

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

ESTRATÉGIAS OPERACIONAIS PARA O
INCREMENTO DA METANIZAÇÃO EM ESTADO
SÓLIDO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS
COM VISTAS AO APROVEITAMENTO ENERGÉTICO
DO BIOGÁS

Bernardo Ornelas Ferreira

Belo Horizonte

2019

Bernardo Ornelas Ferreira

**ESTRATÉGIAS OPERACIONAIS PARA O
INCREMENTO DA METANIZAÇÃO EM ESTADO
SÓLIDO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS
COM VISTAS AO APROVEITAMENTO ENERGÉTICO
DO BIOGÁS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito à obtenção do título de Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Gerenciamento de Resíduos Sólidos

Orientador: Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

Co-orientadora: Juliana Calábria de Araújo

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2019

F383e

Ferreira, Bernardo Ornelas.

Estratégias operacionais para o incremento da metanização em estado sólido de resíduos orgânicos urbanos com vistas ao aproveitamento energético do biogás [recurso eletrônico] / Bernardo Ornelas Ferreira . – 2019.

1 recurso online (208 f.: il., color.) : pdf.

Orientador: Carlos Augusto de Lemos Chernicharo.

Coorientadora: Juliana Calábria de Araújo.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Inclui bibliografia.

Exigências do sistema: Adobe Acrobat Reader.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Saneamento - Teses. 3. Biogás - Teses. 4. Digestão anaeróbia - Teses. 5. Energia renovável 6. Resíduos sólidos - Administração - Teses. I. Chernicharo, Carlos Augusto de Lemos. II. Araújo, Juliana Calábria de. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. IV. Título.

CDU: 628(043)

Ficha catalográfica elaborada pelo bibliotecário Reginaldo César Vital dos Santos CRB/6 2165
Biblioteca Prof. Mário Werneck, Escola de Engenharia da UFMG



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Escola de Engenharia

Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Avenida Antônio Carlos, 6627 - 4º andar - 31270-901 - Belo Horizonte - BRASIL

Telefax: 55 (31) 3-409-1882 - posgrad@desa.ufmg.br

<http://www.smarh.eng.ufmg.br>

FOLHA DE APROVAÇÃO

Estratégias Operacionais Para o Incremento da Metanização Em Estado Sólido de Resíduos Orgânicos Urbanos Com Vistas Ao Aproveitamento Energético do Biogás

BERNARDO ORNELAS FERREIRA

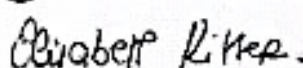
Tese defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

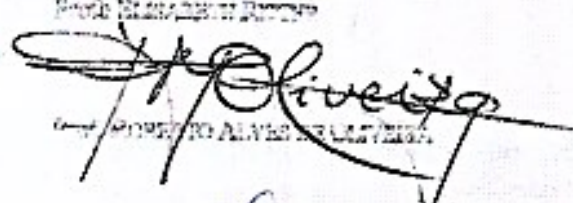

Prof. CARLOS/AUGUSTO DE LEMOS CHERNICHIARO


Profª JULIANA CALABRIAL DE ARAÚJO - Coordenadora

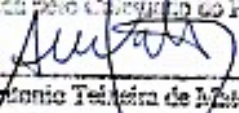

Profª FABIANA LOPES DEL REI PASSOS


Prof. CLÁUDIO LEITE DE SOUZA

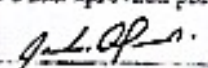

Profª ELIZABETH RITTER


Prof. ROBERTO ALVES DE OLIVEIRA

Carregada pelo Chefe de PG SMARH


Prof. Antonio Teixeira de Mattos
Coordenador

Versão Final aprovada por


Prof. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo
Orientador

Realizada em Belo Horizonte, 12 de Dezembro de 2009



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Escola de Engenharia
Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos
Avenida Antônio Carlos, 6627 - 4º andar - 31270-901 - Belo Horizonte - BRASIL
Telefax: 55 (31) 3409-1882 - pasgrad@desa.ufmg.br
*http://www.smarh.eng.ufmg.br

ESCOLA DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E RECURSOS
HÍDRICOS

ATA DA DEFESA DE TESE DE BERNARDO ORNELAS FERREIRA
NUMERO DE REGISTRO: 169

As 13:00 horas do dia 18 de dezembro de 2019, reuniu-se na Escola de Engenharia da UFMG a Comissão Examinadora de TESE DE DOUTORADO, indicada pelo Colegiado do PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS, para julgar, em exame final, o trabalho final intitulado:

"ESTRATEGIAS OPERACIONAIS PARA O INCREMENTO DA METANIZAÇÃO EM ESTADO SÓLIDO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS COM VISTAS AO APROVEITAMENTO ENERGETICO DO BIOGÁS"

requisito parcial para a obtenção do Grau de DOUTOR em SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS, Area de Concentração: SANEAMENTO

Abrindo a sessão, o Orientador, Prof. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo, após dar conhecimento aos presentes o teor das Normas Regulamentares do Trabalho Final, passou a palavra ao candidato para apresentação de seu trabalho. Seguiu-se a arguição pelos examinadores com a respectiva defesa pelo candidato. Logo após, a Comissão se reuniu sem a presença do candidato e do público, para julgamento e expedição do resultado final. Foram atribuídas as seguintes indicações:

BANCA EXAMINADORA	INSTITUIÇÃO	INDICAÇÃO
Prof. Dr. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo - Orientador	DESA/UFMG	APROVADO
Profª Dra. Juliana Calábria de Araújo	DESA/UFMG	Aprovado
Profª Dra. Fabiana Lopes Del Rei Passos	DESA/UFMG	Aprovado
Prof. Dr. Cláudio Leite de Souza	DESA/UFMG	APROVADO
Profª Dra. Elisabeth Ritter	UERJ	APROVADO
Prof. Dr. Roberto Alves de Oliveira	UNESP	Aprovado

Deixadas as indicações, o candidato foi considerado APROVADO, devendo proceder a pequenas alterações no trabalho, para a sua edição definitiva, a ser entregue no prazo de 2 meses.

O resultado final foi comunicado publicamente ao candidato pelo Presidente da Comissão. Nada mais havendo a tratar, o Presidente encerrou a reunião e lavrou a presente ATA, que será assinada por todos os membros participantes da Comissão Examinadora. Belo Horizonte, 18 de dezembro de 2019.

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

Fabiana Lopes Del Rei Passos

Elisabeth Ritter

Juliana Calábria de Araújo

Cláudio Leite de Souza

Roberto Alves de Oliveira

AGRADECIMENTOS

Incondicionalmente à minha Família, por toda dedicação, sacrifício e apoio ao longo de toda essa jornada pelas trilhas do conhecimento e da pesquisa científica. Dalva, Olímpio e Luísa, só o amor pode retribuir o apoio de vocês.

Especialmente às mulheres fantásticas que participaram de forma decisiva na construção desse trabalho. À minha linda e amada namorada, esposa, parceira, companheira e confidente: Lú. Jamais terei como retribuir todo seu apoio nesta jornada. Seu companheirismo incondicional me encanta e seu amor me completa. Juntos atravessamos os desertos da vida, mas também nos deleitamos em momentos de intensa felicidade. À minha forte prima Keron, que me acolheu, ajudou, apoiou e também acreditou no sonho. Nossa conexão vai muito além! Adoro você, a pequena Maia e meu amigo Rodrigo. À Livia Lobato, uma engenheira incrível que tem me acompanhado em todos esses anos de mestrado e doutorado. Uma amiga cuja doçura encanta e de paciência tão grande quanto seu coração. Sou muito grato por toda sua ajuda e apoio nos meus caminhos acadêmico, profissional e pessoal. Eterno Obrigado por tudo! À Prof.^a Juliana Calábria, que de maneira primorosa me co-orientou nesta pesquisa. Seu conhecimento e acolhimento proporcionaram que minha pesquisa se desenvolvesse de forma mais leve e instigante. Te agradeço imensamente a atenção e paciência ao longo destes anos.

Ao meu orientador Carlos Chernicharo, uma mente brilhante com um enorme coração. Suas várias virtudes me inspiram a atuar de maneira ética e virtuosa, tanto como engenheiro, quanto pessoa. Um mestre humilde e de pensamento arrojado, que consegue equilibrar a simplicidade e a sofisticação em seus projetos e pesquisas científicas. Sem dúvidas, sua contribuição tem sido decisiva para formação de uma massa crítica de profissionais que têm contribuído para o desenvolvimento nacional do setor de saneamento. Agradeço exaustivamente a oportunidade de ter aprendido com você sobre o universo mágico da digestão anaeróbia e por ter me proporcionado, mesmo contra todas as probabilidades, as condições para que eu me tornasse hoje um doutor em saneamento. Sempre serei muito grato e orgulhoso de ter você como parte de minha formação como humano. Obrigado, sempre!

Ao casal Colturato e Tathiana, cujo amor entre si, e pelo saneamento, tanto me inspiram. Obrigado por toda confiança depositada em mim nestes anos que se estendem desde o mestrado. Especialmente ao Colturato, excepcional engenheiro ambiental e doutor da geração de biogás. Sua criatividade e pensamento sistêmico têm me motivado a buscar cada vez mais conhecimento e criar alternativas para que possamos proporcionar o desenvolvimento de uma sociedade realmente sustentável. .

Aos técnic@s da COMLURB: Emídio Araújo, Bianca Quintaes e Penido. Especialmente ao Emídio, um verdadeiro militante do saneamento, que busca a transformação social a partir de um gerenciamento de resíduos mais justo e inclusivo, e tem me inspirado a enfrentar as contradições do sistema econômico e adversidades da gestão de resíduos. Obrigado pela

oportunidade cedida e pelo companheirismo sincero, que foram fundamentais para minha permanência no Rio de Janeiro e para o desenvolvimento de minha pesquisa.

Aos meus amigos de “batalha” que, junto comigo, literalmente sujaram as mãos e entraram em vários buracos (mas saíram deles também). Weber Duarte, Eduardo Odon, Ricardo Silva, Adilson “Chorume”, Marcílio “Ligeirinho”, Luíza França, sem vocês não seria possível o desenvolvimento de nem um décimo do que se tornou minha tese hoje. Meus sinceros agradecimentos. Por toda vida, Obrigado!

Aos professores da UFMG, UERJ e UFRJ que me apoiaram e me inspiram a atuar nesta área tão nobre do conhecimento, como é o saneamento. Meus sinceros agradecimentos. Em especial aos professores, Carlos Chernicharo, Juliana Calábria, Isabel Chiodi, Beth Ritter, Cláudio Leite, Fabiana Passos, César Rossas, Marcos von Sperling e Leo Heller.

Ao apoio recebido das seguintes agências e instituições: Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária (DESA) da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG); METHANUM Engenharia Ambiental; Companhia Municipal de Limpeza Urbana da Cidade do Rio de Janeiro (COMLURB); Departamento de Engenharia Sanitária e Meio Ambiente (DESMA) da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ); Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES).

*“A culpa é do hipócrita, mentiroso, e esperto ao contrário!
Entendeu? É o que joga a pedra e esconde a mão!”*

Estamira (catadora do lixão Jardim Gramacho)

“A cabeça pensa a partir de onde os pés pisam.”

Frei Beto

“Não existe imparcialidade. Todos são orientados por uma base ideológica. A questão é: sua base ideológica é inclusiva ou excludente?”

Paulo Freire

*“[...]Entendo bem o sotaque das águas
Dou respeito às coisas desimportantes
e aos seres desimportantes.
Prezo insetos mais que aviões.
Prezo a velocidade
das tartarugas mais que a dos mísseis.
Tenho em mim um atraso de nascença.
Eu fui aparelhado
para gostar de passarinhos.
Tenho abundância de ser feliz por isso.
Meu quintal é maior do que o mundo.
Sou um apanhador de desperdícios:
Amo os restos
como as boas moscas [...]”*

Manoel de Barros

RESUMO

Em vista da urgência no tratamento fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) nos municípios brasileiros, a biotecnologia de metanização em estado sólido por batelada (MESB) destaca-se como uma alternativa sustentável de tratamento biológico, por possibilitar: mitigação das emissões de gases de efeito estufa (GEE) e da poluição por lixiviado; redução dos custos de disposição final; produção de biogás, fonte de energia renovável; e produção de biossólidos, passível de uso agrícola. Com intuito de definir estratégias operacionais para o incremento da metanização de resíduos orgânicos com vistas ao aproveitamento energético do biogás, um sistema de metanização em escala semi-industrial foi construído e pesquisado junto à Unidade de Transbordo de Resíduos do Caju, na Cidade do Rio de Janeiro. Este sistema é dotado por reatores MESB, integrados a uma Unidade de Produção de Inóculo (UPI), e unidades de tratamento de biogás e cogeração de energia elétrica e térmica (CHP). Como forma de subsidiar a partida e operação deste sistema foram realizados os seguintes estudos: (i) caracterização físico-química da FORSU de um grande gerador e definição de estratégias de gerenciamento do lixiviado fresco; (ii) avaliação, por meio de testes de BMP e sequenciamento metagenômico, do potencial de produção bioquímica de metano da FORSU e da composição microbiana do inóculo utilizado para partida do processo MESB; (iii) avaliação da estabilidade operacional ao longo das bateladas MESB da FORSU com recirculação de lixiviado; e (iv) avaliação dos ganhos associados a diferentes estratégias de recuperação energética do biogás (eletricidade ou biometano) produzido em um sistema de tratamento da FORSU via MESB, assim como os impactos ambientais e econômicos. A pesquisa demonstrou que a FORSU continha um teor de sólidos próximo a 20 %ST e elevado potencial de biodegradação ($SV/ST > 0,88$), sendo pobre em resíduos ricos em carbono (relação C/N baixa) e deficiente em materiais estruturantes (ex.: poda). Aproximadamente 18% da massa da FORSU era composta por lixiviado fresco, um efluente acidificado ($pH < 4,22$), com elevada concentração de matéria orgânica ($60 \text{ gSV}\cdot\text{L}^{-1}$; $112,5 \text{ gO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) e elevado conteúdo de nitrogênio amoniacal ($3,18 \text{ gN-NH}_4\cdot\text{L}^{-1}$), o que tornou seu gerenciamento ainda mais complexo. O sequenciamento metagenômico dos microrganismos presentes no inóculo foi fundamental para partida do processo MESB, sendo o maior rendimento de CH_4 ($285 \text{ Nm}^3\text{CH}_4\cdot\text{t}^{-1}\text{SV}$) obtido por uma comunidade anaeróbia mais diversa e uma relação S/I de $0,25 \text{ gSV}_{\text{substrato}}\cdot\text{gSV}_{\text{inóculo}}^{-1}$. A estruturação da FORSU com poda ($1:3 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{FORSU}$), associada à recirculação de lixiviado ($0,8 \text{ m}^3\cdot\text{t}^{-1}\text{FORSU}$), foram estratégias-chave para otimizar o desempenho dos reatores MESB, possibilitando a melhora da relação C/N e da percolação de inóculo através da leira, além do incremento de CH_4 nos reatores MESB ($\text{CH}_4 \sim 30 \%$). No conjunto, as estratégias operacionais não foram suficientes para promover a estabilidade metanogênica nos reatores MESB ($\text{CH}_4 > 30 \%$) e a estabilização completa do material digerido ($SV/ST < 0,60$). Entretanto, estas estratégias possibilitaram a estabilização biológica do lixiviado fresco e a manutenção da atividade metanogênica na UPI ($\text{CH}_4 > 65 \%$ e rendimento de $400 \text{ m}^3\text{CH}_4\cdot\text{t}^{-1}\text{SV}$), o que correspondeu a importantes ganhos ambientais e econômicos relativos ao tratamento da FORSU; redução do transporte e aterramento de resíduos; mitigação dos GEE; e produção de biogás e energia renovável (eletricidade e biometano) - ratificando a sustentabilidade do processo MESB.

Palavras-chave: gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, resíduos orgânicos, digestão anaeróbia, metanização, biogás, energia renovável.

ABSTRACT

Regarding the urgency in the treatment of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) in Brazilian cities, solid-state anaerobic digestion (SSAD) stands out as an important treatment alternative, as it enables: mitigation of greenhouse gas emissions (GHG) and leachate pollution; reduction of disposal costs; biogas production, a renewable energy source; and biosolids production, to agricultural use. In order to define the best operational strategies for optimizing a SSAD process, a semi-industrial scale system was built and researched at the Caju's Waste Transshipment Unit, in the City of Rio de Janeiro. This system is equipped with SSAD reactors integrated with an Inoculum Production Unit (IPU) and a cogeneration heat and power (CHP). In order to support the start-up and operation of this system, the following studies were carried out: (i) physicochemical characterization of a large generator of OFMSW and definition of fresh leachate management strategies; (ii) evaluation, through BMP assay and metagenomic sequencing, of the OFMSW methane yield and the microbiological composition of the inoculum used to start-up the SSAD process; (iii) evaluation of operational stability along OFMSW SSAD batches with leachate recirculation; (iv) estimation of the gains associated with different biogas energy recovery strategies (electricity or biomethane) in a OFMSW SSAD system, as well as the environmental and economic impacts. The research showed that OFMSW solid content was close to 20 %TS and a high biodegradation potential ($VS/TS > 0.88$), as well as a low carbon-waste sources (low C/N ratio) and no bulking materials (ex. : pruning). About 18% of OFMSW was composed by fresh leachate, an acidified effluent ($pH < 4.22$) with a high organic load (60 gVS.L^{-1} ; $112.5 \text{ gCOD.L}^{-1}$) and high ammonia content ($3.18 \text{ gN-NH}_4\text{.L}^{-1}$), which made its management even more complex. The metagenomic sequencing of the microorganisms in the inoculum was relevant to start-up the SSAD process and the highest OFMSW methane yield ($285 \text{ Nm}^3\text{CH}_4\text{.t}^{-1}\text{VS}$) was obtained by a more diverse anaerobic community and S/I ratio of $0.25 \text{ gVS}_{\text{substrate}}\text{.gVS}_{\text{inoculum}}$. The structuring of OFMSW with pruning ($1:3 \text{ kg.kg}^{-1}\text{OFMSW}$), associated to leachate recirculation ($0.8 \text{ m}^3\text{.t}^{-1}\text{OFMSW}$), were key strategies to optimize the performance of SSAD, by improving the C/N ratio and the inoculum percolation through the substrate, in addition to increasing the CH_4 content in SSAD reactors ($\text{CH}_4 \sim 30 \%$). Altogether, the operational strategies were not sufficient to promote methanogenic stability in SSAD reactors ($\text{CH}_4 > 30 \%$) and complete stabilization of the digested material ($VS/TS < 0.60$). However, these strategies enabled the leachate biological stabilization and the maintenance of methanogenic activity in the IPU ($\text{CH}_4 > 65 \%$ and yield close to $400 \text{ m}^3\text{CH}_4\text{.t}^{-1}\text{VS}$), corresponding to important environmental and economic gains related to the OFMSW treatment; waste transport and landfill reduction; GHG mitigation; biogas and renewable energy production (electricity and biomethane) - confirming the sustainability of the SSAD process.

Key-words: waste management , organic fraction of municipal solid waste, food waste, solid-state anaerobic digestion, methanization, biogas, renewable energy.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1: Percentual da fração orgânica dos resíduos sólidos em diferentes países.....	21
Figura 2.2: Rota de transporte dos RSU transbordados na UTR-Caju até o Aterro Sanitário de Seropédica (~80 km).....	23
Figura 2.3: Rotas metabólicas e principais grupos microbianos envolvidos na metanização (digestão anaeróbia).....	37
Figura 2.4: Classificação básica das principais biotecnologias de metanização	44
Figura 2.5: Esquema básico de funcionamento de um reator MEL de mistura completa (CSTR).	45
Figura 2.6: Esquema gráfico da estrutura e dos principais componentes de um reator UASB.....	46
Figura 2.7: Ilustração esquemática da tremonha extrusora (esquerda) e acúmulo de inerte (direita) ...	49
Figura 2.8: Ilustração esquemática de um reator MESS de fluxo pistonado.....	49
Figura 2.9: Configuração básica de um reator MESB com recirculação de lixiviado.	51
Figura 2.10: Produção de biogás em 8 reatores MESB com diferentes tempos de alimentação (esq.) e incremento da concentração de CH ₄ ao longo da batelada (20-90 dias)	52
Figura 2.11: Exemplo de gráfico de rendimento de produção de CH ₄ e Das principais etapas de metanização ao longo da batelada em um reator MESB.....	53
Figura 2.12: Principais etapas de tratamento biológico de resíduos orgânicos via MESB com recirculação de lixiviado e faixa de duração das etapas ao longo da batelada	56
Figura 2.13: Reação de combustão do CH ₄ com liberação de energia e CO ₂ e H ₂ O	78
Figura 2.14: Requerimentos mínimos para assegurar o aproveitamento energéticos do biogás	80
Figura 4.1: Esquema gráfico das unidades que compõe o sistema de metanização TMethar.....	96
Figura 4.2: Vista geral da TMethar. Detalhe da infraestrutura dos reatores MESB construídos em concreto armado e tubulações de inox para a coleta de biogás.	96
Figura 4.3: Vista frontal dos reatores MESB. Detalhe das portas herméticas e do pátio coberto para o recebimento e preparo do substrato.....	96
Figura 4.4: Vista geral do reator anaeróbio de mistura completa para a estabilização biológica do lixiviado e produção de inóculo - Unidade de Produção de Inóculo (UPI).....	97
Figura 4.5: Fluxograma básico do sistema de tratamento biológico de resíduos sólidos orgânicos via metanização em estado sólido por bateladas (MESB) – TMethar	98
Figura 5.1: Vista geral da unidade de tratamento preliminar (a), poço de bombeamento (elevatória) de lixiviado (b) e unidade de gradeamento (c).....	102
Figura 5.2: Procedimento de segregação e caracterização da composição gravimétrica da FORSU...104	
Figura 5.3: Análises de composição gravimétrica e caracterização físico-química básica da FORSU105	
Figura 5.4: Composição gravimétrica da FORSU-GG, classificada em: (i) Frutas & Vegetais; (ii) Carnes & Laticínios; (iii) Massas e Doces; (iv) Resto de Alimentos; (v) Papel & Papelão; (vi) Impróprios....	107
Figura 5.5: Detalhe da FORSU-GG recebida na unidade MESB (esq.) e tipologias de orgânicos segregados (dir.), com destaque para maior fração de Frutas & Vegetais.	108
Figura 5.6: Série histórica e <i>box-plot</i> da massa específica da FORSU-GG recebida na unidade MESB	110
Figura 5.7: Série histórica e <i>box-plots</i> da série de sólidos contida na FORSU-GG recebida na unidade MESB.....	111
Figura 5.8: Descarregamento da FORSU-GG na unidade MESB e detalhe do excesso de volume de lixiviado fresco (LF) contido nos caminhões de coleta.....	112

Figura 5.9: Série histórica da massa de FORSU-GG recebida na unidade MESB e do volume de lixiviado fresco gerado; e <i>box-plot</i> da relação LF/FORSU.....	113
Figura 5.10: Série histórica e <i>box-plot</i> do monitoramento da temperatura e do pH do excesso de lixiviado fresco (LF) contido na FORSU-GG.....	114
Figura 5.11: Série histórica e <i>box-plot</i> das análises da série de sólidos, relação SV/ST e DQO no excesso de LF contido na FORSU-GG.....	116
Figura 5.12: Série histórica e <i>box-plot</i> do monitoramento das concentrações de COT no excesso de LF contido na FORSU-GG.....	118
Figura 5.13: Série histórica e <i>box-plot</i> do monitoramento das concentrações de N-NH ₄ ⁺ no excesso de LF contido na FORSU-GG.....	118
Figure 6.1: Cumulative CH ₄ production (a) and CH ₄ yield (b) over time for the three S/I ratios tested (0.25; 0.50 and 1.0 gVS _s .gVS _r ⁻¹) and after the sequential FP 1, 2 and 3. The dashed lines indicate the starting point of the second and third feeding periods.....	127
Figure 6.2: Principal Coordinate Analysis (PCoA) of taxonomy profile, PC1 vs PC2, ecological index Bray–Curtis (after normalization). FP1-B, FP2-B and FP3-B, correspond to control flasks (with only sludge) after feeding period 1, 2 and 3, respectively; FP1-0.25, FP1-0.5 and FP1-1.0, correspond to biomass from flasks working at S/I ratio of 0.25, 0.5 and 1.0 at feeding period 1, respectively; and FP2 and FP3, correspond to samples collected after the second and third feeding periods, respectively....	132
Figure 6.3: Microbial community at phylum level (a) and bacterial community at genus level (> 2.0% relative sequence contribution) (b) in BMP flasks with S/I ratios of 0.25, 0.5 and 1.0 gVS _s .gVS _r ⁻¹ . FP1, FP2 and FP3 represent feeding periods 1, 2 and 3. B, control flask (only sludge).	135
Figure 6.4: Archaeal community composition (a) in BMP flasks at different S/I ratios (genera with relative abundance > 1.0% were included); (b) Heatmap analysis showing the distribution of the 11 most abundant archaeal genera in BMP flasks with different S/I ratios. The absolute value represents the distance between the raw score and the mean of the standard deviation. It is negative when the raw score is below the mean, and vice versa. The line with only g_ represents that no genus level classification was available for these sequences. However, they were classified to the order <i>Methanobacteriales</i> class WSA2.....	140
Figura 7.1: Triturador mecânico dotado por peneiras rotativas instalado da UTR-Caju e material de resíduo de poda (RPO).....	149
Figura 7.2: Fluxograma das etapas sequenciais de um processo de tratamento biológico da FORSU via metanização (MESB) com recirculação de lixiviado.....	153
Figura 7.3: Fluxograma básico de recirculação de lixiviado em um processo MESB e os principais parâmetros monitoramento.....	158
Figura 7.4: Imagens da FORSU derivada de um grande gerador (esq.) e do resíduo de poda triturada (dir.) acondicionados no pátio de resíduos da unidade MESB.....	161
Figura 7.5: Incremento da temperatura interna nos reatores MESB durante a etapa de hidrólise: i) hidrólise aeróbia, com aeração controlada (direita); ii) fermentação anaeróbia, sem aeração (esq.)...162	162
Figura 7.6: Monitoramento da temperatura média em diferentes reatores MESB e valores do pH da FORSU e do MD derivado da metanização.....	163
Figura 7.7: Balanço de massa básico em diferentes bateladas de um processo MESB *(eixo Y: 1,0 corresponde a 100 % de redução de massa e volume).....	163
Figura 7.8: Formação de leira sem utilização de material estruturante (esq.), escoamento do resíduo para frente do reator MESB (centro) e obstrução da drenagem interna (dir.).....	164

Figura 7.9: Desempenho operacional em diferentes bateladas de um processo MESB com recirculação de lixiviado *(eixo Y: 1,0 corresponde a 100 %CH ₄ ou 100% eficiência de conversão SV).....	165
Figura 7.10: Estruturação da FORSU com poda triturada (esq.) e leira formada no reator MESB	165
Figura 7.11: Monitoramento dos principais parâmetros ambientais ao longo das semanas operacionais em diferentes bateladas MESB – Fase I: Sem poda *(eixo Y: 1,0 corresponde a 100 %CH ₄)	170
Figura 7.12: Monitoramento dos principais parâmetros ambientais ao longo das semanas operacionais em diferentes bateladas MESB – Fase II: Poda 1:5 *(eixo Y: 1,0 corresponde a 100 %CH ₄).....	171
Figura 7.13: Monitoramento dos principais parâmetros ambientais ao longo das semanas operacionais em diferentes bateladas MESB – Fase III: Poda 1:3 *(eixo Y: 1,0 corresponde a 100 %CH ₄)	172
Figura 7.14: Série temporal dos principais parâmetros de desempenho da UPI ao longo da operação do processo MESB de tratamento da FORSU *(eixo Y: 1,0 corresponde a 100 %CH ₄).....	178
Figura 7.15: Série temporal dos principais parâmetros de monitoramento ambiental da UPI ao longo da operação do processo MESB de tratamento da FORSU	179
Figura 8.1: Fluxo de massa e energia do sistema de tratamento biológico via MESB (TMethar).....	186
Figura 8.2: Estimativa dos impactos econômicos derivados da metanização da FORSU e dos diferentes usos energéticos do biogás gerado na TMethar.....	195
Figura 8.3: Balanço energético estimado do sistema TMethar e da UTR-Caju.....	198
Figura 8.4: Estimativa dos GEE emitidos e evitados considerando a situação atual (FORSU disposta no Aterro de Seropédica) e as situações aprimoradas (uso de biogás para a substituição da matriz elétrica ou diesel)	200
Figura 8.5: Balanço básico de massa e energia equivalente ao tratamento de 1,0 tFORSU no sistema de metanização TMethar.....	203

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1: Principais indicadores de gerenciamento de RSU na Cidade do Rio de Janeiro.....	22
Tabela 2.2: Principais características físico-químicos da FORSU gerada por diferentes países.	26
Tabela 2.3: Composição da FORSU gerada na Cidade do Rio de Janeiro, conforme renda	27
Tabela 2.4: Rendimento teórico e concentração média de CH ₄ durante a digestão anaeróbia dos carboidratos, proteínas e lipídeos.	30
Tabela 2.5: Principais características físico-químicas de lixiviados gerados em aterros sanitários.....	32
Tabela 2.6: Comparação energética de algumas reações termodinâmicas comuns na degradação anaeróbia da matéria orgânica.....	38
Tabela 2.7: Principais etapas da digestão anaeróbia e taxas de crescimento de biomassa anaeróbia	39
Tabela 2.8: Principais gêneros de bactérias fermentativas e arqueias metanogênicas envolvidas no processo de metanização de resíduos sólidos orgânicos	43
Tabela 2.9: Principais unidades de tratamento de resíduos orgânicos via MESS em escala industrial.	50
Tabela 2.10: Principais unidades de tratamento de resíduos orgânicos via MESB em escala industrial.	55
Tabela 2.11: Avaliação crítica das principais biotecnologias de metanização.....	67
Tabela 2.12: Composição físico-química do biogás gerado em diferentes processos de metanização ..	78
Tabela 2.13: Calor de formação padrão das substâncias envolvidas na combustão do CH ₄	79
Tabela 2.14: Poder calorífico inferior de diferentes combustíveis e equivalência como CH ₄ e biogás ..	79
Tabela 2.15: Principais aspectos e requerimentos operacionais, poluentes e aspectos econômicos típicos de um cogenerador CHP tipo ciclo Otto*	84
Tabela 2.16: Especificações para comercialização de biometano oriundo de aterros e estações de tratamento de esgoto	86
Tabela 2.17: Custos médio de investimento (CAPEX) e operação (OPEX) de sistemas de purificação de biogás	87
Tabela 3.1: Parâmetros de verificação e os resultados esperados para confirmação da hipótese 1	91
Tabela 3.2: Parâmetros de verificação e os resultados esperados para confirmação da hipótese 2	91
Tabela 3.3: Parâmetros de verificação e os resultados esperados para confirmação da hipótese 3	93
Tabela 3.4: Parâmetros de verificação e os resultados esperados para confirmação da hipótese 4	93
Tabela 4.1: Características dimensionais das unidades que compõe o sistema de metanização (MESB)	97
Tabela 5.1: Classificação das tipologias de resíduos orgânicos para determinação da composição gravimétrica da FORSU aplicada ao tratamento biológico.....	103
Tabela 5.2: Síntese da caracterização da composição gravimétrica e físico-química da FORSU-GG e do lixiviado fresco (LF)	119
Table 6.1: Physicochemical properties and composition of OFMSW based on wet weight.....	123
Table 6.2: Volumes and mass used for the experiments with different ratios S/I of gVS of OFMSW (substrate) per gVS of sewage sludge (inoculum).....	124
Table 6.3: Volatile Solids load determined at the beginning (In) and at the end (Out) of each feeding period for the BMP assays (average values from the triplicates) and VS destruction (%) for the three S/I ratios tested.....	124
Table 6.4: pH of the mixtures determined at the beginning (initial) and at the end (final) of BMP assays (average values from the triplicates) for the three feeding periods.	128

Table 6.5: Main microbial characteristics in the flasks with high and low CH ₄ yield and VS destruction.	129
Table 6.6: Correlation between operational parameters and abundances of microbial groups. In order to increase sample size, all data were considered without distinction between the S/I ratios tested and sequential feeding. The significant correlations ($p < 0.05$) are shown in bold.	130
Table 6.7: Diversity index (after normalization).....	131
Table 6.8: Classified potential syntrophic organisms (≥ 1.0 %)	137
Tabela 7.1: Características físico-químicas do resíduo de poda (RPO) triturado	149
Tabela 7.2: Caracterização das fases operacionais da pesquisa	150
Tabela 7.3: Principais características físico-químicas do lodo anaeróbio (inóculo) derivado de um digestor de lodo da ETE-Alegria.....	154
Tabela 7.4: Sumário das equações utilizadas para estimativa das taxas de aspersão de inóculo nos reatores MESB	156
Tabela 7.5: Material amostrado, pontos de coleta e frequências de análise dos principais parâmetros de monitoramento do processo MESB com recirculação de lixiviado	158
Tabela 7.6: Síntese das principais condições operacionais estabelecidas nos reatores MESB	161
Tabela 7.7: Síntese dos gráficos <i>box-plot</i> referentes ao balanço de massa básico em diferentes bateladas dos reatores MESB.....	168
Tabela 7.8: Síntese dos gráficos <i>box-plot</i> dos principais parâmetros operacionais em diferentes bateladas da unidade MESB	169
Tabela 7.9: Gráficos <i>box-plot</i> dos principais parâmetros de monitoramento ambiental ao longo das semanas operacionais MESB – Fase I: Sem poda.....	174
Tabela 7.10: Gráficos <i>box-plot</i> dos principais parâmetros de monitoramento ambiental ao longo das semanas operacionais MESB – Fase II: Poda 1:5	175
Tabela 7.11: Gráficos <i>box-plot</i> dos principais parâmetros de monitoramento ambiental ao longo das semanas operacionais MESB – Fase III: Poda 1:3.....	176
Tabela 7.12: Gráficos <i>box-plot</i> dos dados de monitoramento ambiental da UPI ao longo do período operacional do processo MESB	181
Tabela 8.1: Cálculos das estimativas da capacidade de tratamento e potencial de produção de biogás em processo MESB.....	187
Tabela 8.2: Cálculos de estimativa de produção de biossólidos e rejeitos em um processo MESB	188
Tabela 8.3: Cálculos de estimativas do potencial energético no biogás (elétrico, térmico e biometano) gerado em um processo MESB	189
Tabela 8.4: Cálculos de estimativas de emissões e mitigação de GEE derivadas das atividades de transporte e aterro ou tratamento via MESB	190
Tabela 8.5: Cálculos de estimativas dos ganhos econômicos associados ao tratamento via MESB....	193
Tabela 8.6: Resumo dos principais indicadores de produção de biogás, energia e mitigação de GEE associados ao tratamento de 1,0 tFORSU via MESB (TMethar).....	202

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AI/AP – relação alcalinidade intermediária / alcalinidade parcial	LR/FORSU – relação de lixiviado recirculado aplicado (vol./massa úmida)
ANP – Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis	RA – resíduo de alimentos
ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica	RDO – resíduo doméstico
BMP – <i>biochemical methane potential</i>	RGG – resíduo de grande gerador
CH₄ – metano	RPO – resíduo de poda
CHP – combined heat and power	RPU – resíduo público
C/N – relação carbono / nitrogênio	RSU – resíduo sólido urbano
CO₂ – dióxido de carbono	N-NH₄ – íon amônio
COA – carga orgânica aplicada	N-NH₃ – amônia livre
COMLURB – Companhia Municipal de Limpeza Urbana da cidade do Rio de Janeiro	S – substrato
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente	S/I – relação substrato / inóculo
COV – carga orgânica volumétrica	SF – sólidos fixos
COT – carbono orgânico total	SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
CSTR – <i>continuous stirred tank reactor</i>	ST – sólidos totais
DQO – demanda química de oxigênio	SV – sólidos voláteis
FORSU – fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos	MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
FORSU-GG – fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos de grande gerador	MD – material digerido
GEE – gases de efeito estufa	MEL – metanização em estado líquido
GWP – <i>global warming potential</i>	MESB – metanização em estado sólido por bateladas
H₂S – sulfeto de hidrogênio	MESS – metanização em estado semissólido
I – inóculo	N-NH₄ – íon amônio
kW – quilowatts	N-NH₃ – amônia livre
LF – lixiviado fresco	NTK – nitrogênio total kjeldahl
LR – lixiviado recirculado	pH – potencial hidrogeniônico
	PNRS – Política Nacional de Resíduo Sólidos
	TP – tratamento preliminar
	UPI – unidade de produção de inóculo
	UTR – unidade de transbordo de resíduos

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	19
2	REVISÃO DA LITERATURA	21
2.1	FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E SEU POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS	21
2.1.1	<i>Panorama do gerenciamento de RSU na Cidade do Rio de Janeiro</i>	<i>22</i>
2.1.2	<i>Principais fontes de geração e gerenciamento da FORSU</i>	<i>24</i>
2.1.3	<i>Principais características físico-químicas da FORSU e o potencial bioquímico de produção de metano</i>	<i>26</i>
2.1.4	<i>Lixiviado fresco (LF): o excesso de umidade contida na FORSU</i>	<i>31</i>
2.1.5	<i>Problemática da disposição final da FORSU em Aterros Sanitários</i>	<i>34</i>
2.1.6	<i>Metanização: processos metabólicos e microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia de resíduos orgânicos</i>	<i>36</i>
2.2	BIOTECNOLOGIAS DE METANIZAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS	43
2.2.1	<i>Metanização em Estado Líquido – MEL.....</i>	<i>45</i>
2.2.2	<i>Metanização em Estado Semissólido – MESS.....</i>	<i>48</i>
2.2.3	<i>Metanização em Estado Sólido por Batelada – MESB.....</i>	<i>51</i>
2.2.4	<i>Avaliação crítica das principais biotecnologias de metanização.....</i>	<i>66</i>
2.2.5	<i>Fatores que influenciam a estabilidade operacional em processos MESB com recirculação de lixiviado.....</i>	<i>68</i>
2.3	APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DO BIOGÁS PRODUZIDO EM PROCESSOS DE METANIZAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS.....	77
2.3.1	<i>Alternativas de aproveitamento energético do biogás.....</i>	<i>80</i>
2.3.2	<i>Requerimentos de qualidade do biogás para seu uso energético</i>	<i>80</i>
2.3.3	<i>Do biogás à energia elétrica</i>	<i>82</i>
2.3.4	<i>Do biogás ao biometano (biocombustível)</i>	<i>85</i>
3	PREMISSAS, HIPÓTESES E OBJETIVOS.....	88
3.1	PREMISSAS.....	88
3.2	HIPÓTESES E PARÂMETROS DE VERIFICAÇÃO	90
3.3	OBJETIVOS	94
4	APARATO EXPERIMENTAL	95
5	CARACTERIZAÇÃO E GERENCIAMENTO DA FRAÇÃO ORGÂNICA E DO LIXIVIADO FRESCO CONTIDO NO RESÍDUO SÓLIDO DE UM GRANDE GERADOR EM UMA UNIDADE DE METANIZAÇÃO EM ESTADO SÓLIDO POR BATELADAS (MESB)	98
5.1	INTRODUÇÃO	98
5.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	101

5.2.1	<i>Gerenciamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) e do líquido fresco (LF) em uma unidade MESB.....</i>	101
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	106
5.3.1	<i>Composição gravimétrica e caracterização físico-química da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos de um grande gerador (FORSU-GG)</i>	106
5.3.2	<i>Gerenciamento da FORSU e do excesso de líquido fresco (LF) na unidade MESB.....</i>	112
5.4	CONCLUSÕES	120
6	INFLUENCE OF SUBSTRATE/INOCULUM RATIO AND SEQUENTIAL FEEDING ON BACTERIAL AND ARCHAEAL COMMUNITIES DURING THE ANAEROBIC DIGESTION OF OFMSW (ORGANIC FRACTION OF MUNICIPAL SOLID WASTE).....	121
6.1	INTRODUCTION	121
6.2	MATERIALS AND METHODS	123
6.2.1	<i>Substrate and inoculum used in the BMP tests</i>	123
6.2.2	<i>Biochemical methane potential tests.....</i>	123
6.2.3	<i>Physicochemical analysis</i>	125
6.2.4	<i>Microbial community analysis.....</i>	125
6.2.5	<i>Statistical Analysis.....</i>	126
6.3	RESULTS AND DISCUSSION.....	127
6.3.1	<i>Impact of different S/I ratio on methane production</i>	127
6.3.2	<i>Microbial community changes in response to different S/I ratios and sequential feeding</i>	131
6.4	CONCLUSIONS.....	143
7	AVALIAÇÃO DA ESTABILIDADE OPERACIONAL DE UM REATOR MESB COM RECIRCULAÇÃO DE LÍQUIDO.....	144
7.1	INTRODUÇÃO	144
7.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	147
7.2.1	<i>Estratégias operacionais do processo MESB.....</i>	147
7.2.2	<i>Unidade de estabilização de líquido e produção de inóculo (UPI) e estratégias de inoculação de reatores MESB com recirculação de líquido</i>	154
7.2.3	<i>Avaliação da estabilidade do processo MESB</i>	156
7.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	160
7.3.1	<i>Avaliação de desempenho dos reatores MESB com recirculação de líquido: estabilização biológica da FORSU e incremento do conteúdo de CH₄ no biogás.....</i>	160
7.3.2	<i>Avaliação de desempenho da UPI sobre a estabilização biológica do líquido fresco (LF) contido na FORSU e do líquido recirculado (LR) em um processo MESB.....</i>	177
7.4	CONCLUSÕES	182
8	ESTRATÉGIAS DE APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE BIOGÁS E GANHOS AMBIENTAIS E ECONÔMICOS ASSOCIADOS À IMPLEMENTAÇÃO DE UM SISTEMA DE	

METANIZAÇÃO EM ESTADO SÓLIDO PARA O TRATAMENTO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DA CIDADE DO RIO DE JANEIRO, BRASIL.....	183
8.1 INTRODUÇÃO	183
8.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	186
8.2.1 <i>Avaliação dos ganhos associados às diferentes estratégias de recuperação energética e estimativa dos impactos ambientais e econômicos.....</i>	<i>186</i>
8.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	194
8.3.1 <i>Avaliação da capacidade de tratamento e do potencial de produção de biogás e biossólidos na unidade de metanização tipo MESB</i>	<i>194</i>
8.3.2 <i>Usos potenciais e ganhos econômicos associados ao aproveitamento energético do biogás gerado na unidade de metanização (MESB).....</i>	<i>197</i>
8.3.3 <i>Emissões evitadas de GEE em função do tratamento da FORSU via MESB</i>	<i>199</i>
8.4 CONCLUSÕES	204
9 CONCLUSÕES GERAIS.....	205
10 RECOMENDAÇÕES	208
REFERÊNCIAS	I

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional associado às taxas crescentes de geração *per capita* de resíduos sólidos urbanos (RSU), à indisponibilidade de área para construção de novos aterros sanitários e à falta de tecnologias modernas para o tratamento dos RSU tornam seu gerenciamento um desafio para os municípios brasileiros. A fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) corresponde a cerca de 50% da massa de RSU gerada no país e sua disposição no meio ambiente resulta em diferentes impactos ecossocioeconômicos que atravancam a sustentabilidade e a capacidade de resiliência das cidades. Destes, destacam-se as emissões de gases de efeito estufa (GEE); a poluição hídrica e do solo por lixiviado; a precarização da saúde pública; e os profundos impactos socioeconômicos. Sob este panorama, o desenvolvimento de alternativas sustentáveis para o tratamento da FORSU é fundamental para assegurar o atendimento de metas estratégicas das Políticas Nacionais de Resíduos Sólidos (PNRS, 2010) e de Mudanças Climáticas (PNMC, 2009), e de objetivos centrais da Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas (ONU, 2017).

A biotecnologia de metanização em estado sólido por batelada (MESB) destaca-se como importante alternativa para o tratamento de resíduos orgânicos com elevado teor de sólidos totais ($ST > 20\%$), tal como a FORSU, por possibilitar: (i) a mitigação dos GEE e da poluição por lixiviado; (ii) a redução do custo de disposição final de RSU; (iii) a produção de biogás, fonte de energia renovável: térmica, elétrica e biocombustível; e (iv) a produção de biossólido, passível de uso na agricultura ou na recuperação de solos degradados. No entanto, as definições de projeto e os parâmetros operacionais ainda não estão consolidados na literatura, principalmente em países tropicais em desenvolvimento, como o Brasil.

A seleção de inóculo e a definição da relação entre a biomassa contida no inóculo (I) e a biomassa de substrato (S), relação S/I, são fatores chave para uma partida (*start-up*) e operação bem sucedida de reatores MESB com recirculação de lixiviado. Tendo em vista a dificuldade em se dispor de inóculo já adaptado ao substrato FORSU, são necessárias a adaptação dos microrganismos anaeróbios ao substrato e a definição das estratégias de inoculação em função das características físico-químicas e microbiológicas estabelecidas no processo de metanização, com vistas ao incremento do rendimento de CH_4 nos reatores MESB.

A fim de incrementar a capacidade de tratamento e o rendimento de produção de CH₄ em processos MESB, diferentes estudos têm explorado alternativas de inoculação que dispensem o emprego do inóculo sólido (material digerido) para partida de reatores MESB. Nesta perspectiva, a estratégia de inoculação via recirculação de lixiviado biologicamente estabilizado em um reator anaeróbio de mistura completa, denominado por Unidade de Produção de Inóculo (UPI) nesta pesquisa, pode ser alternativa viável para mitigar os efeitos inibitórios do acúmulo de ácidos orgânicos e de nitrogênio amoniacal nos reatores, incrementando a produção de biogás e o potencial energético do processo MESB.

Essa tese foi organizada em 10 Capítulos, sendo apresentada uma revisão bibliográfica geral dos temas pesquisados, seguida da conformação das premissas, hipóteses e objetivos (Capítulo 3) que norteiam este trabalho. No Capítulo 4 são apresentados o aparato experimental, a configuração e o fluxograma de processo estabelecido na Unidade de Metanização em Estado Sólido por Bateladas, instalada no EcoParque-Caju da Companhia Municipal de Limpeza Urbana da cidade do Rio de Janeiro (COMLURB), com capacidade de tratamento de até 25 toneladas de resíduo orgânico por dia. Com intuito de investigar e definir as melhores estratégias operacionais para a otimização da produção e do aproveitamento energético do biogás em reatores MESB com recirculação de lixiviado, os resultados desta pesquisa foram organizados em quatro capítulos principais, em formato de artigo científico, cujos temas são: (Capítulo 5) caracterização e gerenciamento da fração orgânica e do lixiviado fresco contido no resíduo sólido de um grande gerador em uma unidade MESB; (Cap. 6) avaliação do potencial biometanogênico (BMP) da FORSU e influência da relação substrato/inóculo sobre as comunidades de bactérias e arqueias durante a metanização da FORSU; (Capítulo 7) avaliação da estabilidade operacional de reatores MESB com recirculação de lixiviado; e (Capítulo 8) estratégias de aproveitamento energético de biogás e ganhos ambientais e econômicos associados ao processo MESB aplicado ao tratamento da FORSU. Por fim, nos Capítulos 9 e 10 são apresentadas as conclusões finais e recomendações, respectivamente.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E SEU POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS

As características de geração e a composição da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) variam conforme fatores ambientais, sociais, culturais e econômicos particulares de cada município/região. Via de regra, países de baixo desenvolvimento econômico têm maior percentual de matéria orgânica na composição dos RSU (> 50%), se comparado aos países de elevado desenvolvimento econômico (34%) (BANCO MUNDIAL, 2012).

