовлетворительные результаты по обеззараживанию осадков, а также по достижению хороших водоотдающих свойств обеспечиваются при использовании анаэробно-аэробных процессов (рис. 37). В реакторе I ступени осуществляется анаэробный мезофильный процесс с продолжительностью пребывания осадка от 3 до 20 сут, а в реакторе II ступени – дальнейшее аэробное разложение с выделением теплоты и саморазогреванием осадка до t = 50 °С. При такой схеме сбраживания не достигается фазовое разделение процесса, поскольку в метантенк поступает осадок без предварительной обработки. Анаэробный реактор работает как обычный одноступенчатый метантенк, в котором при длительном сбраживании может быть достигнута глубокая стабилизация органического вещества осадка с высоким выходом газа, на что требуются большие объемы сооружения. При более коротком времени пребывания происходит неполное сбраживание осадка и наблюдается потеря 15–20 % биогаза. В первом случае аэробный реактор рассчитывают исходя из времени и температуры, необходимых только для обеззараживания, во втором продолжительность аэробного процесса должна быть увеличена для достижения необходимой стабилизации органического вещества осадка.

Согласно данным ВНИИ ВОДГЕО[1], аэробная стабилизация (3–4 сут) после анаэробного сбраживания (6 сут при температуре 32 °С) позволяет улучшить водоотдающие свойства осадков. Во ВНИИ ВОДГЕО разработано несколько вариантов технологических решений, основанных на сочетании анаэробных и аэробных процессов. Применение этих решений должно было способствовать сокращению затрат электроэнергии, получению биогаза и повышению распада осадка и его водоотдающих свойств [3, с. 8–12]. Первая технологическая схема включает анаэробное сбраживание сырого осадка первичных отстойников и его последующую аэробную стабилизацию совместно с избыточным активным илом, вторая – аэробную стабилизацию избыточного активного ила, анаэробное сбраживание осадка первичных отстойников, смешение этих осадков, дальнейшее уплотнение и обезвоживание полученной смеси.

По результатам исследований различных вариантов двухфазных анаэробных процессов с разными температурными режимами и комбинацией анаэробно-аэробных процессов, а также на основе имеющегося опыта их применения большинство авторов приходят к выводу, что эти способы наиболее эффективны для интенсификации анаэробного сбраживания. Преимущества их заключаются в достижении необходимой степени стабилизации и обеззараживания осадков, улучшении водоотдающих свойств, получении биогаза, уменьшении объемов сооружения. Перечисленные преимущества перевешивают недостатки этих технологий, к числу которых следует в первую очередь отнести

[1] А. с. №1168516. СССР. М. кл. CO2 F 11/04, 1985.

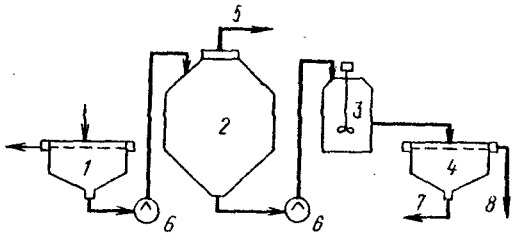


Рис. 37. Схема анаэробно-аэробной стабилизации осадка
1 — уплотнитель сырого осадка; *2* — анаэробный реактор; *3* — аэробный реактор; *4* — уплотнитель сброженного осадка; *5* — биогаз; *6* — насос; *7* — поступление сброженного осадка на обезвоживание; *8* — сливная вода

более высокую трудоемкость и несколько бо́льшие производственные затраты по сравнению с одноступенчатым сбраживанием. Вместе с тем не все комбинации эффективны, а применение некоторых из них невозможно или нецелесообразно (табл. 26).

Накопление и обобщение опыта применения таких схем в СССР позволят уточнить их преимущества и недостатки, что послужит новым толчком для развития интенсивных технологических процессов.

Таблица 26. **Возможные комбинации сбраживания и достигнутые при этом результаты (Umwelt, 1987, N5, S. 221–222)**

I ступень	II ступень						
	анаэробные процессы			аэробные процессы			
	психрофильные	мезофильные	термофильные	психрофильные	мезофильные	термофильные	компостирование
Анаэробные процессы:							
психрофильные	–	–	–	+	0	0	+
мезофильные	0	++	–	–	++	0	+
термофильные	0	++	++	–	0	0	+
Аэробные процессы:							
психрофильные	–	0	–	–	0	–	+
мезофильные	–	++	0	–	0	–	+
термофильные	–	++	++	–	0	++	+
компостирование	=	=	=	=	=	=	++

Примечание. = — комбинация невозможна; – — комбинация нецелесообразна, так как имеет недостатки по сравнению с другими методами; 0 — преимущества по сравнению с одностадийным процессом невелики; + — возможно применение при соответствующих местных условиях; ++ — можно ожидать наилучших результатов стабилизации при соответствующем проведении процесса.

5. ПОДГОТОВКА ОСАДКА К УТИЛИЗАЦИИ

Технология обработки осадка должна быть тесно связана с выбранными методами утилизации и удаления осадков с территорий очистных сооружений. В табл. 27 приведены данные о различных способах удаления и утилизации осадков, применяемых в индустриально развитых странах.

Как следует из табл. 27, в капиталистических странах около 30 % осадков используется в качестве удобрения. В СССР количество используемого осадка составляет меньшую часть общего объема осадка, но предполагается, что оно будет увеличиваться. Из известных методов удаления осадков в СССР используется лишь почвенный метод.

Осадки содержат значительное количество удобрительных макро- и микроэлементов, в первую очерель азота, фосфора и калия (табл. 28). Кроме того, в состав осадков входят цинк, марганец, медь, молибден и др. По содержанию азота и фосфора осадки близки к торфяному навозу; 1 т сухого вещества осадка эквивалентна 100 кг комплексного минерального удобрения типа нитрофоски [7].

Среди рассмотренных в гл. 1 методов оценки стабилизации осадков при использовнии их в качестве удобрения важнейшее значение имеет отношение по массе углерода к азоту C : N в сухом веществе осадка.

В соответствии с критериями стандарта Франции[1] хорошо стабилизированным считается осадок с соотношением $C : N \leqslant 10$, относительно стабилизированным – при $10 \leqslant C : N \leqslant 15$, нестабилизированным – при $C : N > 15$.

Ниже приведен характерный агрохимический состав термофильно сброженного осадка Люберецкой станции аэрации после подсушки на иловых площадках (% массы сухого вещества):

зольность	39,47
азот общий	6,55
азот белковый	2,86
фосфор общий	4,29
углерод по Тюрину	33,3

Как видно из приведенных данных, указанный осадок является хорошо стабилизированным, так как отношение $C : N < 10$. Внесение нестабилизированного или относительно стабилизированного осадка в почву создает так называемый депрессивный эффект, при котором для минерализации большого количества вносимого в почву углерода расходуется минерализованный азот из почвы.

В качестве удобрения можно использовать жидкий сброженный осадок. Положительный опыт такого применения имеется в Москве на Курьяновской станции аэрации, а также за рубежом (Швейцария и другие страны). Вместе с тем очевидно, что оно имеет ограничения, связанные с сезонностью, а также с необходимостью транспортировки

---

[1] Boues des ouvrages de traitement des eaux Denominations et Specifications. – Norme AFNOR experimentale, 1975.

U 44–041–A out.

Таблица 27. **Способы удаления и утилизации осадков [33]**

Показатель	Канада	США	Страны ЕЭС
Общее количество осадка, млн т/год	0,5	4,5	6,0
Способы размещения осадка, %:			
сельскохозяйственное использование	34	31	29
почвенное удаление	23	24	45
сжигание	40	21	7
удаление в море	–	18	19
прочие	3	6	–
Общая стоимость размещения[1], млн долл/год	104	782	970

[1]Общая стоимость определяется из расчета, долл/т осадка, при сельскохозяйственном использовании – 126, при почвенном удалении – 178, при сжигании – 300.

Таблица 28. **Содержание основных удобрительных элементов в осадках городских сточных вод, % сухого вещества**

Элемент	Тип осадка			
	осадок первичных отстойников (СО)	избыточный активный ил (АИ)	смесь (СО + АИ)	сброженный в метантеиках осадок
Азот (N)	1,6–4,0	2,4–6,5	2,0–5,0	1,7–6,0
Фосфор (P_2O_5)	0,6–5,2	2,3–8,0	1,0–6,0	0,9–6,6
Калий (K_2O)	0,2–0,6	0,3–0,4	0,2–0,5	0,2–0,5

больших объемов жидкого осадка. Можно использовать перекачку сброженного осадка на поля, однако практически это осуществимо при их расположении на близком расстоянии от очистных сооружений. В связи с этим осадки, как правило, утилизируются после их обезвоживания.

Обезвоживание сброженных осадков осуществляется с помощью механических аппаратов – вакуум-фильтров, центрифуг, фильтр-прессов различного типа – и подсушки в естественных условиях на иловых площадках.

5.1. ВЛИЯНИЕ СБРАЖИВАНИЯ НА ВОДООТДАЮЩИЕ СВОЙСТВА ОСАДКОВ

Влияние анаэробного сбраживания на последующее обезвоживание или другие процессы разделения жидкости и твердых частиц не до конца выяснено. По мнению ряда исследователей, сбраживание ухудшает способность осадка к обезвоживанию, по мнению других – улучшает ее. Еще в ранних работах по анаэробному сбраживанию [51] было показано, что сброженный осадок имеет бо́льшую по сравнению с сырым способность обезвоживаться на медленном песчаном фильтре, и эта способность увеличивается с увеличением продолжительности процесса брожения. Установлено, что если первичный осадок предварительно не подвергался термической обработке, то сбраживание

значительно улучшает его способность к обезвоживанию[1]. К такому же выводу пришли при изучении вопросов, связанных с оптимизацией работы вакуум-фильтров[2].

Как показано в работе [42], следует различать плохо, удовлетворительно, хорошо и очень хорошо сброженные осадки, водоотдающие свойства которых (удельное сопротивление фильтрации) улучшаются с повышением степени сбраживания. В то же время другие авторы считают, что сбраживание ухудшает водоотдающие свойства осадка [25].

Авторы большинства работ, посвященных этой проблеме, пришли к выводу, что сброженный активный ил и его смесь с осадком первичных отстойников обезвоживаются хуже, чем осадок. В отличие от мнения специалистов нашей страны относительно худшей водоотдачи термофильно сброженного осадка по сравнению с мезофильно сброженным в работе [47] утверждается, что одним из преимуществ термофильного сбраживания является возможность получения осадка с хорошими водоотдающими свойствами.

В табл. 29 приведены данные, полученные научным центром "Стевенейдж" [49], по определению удельного сопротивления мезофильно сброженных осадков ряда городских очистных сооружений Англии. Из приведенных 8 примеров в четырех случаях наблюдается ухудшение водоотдающих свойств осадка после сбраживания, в трех – улучшение, а в одном случае удельное сопротивление не изменяется. В этой же работе показано, что наилучшей способностью к водоотдаче при отстаивании обладает осадок, сброженный в мезофильных условиях при времени пребывания в течение 4 сут. Более короткое и более длительное сбраживание ухудшает эффект отстаивания.

