

С.Б. Жапарова^{1*}, З.Е. Баязитова¹, А.С. Курманбаева¹,
А.А. Какабаев¹, Ж.Б. Бекпергенова²

¹Кокшетауский университет имени Ш.Ш. Уалиханова, Кокшетау, Казахстан;

²Казахский агротехнический университет имени С. Сейфуллина, Нур-Султан, Казахстан

*Автор для корреспонденции: zhaparova77@mail.ru

Термофильное сбраживание бытовых пищевых отходов

В мезофильных условиях анаэробное сбраживание является наиболее распространенным в мире, но термофильное сбраживание имеет несколько важных преимуществ из-за скорости роста микроорганизмов и реакций, которые они производят, а также деградации глубокого органического вещества из-за увеличения растворимости органических соединений. Сброженную массу, подготовленную в мезофильных условиях, нельзя использовать в качестве биоудобрения, так как могут остаться остатки патогенных организмов (вирусов, бактерий, яиц гельминтов), а повышение температуры позволяет их нейтрализовать. Эффективный инокулянт был выбран для бескислородной ферментации пищевых отходов и избыточного активного ила. Установлено оптимальное соотношение инокулята и субстрата для начала процесса бескислородной ферментации. Эксперименты с колбами и лабораторными биогазовыми реакторами показали, что ферментация пищевых отходов ОКВ значительно увеличивает скорость и расход биогаза. Оптимальное соотношение ОКВ и пищевых отходов в смеси коферментов составляет 50/50 в зависимости от общего содержания органических веществ в смеси. Максимальная скорость метаногенеза наблюдалась в смесях И/С 70/30 и И/С 55/45 (после 18 сут.) и 156 мл CH₄ и 178 мл CH₄ соответственно. Это показывает стабильность анаэробного процесса. Показано, что после предварительной обработки и активации полигона ТБО органическая часть твердых бытовых отходов, пищевых отходов и сточных вод может быть использована для запуска процесса анаэробного сбраживания в анаэробных реакторах.

Ключевые слова: пищевые отходы, термофильное брожение, биологический газ, утилизация отходов.

Введение

В настоящее время очень распространены бытовые пищевые отходы. Это большая расточительность, потому что в некоторых частях мира есть страны, где люди испытывают голод. Поэтому реализация перечисленных видов отходов была бы важным шагом перед человечеством. Одним из способов решения этой проблемы является термофильное сбраживание бытовых пищевых отходов. Отметим, что средний комплекс по переработке пищевых отходов позволяет получать две тысячи кубометров биогаза в сутки. В среднем на одного человека приходится 100 грамм остатков пищи. Это очень масштабная проблема. Ведь на приготовление пищи уходит много энергии и воды. На Земле такие ресурсы истощаются [1].

В этом году Глава государства К.-Ж. Токаев в своем Послании народу обратил внимание на экологическую ситуацию: «Я хочу остановиться на еще одном важном вопросе. Мир обратился к экологической очистке промышленности и экономики. Сейчас это не слова, а конкретные решения, такие как налоги, пошлины и меры технического регулирования. Мы не можем остаться за его пределами. Такие решения напрямую влияют на нашу страну через экспорт, инвестиции и трансферт технологий. По сути, это вопрос устойчивого развития Казахстана. Поэтому я ставлю задачу к 2060 году избавиться от углерода» [2]. На самом деле даже огромное количество различных бытовых отходов, не говоря уже об отходах производства, из года в год загрязняет воздух.

Всестороннее изучение проблем термофильного сбраживания бытовых пищевых отходов еще не привлекло внимание казахстанской науки. Поэтому важность и актуальность изучения нашей темы очевидны. Также в связи с этим можно констатировать, что проблема данного исследования в том, что в нашей стране нет производств по переработке отходов. Например, термофильное сбраживание и термическая сушка пищевых отходов в барабанных вакуум-фильтрах существуют только в России и Китае, не говоря уже о европейских странах. В частности, только лишь на Курьяновской станции аэрации в Москве [3].

Термофильное сбраживание бытовых пищевых отходов одними из первых стали использовать чешские ученые. Множественные исследования показали, что разнообразные поверхностно-активные

вещества (ПАВ) различно могут влиять на процесс мезофильного брожения осадка [4–7]. Присутствие алкилбензолсульфонатов в осадке 10 мг/л с прямой или разветвленной алкильной цепью значительно замедляет процесс брожения, а концентрация алкилсульфатов отрицательно влияет на этот процесс.

Влияние осадков городских сточных вод на процессы мезофильного и термофильного брожения глубоко изучено исследователями Российской Академии коммунального хозяйства и Научно-исследовательского отдела треста «Мосочиствод» [8]. Д. Штраух установил, что при термофильной ферментации патогенная микрофлора осадка незначительно уменьшается. Некоторые патогены также сохраняются во время термофильного брожения [9].

Термофильное сбраживание — технология переработки, обеспечивающая быстрое разложение органических веществ. Многочисленные исследования показали, что разнообразные поверхностно-активные вещества (ПАВ) по-разному влияют на процесс мезофильного брожения осадка. Термофильное сбраживание бытовых пищевых отходов позволяет добиться значительного уровня дезинфекции как аэробных, так и анаэробных видов. Согласно современным теориям, аэробное брожение является наиболее подходящим процессом. Полная дегельментизация происходит при термофильной ферментации, а при мезофильной — только 50–80 % яиц гельминтов. В результате брожения улучшается структура осадка, который превращается в однородную и не распадающуюся массу. С санитарной точки зрения достигается безопасность и хорошее ее использование. При термофильном сбраживании обеспечивается полное уничтожение осадка [10–14].