O Brasil tem importante participação na geração mundial de resíduos sólidos orgânicos, como pode ser observado no mapa de percentual da fração orgânica de resíduos sólidos em diferentes países (Figura 2.1), haja visto sua grande população (210 milhões de habitantes, sendo 85% urbanos) e sua vocação agropecuária (importante participação na produção mundial de proteína animal e de grãos) (IBGE, 2017; BRASIL, 2015).



Figura 2.1: Percentual da fração orgânica dos resíduos sólidos em diferentes países
Fonte: WASTE ATLAS (2014)

O Brasil descarta, por ano, quase 37 milhões de toneladas de resíduos orgânicos, o que representa mais de 50% de todo RSU gerado no país (BANCO MUNDIAL, 2012; WASTE ATLAS, 2014; ABRELPE, 2017). Vale ressaltar que, o resíduo de alimentos (RA) representa importante parcela da composição da FORSU (FAO, 2013; 2016; PORPINO *et al.*, 2018).

Segundo relatório da *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO, 2013), cerca de um terço dos alimentos produzidos para consumo humano, aproximadamente 1,3

bilhão de toneladas é desperdiçada anualmente. O desperdício e descarte dos reatos de alimentos resultam na emissão de aproximadamente 3,3 bilhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente ($\text{CO}_{2\text{eq}}$) por ano (cerca de 10% das emissões totais de GEE no mundo). As perdas econômicas anuais em função do desperdício são estimadas em 750 bilhões de dólares, além do desperdício de 250 quilômetros cúbicos de água e a supressão de 1,4 bilhão de hectares de ecossistemas naturais para agropecuária.

O RA é gerado ao longo de toda cadeia de produção e consumo. Na América Latina, 28% do desperdício e geração de RA ocorre na etapa de produção; 28% no consumo; 22% durante o manuseio e armazenamento; 17% na distribuição e comercialização; e 6% na etapa de processamento (FAO, 2016). Nos centros urbanos, o RA é gerado, principalmente, nas etapas de distribuição, comercialização e consumo, correspondendo a cerca de 45% de toda geração.

O desperdício de alimentos no Brasil, apenas nos domicílios (etapa de consumo), é de aproximadamente 8,7 milhões de toneladas por ano, equivale a uma geração *per capita* de 114 $\text{gRA.hab}^{-1}.\text{d}^{-1}$ (PORPINO *et al.*, 2018). O ranking dos alimentos mais desperdiçados nos domicílios mostra que o arroz (22%), a carne bovina (20%), o feijão (16%) e o frango (15%) são os mais descartados, enquanto as frutas (4%) e hortaliças (4%) são desperdiçados em menores quantidades nos domicílios brasileiros (PORPINO *et al.*, 2018).

2.1.1 Panorama do gerenciamento de RSU na Cidade do Rio de Janeiro

A Cidade do Rio de Janeiro (RJ) é a segunda mais populosa capital do Brasil, com cerca de 6,5 milhões de habitantes (SNIS, 2017). Segundo dados do SNIS (2017), no RJ foram coletadas aproximadamente 3 milhões de toneladas de RSU em 2016, aproximadamente 6% de todo RSU coletado no país. Diariamente são geradas cerca de 10 mil toneladas de RSU, e cerca de 40% ($4.000 \text{ tRSU}.\text{d}^{-1}$) são direcionadas para a Unidade de Transbordo de Resíduos do Caju (UTR-Caju), cuja operação é de responsabilidade da Companhia Municipal de Limpeza Urbana da Cidade do Rio de Janeiro (COMLURB) - Tabela 2.1.

Tabela 2.1: Principais indicadores de gerenciamento de RSU na Cidade do Rio de Janeiro

Parâmetro	Unid.	Rio de Janeiro	UTR-Caju
Quantidade de RSU coletado (RDO+RPU)	$\text{tRSU}.\text{ano}^{-1}$	3.016.556	1.210.295
População Total	hab.	6.520.266	> 40%
População atendida pela coleta			100%
Geração per capita (RDO+RPU)	$\text{kgRSU}.\text{hab}^{-1}.\text{d}^{-1}$		1,27

Fração Orgânica dos RSU (FORSU)	%FORSU	53
Custo Transbordo e Transporte	R\$.t ⁻¹ RSU	66,00
Custo de Disposição em Aterro Sanitário	R\$.t ⁻¹ RSU	71,76
Taxa de recebimento e tratamento da FORSU (<i>gate-fee</i>)	R\$.t ⁻¹ FORSU	52,50

Siglas: RDO (resíduo doméstico); RPU (resíduo público). Fonte: adaptado SMAC/COPPE (2015); SNIS (2017)

O RSU recebido na UTR-Caju é transbordado dos caminhões de coleta para carretas de eixo duplo, com capacidade de carga de até 30 toneladas por viagem, sendo então transportado e disposto no Aterro Sanitário de Seropédica, distante cerca de 80 km (Figura 2.2).

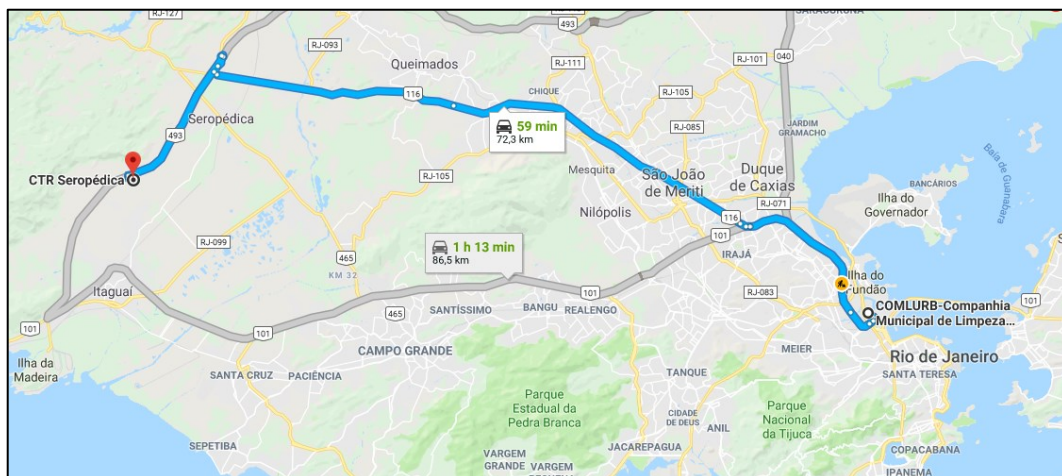


Figura 2.2: Rota de transporte dos RSU transbordados na UTR-Caju até o Aterro Sanitário de Seropédica (~80 km)

Fonte: imagem GOOGLE MAPS (2019)

Para garantir o transbordo e transporte de todo o RSU recebido na UTR-Caju (1.210.295 tRSU.ano⁻¹ – SNIS, 2017) são necessárias aproximadamente 40.345 viagens até o Aterro de Seropédica, totalizando um percurso de quase 6.454.907 km.ano⁻¹. Considerado o perímetro da Terra (~ 40.000 km), a distância total percorrida para dispor os RSU da UTR-Caju é suficiente para completar mais de 160 voltas ao mundo todo ano. Esta logística de gerenciamento e disposição de RSU resulta em impactos negativos diversos, principalmente sobre a crise climática e a mobilidade urbana na cidade do Rio de Janeiro.

Sob este panorama, implementar alternativas de tratamento que possibilitem evitar o aterro de resíduos orgânicos é uma meta a ser atendida pelos planos municipais de gerenciamento de RSU, sendo fundamental para atender aos objetivos estratégicos da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS, 2010) e da Política Brasileira sobre Mudança do Clima (PNMC, 2009). Nesta mesma perspectiva, o Planejamento Estratégico da Prefeitura do Rio de Janeiro para 2017-2020 visa como meta a redução em 27% do envio da FORSU para aterros até 2020.

Além dos impactos ambientais negativos, a atual rota de transporte e aterro também implica em ônus econômicos significativos para o município do Rio de Janeiro. O serviço de transporte e aterro dos RSU coletados pela prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro é terceirizado, sendo cobrada uma taxa de R\$137,76.tRSU⁻¹ para esta atividade (SNIS, 2017). Considerando apenas o RSU recebido na UTR-Caju, o custo de transporte e aterro é estimado em R\$ 166,7 milhões por ano.

Embora cerca de 53% dos RSU coletado no RJ sejam compostos pela FORSU, poucas iniciativas têm sido promovidas para seu adequado tratamento e disposição final (SMAC/COPPE, 2015). O tratamento da FORSU com o reaproveitamento dos subprodutos gerados pelos processos biológicos (ex. biogás e biossólidos) podem resultar em importantes ativos econômicos para os municípios, além da redução dos potenciais impactos sociais e ambientais.

2.1.2 Principais fontes de geração e gerenciamento da FORSU

A matéria orgânica tem importante contribuição na composição dos RSU (> 50%), principalmente de países tropicais e em desenvolvimento. Nos centros urbanos a FORSU é gerada em quatro principais fontes: (i) Resíduos Domiciliares - RDO; (ii) Resíduos Públicos - RPU; (iii) RPO – Resíduos de Poda; (iv) Resíduo de Grandes Geradores – RGG; sendo:

- FORSU-RDO: são resíduos orgânicos domiciliares e comerciais com características similares. Sua composição consiste majoritariamente em sobras de preparo e consumo de refeições (restos de alimentos), além de resíduos de varrição (folhas e galhos secos) e dejetos de animais domésticos.
- FORSU-RPU: são resíduos orgânicos gerados pela atividade de varrição e capina de vias públicas (gramas, capim, folhas e galhos);
- FORSU-RPO: são os resíduos derivados da atividade de podas de árvores (folhas, galhos e troncos);
- FORSU-RGG: são resíduos orgânicos derivados de estabelecimento cuja geração diária é superior à 120 L ou 60 kg, conforme Lei Municipal nº 3.273/2001 (Cidade do Rio de Janeiro). O RGG tem importante contribuição na quantidade total de RSU gerado em um município, onde destacam-se: centro de abastecimento de alimentos (CEASA); feiras-livre;

redes de supermercados; restaurantes/lanchonetes, padarias; indústrias de processamento de alimentos; hotéis/pousadas; zoológicos; eventos diversos etc..

Vale ressaltar que a FORSU é composta, majoritariamente, por restos de alimentos (FAO, 2013 e 2016; CAMPUZANO e GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, 2016; PORPINO *et al.*, 2018). Resíduos como papel, papel higiênico, papelão, papel cartão e cartolina também são passíveis de decomposição biológica, podendo ser uma importante fonte de carbono (celulose) para os microrganismos envolvidos no processo de degradação (GUILFORD, 2016).

As estratégias de gerenciamento de resíduos sólidos têm influência direta sobre a composição gravimétrica e as características físico-químicas da FORSU. As etapas de gerenciamento que mais interferem na qualidade da FORSU são:

- Estratégia de segregação: interfere no percentual de matéria orgânica contida na FORSU. A segregação eficaz assegura um baixo teor de material inerte (não biodegradável) na FORSU e um melhor desempenho dos processos biológicos de tratamento da FORSU (metanização e compostagem). Via de regra, a segregação da FORSU pode ser realizada:
 - *fonte de geração*: binária (úmido e seco); seletiva simples (orgânico, reciclável e rejeito); ou seletiva convencional (orgânico, plástico, papel, vidro, metal etc.);
 - *destinação final*: unidades de triagem manual e/ou mecânica.
- Tempo e tipo de acondicionamento: interfere no grau biodegradação e no teor de umidade da FORSU. Longos períodos de acondicionamento da FORSU tendem a resultar na biodegradação (hidrólise e acidificação da matéria orgânica) da FORSU e na formação de lixiviado fresco (LF). Assim, é importante que a coleta da FORSU seja realizada com frequência e os dispositivos de acondicionamento sejam estanques, para evitar o vazamento do lixiviado para o meio ambiente;
- Tipo de coleta: o equipamento de coleta (ex.: caminhão tipo compactador ou caçamba) tem influência sobre a massa específica (densidade) e o volume de LF gerado. Veículos compactadores resultam em maior massa específica e maior volume de lixiviado acumulado. Acerca disto, é importante que os equipamentos de coleta da FORSU sejam dotados de reservatórios estanques para o armazenamento do excesso de lixiviado fresco.

2.1.3 Principais características físico-químicas da FORSU e o potencial bioquímico de produção de metano

As características físico-químicas da FORSU variam em função de fatores ambientais, sociais, culturais e econômicos típicos dos locais de geração. Das principais características físico-químicas da FORSU pode-se citar: massa específica; composição gravimétrica; granulometria; sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV); grau de estabilização (SV/ST); potencial hidrogeniônico (pH); compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídeos); relação carbono/nitrogênio (C/N); micronutrientes; e metais traço.

Vale salientar que, via de regra, a FORSU pode conter importante conteúdo de material inerte (sólidos fixos - SF), ou seja, não-biodegradável. Mesmo que haja etapas de segregação na fonte e/ou a triagem mecânica, a presença de inertes é quase inevitável, o que prejudica a biodegradação da matéria orgânica. Em geral, a massa específica da FORSU pode variar de 450 a 850 kg.m⁻³, sendo esperada uma maior massa específica para uma FORSU bem segregada (MACIEL e JUCÁ, 2011; ORNELAS-FERREIRA, 2015; GUILFORD, 2016; CAMPUZANO e GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, 2016). Em função da granulometria da FORSU é esperada uma maior massa específica daquela que é composta majoritariamente por sobras de refeições, do que a composta por alimentos inteiros (ex.: frutas e vegetais), como é observado em feiras e supermercados.

A avaliação da composição físico-química da FORSU é fundamental para o adequado dimensionamento e operação de processos biológicos de degradação da matéria orgânica. A variação das principais características físico-químicas da FORSU gerada em diferentes cidades do mundo, segundo revisão da literatura, está descrita na Tabela 2.2.

Tabela 2.2: Principais características físico-químicas da FORSU gerada por diferentes países.

País	Cidade	pH	ST (%)	SV (%)	SV/ST (%)	NTK (gNTK.kg ⁻¹)	FT (gFT.kg ⁻¹)
Austrália	Brisbane	-	29,4	22,7	77,1	8,6	
Bélgica	Gent	-	25,5	24,0	94,0	11,9	0,7
Brasil	Rio de Janeiro	-	23,6	21,6	91,5	-	-
China	Canton	5,3	18,4	11,3	61,6	4,2	0,4
Colômbia	Bucaramanga	-	16,0	15,1	94,4	7,7	2,2
República Tcheca	Prague	5,9	32,5	23,1	71,0	4,5	0,7
Dinamarca	Copenhague	4,6	28,0	24,4	87,0	7,0	1,7
Finlândia	Forssa	5,3	27,0	24,9	92,3	6,5	0,7
França	Rennes	5,3	21,3	17,5	82,1	4,5	-

País	Cidade	pH	ST (%)	SV (%)	SV/ST (%)	NTK (gNTK.kg ⁻¹)	FT (gFT.kg ⁻¹)
Alemanha	Karlsruhe	5,1	25,5	22,5	88,2	7,8	-
Groelândia	Sisimiut	-	37,4	33,7	90,0	13,9	13,0
Índia	Kerala	6,2	18,7	16,9	90,6	1,0	-
Irlanda	Cork	4,1	29,4	28,0	95,0	10,4	-
Itália	Milan	4,4	24,2	22,2	91,6	5,0	0,5
Líbano	Beirut	-	18,6	17,2	92,6	-	0,7
México	Mexico City	-	29,7	22,3	75,1	5,4	1,8
Portugal	Lisbon	-	33,8	27,6	81,7	5,1	1,7
República da Coreia	Daejeon	3,9	21,1	17,4	82,5	13	-
Espanha	Diferentes cidades	5,2	29,2	24,9	82,5	7,7	-
Turquia	Ankara	-	35,6	33,8	94,9	7,2	-
Reino Unido	Luton	5,1	23,7	21,8	91,3	7,4	1,2
EUA	San Francisco	5,4	30,9	26,4	85,3	9,8	1,6
Média		5,2 ± 0,9	27,2 ± 7,6	22,9 ± 6,3	84,6 ± 9,9	7,9 ± 5,4	1,7 ± 2,5

Fonte: Adaptado de CAMPUZANO e GONZALEZ (2016)

NTK = nitrogênio total kjeldahl; FT = fósforo total

Campuzano e González-Martínez (2016), revisaram dados de caracterização físico-química da FORSU gerada por 43 cidades, em 22 países diferentes (Tabela 2.2). O conteúdo observado de ST na FORSU variou de 15,0 a 50,2 %ST (média de 27,3 %ST), enquanto o conteúdo de SV variou entre 7,4 e 36,1 %SV (média de 22,9 %SV). O potencial de biodegradação (relação SV/ST) observado variou de 0,62 a 0,95 (média de 0,84) e a demanda bioquímica de oxigênio (DQO) entre 140 - 575 gDQO.kg⁻¹FORSU. Vale também destacar que a FORSU é um resíduo tipicamente ácido, com pH médio abaixo de 5,2. Esta ampla faixa de variação de valores se justifica, principalmente, pela complexidade do gerenciamento, da composição heterogeneidade e do tamanho das partículas da FORSU.

Segundo o Diagnóstico dos RSU da Cidade do Rio de Janeiro (SMAC/COPPE, 2015), cerca de 53% do RSU gerado no RJ é composto por resíduos orgânicos, cujo teor médio de sólidos é de 23,6% ST, sendo 91,5% biodegradáveis (SV/ST). Na Tabela 2.3 é apresentado como a estrutura de classes, segundo nível de renda familiar, influencia a composição físico-química da FORSU gerada na cidade do Rio de Janeiro, sendo destacada, principalmente a diferença de desperdício de proteínas entre as classes baixa e alta.

Tabela 2.3: Composição da FORSU gerada na Cidade do Rio de Janeiro, conforme renda

Renda	Composição Física				Sólidos		Composição Química		
	Frutas, Verduras (%)	Folhas/e Podas (%)	Restos Comida (%)	Outros (%)	Umidade (%)	Sólidos Voláteis (%)	Carboidratos (%)	Proteínas (%)	Lipídios (%)
Alta	62,85	5,17	16,61	15,37	77,34	92,64	22,5	68,8	8,5

Média	71,19	6,19	9,34	13,28	79,55	90,93	37,3	56,5	6,1
Baixa	58,07	5,02	17,55	19,36	72,30	90,91	51,0	39,0	9,4
Geral	64,04	5,46	14,50	16,01	76,40	91,49	36,9	54,7	8,0

Fonte: adaptado de SMAC/COPPE (2015)

O potencial biometanogênico está diretamente relacionado as características bromatológicas da FORSU (carboidratos, proteínas, lipídeos, celulose, hemicelulose e lignina). Campuzano e Gonzáles-Martínez (2016) observaram que, em média, a FORSU é composta por: 55,5% de carboidratos; 17,7% de proteínas; 17,5% de lipídeos; 9,7% lignina. Já o estudo realizado por SMAC/COPPE (2015), demonstra que a FORSU gerada na Cidade do Rio de Janeiro é composta por: 36,9% de carboidratos, 54,7% de proteínas e 8,0% de lipídeos.

Os carboidratos são compostos, principalmente, por: fibra bruta, amido, açúcares e carboidratos solúveis e não-solúveis (celulose, hemicelulose e pectina). Estes compostos estão presentes em maior proporção nas frutas, vegetais, massas e doces, além do papel e papelão, que são compostos por celulose, os quais têm importante contribuição na geração da FORSU (CAMPUZANO e GONZÁLES-MARTÍNEZ, 2016; GUILFORD, 2016). Embora o potencial de biodegradação dos carboidratos (principalmente os simples, como açúcares e amido) seja elevado, seu rendimento de produção de CH₄ é o mais baixo dentre os compostos orgânicos complexos – carboidratos, proteínas e lipídeos (EHRIG, 1991; BASERGA, 1998; CAMPUZANO e GONZÁLES-MARTÍNEZ, 2016; WANG *et al.* 2018).

É importante destacar que as células vegetais (frutas, vegetais, folhas, poda etc.) também são compostas por carboidratos como: celulose, hemicelulose e lignina. A celulose e a hemicelulose, principais constituintes das células vegetais, são polissacarídeos de baixo potencial de biodegradação, enquanto a lignina (polímero ligado à celulose: lignocelulose) é um composto recalcitrante, que pode limitar a produção de CH₄ (XU *et al.*, 2014a; YANG *et al.*, 2015). A lignina está presente na casca de frutas e talos de vegetais, mas em maior proporção em resíduos como: papel/papelão, sacos de papel, guardanapos, papel toalha, coador de café, papel higiênico, jornal, poda de árvores e madeira.

As proteínas (composta majoritariamente por polipeptídios e aminoácidos) são encontradas em maiores proporções nos resíduos de alimentos de fonte animal: carnes, ovos e laticínios; mas também está presente em vegetais, principalmente os tubérculos e grãos. A proteína é único composto orgânico complexo que contém nitrogênio (N) e enxofre (S). Em vista disto, a

FORSU com elevado conteúdo de proteína tende a resultar em baixa relação carbono/nitrogênio (C/N). A literatura demonstra que os resíduos ricos em proteínas apresentam uma relação C/N tipicamente baixa ($< 15/1$), o que pode prejudicar processos de tratamento biológico em função do acúmulo de nitrogênio amoniacal (CAMPUZANO e GONZÁLES-MARTÍNEZ, 2016; GUILFORD, 2016; BRAGUGLIA *et al.*, 2018; REN *et al.*, 2018; XU *et al.*, 2018).

Ademais, a proteína é um composto de elevada biodegradabilidade e rendimento de CH_4 , que pode variar de 500 à 700 $\text{Nm}^3\text{CH}_4.\text{t}^{-1}\text{SV}$ (EHRIG, 1991; BASERGA, 1998; RAPOSO, *et al.*, 2011; XU *et al.*, 2018). Vale salientar ainda que, a degradação anaeróbia do enxofre (S) que está presente na proteína, pode resultar na intensa formação de sulfeto de hidrogênio (H_2S), gás tóxico e corrosivo, de mau odor característico, que prejudica a eficácia dos processos de metanização (CHERNICHARO, 2007).

Os lipídeos (óleos e gorduras), compostos hidrofóbicos, são observados em maior quantidade nos resíduos de origem animal (abatedouros, laticínios etc.), em vegetais (como as oleaginosas) e em alimentos processados (doces, embutidos, conservas etc.). Na digestão anaeróbia, os lipídeos (majoritariamente composto por triglicerídeos) são hidrolisados em ácidos orgânicos de cadeia longa. Estes são convertidos a acetato e hidrogênio (H_2), que são substratos direto da metanogênese (CHERNICHARO, 2007). Acerca disto, o rendimento de produção de CH_4 dos lipídeos são mais elevados que dos carboidratos e proteínas (EHRIG, 1991; BASERGA, 1998; CAMPUZANO e GONZÁLES-MARTÍNEZ, 2016).

Vale destacar também que é comum que a FORSU, principalmente aquelas compostas por sobras de refeições, contenham elevadas concentrações de sódio (Na^+) - devido ao uso excessivo de sal de cozinha, temperos e conservantes no preparo de refeições. A presença de Na^+ também pode ser considerável nos resíduos orgânicos de origem marinha (ex.: peixes, frutos do mar, moluscos etc.). Embora o Na^+ desempenhe um importante papel na síntese enzimática de microrganismos anaeróbios, elevadas concentrações de sais podem causar a desidratação da célula bacteriana (devido a diferença de pressão osmótica) e prejudicar os processos de biodegradação (MCCARTY, 1964; CHEN *et al.*, 2008; ZHANG *et al.*, 2014; ANWAR *et al.*, 2016; ZHAO *et al.*, 2017).

McCarty (1964) e Anwar *et al.* (2016) reportam que concentrações de sódio entre 3,5 – 6,5 $\text{gNa}^+.\text{L}^{-1}$ podem prejudicar a digestão anaeróbia, enquanto teores acima de 8,0 $\text{gNa}^+.\text{L}^{-1}$ são

potencialmente inibidores da metanogênese. A inibição por sódio é ainda mais nociva aos microrganismos degradadores de lignocelulose, acetocláticos, redutores de propionato e hidrogenotróficos, em ordem de importância (LIU e BOONE, 1991). Cabe destacar ainda que não há a remoção de Na^+ nos processos de digestão anaeróbia, e a presença deste elemento no material digerido final é um importante limitador de seu uso agrícola (CHERNICHARO, 2007; BRASIL, 2009).

O rendimento teórico de produção de CH_4 dos carboidratos, proteínas e lipídeos, assim como a concentração média de CH_4 durante a digestão anaeróbia de cada compostos estão descritos na Tabela 2.4.

Tabela 2.4: Rendimento teórico e concentração média de CH_4 durante a digestão anaeróbia dos carboidratos, proteínas e lipídeos.

Componente	Rendimento teórico de CH_4				Concentração de CH_4	
	(Nm ³ CH ₄ .t ⁻¹ SV)				(%CH ₄)	
Carboidratos	453 ¹	395 ²	415 ³	370 ⁴	50 ²	50,0 ³
Proteínas	509 ¹	497 ²	633 ³	740 ⁴	71 ²	68,8 ³
Lipídeos	1.021 ¹	850 ²	990 ³	1.014 ⁴	68 ²	69,5 ³

Fonte: adaptado de EHRIG (1991)¹; BASERGA (1998)²; WANG *et al* (2018)³; XU *et al.* (2018)⁴

Visto que a FORSU possui diferentes proporções de carboidratos, proteínas e lipídeos, é importante avaliar o potencial de produção de metano da FORSU gerada por diferentes fontes. A literatura têm buscado determinar o potencial de produção de CH_4 para diferentes resíduos, sendo utilizadas metodologias para estimativa teórica ou de avaliação em laboratório. O teste laboratorial mais empregado para determinação do rendimento de CH_4 é o potencial biometanogênico, ou BMP - sigla em inglês para *biochemical methane potential*. O teste BMP possibilita quantificar a produção de CH_4 e comparar o potencial entre diferentes tipos de substratos.

O teste BMP é realizado a partir da introdução do substrato (S) orgânico em frascos hermeticamente fechados (com controle de temperatura e agitação contínua) com a adição de um inóculo (I) anaeróbio já adaptado, sendo a produção acumulada de CH_4 registrada e correlacionada com a carga orgânica (SV) contida no substrato aplicado, podendo ser expresso em termos de NmLCH₄.g⁻¹SV ou Nm³CH₄.t⁻¹SV (ANGELIDAK *et al.*, 2009; HOLLIGER *et al.*, 2016). A definição do BMP da FORSU é particularmente complexa, uma vez que sua composição é heterogênea, e o tamanho das partículas e o teor de sólidos são fatores limitantes

para realização dos testes BMP, podendo ser necessária a trituração e diluição do substrato (HOLLIGER, *et al.*, 2016; ANDRÉ *et al.*, 2018). O potencial biometanogênico também varia conforme as condições operacionais estabelecidas nos testes BMP, principalmente: temperatura, agitação, teor de sólidos e adição de nutrientes. Vale destacar que os testes BMP são realizados em condições laboratoriais ideais, sendo os parâmetros ambientais e operacionais finamente controlados, assim, a produção de CH₄ tende a ser máxima (HOLLIGER *et al.*, 2016).

A revisão da literatura demonstra que a FORSU contém um potencial biometanogênico que podem variar entre 180 e 550 Nm³CH₄.tSV⁻¹ (RAPOSO *et al.*, 2011; CAMPUZANO e GONZÁLES-MARTÍNEZ, 2016; GUILFORD, 2016). Entretanto, em processos de metanização em estado sólido por bateladas (MESB) da FORSU em escala industrial, apenas parte do BMP é produzido, dada as limitações operacionais de ordem prática. Estudos demonstram que nos processos MESB há uma produção de biogás que corresponde a 40-70% do BMP aferido em laboratório (POGNANI *et al.*, 2015; RICO *et al.*, 2015; DEGUEUCE *et al.*, 2016; DI MARIA *et al.*, 2017a; QIAN, *et al.*, 2016; PEZZOLA *et al.*, 2017).

2.1.4 Lixiviado fresco (LF): o excesso de umidade contida na FORSU

A umidade é um importante parâmetro que deve ser considerado nos planos de gerenciamento e na operação de processos biológicos de tratamento da FORSU. O teor de umidade da FORSU varia em função das características físico-químicas de cada tipo de resíduo, sendo encontrada nas principais formas:

- Água intracelular (de constituição): faz parte da estrutura molecular das partículas sólidas. Estas ligações intramoleculares são destruídas através de uma mudança no estado de agregação da água ou da degradação bioquímica da matéria orgânica;
- Água livre: é a parcela de água que preenche os espaços vazios da massa sólida. Por não estar associada as partículas sólidas, este excesso de umidade pode ser facilmente removido por gravidade;
- Água superficial (coloidal ou vicinal): refere-se a água presa à superfície das partículas sólidas por forças de adsorção e adesão, podendo ser removida através de processos mecânicos (ex.: trituração), físicos (ex.: calor) e/ou químicos (ex.: floculantes);

- Água intersticial: é a parcela de água que fica retida dentro de fissuras e espaços intersticiais das partículas sólidas, unidas por ação de forças capilares. Quando estas ligações capilares são destruídas (ex. força mecânica e/ou degradação bioquímica) a água intersticial pode se tornar água livre.

O excesso de umidade contido na FORSU pode ser denominado como lixiviado fresco (LF). Na literatura ainda não está bem definida a nomenclatura deste efluente líquido contido na FORSU. Na forma popular, o LF também pode ser denominado como chorume. O LF difere do lixiviado gerado em aterro, principalmente, em termos de carga orgânica (ex.: DQO) e pH. O lixiviado de aterros sanitários pode ser classificado como “novo” (gerado na fase acidogênica de aterros recentes – idade menor que 5-10 anos), ou como “velho” (gerado na fase metanogênica de aterros antigos – mais de 10 anos em operação) (COSTA *et al.*, 2019).

Geralmente, o lixiviado “novo” apresenta baixos valores de pH (4,0 – 5,5) e elevadas carga orgânica ($DQO > 20 \text{ gO}_2\text{.L}^{-1}$), nutrientes e metais traço. Já o lixiviado “velho” apresenta pH tipicamente neutro (6,5 – 7,5) e menor carga orgânica ($DQO > 5 \text{ gO}_2\text{.L}^{-1}$), visto que parte da DQO já foi consumida pelos microrganismos anaeróbios, dominantes em aterros mais antigos, dando origem ao biogás. A matéria orgânica remanescente no lixiviado “velho” é tipicamente recalcitrante, ou seja, de compostos de difícil degradação biológica (ex.: ácidos húmicos e fúlvicos) (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; COSTA *et al.*, 2019). A concentração de metais traço também tende a ser menor no lixiviado “velho”, visto que que grande parte dos metais não é solúvel em pH neutro (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993). Os principais características físico-químicas de lixiviados gerados em aterros sanitários estão descritos na Tabela 2.5.

Tabela 2.5: Principais características físico-químicas de lixiviados gerados em aterros sanitários

Parâmetro	Unidade	Lixiviado “novo” (aterro < 10 anos)	Lixiviado “velho” (aterro > 10 anos)
pH	-	3,0 – 6,0	6,5 – 8,0
ST	mg.L ⁻¹	10.000 – 55.000	2.000 – 5.000
DQO	mg.L ⁻¹	20.000 – 70.000	1.000 – 5.000
DBO	mg.L ⁻¹	10.000 – 55.000	600 – 1.000
NTK	mg.L ⁻¹	1.500 – 4.500	75 – 300
N-NH ₄ ⁺	mg.L ⁻¹	1.500 – 4.250	50 – 200
P	mg.L ⁻¹	10 – 100	< 10
K	mg.L ⁻¹	35 – 2.300	35 – 2.300
Cl ⁻	mg.L ⁻¹	500 – 5.000	< 500
Na ⁺	mg.L ⁻¹	20 – 7.000	-
Alcalinidade	mg.L ⁻¹	4.500 – 18.000	200 – 5.000
Condutividade	µS.cm ⁻¹	6.000 – 41.000	-
SO ₄ ²⁺	mg.L ⁻¹	200 – 2.000	50 – 200

Fe ²⁺	mg.L ⁻¹	500 – 1.500	100 – 500
Zn ²⁺	mg.L ⁻¹	50 – 200	10 – 50
Coliformes totais	NMP.100mL ⁻¹	10 ⁵	-
Coliformes termotolerantes	NMP.100mL ⁻¹	10 ⁵	-

Fonte: Adaptado de TCHOBANOGLOUS (1993); MORAVIA (2010); COSTA *et al.*, (2019)

O LF contido na FORSU está presente em forma de água livre. Na etapa de coleta, pode haver formação adicional de LF, principalmente quando utilizados caminhões compactadores – sendo parte da água ligada as partículas sólidas (superficial e intersticial) extraída pela compactação, aumentando o volume de água livre. A formação adicional de LF também ocorre em função das reações bioquímicas da hidrólise da FORSU, processo no qual também ocorre a formação de H₂O. Assim, longos períodos de acondicionamento da FORSU resultam em maior formação de LF. Acerca disto, os equipamentos de acondicionamento e coleta da FORSU devem ser dotados de dispositivos para o armazenamento do excesso de LF.

Quando a FORSU não é acondicionada adequadamente, o LF pode causar a poluição difusa, seja pelo escoamento superficial para galerias de drenagem e corpos d'água, ou pela infiltração no solo. Parte da matéria orgânica contida na FORSU está dissolvida no LF, o que confere a este efluente um elevado potencial poluidor, e seu contato com o meio ambiente deve ser impedido. Nesta perspectiva, os locais de recebimento da FORSU devem ser estruturados por:

- pátio impermeabilizado;
- rede de drenagem e coleta de lixiviado;
- processos de tratamento que assegurem sua estabilização biológica do lixiviado, permitindo seu lançamento no meio ambiente ou a recuperação de recursos, conforme legislação ambiental vigente

O emprego de processos biológicos para o tratamento de lixiviados com elevado potencial de biodegradação (relação SV/ST > 0,75) é uma alternativa eficiente para o gerenciamento deste tipo de efluente (METCALF e EDDY, 2015; COSTA *et al.*, 2019). Dentre as alternativas de tratamento biológico, os reatores de digestão anaeróbia (ou metanização) têm se destacado, em virtude da produção de biogás, que pode ser aproveitado como energia elétrica, térmica e/ou biocombustível. Em vista da elevada carga orgânica biodegradável contida no LF, estima-se que o potencial biometanogênico deste efluente pode variar entre 300 e 500 Nm³CH₄.tSV⁻¹LF (RAPOSO *et al.*, 2011, ORNELAS-FERREIRA, 2015).

Sob esse panorama, o LF é um aspecto ambiental de relevância central para elaboração dos planos de gerenciamento da FORSU. Sob a perspectiva da economia circular, a metanização do LF com o aproveitamento energético do biogás assegura benefícios ambientais e econômicos importantes para sustentabilidade da gestão de resíduos sólidos nos municípios brasileiros. Entretanto, o uso de biotecnologias de metanização para o tratamento do LF ainda são pouco exploradas pela literatura e sua aplicação no Brasil é mínima.

2.1.5 Problemática da disposição final da FORSU em Aterros Sanitários

Os RSU têm sido apontados como um dos principais contribuintes para a atual crise climática, principalmente em função da emissão dos GEE (IPCC, 2014; SEEG, 2017). No Brasil, o gerenciamento de RSU ainda é um desafio, estima-se que cerca de 41% dos RSU ainda são despejados em locais inadequados (ABRELPE, 2017). Segundo relatório do Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG, 2017), o Brasil ocupa a 8ª posição mundial de emissões de GEE derivados do setor de resíduos, cuja poluição foi de aproximadamente 92 MtCO_{2eq}. A maior parte destes GEE (57%) foram emitidos na etapa de disposição final de RSU. Aqui vale destacar que, os GEE gerados pela atividade de transporte de resíduos (coleta e transbordo) não são contabilizadas no inventário do setor de resíduos, e sim no setor de energia (combustível), o que subestima o real impacto causado pelo setor de resíduos.

Mesmo os aterros sanitários, quando mal projetados e/ou gerenciados, podem contribuir para o aumento das emissões de GEE, uma vez que nestes locais as condições anaeróbias são favorecidas e a produção de biogás é potencializada, quando comparado com os lixões. Para mitigar as emissões de CH₄ (o principal gás gerado nos aterros sanitários), o biogás captado deve ser, no mínimo, queimado, para oxidação do CH₄ e neutralização da emissão de CO₂ – visto que o potencial de aquecimento global (*global warming potential* - GWP) do CH₄ é cerca de 28 vezes superior ao CO₂ (IPCC, 2014).

Ainda que os aterros sanitários sejam dotados de sistemas eficientes de coleta e queima de biogás (o que de fato nem sempre ocorre na prática), parte dos gases gerados migram através das camadas de cobertura do aterro e escapam para a atmosfera de maneira difusa. Assim, parcelas significativas de CH₄ são emitidas, podendo variar entre 20 e 70% do total de metano

produzido pelo aterro (SPOKAS, *et al.*, 2006; BABILOTTE, *et al.*, 2010; MARIANO e JUCÁ, 2010; MACIEL e JUCÁ, 2011; SILVA *et al.*, 2013; CANDIANI e VIANA, 2017). A ineficiência dos queimadores abertos de biogás também contribui para emissão de metano, uma vez que a combustão incompleta do CH₄ pode resultar na perda de até 50% deste gás para atmosfera (KAMINSKI *et al.*, 2018).

Devido ao intenso processo de urbanização, as áreas disponíveis para disposição final dos RSU são cada vez mais escassas, o que força a construção de aterros sanitários em localidades cada vez mais distantes dos centros urbanos. Além dos impactos sobre a mobilidade urbana, a atual rota de disposição de RSU (coleta + transbordo + transporte) tem importante contribuição nas emissões de GEE, resultado das longas distâncias percorridas para disposição final e do uso intensivo do diesel (o mais poluente dentre os combustíveis fósseis) no transporte.

Resíduo orgânico: metade do problema ou metade da solução?

A digestão anaeróbia (DA) é um processo natural ligado ao ciclo biogeoquímico do carbono que ocorre a partir da decomposição da matéria orgânica, na ausência de oxigênio (O₂). Estima-se que a DA seja responsável pela completa mineralização de 5 a 10% de toda a matéria orgânica disponível no planeta (CHERNICHARO, 2007). A DA de efluentes e resíduos orgânicos, promovida de maneira controlada, tem sido denominada como metanização (ou biometanização), cujo objetivo é a estabilização da matéria orgânica com o rendimento máximo de produção de metano (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2000; DE BAERE e MATHEW, 2012; WEILAND *et al.*, 2010).

Embora o CH₄ seja um dos maiores contribuintes para aceleração da crise climática, paradoxalmente, também possui um enorme potencial de mitigação dos GEE, se reaproveitado energeticamente. Guo *et al.* (2015) estimaram que a metanização completa dos resíduos orgânicos seja capaz de suprir até 6% da demanda energética mundial. O processo de metanização com o aproveitamento energético do biogás produzido é considerado uma biotecnologia moderna de saneamento, por atender objetivos estratégicos de desenvolvimento sustentável da Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas (ONU), a destacar: (i) saneamento; (ii) combate à crise climática; (iii) cidades e comunidades sustentáveis; (iv) energia acessível e limpa.

Estudos sobre a avaliação de ciclo de vida (ACV) de rotas de tratamento e disposição final da FORSU têm destacado um maior grau de sustentabilidade nos processos de metanização face aos processos de compostagem, a disposição em aterro sanitário e a incineração, sendo este último a alternativa menos sustentável para o tratamento de orgânicos (EVANGELISTI *et al.*, 2014; RAJAEIFAR *et al.*, 2015; XU *et al.*, 2015; DI MARIA *et al.*, 2017b; EDWARDS *et al.*, 2018; ARDOLINO *et al.*, 2018).

2.1.6 Metanização: processos metabólicos e microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia de resíduos orgânicos

A digestão anaeróbia, também denominada como metanização, é um processo sinérgico que envolve diferentes consórcios de microrganismos, interdependentes, que se desenvolvem na ausência de oxigênio e por distintas rotas metabólicas, que ocorrem de maneira dinâmica e sintrófica. Quatro grupos fisiológicos de microrganismos são fundamentais para o processo de metanização, a saber: bactérias hidrolíticas, bactérias acidogênicas, bactérias acetogênicas e arqueias metanogênicas (MCCARTY, 1964; MATA-ALVAREZ e CECCHI, 1990; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; ANGELIDAKI *et al.*, 1999). A Figura 2.3 esquematiza, de maneira geral, o processo de metanização, que pode ser dividido em 4 etapas principais (i) hidrólise; (ii) acidogênese; (iii) acetogênese; (iv) metanogênese.

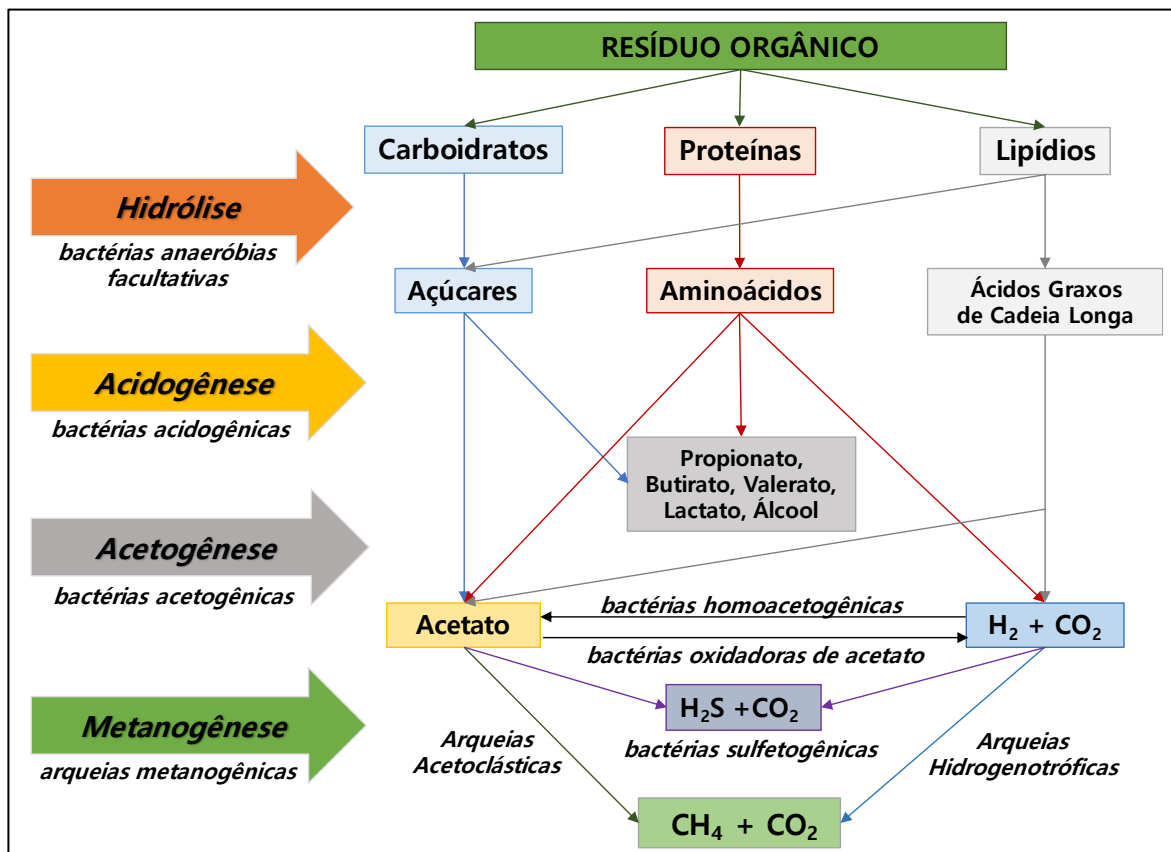


Figura 2.3: Rotas metabólicas e principais grupos microbianos envolvidos na metanização (digestão anaeróbia)

Fonte: adaptado de CHERNICHARO (2007) e WANG *et al.* (2018)

As relações sinérgicas e sintróficas que ocorrem durante a dinâmica de crescimento microbiano são fundamentais para assegurar a estabilidade da produção de CH₄, sendo estas interações também dependentes das condições ambientais estabelecidas no meio onde os microrganismos se adaptam e desenvolvem. Na Tabela 2.6 estão descritas as principais reações termodinâmicas, assim como a energia livre de Gibbs (ΔG°) liberada para cada reação, que ocorrem durante as fases de degradação anaeróbia da matéria orgânica.