Отмеченная противоречивая картина результатов оценки роли анаэробного сбраживания в изменении водоотдающих свойств осадков объясняется многофакторностью этого процесса и неоднозначностью связей его параметров со свойствами осадков, определяющими их способность к обезвоживанию. К этим свойствам осадков прежде всего относятся размеры и форма их частиц. Существует мнение, что чем больше размеры частиц, тем лучше водоотдача. Плохая обезвоживаемость активного ила объясняется высоким (до 98 %) содержанием в нем частиц размером менее 1 мм, в то время как в осадке первичных отстойников имеется 50–88 % частиц такого размера.

По данным И.С. Туровского [25], в твердой фазе уплотненного активного ила содержится 90 % частиц размером менее 0,15 мм, тогда как в сброженной в мезофильных условиях смеси осадков первичных отстойников и активного ила имеется 65 % таких частиц, а в сыром осадке первичных отстойников – 45 %. На основании этих данных делается вывод, что осадок первичных отстойников значительно лучше обезвоживается механическим путем, чем сброженный.

---

[1] J.W.P.C.F., 1978, v. 50, N1, p. 73.

[2] Filter Sep., 1980, v. 17, N4, p. 313.

Таблица 29. **Удельное сопротивление сырых и сброженных осадков очистных сооружений (по данным исследовательского центра "Стевенейдж", Великобритания)**

Очистные сооружения	Время пребывания в метантенке, сут			Температура, °С	Удельное сопротивление фильтрации, 10^9 $с^2/г$, осадка				Снижение сопротивления при промывке осадка	
	I ступени	II ступени	общее		сырого	сброженного	промытого		сырого	сброженного
							сырого	сброженного		
Рай Мидс	30	120	150	30–35	15,2	30,3	6,2	9,65	0,407	0,317
Мейпл Лодж	22	7,5	29,5	35	15,9	10,9	7,3	3,4	0,457	0,312
Хогсмилл Валли	38	23	61	30–35	14,8	42,8	3,4	14,5	0.228	0.338
Могден	18–22	22	40	30–32	13,1	18,0	4,14	5,17	0,315	0,286
Легворт	15	10	25	30–32	13,8	16,6	6,22	5,85	0,450	0,357
Оксфорд	35	–	35	35	15,5	14,9	6,22	6,22	0,402	0,421
Хазелвуд Лейн	40	33	73	35	9,3	5,53	2,40	2,80	0,257	0,528
Нортерн Оптфилл	22	–	22	30	13,1	3,10	3,10	1,00	0,237	0,323

Однако и в этой, и в других работах отсутствует расшифровка самого понятия "сброженный осадок". Вместе с тем это понятие очень неточное, так как под ним разными авторами подразумеваются осадки, прошедшие обработку в метантенках при различных параметрах процесса, применяемых на разных станциях аэрации и изменяющихся даже в пределах одной станции. В зависимости от этих параметров меняется распад органического вещества осадка и связанные с этим размер его частиц и способность к обезвоживанию. В настоящее время имеется мало опубликованных данных, касающихся изучения связи между технологическими параметрами работы метантенка, степенью распада осадка и водоотдающими свойствами. Значительный интерес, на наш взгляд, представляют исследования Левлера [41], согласно которым водоотдающие свойства осадков, а следовательно, и дозы реагентов, необходимые для их кондиционирования при обезвоживании, определяются прежде всего площадью поверхности частиц, в свою очередь зависящей от параметров работы метантенков. Этот вывод совпадает с известным положением о взаимосвязи свойств различных суспензий с количеством каогулянта, необходимым для осуществления эффективного процесса каогуляции[1]. На примере кварцевой суспензии было показано, что при больших концентрациях твердой фазы, когда площадь поверхности частиц более 1000 $м^2/л$, существует стехиометрическое соотношение между этим показателем суспензии и необходимой дозой коагулянта. Этот же вывод относится к сточным водам и их осадкам. При малых концентрациях твердой фазы такого соотношения не наблюдается, и необходимо иметь дополнительное количество твердой фазы (например, путем добавления бентонита) для увеличения числа столкновений частиц и улучшения коагуляции.

Исследования Левлера проводились в моделях метантенков, обеспечивающих надежность и отсутствие возникновения случайных факторов, влияющих на изменение дисперсной фазы осадка в процессе брожения. Модели загружались осадками, взятыми на городской станции аэрации. Перед загрузкой в метантенк осадки просеивались через сито с отверстиями 1,27 см для удаления крупных включений. Осадок загружался вручную один или два раза в сутки, что в отличие от непрерывной загрузки насосами позволяло избежать разрушения хлопка осадка. Во всех моделях обеспечивалось одинаковое перемешивание содержимого метантенка пропеллерной мешалкой с частотой перемешивания 33 $мин^{-1}$. Контроль за работой метантенков проводился по общепринятым показателям. Для оценки водоотдающих свойств осадков определялись время капиллярного всасывания и удельное сопротивление фильтрации. По специально разработанной методике[2] проводилось измерение распределения размеров частиц осадка в диапазоне от 0,10 до 500 мм и определялась площадь поверхности, занимаемая этими частицами, в предположении, что они имеют сферическую форму.

---

[1] Amer. Water Works Assoc., 1968, N63, p. 514.

[2] J.W.P.C.F., 1982, v. 54, N10, p. 1388.

В качестве основных изменяющихся технологических параметров работы метантенков были приняты продолжительность сбраживания (7–21 сут), температура (33 и 40°С), концентрация смеси осадка и активного ила (2,0–6,5 кг/м^3), которая загружалась в метантенки, и содержание в ней активного ила (0–100 %). Кроме того, изучались водоотдающие свойства осадков при сбраживании методом фазовой сепарации. Полученные результаты показали (табл. 30), что в исследуемом диапазоне изменения технологических параметров работы метантенков происходило нормальное сбраживание, без существенных отклонений основных параметров (степень сбраживания и образование метана).

Исключение составили три серии экспериментов, в одной из которых метантенк загружался одним активным илом, в другой температура сбраживания снижалась до 4 °С, а в третьей осадок проходил лишь кислотную фазу брожения. Во всех трех случаях наблюдалось резкое снижение распада беззольного вещества (соответственно 31,9; 6,9 и 16,6 % вместо 47–60 % при нормально протекающем процессе) и выхода метана (соответственно до 0,23; 0 и 0,003 м^3/кг беззольного вещества загрузки вместо 0,42–0,52 м^3/кг при нормально протекающем процессе).

Оценка обезвоживаемости осадков показала, что ухудшение процесса брожения сопровождалось повышением удельного сопротивления и времени капиллярного всасывания в сбраживаемом осадке по сравнению с сырым (отношение больше 1).

Ухудшение обезвоживаемости плохо сброженных осадков авторы связывают с распределением удельной площади поверхности частиц A_S (площадь поверхности частиц на единицу массы сухого вещества осадка, м^2/кг). Именно этот показатель, а не распределение размеров частиц, дает наиболее важную информацию для характеристики водоотдающих свойств осадка.

На рис. 38 в качестве примера приведены кривые распределения A_S в зависимости от логарифма диаметра частиц. Из рисунка видно, что в сброженной смеси осадка и 20 % активного ила значение A_S меньше, чем в сырой. При сбраживании одного активного ила наблюдается обратная картина. В табл. 30 представлены три случая, когда удельная площадь поверхности частиц сброженного осадка больше, чем сырого. Они совпадают с отмеченными выше случаями ухудшения процесса брожения.

Следует обратить внимание еще на несколько режимов сбраживания, при которых наблюдалось ухудшение водоотдающих свойств, хотя показатели брожения были в норме. Это сбраживание осадка с концентрацией 6,5 % сухого вещества при времени пребывания 21 сут, а также сбраживание смеси осадка и 40 % активного ила. При этом повышалось и было близким к единице и отношение удельных площадей поверхности частиц в сброженном и сыром осадках.

На основании выполненных исследований авторы приходят к выводу, что в процессе брожения осадков происходит изменение распределения размеров частиц и площадей их поверхности. При хорошем сбраживании происходит разрушение частиц всех размеров, в

Таблица 30. **Параметры работы метантенков и водоотдающих свойств осадков (данные Левлера [41])**

Технологические параметры работы метантенков	Показатели брожения			Отношение показателей сброженного осадка к показателям исходного осадка		
	нагрузка по сухому беззольному веществу, кг/(м^3 х х сут)	распад сухого беззольного вещества, %	выход CH_4, м^3/кг сухого беззольного вещества загрузки	удельное сопротивление	время капиллярного всасывания	удельная площадь поверхности частиц
1. Концентрация сухого вещества в загрузке[1], %:						
2,0	0,58	52,9	0,43	0,55	0,26	0,59
3,5	0,98	50,4	0,45	0,63	0,50	0,81
5,0	1,41	50,1	0,46	0,80	0,80	0,74
6,5	1,91	52,5	0,48	1,01	1,15	0,97
2. Время пребывания осадка в метантенке, сут:						
7	2,67	47,0	0,42	0,35	0,25	0,68
10	1,87	48,5	0,43	0,40	0,28	0,74
14	1,34	50,8	0,44	0,58	0,28	0,64
21	0,89	52,6	0,45	0,75	0,36	0,74
3. Количество активного ила в загрузке, %:						
0	2,86	63,4	0,52	0,79	0,64	1,07
20	2,62	56,8	0,47	0,19	0,22	0,47
40	2,57	54,9	0,46	1,29	1,27	0,94
100	2,02	31,9	0,23	1,73	1,42	1,36
4. Температура 4 °С	2,73	6,9	0	1,83	2,00	1,29
5. Концентрация сухого вещества в загрузке[2], %:						
2,0	1,59	58,3	0,52	0,21	0,32	0,58
3,5	2,75	60,3	0,48	0,25	0,38	0,99
5,0	3,94	59,4	0,50	1,37	1,57	1,69
6,5	5,30	59,6	–	1,87	1,98	1,79
6. Фазовая сепарация:						
контроль – процесс без разделения фаз	2,73	59,8	0,44	0,06	0,18	0,81
кислотная фаза[3]	13,7	16,6	0,003	2,04	1,69	1,25
метановая фаза	2,84	45,4	0,48	0,01	0,06	0,71
в расчете на две фазы	2,73	54,5	0,51	0,03	0,11	1,00

[1,2] Время пребывания соответственно 21 и 10 сут.

[3] Время пребывания в кислотной фазе 2 сут, в метановой – 8 сут.

результате чего удельная площадь поверхности частиц уменьшается и обезвоживаемость улучшается. При плохом сбраживании большие частицы осадка разрушаются (гидролиз – кислотная фаза брожения), увеличивается количество малых частиц с последующим ростом удельной площади поверхности, и обезвоживаемость осадков ухудшается.