Материалы и методы исследования

Основная цель этого эксперимента состояла в том, чтобы определить лучший (эффективный) инокулят для инициирования процесса бескислородного брожения пищевых отходов с менее активным осадком. Так как выбор активного инокулята самый важный этап при подготовке к запуску бескислородного биореактора. Правильно подобранный инокулят увеличивает нагрузку на реактор, снижает влажность обрабатываемого субстрата, сокращает время выдержки и снижает начальное отношение к субстрату без дестабилизации процесса [15, 16].

Выбор оптимального инокулята для запуска анаэробного коферментного процесса избыточных пищевых отходов изучался при температуре 50 °С в стеклянных объемом 500 мл при низкой влажности.

В качестве инокулята использовали: уплотненный сброженный осадок, суспензии, приготовленные из грунта полигона ТБО. Источником уплотненного сброженного осадка является водоочистная станция (Кокшетау), где первичная и вторичная смесь ОСВ обрабатываются в соотношении 1:1.

Путем разведения предварительно измельченной почвы полигона в холодной кипяченной дистиллированной воде (1:2 по массе) были получены образцы суспензии (твердого грунта), приготовленные из почвы бескислородной зоны полигона ТБО. Полученную суспензию активировали в бескислородных условиях при температуре 50 °С с добавлением кристаллической древесины (4,5 г/л) и мясо-пептонного бульона (90 мл/л). Степень активации микробного сообщества оценивалась по увеличению содержания метана в газовой фазе флаконов.

В качестве субстрата использовали смесь пищевых отходов и избыточного активного ила в соотношении 80/20 % по ОВ.

Содержание инокулята в исходной смеси сбраживаемой массы составляло 10–20 % от ОВ. Инокуляты ранее активировали инкубацией с 3 г/л ацетата натрия при 50 °С. Изначальная влажность составляла 92–93 %. Все образцы были в трех повторностях. В таблице 1 представлена схема опыта.

Т а б л и ц а 1

Схема опыта по бескислородной ко-ферментации пищевых отходов и осадка канализационных вод

Состав смеси	Субстраты		Инокуляты		Общий объем смеси, мл
	ПО, г	активный ил, мл	грунт ТБО, мл	упл. ил, мл	
Субстрат + буфер (контроль)	40	150	–	–	240
Субстрат — грунт ТБО	40	150	50	–	
Субстрат + упл. ил	40	150	–	50	

Опыты проводились в термофильных условиях ($50 \pm 0,5 \text{ }^\circ\text{C}$) в колбах объемом 0,5 л., объем ферментированной смеси составлял 0,1 л, для воссоздания бескислородных условий колбы продували азотом и закрывали резиновыми пробками и алюминиевыми крышками.

С целью выявления лучшего соотношения инокулята к субстрату (И/С) для воссоздания процесса сбраживания уплотненного ОКВ и был проведен опыт. Для достижения данной цели нами были изучены смеси со следующими коэффициентами (согласно ОВ): 10/90, 25/75, 40/60, 55/45, 70/30 и 100/0 (контроль) (табл. 2, рис. 1).

Таблица 2

Первоначальные характеристики сбраживаемых смесей в опытах

Параметр	Эксперимент				
	И/С 25/75	И/С 40/60	И/С 55/45	И/С 70/30	И/С 100/0
Сухое вещество (СВ), мг/г	81,1 ± 0,2				
Органическое вещество (ОВ), мг/г	55,4	52,3	48,6	47,6	43,5
Соотношение И/С, %ОВ/%ОВ	25/75	40/60	55/45	70/30	100/0
рН	7,1 ± 0,05				
Концентрация ЛЖК, г/л в экв. ацетата	0,95	0,92	1,05	0,85	0,63
Общий аммонийный азот, мг N-NH ₄ /л	436	382	365	432	463

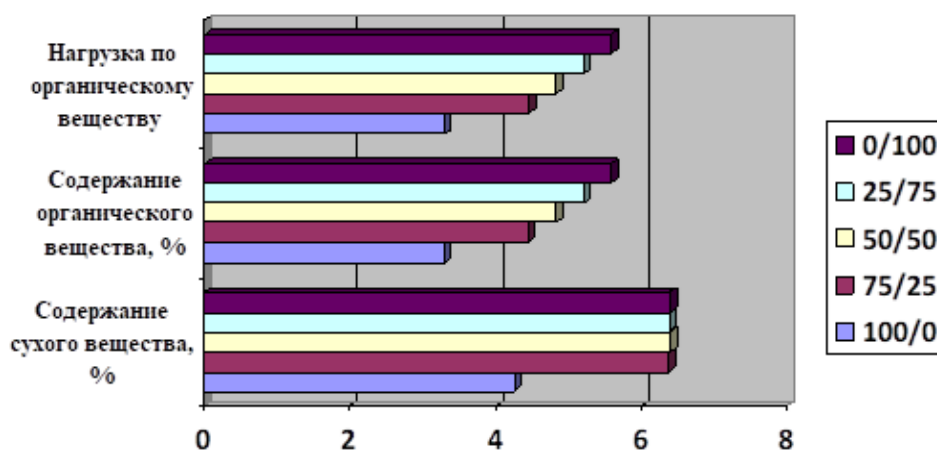


Рисунок 1. Исходные данные проведения опыта



Рисунок 2. Биореактор БУГ-Р

Содержание сухого вещества определяли после высушивания исследуемых образцов при температуре $105 \text{ }^\circ\text{C}$. Остаток золы определяли после обжига сухого образца в небольшой муфельной печи при температуре $655 \text{ }^\circ\text{C}$ до постоянной массы. Измерение рН проводили с помощью рН-метра (Metrohm 827 lab). Учитывая избыточное давление и температуру при инкубации, а также увеличение концентрации в газовой фазе метана вычисляли скорость метаногенеза.

Все эксперименты проводили в термофильных условиях ($50 \pm 0,5 \text{ }^\circ\text{C}$) в биореакторе БУГ-Р (рис. 2). Биореактор — это расположенная вертикально, цилиндрическая емкость, внутри которой расположена мешалка. В нижней части биореактора находится водяная рубашка — полость, заполненная водой, через которую происходит подогрев емкости с субстратом. Нагрев воды осуществляется одним ТЭНом (5 кВт) в автоматическом режиме до температуры $52\text{--}53 \text{ }^\circ\text{C}$.