Tabela 2.6: Comparação energética de algumas reações termodinâmicas comuns na degradação anaeróbia da matéria orgânica

Etapa	Reação	ΔG° (kJ/reação)
Acidogênese	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + 2CO_2 + 2H^+ + 4H_2$ glicose acetato	-206
	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2 \rightarrow 2CH_3CH_2COO^- + 2H_2O + 2H^+$ glicose propionato	-358
	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow CH_3CH_2CH_2COO^- + 2CO_2 + H^+ + 2H_2$ glicose butirato	-255
Acetogênese	$CH_3CH_2COO^- + 3H_2O \rightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$ propionato acetato	+76,1
	$CH_3CH_2COO^- + 2HCO_3^- \rightarrow CH_3COO^- + H^+ + 3HCOO^-$ propionato acetato	+72,2
	$CH_3CH_2CH_2COO^- + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$ butirato acetato	+48,1
	$HCO_3^- + 4H_2 \rightarrow CH_3COO^- + 4H_2O$ bicarbonato acetato	-104,6
	$CH_3CH_2OH + H_2O \rightarrow CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$ etanol acetato	+9,6
	$CH_3CHOHCOO^- + H_2O \rightarrow CH_3COO^- + H^+ + HCO_3^- + 2H_2$ lactato acetato	-4,2
	$CH_3COO^- + H_2O \rightarrow CH_4 + HCO_3^-$ acetato metano	-31
Metanogênese	$H_2 + \frac{1}{4} HCO_3^- + \frac{1}{4} H^+ \rightarrow \frac{1}{4} CH_4 + \frac{3}{4} H_2O$ hidrogênio metano	-33,9
	$HCOO^- + \frac{1}{4} H_2O + \frac{1}{4} H^+ \rightarrow \frac{1}{4} CH_4 + \frac{3}{4} HCO_3^-$ formiato metano	-32,6
	$CH_3CH_2COO^- + 1,75H_2O \rightarrow \frac{3}{4} CH_4 + \frac{5}{4} HCO_3^- + \frac{1}{4} H^+$ propionato metano	-56,6
	$HCO_3^- + 4H_2 + H^+ \rightarrow CH_4 + 3H_2O$ bicarbonato metano	-135,6
Sulfetogênese	$SO_4^{2-} + 4H_2 + H^+ \rightarrow HS + 4H_2O$ sulfato sulfeto	-151,9

Fonte: adaptado de AQUINO e CHERNICHARO (2005)

O processo de metanização depende do estabelecimento de um consórcio microbiano envolvendo microrganismos hidrolíticos, acidogênicos, acetogênicos e metanogênicos que trabalham de forma integrada e em sinergia, sendo o produto formado por um grupo de microrganismos substrato para outro grupo (Tabela 2.7). Segundo as Leis de Monod, o crescimento bacteriano é limitado pela concentração de certos substratos no meio, a exemplo dos ácidos orgânicos, acetato e H_2 (CHERNICHARO, 2007). Caso, porém, a taxa de formação desses subprodutos exceda a capacidade de assimilação dos microrganismos envolvidos em sua degradação, o acúmulo de metabólitos orgânicos podem ser observados (principalmente ácidos

orgânicos e nitrogênio amoniacal), tornando-se um agentes inibidores do processo de metanização (CHERNICHARO, 2007).

Tabela 2.7: Principais etapas da digestão anaeróbia e taxas de crescimento de biomassa anaeróbia

Etapa	Substrato	Taxa de crescimento máximo (d ⁻¹)	Taxa de Duplicação	Produção de Biomassa (gSV.kgDQO ⁻¹)	pH
Acidogênese	Carboidratos	7,2 – 30	30 min – 3 h	140 – 170	5,2 – 6,3
Acetogênese	Ácidos orgânicos de cadeia longa	0,085 – 0,55	1,8 d – 11,8 d	40 – 110	6,5 – 8,0
Acetogênese	Ácidos orgânicos de cadeia curta	0,13 – 1,20	20 h – 7,7 d	25 – 47	6,5 – 8,0
Metanogênese Acetoclástica	Acetato	0,08 – 0,7	1,4 d – 12,5 d	10 – 54	6,5 – 8,0
Metanogênese Hidrogenotrófica	H ₂ / CO ₂	0,05 – 4,07	5,9 h – 20 d	17 – 45	6,0 – 8,5

Fonte: Adaptado CHERNICHARO (2007); DE VRIEZE *et al.* (2012); METCALF e EDDY (2015)

Hidrólise: a hidrólise enzimática é a primeira etapa do processo de metanização, na qual ocorre a redução de compostos orgânicos complexos em moléculas orgânicas solúveis mais simples, através da ação das enzimas extracelulares liberadas pelas bactérias hidrolíticas. Nesta etapa os carboidratos, proteínas e lipídeos são hidrolisados em açúcares, aminoácidos e ácidos orgânicos de cadeia longa, respectivamente (CHERNICHARO, 2007).

As reações bioquímicas de hidrólise são cruciais para a manutenção das taxas de conversão da matéria orgânica em CH₄, sendo a etapa limitante dos processos de metanização de resíduos orgânicos com elevado teor de sólidos (> 20 ST% - ex.: FORSU e resíduos de alimentos), uma vez que a quebra das macromoléculas sólidas (de baixa área de contato superficial) é mais lenta se comparada às partículas sólidas dissolvidas em meio líquido, como no caso dos esgotos domésticos (< 1 %ST), por exemplo (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; FOSTER-CARNEIRO *et al.*, 2004; SCHIEVANO *et al.*, 2010; DI MARIA *et al.*, 2012; ABBASSI-GUENDOUZ *et al.*, 2013).

Estudos demonstram que as bactérias hidrolíticas presentes em maior abundância em reatores operados com elevado teor de sólidos são pertencentes, principalmente, ao gênero *Clostridium*, além de importantes concentrações de *Firmicutes*, *Bacteroidetes*, *Celullumonas* e

Proteobacteria (LI *et al.*, 2011; ABBASSI-GUENDOUZ *et al.*, 2012; JAIN *et al.*, 2015; DI MARIA *et al.*, 2017a).

Acidogênese: nesta etapa as bactérias acidogênicas fermentam os compostos hidrolisados em compostos mais simples, como os ácidos orgânicos de cadeia curta (também denominado como de ácidos graxos voláteis - AGV), a destacar os ácidos acético (CH_3COOH), butírico, propiônico, valérico, húmico, láctico e outros subprodutos como álcoois, cetonas, íons de hidrogênio (H^+) dissolvidos em meio aquoso, dióxido de carbono (CO_2), hidrogênio gasoso (H_2) etc. O acetato e o H_2 formados nesta etapa são substratos essenciais para a formação de CH_4 (CHERNICHARO, 2007).

As bactérias acidogênicas são as primeiras a atuar após a etapa hidrolítica e são as que mais se beneficiam energeticamente, considerada a energia livre de Gibbs (ΔG°) liberada nas reações termodinâmicas existentes (Tabela 2.6). Acerca disto, as bactérias acidogênicas possuem baixo tempo mínimo de geração (~30 minutos) e as mais elevadas taxas de crescimento do consórcio anaeróbio (ANGELIDAKI *et al.*, 1999; AQUINO e CHERNICHARO, 2005). Em vista disto, o acúmulo de ácidos orgânicos pode ser mais pronunciado nesta etapa, se não consumidos pelos microrganismos acetogênicos e metanogênicos. Caso não haja o equilíbrio entre a produção e consumo destes ácidos, seu acúmulo no reator é esperado, assim como a queda do pH para faixas que inibem o desenvolvimento das arqueis metanogênicas ($\text{pH} < 6,0$), resultando no colapso da produção de CH_4 .

Acetogênese: a conversão dos compostos orgânicos intermediários (propionato e butirato) em acetato, H_2 e CO_2 dependerá da atividade dos microrganismos acetogênicos, que podem ser divididos em dois grupos metabólicos. O primeiro grupo, de bactérias sintróficas acetogênicas, são as produtoras de hidrogênio obrigatórias, como os gêneros *Syntrophomonas*, *Syntrophobacter*, que produzem ácido acético, CO_2 e H_2 a partir de diferentes substratos, a saber: propionato, butirato, valerato, álcoois etc. O segundo grupo de bactérias são as homoacetogênicas, microrganismos estritamente anaeróbios que produzem acetado a partir do CO_2 e H_2 , sendo os gêneros mais conhecidos: *Acetobacterium*, *Acetoanaerobium*, *Acetogenium*, *Butribacterium*, *Clostridium* e *Pelobacter*.

Embora alguns grupos de bactérias produzam H_2 , os microrganismos acetogênicos não se desenvolvem em ambientes com elevada pressão parcial de hidrogênio (H^+) dissolvido no meio.

Em vista disto, a sobrevivência destas bactérias depende de uma relação sintrófica com microrganismos consumidores de hidrogênio, tais como as bactérias homoacetogênicas, arqueias hidrogenotróficas ou bactérias redutoras de sulfato (BRS). Do ponto de vista energético, as reações acetogênicas são termodinamicamente desfavoráveis ($\Delta G^{\circ} > 0$) se comparadas às demais reações estabelecidas entre o consórcio microbiano (Tabela 2.6), acerca disto, o desenvolvimento das bactérias acetogênicas depende de um relação sintrófica muito estreita com os microrganismos consumidores de hidrogênio.

A produção de acetato é fundamental para formação de CH_4 via metanogênese acetoclástica. Em processos de metanização em estado líquido (a exemplo de reatores anaeróbios aplicados ao tratamento de esgotos sanitários, onde a matéria orgânica está muito diluída) é estimado que cerca de 70% do CH_4 produzido é derivado da degradação do acetato a partir da rota acetoclástica, sendo os outros 30% derivados de reações de oxirredução do H_2 via metanogênese hidrogenotrófica (MCCARTY, 1964; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; CHERNICARO, 2007). No entanto, a dinâmica de razão entre metanogênese acetoclástica/hidrogenotrófica pode ser diferente em processos de metanização operados com teor de sólidos $> 10\% \text{ST}$, sendo a rota hidrogenotrófica favorecida (SCHIEVANO *et al.*, 2010; LI *et al.*, 2011; DE VRIEZE *et al.*, 2012; ABBASSI-GUENDOZ *et al.*, 2013; DI MARIA *et al.*, 2017a; WANG *et al.*, 2018).

Metanogênese: esta etapa é o elo mais sensível de toda esta comunidade anaeróbia, a qual é regida por um seleto grupo de microrganismos anaeróbios, as denominadas arqueias metanogênicas, cuja a taxa de crescimento (1 – 20 dias) é a mais baixa do consórcio microbiano (WOESE, 1977; AHRING e ANGELIDAKI, 1997; GRIFFIN *et al.*, 1998; DE VRIEZE *et al.*, 2012). Acerca disto, as condições ambientais estabelecidas no reator de metanização devem atender às necessidades de ordem cinética e termodinâmica para o crescimento ótimo das arqueias metanogênicas.

O CH_4 é produzido pelas arqueias metanogênicas que podem ser classificadas a partir das rotas metabólicas principais: hidrogenotrófica e acetoclástica. As arqueias hidrogenotróficas são autótrofas e produzem CH_4 a partir da redução do CO_2 e utilização do H_2 como doador de elétrons – este grupo tem importante papel na manutenção da pressão parcial de hidrogênio. Já as arqueias acetoclásticas são microrganismos heterótrofos que produzem CH_4 e CO_2 a partir

da redução do acetato (CH_3OOH^-) (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993; ANGELIDAKI *et al.*, 1999; CHERNICHARO, 2007).

A abundância, diversidade e atividade metanogênica das arqueias são fundamentais para manutenção da estabilidade cinética e termodinâmica em reatores de metanização. Devido a intensa atividade hidrolítica e acidogênica que ocorre durante o início da metanização de resíduos orgânicos, há uma maior liberação de H_2 e H^+ no meio, o que pode beneficiar a via hidrogenotrófica em detrimento da acetoclástica, sendo a relação acetoclástica/hidrogenotrófica de produção de CH_4 deslocada para rota hidrogenotrófica, cujos os principais gêneros são: *Methanobacterium*, *Methanoculleus*, *Methanobrevibacter*, *Methanospirillum*, *Methanocorpusculum* (MATA-ALVAREZ e CECCHI, 1990; ANGELIDAKI *et al.*, 1999; FOSTER-CARNEIRO *et al.*, 2008; SCHIEVANO *et al.*, 2010; DE VRIEZE *et al.*, 2012; ABBASSI-GUENDOZ *et al.*, 2012; WALTER *et al.*, 2016). Uma vez que as arqueias hidrogenotróficas possuem baixa afinidade pelo acetato, sua tolerância à elevadas concentrações deste ácido é maior – além de apresentarem um maior taxa de crescimento específico, em comparação às acetoclásticas (Tabela 2.7).

Ademais, a literatura têm indicado que arqueias acetoclásticas do gênero *Methanosarcina* têm desempenhado uma importante função na produção de CH_4 pela rota hidrogenotrófica, uma vez que estes microrganismos são mixotróficoss (podem apresentar metabolizar tanto o acetato quanto o H_2) e têm uma taxa de crescimento específico maior (tempo de duplicação celular de 1,0-2,2 dias), quando comparada as acetoclásticas estritas do gênero *Methanosaeta*, que têm tempo de duplicação celular de 3,5 a 9 dias e têm seu crescimento inibido em concentração de acetato maior que 3.000 mg.L^{-1} (KARAKASHEV, 2005; DE VRIEZE *et al.*, 2012; SHAH *et al.*, 2014; WALTER *et al.*, 2016). Outra importante vantagem metabólica da *Methanosarcina* é sua baixa afinidade pelo acetato, que as torna mais tolerantes à elevadas concentrações deste ácido no meio, sendo também mais resistentes à mudanças bruscas no pH (0,8 – 1,0 unidades), enquanto outras metanogênicas são mais sensíveis (tolerância a alterações de pH < 0,5 unidades).

A literatura também demonstra que as bactérias sintróficas oxidadoras de acetato (BSOA - ex.: *Clostridia*, *Bacteroidales*) tem um importante papel para via hidrogenotrófica de produção de CH_4 , sendo estabelecido um consorcio sintrófico com as arqueias acetoclásticas do gênero

Methanosarcina e as hidrogenotróficas (ABBASSI-GUENDOUZ *et al.*, 2012; POIRIER *et al.*, 2016; DI MARIA *et al.*, 2017a; RUIZ-SÁNCHEZ *et al.*, 2019). Uma relação metabólica sintrófica entre BSOA e arqueias hidrogenotróficas tende a ser estimulada em ambientes com elevadas concentrações de ácidos orgânicos e nitrogênio amoniacal (N-NH₄), que geralmente ocorre em processos MESB (DE VRIEZE *et al.*, 2012; DI MARIA, *et al.*, 2017a; RUIZ-SÁNCHEZ *et al.*, 2019).

Os principais gêneros de bactérias fermentativas e arqueias metanogênicas envolvidas no processo de metanização de resíduos sólidos orgânicos estão descritos na Tabela 2.8

Tabela 2.8: Principais gêneros de bactérias fermentativas e arqueias metanogênicas envolvidas no processo de metanização de resíduos sólidos orgânicos

Principais Gêneros	Rota metabólica	Subprodutos Principais
<i>Acetobacterium</i> , <i>Clostridium</i> , <i>Acetivibrio</i> , <i>Sporomusa</i> , <i>Bellilinea</i> , <i>Bacteroides</i> , <i>Syntrophomonas</i> , <i>Syntrophobacter</i>	Fermentação de acetato	Acetato, CO ₂ , H ₂
<i>Butyrobacterium</i> , <i>Clostridium</i>	Fermentação de butirato	Butirato, butanol, isopropanol, etanol, CO ₂
<i>Clostridium</i>	Fermentação de propionato	Propionato, acetato, CO ₂
<i>Lactobacillus</i> , <i>Streptococcus</i>	Fermentação de lactato	Ácido láctico, CO ₂
<i>Saccharomyces</i>	Fermentação de álcool	Etanol, CO ₂
<i>Methanobacterium</i> , <i>Methanoculleus</i> , <i>Methanobrevibacter</i> , <i>Methanospirillum</i> , <i>Methanocorpusculum</i>	Metanogênese Hidrogenotrófica	CH ₄ , H ₂ O
<i>Methanosarcina</i> , <i>Methanosaeta</i>	Metanogênese Acetoclástica	CH ₄ , CO ₂

Fonte: adaptado de LI *et al.*, (2011); DI MARIA *et al.*, (2017a); RUIZ-SÁNCHEZ *et al.*, (2019)

Além dos microrganismos citados, a depender das condições ambientais, outras rotas metabólicas podem ocorrer em reatores de metanização. Em condições anóxicas, onde há a presença de oxigênio (O) em formas alternativas ao O₂, como nitrato (NO₃⁻) e sulfato (SO₄⁻), pode propiciar o desenvolvimento de bactérias que se valem do catabolismo oxidativo. O nitrato pode ser reduzido a nitrogênio gasoso (N₂), por ação de bactérias desnitrificantes, enquanto o sulfato pode ser reduzido a sulfeto (H₂S) por bactérias redutores de sulfato (BRS).

2.2 BIOTECNOLOGIAS DE METANIZAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS

As diferentes biotecnologias de metanização podem ser classificadas em função do teor de sólidos totais (ST) contido no substrato, do tipo de alimentação dos reatores, da temperatura de

operação e do número de estágios do processo, conforme apresentado na Figura 2.4 (LI *et al.*, 2011; JAIN *et al.*, 2015; STRIPPEL *et al.*, 2016; ANDRÉ *et al.*, 2018).

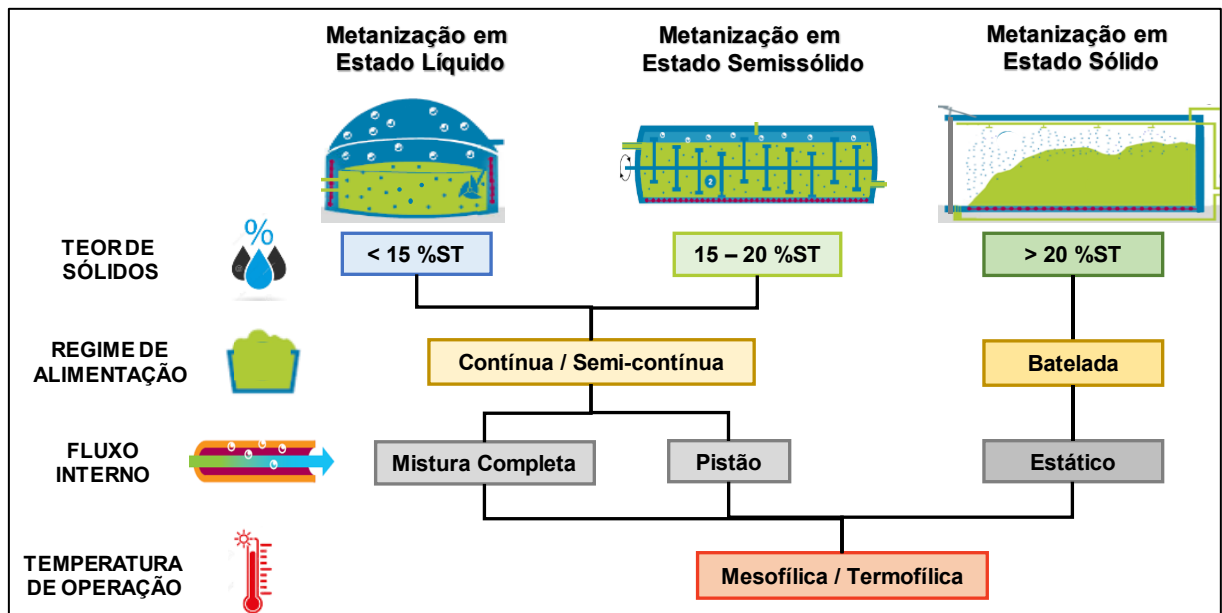


Figura 2.4: Classificação básica das principais biotecnologias de metanização

O processo de metanização ocorre a partir do emprego de três principais biotecnologias de tratamento:

- MEL: metanização em estado líquido – ST: < 15%;
- MESS: metanização em estado semissólido – ST: 15 – 20%;
- MESB: metanização em estado sólido por batelada – ST: > 20%.

O critério para a seleção da biotecnologia de metanização depende, fundamentalmente, da umidade intrínseca do substrato a ser tratado. De maneira geral, a MEL é aplicada para o tratamento de resíduos e efluentes fluidos, a exemplo dos efluentes líquidos industriais e domésticos, lodos de esgotos e dejetos líquidos da pecuária. A MESS é comumente empregada no tratamento de resíduos em estado semissólido, pastoso ou sólidos triturados e diluídos, o que requer processos de pré-tratamento complexos e elevado custo operacional. Ademais, a demanda de água para diluir o substrato orgânico resulta na geração de grandes volumes de efluente líquido, que devem ser submetidos à uma etapa de pós-tratamento para sua estabilização biológica e a desidratação do excesso de lodo gerado. Já a biotecnologia MESB é empregada para a digestão anaeróbia da matéria orgânica em seu estado sólido natural (ex.:

FORSU, resíduos de alimentos, poda, resíduos da agropecuária e industriais), o que requer menor investimento com pré e pós-tratamento, reduzindo assim os custos operacionais.

2.2.1 Metanização em Estado Líquido – MEL

A digestão anaeróbia (DA) de efluentes líquidos foi a primeira geração de biotecnologias de metanização, sendo amplamente difundida, principalmente, a partir da década de 80 (CHERNICHARO, 2007; METCALF e EDDY, 2015). Também denominada como metanização em estado líquido (MEL), esta biotecnologia geralmente é aplicada ao tratamento de substratos líquidos, com baixo teor de sólidos totais ($< 15\%$ ST), como esgotos domésticos, lixiviados, efluentes da agropecuária e da indústria alimentícia (BRASIL, 2015; METCALF e EDDY, 2015; STRIPPEL *et al.*, 2016).

No que se refere ao tratamento de esgotos domésticos (cujo teor de ST é baixo, $< 1\%$ ST) no Brasil, destaca-se, sobretudo, o emprego de reator anaeróbico de fluxo ascendente e manta de lodo, também denominado com reator UASB (*up-flow anaerobic sludge blanket reactor*) (CHERNICHARO, 2007). Para o tratamento de efluentes concentrados ($> 2\%$ ST) e de elevada carga orgânica ($> 0,5 \text{ kgSV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$) – a exemplo dos efluentes como: lixiviados, dejetos de animais, vinhaça, lodos; e efluentes derivados de abatedouros, laticínios, e indústria alimentícia em geral; o emprego de reatores anaeróbicos de alta taxa e mistura completa, também denominados CSTR (*continuous stirred-tank reactor*), tem sido mais usual (CHERNICHARO, 2007, METCALF e EDDY, 2015). Na Figura 2.5 são apresentados dois esquemas básicos de funcionamento das duas principais concepções de biotecnologias MEL (reator CSTR e reator UASB, respectivamente).

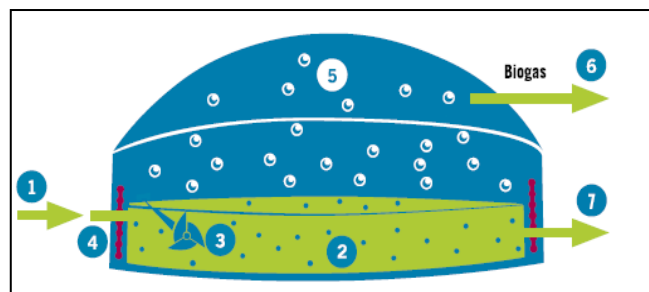


Figura 2.5: Esquema básico de funcionamento de um reator MEL de mistura completa (CSTR).

Legenda: 1) entrada de substrato; 2) meio líquido; 3) agitador; 4) sistema de aquecimento interno; 5) armazenamento de biogás; 6) saída de biogás; 7) saída do material digerido.

Fonte: adaptado de STRIPPEL *et al.* (2016)

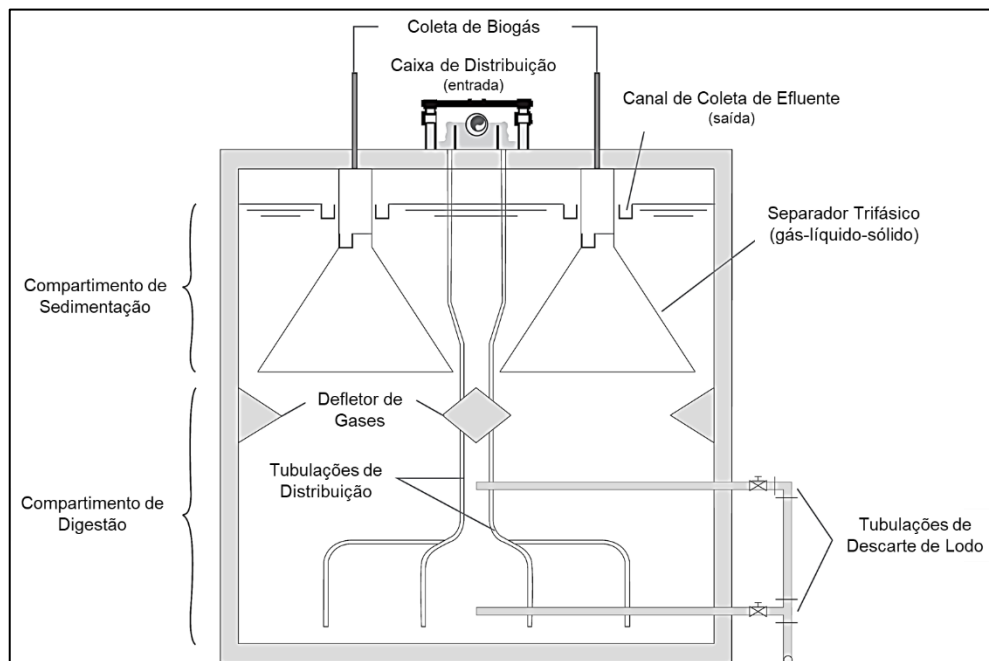


Figura 2.6: Esquema gráfico da estrutura e dos principais componentes de um reator UASB
 Fonte: adaptado de Chernicharo *et al.* (2018)

Os reatores de mistura completa (CSTR) são processos de alta taxa, ou seja, dimensionados para aportar uma elevada carga orgânica volumétrica (COV). Em geral, os reatores CSTR são dimensionada para operar com COV entre 1 e 5 kgSV.m⁻³.d⁻¹, sendo que a carga orgânica máxima variável conforme configuração e controle operacional do reator (CHERNICHARO, 2007; METCALF e EDDY, 2015).

Para assegurar a eficiência de estabilização da matéria orgânica é importante assegurar a homogeneização completa da massa líquida contida no reator para promover o fluxo de transferência de massa entre substrato e microrganismos e a manutenção da atividade metabólica dos microrganismos. Via de regra, a mistura da massa líquida é promovida por equipamentos mecânicos de agitação interna ou através de bombas de recirculação interna de lodo. Acerca disto, nestes reatores o tempo de detenção hidráulica (TDH) é considerado igual ao tempo de retenção de sólidos (TRS), cujo valor varia entre 15 e 30 dias. Cabe ressaltar que a eficiência de conversão de sólidos voláteis (SV) também varia conforme o TRS, sendo esperada uma eficiência conversão de SV de 45-50% para TRS igual à 15 dias e de 50-65% para TRS de 30 dias (CHERNICHARO, 2007; METCALF e EDDY, 2015). Em vista destas eficiências de estabilização é necessário o emprego de uma ou mais etapas para o pós-tratamento da matéria orgânica remanescente no efluente gerado pelo reator MEL.

O controle da temperatura interna também é fundamental para garantir uma elevada eficiência de estabilização de efluentes em reatores de mistura completa. Os sistemas de aquecimento devem assegurar a manutenção da temperatura interna do reator nas faixas mesófila (30 – 38 °C) ou termófila (45 – 55°C), sendo que as temperaturas acima de 60 °C devem ser evitadas, para evitar desnaturação e morte das células microbianas contidas no reator (CHERNICHARO, 2007; FNR, 2010; METCALF e EDDY, 2015).

Diferentes sistemas de aquecimento podem ser utilizados para o aquecimento interno dos reatores MEL, dos quais pode-se destacar: (i) trocador de calor líquido-líquido: através de serpentina circunscrita no reator; (ii) trocador de calor líquido-gás: através do aquecimento externo do líquido contido no reator. Em unidade de metanização é comum o uso do motor de cogeração de energia térmica e elétrica (cogador CHP) como fonte externa de troca de calor e aquecimento interno do reator MEL. Vale destacar ainda que, em países tropicais, como o Brasil, a demanda de calor para o aquecimento interno de reatores de metanização tende a ser menor, em vista da elevada temperatura média anual no país, o que torna o uso de reatores mesófilos economicamente mais atrativo.

Alguns problemas operacionais são recorrentemente observados em reatores MEL, como: (i) formação de espuma (camada flutuante formada por ácidos graxos, sacos plástico, cabelo e outros materiais de baixa densidade), prejudicando o mecanismo de mistura interna e o desprendimento de biogás da massa líquida (CHERNICHARO, 2007); (ii) sedimentação de inertes no fundo do reator (pedras, areias, vidros, metais e outros materiais de alta densidade), reduzindo o volume útil do reator e, conseqüentemente, a capacidade de produção de biogás; (iii) necessidade de controle interno de pH, temperatura e mistura interna, demandando investimentos em equipamentos mecânicos e maior complexidade operacional, o que tende a elevar custos de manutenção e operação dos reatores MEL.

No entanto, o potencial de aproveitamento energético do biogás e de produção de biofertilizante agrícola (biossólido e líquido de fertirrigação) tem destacados as biotecnologias de metanização como uma alternativa sustentável para o tratamento de efluentes orgânicos e com a recuperação de recursos (CHERNICHARO, 2007; METCALF e EDDY, 2015; VASCO-CORREA *et al.*, 2018). A depender das estratégias e da eficiência de aproveitamento energético do biogás, a

autossuficiência energética do processo de metanização pode ser assegurada e os recursos recuperados (ex.: eletricidade, calor, biometano e biofertilizante) comercializados.

2.2.2 Metanização em Estado Semissólido – MESS

A metanização em estado semissólido (MESS), também denominada como seca (*dry*), ocorre na faixa de 15 e 20% ST, geralmente aplicada a resíduos fluidos ou pastosos (LI *et al.*, 2011; JAIN *et al.*, 2015; ANDRÉ *et al.*, 2018). A depender da umidade própria do resíduo orgânico, a diluição pode ser requerida, para garantir a umidade mínima necessária para possibilitar seu bombeamento para o reator MESS. Para evitar o consumo de água potável, o próprio efluente líquido gerado no processo de metanização pode ser utilizado para diluição, no entanto, os subprodutos gerados na DA (como o nitrogênio amoniacal) podem ser tóxicos para os microrganismos metanogênicos e inviabilizar esta estratégia operacional (BRASIL, 2015; JAIN *et al.*, 2015; ANDRÉ *et al.*, 2018).

Via de regra, os processos MESS são dotados por uma unidade de pré-tratamento do resíduo orgânico, onde são promovidas as operações de: trituração; diluição; homogeneização; hidrólise; inoculação com lodo recirculado; dentre outras estratégias de pré-tratamento que permitam a introdução e o fluxo do substrato no reator MESS (LI *et al.*, 2011; JAIN *et al.*, 2015; ANDRÉ *et al.*, 2018). Também é fundamental que a etapa de pré-tratamento garanta a remoção completa do material inerte, para evitar seu o acúmulo no interior do reator (que resulta na perda do volume útil do reator MESS). Em vista destas características operacionais, o requerimento de processos complexos de pré-tratamento resultam em elevados custos de operação e manutenção das biotecnologias MESS (BRASIL, 2015; ANDRÉ *et al.*, 2018).

Na prática, a introdução do resíduo orgânico no reator MESS (após a etapa de pré-tratamento) é realizada a partir do uso de bombas de pistão axial (semelhante as utilizadas no bombeamento de concreto) ou tremonhas extrusoras de fluxo pistonado (Figura 2.7) (BRASIL, 2015; STRIPPEL *et al.*, 2016). No entanto, problemas com a obstrução do equipamento de introdução são recorrentes em função do excesso de materiais inertes (ex.: sacos/fitas plásticas, cabos/fios, metais etc.), implicando em constante necessidade de manutenção (BRASIL, 2015).

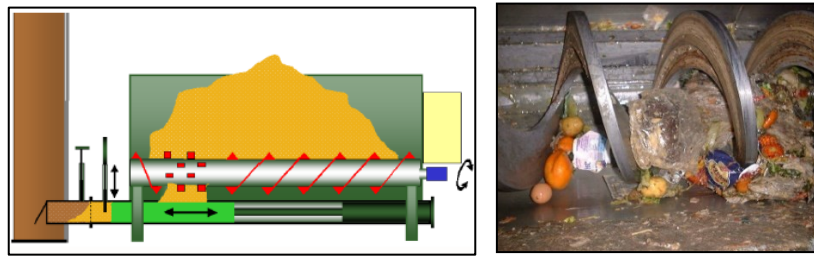


Figura 2.7: Ilustração esquemática da tremonha extrusora (esquerda) e acúmulo de inerte (direita)
Fonte: adaptado BRASIL (2015)

O regime de alimentação do reator MESS pode ser configurado como mistura completa, fluxo pistonado (Figura 2.8) ou a combinação de ambos, sendo a mistura e condução do material no reator promovida por equipamentos mecânicos (pá giratórias, agitador de palhetas, pistões etc.) ou pela injeção de biogás comprimido (BRASIL, 2015).

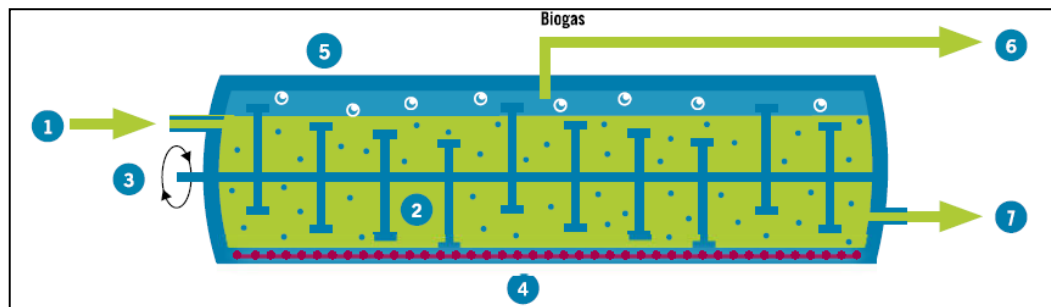


Figura 2.8: Ilustração esquemática de um reator MESS de fluxo pistonado
Legenda: 1) introdução do resíduo orgânico; 2) biomassa; 3) misturador mecânico; 4) sistema de aquecimento interno; 5) armazenamento de biogás; 6) saída de biogás; 7) efluente líquido
Fonte: adaptado de STRIPPEL (2016)

Os reatores MESS suportam uma maior carga orgânica aplicada (COA) se comparado com os reatores de metanização em estado líquido (MEL), sendo também mais compactos. De maneira geral, a geração de efluentes líquidos também é menor, se comparado com os reatores MEL. Ainda assim, reatores MESS requerem unidades de pós-tratamento para o desaguamento do excesso de lodo gerado, requerendo elevados investimentos em equipamentos, produtos químicos e energia.

Atualmente existem diferentes biotecnologias MESS em escala industrial, que variam conforme: *design*; mecanismos de mistura; estratégias de pré-tratamento e diluição; equipamentos de introdução de resíduo; e processos de pós-tratamento do excesso de lodo gerado. As principais biotecnologias MESS em operação em escala industrial estão descritas na Tabela 2.9.

Tabela 2.9: Principais unidades de tratamento de resíduos orgânicos via MESS em escala industrial.

País	Tecnologia	Capacidade (t.ano ⁻¹)	Substrato	ST (%)	Tipo Reator	T (°C)	Carga orgânica volumétrica - COV (kgSV.m ³ .d ⁻¹)	TRS/TDH (dia)	Rendimento CH ₄ (Nm ³ CH ₄ .kgSV ⁻¹)	Teor CH ₄ (%CH ₄)
<i>Alimentação por gravidade e mistura via recirculação do líquido digerido</i>										
Bélgica	Dranco	10.000 - 70.000	FORSU	18 - 32	V	50 - 55	10 - 15	20	0,21 – 0,30	-
<i>Alimentação por bomba tipo pistão e mistura via recirculação de biogás</i>										
França	Valorga	20.000 - 350.000	FORSU	36 - 60	V	37 - 55	10 - 15	20 - 33	0,21 – 0,30	-
	Arkolia	2200	RAg	> 18	H	55	7,9 - 7,5	22	-	55
<i>Alimentação e mistura por compressão</i>										
França	Kompogas	20.000 - 30.000	FORSU, RV	30	H	55	4,3	29	0,39 – 0,58	-
	Ineval	11.000 - 28.000	RAg	20 - 35	H	55	10 - 16	-	-	-
	CH ₄ Système	9.900	RAg	25	H	37	-	-	-	-
Austria	Laran	11.000 - 80.000	RAg, RO, FORSU	15 - 45	H	37 - 55	-	-	-	-
<i>Reator sem mecanismo de mistura interna</i>										
França	Transpaille	12.000	RO, RA	17,5	H	32	1 - 2	-	-	60
	Easymetha	Na	RAg		H	37	-	-	-	-

Legenda: FORSU: fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos; RA: resíduo de alimentos; RV: resíduo verde; RO: resíduo orgânico; RAg: resíduo agrícola; V = vertical; H = horizontal

Fonte: Adaptado de BRASIL *et al.*; 2015; ANDRÉ *et al.*, 2018.

2.2.3 Metanização em Estado Sólido por Batelada – MESB

Consideradas as limitações operacionais das biotecnologias MEL e MESS para o tratamento de resíduos orgânicos com elevado teor de sólidos ($> 20\%ST$). A biotecnologia de metanização em estado sólido por batelada (MESB) foi desenvolvida para atender a demanda de tratamento de resíduos sólidos orgânicos empilháveis (ex.: FORSU, resíduo de alimentos, resíduos da agropecuária e industriais), sendo uma alternativa à compostagem (DI MARIA *et al.*, 2012; BRASIL, 2015; STRIPPEL *et al.*, 2016; ANDRÉ *et al.*, 2018)

A MESB é promovida em reatores (também denominados como garagens, câmaras, baias, túneis, biocélulas) de formato retangular, dotados por portas que garantem a estanqueidade total da estrutura; a introdução do resíduo orgânico é realizada a partir do uso de uma pá mecânica, conforme ilustração esquemática da Figura 2.9. Estes reatores podem ser construídos em concreto armado ou em contêineres do tipo marítimo, desde que revestidos por material anticorrosivo.

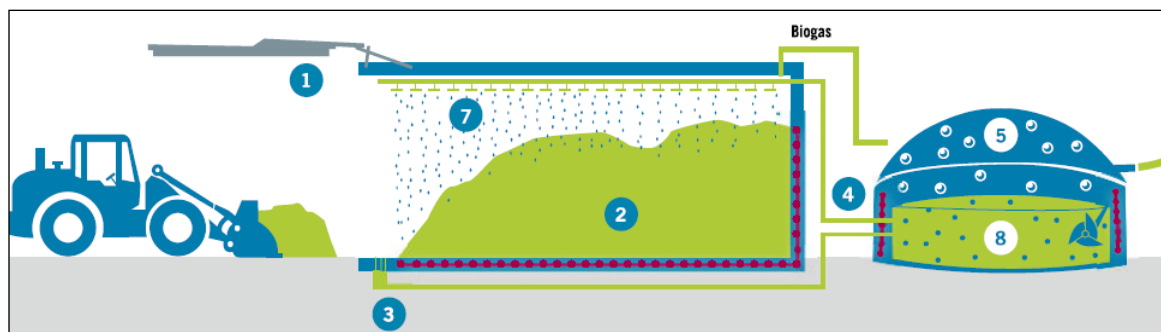


Figura 2.9: Configuração básica de um reator MESB com recirculação de líquido.

Legenda: 1) porta estanque; 2) leira de resíduo orgânico; 3) drenagem do líquido; 4) recirculação de líquido; 5) biogás; 7) aspersão de inóculo; 8) reator anaeróbico de estabilização e produção de inóculo (UPI).

Fonte: adaptado de STRIPPEL *et al.* (2016)

Existem diferentes biotecnologias MESB em operação em escala industrial em diferentes países, que variam conforme seu *design*; estratégias de inoculação e recirculação de líquido; processos de pré-tratamento do resíduo orgânico; estratégias de armazenamento, tratamento e aproveitamento energético de biogás; e processos de pós-tratamento do material digerido (DI MARIA *et al.*, 2012; BRASIL, 2015; HAYES *et al.*, 2016; QIAN, *et al.*, 2016; STRIPPEL *et al.*, 2016; WALTER, *et al.*, 2016; ANDRÉ *et al.*, 2018, FU *et al.*, 2018). A depender da

configuração de processo, é possível controlar algumas condições ambientais internas do reator MESB, como: umidade, temperatura, pressão, pH e alcalinidade. O controle destes parâmetros é fundamental para assegurar a estabilidade das reações bioquímicas e de transferência de massa, e assim garantir um boa eficiência de tratamento e de produção de CH_4 .

Após o carregamento do reator MESB, este é hermeticamente fechado para impedir a entrada de O_2 no processo. O tempo de batelada requerido para o tratamento dos resíduos orgânicos varia conforme as características bioquímicas do resíduo e estratégias operacionais adotadas (ex.: etapa de pré-tratamento; estratégias de inoculação e recirculação de lixiviado). Usualmente, as bateladas de metanização têm tempo de duração que variam de 20 a 90 dias (POGNANI *et al.*, 2015; DEGUEURCE *et al.*, 2016; HAYES *et al.*, 2016; QIAN, *et al.*, 2016; WALTER *et al.*, 2016; ANDRÉ *et al.*, 2018). Uma importante vantagem operacional do processo por bateladas é o não acúmulo de material inerte no interior do reator MESB, uma vez que este é completamente esvaziado ao final de cada batelada.

Ao longo do processo de metanização ocorre a formação de biogás, cuja vazão e o teor de CH_4 variam ao longo da batelada (Figura 2.10 e Figura 2.11). Em função da variação da produção de biogás é recomendado que os processos MESB sejam compostos por quatro ou mais reatores, a fim de estabelecer um fluxo sequencial de bateladas e atingir uma produção semi-contínua de biogás, assegurando a eficiência dos sistemas de aproveitamento energético de biogás (DEGUEURCE *et al.*, 2016; QIAN, *et al.*, 2016; STRIPPEL *et al.*, 2016; ANDRÉ *et al.*, 2018).

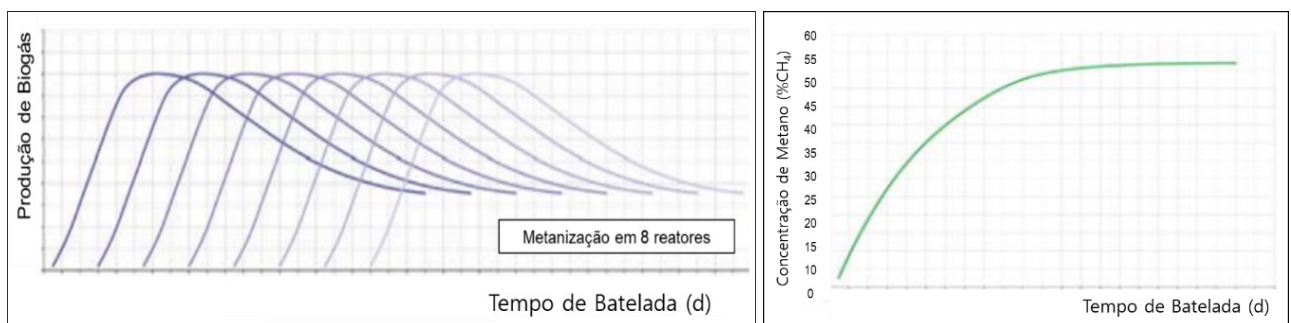


Figura 2.10: Produção de biogás em 8 reatores MESB com diferentes tempos de alimentação (esq.) e incremento da concentração de CH_4 ao longo da batelada (20-90 dias)
Fonte: Adaptado de STRIPPEL *et al.* (2016)

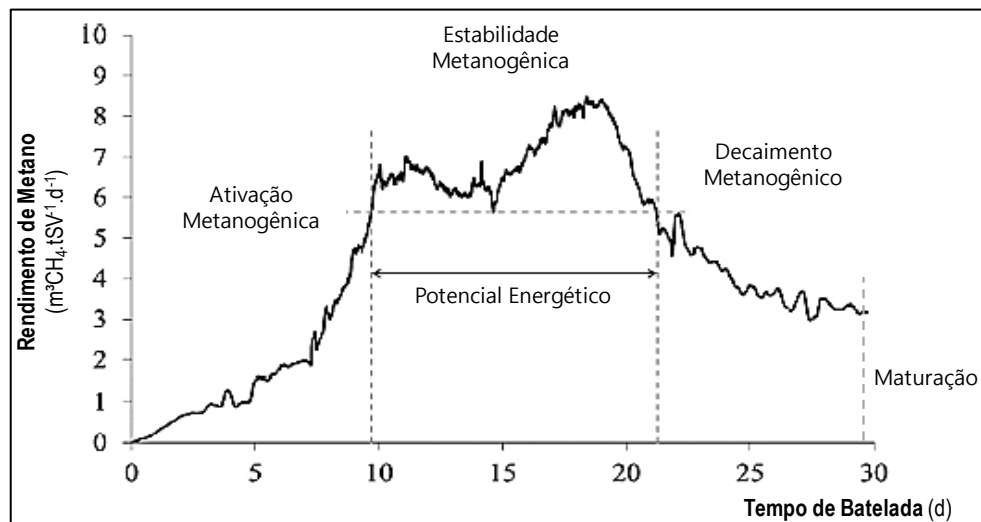


Figura 2.11: Exemplo de gráfico de rendimento de produção de CH_4 e Das principais etapas de metanização ao longo da batelada em um reator MESB.

Fonte: Adaptado de DEGUEURCE *et al.* (2016)

Em decorrência do baixo teor de umidade do substrato ($> 20\%ST$) e da inexistência de equipamentos de mistura interna, os reatores MESB apresentam menores rendimentos de produção de CH_4 quando comparado com àqueles operados com baixo teor de sólidos ($< 15\%ST$) (BRASIL, 2015; STRIPPEL *et al.* 2016; ANDRÉ *et al.*, 2018). Para compensar o baixo rendimento na produção de CH_4 , diferentes estratégias de pré-tratamento e de inoculação do resíduo orgânico têm sido exploradas nos últimos anos (DI MARIA *et al.*, 2013; ARIUNBAATAR *et al.*, 2014; JAIN *et al.*, 2015; DEGUEURCE *et al.*, 2016; LIN *et al.*, 2017).

Consideradas as principais características operacionais das biotecnologias de metanização, destacam-se as vantagens dos reatores MESB face aos demais processos de metanização: (i) maior capacidade de tratamento de resíduo; (ii) maior robustez do processo de tratamento, podendo receber resíduos com elevado teor de inertes (característica típica da FORSU brasileira); (iii) redução do custo de disposição final do resíduo; (iv) baixa demanda de água; (v) baixa geração de efluente líquido; (vi) menor investimento em pós-tratamento do material digerido; (vii) menor consumo energético; (viii) maior simplicidade operacional; (iv) menor custo de manutenção e operação (FNR, 2010; BRASIL, 2015; STRIPPEL *et al.* 2016; ANDRÉ *et al.*, 2018). Existem diferentes biotecnologias MESB em operação em escala industrial em diferentes países, que variam conforme seu *design*; estratégias de inoculação e recirculação de lixiviado; processos de pré-tratamento do resíduo orgânico; estratégias de armazenamento, tratamento e aproveitamento energético de biogás; e processos de pós-tratamento do material

digerido. As principais biotecnologias MESB em operação em escala industrial estão descritas na Tabela 2.10.

Tabela 2.10: Principais unidades de tratamento de resíduos orgânicos via MESB em escala industrial.