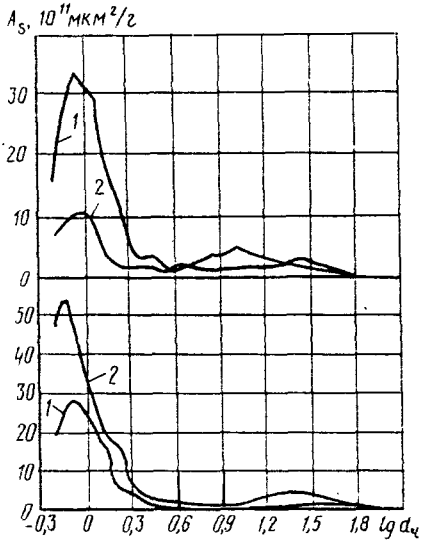


Рис. 38. Влияние анаэробного сбраживания на размер частиц $d_ч$, мкм, и удельную площадь поверхности осадков A_S
вверху — сбраживание осадка из первичных отстойников с добавлением 20 % активного ила; внизу — сбраживание 100 % активного ила; *1* — загрузка осадка; *2* — выгрузка осадка

Удельная площадь поверхности частиц A_S представляет собой основной показатель обезвоживаемости осадка, который связан с удельным сопротивлением модифицированным уравнением Козени

$$r_S = k \rho A_S^2 (1 - \varepsilon)/\varepsilon^2, \qquad (55)$$

где r_S — удельное сопротивление фильтрации; k — константа Козени; ρ — плотность твердых частиц осадка; A_S — удельная площадь поверхности частиц осадка; ε — фракционная пористость кека.

График, приведенный на рис. 39 и рассчитанный по уравнению Козени, показывает взаимосвязь между анаэробным сбраживанием, обезвоживаемостью и удельной площадью поверхности частиц. Наклонная прямая выражает зависимость между A_S^2 и r_S. Значения этих величин, ограниченные двумя штриховыми линиями, говорят о хорошей обезвоживаемости сброженных осадков по сравнению с сырыми. Значения показателей, оказавшиеся вне квадрата, говорят о том, что в результате процесса брожения образовался осадок, плохо отдающий воду.

Обработка результатов, полученных Левлером (см. табл. 30), позволила построить графики (рис. 40 и 41), из которых видно, что удельное сопротивление хорошо сброженного осадка меньше, чем сырого (рис. 40), и что оно растет при увеличении концентрации сухого беззольного (органического) вещества в загрузке метантенков, в особенности при добавлении к сырому осадку из первичных отстойников избыточного активного ила.

Результаты исследований Левлера заставляют по-иному взглянуть на расчет метантенков. При определении расчетных параметров необходимо исходить из того, что метантенки должны обеспечивать не

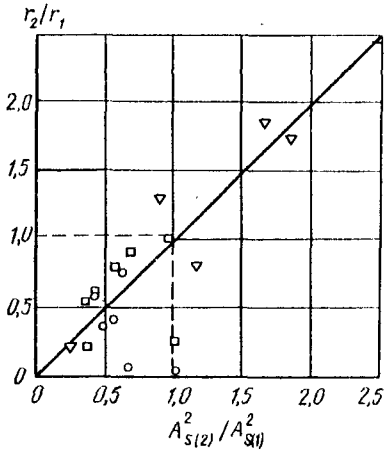
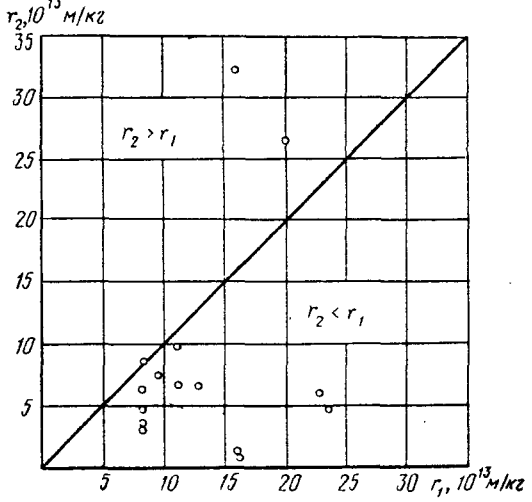


Рис. 39. Зависимость соотношения удельных сопротивлений сброженного и исходного осадков r_2/r_1 от соотношения удельных площадей поверхности частиц осадков $A^2_{s(2)}/A^2_{s(1)}$

Рис. 40. Удельное сопротивление загружаемого в метантенки (r_1) и сброженного (r_2) осадка при мезофильном сбраживании



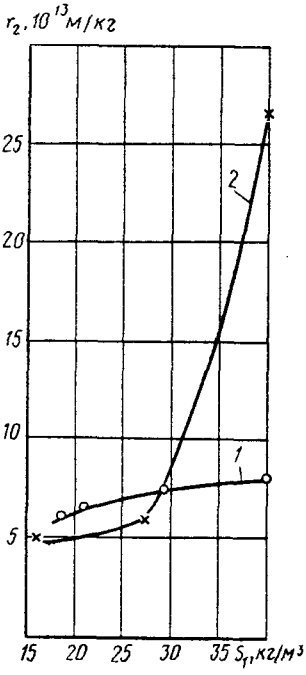


Рис. 41. Зависимость удельного сопротивления сброженного осадка r_2 от концентрации органического вещества S загружаемого в метантенк осадка при мезофильном сбраживании

1 — сырой осадок (СО), $\mathcal{T}$ = 21 сут; *2* — СО + + 20 % АИ, $\mathcal{T}$ = 10 сут

только стабилизацию осадка, но и его хорошие водоотдающие свойства. При этом благоприятные показатели сбраживания могут быть достигнуты в более широком диапазоне параметров, чем хорошие показатели водоотдачи. По-видимому, в этом направлении необходимо провести дополнительные исследования. Но уже сейчас представляется, что постоянно существующее стремление снизить капитальные затраты на строительство метантенков путем увеличения концентрации поступающего осадка или каким-либо другим способом может сопровождаться ухудшением водоотдающих свойств осадков и увеличением капитальных и эксплуатационных затрат на их обезвоживание. Необходимо добиваться максимального снижения содержания избыточного активного ила в его смеси с осадком, поступающей на сбраживание. При большом количестве избыточного ила следует применять другие приемы его стабилизации. Наконец, оценка водоотдающих свойств осадка непременно должна быть включена в технологический контроль работы метантенков.

5.2. САНИТАРНО-ГИГИЕНИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СБРОЖЕННЫХ ОСАДКОВ

Сточные воды, поступающие на городские очистные сооружения, отличаются высокой микробной загрязненностью (10^7–10^8 ед/100 мл). В процессе очистки до 75 % микроорганизмов, в том числе возбудителей заболеваний, переходят в осадок, степень зараженности которого бактериями кишечной группы и другими патогенными организмами весьма высока. Так, по данным, полученным шведскими учеными [54], только содержание сальмонелл в осадках составляет около 10^3 ед/л, а их высеваемость доходит до 87 % проб, в то время как в сточной жидкости – до 36 % проб.

В осадках первичных отстойников концентрируются и яйца гельминтов, содержание которых увеличивается с увеличением степени уплотнения осадков и может достигать 100 шт. на 1 кг.

Значительная часть патогенных микроорганизмов и яиц гельминтов осветленной сточной жидкости сорбируется хлопками активного ила в сооружениях биологической очистки и с избыточным активным илом поступает в сооружения для обработки осадка.

В нашей стране степень обеззараживания осадка оценивают по содержанию яиц гельминтов. Опыт гигиенического нормирования осадков в других странах говорит о необходимости обращать также внимание на патогенные и условно патогенные бактерии, в первую очередь на сальмонеллы, кишечную палочку и энтеробактерии.

Определение этих групп организмов является наиболее достоверным показателем степени эпидемической опасности осадка, хотя в качестве тест-объектов применяются и другие микроорганизмы – псевдомонасы, клостридии и другие, используемые обычно для санитарной оценки поверхностных вод и почв.

Согласно действующим за рубежом документам, определяющим нормативы санитарно-гигиенической безопасности осадков сточных вод, при их использовании в качестве удобрения в них не должны содержаться сальмонеллы и жизнеспособные яйца гельминтов, число

кишечных палочек не должно превышать 10^2–10^4 в 1 кг, а энтерококков – 10^3 в 1 кг.

Довольно широкое и часто неорганизованное применение осадков сточных вод в качестве удобрения потребовало глубокого изучения эффективности различных методов обработки осадков в отношении выживаемости патогенных микроорганизмов при хранении обработанных осадков и внесении их в почву, а также определения методов обработки осадков, которые будут необходимы и достаточны при их использовании в качестве удобрений для различных видов растений. Это изучение ведется на осадках большого числа действующих очистных сооружений и в опытных условиях и направлено на усовершенствование санитарно-гигиенических нормативов при различных методах утилизации и удаления (хранения и захоронения) осадков. Установлено [46, 54], что выживаемость сальмонелл, попавших в почву или на растения из внесенного необеззараженного осадка, очень велика. Так, в пробах почв сальмонеллы обнаруживались даже через 9–11 недель, на растениях – в течение 5 недель, а в кучах сброженных осадков, пролежавших при сухой погоде, – в течение 16 недель. Имеются данные о том, что более года сохранялась выживаемость сальмонелл на траве и стеблях растений и более 47 недель – в почве.

Из опыта Швейцарии, где фермеры довольно охотно используют сброженные осадки в смеси с навозом для удобрения пастбищ, следует, что вероятность заражения крупного рогатого скота, выращенного на этих полях, очень велика.

Яйца аскарид, внесенные в почву вместе с осадком, остаются жизнеспособными в ней и на растениях в течение многих месяцев и даже до двух лет.

Значительную инфекционную опасность представляют вирусы, содержащиеся в сточной жидкости и осадке. Вирусологических исследований осадков проведено пока немного, в связи с чем сейчас исходят из данных, полученных на сточных водах. Согласно этим данным, вирусы разной природы при внесении в почву сохраняют свою выживаемость в течение 10–100 дней. Патогенные микроорганизмы и гельминты, содержащиеся в осадках, применяемых в качестве удобрения, опасны для человека даже в том случае, если не наблюдается изменений в поведении и развитии животных, но при этом может происходить заражение молока и мяса с последующим инфицированием людей и возникновением заболеваний. Таким образом, при использовании осадков в качестве удобрения методы их подготовки должны обеспечить полную санитарно-гигиеническую безопасность всей цепочки трансформации питательных веществ: осадки – почва – растения – животные – человек.