В верхней части биореактора расположен люк, в котором имеется вентиль для отвода получаемого газа. Люк закрыт герметично. На боковой торцевой стороне имеется

технологическое герметично закрытое отверстие, предназначенное для полного слива субстрата и для очистки и промывки внутренней емкости биореактора. Внутри биореактора расположен вертикально вал с лопастями для перемешивания субстрата и разрушения поверхностной пленки, образующейся при брожении. Ручка вала находится на верхней части емкости. В верхней части емкости с боковой стороны расположено отверстие для загрузки субстрата. Для заполнения воды в рубашку установлен заливной патрубков, а для ее слива предусмотрен вентиль. Технические характеристики биореактора представлены в таблице 3.

Т а б л и ц а 3

Технические характеристики биореактора БУГ-Р

Объем загрузки субстрата	0,5 м ³
Количество получаемого удобрения в сутки	0,05 м ³
Температурный режим	52–53 °С
Потребляемая мощность	До 2 кВт·ч в сутки

Каждый из опытов, за исключением 100/0 (только ОКВ), исследовали при различной нагрузке: низкой (3,3–3,7 кг ОВ/м³ сут), средней (4,4–5,5 кг ОВ/м³ сут) и высокой (5,9–7,4 кг ОВ/м³ сут) (рис. 2), все опыты проводились в трех повторностях. Время хранения — 10 дней.

Микробиологические методы. Для получения накопительных и чистых культур метаногенных архей и синтрофных бактерий использовали жидкую модифицированную среду Пфеннига. Основой для среды Пфеннига являлся минеральный фон, состоящий из концентрированного раствора 1 (10 мл/л) и концентрированного раствора 2 (10 мл/л). В состав концентрированного раствора 1 входили следующие компоненты: NH₄Cl — 33 г/л; MgCl₂·2H₂O (или MgCl₂·6H₂O) — 33 (50) г/л; CaCl₂·6H₂O — 33 г/л; KCl — 33 г/л. В состав концентрированного раствора 2 входил KН₂РO₄ — 33 г/л. К минеральному фону добавляли раствор микроэлементов по Липперту (2 мл/л) и раствор витаминов по Волину (биотин, фолиевая кислота, В₆, В₁, В₂, РР, В₃, В₅) (2 мл/л). В качестве дополнительного источника необходимых для анаэробных микроорганизмов факторов роста вносили дрожжевой экстракт (0,2–1,0 г/л).

Из полученных синтрофных консорциумов выделяли чистые культуры. Для этого использовали комплекс микробиологических методов: посев на различные субстраты, метод серийных разведений, высев на твердую агаризованную среду для получения изолированных колоний, высев на среды со специфическими ингибиторами роста, культивирование синтрофных бактерий с фоном метаногенов.

Изучение состава и численности клеток метаногенных архей и синтрофных бактерий при росте на различных субстратах, а также оценку чистоты выделенных культур проводили с помощью микроскопа AxioLab.A1 с фазово-контрастным устройством. Микроскопию проводили с масляной иммерсией. Морфологию флоккул, образующихся в результате обработки полиакриламидным флокулянт, изучали с использованием светового микроскопа Bresser Researcher.

Электронная микроскопия. Для изучения структуры клеток использовали трансмиссионный электронный микроскоп JEOL 100С XII.

Результаты

Из двух главных этапов: ацидогенной — гидролиз биополимеров и сбраживание мономеров до ЛЖК, и метаногенной — синтрофическое разложение ЛЖК и синтез метана состоял процесс сбраживания пищевых отходов и избыточного активного ила.

Кислотная фаза. Исходная нагрузка (70,2±1,4 г ОВ/л), низкая влажность и низкое соотношение инокулят / субстрат (14±5 % / 83±5 %) привели к возрастанию ЛЖК (9,7–15,0 г/л) (табл. 4) и снижение рН до 5,4–6,0 во всех опытных смесях на первом этапе эксперимента, независимо от применяемого инокулята, метан в этом случае не образовывался.

Основная трудность сбраживания ПО — это накопление среднего ЛЖК, что приводит к снижению рН. Снижение рН до 5,4–6,0 подавляет активность метаногенных архей, так как оптимальное значение для них является рН 6,5–7,2. При разложении ОВ из сбраживаемой смеси образовывались большие количества ацетата (73,3–118,5 мм) и бутирата (58,6–72,5 мм). Как известно, сосредоточение 83 мМ (5,0 г/л) и бутирата 34 мМ (3,0 г/л) отрицательно влияет на активность метаногенов. Концентрация пропионата не превышала 4,0–15,6 мМ. Однако есть некоторые свидетельства того, что пропионат может влиять на ацетогенные бактерии и метаногенные археи при концентрациях 12 мм и бо-

лее при снижении рН. Термофильные микроорганизмы очень чувствительны к изменению рН, поэтому окисление сброженной массы привело к полной дестабилизации ферментации, которая со временем не восстанавливается. Полное прекращение образования метана при ферментации смеси ПО и ОКВ наблюдалось в концентрациях ацетата, бутирата и пропионата выше 71,5 мм, 53,9 мм и 4,0 мм соответственно.