País	Biотecnologia	Capacidade (t.ano ⁻¹)	Substrato	ST (%)	T (° C)	Carga Orgânica Volumétrica - COV (kgSV.m ³ .d ⁻¹)	Batelada (dia)	Rendimento de CH ₄ (Nm ³ CH ₄ .kgSV ⁻¹)	Teor CH ₄ (%)
Alemanha	Kompoferm	20.000 - 245.000	RO	-	37 - 55	-	~21	-	-
	Bekon	7.500 - 40.000	RO, RAg	-	37 - 55	-	28 - 35	0.17 - 0.37	-
	Loock TNS	7.000 - 50.000	RO	-	37	-	-	-	-
	Bioferm	8.000	RA, RV, RAg	25	37	-	28	-	-
França	Isman and Ducellier	-	RO, RV, RAg	-	37	-	-	-	-
	Naskeo - Methajade	2.310	RAg, RV	25	35	1,9	60	-	55
	Bal Hybrid	6.500 - 90.000	RO, RAg	-	40	-	28 - 35	-	-
	EARL Bois Guilbert	1.400	RV, RAg	28	35	2,1 - 2,4	38	-	50
Itália	Omnisolis	5.900	RAg	25	37	-	45 - 60	-	-
Austria	Ambiogas	Na	FORSU	> 50	35 - 38	-	30	-	55 - 65
Austria	Mobigas	1.000 - 4.000	RO, RA, RV	> 30	37 - 55	-	21 - 35	-	-
Dinamarca	Aikan® Technology	5.000 - 30.000	FORSU, RA, RO, RV, RAg	-	-	-	35 - 50	-	70
Holanda	Biocel	1.000 - 30.000	RO	-	37 - 55	-	21	-	-
Reino Unido	Muckbuster and Flexibuster	180 - 1.080	FORSU, RA, RAg	-	-	-	21	-	-
	Portagester	~5.000	RA, RV, RAg	-	37 - 55	-	-	-	-
EUA	SEBAC	1.404	FOSU	-	55	-	21	0.34	-
	Smartferm	4.000 - 30.000	RO	-	55	-	21	-	58 - 60

Legenda: FORSU: fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos; RA: resíduo de alimentos; RV: resíduo verde; RO: resíduo orgânico; RAg: resíduo agrícola.

Fonte: Adaptado de BRASIL *et al.* 2015; ANDRÉ *et al.*, 2018; dados manufaturados

2.2.3.1 Etapas sequenciais de metanização em estado sólido por bateladas (MESB) com recirculação de lixiviado

O processo de MESB com recirculação de lixiviado pode ser descrito em 5 etapas sequenciais principais (Figura 2.12), a saber: (i) preparo e carga; (ii) hidrólise/fermentação; (iii) ativação metanogênica; (iv) estabilidade metanogênica; (v) decaimento metanogênico; e (vi) maturação.



Figura 2.12: Principais etapas de tratamento biológico de resíduos orgânicos via MESB com recirculação de lixiviado e faixa de duração das etapas ao longo da batelada

Fonte: adaptado de STRIPPEL *et al.* (2016)

As principais etapas sequenciais de metanização de resíduos orgânicos em reatores MESB estão descritas a seguir:

Hidrólise: como visto, a hidrólise é a etapa limitante em processos de tratamento biológico de resíduos sólidos orgânicos. Para mitigar esta limitação operacional a etapa de hidrólise pode ser controlada e intensificada antes do início da metanização propriamente dita, caracterizando um processo de duplo estágio (hidrólise + metanização), que também pode ser considerado como uma etapa de pré-tratamento biológico do resíduo sólido orgânico (DI MARIA *et al.*, 2012; ; JAIN *et al.*, 2015; POGNANI *et al.*, 2015; ZHOU *et al.*, 2017; GOTTARDO *et al.*, 2017; SAHU *et al.*, 2017; MONTALVANO *et al.*, 2018).

Vale ressaltar que, na etapa de hidrólise não há remoção da carga orgânica, apenas a quebra das macromoléculas orgânica complexas em compostos mais simples (METCALF e EDDY, 2015). No entanto, a hidrólise propicia o desenvolvimento de microrganismos acidogênicos, que utilizam os subprodutos desta etapa (ex.: ácidos orgânicos e aminoácidos) para formação de H₂ e CO₂, principalmente, além do H⁺ dissolvido. Em vista disto, a acidogênese reduz a carga de substrato orgânico disponível para formação de CH₄, além de induzir ao acúmulo de H⁺ no meio – que causa a redução do pH para valores que inibem a produção de CH₄ (pH < 6,0) (CHERNICHARO, 2007). Assim, a falta de controle do processo de hidrólise ou fermentação pode resultar na redução, ou até mesmo no colapso, da produção de CH₄.

A depender da configuração do processo MESB, a hidrólise pode ser promovida no próprio reator de metanização, podendo ser: (i) via fermentação - ausência de O₂ e promovida por microrganismos fermentativos facultativos; ou (ii) via hidrólise aeróbia - com injeção controlada de O₂ e promovida por microrganismos hidrolíticos aeróbios. Outra vantagem da etapa de hidrólise é o incremento da temperatura interna (autoaquecimento) do reator MESB, possibilitando o alcance de temperaturas mesófilas (35 – 38° C) ou termófilas (45 – 55° C), visto as reações exotérmicas que ocorrem nesta fase (Tabela 2.7). Este tipo de configuração de processo garante uma importante flexibilidade operacional, visto que o reator MESB pode, inclusive, operar via processo de compostagem com aeração controlada, vantagem operacional que assegura a robustez de capacidade de tratamento dos resíduos sólidos orgânicos.

O tempo de duração da fase de hidrólise/fermentação varia em função da temperatura interna adotada (mesófila ou termófila) ou do grau de hidrólise desejado, geralmente variando de 01 a 10 dias.

Ativação metanogênica: A ativação metanogênica é a etapa na qual inicia-se, de fato, a metanização da FORSU, caracterizada pela ausência completa de O₂ no meio. Nesta etapa é iniciada a aspersão de inóculo sobre a leira de resíduo orgânico. A inoculação é fundamental para o aumento da concentração de microrganismos anaeróbios e melhoria das condições ambientais internas no reator MESB, sendo os principais objetivos da inoculação na etapa de ativação metanogênica:

- aumento em quantidade, composição e diversidade de microrganismos anaeróbios contidos no reator MESB;
- aumento do teor de umidade interna do reator MESB e melhoria das condições e taxas de transferência de massa e metabolitos entre microrganismos (inóculo) e substrato (matéria orgânica);
- diluição e lixiviação de subprodutos intermediários da digestão anaeróbia (ex.: ácidos orgânicos e nitrogênio amoniacal: N-NH₄ e NH₃) que podem acumular no interior do reator MESB;
- neutralização do pH interno do reator MESB para faixa ótima de produção de CH₄ (6,5 – 7,5);
- incremento da conteúdo de CH₄ no biogás para níveis que permitam seu aproveitamento energético.

Na etapa de ativação metanogênica (que também pode ser denominada como fase *lag*) é esperada a produção de um biogás com baixo valor energético (baixo teor de CH₄), cujo tempo para ativação pode levar de 3 a 10 dias (POGNANI, *et al.*, 2015; DEGUEURCE *et al.*, 2016; QIAN, *et al.*, 2016; PEZZOLA *et al.*, 2017). Via de regra, este biogás residual é encaminhado para combustão em queimador (*flare*). De maneira geral, durante a fase de ativação metanogênica são requeridas maiores taxas de aspersão de inóculo para promover o rápido incremento do conteúdo de CH₄ no reator MESB, objetivo principal desta etapa (as estratégias de inoculação e recirculação de lixiviado estão descritas no Item 2.2.3.2). A duração da ativação metanogênica varia, principalmente, em função vazão de CH₄ e conforme as estratégias de

aproveitamento energético de biogás. Imediatamente após a ativação metanogênica é iniciada a etapa de estabilidade metanogênica.

Estabilidade metanogênica: etapa na qual há o equilíbrio da biocenose anaeróbia estabelecida no reator MESB, sendo o conteúdo de CH₄ incrementado para níveis que permitam seu aproveitamento energético (CH₄ > 30%) e o estado estacionário de produção de biogás alcançado, como ilustrado na Figura 2.11 (DEGUEURCE, *et al.*, 2016; QIAN, *et al.*, 2016; PEZZOLLA *et al.*, 2017).

A taxa de aspersão de inoculo via recirculação de lixiviado empregada nesta fase deve promover uma produção contínua de biogás e a manutenção do conteúdo máximo de CH₄ ao longo da batelada. Acerca disto, a eficiência energética do sistema está diretamente relacionada à duração desta estabilidade metanogênica. A depender das estratégias operacionais e de aproveitamento energético, o prolongamento desta etapa é desejável, resultando em maiores tempos de batelada. Para assegurar a produção contínua de biogás em reatores MESB Degueurce *et al.*, (2016) recomendam que a estabilidade metanogênica tenha tempo de duração > 14 dias. Qian *et al.*, (2016) recomendam que a etapa de estabilidade seja encerrada quando o rendimento de produção de biogás é inferior à 10 m³Biogás.t⁻¹FORSU.

As estratégias de inoculação e recirculação de lixiviado estão descritas no Item 2.2.3.2

Decaimento metanogênico: esta etapa é caracterizada pela queda da produtividade de biogás, que ocorre em função do consumo do substrato (matéria orgânica) disponível no reator MESB, como ilustrado na Figura 2.11. Via de regra, a taxa de aspersão de inoculo é reduzida ou encerrada nesta etapa, favorecendo a drenagem do excesso de lixiviado contido no reator e a redução de umidade no material digerido (MD). O tempo de duração do decaimento metanogênico varia em função da produtividade de biogás e do tempo de batelada estabelecido – que varia em função das estratégias de aproveitamento energético. Após o decaimento da produção de CH₄, o reator MESB pode ser aberto e descarregado, sendo o MD destinado a uma etapa de maturação (pós-tratamento) para sua estabilização final.

Maturação: nem sempre o processo de metanização via MESB permite a estabilização completa da matéria orgânica, havendo a necessidade de uma etapa posterior para remoção adicional da matéria orgânica residual contida no MD (CHERNICHARO, 2007; POGNANI *et*

al., 2015; HAYES *et al.*, 2016; QIAN, *et al.*, 2016). A etapa de maturação é um processo de pós-tratamento do MD que tem como objetivos principais:

- Estabilização biológica da matéria orgânica remanescente no MD;
- Redução adicional de umidade e volume de MD;
- Higienização (inativação de microrganismos patógenos).

O resultado final da etapa de maturação é a produção de um bio sólido estabilizado (também denominado como composto orgânico), a depender de suas propriedades físico-químicas e microbiológicas, pode ser aplicado para:

- i. recuperação de solos degradados ou agricultura, podendo ser utilizado com condicionador de solos ou fertilizante orgânico, conforme requisitos estabelecidos pela Instrução Normativa MAPA nº25 (BRASIL, 2009), substituindo o uso de fertilizantes e insumos agrícolas químicos;
- ii. combustível derivado de resíduos (CDR), também denominado como bio sólido energético ou *biochar*, que pode ser utilizado em fornos e caldeiras, substituindo o uso de carvão mineral e vegetal;
- iii. material estruturante de solos na construção civil (ex.: pavimentação, cobertura de células aterros etc).

Diferentes estratégias de maturação podem ser adotadas, sendo o pós-tratamento aeróbio (ex.: compostagem) tem sido as alternativas mais sustentáveis (BENBELKACEM *et al.*, 2015; POGNANI *et al.*, 2015; HAYES *et al.*, 2016; DI MARIA *et al.*, 2017c; GOTTARDO *et al.*, 2017). A depender da configuração do processo MESB, o MD ser direcionado: (i) a um processo de pós-compostagem com aeração controlada realizado nos próprio reator MESB; (ii) processo de pós-compostagem em área externa; ou (iii) processo de secagem térmica e higienização utilizando o calor gerado pelo motor de cogeração CHP. O tempo de maturação do MD varia, essencialmente, em função do grau de estabilização biológica ($SV/ST < 0,6$) e da aplicação de uso do bio sólido produzido.

2.2.3.2 Estratégias de inoculação de reatores MESB

A seleção de inóculo e a definição da relação entre a biomassa contida no inóculo (I) e a biomassa de substrato (S) contida no reator (*relação S/I*) são fatores chave para uma partida

(*start-up*) bem-sucedida de reatores de metanização. A etapa de inoculação é especialmente importante nos processos MESB, visto que a biomassa contida no reator é completamente removida ao final de cada batelada. A ausência de mecanismos internos de homogeneização e o elevado teor de sólidos contido no resíduo orgânico sólido dificultam a distribuição de microrganismos e a difusão de substratos e nutrientes no meio, resultando em baixa produtividade de CH₄.

Estratégias inadequadas de inoculação podem resultar no acúmulo de ácidos orgânicos e nitrogênio amoniacal (N-NH₄ e NH₃), o que pode prejudicar a atividade metanogênica e a produção de biogás no reator MESB. Acerca disto, diferentes estratégias de inoculação têm sido estudadas nos últimos anos, podendo estas serem: (i) inoculação em estrado sólido, como o uso de material digerido; (ii) inoculação em estado líquido, com o uso do lixiviado; ou a combinação destas técnicas (DI MARIA *et al.*, 2012; POGNANI, *et al.*, 2015; WALTER *et al.*, 2016; DEGUEURCE *et al.*, 2016; PEZZOLLA *et al.*, 2017).

Inoculação em estado sólido (via codigestão com material digerido): esta estratégia consiste na mistura (codigestão) do resíduo orgânico fresco (ex.: FORSU e resíduos de alimentos) com o material digerido (MD) gerado em uma batelada de metanização anterior – considerado que este MD está biologicamente estabilizado, com pH tipicamente neutro e colonizado por microrganismos anaeróbios já adaptados à metanização da FORSU. Esta alternativa para partida de reatores MESB é recorrentemente reportada na literatura e utilizada em processos em escala industrial. Geralmente, é utilizada uma relação S/I próxima à 1,0 kgSV_s.kg⁻¹SV_i (DI MARIAL *et al.*, 2012; DEGUEURCE *et al.*, 2016; WALTER *et al.*, 2016;).

Além da inoculação, o MD também pode contribuir para estruturação da massa de resíduo, possibilitando a formação de maiores leiras dentro do reator MESB e melhorando as condições hidrodinâmicas de percolação dos subprodutos gerados na metanização. No entanto, o uso de MD na codigestão do resíduo orgânico pode resultar em mistura de baixo teor de sólidos, o que pode prejudicar a taxas de difusão e a utilização dos substratos orgânicos no meio (SCHIEVANO *et al.*, 2010; ABBASSI-GUENDOUZ *et al.*, 2012). O uso do MD como inóculo também resulta na redução do volume útil do reator, o que implica na perda de até 60% da capacidade de tratamento e da produtividade de biogás (DI MARIAL *et al.*, 2012; WALTER *et al.*, 2016; ANDRÉ *et al.*, 2018).

Acerca disso, para tornar a biotecnologia MESB mais eficaz, estudos têm buscado alternativas para a inoculação de reatores MESB que reduzam o uso de MD como inóculo sólido, e assegurem as eficiências do tratamento biológico e de produção de CH₄. Ademais, devido a incipiência de reatores de metanização do tipo MESB no Brasil, a obtenção de inóculo sólido anaeróbio ainda é um desafio para partida de reatores MESB em escala industrial.

Inoculação em estado líquido (via recirculação de lixiviado): a fim de incrementar a capacidade de tratamento e o rendimento de produção de CH₄ em processos MESB, diferentes estudos têm explorado alternativas de inoculação que dispensem o emprego do inóculo sólido (material digerido) para partida de reatores MESB. Nesta perspectiva, a estratégia de inoculação via recirculação de lixiviado drenado do próprio reator MESB tem sido investigada como alternativa de otimização da etapa de partida (DI MARIA *et al.*, 2013; BENBELKACEM *et al.*, 2015; POGNANI *et al.*, 2015; QIAN, *et al.*, 2016; DEGUEURCE *et al.*, 2016; WALTER *et al.*, 2016; PEZZOLLA *et al.*, 2017; ANDRÉ *et al.*, 2018).

A recirculação de lixiviado tem como objetivo o controle de parâmetros fundamentais para um processo MESB estável, tais como: (i) teor de umidade interna no reator; (ii) diluição e lixiviação de subprodutos intermediários e toxinas geradas na metanização (ex.: ácidos orgânicos e nitrogênio amoniacal, principalmente o NH₃); (iii) composição, diversidade e quantidade de microrganismos anaeróbios estabelecidos no reator (KUSCH, *et al.*, 2012; DI MARIA *et al.*, 2013; XU *et al.*, 2013; POGNANI *et al.*, 2015; DEGUEURCE *et al.*, 2016; DI MARIA *et al.*, 2017a; PEZZOLLA *et al.*, 2017). Assim, a inoculação em estado líquido visa garantir as condições ambientais ideais para o crescimento ótimo da microbiota hidrolítica e metanogênica, assegurando a estabilidade da produção de CH₄ nos reatores MESB.

Nesse contexto, diferentes estratégias de inoculação em estado líquido, via recirculação de lixiviado, têm sido investigadas pela literatura (FORSTER-CARNEIRO *et al.*, 2004; DI MARIA *et al.*, 2013; BENBELKACEM *et al.*, 2015; QIAN, *et al.*, 2016; DEGUEURCE *et al.*; 2016; PEZZOLLA *et al.*, 2017; FU *et al.*, 2018), dentre estas destacam-se:

- i. recirculação interna de lixiviado: promovida a partir da recirculação interna do lixiviado drenado do próprio reator MESB;
- ii. recirculação de lixiviado entre reatores MESB: promovida a partir da recirculação do lixiviado drenado entre reatores MESB em diferentes estágios de metanização;

- iii. recirculação de lixiviado anaeróbio ativo: promovida a partir da recirculação do lixiviado drenado dos reatores MESB previamente tratado em um reator de metanização líquida (MEL), onde há a estabilização biológica e ativação metanogênica (inoculação) do lixiviado recirculado no processo.

O parâmetro fundamental para inoculação de reatores MESB é a relação S/I ($tSV_s.t^{-1}SV_I$), que é previamente definida para partida do processo de metanização. No entanto, a lógica operacional da inoculação em estado líquido ocorre de maneira diferente em reatores MESB, onde o aporte de inóculo (microrganismos) é promovido de forma dinâmica ao longo da batelada. De maneira mais simples, a inoculação via recirculação de lixiviado também pode ser indicada em termos de aplicação volumétrica, ou seja, a relação entre o volume total de lixiviado recirculado aplicado (LR) ao longo da batelada e a massa total de substrato (S) orgânico (ex.: $tFORSU$) contida no reator MESB, relação LR/S – que pode expressa em termos de $m^3LR.t^{-1}S$ (POGNANI *et al.*, 2015; RICO *et al.*, 2015; DEGUEURCE *et al.*, 2016; WALTER, *et al.*, 2016; DI MARIA *et al.*, 2017c; GOTTARDO, *et al.*, 2017; PEZZOLLA *et al.*, 2017). A literatura tem buscado definir as relações LR/S ideais para a inoculação de diferentes tipos de resíduos orgânicos, no entanto, a comparação entre os diferentes estudos é dificultada devido à falta de padronização das unidades e relações utilizadas.

A definição da taxa de inoculação via recirculação de lixiviado é especialmente importante para partida do processo, visto que na etapa de hidrólise (limitante do processo) a produção de ácidos orgânicos é mais pronunciada e a quantidade de arqueias metanogênica ainda é insuficiente para colonização da biomassa contida no reator MESB, dificultando o início da formação de CH_4 (SHIEVANO *et al.*, 2010; POGNANI *et al.*, 2015; DEGUEURCE *et al.*, 2016; WALTER *et al.*, 2016; DI MARIA *et al.*, 2017a). Acerca disto, a estratégia de recirculação de lixiviado pode promover a diluição e lixiviação de compostos inibitórios, principalmente os ácidos orgânicos e o nitrogênio amoniacal, resultando em processos MESB mais estáveis, menor tempo de batelada e incremento do rendimento de produção de CH_4 (POGNANI *et al.*, 2015; DEGUEURCE *et al.*, 2016; WALTER *et al.*, 2016; DI MARIA *et al.*, 2017).

Entretanto, se o lixiviado recirculado não for devidamente estabilizado e seu pH neutralizado, o resultado da recirculação pode ter efeitos adversos, como o acúmulo pronunciado de ácidos orgânicos, acidificação do pH e a inibição da atividade metanogênica (XU *et al.*, 2014b;

POGNANI *et al.*, 2015; DEGUEURCE *et al.*, 2016; DI MARIA *et al.*, 2017). Este efeito tende a ser mais intenso em processos MESB que não contam com um reator de metanização líquida para a estabilizado do lixiviado recirculado, ou quando há uma recirculação excessiva de lixiviado (KUSCH, *et al.*, 2012; WALTER *et al.*, 2016; DI MARIA *et al.*, 2017; PEZZOLA *et al.*, 2017).

Nesse aspecto, o emprego de reatores MEL tem sido alternativa viável para mitigar os efeitos inibitórios do acúmulo de ácidos orgânicos e incrementar da produção de CH₄ em processo MESB (POGNANI, *et al.*, 2015; STRIPPEL *et al.* 2016; QIAN, *et al.*, 2016; WALTER *et al.*, 2016; DI MARIA, *et al.*, 2017a; GOTTARDO *et al.*, 2017; PEZZOLLA *et al.*, 2017; FU *et al.*, 2018). A depender da nomenclatura adotada, a unidade MEL também pode ser denominada por Unidade de Produção de Inóculo (UPI). A principal vantagem desta configuração de processo é a estabilização biológica do lixiviado, a neutralização/tamponamento do pH e a inoculação do reator MESB com os microrganismos anaeróbios produzidos pela UPI (XU *et al.*, 2014b; RICO *et al.*, 2015; DEGUEURCE *et al.*, 2016; WALTER *et al.*, 2016).

Ao longo da batelada MESB, a recirculação de lixiviado (ou aspersão de inóculo) pode ser promovida com diferentes taxas e frequências de aplicação, variando entre frequências semanais, diárias ou diversas vezes por dia. Degueurce *et al.*, (2016) avaliaram que uma frequência excessiva de recirculação de lixiviado não favoreceu a produção de CH₄ na codigestão de dejetos bovinos e resíduo de alimentos em reatores MESB (15 L) operados com tempo de batelada de 30 dias. A estratégia de inoculação que mais beneficiou a produção de CH₄ foi a partir de uma relação LR/S maior que 1,5 m³LR.t⁻¹S e frequência de aspersão a cada 24 ou 48h, sendo observados rendimentos de CH₄ próximos à 150 Nm³CH₄.tSV⁻¹.

No estudo de Rico *et al.* (2015), também aplicado à MESB (60L) de dejetos bovinos, foi identificado que o melhor rendimento de CH₄ (265 Nm³CH₄.t⁻¹SV) ocorreu a partir da manutenção de uma taxa de recirculação de 0,6 m³LR.t⁻¹FORSU e frequência de aspersão de 15 vezes por dia, durante de 60 dias de batelada.

Benbelkacem *et al.*, (2015) relatam uma ampla faixa de taxas de recirculação de lixiviado (0,007 - 1,75 m³LR.tST⁻¹.d⁻¹) tem sido estudadas para otimizar a produção de biogás em reatores MESB. Neste estudo, a metanização da FORSU em reatores MESB (1,8 m³) alcançou o melhor rendimento de CH₄ (83 Nm³CH₄.t⁻¹SV) a partir de uma taxa de recirculação de 0,008 m³LR.tST⁻¹.

d^{-1} e tempo de batelada de 200 dias, sendo que o biogás atingiu teores de $\text{CH}_4 > 50\%$ após 30 dias de inoculação. Estes autores também reportam que 50% - 70% do volume de lixiviado recirculado é recuperado (drenado) dos reatores após 24h.

No estudo de Pognani *et al.*, (2015) foi avaliada a metanização da FORSU em reatores MESB (100 L) com relações LR/S variando entre 0,8 – 1,1 $\text{m}^3\text{LR.t}^{-1}\text{FORSU}$ e aspersão contínua. O conteúdo de CH_4 alcançou 25% após uma semana de inoculação, sendo observado um rendimento de CH_4 de 257 $\text{m}^3\text{CH}_4.\text{t}^{-1}\text{SV}$ após 21 dias de metanização. Estes autores demonstram que, neste processo MESB integrado a um reator de metanização líquida para estabilização do lixiviado, cerca de 18,4% da produção de CH_4 é gerada pela fase sólida (reator MESB), enquanto 49,7% é produzido pela fase líquida (reator MEL), sendo o restante não passível de aproveitamento energético.

Gottardo *et al.*, (2017) observaram que reatores MESB (230 L) de duplo estágio, utilizando resíduo de alimentos como substrato, com relações LR/S entre 0,5 e 0,7 e frequência de aspersão de 3 vezes por semana foram suficientes para alcançar um rendimento CH_4 próximo à 500 $\text{Nm}^3\text{CH}_4.\text{t}^{-1}\text{SV}$, em bateladas de 100 dias. Pezzolla *et al.*, (2017) demonstram que a reatores MESB (15 L), com frequência de aspersão de lixiviado recirculado de 2 a 4 vezes por dia, estimulou a produção de biogás a partir da metanização da FORSU, especialmente nos primeiros 10 dias da batelada, sendo alcançando rendimentos de até 240 $\text{m}^3\text{Biogás.t}^{-1}\text{SV}$ após 20 dias de metanização.

No estudo de Walter *et al.* (2016), a metanização de resíduos de alimentos em reatores MESB (58 m^3) com a aplicação de relações LR/S entre 0,5 - 1,3 e frequência de aspersão de 5 a 12 vezes por batelada (21 dias) resultou em rendimentos de CH_4 entre 15 e 47 $\text{m}^3\text{CH}_4.\text{t}^{-1}\text{FORSU}$, sendo os melhores resultados relacionados a uma taxa de aspersão de 0,7 $\text{m}^3\text{LR.t}^{-1}\text{S}$.

Qian *et al.*, (2016) avaliaram o efeito da recirculação de lixiviado em reatores MESB com capacidade de tratamento de até 100 t.d^{-1} e bateladas de 35 dias. O biogás produzido atingiu concentrações de $\text{CH}_4 > 30\%$ após 3-10 dias (ativação metanogênica) e um rendimento de produção de CH_4 de 270 $\text{m}^3\text{CH}_4.\text{t}^{-1}\text{SV}$. De modo geral, os reatores MESB foram responsáveis por aproximadamente 45% da produção total de biogás (35 $\text{m}^3\text{biogás.t}^{-1}\text{FORSU}$), sendo 55% do biogás produzido nos reator MEL – equivalente a uma produtividade de 0,75 $\text{m}^3\text{Biogás.m}^{-3}\text{MESB.d}^{-1}$ e 2,22 $\text{m}^3\text{Biogás.m}^{-3}\text{MEL.d}^{-1}$, respectivamente. No estudo também foi observada

uma redução média de 53% da massa total de FORSU em relação ao material digerido final, e a conversão de 48% dos SV (no entanto, o efeito da recirculação de lixiviado sobre o rendimento de CH₄ não foi avaliado).

Em estudo mais recente, Qian *et al.*, (2017) observaram que reatores MESB (800 mL) utilizando apenas a recirculação de lixiviado como estratégia de inoculação (LR/FORSU = 0,3) apresentaram maior rendimento de CH₄ (166 m³CH₄.t⁻¹SV) quando comparado com o reator utilizando apenas o MD como inóculo (145 m³CH₄.t⁻¹SV), porém este resultou em tempos mais curtos de ativação metanogênica.

De maneira geral, os estudos abordados fazem uso da estratégia de inoculação sólida (codigestão com MD, com relações S/I variando entre 0,25 - 1,5) para promover a partida da metanização (DI MARIA *et al.*, 2013; RICO *et al.*, 2015; DEGUEURCE *et al.*, 2016; WALTER *et al.*, 2016; GOTTARDO *et al.*, 2017; PEZZOLLA *et al.*, 2017). Contudo, ainda há poucos estudos que exploram o efeito da variação da recirculação de lixiviado sobre as etapas de ativação, estabilidade e decaimento metanogênico em reatores MESB, principalmente, aplicados ao tratamento da FORSU.

2.2.4 Avaliação crítica das principais biotecnologias de metanização

As características operacionais e o design das diferentes biotecnologias de metanização resultam em diferentes vantagens e desvantagens, que variam em função da localidade, fatores sociais, econômicos, climáticos e conforme a característica do resíduo gerado. Na Tabela 2.11 buscou-se sintetizar as principais características, vantagens e desvantagens relacionadas as biotecnologias apresentadas.

Tabela 2.11: Avaliação crítica das principais biotecnologias de metanização

	MESB	MESS	MEL
	Teor de Sólidos > 20%	Teor de Sólidos > 15-20%	Teor de Sólidos < 15%
Requisitos	Substratos em estado sólido. Amplamente aplicáveis para FORSU, resíduo de alimentos e resíduos da agropecuária. Aceitável a presença de inertes no resíduo. Pré-tratamento: triagem mecânica/manual; trituração; inoculação, outros processos físico-químicos e/ou biológicos de pré-tratamento (se necessário).	Substrato em estado semissólido (bombeáveis), ex.: dejetos animais, resíduos de alimentos e outros orgânicos isentos de material inerte. Pré-tratamento: trituração, diluição em água ou efluente de processo, homogeneização, outros processos físico-químicos e/ou biológicos de pré-tratamento (se necessário).	Aplicação limitada à substratos líquidos, ex.: efluentes industriais, lodos, esgotos Pré-tratamento: trituração, diluição, homogeneização, outros processos físico-químicos e/ou biológicos de pré-tratamento (se necessário).
COV	2 – 10 kgSV.m ⁻³ reator.d	5 – 15 kgSV.m ⁻³ reator.d	0,5 – 5 kgSV.m ⁻³ reator.d
Rendimento de CH₄	90 - 250 Nm ³ CH ₄ .tSV ⁻¹	150 - 350 Nm ³ CH ₄ .tSV ⁻¹	200 - 450 Nm ³ CH ₄ .tSV ⁻¹
%CH₄	35 - 55%	45 - 60%	50 - 70%
Vantagens	<p>Eficiente forma de tratamento de resíduos com a oportunidade de aproveitamento de biogás como energia renovável e do material digerido (biossólido) como fertilizante agrícola e/ou condicionador de solos.</p> <p>Em comparação com alimentação contínua: menor complexidade de pré-tratamento do substrato; menor consumo energético; simplicidade operacional (poucos equipamentos mecânicos); não-acúmulo de inertes; tecnologia modular; redução dos custos de transporte e aterramento dos resíduos.</p>	<p>Em comparação com MESB (alimentação por batelada): maior estabilidade do processo; maior produção de biogás; menor perda de biogás.</p>	<p>Em geral: elevado rendimento de CH₄; maior estabilidade de processo; maior produção de biogás; melhor controle das emissões de CH₄; biotecnologia consagrada no mercado.</p>
Desvantagens	Menor rendimento de CH ₄ ; maiores emissões de biogás; demanda de área para acondicionamento do substrato; emissão de odores se mal operada.	Elevado grau de complexidade na operação; complexo pré-tratamento; complexo pós-tratamento do efluente líquido; desgaste dos equipamentos mecânicos; necessidade de alimentação contínua; alto custo de operação.	Restrição do tipo de substrato a ser tratado (apenas líquido); complexo pré-tratamento; complexo pós-tratamento do efluente líquido; desgaste dos equipamentos mecânicos; necessidade de alimentação contínua; alto custo de operação.

2.2.5 Fatores que influenciam a estabilidade operacional em processos MESB com recirculação de lixiviado

As composições físico-química e bromatológica do resíduo orgânico (ex.: FORSU) que é introduzida nos reatores MESB tem interferência direta na quantidade e na qualidade do biogás produzido, assim como na qualidade final do material digerido e do composto orgânico. Fundamentalmente, a eficiência do tratamento biológico da FORSU via MESB depende dos seguintes fatores: (i) grau de biodegradabilidade; (ii) teor de umidade; (iii) tamanho da partícula; (iv) hidrodinâmica (densidade, porosidade e permeabilidade); (v) relação carbono/nitrogênio (C/N).

2.2.5.1 Potencial de biodegradação da FORSU (relação SV/ST)

A produtividade de metano nos processos MESB está diretamente relacionada ao potencial de biodegradação da FORSU. Este potencial de biodegradação pode ser estimado a partir da relação entre o conteúdo de matéria orgânica seca (mensurado em termos de sólidos voláteis - SV) e os sólidos totais (ST) contidos na FORSU, relação SV/ST. Uma relação SV/ST > 75% indica que o resíduo orgânico é potencialmente biodegradável e sua metanização pode alcançar elevados rendimentos de produção de CH₄, enquanto resíduos com relação SV/ST < 60% têm uma produção de CH₄ limitada (CHERNICHARO, 2007). De maneira geral, o potencial de produção de CH₄ tem correlação direta com a relação SV/ST.

Nesse sentido, o excesso de material inerte (matéria não biodegradável, mensurada em termos de sólidos fixos - SF) implica em perda de volume útil e do potencial produção de metano em reatores MESB. Para assegurar o desempenho operacional e a produção de metano nos processos MESB é recomenda a adoção de estratégias de gerenciamento que promovam a segregação dos inertes na fonte de geração. Quando a segregação não é eficiente, pode ser imprescindível o uso de equipamentos mecânicos de triagem para garantir um conteúdo mínimo de 80% de matéria orgânica disponível. Vale salientar também que, a matéria orgânica ensacada é um fator limitante do processo MESB, uma vez que o contato entre os microrganismos anaeróbios e a matéria orgânica é impedido, formando “zonas mortas” no reator MESB, assim, o rendimento de produção de metano CH₄ é prejudicado. Acerca disso, equipamentos

mecânicos do tipo rasgador de sacos, podem ser necessários em processo de metanização da FORSU.

É importante também destacar que, a introdução de produtos químicos e tóxicos em reatores de metanização é extremamente nociva aos microrganismos anaeróbios envolvidos no processo de tratamento biológico, podendo, inclusive, causar o colapso total da biota anaeróbia estabelecida nos reatores anaeróbios, sendo necessária uma nova operação de partida de todo processo MESB. Visto isto, a segregação de embalagens e recipientes de produtos químicos, limpeza e resíduos hospitalares é fundamental para preservar a estabilidade ambiental do processo de metanização.

2.2.5.2 Teor de umidade no processo MESB com recirculação de lixiviado

A umidade própria do resíduo orgânico é um critério decisivo para a seleção da biotecnologia de metanização e adoção de estratégias de gerenciamento (segregação e acondicionamento), pré-tratamento (necessidade ou não de diluição), tratamento (tipo de alimentação, mistura e temperatura de processo) e pós-tratamento (complexidade do sistema de desaguamento/desidratação). O teor de umidade é um parâmetro chave para o equilíbrio das reações bioquímicas de produção de CH₄.

A água, solvente universal, promove a diluição e solubilização de parte da matéria orgânica, dos subprodutos intermediários da metanização (ex.: ácidos orgânicos e nitrogênio amoniacal), nutrientes (ex.: sais minerais e ferrosos) e de outros compostos (ex.: metais traço). Condições ideais de umidade garantem a estabilidade das reações de ordem cinética e termodinâmica, promovendo melhores condições de transferência de massa e metabólitos entre as fases da metanização (SCHIEVANO *et al.*, 2010; ABBASSI-GUENDOZ *et al.*, 2012; DI MARIA *et al.*, 2013; XU *et al.*, 2014b; GUILFORD, 2016). Acerca disso, menores rendimentos de produção de CH₄ são observados em processos operados com elevado teor de sólidos, como ocorre nos processos MESB.

O baixo teor de umidade também resulta em rápido acúmulo de ácidos orgânicos no reator, resultando em maior inibição dos microrganismos metanogênicos (SCHIEVANO *et al.*, 2010; ABBASSI-GUENDOZ *et al.*, 2012; DI MARIA *et al.*, 2013). Abbassi-Guendouz *et al.* (2012), reportam que a transferência de massa líquido/gás é afetada em concentrações de

sólidos superiores à 30 %ST, causando a redução do rendimento de produção de CH₄. Xu *et al.* (2014b) demonstram que a atividade metanogênica é estimulada quando a concentração de sólidos é superior à 10 %ST, enquanto para valores de sólidos entre 15-20 %ST a resistência à difusão de massa aumenta, resultando na inibição das etapas de hidrólise e metanogênese. Acerca disto, diferentes estudos indicam que um teor de ST < 20 % garante as condições ideais de produção de CH₄ em reatores MESB (SCHIEVANO *et al.*, 2010; BENBELKACEM *et al.*, 2015; GUILFORD, 2016).

Nesse sentido, uma importante vantagem operacional do processo recirculação de lixiviado é a possibilidade de solubilização e lixiviação de parte dos subprodutos da metanização para fora do reator MESB, mitigando os efeitos inibitório do acúmulo de compostos inibidores (ex.: ácidos orgânicos e NH₃). Di Maria *et al.* (2013) observaram um rendimento de produção de metano de 60 Nm³CH₄.tSV⁻¹ em reatores MESB (100L) sem o emprego da recirculação da lixiviado e rendimentos de 211 Nm³CH₄.tSV⁻¹ em reatores com a recirculação de lixiviado.

Como visto, o lixiviado que é drenado dos reatores MESB pode ser estabilizado em um reator de metanização líquido (denominado UPI), onde os ácidos orgânicos dissolvidos em meio líquido são convertidos em biogás e biomassa anaeróbia.

2.2.5.3 Temperatura de processo (mesófila x termófila) em reatores MESB

Na prática, os processos MESB são operados em duas faixas típicas de temperatura, a saber: mesófila (30 a 45 °C) e termófila (45 a 60 °C). Visto que os microrganismos envolvidos na DA não possuem mecanismos internos de regulação térmica, sua temperatura intracelular é determinada pela temperatura do reator, um dos fatores preponderantes na seleção de espécies (CHERNICHARO, 2007). Assim, a temperatura de processo influencia, principalmente: (i) taxas das reações enzimáticas; (ii) taxas de difusão de substrato; (iii) taxas de crescimento microbiano; (iv) rendimento de CH₄; e (v) qualidade e nível de higienização do material digerido.

Processos termófilos apresentam vantagens como, maior grau de estabilização da matéria orgânica, maior grau de higienização do material digerido e maior produção de CH₄, quando comparada com reatores mesófilos (CHERNICHARO, 2007; KUO *et al.*, 2004). Entretanto, a catalisação das reações bioquímicas vem acompanhada de certas desvantagens, como: acúmulo

de ácidos orgânicos, maior grau de dissociação de elementos tóxicos e maior sensibilidade ao nitrogênio amoniacal, que assume sua forma tóxica - NH_3 (ANGELIDAKI e AHRING, 1995; GALLERT e WINTER, 1997; KIM *et al.*, 2002).

Ademais, a literatura também indica que reatores do tipo MESB apresentam melhor *start-up* e maior estabilização da matéria orgânica quando operados sob a faixa termófila, resultando em maior rendimento de CH_4 (FORSTER-CARNEIRO *et al.*, 2004; HARTMAN e AHRINS, 2005; BOLZONELLA *et al.*, 2006; FDÉZ.-GÜELFO *et al.*, 2010; LI *et al.*, 2011; JAIN *et al.*, 2015). A temperatura termófila também tem apresentado melhor eficiência de tratamento de material lignocelulósico se comparada com processos mesófilos (LIN *et al.*, 2017).

Embora os reatores termofílicos tenham a tendência de degradar matéria orgânica de maneira mais rápida, estudos indicam que reatores mesófilos são mais robustos, suportando maiores cargas orgânicas, sobretudo quando o substrato é solúvel, facilmente degradável e rico em ácidos orgânicos (SCHIEVANO *et al.*, 2010; GUO *et al.*, 2014). O balanço energético dos reatores mesófilos é outra vantagem operacional, uma vez que o emprego de fontes externas de energia para o aquecimento do reator pode ser dispensado, principalmente nos países tropicais como o Brasil, resultando em baixo custo operacional (CHERNICHARO, 2007; MATA-ALVAREZ *et al.*, 2013). Ademais, a estabilidade do processo depende muito mais da constância da temperatura do que do seu valor absoluto, assim, deve-se evitar variações bruscas na temperatura interna do reator (FNR, 2010; APPELS *et al.*, 2011; LIN *et al.*, 2017).

O aquecimento interno do reator MESB pode ser promovido por: (i) aquecimento do substrato introduzido (também obtido quando o substrato é intrinsecamente quente, ex.: substratos industriais, pasteurizados etc.); (ii) aquecimento interno (ex.: serpentina); (iii) aquecimento externo (ex.: trocador de calor); (iv) autoaquecimento biológico – a depender da configuração de processo MESB, uma etapa de hidrólise aeróbia ou fermentação anaeróbia pode promover o incremento da temperatura interna do reator, resultado das reações exotérmicas de degradação da matéria orgânico. Vale ressaltar que nos processos MESB com recuperação energética de biogás, o calor gerado pelo cogenerador de energia (CHP) pode ser aproveitado para o aquecimento dos reatores de metanização.

2.2.5.4 Relação carbono/nitrogênio (C/N) e acúmulo de nitrogênio amoniacal em processos MESB com recirculação de lixiviado

Um balanço adequado entre as proporções de carbono (C) e nitrogênio (N), relação C/N, é fundamental para o crescimento ótimo de microrganismos anaeróbios e, portanto, a estabilidade do processo MESB. O carbono é utilizado como fonte de energia no metabolismo dos microrganismos anaeróbios heterotróficos, enquanto o nitrogênio é fundamental para formação de proteínas e enzimas celulares responsáveis pela construção da estrutura celular microbiana. A literatura tem orientado que os processos de metanização sejam alimentadas com substratos com uma relação C/N próxima da faixa de 25/1 a 35/1 - relações tipicamente recomendadas para compostagem (FNR, 2010; GUILDORF, 2016; REN *et al.*, 2018).

Relações C/N inadequadas podem resultar na liberação excessiva de compostos intermediários da digestão anaeróbia (ex: ácidos orgânicos e nitrogênio amoniacal), o que pode inibir a metanogênese e, inclusive, resultar no colapso do reator de metanização. Uma relação C/N muito elevada (excesso de C) pode reduzir a atividade metabólica dos microrganismos anaeróbios, uma vez que o carbono não é completamente degradado e o acúmulo de ácidos orgânicos pode interferir na produção de CH₄.

Por outro lado, uma relação C/N muito baixa (excesso de N) pode resultar na formação excessiva de compostos nitrogenados, que são potenciais inibidores da metanogênese. O excesso de N, associado a um elevado grau biodegradabilidade (SV/ST) do resíduo, pode resultar numa formação mais pronunciada de compostos nitrogenados (principalmente o nitrogênio amoniacal) na etapa de hidrólise, o que tem sido recorrente em processos de metanização de resíduos de alimentos (RA).

A degradação anaeróbia de matéria orgânica nitrogenada (ex.: proteínas, aminoácidos e ureia) resulta, principalmente, na formação do nitrogênio total amoniacal, composto pelo íon amônio (N-NH₄⁺) e amônia livre (N-NH₃) dissociada em meio líquido. A relação entre uma forma ou outra de nitrogênio amoniacal (N-NH₄/NH₃) depende, fundamentalmente, da temperatura e do pH do processo, sendo o N-NH₃ a forma prevalecente quando a temperatura e o pH do meio são elevados, como o casos dos processos termófilos com pH alcalino (ANGELIDAKI e AHRING, 1993; ANGELIDAKI *et al.*, 1993).

Zhang *et al.* (2013) observaram que a estabilidade da produção de CH₄ em reatores MESB foi alcançada com uma relação C/N igual a 25/1, e a inibição da metanogênese (por excesso de NH₃) ocorreu quando a relação C/N foi igual a 15/1. Por outro lado, Guilford (2016) relata que o acúmulo de NH₃ não é observado quando a relação C/N é mantida acima de 45/1. De maneira geral, condições de inibição por nitrogênio amoniacal ocorrem em relações C/N < 15 (ZHANG, *et al.*, 2013; REN *et al.*, 2018). Vale destacar que a forma livre da amônia (N-NH₃) é potencialmente tóxica aos microrganismos anaeróbios, e seu acúmulo pode, inclusive, resultar no colapso total da produção de CH₄ (WANG *et al.*, 2013; REN, *et al.* 2018).

A metanização pode ser afetada quando observadas concentrações de nitrogênio total amoniacal acima de 1,5-3,5 gNTK.L⁻¹ e pH > 7,4, cujo efeito combinado é altamente inibitório para arqueias metanogênicas acetoclásticas. Já as arqueias hidrogenotróficas são mais tolerantes, suportando concentrações acima de 5,0 gNTK.L⁻¹ (WALTER *et al.*, 2016). Ruiz-Sánchez *et al.*, (2019) reportam que concentrações de NTK na faixa de 3,5 - 6,0 gNTK.L⁻¹ alteram completamente a comunidade metanogênica, ocorrendo uma mudança da rota acetoclástica para hidrogenotrófica (DE VRIEZE *et al.*, 2012; REN *et al.*, 2018). Ademais, a presença de metanogênicas hidrogenotróficas em concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal está estreitamente relacionada à presença de bactérias sintróficas oxidadoras de acetato (BSOA), que convertem o acetato à H₂ e CO₂, prevenindo os efeitos inibitórios do acúmulo de acetato (DE VRIEZE *et al.*, 2012; RUIZ-SÁNCHEZ *et al.* 2019).

Acerca da amônia livre (N-NH₃), concentrações entre 50 e 1.500 mgNH₃.L⁻¹ podem inibir parcialmente a atividade metanogênica, enquanto concentrações acima de 3.000 mgNH₃.L⁻¹ são fortemente inibitórias, principalmente em ambientes de pH alcalino e temperatura termófila (METCALF e EDDY, 2015; REN *et al.*, 2018). Já a forma ionizada da amônia (N-NH₄), tem menor impacto negativo sobre a metanogênese, ainda assim, podem ser potencialmente inibitória, a depender das concentrações. Abbassi-Guendouz *et al.* (2012) indicam que uma concentração de N-NH₄ superior à 1,7 gNH₄.L⁻¹ resulta na inibição das arqueias acetoclásticas estritas (ex.: *Methanosaeta*), no entanto, pode estimular o crescimento de microrganismos sintróficos. Arqueias do gênero *Methanosarcina*, muito comuns em reatores MESB, são mais resistentes à presença de substâncias inibitórias, podendo ser encontradas mesmo em ambientes com concentrações acima de 7 gN-NH₄.L⁻¹ (DE VRIEZE *et al.*, 2012; WALTER *et al.*, 2016; LIN *et al.*, 2017).

Vale destacar também que, a presença do nitrogênio amoniacal, principalmente na forma de (NH_4HCO_3), pode contribuir para o tamponamento do meio. Nestas condições, o acúmulo de ácidos orgânicos nem sempre é percebido pela queda do pH, assim, a interação entre os ácidos orgânicos e N-NH_4 pode levar a um "estado estacionário inibido", uma condição em que o processo de metanização ocorre em pH estável, mas com um rendimento de CH_4 limitado (ANGELIDAKI e AHRING, 1993; ANGELIDAKI *et al.*, 1993; WANG *et al.*, 2013; ZHANG *et al.*, 2014).