В ФРГ при решении вопросов утилизации осадков с учетом методов их обработки для действующих сооружений или, наоборот, при выборе технологической схемы обработки осадка вновь строящихся очистных сооружений с учетом имеющейся возможности их утилизации в качестве удобрения руководствуются данными табл. 31. Из этой таблицы видно, что только шесть известных методов обработки осадков обеспечивают его безопасность в санитарно-гигиеническом отноше-

Таблица 31. **Указания по применению осадков сточных вод в качестве удобрения с учетом методов их обработки и места внесения (ФРГ [46])**

Осадок	Санитарно-гигиеническая характеристика	I	II	III	IУ	У	УI	УII
		выработанные земли	пашни	пастбища, кормовые луга	виноградники	плодопитомники	саженцы деревьев	сады, огороды
Сырой	Опасен	–	–/–	–/–	–	–	–	–
Из малых очистных сооружений и земляных лагун	"	+	+/–	–/–	–	–	–	–
Мезофильно стабилизированный (анаэробно или аэробно):								
жидкий	"	+	+/–	–/–	–	–	+	–
обезвоженный	"	+	+/–	–/–	–	–	+	–
высушенный естественным путем	"	–	–/–	–/–	+	–	–	–
Химически кондиционированный (без обеззараживания)	"	+	+/–	–/–	+	–	+	–
Химически кондиционированный (с обеззараживанием)	Не опасен	+	+/–	–/–	–	–	+	–
Термически кондиционированный (тепловая обработка)	То же	+	+	+	+	–	+	–
Термически высушенный	"	+	+	+	+	–	+	–
Нагретый влажный (сырой, стабилизированный)	"	–	–	–	–	–	–	–
Компостированный	"	+	+	+	+	–	+	–
Химическим стабилизированный	"	+	+	+	+	–	+	–

[1]Примечание. + – применение допустимо; – – применение запрещено; над чертой – межвегетационный период; под чертой – вегетационный период.

нии: химическое кондиционирование перед механическим обезвоживанием, проводимое в режиме обеззараживания; тепловая обработка; термическая сушка; нагревание влажного осадка; компостирование; химическая стабилизация. При этом каждый из перечисленных методов необходимо строго применять в режиме, обеспечивающем достижение обеззараживающего эффекта, который не должен исчезать при хранении осадка в периоды, когда его нальзя вносить в почву. Например, для достижения надежного эффекта при компостировании необходимо, чтобы стадия повышения температуры до 55 °С продолжалась не менее 10 сут, из которых в течение 48 ч осадок должен проходить "горячую" зону при температуре 65 °С [46].

При химической стабилизации известью необходимо использовать только негашеную известь, введение которой в осадки не только обеспечивает щелочную среду (pH > 10), вследствие чего исчезает запах, а также прекращаются процессы гниения и развития санитарно-показательных организмов (кишечной палочки и энтерококка), но и повышение температуры до 55–70 °С за счет выделения теплоты в результате экзотермической реакции, что приводит к деформации и гибели яиц гельминтов. Время выдерживания должно быть не менее 2 сут при начальном значении pH = 12,5. Вместе с тем при длительном хранении на воздухе стабилизированного известью осадка происходит снижение pH за счет поглощения CO_2 и реактивация гнилостных и санитарно-показательных организмов.

Эффективность обеззараживания осадка путем нагрева определяется температурой и временем ее выдерживания. Полное уничтожение патогенных бактерий и яиц гельминтов может быть достигнуто при следующих условиях:

Температура, °С	*Время*
50	23 ч
55	10 »
60	4 »
65	30 мин
70	25 »
75	20 »
80	5–10 »

Повышение температуры должно компенсироваться уменьшением времени обработки.

По мнению Родигера [50], наилучшим режимом нагрева является температура 70 °С в течение 25 мин. Прогревать жидкий осадок нецелесообразно, так как при этом не достигается стабильный эффект обеззараживания, а при хранении такого осадка без обезвоживания возможно вторичное развитие микроорганизмов. Эффективным может оказаться предварительное размельчение частиц осадка до 5 мм.

Требуемая для инактивации сальмонелл продолжительность прогрева осадка связана со значением pH среды [54]. При pH = 8,7 требуется 48 ч при температуре 40 °С, а при pH = 8,5 – 10 ч при температуре 45 °С. Тифозная сальмонелла (*S. typhimurium*) полностью инактивируется при нагреве до 50 °С в течение 54 ч, если pH = 8,7; при pH = = 6,3 нагрев до 51 °С в течение 116 ч не обеспечил инактивацию. При использовании этого метода требуется тщательный контроль температуры и pH в двух-трех точках реактора.

Как следует из табл. 31, сырой осадок, осадки из малых очистных сооружений и земляных лагун, аэробно- и анаэробно стабилизированные осадки, а также осадки, подвергнутые химическому кондиционированию перед механическим обезвоживанием, опасны в санитарно-гигиеническом отношении. Применение их в качестве удобрения без дополнительного обеззараживания либо вообще запрещено (сырой осадок), либо ограничено.

Из опыта применения метантенков в нашей стране, а также из результатов исследований известно, что методы мезофильной (анаэроб-

ной и аэробной) стабилизации не обеспечивают необходимого снижения патогенных бактерий и яиц гельминтов. Об этом же свидетельствуют и зарубежные данные. Так, исследовния, проведенные в Швеции [54], показали, что сальмонеллы присутствуют в 74 % проб сырого осадка, в 70 % проб избыточного активного ила и в 20 % проб сброженного в мезофильных условиях осадка (число проб каждого осадка равно 190). Таким образом, при мезофильном сбраживании количество сальмонелл снижается на 70 %.

Микробиологическими анализами осадков 25 очистных сооружений Швейцарии установлено, что при мезофильном сбраживании процент высеваемости сальмонелл высок и составляет 88,8 (из 111 проб осадка), в сыром осадке – 42,7 (38 проб).

При мезофильном сбраживании количество патогенных энтеробактерий может даже увеличиваться. По данным Кёзер [25], после 4-недельного сбраживания осадок был заражен сальмонеллами в 2 раза больше, чем сырой (они обнаруживались в 90 % проб сброженного осадка, тогда как в сыром – в 45 % проб).

Термофильное сбраживание дает значительно более высокий санитарно-гигиенический эффект. Об этом свидетельствует практический опыт работы московских станций аэрации и упомянутые выше данные исследовательских работ. В табл. 32 приведены данные по влиянию мезофильного и термофильного анаэробного сбраживания на уменьшение в осадке численности сальмонелл и туберкулезных бактерий.

Таблица 32. **Влияние анаэробного сбраживания осадка на эффективность его обеззараживания [54]**

Осадок	Уменьшение относительно исходного осадка, %	
	сальмонеллы	туберкулезных бактерий
Мезофильно сброженный	50–70	45
Термофильно сброженный	85–95	100
Мезофильно сброженный и подсушенный в течение:		
14 сут	60–80	21
30 "	60–90	51

В работах Мосводоканалниипроекта [24, с. 23–27] было установлено, что высокий эффект обеззараживания может быть достигнут при сбраживании осадка в диапазоне температур 38–42 °С. При этом авторы исходили из того, что температурные режимы сбраживания осадка необходимо выдерживать в границах, с одной стороны превышающих верхнюю пороговую температуру развития яиц гельминтов (36 °С), а с другой – максимально приближенных к ней. Полученные результаты сравнивались с результатами работы контрольного метантенка при температуре 33 °С. Было установлено, что на яйца аскарид в метантенке воздействует не только температурный фактор, но и пребывание в анаэробной среде, в которой к тому же выделяются метан, сероводород и сероуглерод, губительно действующие на яйца

гельминтов. Это подтверждалось тем, что развитие яиц гельминтов в осадках, сброженных при t = 33 °С, происходило в интервале 20–30 сут, а в сырых осадках – 10–14 сут. При температуре 38 °С полная дегельминтизация произошла через 7–10 сут, а при температурах 40–42 °С – через 5–7 сут.

Во всех случаях наибольший процент аскарид погибает за первые 3 сут сбраживания. Далее процесс несколько замедляется. Более эффективным признан режим сбраживания при температуре 42 °С, поскольку при этом уже на пятые сутки сбраживания остаются жизнеспособными 2,2 % аскарид, а при температуре 40 °С – 5,3 %.

Таким образом, при анаэробном метановом сбраживании осадков общая численность патогенных бактерий и гельминтов снижается, однако высокий эффект обеззараживания достигается при температурах, превышающих пороговые концентрации развития микроорганизмов.

Существует тесная взаимосвязь между температурой, pH среды и требуемой продолжительностью нагрева осадка; изменение одного параметра требует изменения другого. Выше было показано, что при снижении продолжительности выдерживания осадка требуется повысить температуру. Несмотря на то, что согласно полученным данным при термофильном сбраживании достигается санитарно-гигиеническая безопасность осадка, в отдельных пробах выгружаемого осадка обнаруживаются патогенные бактерии и жизнеспособные яйца гельминтов. Это связано с обязательными проскоками небольших количеств сырых осадков при эксплуатации одноступенчатых метантенков-смесителей, особенно работающих с непрерывным режимом загрузки или короткими промежутками времени между загрузками и при плохом перемешивании. Имеются данные, показывающие, что при температуре 50 °С и интервале между загрузками 2,6 ч в сброженном осадке обнаруживались сальмонеллы, погибавшие при этой температуре только через 5,5 ч, в течение которых следует исключить попадание в метантенк сырого осадка.

Повышение температуры до 51,2 °С позволило сократить интервал загрузки. Наиболее надежным является режим сбраживания при температуре 60 °С и интервале между загрузками 4 ч с необходимым контролем не менее чем в двух точках реактора при обеспечении хорошего перемешивания осадка в метантенке.

К сказанному необходимо добавить, что часто наблюдаемые перегрузки метантенков, снижение в них расчетного времени пребывания осадка и расчетной температуры способствуют не только ухудшению процесса сбраживания, но и снижению достигаемого эффекта обеззараживания. Поэтому для получения надежного санитарно-гигиенического эффекта работы метантенков в термофильном режиме требуется строгое соблюдение при их эксплуатации расчетных параметров процесса. Перспективными в этом отношении предоставляются двух- и многоступенчатые сооружения, в которых резко сокращается вероятность проскока сырого осадка при его выгрузке.

При использовании мезофильного сбраживания в схему обработки

осадка должны быть включены сооружения для его обеззараживания. С этой целью можно использовать термические, биотермические, химические и физические методы, подробно описанные в работе [25].

6. ОПЫТ ПРИМЕНЕНИЯ МЕТАНТЕНКОВ НА СТАНЦИЯХ АЭРАЦИИ

В нашей стране и за рубежом накоплен большой опыт применения метантенков.

Особый интерес представляет опыт Объединения Курьяновских станций аэрации (ОКСА) и Люберецкой станции аэрации (ЛБСА) Москвы, где построены и длительно эксплуатируются крупные метантенки, работающие в термофильном режиме сбраживания, который применяется преимущественно в СССР.

На ОКСА производительностью 3,3–3,4 млн $м^3$ и на ЛБСА производительностью 2,0 млн $м^3$ сточных вод в сутки образуется соответственно 14–16 и 9–10 тыс. $м^3$ смеси сырого осадка влажностью 93–94 % и уплотненного избыточного ила влажностью 96,9–97,5 %. Осадки стабилизируются в метантенках с получением топлива для производственных котельных [3, с. 4–7]. Проект метантенков для ОКСА включает 24 метантенка, которые составляют 6 групп по 4 метантенка в каждой. Первые три группы метантенков выполнены в виде круглых в плане резервуаров из монолитного железобетона с жестким сферическим куполом и конусным днищем. В центре каждой группы размещается трехэтажная камера управления с загрузочными и выгрузочными бункерами, насосами, трубопроводами и паровыми инжекторами. Боковая поверхность цилиндра в целях утепления почти полностью обсыпана грунтом. Объем метантенка – 5200 $м^3$, диаметр – 24 м, высота – 20 м.