Таблица 4

Накопление ЛЖК во время ацидогенной фазы термофильной ферментации (50 °С) пищевых отходов с примесью избыточного активного ила

Состав смеси	Время инкубации, сут	Летучие жирные кислоты, мМ			Сумма ЛЖК, г/л
		ацетат	пропионат	бутират	
Субстрат + буфер (контроль)	0	18,6	0,5	0,2	1,2
	7	22,5	0,6	0,2	1,6
	30	73,4	30,2	35,6	9,7
Субстрат — грунт ТБО	0	15,9	0,6	0,2	1,1
	7	17,6	0,7	0,3	1,6
	30	119,5	12,6	71,5	15,0
Субстрат + упл. ил	0	15,6	0,6	0,5	1,1
	7	23,5	1,1	2,6	1,3
	30	117,6	15,6	59,6	14,5

Введение химикатов (CaCl₂, NaOH и т.д.) для увеличения буферной емкости и производительности является одним из наиболее распространенных способов преодоления нестабильности, вызванной чрезмерным накоплением ЛЖК. С помощью раствора 1 н. NaOH проводили восстановление оптимального рН. В случае постоянного окисления этот метод оказался малоэффективным и дал лишь краткосрочные результаты. Когда рН изменился на слабокислую и нейтральную зону, активность кислых бактерий, которые сопротивляются изменениям рН и скорости роста, была восстановлена. В результате их существования были созданы новые порции ЛЖК, и процесс снова был дестабилизирован.

Известно, что излишний активный ил содержит бескислородные микроорганизмы, особенно метаногенные археи. В связи с этим увеличение его содержания в субстратной смеси может способствовать увеличению плотности бескислородных микроорганизмов.

Для преодоления кислотной дестабилизации анаэробного реактора рекомендуется прекратить загрузку нового субстрата в реактор (при непрерывной работе реактора), а также частично удалить сброженную смесь и ввести дополнительную порцию инокулята.

Соотношение инокулята/субстрата, выбранный для инициирования коферментного процесса ПО и ОСВ, оказался очень низким. Это привело к нестабильности процесса из-за плотности микроорганизмов, выполняющих заключительные стадии превращения метана ОВ (синтрофных бактерий и метаногенных архей). Об этом свидетельствует стабилизация процесса за счет введения дополнительной порции вакцины. Оптимальное соотношение инокулята к субстрату составляет 1:1–3:1. по массе. 38,8–47,9 % сброженной смеси в кислотной фазе распределяется по различным компонентам (ЛЖК, спирты, СО₂, Н₂).

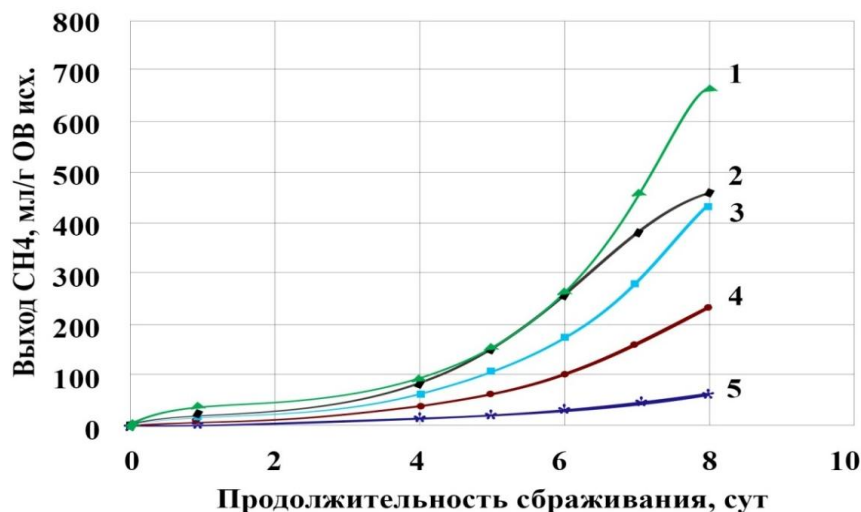
Метаногенная фаза. После стабилизации ферментации пищевых отходов была проведена новая инкубация в течение 8 дней при 50 °С. В этом случае ЛЖК, накопленный в кислотной фазе, превратился в метан (табл. 5, рис. 3, 4).

Таблица 5

Концентрация ЛЖК после увеличения дозы инокулята через 8 суток термофильного сбраживания смеси пищевых отходов и избыточного активного ила

Состав смеси	Летучие жирные кислоты, мМ			Сумма ЛЖК, г/л
	ацетат	пропионат	бутират	
Субстрат + буфер (контроль)	94,5	44,6	47,9	12,9
Субстрат — грунт ТБО	6,2	17,8	0,3	1,8
Субстрат + упл. ил	66,3	7,1	43,6	8,3

Согласно таблице 5, можно увидеть, что в пробах, в которых в качестве инокулята использовалась почвенная суспензия полигона твердых бытовых отходов, бутират и ацетат устраняются с высокой эффективностью. Это приводит к выводу, что почва полигона твердых бытовых отходов обогащена синтрофными бактериями, использующими бутират, и микроорганизмами, потребляющими ацетат. Ранее Стампис и другие выявили, что в теле полигонов твердых бытовых отходов и в их фильтрах преобладают группы бактерий, в которых обнаружены синтрофные бактерии (*Syntrophobacterales*, *Desulfuromonadales*, *Desulfovibrionales*, *Clostridia*, *Thermatogae* и др.).



1 — почва ТБО + сжатый сброженный ОКВ; 2 — почва ТБО + сжатый ферментированный ОКВ;
3 — почвенный ТБО; 4 — сжатый ферментированный ОКВ; 5 — сброженный уплотненный ОКВ

Рисунок 3. Накопление метана (мл/г ОВ исх) во время термофильной ферментации пищевых отходов (50 °С) и избыточного активного ила с использованием в качестве инокулята