Para atenuar os efeitos negativos do acúmulo de nitrogênio amoniacal ($\text{N-NH}_4/\text{N-NH}_3$), algumas estratégias operacionais podem ser adotadas, como o balanceamento da relação C/N a partir da codigestão do resíduo orgânico rico em nitrogênio com uma fonte de carbono, sendo as mais comuns nos centros urbanos: papel, papel higiênico, cartolina, papel cartão, poda, serragem, palha, galhos etc. (POGNANI *et al.*, 2015; GUILFORD, 2016; WALTER, *et al.*, 2016; DI MARIA, *et al.*, 2017c; ANDRÉ, *et al.*, 2018). Outra importante estratégia para atenuar o efeito inibitório do acúmulo de NH_3 em reatores MESB é a sua diluição e lixiviação através da recirculação interna de lixiviado no processo (DI MARIA *et al.*, 2013; DEGUEUCE *et al.*, 2016; PEZZOLLA *et al.*, 2017).

Cabe destacar ainda que, o incremento da concentração de nitrogênio amoniacal ao longo da operação de recirculação de lixiviado é uma condição recorrente em reatores MESB, uma vez que o processo de metanização não tem capacidade de remoção de nutrientes (ex.: N, P, K, Ca) (CHERNICHARO, 2007). Entretanto, a retenção destes nutrientes no processo pode resultar na melhoria do MD produzido pelo reator MESB e possibilitar a produção de um biossólido com aptidão agrícola (POGNANI, *et al.*, 2015; QIAN, *et al.*, 2016; PEZZOLLA *et al.*, 2017).

2.2.5.5 Granulometria da FORSU e efeitos sobre processos MESB

O tamanho das partículas sólidas (granulometria) é inversamente proporcional à taxa de utilização máxima do substrato, visto que uma maior superfície de contato resulta em melhor ação enzimática e assimilação do substrato pelos microrganismos envolvidos na metanização (CHERNICHARO, 2007; POMMIER *et al.*, 2010; GUILFORD, 2016). Acerca disto, pesquisas indicam que partículas sólidas de tamanho médio elevado prejudicam o rendimento de CH_4 , devido à diminuição da taxa de degradação (KIM *et al.*, 2002; ESPOSITO *et al.*, 2011).

Izumi *et al.* (2010) estudaram efeito do tamanho das partículas sobre a metanização de resíduos de alimentos e o acúmulo de ácidos orgânicos. A redução do tamanho das partículas resultou no aumento de 40% da degradação de DQO e de 28% na produção de CH₄. No entanto, também foi demonstrado que a fragmentação excessiva das partículas (< 0,7 mm) resultou no acúmulo de ácidos orgânicos e diminuiu o rendimento do CH₄. Já Pommier *et al.*, (2010) avaliaram que a redução do tamanho da partícula de 2 para < 1 mm não afetou significativamente a produção de CH₄. Outros estudos recomendam tamanho de partícula < 50 mm para uma adequada metanização (JAIN *et al.*, 2015; GUILFORD, 2016).

Ademais, o aumento da superfície de contato entre o substrato e os microrganismos hidrolíticos pode resultar na produção mais intensa de ácidos orgânicos durante a hidrólise e, o acúmulo destes ácidos, pode inibir a produção de CH₄ (JAIN *et al.*, 2015). A trituração excessiva também pode causar o adensamento do resíduo dentro do reator MESB, o que resulta na: (i) colmatação da leira; (ii) obstrução da percolação do inóculo; (iii) impedimento do desprendimento do biogás (SCHIEVANO, *et al.*, 2010; GUILDORD, 2016).

Acerca da FORSU, uma unidade de pré-tratamento para trituração do resíduo sólido pode ser necessária para fragmentação das partículas de grande diâmetro, principalmente aquelas de difícil biodegradação, como: frutas inteiras, coco, tubérculos, sementes, galhos etc. Na prática, a fragmentação da FORSU nem sempre é eficaz. Para assegurar taxas satisfatórias de degradação e de produção de biogás é recomendado a trituração em fragmentos < 50 mm (BENBELKACEM *et al.*, 2015).

2.2.5.6 Hidrodinâmica de recirculação de lixiviado em processos MESB e material estruturante

As propriedades hidrodinâmicas (ex.: porosidade, permeabilidade, grau de compactação, densidade, peso específico) e reológicas (ex.: viscosidade, plasticidade, limite de liquidez) ainda são pouco exploradas pela literatura, embora correspondam a um fator limitante do processo MESB com recirculação de lixiviado (GUILFORD, 2016; ANDRÉ, *et al.*, 2018). Acerca disso, destaca-se a necessidade de mais estudos para caracterizar a hidrodinâmica de recirculação de lixiviado em processos MESB, principalmente em escala industrial, dada a heterogeneidade dos diferentes tipos de resíduos orgânicos.

A massa específica ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\text{FORSU}$) é um parâmetro frequentemente utilizado para dimensionar a capacidade de tratamento e o potencial de produção de biogás em processos MESB. Via de regra, quanto maior o peso específico do resíduo orgânico, maior o potencial de produção de CH_4 . Dada a heterogeneidade da composição gravimétrica da FORSU seu peso específico varia em ampla faixa (350 e $850 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\text{FORSU}$) (DONG *et al.*, 2010; e JUCÁ, 2011; GUILFORD, 2016; CAMPUZANO e GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, 2016).

No entanto, um peso específico muito elevado significa em menos poros na massa de resíduo. O peso próprio também pode resultar na compactação do material e colmatção excessiva dos espaços vazios entre as partículas sólidas. Desta maneira a porosidade do resíduo é reduzida e a permeabilidade prejudicada, afetando negativamente a hidrodinâmica de recirculação de lixiviado nos processos MESB e maior resistência ao desprendimento de biogás e, conseqüentemente, redução das taxas de produção de CH_4 (ANDRÉ *et al.*, 2018). A colmatção pode, inclusive, obstruir os dispositivos de drenagem interna do reator MESB e resultar no acúmulo excessivo de lixiviado dentro do reator, o que pode provocar danos estruturais na porta e paredes do reator MESB, devido à sobrepressão interna.

O processo de percolação é um princípio conhecido, no entanto, ocorre de maneira mais complexa e dinâmica no processo MESB com recirculação de lixiviado. A quebra da estrutura das macromoléculas orgânicas durante a metanização resulta na desagregação do material orgânico e liberação de água, o que pode levar à colmatção dos poros e redução da permeabilidade da leira de resíduo orgânico. A aspensão de lixiviado também pode resultar na formação de um biofilme sobre a leira e entre seus poros, resultado do crescimento microbiano aderido, o que também pode causar a colmatção da leira e obstrução da lixiviação (SHEWANI *et al.*, 2015; ANDRÉ, *et al.*, 2018).

Para atenuar os efeitos da colmatção é fundamental a mescla do resíduo orgânico com algum material estruturante orgânico (*bulking material*). Nos centros urbanos, os materiais estruturantes mais disponíveis, geralmente são: poda, serragem, palha, galhos, papelão e até mesmo o material digerido estabilizado (POGNANI, *et al.*, 2015; SHEWANI *et al.*, 2015; HAYES *et al.*, 2016; GUILFORD, 2016; QIAN, *et al.*, 2016; WALTER, *et al.*, 2016; GOTTARDO, *et al.*, 2017; ANDRÉ, *et al.*, 2018).

2.3 APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DO BIOGÁS PRODUZIDO EM PROCESSOS DE METANIZAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

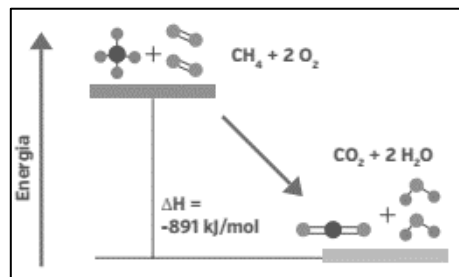
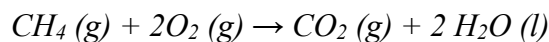
Os rendimentos de produção do biogás formado em processos de metanização, assim como a composição e frações dos gases que o compõe variam, fundamentalmente, em função da composição físico-química do resíduo orgânico utilizado e da configuração do processo de metanização empregada. Na Tabela 2.12 estão sintetizadas a composição físico-química do biogás gerado em diferentes processos de metanização.

Tabela 2.12: Composição físico-química do biogás gerado em diferentes processos de metanização

Parâmetro	Unidade	Esgotos Sanitários	Digestor de Lodo	Aterros Sanitários	Metanização da FORSU	Metanização Agropecuária	Efeito
Metano	% CH ₄	60 – 75	60 – 70	45 – 50	40 – 65	50 – 80	Inflamável
Dióxido de Carbônico	% CO ₂	15 – 40	30 – 40	50 – 55	35 – 60	30 – 50	Inerte
Monóxido de Carbono	% CO	0 – 0,3	0 – 1	traços	0 – 1	0 – 1	Inflamável
Nitrogênio	% N ₂	10 – 25	< 2	0 – 15	0 – 1	0 – 1	Inerte
Amônio	% NH ₃	traços	traços	traços	traços	0,05 – 1	Corrosivo / Tóxico
Hidrogênio	% H ₂	0 – 3	-	0 – 1	0 – 2	0 – 2	Inflamável
Água	% H ₂ O	saturado	saturado	saturado	saturado	saturado	Prejudicial
Sulfeto de Hidrogênio	ppmV H ₂ S	1.000 – 2.000	< 1.000	10 – 200	1.000 – 5.000	100 – 7.000	Corrosivo / Tóxico
Oxigênio	% O ₂	0 – 1	0 – 1	0 – 5	0 – 1	0 – 1	Corrosivo
Siloxanos	mg.m ⁻³	0 – 100	0 – 500	0 – 50	-	-	Abrasivo

Fonte: Adaptado de CHERNICHARO (2007); FNR (2010); LOBATO (2011); BRASIL (2015).

O CH₄ é a molécula energética presente no biogás, cujo potencial calorífico pode ser recuperado em forma de energia térmica, elétrica e/ou biocombustível. A reação de combustão do CH₄ ocorre a partir da combinação de CH₄, O₂ e uma fonte de ignição, resultando na liberação de energia e na formação de CO₂ e água, conforme representado na Figura 2.13. O processo de combustão completa do metano é uma reação exotérmica que ocorre em diferentes etapas, podendo ser descrita conforme Equação 2.1:

Equação 2.1**Figura 2.13:** Reação de combustão do CH₄ com liberação de energia e CO₂ e H₂O

Fonte: FNR (2010)

A entalpia, ou o calor de formação padrão de uma substância, é definida como a energia envolvida na formação de 1 mol de uma dada substância – ΔH_{f0} (kcal.mol⁻¹). A energia liberada, ou absorvida, é resultado da subtração da entalpia dos produtos pela entalpia dos

reagentes ($\Delta H = H_{\text{Produtos}} - H_{\text{Reagentes}}$). Quando há a liberação de calor para formação de uma substância (reação exotérmica), o valor do calor de formação é negativo (PERRY e GREEN, 1997 *apud* LOBATO, 2011). A entalpia de formação das moléculas envolvidas na reação de combustão do CH_4 é dada na Tabela 2.13.

Tabela 2.13: Calor de formação padrão das substâncias envolvidas na combustão do CH_4

Substância	ΔH_f° (kJ.mol ⁻¹)
CH_4 (g)	-74,9
O_2 (g)	0
CO_2 (g)	-393,8
H_2O (l)	-242,0

Fonte: PERRY e GREEN *apud* LOBATO (2011)

Visto isso, a entalpia de combustão do metano ($\Delta H = [(1 \times -393,8) + (2 \times -242,0)] - [(1 \times -74,9) + (2 \times 0)]$) resulta na liberação de $-802,9 \text{ kJ.mol}^{-1}$. Considerado o peso molecular e a densidade do CH_4 ($16,04 \text{ gCH}_4.\text{mol}^{-1}$ e $0,717 \text{ kg.m}^{-3}\text{CH}_4$, respectivamente) nas condições normais de temperatura e pressão (273K; 1atm), a energia disponível neste gás é de $35,9 \text{ MJ.Nm}^{-3}\text{CH}_4$, ou seja, o CH_4 possui um poder calorífico inferior (PCI) equivalente a $9,97 \text{ kWh.Nm}^{-3}\text{CH}_4$. O PCI de diferentes combustíveis e equivalência como CH_4 e biogás está resumido na Figura 2.13.

Tabela 2.14: Poder calorífico inferior de diferentes combustíveis e equivalência como CH_4 e biogás

Combustível	kWh.Nm ⁻³	Equivalência com CH_4	Equivalência com Biogás
<i>Combustíveis gasoso</i>			
Metano	9,97	1,00	1,66
Gás natural	8,8	0,88	1,47
Biogás (60% CH_4)	6,0	0,60	1,00
Butano	32,9	3,30	5,48
Propano	25,2	2,53	4,20
<i>Combustíveis líquidos</i>			
Etanol	5,9*	0,59	0,98
Gasolina	9,2*	0,92	1,53
Diesel	9,6*	0,96	1,60
GLP	12,9**	1,29	2,15

* kWh.L⁻¹, ** kWh.kg⁻¹

Fonte: adaptado de NOYOLA *et al.* (2006); FNR (2010); LOBATO (2011)

A queima do biogás através de queimadores é um requisito básico exigido para a operação de unidades de metanização, cujo objetivo é garantir a segurança ocupacional de funcionários, o controle de odores e a neutralização das emissões de GEE, haja visto que o lançamento direto de CH_4 para atmosfera tem um potencial poluidor cerca de 28 vezes superior ao CO_2 (FNR, 2010; IPCC, 2014). A reação de combustão resulta na oxidação do CH_4 , que é convertido em CO_2 e água, neutralizando as emissões de GEE.

2.3.1 Alternativas de aproveitamento energético do biogás

O uso energético de biogás de maior simplicidade operacional é sua combustão direta, cujo calor gerado pode ser aproveitado para usos domésticos, como cocção e iluminação. A energia térmica da combustão também pode ser utilizada em processos industriais, como caldeiras, serpentinas, higienizadores, secadores, estufas etc. Já os usos de biogás que dependem processos operacionais mais complexos para seu aproveitamento energético são: (i) geração de energia elétrica e térmica, através de unidade de cogeração - CHP (*combined heat and power*); (ii) produção de biometano, que é passível de uso como biocombustível veicular e/ou injeção na rede de gás natural (WILKEN *et al.*, 2017).

2.3.2 Requerimentos de qualidade do biogás para seu uso energético

O biogás bruto gerado em processos de metanização não é passível de uso energético direto, uma vez que elementos prejudiciais – como: sulfeto de hidrogênio (H_2S), umidade, gás amoníaco (NH_3) e compostos orgânicos de sílica (siloxanos) – podem ser encontrados em elevadas concentrações e comprometer os mecanismos de aproveitamento energético. Para possibilitar o uso energético do biogás, diferentes níveis de tratamento são requeridos, como apresentado na Figura 2.14, cujo o investimento e o grau de complexidade variam de acordo o teor de CH_4 desejado.

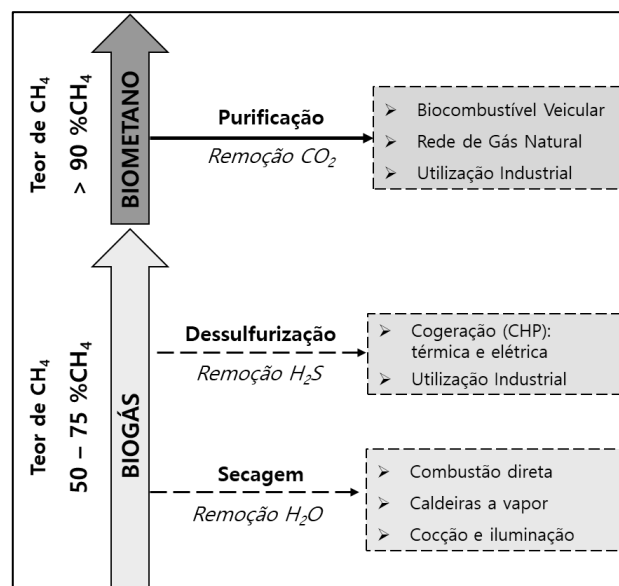


Figura 2.14: Requerimentos mínimos para assegurar o aproveitamento energéticos do biogás
Fonte: adaptado LOBATO (2011); ANP (2017); WILKEN *et al.* (2017)

Para viabilizar e assegurar a eficiência de aproveitamento energético do biogás são necessárias etapas de tratamento que podem ser classificadas como:

- *Condicionamento*: remoção da umidade + dessulfurização – assegurar a qualidade do biogás para seu aproveitamento energético em unidades CHP e garantir a eficiência de tratamento na etapa de purificação;
- *Purificação*: etapa de condicionamento + remoção de CO₂ – aumento da concentração do CH₄ até níveis que habilitem seu uso como biometano (biocombustível veicular e/ou injeção na rede de gás natural: > 90,0 %CH₄ (ANP, 2017).

2.3.2.1 Remoção de umidade (secagem) – H₂O

O biogás formado nos reatores de metanização é saturado em vapor d'água (umidade relativa = 100%), sendo a quantidade de umidade no biogás condicionada à sua temperatura. O excesso de umidade no biogás, quando associado ao H₂S, pode contribuir com o processo de corrosão. Para proteger os mecanismos de cogeração de energia contra o desgaste e corrosão é necessário secar o biogás. A secagem do biogás pode ser promovida por processos de: (i) resfriamento (secagem por condensação); (ii) adsorção (ex.: gel de sílica, óxidos de alumínio, peneiras moleculares, carvão ativado); e (iii) absorção (desidratação por glicol) (WILKEN *et al.*, 2017).

2.3.2.2 Remoção de sulfeto de hidrogênio (dessulfurização) – H₂S

Reatores de metanização empregados ao tratamento de resíduos com elevado teor de enxofre em sua composição (ex.: proteínas) tendem a produzir um biogás com maior concentração de sulfeto de hidrogênio (H₂S). Além da toxicidade humana, o H₂S possui propriedades corrosivas, quando combinado com o O₂, devido a formação de ácido sulfúrico (H₂SO₄), substância que provoca a corrosão de matérias oxidáveis, como as armações no concreto, válvulas, tanques e estruturas de material ferroso. Acerca disto, o uso de materiais inoxidáveis e/ou de plástico (polipropilenos como PVC, PP, PEAD) são requeridos em unidades de metanização. A combustão do biogás causa a oxidação do H₂S e resulta na formação do dióxido de enxofre (SO₂), que pode acumular em componentes sensíveis do motor de cogeração (ex.: catalisadores) e causar emissões de material particulado (FNR, 2010; COLTURATO, 2015).

Os processos de remoção de H₂S (dessulfurização) podem ser classificados como biológicos, químicos, físicos ou a combinação de um ou mais destes processos, sendo que a inibição completa da formação de H₂S só ocorre em condições fundamentalmente aeróbias (COLTURATO, 2015). Dentre os processos diferentes e dessulfurização destacam-se: (i) adsorção (p. ex.: carvão ativado); (ii) oxidação (ex.: óxidos de ferro, palha de aço); (iii) lavador químico-biológico (ex.: soda cáustica); (iv) dosagem química (ex.: sais de ferro); (v) filtro percolador biológico; (vi) micro-aeração (interna ou externa); (vii) biofiltro (FNR, 2010; COLTURATO, 2015; WILKEN *et al.*, 2017).

2.3.2.3 Remoção de dióxido de carbono – CO₂

A etapa de purificação do biogás ao nível de biometano é requerida quando o objetivo é a injeção de biogás na rede de gás natural e/ou seu uso como biocombustível veicular. Portanto, a separação do CH₄ e CO₂ é fundamental para incrementar o teor de CH₄ no biogás e, conseqüentemente, seu poder calorífico. Os processos mais empregados para a purificação de biogás são: (i) adsorção com modulação de pressão – PSA (*pressure swing adsorption*); (ii) lavagem com água pressurizada; (iii) lavagem física com solventes orgânicos (ex.: *genosorb*, *selexol*); (iv) lavagem química com solventes orgânicos (ex.: aminas); (v) separação por membranas; e (vi) separação criogênica (WILKEN *et al.*, 2017).

2.3.3 **Do biogás à energia elétrica**

O aproveitamento energético do biogás como eletricidade tem sido amplamente empregado em unidades de metanização de médio e grande porte, promovida a partir do uso de motogeradores (CHP) capazes de converter a energia mecânica, gerada pela combustão do biogás, em eletricidade e calor (FNR, 2010; LOBATO, 2011; BRASIL, 2015).

Dentre as principais vantagens da produção de energia elétrica a partir do uso do biogás, pode-se citar: (i) microgeração descentralizada, aproximando a geração de eletricidade da fonte consumidora; (ii) possibilidade de ativos econômicos derivados da exportação e comercialização da eletricidade para a concessionária de energia; (iii) redução no consumo elétrico, ou até mesmo a autossuficiência energética, da planta de metanização; (iv) neutralização das emissões de CH₄ gerado pela planta de metanização e emissões negativas de GEE em função da substituição da

energia hidrelétrica, havendo a possibilidade de geração de receitas a partir de sistema de incentivos/bônus ambiental (FNR, 2010; LOBATO, 2011).

De maneira geral, o potencial de geração de energia térmica e elétrica depende: da produção volumétrica de biogás, do teor de CH₄ contido no biogás e da eficiência de conversão térmica e elétrica do CHP. Os principais equipamentos de cogeração de energia são: (i) motores de combustão interna (MCI); (ii) turbinas/microturbinas a gás; (iii) células de combustível.

Por mais eficiente que seja o processo de conversão de biogás em eletricidade, a maior parte da energia disponível no biogás é perdida para o ambiente na forma de calor (LOBATO, 2011). Para aumentar o aproveitamento energético do biogás é usual o aproveitamento da energia térmica gerada em processos industriais que requeiram fontes de calor (como caldeiras, serpentinas, aquecedores/resfriadores, estufas etc) ou até mesmo para geração de frio (WILKEN *et al.*, 2017). As principais fontes de geração de energia térmica nos MCI são: (i) gás de exaustão do escapamento; (ii) água/ar do sistema de arrefecimento do motor; (iii) intercooler de refrigeração intermediária; e (iv) trocador de calor de gás (LOBATO, 2011).

Na prática, os MCI têm sido utilizados amplamente empregados em unidades de metanização, dada a flexibilidade de uso combustível e a possibilidade do aproveitamento do calor gerado pelos componentes do motor. A combustão dentro dos MCI ocorre através de dois mecanismos distintos: (i) ignição por centelha – tipo ciclo Otto; (ii) ignição por compressão – tipo ciclo diesel. Em unidades de metanização de pequeno, médio e grande porte, o uso de MCI tipo ciclo Otto tem sido mais recorrente, em função da maior disponibilidade de potência, menor custo operacional e maior eficiência de aproveitamento energético, se comparado com o motores tipo diesel (FNR, 2010). Ademais, os MCI tipo diesel geram mais emissões atmosféricas que os ciclo Otto (LOBATO, 2011; BRASIL, 2015).

Na Tabela 2.15 estão descritas os principais aspectos e requerimentos operacionais, emissões de poluentes e aspectos econômicos típicos de um cogrador CHP dotado por MCI do tipo ciclo Otto.

Tabela 2.15: Principais aspectos e requerimentos operacionais, poluentes e aspectos econômicos típicos de um cogenerador CHP tipo ciclo Otto*

Parâmetro	Unidade	Valor
<i>Aspectos operacionais</i>		
Potências elétricas disponíveis de CHP	kW _{el}	35 – 3.000
Eficiência de aproveitamento elétrico	%	18 - 38
Eficiência de aproveitamento térmico	%	30 - 50
Vida útil estimada	h	60.000
<i>Requerimentos operacionais</i>		
Vazão de biogás requerida	m ³ biogás.h ⁻¹	> 20
Metano (CH ₄)	%CH ₄	> 45
PCI	kWh.Nm ⁻³ biogás	4,5 - 7,0
Sulfeto de hidrogênio (H ₂ S)	ppmV	< 100
Umidade relativa	%	50 - 80
Siloxanos	mg.Nm ⁻³	5 - 10
Temperatura	°C	< 40
Pressão	mBar	5 - 5.000
<i>Aspectos econômicos</i>		
Investimento CHP tipo MCI	R\$	150 mil - 3 milhões
Custo de interligação e paralelismo com rede elétrica	R\$	30 mil - 1 milhão
Investimento inicial (CAPEX)	R\$.MW ⁻¹	2,5 mil - 5,0 mil
Custo de operação (OPEX)	R\$.MW ⁻¹	15,00 - 70,00
Valor da energia exportada	R\$.MW ⁻¹	20,00 - 35,00
<i>Emissão de poluentes</i>		
Óxido Nitroso – NO _x	mg.Nm ⁻³ biogás	248
Monóxido de carbono – CO	mg.Nm ⁻³ biogás	205
Carbono orgânico total – COT	mg.Nm ⁻³ biogás	27,75
Material particulado – MP	mg.Nm ⁻³ biogás	2,3
Dióxido de enxofre – SO ₂	mg.Nm ⁻³ biogás	30,45
Ácido clorídrico – HCl	mg.Nm ⁻³ biogás	4,73
Amônia – NH ₃	mg.Nm ⁻³ biogás	1,83

* valores variáveis conforme diferentes biotecnologias e fabricantes de cogeneradores MCI tipo ciclo Otto.

Fonte: adaptado de LOBATO (2011); BRASIL (2015); ARDOLINO (2018)

A potência energética disponível no biogás, que varia em função de seu teor de CH₄, é produto da vazão de CH₄ (Nm³CH₄.h⁻¹) pelo seu PCI (9,97 kWh.Nm⁻³CH₄), podendo ser medida em unidade de watts (W). Enquanto a potência de aproveitamento elétrico de cogeneradores CHP é medida em watts elétricos (W_{el}). Em termos de geração de eletricidade, o produto da potência elétrica do CHP (W_{el}) pelo seu tempo de operação (h) resulta em Wh_{el}.

A eficiência de recuperação energética do cogenerador CHP depende, dentre outros fatores, da sua potência nominal. Via de regra, CHP mais potentes (> 1 MW_{el}) apresentam maior eficiência de recuperação energética, se comparado aos motores de pequeno porte. De maneira geral, a eficiência de aproveitamento elétrico da energia disponível no biogás varia de 18 a 38% (FNR, 2010). Considerando um biogás com 60 %CH₄, estima-se que seja possível recuperar de 1,1 a 2,5 kW_{el}.Nm⁻³biogás nos cogeneradores CHP. Para a operação adequada de cogeneradores CHP, deve-se garantir um teor mínimo de metano no biogás acima de 50 %CH₄.

A produção de eletricidade em plantas de metanização é denominada pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) como geração distribuída de energia elétrica, dada sua característica de geração descentralizada de energia. Segundo Resolução nº482/2012 da ANEEL, os sistemas de metanização com aproveitamento elétrico de biogás podem ser classificados como: (i) microgeração: potência instalada menor ou igual a 75 kW_{el}, e que utilize cogeração qualificada ou fontes renováveis de energia elétrica; ou (ii) minigeração: potência instalada superior a 75 kW_{el} e menor ou igual a 5 MW_{el} para cogeração qualificada ou demais fontes renováveis de energia elétrica. Assim, a eletricidade gerada nos sistemas de metanização pode ser injetada (exportada) para concessionária da rede elétrica, através de sistemas de compensação energética (ANEEL, 2012).

Na prática, a energia elétrica gerada nos sistemas de metanização visa, principalmente, alcançar a autossuficiência energética, sendo a eletricidade utilizada para o autoconsumo de equipamentos mecanismos nas etapas de pré-tratamento, metanização e de condicionamento, purificação e compressão de biogás, por exemplo.

2.3.4 Do biogás ao biometano (biocombustível)

Alternativamente à cogeração CHP, o biogás pode ser purificado ao nível de biometano, possibilitando seu uso como biocombustível veicular e/ou para injeção na rede de gás natural. Para tanto, uma concentração mínima de 90 %CH₄ é requerida, dentre outros parâmetros descritos na Tabela 2.16, de acordo com Resolução nº685/2017 da Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP), que estabelece as regras para aprovação do controle da qualidade e a especificação do biometano oriundo de aterros sanitários e de estações de tratamento de esgoto destinado ao uso veicular e às instalações residenciais, industriais e comerciais a ser comercializado em todo o território nacional (ANP, 2017).

Tabela 2.16: Especificações para comercialização de biometano oriundo de aterros e estações de tratamento de esgoto

Característica	Unidade	Valor
Poder calorífico superior	kWh.Nm ⁻³ biometano	9,72 – 11,94
Índice de Wobbe	kJ.Nm ⁻³ biometano	46.500 – 53.500
Metano – CH ₄	% mol.	> 90,0
Oxigênio – O ₂	% mol.	< 0,8
Dióxido de carbono – CO ₂	% mol.	< 3,0
CO ₂ + O ₂ + N ₂	% mol.	< 10
Enxofre Total – S	mg.Nm ⁻³ biometano	< 70
Sulfeto de hidrogênio – H ₂ S	mg. Nm ⁻³ biometano	< 10
Siloxanos – Si	mg. Nm ⁻³ biometano	< 0,3
Clorados – Cl	mg. Nm ⁻³ biometano	< 5,0
Fluorados – F	mg. Nm ⁻³ biometano	< 5,0
Ponto de orvalho de água (1 atm.)	°C	< - 45

* o biometano deve ser isento de partículas sólidas ou líquidas, devendo ser utilizado um filtro de 0,2 um no produtor e 1,0 um no revendedor.

Fonte: ANP (2017)

A produção de biometano a partir da metanização de resíduos orgânicos tem potencial estratégico para mitigação de impactos ambientais e econômicos no Brasil, visto que grande parte dos combustíveis produzidos no país são refinados no litoral e consumido, principalmente, no interior do país. Com a produção descentralizada de biocombustível, parte deste problema seria resolvido, sobretudo no que tange as emissões de GEE, uma vez que o diesel (combustível largamente utilizado no setor de transportes, indústrias e agronegócio) é o mais poluente dentre os combustíveis fósseis.

A literatura mostra que o rendimento médio de consumo de biometano por veículos leves varia da ordem de 15 a 20 km.Nm⁻³biometano e entre 1,6 e 3,3 km.Nm⁻³biometano para veículos pesados (ARDOLINO, 2018). A substituição dos combustíveis fósseis por biometano tem impacto direto sobre a redução das emissões de GEE e de outros poluentes atmosféricos. Dentre os processos que representam o estado da arte da purificação de biogás, os mais empregados na Europa são a lavagem com água pressurizada e a lavagem química, cujos custos operacionais variam de 0,40 a R\$ 0,60.Nm⁻³biometano (EBA, 2017). Os custos estimados de purificação de biogás, baseados nos valores praticados na Europa, estão descritos na Tabela 2.17.

Tabela 2.17: Custos médio de investimento (CAPEX) e operação (OPEX) de sistemas de purificação de biogás

Custos	PSA	Lavagem com Água	Lavagem Química	Lavagem Física	Separação por Membranas
<i>Investimento – CAPEX (R\$.Nm⁻³.biometano.h⁻¹)</i>					
100 Nm ³ biometano.h ⁻¹	44.700	43.400	40.800	40.800	31.300 – 2.600
250 Nm ³ biometano.h ⁻¹	23.200	23.500	21.500	21.500	20.200 – 1.000
500 Nm ³ biometano.h ⁻¹	15.900	15.000	15.000	15.000	15.000 – 5.900
<i>Operação – OPEX (R\$.Nm⁻³biometano.h⁻¹)</i>					
100 Nm ³ biometano.h ⁻¹	0,55	0,60	0,61	0,59	0,46 – 0,67
250 Nm ³ biometano.h ⁻¹	0,43	0,44	0,51	0,43	0,33 – 0,50
500 Nm ³ biometano.h ⁻¹	0,39	0,39	0,48	0,38	0,28 – 0,13

Fonte: adaptado de EBA (2017)

O uso do biometano como combustível veicular ocorre de duas maneiras: (i) biometano comprimido: compressão do biometano a pressões superiores a 200 bar, para atingir uma maior densidade energética; ou (ii) biometano liquefeito: resfriamento criogênico abaixo de -163 °C (BRASIL, 2015). Na prática, o uso de biometano comprimido é o mais comum no setor de transportes da Europa, em vista da redução de custos com o armazenamento e o transporte (EUROSERV'ER, 2017; WILKEN *et al.*, 2017).

3 PREMISSAS, HIPÓTESES E OBJETIVOS

A partir de uma análise crítica da literatura foram estabelecidas as seguintes premissas, as quais possibilitaram formular as hipóteses que dão sustentação a este trabalho.

3.1 *Premissas*

- **Premissa 1:** A FORSU representa uma importante parcela dos RSU (>50%) e os resíduos de grandes geradores (RGG) têm uma importante contribuição sobre a massa total dos resíduos orgânicos urbanos. A heterogeneidade da composição da FORSU tornam seu gerenciamento e tratamento biológico um desafio. A umidade contida na FORSU resulta na geração de importante volume de efluente nos locais de destinação e disposição dos resíduos, cujo potencial poluidor é enorme. A falta de gerenciamento e tratamento do excesso de umidade contida na FORSU, denominado como lixiviado fresco (LF), provoca graves impactos ambientais, a destacar: a poluição hídrica; a contaminação de solos; e as emissões de GEE. Em vista disto, o LF contido na FORSU impõe grandes dificuldades de gerenciamento da FORSU e seu tratamento é uma exigência, que deve atender aos parâmetros estabelecidos pelas legislações ambientais vigentes. Por outro lado, os impactos causados pela disposição inadequada da FORSU e do LF podem ser revertidos em benefícios ambientais, como a geração de energia renovável partir do aproveitamento energético do biogás produzido por biotecnologias de metanização.
- **Premissa 2:** A seleção de inóculo e a definição da relação entre a biomassa contida no inóculo (I) e a biomassa de substrato (S) contida no reator (relação S/I) são fatores chave para uma partida (*start-up*) bem-sucedida de reatores de metanização. A etapa de inoculação é especialmente importante nos processos MESB, visto que a biomassa contida no reator é completamente removida ao final de cada batelada. Tendo em vista a dificuldade em se dispor de inóculo adaptado ao substrato FORSU, é usual a utilização de lodo de digestores anaeróbios de estações de tratamento de esgoto (ETE). Assim, a realização de testes BMP (potencial biometanogênico) com alimentações sequenciais pode ser uma estratégia que favoreça a adaptação do inóculo ao substrato e auxilie na definição da melhor relação substrato/inóculo (S/I) a ser aplicada em um reator MESB com recirculação de lixiviado. A

definição das estratégias de inoculação depende, fundamentalmente, das características físico-químicas e microbiológicas do substrato e do inóculo utilizado no processo. Uma estratégia adequada de inoculação promove a estabilidade ambiental no processo de metanização, assim como induz melhores rendimentos de CH₄.

- **Premissa 3:** O preparo do substrato orgânico (FORSU) e a inoculação dos reatores MESB são fatores-chave para o sucesso da operação dos processos de metanização. O preparo do substrato envolve três operações fundamentais, a saber: (i) a segregação de materiais impróprios, que possibilita um melhor aproveitamento da capacidade de tratamento e de produção de metano no reator MESB; (ii) o balanceamento da relação C/N, com vistas à mitigação do acúmulo de ácidos orgânicos e de nitrogênio amoniacal (N-NH₄ e N-NH₃) – que podem inibir o processo metanização; e (iii) a mescla de material estruturante, importante para formação de marco-poros no substrato e melhorar a percolação do inóculo através da leira. A partir do emprego de estratégias adequadas de preparo da FORSU são estabelecidas as condições operacionais ideais para o tratamento biológico via MESB com recirculação de lixiviado.

A fim de incrementar a capacidade de tratamento e o rendimento de produção de metano em reatores MESB, diferentes estudos têm explorado alternativas de inoculação que dispensem o emprego do inóculo sólido (material digerido) para partida da batelada. Nesta perspectiva, a estratégia de inoculação via recirculação de lixiviado, drenado do próprio reator MESB, tem sido investigada. Sabe-se que a aplicação de baixas taxas de recirculação de lixiviado provê poucos microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia (inóculo) e, conseqüentemente, a produção de metano e a degradação do substrato (FORSU) serão limitadas. Por outro lado, a aplicação de elevadas taxas de recirculação pode saturar o substrato em umidade, resultando na redução do pH e no aumento da concentração de nitrogênio amoniacal. Neste aspecto, o emprego de reatores de metanização em estado líquido (MEL) – denominada por Unidade de Produção de Inóculo (UPI) nesta pesquisa, pode ser uma alternativa viável para mitigar os efeitos inibitórios do acúmulo de subprodutos da metanogênese e incrementar a produção de metano no processo MESB. As principais vantagens desta configuração de processo são: o aumento da capacidade de tratamento do reator; o controle da umidade interna; o tamponamento do pH; a estabilização

biológica do lixiviado recirculado; a diluição e lixiviação de subprodutos (ácidos orgânicos e nitrogênio amoniacal) e toxinas; e o aumento da composição, diversidade e quantidade de microrganismos anaeróbios estabelecidos no reator MESB.

- **Premissa 4:** Em vista do potencial de produção de CH₄ da FORSU e do potencial de efeito estufa deste gás, sistemas de coleta e tratamento de biogás devem assegurar, no mínimo, a neutralização dos GEE (garantida pela queima do biogás em queimadores fechados). Ainda que os aterros sanitários sejam dotados de sistemas eficientes de coleta e queima de biogás, parte dos gases gerados (principalmente o CH₄) escapam para a atmosfera de maneira difusa. Embora o CH₄ seja um dos maiores contribuintes para o agravamento da crise climática, este gás possui um grande potencial de mitigação dos GEE, se reaproveitado energeticamente. O processo MESB com o aproveitamento energético do biogás é considerado uma biotecnologia moderna e sustentável de saneamento, já disseminada em diferentes países, principalmente da Europa. O tratamento da FORSU via MESB promove o desvio de resíduos orgânicos dos aterros sanitários e a geração de energia renovável, metas estratégicas das políticas públicas nacionais, cujos benefícios ambientais e econômicos são enormes, a destacar: (i) a mitigação das emissões de GEE; (ii) a redução de custos de disposição final; (iii) a produção de biogás, fonte de energia renovável: calor, eletricidade e/ou biocombustível; e (iv) possibilidade de produção de biossólidos, passível de uso como condicionador de solo ou fertilizante orgânico. Sob este panorama, a biotecnologia MESB é uma alternativa a ser destacada no cenário nacional de gerenciamento de resíduos, haja visto a simplicidade operacional e a sustentabilidade do processo.

3.2 Hipóteses e parâmetros de verificação

A partir das premissas estabelecidas no item 3.1, foi possível formular as seguintes hipóteses que fundamentam e dão sustentação a esta tese:

- **Hipótese 1:** A previsão de um pátio de recebimento de resíduos orgânicos dotado de sistema de drenagem e retenção de sólidos, seguido de uma unidade de tratamento biológico anaeróbio, possibilita o adequado gerenciamento do excesso de lixiviado fresco (LF) contido na FORSU de grande gerador e a mitigação dos impactos ambientais. A Tabela 3.1

seguinte apresenta os parâmetros de verificação e os resultados esperados para confirmação da hipótese 1.

Tabela 3.1: Parâmetros de verificação e os resultados esperados para confirmação da hipótese 1

Parâmetro de verificação hipótese 1	Resultados esperados
Quantidade de LF contido na FORSU de grande gerador	Elevado percentual de LF contido na FORSU, resultando em grande volume de efluente líquido nos locais de destinação deste tipo de resíduo
Potencial poluidor (pH, SV, DQO, COT, N-NH ₄) do LF contido na FORSU de grande gerador	Líquido acidificado, de elevada carga orgânica e conteúdo de nitrogênio amoniacal, conferindo ao LF contido na FORSU um elevado potencial poluidor, que pode ser biologicamente estabilizado em um reator de metanização

- **Hipótese 2:** A realização de testes BMP (potencial biometanogênico) com alimentações sucessivas pode favorecer a adaptação do inóculo ao substrato FORSU e pode auxiliar na definição da melhor relação Substrato/Inóculo (S/I) a ser aplicada durante a partida da planta de metanização (Unidade de Produção de Inóculo - UPI e reatores MESB). A Tabela 3.2 seguinte apresenta os parâmetros de verificação e os resultados esperados para confirmação da hipótese 2.

Tabela 3.2: Parâmetros de verificação e os resultados esperados para confirmação da hipótese 2

Parâmetros de verificação da hipótese 2	Resultados esperados
Determinação dos rendimentos de metano a partir da realização de testes BMP com alimentações sucessivas de substrato (FORSU) e diferentes relações S/I.	Incremento dos valores de rendimento de metano a partir da 2ª alimentação dos frascos-reatores dos testes BMP para maior relação S/I
Identificação dos grupos microbianos presentes no inóculo utilizado nos testes BMP e ao longo das alimentações sucessivas de substrato.	Alteração dos grupos microbianos, em comparação com os originalmente presentes no inóculo utilizado na 1ª alimentação, indicativo de possível seleção de micro-organismos mais adaptados ao substrato (FORSU).

- **Hipótese 3:** O adequado preparo (segregação dos resíduos e mescla de materiais estruturantes) do substrato introduzido nos reatores MESB permitirá a percolação de inóculo através da massa de resíduo e uma rápida ativação metanogênica do processo promovida pela recirculação de lixiviado estabilizado na UPI. A Tabela 3.3 seguinte apresenta os parâmetros de verificação e os resultados esperados para confirmação da hipótese 3.

Tabela 3.3: Parâmetros de verificação e os resultados esperados para confirmação da hipótese 3

Reator	Parâmetros de verificação da hipótese 3	Resultados esperados
MESB	<ul style="list-style-type: none"> • teor de ST e da massa específica da FORSU de um grande gerador; • proporção de mescla da FORSU com poda. 	<ul style="list-style-type: none"> • redução da massa específica da FORSU; • estruturação da leira de resíduo orgânico.
	<ul style="list-style-type: none"> • relação SV/ST no material digerido; • acúmulo de ácidos orgânicos no lixiviado recirculado ao longo das bateladas MESB; • conteúdo de CH₄ no biogás produzido ao longo das bateladas MESB. 	<ul style="list-style-type: none"> • produção de um material digerido estabilizado no final do processo; • neutralização do pH e redução da relação Al/AP no lixiviado recirculado; • incremento do conteúdo de CH₄ ao longo das bateladas MESB.
UPI	<ul style="list-style-type: none"> • acúmulo de ácidos orgânicos; • relação SV/ST no inóculo anaeróbio; • conteúdo de CH₄ no biogás produzido. 	<ul style="list-style-type: none"> • estabilização do lixiviado e manutenção da atividade metanogênica (conteúdo de CH₄ no biogás) na UPI.

- **Hipótese 4:** A recuperação energética do biogás produzido nos reatores MESB (na forma de calor, eletricidade e/ou biometano) será suficiente para assegurar a autossuficiência energética de um sistema de metanização e aproveitamento energético de biogás (TMethar). Adicionalmente, deverá possibilitar importantes ganhos econômicos e ambientais (mitigação das emissões de GEE derivados do transporte e do aterramento da FORSU). A Tabela 3.4 seguinte apresenta os parâmetros de verificação e os resultados esperados para confirmação da hipótese 4.

Tabela 3.4: Parâmetros de verificação e os resultados esperados para confirmação da hipótese 4

Parâmetros de verificação da hipótese 4	Resultados esperados
Estimativas de: capacidade de tratamento e produção de biogás e CH ₄ nos reatores MESB; demanda energética, recuperação elétrica e térmica do biogás (CHP) e produção de biometano em um sistema de metanização tipo MESB (TMethar)	Garantia da autossuficiência energética e da sustentabilidade do sistema de tratamento da FORSU via MESB (TMethar)
Estimativas de GEE emitidos/evitados e custos associados: as atividade de transporte-aterro ou metanização da FORSU com recuperação energética do biogás (eletricidade renovável ou biometano)	Mitigação dos GEE derivados do transporte e aterro da FORSU e geração de ativos econômicos derivados do tratamento e recuperação energética do biogás da FORSU via MESB (TMethar)

3.3 Objetivos

Objetivo geral:

Estabelecer estratégias operacionais de um processo de metanização em estado sólido por batelada (MESB) aplicado ao tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU), com vistas ao incremento do aproveitamento energético do biogás.

Objetivos específicos:

1. Realizar a caracterização da composição gravimétrica e físico-química da FORSU de um grande gerador para definir estratégias de gerenciamento integrado que assegurem o adequado tratamento da FORSU e do lixiviado fresco (LF) contido neste resíduo.
2. Avaliar, por meio de testes de BMP, o efeito de alimentações sucessivas sobre a adaptação do inóculo ao substrato (FORSU) e definir estratégias de inoculação para a partida de um processo de metanização tipo MESB.
3. Avaliar a estabilidade operacional (acúmulo de ácidos orgânicos, concentração de CH₄ e conversão de sólidos voláteis) ao longo de um processo de tratamento da FORSU via MESB com recirculação de lixiviado.
4. Estimar os ganhos associados a diferentes estratégias de recuperação energética do biogás (eletricidade, calor ou biometano), assim como os impactos ambientais e econômicos associados ao tratamento da FORSU em um processo de metanização tipo MESB.

4 APARATO EXPERIMENTAL

Sistema de Metanização em Estado Sólido por Bateladas (MESB) da Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos (FORSU)

O sistema de tratamento de resíduos orgânicos e aproveitamento energético de biogás via metanização em estado sólido por bateladas (MESB) – denominado como TMethar - é fruto de parceria entre a Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), a empresa METHANUM Resíduo e Energia e a Companhia de Limpeza Pública Urbana da Cidade do Rio de Janeiro (COMLURB). O projeto contou com financiamento do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social e está implementado na Unidade de Transbordo de Resíduos do Caju (UTR-Caju / COMLURB), na Cidade do Rio de Janeiro.

O sistema de metanização foi dimensionado para assegurar o tratamento de parte da FORSU recebida na UTR-Caju, a exemplo dos resíduos orgânicos derivados de grandes geradores (RGG), cujas principais fontes de geração são: redes de supermercados, centros de abastecimento de alimentos (ex.: CADEG, CEASA), feiras-livre, restaurantes, lanchonetes, padarias etc. A TMethar, que tem capacidade média de tratamento de aproximadamente 25 tFORSU.d⁻¹ – equivalente populacional de cerca de 50 mil habitantes, é composta pelas seguintes unidade principais (Figura 4.1 a Figura 4.4 e Tabela 4.1):

1. seis reatores MESB;
2. um reator MESB híbrido, que pode operar tanto para a metanização quanto para a secagem térmica e higienização do material digerido;
3. um reator anaeróbio de mistura completa para a estabilização biológica do lixiviado e produção de inóculo, denominado Unidade de Produção de Inóculo (UPI);
4. um reservatório flexível de gás para o armazenamento do biogás;
5. um biofiltro para o tratamento (desodorização) dos gases residuais;
6. um sistema de dessulfurização (remoção do H₂S) do biogás;
7. um queimador fechado de biogás; e
8. uma unidade de cogeração de energia elétrica e térmica (CHP).