Метантенки Ново-Курьяновской станции аэрации также имеют конусный купол и конусное днище, выполненные из монолитного железобетона; стены цилиндрической части изготовлены из сборных железобетонных панелей с навивкой предварительно напряженной кольцевой арматурой. Вместо земляной обсыпки применена цилиндрическая утепляющая стенка, где роль теплоизолятора выполняет воздушная прослойка между несущей и утепляющей стенами. Рабочий объем метантенка составляет 4600 $м^3$, диаметр – 18 м, высота – 24 м. Метантенки работают при непрерывной загрузке сырого и выгрузке сброженного осадка. Подогрев осадка осуществляется острым паром с помощью инжектора, что обеспечивает и хорошее перемешивание осадка. В условиях расчетных нагрузок на метантенк и при поддержании рабочего уровня осадка в пределах горловины интенсивность газовыделения составляет 25–30 $м^3/(м^2 \cdot ч)$, что способствует перемешиванию бродящего осадка и предотвращает образование корки. Метантенки ЛБСА имеют подобную же конструкцию, но значительно больший объем – 8200 $м^3$; диаметр метантенка – 24 м, высота – 25 м. Статистические данные эксплуатации метантенков ОКСА в термофильном режиме сбраживания в течение 23 лет (с 1962 по 1984 г.) подтвердили правильность метода расчета метантенков по СНиП 2.04.03-85.

Технический предел сбраживания смеси осадка из первичных отстойников и избыточного активного ила в среднем составил 49,8 %. Доза загрузки, по среднегодовым данным, изменялась от 9,6 до 19,7 %. Повышение дозы загрузки до 20 % и более приводило к снижению распада беззольного вещества и надежности работы метантенка (повышалось вспенивание, наблюдались и другие признаки кислого брожения). Суммарный выход биогаза на каждой станции аэрации составлял 46–55 млн $м^3$ в год. За счет их сжигания в производственной котельной образуется тепловая энергия, достаточная не только для обогрева метантенков, но и для отопления производственных помещений. Только в течение 3 зимних месяцев в котельной кроме биогаза сжигается дополнительно мазут или природный газ.

Метантенки Люберецкой станции аэрации (12 метантенков объемом по 8200 $м^3$) были пущены в эксплуатацию весной 1964 г.[1]. Для освоения был принят наиболее устойчивый режим сбраживания – мезофильный. В качестве затравки использовали мезофильно сброженный осадок Люблинской станции азрации Москвы. В течение месяца процесс сбраживания осадка из первичных отстойников проводился при следующих устойчивых показателях: содержание летучих жирных кислот – 3,5–6 мг-экв/л; щелочность – 90–100 мг-экв/л; выход биогаза – 0,5 $м^3$/кг сухого беззольного вещества, т.е. в метантенках достигалась стабилизация осадка.

Для перевода с мезофильного на термофильный режим сбраживания в одном из метантенков в течение 79 ч, используя всю мощность котельной, подняли температуру осадка с 33 до 53 °С. Выделение биогаза началось на 6-е сутки, при этом содержание метана в течение первых 10–15 сут составляло около 32 %, т.е. было почти в 2 раза ниже проектного и лишь на 30-е сутки вошло в норму. После этого нагрузку на метантенк увеличили с 2,85 до 3,70 кг/($м^3$ · сут) по сухому беззольному веществу, а на 45-е сутки с начала подъема температуры – до 5,2 кг/($м^3$ · сут). Выход биогаза при этом составил в среднем 0,45 $м^3$/кг сухого беззольного вещества.

По данным Сибирского управления треста "Росводоканалналадка" [3, с. 15–17], на очистных сооружениях канализации в Новосибирске, Степаногорске и других городах пуск метантенков осуществлялся методом "на воде" сразу в термофильном режиме. Метантенки заполнялись сточной жидкостью, прошедшей механическую очистку, до рабочей отметки. При этом температуру в метантенке подняли до 53 °С, после чего начали ежедневно загружать осадок из первичных отстойников. Перемешивание сбраживаемой массы осуществляли центробежными насосами по 16–18 ч/сут. Продолжительность вывода метантенка на режим методом "на воде" составила 3 мес.

В результате пусконаладочных работ распад сухого беззольного вещества осадка при термофильном сбраживании составил 36–40 % при дозе загрузки 23 %. При наличии на очистной станции действующих метантенков срок вывода процесса на расчетный режим может быть

---

[1] Городское хозяйство Москвы, 1965. – № 2. – С. 23–25.

сокращен более чем в 2 раза за счет использования в качестве затравки сброженного осадка. Например, в Новосибирске после пуска первых двух из четырех метантенков методом "на воде" два оставшихся метантенка ввели в эксплуатацию с добавлением термофильно сброженного осадка из работающих метантенков. Вначале из первичных отстойников подали в метантенки осадок вместе со сточной жидкостью. После того, как уровень жидкости в метантенке поднялся на 2 м выше парового инжектора, загрузку прекратили и подняли температуру в метантенке до 53–55 °С. Затем заполнили метантенки сброженным осадком до расчетной отметки и начали загрузку метантенка осадком из первичных отстойников и избыточным активным илом.

В настоящее время в Новосибирске эксплуатируются 4 метантенка из сборного железобетона с рабочим объемом 4500 м^3, объединенные в группу со зданием управления в центре. Метантенки оборудованы инжекторами, температурными датчиками, пропеллерными мешалками, устройствами по автоматическому снижению давления газа и насосами для промывки трубопроводов. В здании управления для обеспечения безопасных условий работы смонтирован 21 стационарный газоанализатор ВЗГ-ВУА, каждый из которых сигнализирует о наличии взрывоопасной концентрации метана в воздухе.

В Степногорске, Новоалтайске, Бийске и Заринске построены метантенки из монолитного железобетона с рабочим объемом 1000 и 2500 м^3. Они также оборудованы инжекторами, температурными датчиками и дыхательными клапанами. Перемешивание осуществляется насосами 8ф-12, расположенными в отдельно стоящей насосной станции.

На очистных сооружениях г. Куйбышева и г. Горького построены металлические метантенки с рабочим объемом 7500 м^3, оснащенные необходимым оборудованием для обогрева и перемешивания. При устойчивой эксплуатации из метантенков в результате термофильного брожения выделяется биогаз, содержащий 60–65 % CH_4 и 27–30 % CO_2. Однако во всех перечисленных городах, за исключением Новосибирска, в проектах сооружений не было предусмотрено использование биогаза, что не позволяет рассматривать метантенк как экономически выгодное сооружение, которое может обеспечить существенное снижение энергоэатрат на очистных сооружениях.

На коммунальных очистных сооружениях Украины ежегодно образуется свыше 45 млн м^3 осадков, содержащих 60–90 % органических веществ. При условии переработки в метантенках хотя бы половины образующихся осадков в республике ежегодно может быть получено свыше 200 млн м^3 биогаза, что соответствует 140 тыс. т условного топлива. Это могло бы в значительной степени обеспечить покрытие энергетических нужд самих станций. Однако сейчас только 30 % станций УССР имеют метантенки, а утилизация биогаза осуществляется только на двух крупнейших станциях Киева и Харькова путем использования его в качестве топлива в котельных, вырабатывающих пар для подогрева метантенков и для нужд станций. В климатических условиях Украины, характеризующихся мягкой зимой и жарким летом,

сжигание биогаза в котельных не представляется целесообразным, так как бóльшую часть года он не находит применения. Поэтому Укркоммунниипроект разрабатывает способ комплексного использования энергии биогаза для производства электрической и тепловой энергии [3, с. 25–26].

Рассмотрим также опыт применения метантенков в ряде стран Европы, из которых наибольший интерес в этом отношении представляют ФРГ и Великобритания.

Обобщение практики обработки осадка в ФРГ показало[1], что на подавляющем большинстве очистных сооружений производительностью от 40 до 785 тыс. м^3/сут (Гамбург, Мюнхен, Кельн, Штутгарт, Дюссельдорф, Франкфурт и др.) осуществляется анаэробная стабилизация осадка. Это связано не только с возможностью получения большого количества биогаза, энергетический потенциал которого в значительной степени покрывает энергетические нужды очистных сооружений, но и главным образом с тем, что существующее законодательство разрешает использовать в качестве удобрения, а также применять для почвенного удаления и даже сброса в море (Гамбург) только стабилизированные осадки с содержанием сухих веществ не выше 30–40 % в зависимости от типа почвы и других условий. Такие осадки не распространяют запаха и не загрязняют грунтовые воды. В некоторых случаях в связи с дефицитом земельных площадей вблизи крупных городов, а также при большом содержании токсичных веществ, в первую очередь тяжелых металлов, осадки сжигают, однако при этом их часто предварительно сбраживают, чтобы получить энергию в виде биогаза. Аэробную стабилизацию применяют только на очистных сооружениях производительностью до 50 тыс. м^3/сут из-за высоких затрат электроэнергии.

По данным Г.П. Медведева [19], в ФРГ число очистных сооружений с подогреваемыми метантенками в 1951 г. составляло 49, в 1959 г. – 172, а в 1973 г. – 690. Соответственно общее количество выделенного биогаза за 20 лет увеличилось в 13 раз и составило в 1973 г. 224 млн м^3, из которых 40 % использовалось для подогревания осадков в метантенках, около 30 % – для производства электроэнергии, а 3,5 % отводилось в городскую систему газоснабжения. В связи с энергетическим кризисом начала 70-х годов количество используемого газа увеличилось.

Сбраживание преимущественно проводят в двухступенчатых метантенках в мезофильных условиях при температуре 32–34,5 °С. В качестве метантенков I ступени используются реакторы яйцевидной, шарообразной и грушеобразной формы с жестким перекрытием. Метантенки II ступени представляют собой открытые чашевидные железобетонные подогреваемые резервуары. Часто их роль выполняют радиальные или вертикальные уплотнители. Концентрация сухого вещества сброженного осадка достигает в них 4–10 %. Продолжительность сбраживания в метантенках I ступени составляет 15–20 сут, нагрузка органическим веществам – 2,5–4,0 кг/(м^3 · сут). Выход газа в

[1] GWF–Wasser–Abwasser, 1988, Bd. 129, N4, S. 282–289.

среднем по стране составляет 24 л на условного жителя, или 0,7–1 $м^3$ на 1 $м^3$ объема метантенка в сутки.

На станции аэрации Кёльбранхёфт-Север построена группа из 5 метантенков яйцевидной формы. Четыре метантенка работают в качестве 1 ступени мезофильного сбраживания, один – в качестве II ступени, сброженный осадок уплотняется в нем до влажности 93–94 %. Иловая вода направляется в первичные отстойники, а осадок – в накопители, откуда перекачивается на специальные суда для вывоза в море. Продолжительность обработки осадка в метантенках II ступени, как правило, в 2–4 раза меньше, чем в сооружениях 1 ступени. Например, на станции Дюссельдорф-Юг продолжительность сбраживания в метантенке 1 ступени составляет 25 сут при нагрузке 1,1 кг/($м^3$ · сут) по сухому беззольному веществу, а в метантенке II ступени – 12 сут. Выход биогаза составляет в среднем 0,4–0,5 $м^3$/кг сухого беззольного вещества осадка. Биогаз широко используется для производства электрической и тепловой энергии.