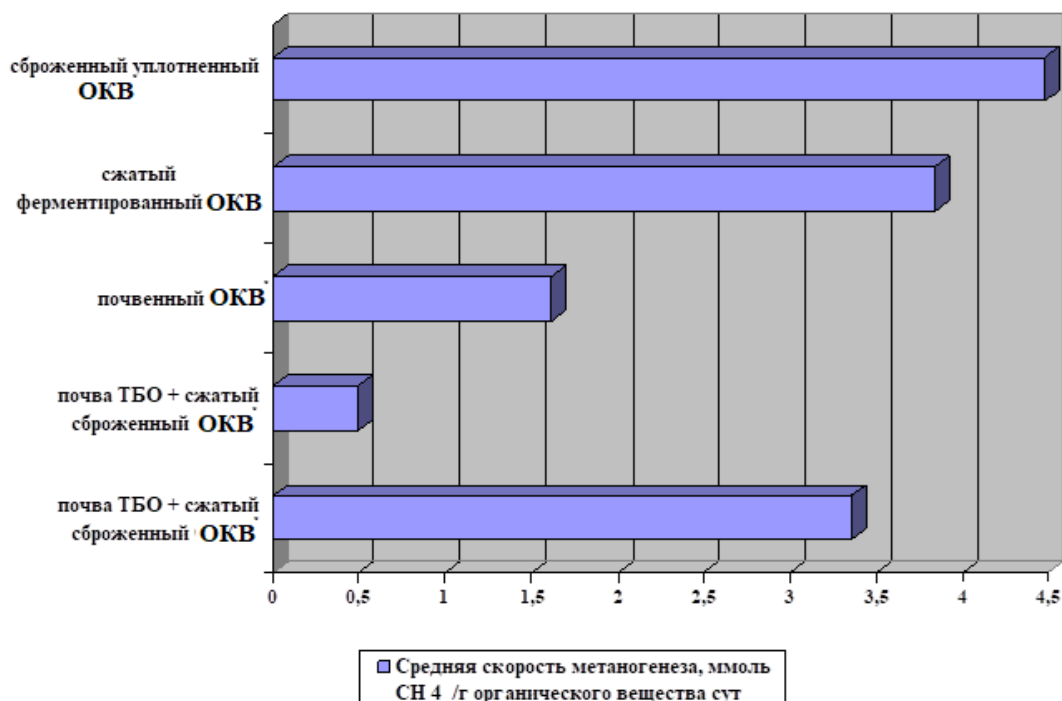


Рисунок 4. Метанолиза при термофильном сбраживании веществ пищевых отходов и избыточного активного ила

Определение оптимального соотношения инокулята к субстрату при сбраживании уплотненных ОКВ.

Первые опыты в стеклянных колбах или лабораторных биореакторах заключались в получении общей информации о законах бескислородного сбраживания в реальных системах непрерывной ферментации, для выбора оптимальных условий запуска биореакторов, и определении соответствующих и потенциальных рисков.

Эксперименты с 5 различными смесями (И/С) увеличиваются на 15 % на основе общей относительной влажности ферментированной смеси, чтобы определить оптимальное соотношение субстрата (И/С) для запуска процесса сбраживания сжатого ОСВ. Результаты эксперимента представлены в таблице 6.

Таблица 6

Характеристики кислороднесодержащего сбраживания уплотненных ОКВ в зависимости от начального соотношения инокулята и субстрата в конце опыта (после 18 дней ферментации)

Соотношение инокулята к субстрату (по ОВ)	Выход CH_4 , мл/г ОВ	Разложение ОВ, %	Концентрация ЛЖК, г/л экв. ацетата	Общий аммонийный азот, мг/л	Свободный аммонийный азот, мг/л	pH
10/90	5,2±0,2	22,6	8,31±0,1	716±20	0,1±0,3	5,2
25/75	13,8±0,2	25,0	12,6±0,2	1010±26	0,2±0,3	5,1
40/60	22,9±0,6	26,3	14,96±0,2	2053±59	21,1±0,6	6,3
55/45	178,6±4,9	36,2	1,89±0,06	1356±41	80,3±2,3	7,1
70/30	156,7±4,3	32,6	0,19±0,01	1620±40	161,4±4,3	7,3
Контроль 100/0	80,3±2,1	31,5	0,16±0,06	915±20	78,9±2,6	7,1

Образование метана прекратилось почти через 4 дня после ферментации из-за накопления концентраций ЛЖК с содержанием инокулята по ОВ 40 % и ЛЖК — 8,3–14,9 г/л. Максимальная скорость метаногенеза наблюдалась в ферментационных смесях И/С 70/30 и И/С 55/45 (через 18 дней) и 156 мл CH_4 и 178 мл CH_4 соответственно. Это показывает стабильность анаэробного процесса. В контрольных смесях максимальная скорость метаногенеза достигла только 80,3 мл ферментации CH_4 (через 18 дней) в ферментированных смесях (И/С 100/0). Общая концентрация ЛЖК во время эксперимента не превышала 1,8 г/л, а уровень pH составлял 7,2. Общая концентрация аммонийного азота (ОАА) в эксперименте составляет от 715 до 2115 мг N-NH_4 / л. Концентрация аммонийного азота (САА) не превышала 164,5 мг/л, что меньше порогового значения для высококонцентрированной анаэробной ферментации ОСВ от 620 до 800 мг/л для термофильного процесса.

В контрольных смесях и в смесях И/С 70/30 и И/С 55/45 разложение ОВ составляла около 31–36 %, а в смесях с низким И/С — 22–26 % (табл. 5). Клетки микроорганизмов достаточно стабильны и медленно разрушаются даже в термофильных условиях. Низкая эффективность метаногенеза в образцах с низким участием И/С связана с отсутствием анаэробных микроорганизмов и накоплением высоких концентраций ЛЖК и ингибированием метаногенов из-за снижения pH. Кроме того, гидролитические и ферментативные бактерии делят биополимеры на различные компоненты и поддерживают свою активность до pH 4,5, так что они не накапливаются и не содержат метан. Таким образом, чтобы определить биохимический потенциал метана и инициировать процесс анаэробной ферментации высокой плотности ОСВ в колбах в периодическом режиме, количество инокулята в смеси должно составлять не менее 55 % от общей относительной влажности. Данные, полученные при исследовании, могут быть полезны при запуске более крупных и тяжелых лабораторных реакторов.