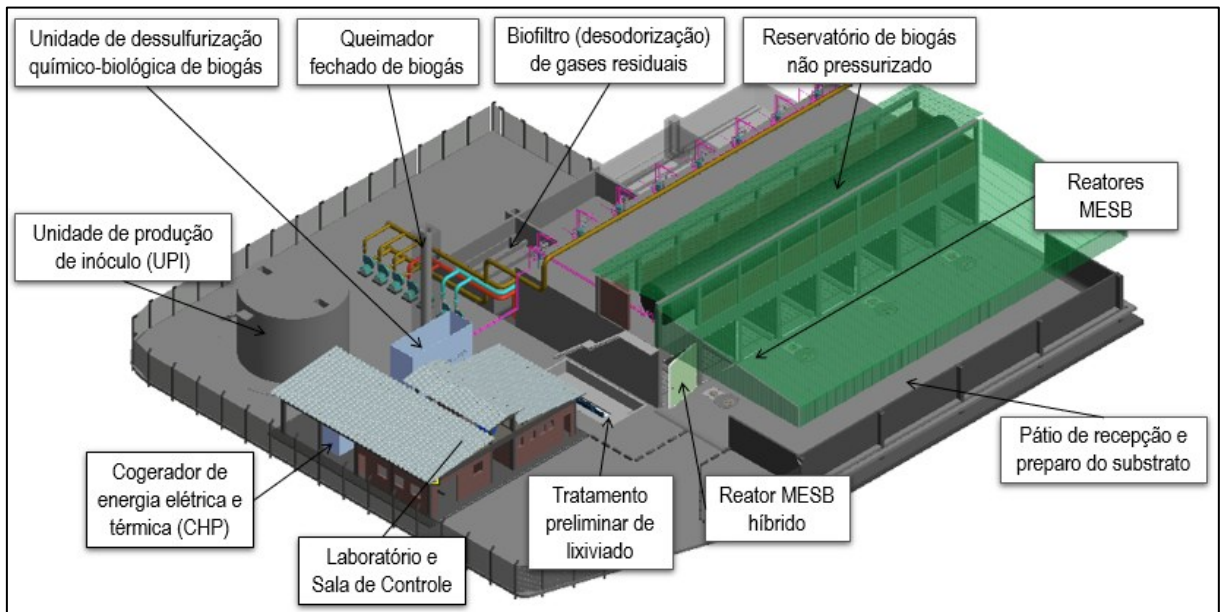


Figura 4.1: Esquema gráfico das unidades que compõem o sistema de metanização TMethar



Figura 4.2: Vista geral da TMethar. Detalhe da infraestrutura dos reatores MESB construídos em concreto armado e tubulações de inox para a coleta de biogás.



Figura 4.3: Vista frontal dos reatores MESB. Detalhe das portas herméticas e do pátio coberto para o recebimento e preparo do substrato.



Figura 4.4: Vista geral do reator anaeróbio de mistura completa para a estabilização biológica do lixiviado e produção de inóculo - Unidade de Produção de Inóculo (UPI)

Tabela 4.1: Características dimensionais das unidades que compõe o sistema de metanização (MESB)

Características	MESB	MESB Híbrido	UPI	Reservatório de Biogás	Biofiltro
Material	Concreto	Concreto	Concreto	PVC flexível	Concreto
Número de unidades	6	1	1	1	1
Dimensões (m)	15,0 x 4,0 x 5,3	15,0 x 4,0 x 5,3	D = 8,0 / H = 6,0	D = 3,2	8,0 x 6,0 x 2,5
Altura útil (m)	2,0 - 4,0	2,0 - 4,0	5,5	28	1,5
Volume útil (m ³)	110 - 225	110 - 225	276	225	72

O processo de tratamento biológico concebido na TMethar é basicamente dividido em 5 etapas integradas: (i) recepção e preparo do resíduo orgânico; (ii) metanização em estado sólido via batelada sequencial (MESB) com recirculação de lixiviado estabilizado via UPI; (iii) pós-tratamento do material digerido (MD); (iv) armazenamento, dessulfurização e aproveitamento energético do biogás via CHP (Figura 4.5).

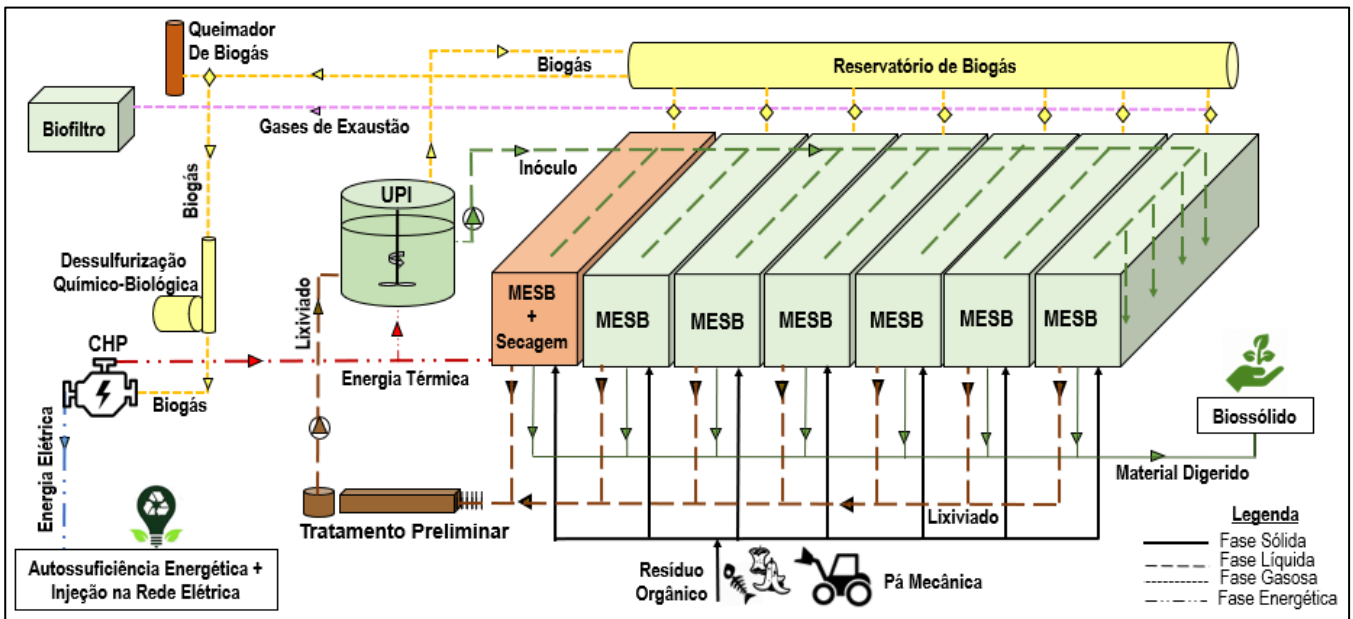


Figura 4.5: Fluxograma básico do sistema de tratamento biológico de resíduos sólidos orgânicos via metanização em estado sólido por bateladas (MESB) – TMethar

5 CARACTERIZAÇÃO E GERENCIAMENTO DA FRAÇÃO ORGÂNICA E DO LIXIVIADO FRESCO CONTIDO NO RESÍDUO SÓLIDO DE UM GRANDE GERADOR EM UMA UNIDADE DE METANIZAÇÃO EM ESTADO SÓLIDO POR BATELADAS (MESB)

5.1 INTRODUÇÃO

A falta de investimento em infraestrutura e tecnologias de saneamento é um problema crônico de planejamento urbano no Brasil. De acordo com dados da ABRELPE (2017), estima-se que 41,6% dos RSU gerados ainda são dispostos de maneira ambientalmente inadequada, são aproximadamente 3,3 mil municípios (60% do total) que ainda dispõem seus resíduos em lixões ou aterros controlados. Cerca de 84 milhões de brasileiros (40,7% da população) não têm acesso aos serviços de tratamento e de disposição final adequados e cerca de 20 milhões sequer contam com a coleta regular dos seus resíduos – nas áreas periféricas e de menor renda, os impactos são retroalimentativos e ainda mais profundos.

O Brasil tem importante participação na geração mundial de resíduos orgânicos, haja visto sua população (210 milhões de habitantes, sendo 85% urbana) e sua vocação agropecuária. Na

maioria das cidades, a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) corresponde a mais de 50% dos RSU, sendo que os resíduos de grandes geradores (RGG) têm uma importante contribuição na massa total de FORSU em um cidade, a destacar: centros de distribuição de alimentos, redes de supermercados, feiras-livre, padarias, restaurantes etc. (FAO, 2013; SMAC/COPPE, 2015; PORPINO *et al.*, 2018).

A FORSU é composta, majoritariamente, por resíduo de alimentos (RA) e apresenta algumas características típicas, como: elevado teor de umidade (70 – 85 %H₂O); pH ácido (3,5 – 5,0); elevado potencial de biodegradação (relação SV/ST > 0,80); e baixa relação carbono/nitrogênio (relação C/N < 25/1) (GUILFORD, 2016; CAMPUZANO e GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, 2016; WANG *et al.*, 2018; XU *et al.*, 2018). No entanto, as características da composição gravimétrica e físico-química da FORSU são heterogêneas e variam em amplamente, em função de fatores ambientais, culturais e socioeconômicos particulares de cada município. Esta variação também ocorre em função das práticas e estratégias de gerenciamento adotadas (segregação, acondicionamento, coleta e transporte). As características bromatológicas (frações de carboidratos, proteínas e lipídeos) da FORSU têm influência direta sobre o potencial de biodegradação e de produção de metano do resíduo orgânico a ser tratado via metanização (RAPOSO *et al.*, 2011; CAMPUZANO e GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, 2016; HOLLIGER *et al.*, 2016; WANG *et al.*, 2018). Acerca disto, a caracterização físico-química e bromatológica da FORSU é fundamental para a definição de estratégias de gerenciamento que assegurem a eficácia dos processos biológicos de tratamento da FORSU.

O excesso de umidade contido na FORSU, denominado como lixiviado fresco (LF), impõe grandes dificuldades de gerenciamento nos locais de destinação e disposição da FORSU, sejam estas estações de transbordo, aterros sanitários, unidades de triagem, compostagem, metanização ou outros. Parte da matéria orgânica contida na FORSU está dissolvida no LF, o que confere a este efluente um elevado potencial poluidor. O LF difere daqueles gerados em aterros, principalmente, em termos de carga orgânica e pH. Enquanto a matéria orgânica no LF está prontamente disponível e apresenta pH ácido, no lixiviado derivado de aterros a matéria orgânica é de difícil degradação (recalcitrante) e apresenta pH próximo à neutralidade (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, COSTA *et al.*, 2019).

Em vista do potencial poluidor do LF, sua contenção, drenagem e tratamento são necessários para assegurar o adequado gerenciamento da FORSU e a mitigação dos impactos ambientais, a destacar: a poluição hídrica, a contaminação de solos e as emissões de GEE. Neste sentido, o tratamento biológico do LF via metanização é uma alternativa sustentável de gerenciamento deste efluente, por possibilitar a recuperação de recursos, como: o aproveitamento energético do biogás e a produção de biofertilizantes a partir do pós-tratamento do material digerido (CHERNICHARO, 2007; FNR, 2010; METCALF e EDDY, 2015; COSTA *et al.*, 2019).

Este capítulo da pesquisa teve como objetivo avaliar a composição gravimétrica e as principais características físico-química da FORSU derivada de uma rede de supermercados da Cidade do Rio de Janeiro, e propor estratégias sustentáveis de gerenciamento integrado das frações sólida (resíduo orgânico) e líquida (lixiviado fresco) da FORSU. Assim, os impactos derivados da disposição inadequada da FORSU podem ser revertidos em benefícios ambientais e econômicos, como a produção de energia renovável a partir do biogás.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

Nesta pesquisa foi realizada a caracterização da FORSU derivada de um grande gerador (GG) de resíduos: Rede de Supermercados da Cidade do Rio de Janeiro, entre os anos de 2018 e 2019. A FORSU-GG gerada pela rede de supermercados era segregada na fonte e acondicionada em sacos plásticos, dentro de contêineres de 120 L, sendo posteriormente coletada por caminhões compactadores de uma empresa privada de coleta de resíduos. Os caminhões de coleta transportavam a FORSU-GG até a Unidade de Transbordo de Resíduos do Caju, onde está instalada a unidade de metanização em estado sólido por bateladas (MESB) - TMethar, que tratava parte destes orgânicos.

5.2.1 Gerenciamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) e do lixiviado fresco (LF) em uma unidade MESB

Os caminhões de coleta que chegavam à UTR-Caju eram pesados em uma balança rodoviária na entrada e saída, para aferição da massa líquida de resíduos. Após a aferição da massa, ocorre o transbordo destes resíduos para carretas bi-trem e seu transporte até o Aterro Sanitário de Seropédica. Alternativamente, parte desta FORSU-GG era destinada à unidade MESB, onde era promovido seu tratamento via metanização com o aproveitamento energético do biogás.

Ao chegar na TMethar, a FORSU-GG era descarregada no pátio de recepção de resíduos orgânicos, com área total de 200 m² e muro para a contenção de resíduos com 3,0 m de altura. Neste pátio era realizada a caracterização gravimétrica da FORSU e seu preparo para a introdução nos reatores MESB. O pátio era dotado de canaletas de drenagem e coleta do excesso de lixiviado fresco (LF) despejado pelos caminhões de coleta durante o vazamento do resíduo orgânico. O LF contido no resíduo orgânico era drenado por gravidade e coletado por 4 tubulações de 150 mm, distribuídas de forma equidistante ao longo do muro do pátio. Cada tubulação era conectada a uma caixa de passagem, dotada de grade para a retenção dos sólidos grosseiros (ex.: tampas e fitas plásticas, pedaços de alimentos, sacolas etc.). A limpeza das grades era realizada periodicamente, garantindo a eficiência de drenagem do lixiviado acumulado no pátio, fonte de mau odor e de vetores de doenças (ex.: fungos e insetos).

O lixiviado drenado do pátio de recebimento era encaminhado para unidade de tratamento preliminar (TP), Figura 5.1, cujo objetivo era a remoção de sólidos grosseiros e areias, evitando o aporte de material inerte no reator biológico utilizado para estabilização do lixiviado (UPI). O TP é dotado de: (i) duas etapas de gradeamento (50 e 20mm, respectivamente); (ii) um canal sedimentação de areias (desarenador); (iii) uma calha *Parshall* para medição da vazão de lixiviado; e (iv) um poço de bombeamento (elevatória) com volume útil de 1,0 m³ e dotado de duas bombas submersíveis (SCHNEIDER vazão entre 9 e 86 m³.h⁻¹), para introdução do lixiviado na UPI, conforme ilustra Figura 5.1.

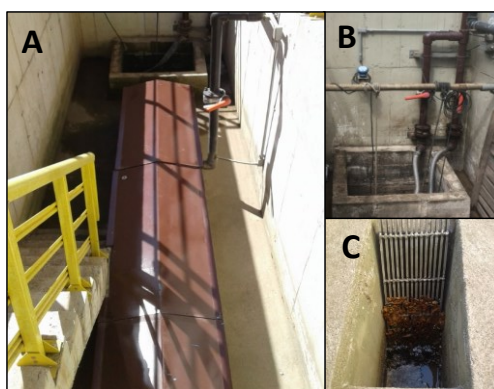


Figura 5.1: Vista geral da unidade de tratamento preliminar (a), poço de bombeamento (elevatória) de lixiviado (b) e unidade de gradeamento (c).

5.2.1.1 Composição gravimétrica e caracterização físico-química da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos de um grande gerador (FORSU-GG)

A amostra de FORSU-GG para a determinação da composição gravimétrica foi coletada com base no método de quarteamento (ABNT NBR 10.007/2004). A massa de FORSU-GG descarregada pelo caminhão de coleta (até 6 t por caminhão) era homogeneizada com o uso de uma pá mecânica e separada em 4 partes aparentemente iguais (quarteada), sendo coletada nas frações diagonais opostas e o restante descartado. Da amostra resultante do primeiro quarteamento, repetia-se a técnica de quarteamento, sendo o remanescente descartado. Do montante de resíduo final, após os dois quarteamentos, tomou-se amostras de quatro pontos distintos da massa de resíduo remanescente, formando um amostra composta de 240 L. A massa desta amostra foi aferida em balança industrial digital (WEIGHTECH, WT3000-I).

Do ponto de vista do tratamento biológico da FORSU, é mais importante a classificação das diferentes tipologias de matéria orgânica (baseada em sua composição bromatológica: carboidratos, proteínas e lipídeos), do que a classificação dos diferentes tipos de inertes (metal, vidro, plástico etc) - visto que estes não são passíveis de degradação biológica. Acerca disto, a caracterização gravimétrica da FORSU, aplicada ao tratamento biológico, deve priorizar a determinação dos percentuais de:

- (i) *matéria orgânica degradável*: material orgânico solto, fora de embalagens ou sacolas plásticas, prontamente disponível para degradação biológica;
- (ii) *material impróprio*: material inerte ou não biodegradável (plástico, metal, vidro, entulho, sementes etc.) e matéria orgânica embalada por sacos plásticos.

A classificação gravimétrica da FORSU adotada nesta pesquisa foi adaptada com base no projeto de valorização de resíduos de alimentos em biogás, realizado por VALORGAS (2010), e no estudo de caracterização da FORSU realizado por Campuzano e González-Martínez (2016). Assim, a segregação da FORSU foi classificada em sete principais tipologia de materiais, baseada, principalmente, em suas características bromatológicas (carboidratos; proteínas; lipídeos; celulose, hemicelulose e lignina), conforme descrito na Tabela 5.1.

Tabela 5.1: Classificação das tipologias de resíduos orgânicos para determinação da composição gravimétrica da FORSU aplicada ao tratamento biológico

Tipologia	Composição Básica	Potencial de Biodegradação	Relação C/N	Exemplos	
I	Frutas & Vegetais	carboidratos e proteínas	++	+	frutas, verduras, tubérculos, legumes, cascas, talos e folhas
II	Carne & Laticínios	proteínas e lipídeos	++	+	carnes variadas, frutos do mar, ovos, queijo, leite, requeijão etc.
III	Massas & Doces	carboidratos e lipídeos	+++	++	pães, macarrão, pizza, lasanha, sobremesas e doces variados
IV	Resto de Alimentos	carboidratos, proteínas e lipídeos	+++	+	sobras de refeições, grãos e fragmentos de alimentos com diâmetro < 50 mm
V	Resíduo de Poda	celulose, lignina e hemicelulose	+	+++	galhos, folhas secas, gravetos, poda
VI	Papel & Papelão	celulose, lignina e hemicelulose	+	+++	sacos de papel, guardanapos, copo de papel, papel higiênico, papel, cartolina, papel cartão, jornal etc.
VII	Impróprios	inertes e material orgânico embalado	-	-	material não-biodegradável ou inerte: resíduo orgânico embalado, sementes, ossos, pedras, plásticos, isopor, metais, vidros, entulhos etc.

Legendas: + (baixa); ++ (intermediária); +++ (elevada)

A segregação das tipologias de resíduos e determinação da composição gravimétrica foi realizada manualmente em uma mesa de segregação com malha de 50 mm, com apoio da equipe do Centro de Pesquisas da COMLURB, como demonstra a Figura 5.2.



Figura 5.2: Procedimento de segregação e caracterização da composição gravimétrica da FORSU

A massa específica da FORSU (relação entre massa e volume ocupado pelo resíduo, expressa em kg.m^{-3}), foi determinada através da aferição da massa de contêineres de 240 L em balança digital industrial. A determinação da série de sólidos (sólidos totais - ST; sólidos voláteis - SV; sólidos fixos - SF) foi realizada conforme APHA (2012), a partir do uso de uma estufa com recirculação interna de ar, à 105 °C durante 24h (NOVUS, M1030), e forno mufla, à 550 °C durante 1 hora (NEWLAB, N1040) – as amostras de resíduos orgânicos sólidas (1 kg) foram previamente trituradas e homogeneizada por um liquidificador industrial com potência nominal de 1.000 W. O pH e a temperatura foram aferidos por sensores de bancada (MELTTER TOLEDO, FiveEasy Plus). Estas análises foram realizadas no Laboratório de Monitoramento Ambiental da TMethar, conforme esquema ilustrado pela Figura 5.3.

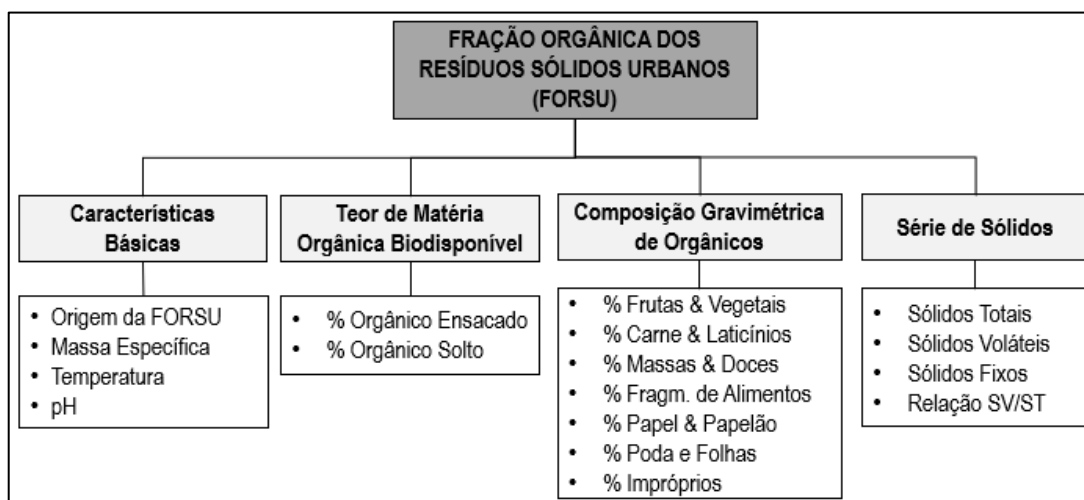


Figura 5.3: Análises de composição gravimétrica e caracterização físico-química básica da FORSU

5.2.1.2 Caracterização físico-química do lixiviado fresco (LF) contido na FORSU

A avaliação quantitativa do volume de lixiviado fresco contido na FORSU foi realizada a partir do monitoramento da vazão aferida pela calha *Parshall*, instalada no tratamento preliminar (TP). Este monitoramento foi realizado durante a fase de comissionamento da unidade MESB, período de teste dos dispositivos de drenagem e coleta do lixiviado, sendo possível mensurar o volume LF em termos de $\text{m}^3\text{LF.tFORSU}^{-1}$.

A determinação da série de sólidos do LF foi realizada conforme APHA (2012). O pH e a temperatura foram aferidos por de sensores de bancada. A demanda química de oxigênio (DQO) foi determinada a partir do uso de kits de DQO para elevadas concentrações de matéria orgânica (HACH, COD-HR+ 1.500-15.000 $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) e aferida através de leitura via espectrofotometria (HACH, DR-3900), conforme APHA (2012). A determinação das concentrações de carbono orgânico total (COT) e de nitrogênio amoniacal (N-NH_4) no lixiviado fresco foi baseado no Método Colorimétrico do Fenato, conforme APHA (2012), e realizada no Laboratório de Análises Físico-Químicas do Departamento de Engenharia Química da UFRJ.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1 Composição gravimétrica e caracterização físico-química da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos de um grande gerador (FORSU-GG)

5.3.1.1 Composição gravimétrica da FORSU-GG recebida na unidade MESB

Os resíduos de grandes geradores tem importante contribuição geração total da FORSU nos centros urbanos, principalmente, nas etapas de distribuição, estoque e venda (FAO, 2016; PORPINO *et al.*, 2018). A determinação da composição gravimétrica da FORSU foi fundamental para um adequado dimensionamento e operação dos processos biológicos de tratamento de resíduos orgânicos, seja via metanização ou compostagem. Nos processos MESB, a fração de orgânicos está diretamente relacionada ao potencial de produção e de aproveitamento energético do biogás. Acerca disto, as estratégias de gerenciamento da FORSU devem garantir uma elevada fração material passível de degradação biológica, ou seja, minimizar ao máximo a presença de materiais inertes e evitar o uso de embalagens plásticas para o acondicionamento do resíduo orgânico. O material orgânico embalado em sacos plásticos é caracterizado como um resíduo impróprio ao tratamento biológico, uma vez que o contato entre o substrato (material orgânico) e os microrganismos responsáveis pela degradação é impedido. Caso necessário, equipamentos mecânicos podem ser requeridos para promover o rompimento das embalagens e disponibilizar o material orgânico para degradação biológica.

A determinação da composição gravimétrica da FORSU-GG derivada da rede de supermercados indicou que 82,0% da matéria orgânica é passível de degradação biológica, sendo 18,0% composta por material impróprio à metanização. A fração passível de degradação variou pouco ao longo do ano, o que demonstra uma consistência da etapa de segregação na fonte de geração, como ilustra a Figura 5.4. Em sua maior proporção, a FORSU-GG era composta por alimentos estragados, danificados e/ou fora do prazo de validade.

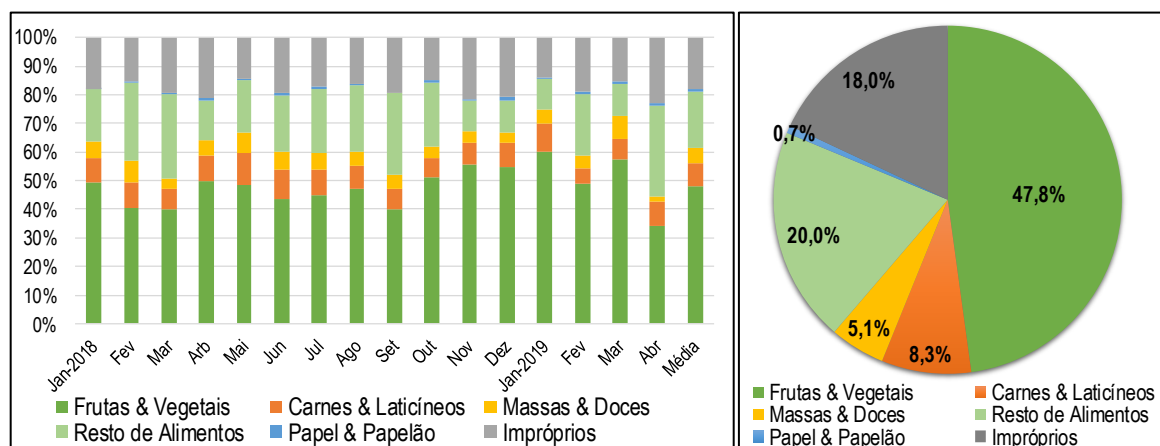


Figura 5.4: Composição gravimétrica da FORSU-GG, classificada em: (i) Frutas & Vegetais; (ii) Carnes & Laticínios; (iii) Massas e Doces; (iv) Resto de Alimentos; (v) Papel & Papelão; (vi) Impróprios.

As tipologias variaram pouco ao longo do ano, sendo observado um consumo ligeiramente menor de Frutas & Vegetais durante a estação de inverno (Junho – Setembro), o que indica que houve sazonalidade na composição da FORSU-GG. Ainda assim, as Frutas & Vegetais foram os resíduos orgânicos mais gerados pela rede de supermercados, representando cerca de 47,9% da massa média total (Figura 5.5). Vale destacar que esta tipologia de orgânico, geralmente, contém resíduos de grande diâmetro (> 100 mm), como as frutas (inclusive cocos) e legumes inteiros, o que limita a velocidade de degradação biológica (ZHANG *et al.*, 2013; JAIN *et al.*, 2015; WANG *et al.*, 2018). Também é importante ressaltar a estrutura celular das Frutas & Vegetais também é composta por celulose, hemicelulose e lignina, principalmente nas cascas, talos e folhas. Acerca destes elementos, principalmente a lignina, e em função do tamanho das partículas, o potencial de produção de CH_4 relativo as Frutas & Vegetais é muito baixo, se comparado com os restos de alimentos, massas e carnes, por exemplo (XU *et al.*, 2014b; YANG *et al.*, 2015; GUILFORD, 2016).



Figura 5.5: Detalhe da FORSU-GG recebida na unidade MESB (esq.) e tipologias de orgânicos segregados (dir.), com destaque para maior fração de Frutas & Vegetais.

Para promover uma melhor degradação biológica das Frutas & Vegetais, pode ser requerida uma etapa de pré-tratamento mecânico de trituração, para aumentar a área de contato superficial da partícula orgânica, além de também possibilitar o rompimento das embalagens/sacolas plásticas. Entretanto, um tamanho muito reduzido das partículas sólidas (< 50 mm) também pode prejudicar o tratamento biológico, em decorrência do efeito de colmatção dos macroporos (espaços vazios) na leira de resíduo formada em um reator MESB, por exemplo, o que impede a percolação e recirculação de lixiviado (ZHANG *et al.* 2013, GUILFORD, 2016).

Os Restos de Alimentos (sobras de refeições, grãos e sobras de alimentos com diâmetro < 50 mm) foram o segundo tipo de orgânico mais desperdiçado, aproximadamente 20,0% da massa total gerada (Figura 5.4). Os Restos de Alimentos são considerados resíduos orgânicos de rápida degradação biológica, em virtude da sua elevada área de contato superficial, do elevado teor de umidade e da fração que já foi pré-digerida, a exemplos dos restos de refeições cozidas, assadas e fritas (CAMPUZANO e GONZÁLES-MARTÍNEZ, 2016; GUILFORD, 2016; BONG *et al.*, 2018). Cabe destacar também que as sobras de refeições podem conter importantes concentrações de sódio (Na^+) em sua composição (em função do uso excessivo de sal de cozinha, temperos, conservantes etc.), o que também pode inibir o processo de metanização (CHEN *et al.*, 2008; ZHANG *et al.*, 2014; ZHAO *et al.*, 2017). McCarty (1964) e Anwar *et al.* (2016) reportam que concentrações de sódio entre $3,5 - 6,5 \text{ gNa}^+ \cdot \text{L}^{-1}$ podem limitar a metanização, enquanto teores acima de $8,0 \text{ gNa}^+ \cdot \text{L}^{-1}$ são potencialmente inibidores da metanogênese, devido à desnaturação das células bacterianas via osmose.

As Carnes & Laticínios representaram cerca de 8,3 % da massa total de FORSU-GG (Figura 5.4). Em condições anaeróbias o enxofre que está presente nas proteínas é convertido, principalmente, em H_2S , conferindo o mau odor e o potencial corrosivo ao biogás gerado. Vale destacar ainda que, as proteínas de origem marinha (ex.: peixes, frutos do mar) também podem conter consideráveis concentrações de Na^+ e prejudicar a metanização, como discutido anteriormente. Já o nitrogênio (N) presente na estrutura das proteínas, quando degradado via anaeróbia, forma compostos nitrogenados, como o nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) e a amônia livre (NH_3) - que são potencialmente inibitórios à metanogênese, principalmente em processos MESB com recirculação de lixiviado (GUILFORD, 2016; REN *et al.*, 2018; XU *et al.*, 2018; BONG *et al.*, 2018).

A composição gravimétrica da FORSU-GG indicou que este resíduo é deficiente em fontes de carbono, visto o baixo teor de Massas & Doces (carboidratos) e Papel & Papelão, que somados representaram menos de 5,8% da FORSU-GG gerada (Figura 5.4) – a destacar também a ausência de poda, palha, gravetos e folhas secas. Por outro lado, há uma elevada fração de resíduos orgânicos com elevado teor de N, principalmente Carnes & Laticínios, Restos de Alimentos e Frutas & Vegetais, que somados contabilizam cerca de 76,2% da FORSU-GG. Acerca destas características é esperada uma baixa relação C/N ($< 15/1$), o que pode resultar em problemas operacionais devido ao acúmulo excessivo de $N-NH_4^+$ e $N-NH_3$ nos reatores MESB (GUILFORD, 2016; REN *et al.*, 2018; XU *et al.*, 2018; BONG *et al.*, 2018). Em vista disto, a adição de fontes de carbono é necessária para o adequado balanceamento da relação C/N, em uma proporção próxima da faixa de 30/1 a 40/1, assegurando assim as condições ideais para metanização da FORSU-GG (FNR, 2010; GUILFORD, 2016).

O Material Impróprio ao processo de biodegradação (material inerte + material orgânico ensacado) representou uma considerável parcela da FORSU-GG, em média, 18,0%. A matéria orgânica ensacada e os resíduos inertes, além de reduzir o volume útil e a capacidade de tratamento do reator MESB, limitam a produção de biogás e seu aproveitamento energético. Em vista disto, é esperado que o processo MESB perca mais de 20% de seu potencial de produção de CH_4 , além dos custos relativos ao transporte e aterro do rejeito remanescente no processo – na Cidade do Rio de Janeiro, o custo somado das atividades de transporte e aterro é de $R\$137.t^{-1}RSU$ (SNIS, 2017).

Sob esse panorama, as estratégias de gerenciamento da FORSU-GG devem promover a segregação da matéria orgânica na fonte de geração, mitigando o aporte de inertes no processo MESB. O acondicionamento do resíduo orgânico em sacos plásticos deve ser evitado, caso contrário, as embalagens plásticas devem ser rompidas (pré-tratamento mecânico) para disponibilizar o substrato à metanização. Só assim a eficácia de tratamento da FORSU-GG e a viabilidade econômica de uma unidade MESB podem ser alcançadas.

5.3.1.2 Caracterização físico-química da FORSU-GG recebida na unidade MESB

A determinação da massa específica é uma premissa básica para o dimensionamento e a operação de processos MESB. A massa específica tem influência direta sobre as taxas de recirculação de lixiviado aplicadas em um reator MESB, haja visto que a existência de espaços vazios (macro-poros) na massa de resíduo é fundamental para uma adequada percolação do lixiviado através da leira de resíduos formada no reator (POGNANI *et al.*, 2015; SHEWANI *et al.*, 2015; DEGUEURCE *et al.*, 2016; GUILFORD, 2016; WALTER, *et al.*, 2016).

A massa específica da FORSU-GG variou entre 504 e 603 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\text{FORSU}$, sendo os valores mais frequentes compreendidos entre 543 e 579 (*percentis* 25 e 75%, respectivamente) e a média igual a 557 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\text{FORSU}$, conforme ilustra Figura 5.6. Estes valores observados são superiores aos valores de RSU típico (200 - 450 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\text{RSU}$) e indicam um baixa presença de macro-poros, ou seja, um resíduo mais compactado (SILVEIRA, 2004; SMAC/COPPE, 2015; e JUCÁ, 2011). A ausência de materiais estruturantes resultou em elevada massa específica da FORSU-GG, fator que pode resultar na colmatação dos espaços vazios contidos leira de resíduo formada no reator MESB e prejudicar o processos de metanização, devido à impossibilidade da percolação do inóculo (lixiviado recirculado) através do substrato.

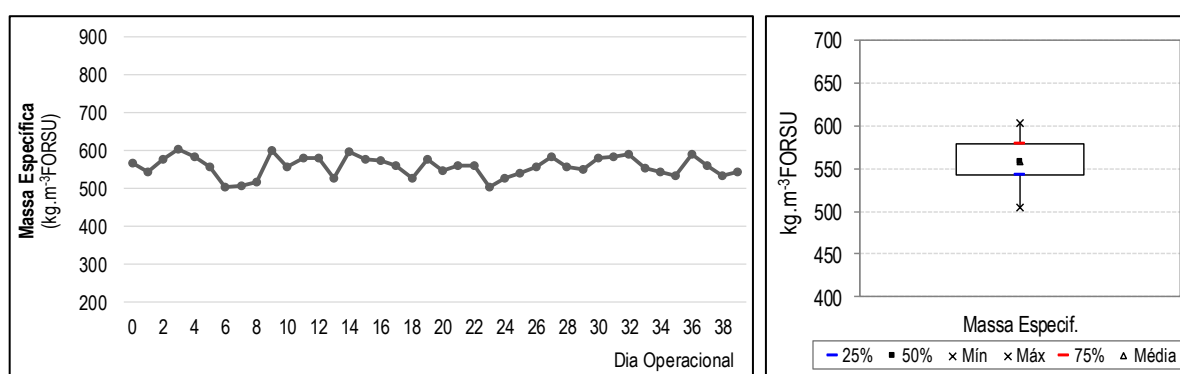


Figura 5.6: Série histórica e *box-plot* da massa específica da FORSU-GG recebida na unidade MESB

Durante o período de monitoramento da série de sólidos observou-se um conteúdo médio de ST de 214 $\text{kgST.t}^{-3}\text{FORSU}$. Os valores máximos e mínimos observados foram de 165 e 249 $\text{kgST.t}^{-3}\text{FORSU}$, respectivamente, enquanto os valores mais frequentes ficaram compreendidos entre 195 e 237 (*percentis 25 e 75%*, respectivamente), conforme ilustra a Figura 5.7. Estes valores são compatíveis com os reportados pela literatura, sendo a FORSU-GG um resíduo com umidade adequada para o tratamento biológico via MESB (SCHIEVANO *et al.*, 2010; SMAC/COPPE, 2015; CAMPUZANO e GONZÁLES-MARTÍNEZ, 2016; STRIPPEL *et al.*, 2016; GUILFORD, 2016).



Figura 5.7: Série histórica e *box-plots* da série de sólidos contida na FORSU-GG recebida na unidade MESB

A fração biodegradável da FORSU, representada em termos de sólidos voláteis (SV), apresentou variação mais frequente entre os valores 169 e 207 $\text{kgSV.t}^{-3}\text{FORSU}$ (*percentis 25 e 75%*, respectivamente), sendo o valor médio igual a 189 $\text{kgSV.t}^{-3}\text{FORSU}$. Em virtude da elevada relação SV/ST (0,78 – 0,95), pode-se afirmar que a FORSU-GG detém um elevado potencial de biodegradação e de produção de CH_4 .

5.3.2 Gerenciamento da FORSU e do excesso de lixiviado fresco (LF) na unidade MESB

A FORSU-GG derivada de uma rede de supermercados foi recebida no pátio de resíduos da unidade MESB e o lixiviado fresco (LF), que está contido na FORSU e também acumulado na caçamba dos caminhões de coleta (Figura 5.8), foi drenado e coletado pelos dispositivos instalados no pátio (tubulações de 150 mm e caixas de coleta). Durante o período de operacional foi observada a obstrução das tubulações e caixas de drenagem, causada pelo acúmulo de alimentos inteiros (ex.: coco, mandioca, batata-doce, espiga de milho, laranja etc.) e de sacos plásticos, principalmente. A obstrução das tubulações resultou no acúmulo de lixiviado no piso do pátio que, além de gerar de mau odor, atraiu insetos e outros animais.



Figura 5.8: Descarregamento da FORSU-GG na unidade MESB e detalhe do excesso de volume de lixiviado fresco (LF) contido nos caminhões de coleta

Para conter os sacos plásticos e os restos de alimentos inteiros, foram instaladas grades grosseiras (# 25 mm) para impedir a passagem destes resíduos para etapa de tratamento preliminar do LF, garantindo a eficiência de drenagem no pátio de recepção de resíduos. Esta medida mitiga prejuízos operacionais de curto prazo (ex.: obstrução de bombas e tubulações) e de longo prazo (ex.: acúmulo de sedimentos e inertes na UPI, reduzindo seu volume útil). Ademais, a manutenção e limpeza diária dos dispositivos de drenagem e retenção de sólidos grosseiros é fundamental para garantir o adequado gerenciamento do LF na unidade MESB.

Durante o período operacional também foi observado que o acondicionamento prolongado da FORSU-GG no pátio (tempo > 1 dia) resultou em maior liberação de LF, devido ao processo de hidrólise/fermentação da matéria orgânica, que resulta na formação de água (H₂O) e na lixiviação de parte da matéria orgânica (ex.: ácidos orgânicos) contida na massa de resíduo.

Além da geração de LF, o acondicionamento da FORSU-GG no pátio também resultou na geração de mau odor e na atração de insetos (ex.: moscas, baratas, larvas etc.) e de outros animais (ex.: urubus, pombos, ratos, cachorros etc.), que podem ser vetores de doenças. Para inibir a presença de animais e a geração de mau odor, a FORSU-GG era recoberta por uma camada de poda triturada, o que também colaborou para absorção de parte do excesso de LF gerado. Ademais, também é recomendada a exaustão contínua da área de recepção de resíduos orgânicos e a desodorização dos gases residuais coletados, para mitigar a emissão de odores.

O monitoramento da vazão de LF medida na calha *Parshall* instalada no TP possibilitou aferir o volume de LF contido na FORSU-GG e estabelecer uma correlação entre o volume de LF gerado e a massa de FORSU – relação LF/FORSU, expressa como $\text{m}^3\text{LF}\cdot\text{t}^{-1}\text{FORSU}$. Ao longo do período de monitoramento foi observada uma relação LF/FORSU variando entre 0,09 e 0,23 $\text{m}^3\text{LF}\cdot\text{t}^{-1}\text{FORSU}$, sendo os valores mais frequentes compreendidos entre 0,16 e 0,21 (*percentis* 25 e 75%, respectivamente) e a média igual a 0,18 $\text{m}^3\text{LF}\cdot\text{t}^{-1}\text{FORSU}$, conforme ilustra Figura 5.9.

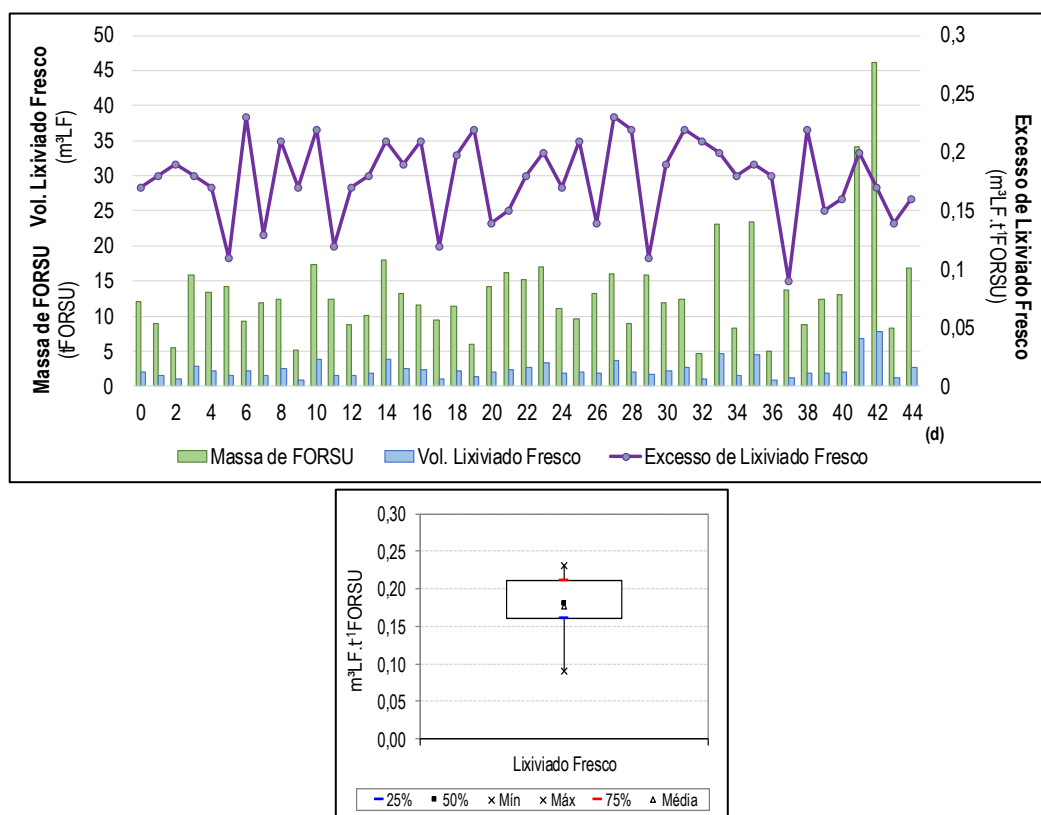


Figura 5.9: Série histórica da massa de FORSU-GG recebida na unidade MESB e do volume de lixiviado fresco gerado; e *box-plot* da relação LF/FORSU.

O excesso de LF contido na FORSU-GG é um efluente de alta carga poluidora, e o seu gerenciamento nos locais de destinação da FORSU (ex.: estações de transbordo, unidades de metanização e de compostagem etc.) deve ser assegurado para mitigar os impactos ambientais, sobretudo aos copos d'água e solos, e atender os parâmetros e limites estabelecidos pelas legislações vigentes (Resoluções CONAMA nº 375/2006 e nº430/2011, por ex.).

5.3.2.1 Caracterização físico-química do lixiviado fresco (LF) contido na FORSU

O monitoramento do pH do LF indicou que este efluente é tipicamente ácido, sendo a amplitude dos resultados compreendida entre os valores 3,43 e 5,09 e maior frequência entre 3,86 e 4,22 (*percentis 25 e 75%*, respectivamente), conforme ilustra Figura 5.10. A acidez característica do LF é resultado da intensa atividade de bactérias hidrolíticas, fermentativas e acidogênicas que já estão presentes na FORSU (DI MARIA *et al.*, 2017; WANG *et al.*, 2018). Na faixa de pH observada durante o monitoramento, a produção de metano é inviável, visto as arqueias metanogênicas têm crescimento ótimo em meio com pH neutro: 6,5 - 7,5 (CHERNICHARO, 2007; DE VRIEZE *et al.*, 2012).