Для обеспечения бесперебойной эксплуатации метантенков осуществляют технологический контроль за их работой. Как правило, контролируются следующие параметры:

расход осадка, а также его влажность и зольность до и после метантенка;

расход, температура, давление биогаза и содержание в нем CH_4 или CO_2;

температура осадка в метантенке, а также до и после теплообменников.

На очистной станции г. Бремен производительностью 140 тыс. $м^3$/сут, работающей по традиционной схеме двухступенчатой биологической очистки, первичный осадок, прошедший гравитационный уплотнитель, и избыточный активный ил после флотационного уплотнения общим объемом 1500 $м^3$/сут подогреваются до температуры 35 °С и направляются в метантенк[1]. На станции имеется пять метантенков объемом 34 тыс. $м^3$, из них четыре железобетонных и один стальной.

Стальной корпус имеет разную толщину стенок: в средней части – 30 мм, в верхней и нижней – 15 мм. На внутреннюю поверхность железобетонных метантенков нанесено антикоррозионное покрытие. Перемешивание осадка в метантенках производится механическими мешалками и биогазом. Сбраживание продолжается в течение 22 сут, выход биогаза равен 22 тыс. $м^3$/сут (14,7 $м^3/м^3$ осадка). Сброженный осадок с концентрацией 2–3 % по сухому веществу через уплотнитель подается на обезвоживание в центрифуги. Далее часть его (2/3) вывозится для использования в сельском хозяйстве, а остальная часть (1/3) направляется в шламохранилище. Биогаз, образующийся при сбраживании осадка в метантенках, содержит около 35 % углекислоты и 65% метана и имеет теплоту сгорания 23 МДж/$м^3$ ± 10 %. Он направляется в семь расположенных на станции газгольдеров, особенность конструкции которых заключается в стационарности положения перекрытия,

[1] Водоснабжение и санитарная техника, 1987, №5, 29–31.

что компенсируется подвижной диафрагмой, располагаемой внутри газгольдера. По мнению западногерманских специалистов, такие конструкции более надежны в эксплуатации.

Биогаз из газгольдеров через установку для удаления серы, представляющую собой фильтр со специальной зернистой загрузкой (диаметр зерен 10 мм), подается в машинное отделение. Из семи работающих двигателей (фирма "Дизель") три машины вырабатывают электроэнергию (мощность 4,2 МВт), а четыре присоединены к воздуходувкам. Рекуперация энергии направлена на нагрев воды, используемой для отопления зданий и метантенков. Таким образом, за счет использования газа покрывается 90 % энергии, требуемой для станции. Оставшиеся 10 % покрываются за счет дизельного топлива, поэтому часть двигателей на станции работает на смеси газа и дизельного топлива. Используемые двигатели имеют к.п.д. 40 % и обслуживают электросеть с напряжением 10 тыс. В. Кроме того, на станции есть аварийная сеть. В случае нехватки тепловой энергии запускаются в работу три котла, потребляющие по 70 кВт. На станции смонтирована "свеча" для сжигания газа в случае выхода двигателей из строя.

В Великобритании ежегодно образуется 33 млн $м^3$ осадка (примерно 1 млн т по сухому веществу [33]). Это столько же, сколько во Франции и Италии, и составляет половину количества осадка, образующегося в ФРГ. Примерно 42 % осадка используется в сельском хозяйстве, 30 % вывозится в море, 2 % сжигается (зола используется для наполнения почв), 4 % применяется для рекультивации почв и 12 % хранится на иловых площадках очистных сооружений, откуда вывозится в качестве парковой земли. Более 50 % осадка перед почвенной утилизацией или вывозом в море подвергается анаэробной стабилизации (табл. 33). Стоимость обработки и удаления осадка составляет 1/2 общей стоимости очистных сооружений. Из них 174 млн долларов расходуется на обработку осадка и 116 млн долларов – на его удаление.

В Великобритании используется традиционная технология сбраживания с длительным (25–30 сут) временем пребывания осадка в мезофильных одноступенчатых и двухступенчатых метантенках. На новых очистных сооружениях схема обработки осадка включает следующие стадии: непрерывное уплотнение, пастеризацию, охлаждение, анаэробное сбраживание, обезвоживание, удаление в море или почвенное использование. При почвенном удалении осадка не требуется проводить его полное обеззараживание, поскольку считается, что существует множество естественных барьеров, препятствующих вспышке заболеваний.

На станциях аэрации многих городов Франции (Париж, Бордо, Орлеан, Блуа, Валентон, Тур и др.) применено анаэробное сбраживание, осуществляемое в мезофильном режиме (33–35 °С) при низких дозах загрузки (4–5 %). На станциях Ашер (Париж), а также в городах Бордо, Орлеан, Тур используются двухступенчатые метантенки. Для повышения надежности процесса на II ступени сбраживания применяют обогрев и перемешивание. Доза загрузки I ступени составляет 5–7 %, II ступени – 8–10 %. Использование низких доз загрузки и наличие второй ступени хотя и требуют увеличения капитальных затрат, зато

Таблица 33. **Виды использования осадков и методы их обработки в Великобритании [33]**

Вид использования	Количество сухого вещества	Количество осадка, %				Концентрация сухого вещества после обезвоживания, %	Стоимость обработки и удаления, долл/т сухого вещества
		анаэробно-стабилизированного	без стабилизации	жидкого	обезвоженного		
Сельское хозяйство	425,3	53	47	58	42	20–50	50–100
Наполнители земли	91,6	53	47	13	87	25–30	65–90
Рекультивация почв	39,5	13	87	10	90	20–50	50–120
Вывоз в море	306,3	47	53	100	0	–	80–120
Сжигание	34,6	69	31	0	100	22–30	80–130
Прочие	119,9	–	–	–	–	–	–
Всего	1017,2						

приводят к глубокому распаду беззольного вещества (50 %) и высокому удельному выходу биогаза (1,1–1,3 кг на 1 кг распавшегося беззольного вещества). Перемешивание осадка в метантенках производится механическими мешалками или биогазом, при этом преимущество отдается последнему способу.

Сброженные осадки обезвоживаются на иловых площадках или в механических аппаратах, преимущественно фильтр-прессах и ленточных фильтрах с предварительным химическим или тепловым кондиционированием. На станции Ашер используется тепловое кондиционирование (t = 200 °С при давлении 1,5–1,8 МПа в течение 30–40 мин) с последующим обезвоживанием на фильтр-прессах. В г. Туре используются химическое кондиционирование (коагулянты и флокулянты) и обезвоживание на ленточных фильтр-прессах. Практически на всех станциях обезвоженные осадки используют в качестве удобрений в сельском хозяйстве. Как правило, фермеры вывозят осадок собственным транспортом бесплатно. В г. Туре на сброженный обезвоженный осадок установлена цена 5 франков за 1 т.

Биогаз содержит 60–65 % метана, 30–35 % диоксида углерода, 0,3–0,4 % H_2S и 3–5 % воды. В основном биогаз используется для подогрева осадка в теплообменниках перед подачей в метантенки. Летний избыток биогаза сжигается "на свече". По мнению ряда французских специалистов, другие способы утилизации (превращение в электроэнергию, получение баллонного газа и др.) убыточны. Интенсификация процесса сбраживания осуществляется в основном путем предварительного уплотнения осадка (Ашер, Валентон, Тур). Наиболее перспективной является технологическая схема, предусматривающая раздельное уплотнение активного ила во флотаторах и сырого осадка в уплотнителях с медленным перемешиванием.

Фирмой "Валорга" разработана технология совместного сбраживания уплотненного осадка городских сточных вод и твердых бытовых отходов, которая позволяет получить высококачественное удобрение

и избыток биогаза в количестве 90 % (10 % биогаза расходуется на собственные нужды процесса – подогрев и перемешивание бродящей массы в метантенке). Очищенный биогаз можно использовать как для получения баллонного газа или электроэнергии, так и для впрыскивания в магистральный коллектор природного газа, направляемого для нужд отопления в город.

В Финляндии[1] имеется более 560 очистных станций, большей частью малой производительности. Тринадцать самых крупных очистных сооружений в городах Хельсинки, Эспо, Тампере, Лахти и других снабжены метантенками, на которых сбраживается 27 % осадка, образующегося в стране. Все метантенки работают в мезофильном режиме (30–35 °С). Используются одно- и двухступенчатые процессы сбраживания в течение 15 сут (на новых сооружениях) и 25–45 сут (на старых сооружениях), при этом степень сбраживания достигает 35–40 %. В метантенках в основном применяется механическое перемешивание, лишь в одном случае – перемешивание газом. Преобладает нагрев осадка путем его циркуляции через теплообменники. Финляндия имеет наибольший опыт сбраживания осадков городских сточных вод, очистка которых осуществляется с применением реагентов. На подавляющем большинстве очистных сооружений этой страны используются комбинированные химико-биологические и биолого-химические методы очистки, основанные на добавлении сульфата железа на различных стадиях очистки. Двухвалентное железо, окисляясь в аэрируемых песколовках или аэротенках, переходит в трехвалентное и, взаимодействуя с соединениями фосфора, способствует их осаждению из сточной жидкости. Основная часть (98 %) сточной жидкости очищается биологическим методом с использованием реагентов и только 2 % – одним биологическим методом. Добавление солей железа в очищаемую сточную жидкость приводит к некоторому повышению содержания в осадках неорганического вещества и снижению степени распада сухого вещества до 35–40 %.

Результаты специальных исследований на опытных установках показали, что процесс метанового сбраживания существенно ускоряется при содержании в избыточном активном иле закисного железа. Количество газа, образующегося в начальный период сбраживания, утраивалось, а к концу процесса возрастало почти экспоненциально, и в конце эксперимента в 8 раз превышало выход газа в контрольном метантенке. Изменялся и состав газа. Если в газе контрольного метантенка содержание метана составляло 49–52 %, а CO_2 – 37–45 %, то при добавлении сульфата железа – соответственно 60–68 % и 29–32 %. Сделано предположение, что при добавлении соединений железа растворимые сульфиды переходят в нерастворимый сульфид двухвалентного железа и тем самым предотвращается наблюдаемое в контрольном метантенке отрицательное действие растворенных сульфидов на клетки.

Почти на всех очистных сооружениях перед сбраживанием осущест-

---

[1] *Советско-финский симпозиум "Биогаз-85". Проблемы и решения. – М. – Хельсинки, 1985. – С. 23.*

вляется уплотнение осадка. В механически обезвоживаемом сброженном осадке с уплотнением перед метантенками концентрация сухого вещества составляла 20–24 %, а без уплотнения – 18–22 %. Для механического обезвоживания сброженных осадков используются центрифуги (на 10 сооружениях) и ленточные фильтр-прессы, при этом получаются осадки примерно одинаковой концентрации. Расход флокулянтов составлял 2–5 кг на 1 т сухого вещества осадка. По мнению финских специалистов, сброженный и обезвоженный осадок пригоден для утилизации и широко используется в сельском хозяйстве (табл. 34).