Активные синтрофные метаногенные консорциумы, участвующие в сбраживании отходов. На начальном этапе эксперимента бактериальное сообщество во всех соотношениях инокулята и субстрата отличалось разнообразием от конечного. В начале эксперимента бактериальном сообществе выявлены микроорганизмы, родственные *Syntrophomonas wolfei subsp. saponavida*, способные разлагать бутират. Около 32 % клонированных микроорганизмов принадлежат к роду *Syntrophaceticus schinkii*, который обладает способностью ацетата к синтропному окислению. Другие хорошо известные синтрофные бактерии, окисляющие ацетат, были идентифицированы как небольшие компоненты: *Thermacetogenic Faum*, *Pseudothermotoga Profound* и *Tepidifilus Margaritifera*.

Около 35 % принадлежат *Anaerobaculum hydrogeniformans*. *A. hydrogeniformans* — типичному представителю микробных сообществ, встречающихся в термофильных биореакторах; с образованием водорода он активно сбраживает аминокислоты, сахар и дрожжевые экстракты. 14,7 % последовательности принадлежали к группе *Chloroflex* класса *Anaeroline*, которая является одной из крупнейших групп микроорганизмов, которые традиционно живут в анаэробных биореакторах и часто входят в анаэробный синоптический консорциум.

На ранних этапах эксперимента основными типами метаногеновых архей были *Methanosarsina thermophiles* (100 %-ное сходство). Микроорганизмы, ассоциированные с термофильным *Methanothrix thermophila* PT (90,8 %), были идентифицированы как подгруппа ацетокластических метаногенов. Представители семейства *Methanothrix* чувствительны к высоким концентрациям ацетата в среде. Однако, согласно полученным данным, эти метаногены выдерживают концентрации ацетата до 60 мм благодаря образованию агрегата, защитной внешней матрицы и наличию микробных гранул. Гидрогенотропные метаногены продемонстрировала *Methanothermobacter thermautotrophicus* Delta H (100 %-ное сходство). В объединении также обнаружены микроорганизмы, связанные с *Methanomassiliicoccus luminyensis* (95,7 %), облигатные водородзависимые метилотрофные метаногены.

По окончании эксперимента в смесях с И/С 70/30 и И/С 55/45 произошли изменения в структуре сообщества. Осуществляющим синоптическое окисление ацетата составляла доминирующая группа микроорганизмов, относящаяся к бактериям: *T. phaeum* — 6,8 % и *S. schinkii* — 45,9 %. Группе неклассифицированных принадлежали более 25 % *Firmicutes*, среди которых наиболее распространены синтрофные бактерии. Количество *A. hydrogeniformans* и *Chloroflexi* уменьшилось на 14,3 и 7,1 % соответственно. Также произошли значительные изменения в популяции архей: количество цепей метаногена, связанных с *Methanosarcina thermophila*, уменьшилось на 28 %, количество *M. thermautotrophicus* Delta H увеличилось на 52,1 %, *M. luminyensis* увеличилось на 20,7 %.

Заключение

В опытах в колбах и лабораторном биореакторе непрерывного действия установлено, что необходимая смесь субстратов в сброженной смеси (пищевые отходы или органическая фракция или твердые бытовые отходы и канализационные воды) основана на общем содержании органических веществ в смеси в равных частях.

При смешанном брожении ОКВ и ПО необходимое соотношение субстратов в смеси составляло около 50/50 в пересчете ОВ. При производительности 5,37 кг ОВ/ (3 м³ в сутки) среднее содержание метана составляло 0,352 м³/ (кг ОВ в сутки), а содержание метана — 65–70 %. Дальнейшее увеличение доли ПО в ОВ привело к увеличению потребления биогаза на 70 %, но снижение содержания в нем метана, а также уменьшение биогаза, влажности смеси и увеличение нагрузки увеличивают вероятность дестабилизации процесса брожения.

Для термофильного сбраживания ОСВ и ОФ-ТБО соотношение 50/50 по ОВ было оптимальным с точки зрения эффективности и стабильности процесса. Время выдержки 10 дней и скорость образования биогаза при нагрузке 7,56 кг/(м³/сут) составили 3,64 м³/(м³/сут), содержание метана в биогазе составило 69 %, а удельный выход биогаза и метана достиг 0,85 и 0,59 м³/кг ОВ соответственно.

Показано, что в результате добавления взвеси почвы полигона ТБО дает хорошую скорость образования и выхода метана и эффективное удаление ТБО, кроме того, оно свидетельствует о взаимообогащении почвы полигона ТБО метаногенными археями и синтрофными бактериями. Важно отметить, что широкая доступность почвы полигонов ТБО на территории Казахстана делает ее привлекательным источником анаэробных микроорганизмов для посева новых биореакторов.

Исследования выполнены при грантовом финансировании Комитетом науки Министерства образования и науки Республики Казахстан АР09259015 «Разработка технологии эффективной переработки органических отходов методом термофильной ферментации для производства биологических удобрений».

Список литературы

- 1 Campuzano R. Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: a review / R. Campuzano, S. González-Martínez // Waste Management. — 2016. — Vol. 54. — P. 3–12.
- 2 Токаев К.-Ж. Послание народу «Единство народа и системные реформы — прочная основа процветания страны» / К.-Ж. Токаев. — 2021. — 1 сент.