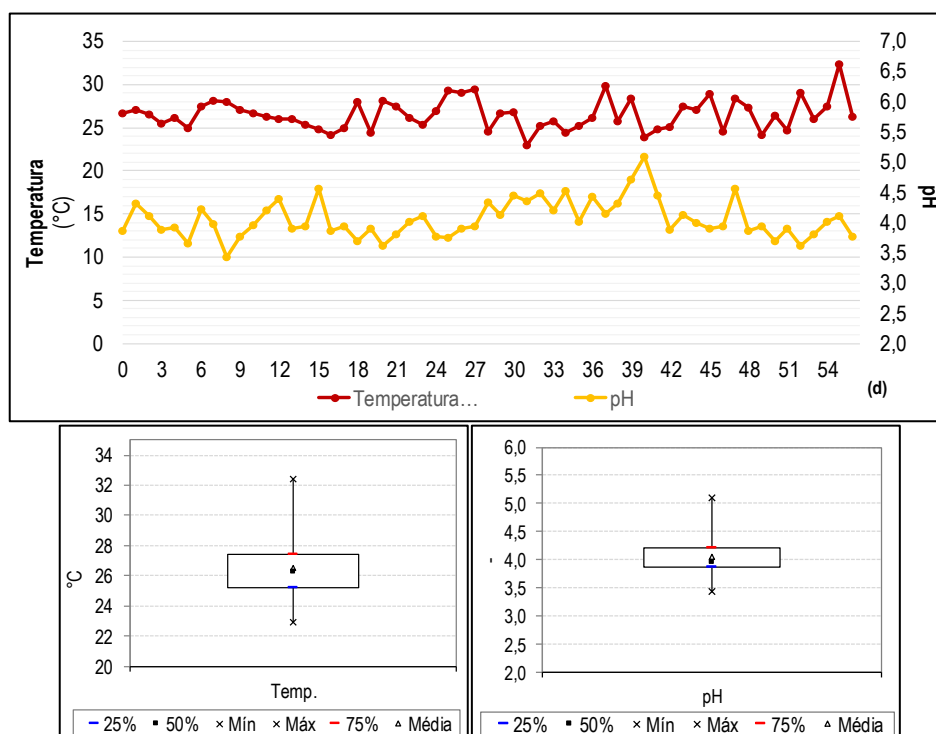


Figura 5.10: Série histórica e *box-plot* do monitoramento da temperatura e do pH do excesso de lixiviado fresco (LF) contido na FORSU-GG.

De maneira geral, a temperatura do LF foi determinada pela temperatura externa do ambiente, sendo a média igual a 26,5 °C (Figura 5.10). Vale destacar que o acondicionamento da FORSU durante longos períodos (> 2 dias) propicia a ocorrência de reações bioquímicas da hidrólise e fermentação, que resultam na liberação de calor (reações exotérmicas) e podem promover o efeito de autoaquecimento do resíduo orgânico – principalmente daqueles com elevado conteúdo de carboidratos (FNR, 2010; METCALF e EDDY, 2015).

O monitoramento da série de sólidos indicou que o LF contém um teor médio de ST igual a 69,7 gST.L⁻¹LF e valores máximos e mínimos compreendidos entre 38,7 e 106,7 gST.L⁻¹LF, respectivamente, sendo a faixa entre 55,5 e 83,4 gST.L⁻¹LF (*percentis 25 e 75%*, respectivamente) a mais frequente, conforme ilustra Figura 5.11. A grande variação observada dos valores de ST no LF (coeficiente de variação = 0,28) pode ser explicada: (i) heterogeneidade da FORSU; (ii) condições de acondicionamento, que sofre interferência de águas pluviais; (iii) e grau de compactação do caminhão de coleta, que resulta em maior volume de LF.



Figura 5.11: Série histórica e *box-plot* das análises da série de sólidos, relação SV/ST e DQO no excesso de LF contido na FORSU-GG.

O teor de sólidos contidos no LF ($69,7 \text{ gST.L}^{-1}\text{LF}$) é bem superior aos valores típicos observados nos esgotos sanitários domésticos ($0,7 - 1,35 \text{ gST.L}^{-1}$, VON SPERLING, 2016) e próximos ao de um lixiviado “novo” de aterro sanitário ($10 - 55 \text{ gST.L}^{-1}$) com menos de 10 anos de operação (TCHOBANOGLIOUS, 1993; MORAVIA, 2010; COSTA *et al.*, 2019).

O conteúdo de SV no LF variou de 32,2 a $95,2 \text{ gSV.L}^{-1}\text{LF}$, sendo os valores mais frequentes compreendidos entre 46,7 e 74,5 (*percentis 25 e 75%*, respectivamente) e média igual à $61,3 \text{ gSV.L}^{-1}\text{LF}$, o que significa importante carga orgânica poluidora. As análises possibilitaram concluir que o LF contém um elevado potencial de biodegradação, em média, 88% dos ST são potencialmente biodegradáveis (SV), sendo os valores máximo e mínimo da relação SV/ST compreendidos entre 0,75 e 0,95, conforme demonstrado pela Figura 5.11. Em vista deste potencial de biodegradação, o tratamento anaeróbico é uma alternativa sustentável atrativa para

a estabilização biológica do LF e recuperação de recursos (CHERNICHARO, 2007; METCALF e EDDY, 2106; COSTA *et al.*, 2019).

Baseado no volume de LF contido na FORSU (relação LF/FORSU = $0,18 \text{ m}^3\text{LF.t}^{-1}\text{FORSU}$) e na concentração média de SV ($61,3 \text{ kgSV.m}^{-3}\text{LF}$), pode-se estabelecer uma correlação entre o conteúdo orgânico no lixiviado (SV_{LF}) e a massa de FORSU (relação $\text{SV}_{\text{LF}}/\text{FORSU}$), que é estimada em $11 \text{ kgSV}_{\text{LF.t}^{-1}\text{FORSU}}$. Ou seja, aproximadamente 1% da carga orgânica contida na FORSU está dissolvida e/ou suspensa em meio líquido (LF). Embora este valor seja relativamente baixo, o potencial poluidor do LF é enorme.

Outro importante indicador de conteúdo orgânico no efluente é DQO total. A DQO média no LF foi de aproximadamente $112,5 \text{ gO}_2.\text{L}^{-1}\text{LF}$, conforme Figura 5.11. Os valores máximos e mínimos da DQO variaram em ampla faixa ($57,8 - 175,3 \text{ gO}_2.\text{L}^{-1}\text{LF}$), sendo os resultados mais frequentes (*percentis 25 e 75%*) observados entre $93,9$ e $123,8 \text{ gO}_2.\text{L}^{-1}\text{LF}$, respectivamente. Como visto, esta variação é resultado da heterogeneidade da composição da FORSU-GG e das condições de acondicionamento e coleta. A concentração de DQO_{LF} observado no LF foi próxima àquelas observadas no lixiviado “novo” de aterro, o que destaca o potencial poluidor deste efluente (TCHOBANOGLIOUS, 1993; MORAVIA, 2010; COSTA *et al.*, 2019).

A relação DQO/SV foi elevada, próxima à 1,83, o que indica que este efluente pode conter importantes concentrações de compostos químicos inorgânicos, que também demandam oxigênio, ou compostos orgânicos de difícil degradação (recalcitrantes) (AQUINO *et al.*, 2006; CHERNICHARO, 2007). Kylefors (2003) reportam que cerca de um terço da DQO de lixiviados de aterros sanitários era resultado da presença de substâncias inorgânicas. Cabe ressaltar também as concentrações de sais (principalmente NaCl) também podem ser significativas nos restos de refeições (sal de cozinha, temperos, conservantes etc.) e de origem marinha, e interferir na medição da DQO, principalmente pela presença de cloretos (Cl⁻) (AQUINO *et al.*, 2006). Acerca disto, a avaliação do conteúdo orgânico no LF não deve ser realizado tendo apenas a DQO como o único parâmetro de medida.

O carbono orgânico total (COT), outro parâmetro de medida do teor de matéria orgânica carbonácea, apresentou concentração média de $32,6 \text{ gCOT.L}^{-1}\text{LF}$ e maior frequência de resultados entre $29,5$ e $35,9 \text{ gCOT.L}^{-1}\text{LF}$ (Figura 5.12). Estas concentrações de COT

correspondem à uma relação DQO/COT próxima a 3,5, valor típico de efluentes com elevada carga orgânica (AQUINO *et al.*, 2006).

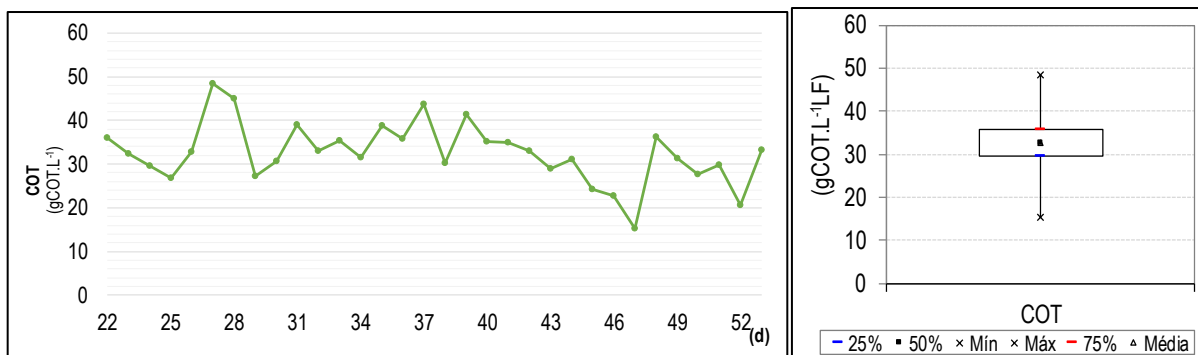


Figura 5.12: Série histórica e *box-plot* do monitoramento das concentrações de COT no excesso de LF contido na FORSU-GG.

O monitoramento do nitrogênio amoniacal, relativo ao íon amônio (N-NH_4^+), apresentou valor médio igual a $3,18 \text{ gN-NH}_4.\text{L}^{-1}\text{LF}$, os resultados observados variaram entre $0,30$ e $9,56 \text{ gN-NH}_4.\text{L}^{-1}\text{LF}$, sendo os valores mais frequentes compreendidos entre $1,44$ e $4,48$ (*percentis* 25 e 75%, respectivamente), conforme ilustra Figura 5.13. O acúmulo do N-NH_4^+ pode resultar na instabilidade do desempenho da UPI e dos reatores MESB, podendo, inclusive, ser nociva aos microrganismos metanogênicos quando superior à $7,0 \text{ gN-NH}_4.\text{L}^{-1}$ (GUILFORD, 2016; BONG *et al.*, 2018; REN, *et al.*, 2018).

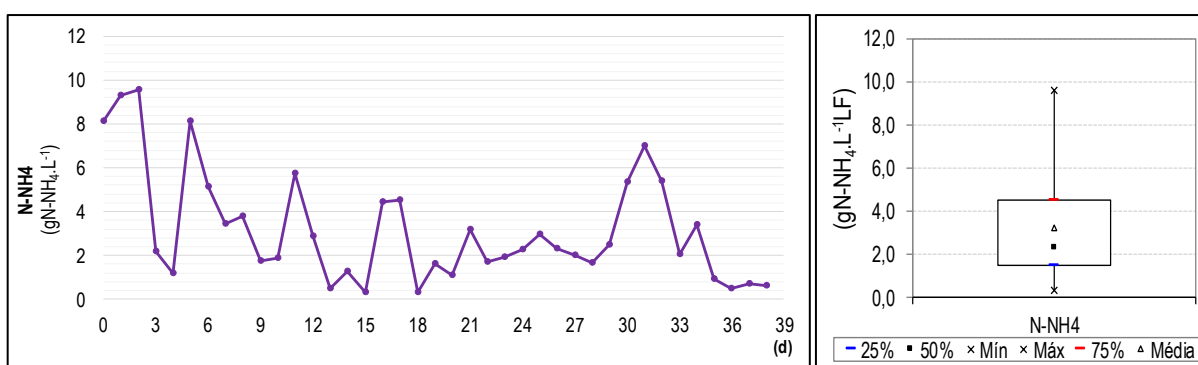


Figura 5.13: Série histórica e *box-plot* do monitoramento das concentrações de N-NH_4^+ no excesso de LF contido na FORSU-GG.

Entretanto, em função de ser um efluente tipicamente ácido e de temperatura mesófila (Figura 5.10), é esperado que o nitrogênio amoniacal prevaleça na forma dissociada (N-NH_4^+), cuja toxicidade aos microrganismos anaeróbios é menor, quando comparada à sua forma livre (N-NH_3) (ANGELIDAKI e AHRING, 1993; ANGELIDAKI *et al.*, 1993; CHERNICHARO,

2007). Ademais, o excesso de nitrogênio, subproduto da metanização, pode ser recuperado como um importante insumo agrícola, mitigando o uso de fertilizantes químicos.

Na Tabela 5.2 estão sintetizados os principais resultados da caracterização da composição gravimétrica e físico-química da FORSU-GG recebida na unidade MESB e do lixiviado fresco (LF) gerado.

Tabela 5.2: Síntese da caracterização da composição gravimétrica e físico-química da FORSU-GG e do lixiviado fresco (LF)

	Parâmetro	Unidade	Faixa de Variação*	Valor Médio	
FORSU-GG	Composição Gravimétrica	Frutas & Vegetais	%	34,1 – 60,0	47,9
		Carne & Laticínios	%	5,3 – 9,9	8,3
		Massa & Doces	%	1,9 – 8,1	5,1
		Resto de Alimentos	%	10,4 – 31,8	20,0
		Papel & Papelão	%	0,1 – 1,1	0,7
		% Impróprios	%	13,9 – 22,8	18,0
	Características Físico-Químicas	Massa Específica	kg.m ⁻³ FORSU	543 – 579	557
		Conteúdo de ST	kgST.t ⁻¹ FORSU	195 – 237	214
		Conteúdo de SV	kgSV.t ⁻¹ FORSU	169 – 207	189
		Relação SV/ST	-	0,87 – 0,90	0,88
Lixiviado Fresco		m ³ LF.t ⁻¹ FORSU	0,16 – 0,21	0,18	
LIXIVIADO FRESCO	Características Físico-Químicas	pH	-	3,86 – 4,22	4,05
		Redox	mV	130 – 153	142
		Temperatura	°C	25,2 – 27,4	26,5
		Conteúdo de ST	gST.L ⁻¹ LF	55,5 – 83,4	69,7
		Conteúdo de SV	gSV.L ⁻¹ LF	46,7 – 74,5	61,3
		Relação SV/ST	-	0,85 – 0,90	0,88
		DQO _{Total}	gO ₂ .L ⁻¹ LF	93,9 – 123,8	112,5
		COT	g.COT.L ⁻¹ LF	29,5 – 35,9	32,6
		N-NH ₄	gN-NH ₄ .L ⁻¹ LF	1,44 – 4,48	3,18

*valores entre os percentis 25 e 75%

Esses resultados apontam o elevado potencial poluidor da FORSU-GG, em função da elevada carga orgânica, de nutrientes e acidez, sendo o tratamento biológico do LF um fator chave para o gerenciamento sustentável dos resíduos orgânicos urbanos. Assim, destaca-se o potencial de produção de metano partir de processos de metanização, onde o LF é estabilizado e convertido em biogás, cujo o aproveitamento energético é outra fonte de recursos e de mitigação de GEE. Vale ressaltar ainda que, os processos de metanização demandam uma etapa de pós-tratamento para o polimento do efluente final (remoção de sólidos suspensos + estabilização da matéria

orgânica remanescente), possibilitando seu lançamento e/ou seguro no meio ambiente (CHERNICHARO, 2007).

5.4 CONCLUSÕES

A determinação da composição gravimétrica da FORSU-GG, derivada de uma rede de supermercados da Cidade do Rio de Janeiro, indicou que cerca de 82% da matéria orgânica estava biodisponível (fora de sacos plásticos), sendo majoritariamente composta por frutas e vegetais (48%), restos de alimentos (20%) e carne e laticínios (8%). Entretanto, uma importante fração da FORSU-GG (18%) é imprópria para metanização. Acerca disto, ainda são necessárias estratégias de gerenciamento que promovam uma segregação eficaz de resíduos orgânicos na fonte de geração, com vistas à melhoria do desempenho dos processos biológicos de tratamento da FORSU e da eficiência de aproveitamento energético de biogás em unidades de metanização. O excesso de material impróprio também implica em perdas econômicas importantes, relativas aos custos de transporte e aterro de rejeito.

A FORSU-GG apresentou características típicas dos resíduos de alimentos, sendo o teor de sólidos próximo a 20 %ST, elevado potencial de biodegradação ($SV/ST > 0,88$) e uma baixa relação C/N ($< 15/1$). Aproximadamente 18% da massa da FORSU-GG era composta pelo lixiviado fresco (LF), o que resultou na geração de grande volume de efluente no local de destinação, tornando seu gerenciamento ainda mais complexo.

O lixiviado fresco foi caracterizado com um efluente acidificado ($pH = 4,05$), com elevada concentração de matéria orgânica ($SV = 61,3 \text{ gSV.L}^{-1}$; $DQO = 112,5 \text{ gO}_2\text{.L}^{-1}$; $COT = 32,6 \text{ gCOT.L}^{-1}$) e elevado conteúdo de nitrogênio amoniacal ($3,18 \text{ gN-NH}_4\text{.L}^{-1}$), sendo enorme seu potencial poluidor. Acerca disto, o acondicionamento da FORSU-GG no pátio de recepção de resíduos (dotado de sistema de drenagem e coleta de LF, retenção de sólidos grosseiros e tratamento biológico via metanização) possibilitou o adequado gerenciamento do LF na unidade MESB, onde também era promovida a recuperação de recursos (biogás e biossólidos) a partir dos resíduos e efluentes orgânicos.

6 INFLUENCE OF SUBSTRATE/INOCULUM RATIO AND SEQUENTIAL FEEDING ON BACTERIAL AND ARCHAEAL COMMUNITIES DURING THE ANAEROBIC DIGESTION OF OFMSW (ORGANIC FRACTION OF MUNICIPAL SOLID WASTE)¹

6.1 INTRODUCTION

AD is a complex process involving different groups of microorganisms, which act in a sequential manner according to their syntrophic interactions. The first two steps of AD (hydrolysis and acidogenesis) are performed by hydrolytic and acidogenic bacteria, respectively; while the third (acetogenesis) and fourth (methanogenesis) steps are performed by acetogenic bacteria and methanogenic archaea, respectively (DEMIREL and SCHERER, 2008). The production of methane thus depends on the formation of substrates used by the methanogens, such as acetate and hydrogen/carbon dioxide (H_2/CO_2) (among others) as well as on the environmental conditions for methanogens growth. Therefore, successful operation of the AD process requires detailed monitoring and information about the microbial communities involved in CH_4 production and how they respond to operational changes, including, but not limited to, pH, temperature, organic loading rate (OLR), type of substrate, substrate/inoculum (S/I) ratio, and ammonia concentration.

Organic waste, such as food waste (FW), is a good candidate for AD due to its high energy and moisture contents (LEVIS and BARLAZ, 2011). However, digesting FW alone can inhibit methanogenesis if the production of volatile acids is higher and faster than the consumption, and if the alkalinity is not high enough to keep the pH at a neutral range (BUYUKKAMACI and FILIBELI, 2004). In addition, the food waste to inoculum ratio will affect the potential to accumulate volatile fatty acids (VFA) as well as will affect the pH buffering capacity (VAVILIN *et al.*, 2008). Thus, the achievement of high methane CH_4 yields from organic wastes depends on the adequate ratio of substrate to methanogens (inoculum). Elbeshbishy *et al.* (2012) evaluated the impact of the ratio of FW to inoculum volatile solids (VS) in batch

¹ Este Capítulo está em processo de publicação no periódico *Journal of Environmental Management*

tests, however, during the tests the pH was kept constant at 7.0, which is not always a real operational condition in full scale reactors. Kawai *et al.* (2014) reported that low S/I ratio ($< 0.33 \text{ gVS}_s.\text{VS}_l^{-1}$) is required to obtain a reliable CH_4 yield from FW compared to other organic substrates. Capson-Tojo *et al.* (2017) investigated the performance of a dry anaerobic co-digestion system with FW and cardboard at different proportions and studied the associated microbial community. Hobbs *et al.* (2018) studied the impacts of different ratios of FW and anaerobic sludge on CH_4 production; and Shahbaz *et al.* (2018) investigated the effect of S/I ratio on the co-digestion of MSW and FW. The microbial community structure was not investigated in both previous studies.

Only a few studies have addressed the impact of feeding on methane yield from organic wastes. Zealand *et al.* (2017) studied the effect of feeding frequency (FF) and organic loading rate (OLR) on methane production of rice straw. They reported that the highest specific yields ($148 \pm 6.3 \text{ mLCH}_4.\text{gVS}^{-1}.\text{d}^{-1}$) were observed at intermittent feeding (fed once at each 21 days) and lower OLR ($1 \text{ gVS}.\text{L}^{-1}.\text{d}^{-1}$). Nevertheless, the highest volumetric yields ($276 \pm 10.6 \text{ mLCH}_4.\text{L}^{-1}.\text{d}^{-1}$) were observed at moderate FF and higher OLR (i.e., fed once a week at $2 \text{ gVS}.\text{L}^{-1}.\text{d}^{-1}$), although the AD units failed at this OLR for FFs of 1/14 and 1/21 due to VFA accumulation. Svensson *et al.* (2018) reported that FF can affect both, process performance and microbial communities in FW AD. They have shown that a daily fed digester exhibits greater fluctuation in pH and acetate, and concluded that FF effects occur more often in digesters fed labile feedstocks at high organic loading rates.

Despite previous studies, the impact of S/I ratio on CH_4 production from OFMSW and the microbial responses due to increasing S/I ratios and sequential feeding have not been specifically addressed. Therefore, the goals of this study were twofold; firstly, to evaluate the influence of different S (OFMSW)/I ratios and sequential feeding on CH_4 production, and secondly, to reveal the bacterial and archaeal community structure and diversity, and to explore how these microbial communities respond to different S/I ratios and performance parameters. A detailed understanding of how bacterial and archaeal communities respond to different operational conditions is important from a bioprocess perspective in order to optimise operational conditions to better control AD of OFMSW with high-efficiency.

6.2 MATERIALS AND METHODS

6.2.1 Substrate and inoculum used in the BMP tests

The substrate used was the OFMSW sampled from the Waste Transshipment Unit (Caju-WTU) in the city of Rio de Janeiro, Brazil. The OFMSW (Table 6.1) was blended for homogenization and diluted to reach total solids content of 10%; thereby transforming it to a slurry easy to introduce in the BMP flasks. Anaerobic sewage sludge taken from a digester of a municipal WWTP with volatile solid content of 20 gVS.L⁻¹ was used as inoculum for the BMP tests.

Table 6.1: Physicochemical properties and composition of OFMSW based on wet weight

Parameter	Unit	Value	Composition (%w.w)	Value
TS	kgTS.t ⁻¹ OFMSW	236	Pasta and grains	21
VS	kgVS.t ⁻¹ OFMSW	216	Meat and egg	8
Density	kg.m ⁻³ OFMSW	658	Vegetables and fruit	44
COD	kgO ₂ .t ⁻¹ OFMSW	358	Inert waste	27
pH	-	5.26		

6.2.2 Biochemical methane potential tests

BMP assays were carried out using the anaerobic methane potential test system (AMPTS II), (Bioprocess control, Sweden) at 37 °C and continuous agitation, to investigate the effects of different loads of OFMSW and sequential feedings on CH₄ production and VS destruction. Three S/I ratios were tested: 0.25; 0.50 and 1.00 gVS_s.gVS_I⁻¹.

BMP assays were performed in triplicate. Control flasks containing only the inoculum were not fed with OFMSW and were considered to subtract endogenous CH₄ production. For each ratio of g VS substrate to VS inoculum sludge, 215 mL of sewage sludge and a mixture of substrate (OFMSW) and deionized water (reaching 400 mL in total) were added to 500 mL glass bottles. Table 6.2 shows the volumes of each component used for each experiment and for the three sequential feedings. All bottles were flushed with N₂ for 3 minutes to ensure anaerobic conditions. Experiments lasted from 7 to 14 days depending on the CH₄ production; when CH₄ production ceased the incubation stopped.

Table 6.2: Volumes and mass used for the experiments with different ratios S/I of gVS of OFMSW (substrate) per gVS of sewage sludge (inoculum).

S/I Ratio (gVS _s .gVS _r ⁻¹)	Substrate (mL)	Inoculum (mL)	Water (mL)	Mass of substrate (gVS)	Mass of inoculum (gVS)
First feed					
0.25	20.1	215.0	164.9	1.06	4.24
0.50	40.2	215.0	144.8	2.12	4.24
1.00	80.4	215.0	104.6	4.24	4.24
Control flask	-	215.0	185.0	-	4.24
Second feed					
0.25	16.4	215.0	168.6	0.88	3.50
0.50	34.1	215.0	150.9	1.82	3.66
1.00	74.0	215.0	111.0	5.39	5.38
Control flask	-	215.0	185.0	-	4.86
Third feed					
0.25	11.17	215.0	173.3	0.86	3.44
0.50	31.3	215.0	153.7	2.31	4.60
1.00	99.0	215.0	86.0	7.30	7.27
Control flask	-	215.0	185.0	-	3.76

In order to evaluate possible adaptation of the inoculum to the substrate, three sequential batch feeds were applied, using the same inoculum, as they were recovered at the end of the previous feeding period (FP). So, after the first FP, the test was stopped and the flasks were opened; then, the sludge from each flask was separated from the liquid by centrifugation (at 3500 rpm for 15 min), mixed together and re-introduced into new flasks. Then, fresh substrate (OFMSW) was added to each flask keeping the same S/I ratio previously adopted. Control flasks followed the same procedure of the others flasks although they did not contain the substrate. The duration of each FP was considered by incubating the BMP flasks until the CH₄ production ceased (e.g, when the same CH₄ production value was recorded for 2 or 3 consecutive time points). The organic load for the S/I ratios tested at the beginning and at the end of each FP and the VS destruction (%) are shown in Table 6.3.

Table 6.3: Volatile Solids load determined at the beginning (In) and at the end (Out) of each feeding period for the BMP assays (average values from the triplicates) and VS destruction (%) for the three S/I ratios tested.

S/I Ratio (gVS _s .gVS _r ⁻¹)	VS Load (gVS)						VS Destruction (%)		
	FP1		FP2		FP3		FP1	FP2	FP3
	In	Out	In	Out	In	Out			
0.25	5.29	1.86	4.38	1.30	4.30	2.07	64.8	70.3	51.9
0.50	6.35	2.94	5.48	2.19	6.91	5.65	53.7	60.1	18.2
1.00	8.47	5.36	10.76	7.03	14.56	10.69	36.7	34.7	26.6

6.2.3 Physicochemical analysis

Samples from the inoculum, OFMSW and from the batch reactors (blank and fed flasks) were collected at the end of each FP for physicochemical analysis. Total solids (TS) and total volatile solids (VS) were determined according to Standard Methods (APHA, 2012) for the substrate (OFMSW), inoculum, initial and final mixtures of the BMP flasks. pH values were measured using a Qualxtron pH meter (QX1500 plus, Singapore). COD was performed in a HACH thermo-reactor and measured using a HACH 2800 spectrophotometer according to *Standard Methods* (APHA, 2012). The specific mass (density) of the OFMSW was determined by weighing 240 L of the OFMSW using an industrial scale (WEIGHTECH WT3000-I). Homogenized samples of the OFMSW (100 kg) were manually sorted to determine its gravimetric composition. A digital industrial scale was used for this and the mass of the following components was evaluated: pasta and grains; meat and egg; vegetables and fruits; and inert material.

6.2.4 Microbial community analysis

Samples from the inoculum and from the reactors (control and fed flasks) were collected at the end of each FP and analysed to determine the composition of the microbial communities. DNA was extracted from 0.5 g using DNA PowerSoil Kit (Mobio Laboratories, USA) and sent for high throughput amplicon sequencing using the Ion torrent platform (at Molecular Research DNA Lab, Texas, USA) with primers 515F and 926R for V4-V5 region of 16S rRNA of bacteria and archaea (CAPORASO *et al.*, 2011). Sequence data were processed using Quantitative Insights Into Microbial Ecology (QIIME) software.

After sequencing, all reads were filtered by the PGM software to remove poor quality reads (Phred score of at least 20) and polyclonal sequences. The output fastq file jointly with the barcode and mapping files were processed and sorted using a modified UPARSE pipeline. Reads were quality-filtered using a maximum expected error of 0.5. After discarding replicates and singletons, the remaining reads were assigned to operational taxonomic unit (OTU) with a threshold of 97% identity. The representative sequences were then assigned to a taxonomy

using uclust, with a confidence threshold of 80%, and Greengenes database (v.13_8) as a reference on the Quantitative Insights Into Microbial Ecology (QIIME) software (assign_taxonomy.py). Diversity analyses were performed using the QIIME script core_diversity_analyses.py. Sampling effort was estimated/rarefied by the minimum coverage of reads to compare the differences between samples. Alpha-diversity analyses of rarefied OTU were calculated using the QIIME software. The alpha diversity was calculated using the following metrics: Phylogenetic Diversity Whole Tree, Shannon, Simpson, Chao1 and Equitability. Taxonomic summary was compared by computing the correlation coefficient with compare_taxa_summaries.py on QIIME.

The Marker Data Profiling module of MicrobiomeAnalyst was used to calculate the beta diversity between groups of samples on a non-rarefied OTU table. Differences in community structure were presented in a Principal Coordinate Analysis (PCoA), and tested using permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) and analysis of similarity (ANOSIM). MicrobiomeAnalyst also provides comprehensive support for the widely used hierarchical clustering coupled with dendrograms and heatmaps.

6.2.5 Statistical Analysis

The Spearman correlation coefficients were tested using Statistica 10.0 software to examine relationship between parameters (CH₄ yield, pH, VS destruction and relative abundance of some microbial groups). The coefficients range between -1 and 1 while positive and negative values indicate the direction of the relationship with a higher absolute value indicating a strong correlation.

6.3 RESULTS AND DISCUSSION

6.3.1 Impact of different S/I ratio on methane production

The results of the three sequential feeding periods, for the three S/I ratios evaluated during the BMP tests, are depicted in Figure 6.1 a and b. The first feeding period (FP1) lasted 13 days and the cumulative CH₄ production was compatible for S/I ratios of 0.25 and 0.50 gVS_s.gVS_I⁻¹, but not for S/I ratio of 1.0, which presented CH₄ production slightly lower than the one observed for S/I ratio of 0.50 (Figure 6.1a). This is an indication of possible overload and partial inhibition of the methanogenic archaea. In relation to FP 2 and 3, the same trend was observed for S/I ratios of 0.25 and 0.50, but a sharp recovery of CH₄ production was observed for S/I of 1.00 gVS_s.gVS_I⁻¹, starting on day 15. This is possibly due to a better acclimatization of the biomass from FP 2 onwards.

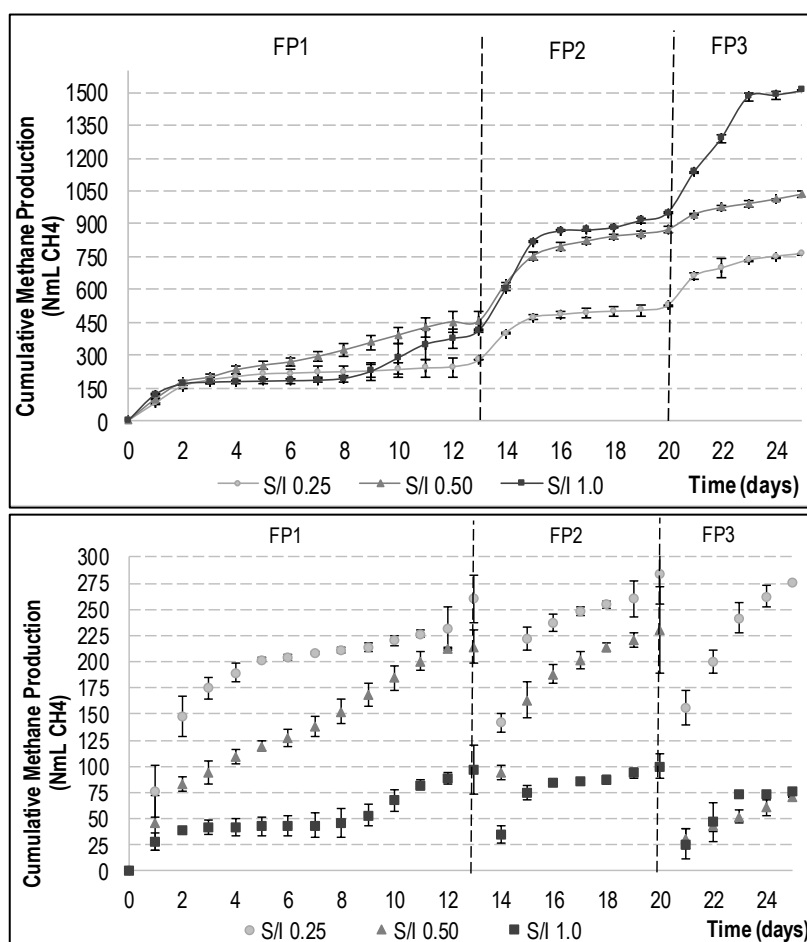


Figure 6.1: Cumulative CH₄ production (a) and CH₄ yield (b) over time for the three S/I ratios tested (0.25; 0.50 and 1.0 gVS_s.gVS_I⁻¹) and after the sequential FP 1, 2 and 3. The dashed lines indicate the starting point of the second and third feeding periods

Figure 6.1b illustrates the results of CH₄ yield over time for the three S/I ratios tested. The highest CH₄ yields, for all three feeding periods, were detected for the BMP tests carried out at the S/I ratio of 0.25 gVS_s.gVS_l⁻¹. This indicates that the high amount of inoculum to substrate likely contained, proportionally, large amounts of hydrolytic, fermentative bacteria and methanogens that were able to degrade more substrate. High CH₄ yield was also noticed for the S/I ratio of 0.50, but only for the first two feeding periods. For the third feeding, CH₄ yield and VS destruction were lower as well as was pH at the end of the experiment (Table 6.3) and Table 6.4 for flasks with S/I ratio of 0.50). The lowest CH₄ yields and VS destruction (Table 6.3) values were observed for S/I ratio of 1.0 gVS_s.gVS_l⁻¹, suggesting that the high amount of substrate to inoculum unbalanced the anaerobic degradation and thus more hydrolysis and fermentation occurred which might have affected CH₄ yield (Figure 6.1b).

Table 6.4: pH of the mixtures determined at the beginning (initial) and at the end (final) of BMP assays (average values from the triplicates) for the three feeding periods.

S/I	Initial pH			Final pH		
	FP 01	FP 02	FP 03	FP 01	FP 02	FP 03
0.25	7.03	7.26	7.43	7.09	7.03	6.91
0.50	6.90	7.45	7.25	7.26	7.14	6.43
1.00	6.64	6.66	6.60	6.79	6.72	6.44
Control	7.19	7.75	7.53	7.19	7.24	7.41

In fact, results of microbial community composition support this statement, as the relative abundance of hydrolytic and fermentative bacteria (*Clostridiales* and *Bacteroidales*) in flasks at S/I ratio of 1.0 were higher than the other flasks (Table 6.5).

Table 6.5: Main microbial characteristics in the flasks with high and low CH₄ yield and VS destruction.

Substrate/Inoculum	S/I 0.25			S/I 0.5			S/I 1.0		
	FP1	FP2	FP3	FP1	FP2	FP3	FP1	FP2	FP3
Feeding									
Average CH₄ yield at the end of FP (NmLCH₄/gVS)	260	284	275	214	230	71	97	100	77
VS Destruction (%)	64.8	70.3	51.9	53.7	60.1	18.2	36.7	34.7	26.6
Average pH (at the end of FP)	7.09	7.03	6.91	7.26	7.14	6.43	6.79	6.72	6.44
Syntrophus^a	3.3	4.4	4.8	0.5	0.3	0.1	-	-	-
Syntrophomonas^a	1.0	1.7	2.3	13.8	8.8	3.2	6.7	6.7	0.7
Syntrophobacter^a	1.7	2.4	2.5	1.5	1.5	0.5	-	-	-
Pelotomaculum^a	-	-	-	1.8	0.4	0.3	0.11	0.10	0.0
Bacteria^a									
Clostridiales^b	6.6	7.6	7.3	26.5	21.0	17.6	62.0	31.0	39.6
Bacteroidales^c	7.3	9.4	13.5	11.5	19.7	33.4	11.8	40.3	35.3
Proteobacteria	44	37.7	36	20	10.7	9	10	7.2	4
Chloroflexi	15	21.6	23.5	22	22.9	21.5	3.6	4.8	8.3
Treponema	6.8	9.5	8.9	10.2	17.7	12.7	2.7	9.4	4.2
Archaea^a									
Methanosaeta	18.0	10.8	24.2	12.1	5.5	6.9	0.6	0.4	0.6
Methanosarcina	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0	11.0	3.8	2.3
Hydrogenotrophic methanogens^d	81.7	89.2	75.3	87.6	94.5	92.5	87.2	95.8	97.5

^a relative abundance (%); In bold are presented values for the flasks that showed the lowest methane yield and VS destruction.

^b *Clostridiales* abundance has been shown to positively correlated to lower methane production values (Svensson et al., 2018)

^c the sum of the relative abundance of sequences identified as *Bacteroides*, *Paludibacter* and *Prevotella* was considered.

^d the sum of the relative abundance of sequences identified as *Methanomassiliicoccus*, *Methanobacteriales_WSA2*, *Methanobrevibacter*, *Methanococcus*, *Methanobacterium*, *Methanospirillum*, *Methanomethylovorans*, *Methanosphaera* and *Methanolinea* was considered.

Therefore, the CH₄ yield and the VS destruction results observed for S/I ratio of 1.0 indicate the negative impacts of overloading the reactor with organic waste. Similar results were reported by Shahbaz *et al.* (2018). They observed that biogas production decreased as the S/I ratio increased, as a result of VFA and unionized ammonia-N accumulation, and pH drop. They also reported that the S/I ratio of 0.5 was optimum for anaerobic co-digestion of MSW and FW. In the present study, VFA and ammonia concentrations along BMP incubation time were not measured. Nevertheless, the microbial community composition was investigated in depth and statistical analysis was used to examine the relationship between the operational parameters and microbial groups (Table 6.6). These results are in agreement with the CH₄ yield and VS destruction observed for the flasks (as discussed in the next sections).

Table 6.6: Correlation between operational parameters and abundances of microbial groups. In order to increase sample size, all data were considered without distinction between the S/I ratios tested and sequential feeding. The significant correlations ($p < 0.05$) are shown in bold.

	Average CH ₄ yield (NmLCH ₄ /gVS)	VS Destruction (%)	Average pH (at the end of FP)	<i>Syntrophus</i>	<i>Syntrophomonas</i>	<i>Syntrophobacter</i>	<i>Pelotomaculum</i>	<i>Clostridiales</i>	<i>Bacteroidales</i>	<i>Proteobacteria</i>	<i>Chloroflexi</i>	<i>Treponema</i>	<i>Methanosaeta</i>	<i>Methanosarcina</i>	Hydrogenotrophic methanogens
Average CH ₄ yield (NmLCH ₄ /gVS)	1.00	0.88	0.67	0.89	-0.11	0.93	0.54	-0.67	-0.63	0.85	0.57	0.10	0.63	-0.42	-0.52
VS Destruction (%)	0.88	1.00	0.83	0.37	0.01	0.41	0.60	-0.53	-0.80	0.87	0.42	0.15	0.52	-0.35	-0.43
Average pH (at the end of FP)	0.67	0.83	1.00	-0.09	0.41	-0.12	0.66	-0.32	-0.67	0.70	0.53	0.30	0.50	-0.40	-0.40
<i>Syntrophus</i>	0.89	0.37	-0.09	1.00	-0.54	0.99	1.00	-0.60	-0.60	0.77	0.31	-0.77	0.77	0.13	-0.77
<i>Syntrophomonas</i>	-0.11	0.01	0.41	-0.54	1.00	-0.58	0.81	0.33	0.09	-0.10	0.19	0.52	-0.16	-0.16	0.01
<i>Syntrophobacter</i>	0.93	0.41	-0.12	0.99	-0.58	1.00	0.87	-0.64	-0.55	0.75	0.35	-0.72	0.70	0.13	-0.70
<i>Pelotomaculum</i>	0.54	0.60	0.66	1.00	0.81	0.87	1.00	-0.60	-0.77	0.94	0.71	0.66	0.84	-0.70	-0.60
<i>Clostridiales</i>	-0.67	-0.53	-0.32	-0.60	0.33	-0.64	-0.60	1.00	0.52	-0.78	-0.60	-0.28	-0.83	0.62	0.53
<i>Bacteroidales</i>	-0.63	-0.80	-0.67	-0.60	0.09	-0.55	-0.77	0.52	1.00	-0.90	-0.23	0.10	-0.69	0.26	0.73
<i>Proteobacteria</i>	0.85	0.87	0.70	0.77	-0.10	0.75	0.94	-0.78	-0.90	1.00	0.50	0.08	0.83	-0.46	-0.77
<i>Chloroflexi</i>	0.57	0.42	0.53	0.31	0.19	0.35	0.71	-0.60	-0.23	0.50	1.00	0.62	0.70	-0.91	-0.30
<i>Treponema</i>	0.10	0.15	0.30	-0.77	0.52	-0.72	0.66	-0.28	0.10	0.08	0.62	1.00	0.14	-0.77	0.25
<i>Methanosaeta</i>	0.63	0.52	0.50	0.77	-0.16	0.70	0.84	-0.83	-0.69	0.83	0.70	0.14	1.00	-0.66	-0.77
<i>Methanosarcina</i>	-0.42	-0.35	-0.40	0.13	-0.16	0.13	-0.70	0.62	0.26	-0.46	-0.91	-0.77	-0.66	1.00	0.18
Hydrogenotrophic methanogens ^d	-0.52	-0.43	-0.40	-0.77	0.01	-0.70	-0.60	0.53	0.73	-0.77	-0.30	0.25	-0.77	0.18	1.00

6.3.2 Microbial community changes in response to different S/I ratios and sequential feeding

After quality checks, chimera filtration, and OTU clustering, a total of 402,908 high quality reads for twelve samples were obtained. Richness and alpha diversity index in different samples for the three S/I ratios are shown in Table 6.7. From these data, it is possible to observe that the diversity and richness (number of OTU) decreased as the S/I ratio increased. Samples from S/I ratio of 1.0 gVS_s.gVS_l⁻¹ flasks showed the lower number of OTUs (lower richness compared to other samples) and lower values of Shannon (i.e. evenness) and Chao than the other samples. Thus, indicating that the increase in organic load (i.e. S/I ratio) and the sequential feeding shaped the community, which in turn resulted in a less diverse and more specialized community.

Table 6.7: Diversity index (after normalization)

Sample	N of reads	N of reads	N. of OTUs	Shannon-H	Simpson's (1-D)	Chao 1
FP1-B	41.495		1,007	2.155	0.7921	45.6
FP2-B	51.249		962	2.141	0.7961	46
FP3-B	8.763		845	2.036	0.7832	37
FP1-0.25	48.075		1,041	2.196	0.8099	49.2
FP2-0.25	47.616		1,015	2.156	0.8106	48.25
FP3-0.25	17.658		865	2.198	0.8264	42.67
FP1-0.5	19.509	8.763	892	2.363	0.8556	40.5
FP2-0.5	63.173		818	2.28	0.8521	41
FP3-0.5	36.758		687	2.212	0.8496	32.25
FP1-1.0	37.573		778	1.99	0.7834	38
FP2-1.0	21.149		599	1.922	0.7982	32.33
FP3-1.0	9.890		444	1.764	0.7346	25.17

The Beta diversity analysis (Figure 6.2) showed that the twelve samples were grouped into four different clusters distant from each other, indicating that samples differed between the treatments (blank and according to S/I ratio used). In addition, for the same S/I ratio, the sequential feeding also altered the community and the samples differed depending on the feeding period. For example, after the three sequential feeding periods samples from flasks with S/I ratio of 0.5 gVS_s.gVS_l⁻¹ (FP1-0.5, FP2-0.5 and FP3-0.5), were distant from each other and more distant from the rest of the samples, indicating that the sequential feeding altered the microbial community (and reduced the diversity as shown in Table 6.6). A similar trend was observed for samples FP1-1.0, FP2-1.0, and FP3-1.0 (S/I ratio of 1.0). These results suggest not only that the increasing S/I ratio altered the community, but also that the sequential feeding was important and more favourable to some groups (e.g. *Bacteroides*, *Paludibacter* and T78 were

favoured due to sequential feeding, Figure 6.3b). The exception here were samples from the blank flasks, which contained only the inoculum and showed higher proximity to each other (samples FP1-B, FP2-B and FP3-B).

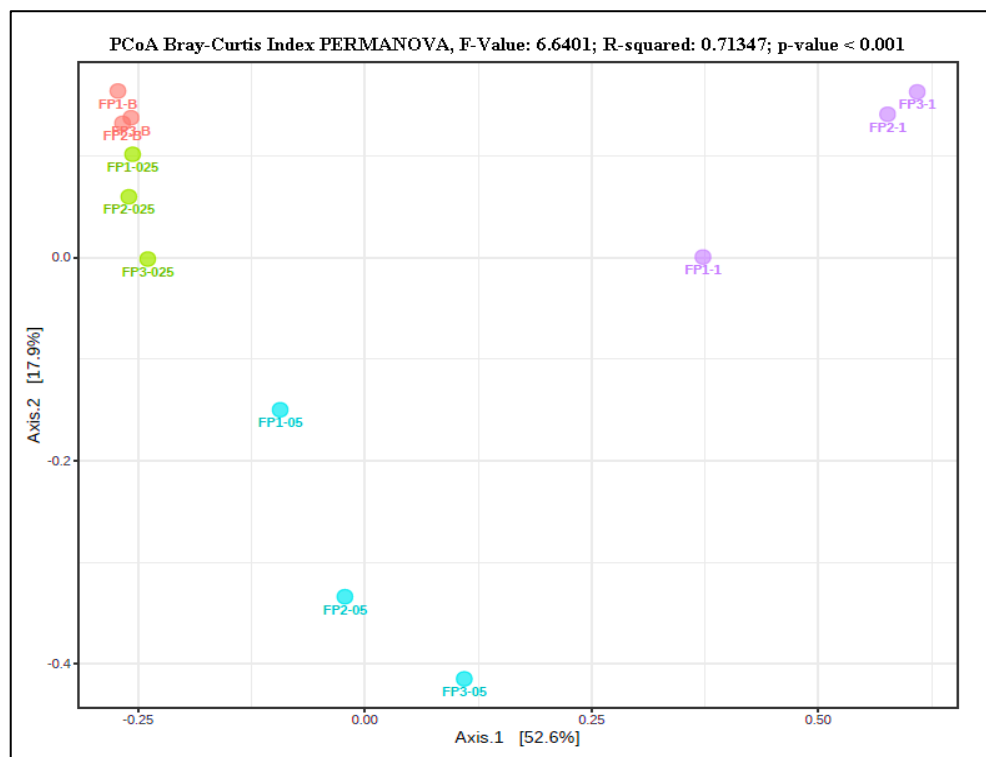


Figure 6.2: Principal Coordinate Analysis (PCoA) of taxonomy profile, PC1 vs PC2, ecological index Bray–Curtis (after normalization). FP1-B, FP2-B and FP3-B, correspond to control flasks (with only sludge) after feeding period 1, 2 and 3, respectively; FP1-0.25, FP1-0.5 and FP1-1.0, correspond to biomass from flasks working at S/I ratio of 0.25, 0.5 and 1.0 at feeding period 1, respectively; and FP2 and FP3, correspond to samples collected after the second and third feeding periods, respectively.