Таблица 34. **Способы утилизации и размещения осадка в Финляндии**

Размещение осадка	Сброженный осадок, %	Общее количество осадка в стране, %
Сельское хозяйство	67	35
Газоны	22	12
Отвал	2	30
Временное хранилище	9	23
Итого	100	100

В Хельсинки имеются девять станций для очистки сточных вод. На шести из них используются метантенки с утилизацией выделяющегося биогаза. Две наиболее крупные станции – Кюлясаари и Виики – имеют производительность соответственно 100 и 80 тыс. $м^3$/сут. Биологическая очистка сточных вод осуществляется с добавлением сульфата железа. Системы подготовки осадков к сбраживанию, конструкции и условия эксплуатации метантенков и газового хозяйства на каждой станции несколько различны.

На станции Кюлясаари производится раздельное гравитационное уплотнение осадка первичных отстойников и избыточного активного ила. Однако такое решение не может обеспечить повышение концентрации загружаемой в метантенки смеси более чем до 3,5–4,0 %. Совместное уплотнение осадка и активного ила на станции Виики повышает концентрацию загружаемой в метантенки смеси до 5,7–6,0 %. На Кюлясаари применяется двухступенчатая схема работы метантенков, а на Виики – одноступенчатая. Продолжительность сбраживания составляет соответственно 25–27 и 35–40 сут, что значительно выше, чем в СССР. Необходимость увеличения продолжительности сбраживания финские специалисты связывают с получением максимального количества биогаза и улучшением водоотдающих свойств сброженных осадков. Подогрев осадка на обеих станциях осуществляется в выносных теплообменниках. Для перемешивания используются механические способы, а также их сочетание с рециркуляцией биогаза. На Кюлясаари выход газа составляет примерно 13 $м^3/м^3$ осадка, а на Виики – 16,3 $м^3/м^3$, что связано с более высокой концентрацией загружаемого осадка. Кондиционированные с помощью флокулянтов сброженные осадки на обеих станциях обезвоживаются с применением центрифуг фирмы "Гумбольдт" производительностью 35–40 $м^3$/ч. Анаэробное сбраживание считается рентабельным на

сооружениях производительностью не менее 10 тыс. $м^3$/сут по сточной жидкости. Однако в связи с перспективой значительной экономии затрачиваемой электрической энергии и топлива при использовании биогаза ставится задача расширения применения метантенков, в том числе на малых очистных сооружениях. Анаэробное сбраживание при этом рассматривается как альтернатива применяемой в настоящее время аэробной стабилизации. В Финляндии проводится большая работа по созданию новых технологий сбраживания, конструкций реакторов и систем утилизации биогаза, облегчающих эксплуатацию метантенков в условиях сооружений малой производительности. Перспективным считается использование комплексных процессов в специальных комбинированных реакторах, где осуществляются сбраживание, уплотнение сброженных осадков и отделение иловой воды.

Остановимся также на опыте применения анаэробного сбраживания в Венгрии на примере небольшой станции аэрации производительностью 18 тыс. $м^3$/сут сточных вод в г. Секешфехерваре. На станции применена биологическая очистка городских сточных вод, содержащих 31 % промышленных стоков. Образовавшийся избыточный ил поступает в первичные отстойники. Далее образующаяся смесь уплотняется в гравитационном уплотнителе до содержания сухого вещества 24–29 $г/м^3$. Зольность смеси составляет 30–40 %. Уплотненная смесь сбраживается в двухступенчатых метантенках. Метантенк I ступени представляет собой железобетонный резервуар вместимостью 2500 $м^3$. Обогрев осадка производится во встроенном теплообменнике, перемешивание осуществляется биогазом. Метантенк II ступени представляет собой открытую емкость типа отстойника без перемешивания и подогрева, но с трубопроводами для отведения иловой воды. Расчетная температура брожения – 32–36 °С, время пребывания осадка – 24,5 и 73,5 сут соответственно в метантенках I и II ступени. Обезвоживание сброженного осадка проводится на иловых площадках или в центрифугах. Часть полученного биогаза через газгольдер подается на сжигание в газовые котлы с получением тепловой энергии (в виде пара), которая идет на обогрев метантенков I ступени и других помещений станции. Другая часть газа после компрессии поступает через эрлифты в метантенк и служит для перемешивания. Количество образующегося биогаза составляет 0,4–0,5 $м^3$/кг органического вещества загружаемого осадка при высоком содержании метана (около 70 %), степень распада по беззольному веществу равна примерно 30 %. При эксплуатации сооружений возникают трудности, связанные с сильными сезонными колебаниями содержания органического вещества осадка, что приводит к неравномерным нагрузкам на метантенк и колебаниям выхода газа. Поэтому сейчас разрабатываются новые надежные технологические решения процесса брожения, главным образом с использованием фазовой сепарации, ослабляющей влияние неравномерности поступления осадка. Для ликвидации дисбаланса между производством и потреблением биогаза создается система превращения биогаза в электрическую энергию, которая будет использоваться при эксплуата-

ции соответствующего оборудования очистных сооружений (насосов, воздуходувок и т.п.).

В Испании[1] эксплуатируются очистные сооружения в 51 городе производительностью от 2,5 до 400 тыс. м^3/сут (табл. 35 и 36). На 49 сооружениях используется стабилизация осадка с последующим механическим обезвоживанием. Только на двух сооружениях осадок не стабилизируют, а сжигают после механического обезвоживания (в Сантьяго и Бильбао). Анаэробный метод стабилизации применяют на 31 сооружении, причем в основном на сооружениях производительностью более 20 тыс. м^3/сут, и лишь в шести случаях – при меньшей производительности. Аэробную стабилизацию применяют в основном на сооружениях производительностью 2500–10 000 м^3/сут, в трех случаях – при производительности до 20 000 м^3/сут. На 11 очистных сооружениях преимущественно малой производительности используется метод естественной сушки на иловых площадках. Из аппаратов механического обезвоживания преобладают ленточные фильтр-прессы (на 28 сооружениях из 40), затем идут центрифуги (на 7 сооружениях). Вакуум-фильтрация применяется только в одном случае – на сооружениях в г. Овьедо.

Преобладание ленточных фильтр-прессов свидетельствует о том, что очистные сооружения были построены совсем недавно. Из трех сооружений с фильтр-прессами в двух случаях после обезвоживания производят сжигание осадка. Осадок утилизируется в сельском хозяйстве. В основном это осадок сооружений небольшой производительности, лишь 9 из этих сооружений имели производительность 20 тыс. м^3/сут. Осадки сооружений производительностью менее 2,5 тыс. м^3 вывозятся на сельскохозяйственные поля иногда без всякой обработки.

В Мадриде имеется семь очистных сооружений производительностью от 30 до 525 тыс. м^3/сут по сточной жидкости. Технологические схемы обработки сточной жидкости и осадка аналогичны на всех станциях. В частности, осадок вместе с избыточным активным илом уплотняются, первый гравитационным, второй флотационным методом, далее уплотненная смесь сбраживается в двухступенчатых метантенках и обезвоживается на ленточных фильтр-прессах, а в двух случаях – на центрифугах. Осадки 5 станций используются в сельском хозяйстве, так как они удовлетворяют международным нормам по содержанию тяжелых металлов. С двух станций осадок вывозится на свалку до окончательной оценки возможности его утилизации. Утилизация осадков в сельском хозяйстве организована так, что осадок со станций вывозится на специально отведенную территорию и компостируется, а компосты используются исключительно в садоводстве. Вывоз осадка, его компостирование и реализацию осуществляют две специализированные организации, работающие по договору с муниципалитетом. Проводится оценка возможности использования осадков в земледелии.

---

[1] Techniques Sciences Methodes, 1986, N2, p. 619–622.

Таблица 35. **Статистические данные по методам обработки и утилизации осадка на очистных станциях Испании**

Производительность сооружений, м³/сут	Общее число станций	Стабилизация			Обезвоживание				Утилизация и удаление		
		анаэробная	аэробная	центрифуги	ленточные фильтр-прессы	пресс-фильтры	вакуум-фильтры	сушка на иловых площадках	в сельском хозяйстве	сжигание	свалка
2500—10 000	17	2	15	1	7	—	—	9	9	—	5
10 000—20 000	8	4	3	2	4	1	—	1	4	1	2
20 000—100 000	16	16	—	3	11	—	1	1	4	—	9
100 000—400 000	10	9	—	2	6	2	—	—	5	1	2

Таблица 36. **Данные по обработке и утилизации осадка на очистных сооружениях Мадрида**

Производительность, тыс.м³/сут	Способ уплотнения (сгущения)		Сбраживание				Обезвоживание			Утилизация	
	первичный осадок	избыточно-активный ил	число метантеиков		объем, тыс. м³		тип аппарата (число)	производительность, т/ч	достигаемая влажность, %	количество вывозимого осадка, т/сут	место утилизации
			I ступени	II ступени	I ступени	II ступени					
180	—	Флотация	2	1	25,4	12,7	Ленточные фильтр-прессы (3)	3,3	75	100	Сельское хозяйство
285	Гравитация	»	5	4	32,0	24,0	То же (5)	5,5	75	120	То же
275	»	»	6	4	45,0	22,5	Центрифуги (3)	8,4	76	160	Свалка
525	»	»	6	3	55,2	19,98	Ленточные фильтр-прессы (2)	7,07	75	10	Сельское хозяйство
35	Гравитация	Ленточные фильтр-прессы (2)	2	1	4,4	22,0	То же (6)	1,34	75	200	Свалка
35	»	Фильтрование	2	—	4,36	—	То же (2)	0,82	74	10	Сельское хозяйство
100	»	»	2	1	9,65	5,38	Центрифуги (4)	2,1	79	50	То же

Типичная схема обработки осадков в европейских странах включает:

предварительное совместное или раздельное уплотнение осадков первичных отстойников и избыточного активного ила гравитационным, флотационным или центробежным методами;

анаэробное мезофильное сбраживание в одно-, а чаще в двухступенчатых метантенках с последующим обеззараживанием пастеризацией или аэробным компостированием (для станций небольшой производительности);

обезвоживание осадков на центрифугах, ленточных фильтр-прессах и пресс-фильтрах с предварительным термическим, химическим или смешанным кондиционированием;

утилизация осадка в сельском хозяйстве, почвенное удаление и хранение, вывоз в море, сжигание осадка.

Несмотря на общие тенденции развития технологических схем сбраживания осадков в разных странах отдают предпочтение тем или иным методам и сооружениям. Так, в ФРГ для предварительного уплотнения главным образом применяются гравитационное уплотнение и центрифугирование и почти не используются флотация и сепарация, а в Испании широко распространен флотационный метод сгущения активного ила и мало применяется центрифугирование, а осадок уплотняется гравитационным способом. Практически во всех странах для обезвоживания осадка перестали использовать вакуум-фильтры из-за высоких энергозатрат, которые в 3–6 раз выше, чем при центрифугировании или пресс-фильтровании (соответственно 6; 1 и 1–2 кВт · ч/м^3). В ФРГ предпочитают применять центрифуги, а в Испании – ленточные фильтр-прессы, хотя используют и центрифуги. Иловые площадки применяют мало, главным образом на сооружениях небольшой производительности. Почти нигде не используют сушку осадков; ей предпочитают сжигание, часто совместно с твердыми бытовыми отходами и отбросами с решеток, что по ряду показателей более выгодно (в этом случае процесс сушки осуществляется перед сжиганием, либо непосредственно в печах, либо в сушилках перед печами).