- 3 Агеев В.А. Нетрадиционные и возобновляемые источники энергии (курс лекций): учеб. пос. / В.А. Агеев. — Самара, 2014. — 184 с.
- 4 Bolzonella D. High rate mesophilic, thermophilic, and temperature phased anaerobic digestion of waste activated sludge: a pilot scale study / D. Bolzonella, C. Cavinato, F. Fatone, P. Pavan, F. Cecchi // *Waste Management*. — 2012. — Vol. 32, No. 6. — P. 1196–1201.
- 5 Bolzonella D. Mesophilic anaerobic digestion of waste activated sludge: influence of the solid retention time in the wastewater treatment process / D. Bolzonella, P. Pavan, P. Battistoni, F. Cecchi // *Process Biochemistry*. — 2005. — Vol. 40, No. 3-4. — P. 1453–1460.
- 6 Ahmadi-Pirlou M. Mesophilic co-digestion of municipal solid waste and sewage sludge: effect of mixing ratio, total solids, and alkaline pretreatment / M. Ahmadi-Pirlou, M. Ebrahimi-Nik, M. Khojastehpour, S.H. Ebrahimi // *International Biodeterioration & Biodegradation*. — 2017. — Vol. 125. — P. 97–104.
- 7 Colleran E. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of sulphate-containing wastewaters / E. Colleran, S. Pender // *Water Science and Technology*. — 2002. — Vol. 45, No. 10. — P. 231–235.
- 8 Мирошниченко М.Л. Термофильные микробные сообщества глубоководных гидротерм / М.Л. Мирошниченко // *Микробиология*. — 2004. — Т. 73. — С. 5–18.
- 9 Слободкин А.И. Образование магнетита термофильными анаэробными микроорганизмами / А.И. Слободкин, В.А. Ерошев-Шак, Н.А. Кострикина, В.Ю. Лаврушин, Л.Г. Дайняк, Г.А. Заварзин // *Докл. РАН*. — 1995. — Т. 345. — С. 694–697.
- 10 Слободкина Г.Б. Обнаружение культивируемой гипертермофильной археи рода *Sulfophobococcus* в метантенке, работающей в термофильном режиме / Г.Б. Слободкина, А.И. Слободкин, Т.П. Турова, Н.А. Кострикина, Е.А. Бонч-Осмоловская // *Микробиология*. — 2014. — Т. 73. — С. 716–720.
- 11 Rughoonundun H. Influence of carbon-to-nitrogen ratio on the mixed-acid fermentation of wastewater sludge and pretreated bagasse / H. Rughoonundun, R. Mohee, M.T. Holtzaple // *Bioresource Technology*. — 2012. — Vol. 112. — P. 91–97.
- 12 Angelidaki I. Thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of household municipal solid waste: start-up procedure for continuously stirred tank reactor / I. Angelidaki, X. Chen, J. Cui, P. Kaparaju, L. Ellegaard // *Water Research*. — 2006. — Vol. 40, No. 14. — P. 2621–2628.
- 13 Balk M., Weijma J., Stams A.J.M. *Thermotoga lettingae* sp. nov., a novel thermophilic, methanol-degrading bacterium isolated from a thermophilic anaerobic reactor / M. Balk, J. Weijma, A.J.M. Stams // *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*. — 2002. — Vol. 52. — P. 1361–1368.
- 14 De la Rubia M.A. Thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge: focus on the influence of the start-up. A review / M.A. De la Rubia, V. Riau, F. Raposo, R. Borja // *Critical Reviews in Biotechnology*. — 2013. — Vol. 33, No. 4. — P. 448–460.
- 15 Abdelgadir A. Characteristics, process parameters, and inner components of anaerobic bioreactors / A. Abdelgadir, X. Chen, J. Liu, X. Xie, J. Zhang, K. Zhang, H. Wang, N. Liu // *BioMed Research International*. — 2014. — eP. 841573.
- 16 Mahmoud N. Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review / N. Mahmoud, G. Zeeman, H. Gijzen, G. Lettinga // *Bioresource Technology*. — 2003. — Vol. 90, No. 1. — P. 1–9.

С.Б. Жапарова, З.Е. Баязитова, А.С. Курманбаева,
А.А. Какабаев, Ж.Б. Бекпергенова

Тұрмыстық тамақ қалдықтарын термофильді ашыту

Мезофильді жағдайларда анаэробты ашыту дүниежүзінде ең кең тараған, бірақ термофильді ашыту микроорганизмдердің өсу қарқыны мен олар түзетін реакцияларға, сондай-ақ органикалық заттардың ерігіштігінің жоғарылауына байланысты терең органикалық заттардың ыдырауына қатысты бірнеше маңызды артықшылықтарға ие. Мезофильді жағдайда дайындалған ашытылған массаны биологиялық тынайтқыш ретінде пайдалануға болмайды, өйткені патогенді ағзалардың қалдықтары (вирустар, бактериялар, гельминттердің жұмыртқалары) қалуы мүмкін, ал температураның жоғарылауы оларды бейтараптандыруға мүмкіндік береді. Азық-түлік қалдықтары мен артық белсенді тұнбаны оттегісіз ашыту үшін тиімді инокулят таңдалды. Оттегісіз ашыту процесін бастау үшін инокулят пен субстраттың оңтайлы қатынасы анықталды. Колбалармен және зертханалық биогаз реакторларымен жүргізілген тәжірибелер ОКВ тамақ қалдықтарын ашыту биогаздың жылдамдығы мен шығынын едәуір арттыратынын көрсетті. Коферменттік қоспадағы тамақ қалдықтары мен ОКВ оңтайлы қатынасы қоспадағы органикалық заттардың жалпы құрамына байланысты 50/50 құрайды. Метаногенездің максималды жылдамдығы И/С 70/30 және И/С 55/45 (18 күннен кейін) және сәйкесінше 156 мл CH_4 және 178 мл CH_4 қоспаларында байқалды. ҚТҚ полигонын алдын-ала өндеуден және активтендіруден кейін анаэробты реакторларда анаэробты ашыту процесін бастау үшін қатты тұрмыстық қалдықтардың, тамақ қалдықтарының және ағынды сулардың органикалық бөлігін пайдалануға болатындығы көрсетілген.

Кілт сөздер: тамақ қалдықтары, термофильді ашыту, биологиялық газ, қалдықты жою.