За рубежом практически не применяют термофильное сбраживание осадков в метантенках из-за заметного ухудшения обезвоживаемости сброженных осадков. В СССР этот метод, напротив, получил широкое распространение, так как в отличие от мезофильного сбраживания он обеспечивает санитарное обеззараживание осадков и снижение объемов метантенков, а ухудшение водоотдачи компенсируется введением промывки сброженного осадка, что, однако, усложняет технологию обработки осадков и увеличивает нагрузку на сооружения для очистки воды по биогенным веществам.

Режим сбраживания следует выбирать с учетом общей схемы обработки и удаления осадков, конъюнктуры цен на энергоресурсы, материалы и оборудование и других местных условий.

Список литературы

1. **Агранович Р.Я.** Технология обработки осадков сточных вод с применением центрифуг и ленточных фильтр-прессов. – М.: Стройиздат, 1985. – 144 с.

2. **Анаэробная** биологическая обработка сточных вод // Тезисы докладов участников республиканской научно-технической конференции 15–17 ноября 1988 г. – Кишиев, АН МССР, 1988.

3. **Анаэробное** сбраживание осадков городских сточных вод и утилизация образующегося биогаза // Тезисы докладов Всесоюзного научно-технического семинара (Москва, 14–16 октября 1986 г.)/ ЦП НТО КХиБО. – М.: 1986.

4. **Безенов В.В., Гюнтер Л.И.** Перспективы применения ступенчатого сбраживания канализационных осадков // Городская канализация (Сб. научн. тр. / ОНТИ АКХ им. К.Д. Памфилова). – М. – Л., 1961. – Вып. У1. – С. 116–133.

5. **Безенов В.В., Гюнтер Л.И., Зезюлин Д.М.** К методике расчета одноступенчатых метантенков с термофильным и мезофильным сбраживанием. – Там же. – С. 134–157.

6. **Варосян С.О., Панцхава Е.С., Тапалцян С.Х. и др.** Конверсия концентрированных осадков городских сточных вод в биогаз // Биотехнология. – 1988. – Т. 4, №2, – С. 262–266.

7. **Гольдфарб Л.Л., Туровский И.С., Беляева С.Д.** Опыт утилизации осадков городских сточных вод в качестве удобрения. – М.: Стройиздат, 1983. – 60 с.

8. **Гюнтер Л.И.** Роль углеводов, жиров и белков в газообразовании при сбраживании канализационных осадков в метантенках // Городская канализация (Сб. научн. тр. / ОНТИ АКХ им. К.Д. Памфилова). – М. – Л., 1961. – Вып. У1. – С. 158–170.

9. **Гюнтер Л.И., Агранович Р.Я., Гольдфарб Л.Л. и др.** Сбраживание осадков городских сточных вод в метантенках (Обзорная информация). – М.: ЦБНТИ МЖКХ РСФСР, 1986. – Вып. 1 (63).

10. **Гюнтер Л.И. , Луценко Г.Н.** Сбраживание осадков городских сточных вод в метантенках // Городская канализация (Сб. научн. тр. / ОНТИ АКХ им. К.Д. Памфилова). – М., 1970. – Вып. 77. – №6.

11. **"Дегремон".** Технические записки по проблемам воды. Пер. с англ. – М.: Стройиздат, 1983. – Т. 1. – С. 441–453.

12. **Дубровский В.С., Виестур У.Э.** Метановое сбраживание сельскохозяйственных отходов. – Рига: Зинатне, 1988.

13. **Евилевич А.З., Евилевич М.А.** Утилизация осадков сточных вод. – Л.: Стройиздат, 1988. – 248 с.

14. **Заварзин Г.А.** Трофические связи в метаногенном сообществе // Известия АН СССР. Серия биологическая, 1986. – №2. – С. 165–173.

15. **Заварзин Г.А.** Перспективы использования в промышленности анаэробных микроорганизмов // Биотехнология. – 1985. – №2. – С. 15–21.

16. **Корольков К.Н.** Распад осадка сточной жидкости в анаэробных условиях // Тр. совещания по очистке сточных вод. – М.: МКХ, 1926.

17. **Луценко Г.Н., Кольцова З.М., Блинова Г.А.** Интенсификация процесса анаэробного сбраживания осадков городских сточных вод / Проблемы больших городов. (Обзорная информация). – М.: МГЦНТИ, 1988. – Вып. 20. – 20 с.

18. **Математические** модели контроля загрязнения воды // Под ред. А. Джеймса. Перевод с англ. – М.: Мир, 1981.

19. **Медведев Г.П.** Канализация городов ФРГ. – Л.: Стройиздат, 1982. – 168 с.

20. **Овсянникова К.А.** Термофильное брожение осадка сточных вод. – М.: ОНТИ МКХ, 1938.

21. **Положение** (регламент) об осадках городских сточных вод, применяемых в качестве удобрения / ОНТИ АКХ им. К.Д. Памфилова. – М., 1986.

22. **Правила** приема производственных сточных вод в системы канализации населенных пунктов / ОНТИ АКХ им. К.Д. Памфилова. – М., 1989.

23. **Рекомендации** по расчету среднегодовых нормируемых показателей расхода энергетических ресурсов в системах водоснабжения и водоотведения / ОНТИ АКХ им. К.Д. Памфилова. – М., 1984.

24. **Технология** обработки осадков городских сточных вод // Сб. научн. тр. – М.: водоканалниипроект, 1985.

25. **Туровский И.С.** Обработка осадков сточных вод. – 3-е изд., перераб. и доп. – М.: Стройиздат, 1988. – 256 с.

26. **Яковлев С.В., Карюхина Т.А.** Биохимические процессы в очистке сточных вод. – М.: Стройиздат, 1980.

27. **Яковлев С.В., Карюхина Т.А., Гвоздев Н.В.** Принцип расчета метантенков с фазовой сепарацией // Химия и технология воды. – 1983. – Т. 5. – № 3 – С 200

28. **Barker H.A.** Biological formation of mathane Bacterial fermentation. – New York, 1956.

29. **Bryant M.P.** et al. Nutritional Requirements of Methanogenic Bacteria. Anaerobic Biological Treatment Process, Advances in Chemistry Series 105, American Chemical Society, 1971.

30. **Buswell A.M., Mueller M.F.** Mechanisms of Methane Fermentation. / Industrial and Engineering Chemistry, 1952, v. 44.

31. **Chen J.R., Hashimoto A.G.** Kinetics of Mathane Fermentation. // Biotechnology and Bioengineering Symp., 1978, N8.

32. **Chen J.R., Varal V.H., Hashimoto A.G.** Methane Production from Agricultural Residues. A Short Review. Symposium on Chemical from Cellulosic Materials. 179 National Meeting of the American chemical Society. – Houston, Texas, March, 1980.

33. **Davis J.** Sludge Disposal Thinking Similar in U.K., U.S. // Warter Engineer. and Management, 1986, 12, P. 25–28.

34. **Dichtl N.** Zweistufige Verfahren der Schlammstabilisierung. // Korrespondenz Abwasser, 1986, N11, S. 1055–1056.

36. **Chosh S.** Improved Sludge Gasification By Two-Phase Anaerobic Digestion. // Environ. Eng., 1987, N6, P. 1265–1284.

37. **Ghosh S.** Two-stage uplow anaerobik digestion of concentraitid sludge // Biotechnology and Bioengineering Symposium, 1983, N13, P. 351–370.

38. **Imhoff K., Imhoff K.R.** Tashenbuch der Stadtentwasserung. – München–Wien, R.O. Oldenburg Verlag, 1976, S. 170.

39. **Jakob J.** Zweistufige aerob-thermophile / anaerobe Verfahrenschnik zur Stabilisierung und Entseuchung von Klärschlamm. // Korrespondenz Abwasser, 1987, N4, S. 331–338.

40. **Kugelman I.J., Chin K.K.** Toxicity, Synergism and Antagonism in Anaerobic Waste Treatment Trocesses. Anaerobic Treatment Process, Advances in Chemistry Series 105, Amefican Chemical Society, 1971.

41. **Lawler D.F., Chung V.J.** Anaerobic digestion Effects on particle size and dewaterability. // W.P.C.F., 1986, N12, P. 1107.

42. Lehr- und Handbuch der Abwasser-Technik, Band 111. Zweite Auflage. Verlag von Wilhelm Ernst und Sohn, Berlin–München–Düsseldorf, 1978.

43. **Matsumoto J., Noike T.** Effect of Heavy Metals on Anaerodic Sludge Digestion. The Technology Reports of the Tohoku University, 1978, v. 43, N1, p. 173–189, N2, P. 371–390, 1979, v. 44, N1, p. 85–98, 1980, v. 45, p. 57–69.

44. **McCarty P.L.** Anaerobic Waste Treatment Fundamentals. // Public Works, 1964, N9–12.

45. **McCarty P.L.** Stoichiometry of biological reactions. Progress in Water Technology, 1975, N1.

46. **Möller U.** Entseuchung von Klärschlamm. Eine Standartbestimmung 1987. // Korrespondenz Abwasser. 1988. N1. S. 24–30

47. **Mosey F.E.** Biomethanation Process. Ecological Aspecfs of Used Water Treatment, p. 219–260. Academie Press, London.

48. **Parkin G.F.** Fundamentals of Anaerobic Digestion of Waste-Water Sludges. // Environ. Eng., 1986, N5, p. 867–920.

49. **Pöpel F.** Sludge Digestion and Disposal. Stuttgart, 1967, 239 p.

50. **Roediger H.** Die anaerobe alkalische Schlammfaulung. – München, R. Oldenburg–Verlag, 1960.

51. **Rudolf W., Henkelekian H.** Relation between Drainability of Sludge and Dergee of Digestion // Sew. Works, 1934, N6, p. 1073.

52. **Siekmann K.** Leistungsfähigkeit,der zweistufigen Klärschlammstabilisierung nach dem System der Sauerstoffbegasung mit anschliessender Faulung im Vergleich zur einstufigen Faulung. // Wiss. und Umwelt, 1987. N1. S. 33–38.

53. **Sixt H.** Aerob-thermophile Entseuchung von Klärschlamm und Konditionierung // GIT, 1986, N5, S. 27–28, 30–31, 33.

54. **Strauch D.** Mikrobiologische Untersuchungen zur Hygieni – sierung von Klärschlamm. // GWF–Wasser–Abwasser, 1980, N3, S. 115–120.

55. **Wechs F.** Untersuchungen zur Optimisierung der zweistufigen anaeroben Klärschlammstabilisierung. // GWF–Wasser–Abwasser, 1986, N3, S. 109–117.