S.B. Zhaparova, Z.E. Bayazitova, A.S. Kurmanbayeva,
A.A. Kakabayev, Zh.B. Bekpergenova

Thermophilic fermentation of household food waste

In mesophilic conditions, anaerobic digestion is the most common in the world. However, thermophilic fermentation has several advantages due to the growth rate of microorganisms and the reactions they produce, as well as the degradation of deep organic matter due to an increase in the solubility of organic compounds. Increasing the temperature of the process makes it possible to neutralize the remnants of pathogenic organisms (viruses, bacteria, helminth eggs), which are necessary for the further use of fermented biomass as a biofertilizer. An effective inoculum is selected for the process of anaerobic co-fermentation of food waste and excess activated sludge. The optimal ratio of inoculate and substrate is determined to start the process of anaerobic digestion. Experiments with flasks and laboratory biogas reactors demonstrate that fermentation of OSV with food waste can significantly increase the rate and consumption of biogas. The optimal ratio of OSV and food waste in a mixture of coenzymes is 50/50, depending on the total content of organic substances in the mixture. The maximum rate of methanogenesis is observed in mixtures of I/C 70/30 and I/C 55/45 (after 18 days) and 156 ml of CH₄ and 178 ml of CH₄, respectively. This indicates the stability of the anaerobic process. It is shown that after pretreatment and activation of the landfill, the organic part of solid household waste, food waste and wastewater can be used to start the process of anaerobic digestion in anaerobic reactors.

Keywords: food waste, thermophilic fermentation, biological gas, waste disposal.

References

- 1 Campuzano, R., & González-Martínez, S. (2016). Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: a review. *Waste Management*, 54; 3–12.
- 2 Tokaev, K.-Zh. (2021). *Poslanie narodu «Edinstvo naroda i sistemnye reformy — prochnaia osnova protsvetaniia strany» [Message to the people “Unity of the people and system reforms are a solid foundation for the nation's prosperity”]* [in Russian].
- 3 Ageev, V.A. (2014). *Netraditsionnye i vozobnovliaemye istochniki energii (kurs lektsii): uchebnoe posobie [Unconventional and renewable energy sources (course of lectures): textbook]*. Saransk [in Russian].
- 4 Bolzonella, D., Cavinato, C., Fatone, F., Pavan, P., & Cecchi, F. (2012). High rate mesophilic, thermophilic, and temperature phased anaerobic digestion of waste activated sludge: a pilot scale study. *Waste Management*, 32 (6); 1196–1201.
- 5 Bolzonella, D., Pavan, P., Battistoni, P., & Cecchi, F. (2005). Mesophilic anaerobic digestion of waste activated sludge: influence of the solid retention time in the wastewater treatment process. *Process Biochemistry*, 40 (3–4); 1453–1460.
- 6 Ahmadi-Pirlou, M., Ebrahimi-Nik, M., Khojastehpour, M., & Ebrahimi, S.H. (2017). Mesophilic co-digestion of municipal solid waste and sewage sludge: effect of mixing ratio, total solids, and alkaline pretreatment. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 125; 97–104.
- 7 Colleran, E., & Pender, S. (2002). Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of sulphate-containing wastewaters. *Water Science and Technology*, 45 (10); 231–235.
- 8 Miroshnichenko, M.L. (2004). Termofilnye mikrobnye soobshchestva glubokovodnykh gidroterm [Thermophilic microbial communities of deep-sea hydrotherms]. *Mikrobiologiya — Microbiology*, 73; 5–18 [in Russian].
- 9 Slobodkin, A.I., Eroshchev-Shak, V.A., Kostrikina, N.A., Lavrushin, V.Yu., Dainiak, L.G., & Zavarzin, G.A. (1995). Obrazovanie magnetita termofilnymi anaerobnymi mikroorganizmami [Formation of magnetite by thermophilic anaerobic microorganisms]. *Doklady Rossiiskoi akademii nauk — Proceedings of Academy of Sciences*, 345; 694–697 [in Russian].
- 10 Slobodkina, G.B., Slobodkin, A.I., Turova, T.P., Kostrikina, N.A., & Bonch-Osmolovskaia, E.A. (2014). Obnaruzhenie kultiviruemoi gipertermofilnoi arkhhei roda *Sulfophobococcus* v metantenke, rabotaiushchem v termofilnom rezhime [Detection of cultured hyperthermophilic archaea of the genus *Sulfophobococcus* in a methane tank operating in thermophilic mode]. *Mikrobiologiya — Microbiology*, 73; 716–720 [in Russian].
- 11 Rughoonundun, H., Mohee, R., & Holtzapfel, M.T. (2012). Influence of carbon-to-nitrogen ratio on the mixed-acid fermentation of wastewater sludge and pretreated bagasse. *Bioresource Technology*, 112; 91–97.
- 12 Angelidaki, I., Chen, X., Cui, J., Kaparaju, P., & Ellegaard, L. (2006). Thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of household municipal solid waste: start-up procedure for continuously stirred tank reactor. *Water Research*, 40 (14); 2621–2628.
- 13 Balk, M., Weijma, J., & Stams, A.J.M. (2002). *Thermotoga lettingae* sp. nov., a novel thermophilic, methanol-degrading bacterium isolated from a thermophilic anaerobic reactor. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 52; 1361–1368.
- 14 De la Rubia, M.A., Riau, V., Raposo, F., & Borja, R. (2013). Thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge: focus on the influence of the start-up. A review. *Critical Reviews in Biotechnology*, 33 (4); 448–460.

15 Abdelgadir, A., Chen, X., Liu, J., Xie, X., Zhan, g J., Zhang, K., Wang, H., & Liu, N. (2014). Characteristics, process parameters, and inner components of anaerobic bioreactors. *BioMed Research International*, eP. 841573.

16 Mahmoud, N., Zeeman, G., Gijzen, H., & Lettinga, G. (2003). Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review. *Bioresource Technology*, 90 (1); 1–9.