The microbial community structure at the phylum level is shown in Figure 6.3a. Of the total sequences, only 1-5 % were not classified at the phylum level. From Figure 6.3a it is possible to observe that the microbial community changed considerably due to the different S/I ratios and to the sequential feeding applied. Some phyla (e.g. *Firmicutes*, *Bacteroidetes*, *Euryarchaeota* and *Caldiserica*) increased in abundance due to the increase in S/I ratio, while others (e.g. *Proteobacteria*, *Chloroflexi*, candidate phylum OP8, and *Acidobacteria*) decreased in abundance (Figure 6.3a).

The dominant phyla in the bacterial community were *Bacteroidetes*, *Firmicutes*, *Proteobacteria* and *Chloroflexi*. These four phyla were frequently detected and dominant in anaerobic digesters (NELSON *et al.*, 2011). *Bacteroidetes* and *Firmicutes* contained many hydrolytic and

acidogenic bacteria and accounted for 22 to 67% of total reads (Figure 6.3a). *Euryarchaeota* contained mainly methanogenic archaea (accounted for 1 to 12% of total reads). *Proteobacteria* (which accounted for 4 to 39% of the total reads) contained many bacteria involved in the biodegradation of the organic wastes, such as propionate and butirate oxidizing bacteria as well as acetate utilizing bacteria (ARIESYADY *et al.*, 2007).

Li *et al.* (2018) reported that the dominance of *Bacteroidetes*, *Firmicutes*, *Spirochaetae* and *Chloroflexi* was due to the increase in organic loading applied to the reactor treating FW; and Guo *et al.* (2017) reported that *Bacteroidetes* was the dominant bacteria in the mesophilic AD of FW at increasing OLR. In the present study, *Bacteroidetes* was also a dominant phylum, accounting for 17 to 31% of the total reads, and its abundance and composition vary due to the increase in S/I ratio and sequential feeding.

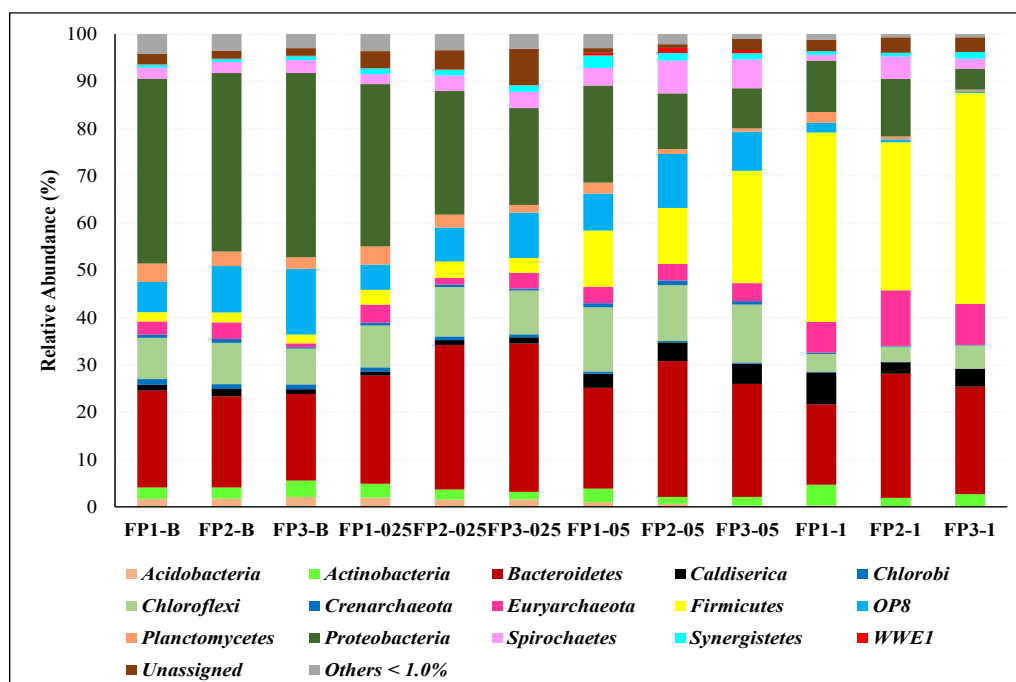
Sequences related to the Candidate phylum OP8 (*Aminicenantes*) detected in this study (Figure 6.3a) were previously reported in mesophilic full-scale sewage sludge anaerobic digesters in Denmark (KIRKEGAARD *et al.*, 2017). *Caldiserica* is a superphylum and a recent study (MARTINEZ *et al.*, 2019) revealed a broad metabolic functionality for *Caldiserica* members, including sulphate reduction, syntrophic or secondary degradation, amino acid degradation, ammonia assimilation, and formate as well as acetate production.

6.3.2.1 Dynamics of the bacterial community

The bacterial community structure changed considerably due to the increase in S/I ratio and the sequential feeding (Figure 6.3b). Various bacterial genera, such as *Clostridium*, *Prevotella*, *Bacteroides*, *Paludibacter*, *Ruminococcus*, *Oscillospira*, *Syntrophomonas*, and *Treponema*, also increased in abundance due to the increase in S/I ratio (Figure 6.3b), whether other genera such as *Syntrophus*, *Syntrophobacter*, *Caldilinea*, *Nitrospira*, *Dechloromonas*, *Rhodoplanes*, *Desulfovibrio* were negatively affected by the high S/I ratio (Figure 6.3b). In fact, the relative abundance of *Clostridium*, *Caloramator*, *Prevotella*, *Ruminococcus*, and *Oscillospira*, which is responsible for H₂ and VFA production during fermentation (TRACY *et al.*, 2012; NARIHIRO *et al.*, 2015; LI *et al.*, 2018; WANG *et al.*, 2018), were significantly higher in flasks with a S/I ratio of 1.0 gVS_S.gVS_I⁻¹ compared to the other flasks (Figure 6.3b). This suggests that the combination of a high amount of substrate (OFMSW) in the flasks and sequential feeding

caused the extension of the initial fermentation period, allowing acidogenesis to occur and favouring the growth of fermenting bacteria and hydrogenotrophic methanogens, such as *Methanobacterium* and *Methanobrevibacter* (as depicted in Figure 6.4a and b). The archaeal community composition results confirmed this observation, showing that methanogens known to tolerate high VFA concentration were enriched at high S/I ratios (Figure 6.4), as further discussed in next section.

Within the *Bacteroidetes* phylum, of the order *Bacteroidales*, three genera were detected: *Bacteroides*, *Paludibacter* and *Prevotella* (Figure 6.4b). *Bacteroidetes* members are fermentative bacteria, which have been shown to play important roles in polysaccharide and protein degradation, and are commonly found in anaerobic digesters (NARIHIRO *et al.*, 2015; YUAN *et al.*, 2015). In the present study, a shift in *Bacteroidetes* composition was observed at high S/I ratio and *Prevotella* was enriched while *Bacteroides* and *Paludibacter* were detected in very low abundances (Figure 6.4b). *Bacteroides* fermenters dietary fibers (hemicellulose, pectin, etc) into acetate (THOMAS *et al.*, 2011) and *Prevotella* spp. is known for the anaerobic degradation of cellobiose, glucose, and mannose (UEKI *et al.*, 2007). Guo *et al.* (2014) also observed that *Prevotella* increased in abundance (from 2 to 25%) in a mesophilic anaerobic digester at high FW loadings.



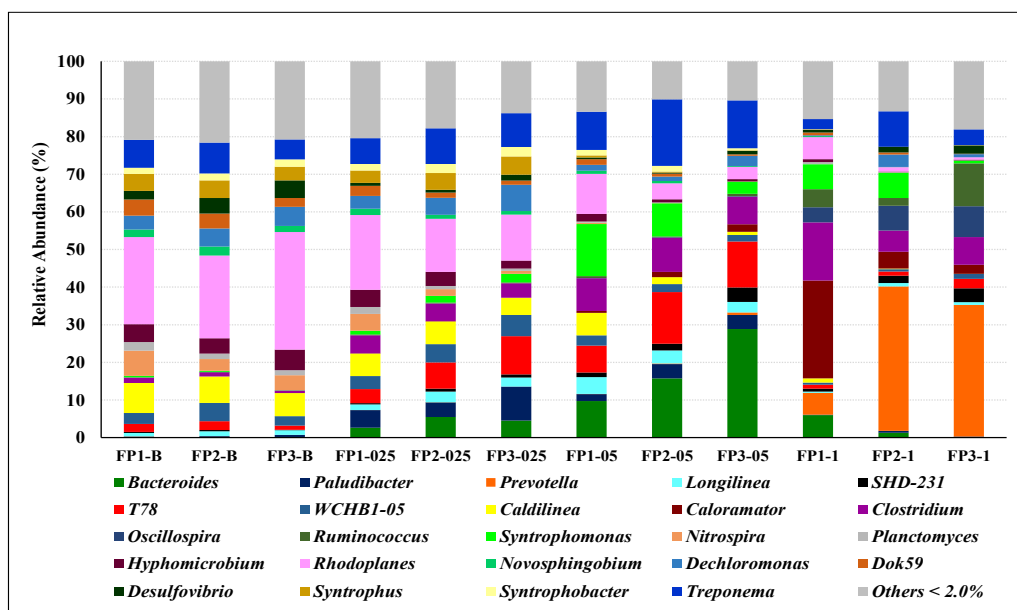


Figure 6.3: Microbial community at phylum level (a) and bacterial community at genus level (> 2.0% relative sequence contribution) (b) in BMP flasks with S/I ratios of 0.25, 0.5 and 1.0 gVS_s.gVS_r⁻¹. FP1, FP2 and FP3 represent feeding periods 1, 2 and 3. B, control flask (only sludge).

In previous studies, the relative abundance of *Paludibacter* and *Bacteroides* showed positive correlation with the concentration of total VFA (LI *et al.*, 2018; HATAMOTO *et al.*, 2014). In the present study, *Bacteroides* and *Prevotella* increased in abundance due to the increase in S/I ratios and sequential feeding (Figure 6.3b), suggesting that with a higher availability of substrate these bacteria were enriched and produced more acids (and H₂). In addition, the highest *Bacteroidales* abundance was observed in BMP flasks that had the lowest pH, CH₄ yield and VS destruction (Table 6.3, Table 6.3 and Table 6.4), for S/I ratio of 0.5 after FP3 and S/I 1.0). In fact, the abundance of *Bacteroidales* showed significant positive correlation with hydrogenotrophic methanogens and negative correlation with pH, VS destruction and with *Methanosaeta* and *Proteobacteria* abundance (Table 6.4 and Table 6.5); thereby suggesting that more acid was being produced by this group of microorganisms, affecting pH and negatively impacting the AD process.

Within Firmicutes, members of Clostridiaceae (*Clostridium*, *Caloramator*) and Ruminococcaceae (*Ruminococcus* and *Oscillospira*) dominated; Whereas members of Lachnospiraceae (*Butyrivibrio* and *Coprococcus*) were detected in small quantities (data not shown). *Clostridium* is commonly found in anaerobic digesters (NELSON *et al.*, 2011; WILKINS *et al.*, 2015) and is able to hydrolyze a vast range of organic compounds, and produce

VFA, such as acetate, butyrate and propionate (TRACY *et al.*, 2012). *Caloramator* is an anaerobic fermentative bacterium that can degrade proteins and amino acids (TARLERA and STAMS, 1999). Within the Ruminococcaceae family, there are representatives of cellulolytic and amylolytic species isolated from several types of anaerobic environments, including AD reactors (NELSON *et al.*, 2011). Thus, the gradual increase in the abundance of Firmicutes (*Clostridium*) might be associated with the cellulosic material present in the substrate (OFMSW) (Table 6.1). *Clostridia* abundance increased in response to increasing S/I ratio (from 10 to 50%), indicating that fermentation increased due to the high amount of substrate added to the flasks (Figure 6.3b). The dramatic proliferation of *Clostridiales* members suggested that excessive H₂ was generated. In addition, at high S/I ratio (1.0 gVS_S.gVS_I⁻¹), the relative abundances of *Clostridium*, *Caloramator*, *Ruminococcus*, *Oscillospira*, *Butyrivibrio*, and *Coprococcus* (Figure 6.3b) increased relative to VFA-consuming acetogens such as *Syntrophobacter*, *Syntrophomonas*, and *Pelotomaculum* (Figure 6.3b and Table 6.4). This suggests that at such a high S/I ratio, hydrolysis and VFA production was likely faster than uptake in these flasks thereby allowing VFA concentrations to possibly increase and accumulate. This situation might explain the initial deterioration of AD, resulting in lower CH₄ yields and VS destruction observed at high S/I ratio (Table 6.4). In fact, *Costridiales* abundance showed significant negative correlation with CH₄ yield and with Proteobacteria and *Methanosaeta* abundances (Table 6.5); thereby supporting these observations. Li *et al.* (2015) also reported that *Clostridia* increased drastically in abundance (from 8.2 to 26.8%) at the failure stage of AD.

Within *Chloroflexi*, sequences related to *Anaerolineaceae* (uncultured bacterium clade T78) and *Caldilineacea* (genus *Caldilinea*) were detected. *Chloroflexi* are frequently found in high abundance in AD communities (NELSON *et al.*, 2011). They are also chemo-organotrophic and fermentative bacteria and some members exhibit faster growth when co-cultivated with hydrogenotrophic methanogens (YAMADA and SEKIGUCHI, 2009). *Chloroflexi* T78 sequences were reported before in a mesophilic digester degrading FW (ZAMANZADEH, 2017). In the present study, *Chloroflexi* T78 were enriched due to an increase in the S/I ratio, suggesting that with the addition of more organic waste, fermentation activity of this group increased due to the presence of fermentable carbohydrates in the OFMSW.

Besides the fermenting and acid forming bacteria described before, acetogenic syntrophs, which degrade VFA with the help of hydrogenotrophic methanogens, were also detected. In this study, 7 genera of syntrophic organisms with relative abundance above 1.0% were detected and changes in the abundance of these bacteria were observed along with the increase in S/I ratio (Table 6.7). *Syntrophus* is responsible for the oxidation of butyrate and other fatty acids in syntrophic association with H₂ users; while *Syntrophobacter* is able to degrade propionate (WANG *et al.*, 2018). Both genera were present in the blank and at low S/I ratio flasks, but were not detected at high S/I ratio (Table 6.4 and Table 6.7). *Syntrophomonas*, which are capable of butyrate and propionate degradation (NELSON *et al.*, 2011), proliferated and increased in abundance due to the increasing S/I ratio. This indicates that in flasks with S/I ratio of 0.5 and 1.0 gVS_s.gVS_l⁻¹ and after the first and second feeding (FP1 e FP2), *Syntrophomonas* might have facilitated the conversion from butyrate and propionate to acetate, and therefore acetate concentration might have increased. In fact, in these flasks the abundance of hydrogenotrophic methanogens increased along with the reduction of *Methanosaeta* abundance and enrichment of *Methanosarcina* as will be further discussed. However, syntrophic bacteria abundance decreased drastically after the third feeding (FP3) in flasks at S/I ratio of 0.5 and 1.0 gVS_s.gVS_l⁻¹ (Table 6.4 and Table 6.7).

Table 6.8: Classified potential syntrophic organisms ($\geq 1.0\%$)

Genus	Blank			S/I 0.25			S/I 0.5			S/I 1.0		
	FP1	FP2	FP3	FP1	FP2	FP3	FP1	FP2	FP3	FP1	FP2	FP3
<i>Syntrophus</i>	4.5	4.7	3.6	3.3	4.4	4.8	0.5	0.3	0.1	-	-	-
<i>Syntrophomonas</i>	0.4	0.3	-	1.0	1.7	2.3	13.8	8.8	3.2	6.7	6.7	0.7
<i>Syntrophobacter</i>	1.6	1.8	1.9	1.7	2.4	2.5	1.5	1.5	0.5	-	-	-
<i>Pelotomaculum</i> *	-	-	-	-	-	-	1.8	0.4	0.3	0.11	0.10	0.0
W22_Cloacamonaceae	0.2	0.3	0.1	0.1	0.2	0.1	1.6	3.1	1.6	-	-	-
<i>Desulfovibrio</i> **	2.3	4.1	4.7	0.8	0.7	1.6	0.5	0.3	1.0	0.7	1.5	2.3
<i>Geobacter</i> **	-	-	-	0.9	1.2	1.5	0.5	0.3	-	-	-	-

This fact together with the low CH₄ yield observed for these flasks (30% less than flasks at S/I ratio of 0.25) might suggest a possible inhibition of acetogenesis and methanogenesis. In fact, the abundances of *Syntrophus*, *Syntrophobacter* and *Proteobacteria* were strongly positive correlated to CH₄ yield (Table 6.5); *Pelotomaculum* abundance showed significant correlation with *Proteobacteria* and *Methanosaeta*; thereby indicating the importance of the syntrophic organisms for VFA degradation and consequently CH₄ formation. As reported by Wang *et al.* (2018), syntrophic acetogenesis plays an important role in rate-limiting steps to maintain rapid

and stable AD operation, because some of the VFA (e.g. propionate) can inhibit methanogenesis even at neutral pH. Therefore, the lower CH₄ yield observed in the flasks at S/I ratio of 0.5 gVS_s.gVS_l⁻¹ after FP3 and flasks at high S/I ratio might be related to this possible inhibition.

Another syntrophic organism detected in the present study belongs to the candidate division WWE1 and was classified at the genus level as W22 (*Cloacamonaceae* family). This phylotype shares up to 96% similarity with Candidatus *Cloacamonas acidaminovorans*, which can ferment propionate to acetate, H₂, and CO₂ in syntropy with H₂ and acetate consumers (PELLETIER *et al.*, 2008). This suggests that W22 has a similar role. The W22 phylotype was previously detected in anaerobic digesters treating FW at different feeding frequencies (SVENSSON *et al.*, 2018). In the present study, the abundance of W22 phylotype increased in flasks with S/I ratio of 0.5 gVS_s.gVS_l⁻¹ (Figure 6.3).

6.3.2.2 Dynamics of the archaeal community

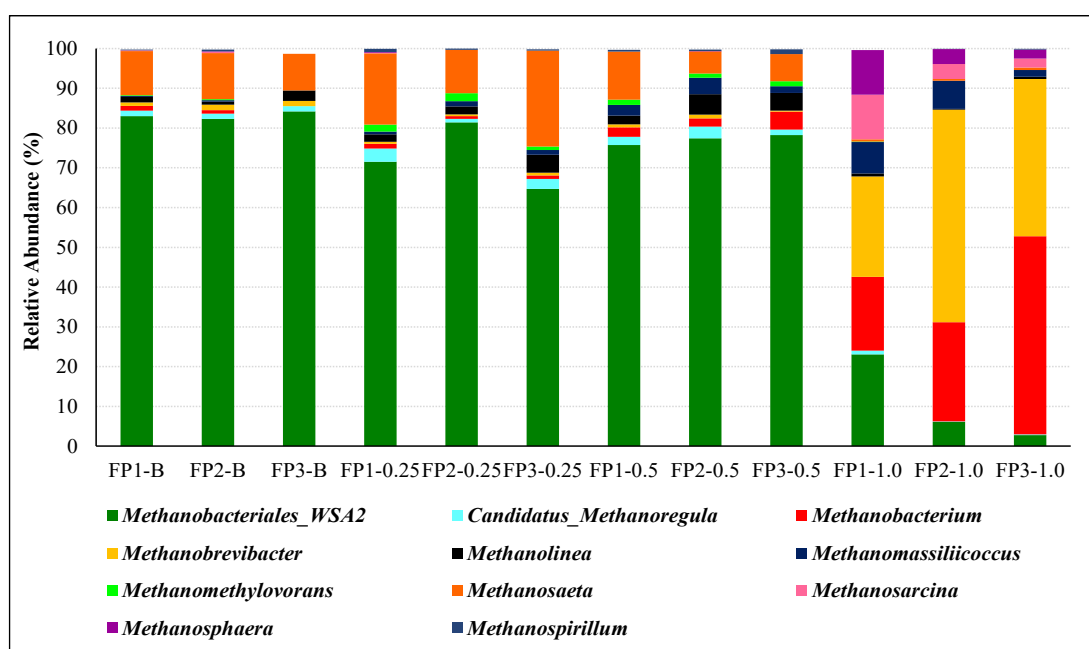
Compared to the bacterial community, the archaeal community showed a slow and late response during anaerobic digestion of OFMSW with increasing S/I ratios. Nevertheless, changes in the methanogenic community were evident at high S/I ratio (1.0 gVS_s.gVS_l⁻¹) compared to the other flasks (Figure 6.4a). The significant influence of different S/I ratios on the methanogenic archaea compositions were further observed by clustering of the dominant methanogen genus corresponding to different S/I ratios and sequential feeding in the heatmap (Figure 6.4b).

At a low S/I ratio (0.25 gVS_s.gVS_l⁻¹) the archaeal community was dominated by acetoclastic methanogen *Methanosaeta* (accounting for 9.0 to 24%) and by uncultured methanogens belonging to WSA2 group, which accounted for 65 to 84% (Figure 6.4a). Sequences related to the WSA2 group were reported previously in anaerobic digesters (NELSON *et al.*, 2011; WILKINS *et al.*, 2015; LEE *et al.*, 2018). This novel archaeon, *Candidatus Methanofastidiosa*, is suggested to be restricted to methylated thiol reduction for methane generation as all known genomes lack genes for acetoclastic and CO₂-reducing methanogenesis (NOBU *et al.*, 2016).

Previous study has also suggested that members of this group are methanogens capable of growth on formate and H₂/CO₂ (CHOUARI *et al.*, 2005). Therefore, these results show that at low S/I ratio both pathways, acetoclastic and hydrogenotrophic methanogenesis, were involved in the CH₄ production observed in the flasks. Other hydrogenotrophic and methylotrophic

methanogens (*Methanospirillum*, *Candidatus Methanoregula*, and *Methanomethylovorans*), although in lower abundance, might have contributed significantly to the CH₄ production at low S/I ratios as shown by the heatmap in Figure 6.4b. In fact, *Methanospirillum* can utilize H₂ at a greater rate compared to other hydrogenotrophic methanogens and therefore might contribute to process stability (WANG *et al.*, 2018) by acting in syntrophy with propionate and butyrate degraders, to the formation of acetate and thus preventing VFA accumulation.

At S/I ratio of 0.5 gVS_s.gVS_l⁻¹, the methanogenic community remained relatively similar to the community at low S/I ratio (0.25 gVS_s.gVS_l⁻¹), except for the fact that *Methanolinea*, *Methanomassiliicoccus*, and *Methanoregula* increased in abundance while *Methanosaeta* started to decrease after the sequential feeding (Figure 6.4a and b). Members of the genus *Methanolinea* perform methanogenesis via hydrogenotrophic pathway (WILKINS *et al.*, 2015), while *Methanomassiliicoccus* reduces methyl-compounds to CH₄ obligatorily with an external H₂ source (BORREL *et al.*, 2013). Therefore, the increase in abundance of these methanogenic genera likely promoted the utilization of H₂, thus facilitating syntrophic methanogenesis. In fact, the highest abundance of syntrophic bacteria was observed at an S/I ratio of 0.5 gVS_s.gVS_l⁻¹ (Table 6.7).



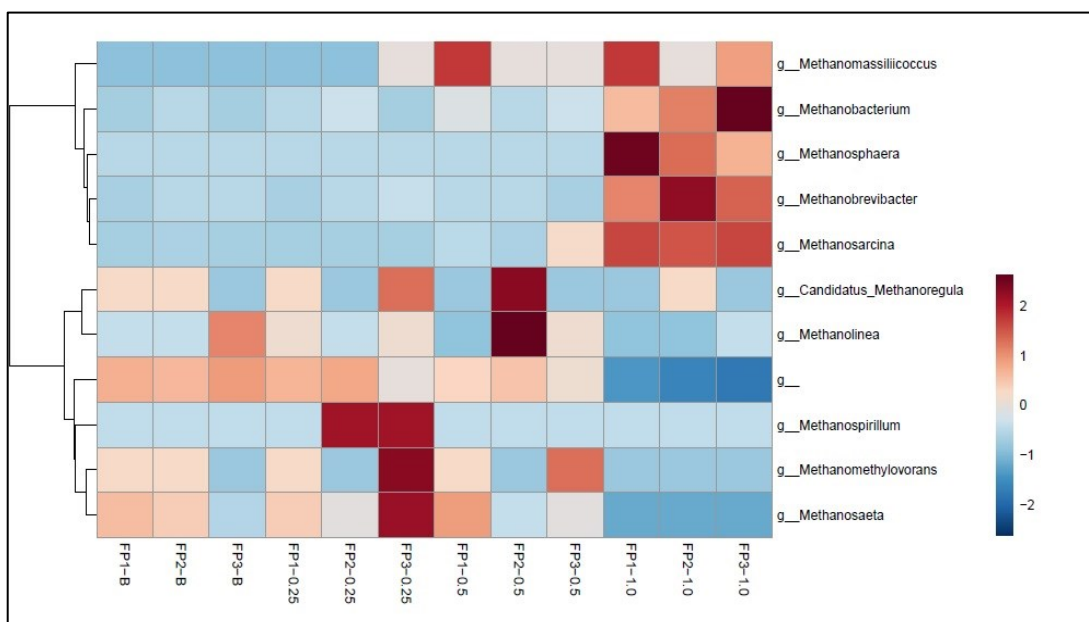


Figure 6.4: Archaeal community composition (a) in BMP flasks at different S/I ratios (genera with relative abundance > 1.0% were included); (b) Heatmap analysis showing the distribution of the 11 most abundant archaeal genera in BMP flasks with different S/I ratios. The absolute value represents the distance between the raw score and the mean of the standard deviation. It is negative when the raw score is below the mean, and vice versa. The line with only g_ represents that no genus level classification was available for these sequences. However, they were classified to the order *Methanobacteriales* class WSA2.

At a high S/I ratio ($1.0 \text{ gVS}_s \cdot \text{gVS}_l^{-1}$), the relative abundance of hydrogenotrophic methanogens (*Methanobacterium*, *Methanobrevibacter*, *Methanosphaera* and *Methanomassiliicoccus*) drastically increased and *Methanosaeta* almost disappeared ($< 0.5\%$) (Figure 6.4a and b). However, *Methanosarcina*, which can use both acetate and H_2 was favoured in this condition compared to the others S/I ratios (Figure 6.4a and b). Thus, a clear microbial selection at high S/I ratio towards *Methanobacterium*/*Methanobrevibacter*, *Methanosarcina*, *Methanosphaera*, and *Methanomassiliicoccus* occurred (Figure 6.4b). Hydrogenotrophic methanogens and *Methanosarcina* are more tolerant than acetoclastic methanogens to stress conditions such as high VFA concentrations, pH variation and high ammonium concentration (DE VRIEZE *et al.*, 2012). In the present study, hydrogenotrophic methanogens correlated positively with *Bacteroidales* (which are fermentative bacteria) and negatively with *Methanosaeta* and *Proteobacteria* (Table 6.5), thereby indicating that at high S/I ratio more acids, H_2 and CO_2 were being formed and consumed (by hydrogenotrophic methanogens). Moreover, the high relative abundance of *Clostridiales* members that are responsible for H_2 and VFA production during fermentation (WANG *et al.*, 2018), and *Bacteroidales* members, indicate that a more extended acidogenesis phase took place at S/I ratios of 0.5 (after FP3) and $1.0 \text{ gVS}_s \cdot \text{gVS}_l^{-1}$. In

fact, statistical analyses revealed that *Bacteroidales* and *Clostridiales* abundances negatively correlated with pH, VS destruction and CH₄ yield, respectively (Table 6.5); thereby indicating that the high abundance of these groups negatively affected these parameters. In previous studies, *Clostridiales* abundance positively correlated to lower CH₄ production values and high *Bacteroidales* abundance correlated with high total ammonia nitrogen in the digester (SVENSSON *et al.*, 2018; DE VRIEZE *et al.*, 2015).

In a previous study (LI *et al.*, 2018), the abundance of *Methanomassiliicoccus* and *Methanoculleus* were positively related to the concentration of total VFA, in a FW digester at increasing OLR and high ammonia concentration. Ruiz-Sanchez *et al.* (2019) verified that *Methanomassiliicoccus* was enriched at high ammonia content (6.0 gN-TAN.L⁻¹) in a full-scale anaerobic digester treating nitrogen-rich agricultural wastes. In the present study, *Methanoculleus* was detected in very low abundance (< 0.1%), but *Methanomassiliicoccus* did increase in abundance due to the high S/I ratio (1.0 gVS_s.gVS_l⁻¹) (Figure 6.4 a and b).

The dominance of hydrogenotrophic methanogens including *Methanobacterium/ Methanobrevibacter*, *Methanomassiliicoccus* and *Methanosphaera*, combined with the absence of *Methanosaeta* and increase in *Methanosarcina* abundance at high S/I ratio (1.0 gVS_s.gVS_l⁻¹) could also be an indication of a process imbalance (BLUME *et al.*, 2010). In the present study, *Methanosaeta* abundance showed significant negative correlation with hydrogenotrophic methanogens abundance (Table 6.5). As previously reported (CHO *et al.*, 2013), *Methanosarcina* is more tolerant to inhibitors than *Methanosaeta*. In fact, the low CH₄ yield observed at S/I ratio of 1.0 after the three sequential feedings supports this observation and confirms the negative effect of reactor overloading (Table 6.4 and Table 6.5).

In a full-scale anaerobic digester treating industrial FW, *Methanosarcina* and *Methanobacterium* outcompeted *Methanosaeta* in the seed sludges and became abundant under both thermophilic and mesophilic conditions (IKE *et al.*, 2010). In other studies, hydrogenotrophic methanogens were dominant (96.9%) over acetoclastic methanogens in FW digesters (LEE *et al.*, 2009) and in landfill bioreactors treating MSW where *Methanobacteriaceae* dominated (FEI *et al.*, 2015). This dominance indicates that hydrogenotrophic methanogenesis coupled with syntrophic oxidations may be a dominant

pathway to produce CH₄ in FW-digesters. This was also observed in the present study (Figure 6.4 and Table 6.4).

In the research of Capson-Tojo *et al.* (2017), efficient CH₄ production was achieved at low S/I ratio (0.25 gVS_s.gVS_r⁻¹), with *Methanosarcina* as an essential archaea for AD of FW and cardboard. In the present study, higher CH₄ yields were achieved at low (0.25) and medium (0.5) S/I ratios with *Methanosaeta*, WSA2 group, *Methanospirillum*, *Methanomethylovorans*, and *Methanoregula* as important methanogens for AD of OFMSW. However, at high S/I ratio (1.0 gVS_s.gVS_r⁻¹), hydrogenotrophic methanogens (*Methanobacterium*/*Methanobrevibacter*, *Methanomassilliicoccus*, and *Methanosphaera*) dominated and lower CH₄ yield and lower microbial diversity were observed (Figure 6.4 and Table 6.4). Therefore, a more diverse community with the presence of syntrophic bacteria, hydrogenotrophic, methylotrophic and acetoclastic methanogens was crucial for efficient production of CH₄ and high CH₄ yield. These results are in line with those reported by a previous study (REGUEIRO *et al.*, 2014) in which the highest biomethanation efficiency was observed in reactors that presented the highest active archaeal population and the most diverse microbial communities.

In summary, the results show that the increase in S/I ratio clearly shaped the microbial community and consequently affected methanogenesis pathway and CH₄ yield (Table 6.4 and Table 6.5). At high S/I ratio (1.0 gVS_s/gVS_r) the community was dominated by *Clostridiales*, *Bacteroidales* and hydrogenotrophic methanogens (*Methanobacterium*/*Methanobrevibacter*); and low CH₄ yield was observed. At low S/I ratio (0.25 gVS_s.gVS_r⁻¹) the high diversity in the bacterial community in conjunction with both acetoclastic (performed by *Methanosaeta*) and hydrogenotrophic methanogenesis (performed by WSA2 group, *Methanospirillum* and *Methanomethylovorans*) pathways likely resulted in higher CH₄ yield. The sequential feeding positively affected the community by stimulating the growth of fermentative and syntrophic bacteria at low and medium S/I ratios; thereby resulting in higher CH₄ yields; whereas at high S/I ratio the effect was deleterious and resulted in lower methane yields. Within the tested S/I values, all flasks produced CH₄, but high yields were observed at S/I ratio of 0.25 for the three sequential feeding. Taken together, these results show that a good strategy to start up anaerobic reactors for methane production from OFMSW is to use low S/I ratio, because at medium S/I ratio the sequential feeding can be deleterious after several feedings.

6.4 CONCLUSIONS

By increasing the S/I ratio and feeding the reactors in a sequential manner, a clear microbial selection occurred. At low S/I ratio a high CH₄ yield was obtained by a more diverse community, with both acetoclastic and hydrogenotrophic methanogens as important archaea for AD. At high S/I ratio, low CH₄ yield was obtained, the community was specialized, with the dominance of hydrolytic, fermenting bacteria and hydrogenotrophic methanogens. Results showed that a more diverse community, with the presence of syntrophic bacteria, hydrogenotrophic and acetoclastic methanogens was crucial for a high CH₄ yield from OFMSW at low S/I ratio.

7 AVALIAÇÃO DA ESTABILIDADE OPERACIONAL DE UM REATOR MESB COM RECIRCULAÇÃO DE LIXIVIADO

7.1 INTRODUÇÃO

Em vista da urgência no tratamento dos resíduos orgânicos urbanos, principalmente nos países em desenvolvimento, a biotecnologia de metanização em estado sólido por batelada (MESB) destaca-se como importante alternativa para o tratamento de resíduos orgânicos com elevado teor de sólidos totais ($ST > 20\%$), tal como a FORSU, por possibilitar: (i) a mitigação dos GEE e da poluição por lixiviado; (ii) a redução do custo de disposição final de RSU; (iii) a produção de biogás, fonte de energia renovável; e (iv) produção de biossólido, composto orgânico passível de uso agrícola e/ou para recuperação de solos degradados; (v) descentralização do saneamento e da geração de energia; (vi) fortalecimento da economia local. Vale ressaltar ainda que, a configuração dos sistemas de metanização é pensada conforme as características ambientais, econômicas e socioculturais peculiares de cada localidade, sendo replicável tanto para os centros urbanos quanto para áreas rurais. Neste sentido, a biotecnologia MESB tem grande potencial para contribuir para a promoção de uma adequada infraestrutura de saneamento no Brasil.

Entretanto, limitações de transferência de massa e baixos rendimentos de produção de metano (CH_4) têm sido observados nos processos MESB. Para compensar estas limitações, diferentes configurações de processo e estratégias de inoculação têm sido exploradas nos últimos anos, visando tornar esta biotecnologia mais eficaz e sustentável. A ausência de mecanismos internos de homogeneização e o elevado teor de sólidos dificultam ainda mais a distribuição de microrganismos e a difusão de substratos e nutrientes no meio, resultando em baixa produtividade de CH_4 .

A fim de incrementar a capacidade de tratamento e o rendimento de produção de CH_4 em processos MESB, diferentes estudos têm explorado alternativas de inoculação que dispensem o emprego do inóculo sólido (material digerido) para partida de reatores MESB. Nesta perspectiva, a estratégia de inoculação via recirculação de lixiviado drenado do próprio reator MESB tem sido investigada como alternativa de otimização da etapa de partida da batelada –

também definida como ativação metanogênica (DI MARIA *et al.*, 2013; BENBELKACEM *et al.*, 2015; POGNANI *et al.*, 2015; QIAN, *et al.*, 2016; DEGUEURCE *et al.*, 2016; WALTER *et al.*, 2016; PEZZOLLA *et al.*, 2017).

A recirculação de lixiviado como estratégia de inoculação interfere em diferentes fatores que contribuem para a melhoria do desempenho dos reatores MESB, a destacar: (i) aumento em quantidade, composição e diversidade de microrganismos anaeróbios contidos no reator MESB; (ii) aumento do teor de umidade interna do reator MESB e melhoria das condições e taxas de transferência de massa e metabolitos entre microrganismos (inóculo) e substrato (matéria orgânica); (iii) diluição e lixiviação de subprodutos intermediários da digestão anaeróbia (ex.: ácidos orgânicos e nitrogênio amoniacal: $N-NH_4$ e $N-NH_3$) que podem acumular no interior do reator MESB; (iv) neutralização do pH interno do reator MESB para faixa ótima de produção de CH_4 (6,5 – 7,5); (v) incremento da conteúdo de CH_4 no biogás para níveis que permitam seu aproveitamento energético.

De maneira geral, a eficiência do tratamento biológico da FORSU via MESB também depende dos seguintes fatores: (i) potencial de biodegradação; (ii) teor de umidade; (iii) tamanho da partícula; (iv) hidrodinâmica (densidade, porosidade e permeabilidade); e (v) relação carbono/nitrogênio (C/N) (GUILFORD *et al.*, 2016; PEZZOLLA *et al.*, 2017; ANDRÉ *et al.*, 2018). Em vista disto, o adequado preparo do substrato (segregação dos resíduos e mescla de materiais estruturantes) contribui para eficiência de percolação de inóculo através da leira de resíduos e para uma rápida ativação metanogênica (incremento do conteúdo de metano > 30 % CH_4) do processo MESB (POGNANI, *et al.*, 2015; DEGUEURCE *et al.*, 2016; QIAN *et al.*, 2016). Além disto, o material estruturante, geralmente fontes ricas em carbono (ex.: poda de árvore, capina seca, serragem, palha, fibra de coco etc.), tem a importante função de balancear a relação C/N de resíduos ricos em nitrogênio, como o resíduo de alimentos.

Ainda há poucos estudos que exploram o efeito da recirculação de lixiviado sobre as etapas de ativação, estabilidade e decaimento metanogênico em processos MESB. Neste sentido, a presente pesquisa visa a otimização de um processo MESB, implementado na Cidade do Rio de Janeiro, a partir de diferentes estratégias de preparo do substrato e de recirculação de lixiviado, tendo-se por objetivo a estabilização biológica da FORSU e o rápido incremento da produção de CH_4 (ativação metanogênica) nos reatores MESB.

7.2 MATERIAL E MÉTODOS

7.2.1 Estratégias operacionais do processo MESB

Nesta pesquisa foram estudadas as estratégias operacionais de um processo de Metanização em Estado Sólido por Bateladas (MESB) da Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos de um Grande Gerador (FORSU-GG) ao longo do ano de 2019.

7.2.1.1 Recepção e acondicionamento da FORSU-GG na unidade MESB

Os caminhões de coleta que chegavam na UTR-Caju eram pesados na balança de carga rodoviária da COMLURB, na entrada e saída da unidade. Os dados de entrada do resíduo (data, hora, origem, empresa responsável pela coleta e massa úmida de resíduo) eram registrados na planilha de controle de processo. Após a autorização, a equipe de coleta descarregava a FORSU-GG próximo ao muro de contenção do Pátio de Resíduos. A equipe de operação da TMethar não permitia a entrada de materiais nocivos ao processo MESB, como: resíduos de serviços da saúde, produtos químicos, desinfetantes, tintas, solventes, combustíveis etc.

O resíduo orgânico recebido (FORSU-GG) era caracterizado no Laboratório de Monitoramento Ambiental da TMethar (conforme descrito no item 5.2), onde foram realizados os ensaios de: (i) composição gravimétrica aplicada aos resíduos orgânicos; (ii) massa específica; (iii) série de sólidos; (iv) pH; (v) temperatura.

Como tanto a caçamba de coleta como a bacia de acúmulo de líquido dos caminhões coletores continham um considerável volume de lixiviado fresco (LF), da ordem de 16 a 21% da massa total do resíduo orgânico (demonstrado no item 5.3.2), o LF dos caminhões era vazado no Pátio de Resíduos e coletado pelo sistema de drenagem do Pátio e direcionado ao Tratamento Preliminar (TP). A manutenção e limpeza dos dispositivos físicos de remoção de sólidos grosseiros (grades, canaletas, tubulações e caixas de passagem), localizadas na parte externa do muro do Pátio de Resíduos, era realizada com frequência diária, com objetivo de evitar o acúmulo de lixiviado no pátio e a obstrução das tubulações.

Após a etapa de TP, o lixiviado era bombeado por bombas submersíveis (01 em operação e 01 sobressalente; com vazão média de $10 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ e potência de 0,75 kW), para a Unidade de

Produção de Inóculo (UPI). O lixiviado recirculado (LR) no processo MESB, juntamente com o LF, eram estabilizado pelos microrganismos anaeróbios contidos na UPI, resultando na produção de inóculo anaeróbio e de biogás.

7.2.1.2 Preparo da FORSU-GG para introdução no reator MESB

Após a descarga da FORSU-GG no pátio, a pá mecânica promovia o rompimento das embalagens plásticas, de modo a liberar o resíduo orgânico confinado nas mesmas. Esse procedimento possibilitou o aumento da fração de matéria orgânica para metanização.

Em vista da ausência de material de estruturante (poda, palha, serragem, fibra de coco etc.) e da baixa relação C/N característica da FORSU-GG, foram estudadas alternativas de codigestão do resíduo orgânico fresco com uma fonte rica em carbono, que também promovesse a estruturação do resíduo, visando o equilíbrio da relação C/N e a formação de leiras com um índice de espaços vazios (macro-poros) suficiente para favorecer a percolação do inóculo e a eficiência de recirculação de lixiviado no processo de MESB.

Nesta pesquisa, a utilização do resíduo de poda triturada (RPO) foi a alternativa empregada para o balanceamento da relação C/N (sendo desejável uma $C/N > 30/1$) e estruturação da FORSU-GG. Antes de introduzir o resíduo no reator MESB, verificou-se ser fundamental homogeneizar a FORSU-GG com a poda triturada. Cuidados foram tomados durante a realização da mistura dos dois materiais, de modo a evitar que o operador não passasse com a pá carregadeira sobre o resíduo, a fim de evitar a compactação do material e prejudicar sua permeabilidade.

A poda triturada utilizada foi produzida na própria UTR-Caju, que conta com um triturador mecânico dotado de peneira rotativa com malha de 10 mm e capacidade média de produção de $8,0 \text{ tRPO.h}^{-1}$ (Figura 7.1). O controle do uso de poda triturada foi realizado a partir da aferição da massa na balança de carga rodoviária da COMLURB e caracterização no Laboratório de Monitoramento Ambiental da TMethar, conforme Tabela 7.1.



Figura 7.1: Triturador mecânico dotado por peneiras rotativas instalado da UTR-Caju e material de resíduo de poda (RPO).

Tabela 7.1: Características físico-químicas do resíduo de poda (RPO) triturado

Parâmetro	Unidade	Valor
Massa Específica	kg.m ⁻³ RPO	220 – 240
Sólidos Totais	kgST.t ⁻¹ RPO	840 – 920
Relação SV/ST	-	0,94 – 0,98
Relação C/N	-	60/1 – 80/1
Tamanho da partícula	mm	

Após a homogeneização da FORSU-GG com a poda triturada, o procedimento de carga do reator de metanização era iniciado. Para garantir uma atmosfera livre de gases nocivos e de mau odor (ex.: amônia e mercaptanas) tinha-se como procedimento a exaustão contínua do reator MESB. Esta era feita através do acionamento do sistema de exaustão de gases residuais – composto por dois exaustores centrífugos com vazão nominal de 4.295 m³.h⁻¹ (17,9 kW), tubulações inox de 12” e uma unidade de tratamento (desodorização) de gases residuais (gases cujo concentração de CH₄ é insuficiente para queima – CH₄ < 4%) via biofiltro de fluxo ascendente e meio suporte orgânico (cavaco de madeira + poda triturada + fibra de coco). O sistema de exaustão era acionado com a porta do reator MESB totalmente aberta, para evitar a sub-pressão interna (formação de vácuo) e danos estruturais ao reator.

A quantidade de cargas realizadas e a altura da leira de resíduo formada dentro do reator MESB foram registradas para o controle de processo. Após o encerramento do processo de carga e exaustão, a porta era hermeticamente fechada por meio de um sistema pneumático de vedação (pressão de operação = 2,0 Bar), que assegura a estanqueidade do reator MESB.

7.2.1.3 Fases da pesquisa

A pesquisa foi desenvolvida em três fases principais (I, II e III), de acordo com as proporções de poda triturada misturada com a FORSU-GG, conforme mostra a Tabela 7.2 a seguir. Antes destas três fases, foi realizada a partida (*start up*) do processo. A utilização de diferentes proporções de RPO possibilitou avaliar o efeito desta sobre o desempenho do processo MESB (conversão de SV e o conteúdo de CH₄ no biogás produzido).

Tabela 7.2: Caracterização das fases operacionais da pesquisa

Fase	Características	Proporção de poda (tRPO.t⁻¹FORSU)
<i>Start up</i>	Avaliação do sistema de drenagem dos reatores MESB e incremento de temperatura	NA
I	Relação C/N baixa – material não estruturado	NA
II	Relação C/N média – material estruturado	1:5
III	Relação C/N alta – material estruturado	1:3

NA: não se aplica

7.2.1.4 Sequência operacional do processo MESB

Conforme descrito no item 2.2.3.1 da revisão da literatura, o processo MESB é caracterizado por uma sequência de fases operacionais: a) hidrólise; b) ativação metanogênica; c) estabilidade metanogênica; e d) decaimento metanogênico. A seguir são descritos os procedimentos e estratégias operacionais adotadas na condução das diferentes fases desta pesquisa.

a) Hidrólise

No processo MESB em estudo, a hidrólise pode ser promovida de duas maneiras: (i) via fermentação (ausência de O₂) e promovida por microrganismos fermentativos facultativos; ou (ii) via hidrólise aeróbia - com injeção controlada de O₂. A etapa de hidrólise também é importante por possibilitar o incremento da temperatura interna (autoaquecimento) do reator MESB, seja na faixa mesófila (30 – 38° C) ou termófila (45 – 55° C).

A aeração do sistema (apenas fase de comissionamento) foi promovida pelo uso de um soprador tipo centrífugo com vazão nominal de 2.385 m³.h⁻¹ (10,3 kW). O ar atmosférico era injetado por meio de um sistema híbrido de aeração-drenagem embutido no piso dos reatores MESB. O

excesso de ar injetado foi coletado por uma tubulação de aço inox de 12” e direcionado ao biofiltro, visando o tratamento (desodorização) dos gases residuais.

Em virtude do autoaquecimento da massa de resíduo orgânico para faixa mesófila observado durante a fase de *start up* da unidade MESB, sem o emprego de injeção de oxigênio, a hidrólise aeróbia não foi avaliada nesta pesquisa, visando uma maior simplicidade operacional do processo MESB.

b) Ativação metanogênica

A ativação metanogênica inicia-se logo em seguida à fase anterior, de hidrólise. É a etapa na qual inicia-se, de fato, a metanização da FORSU-GG, que é promovida pela inoculação dos reatores MESB por meio de um sistema de aspersão do inóculo contido na UPI, fundamental para o aumento da concentração de microrganismos anaeróbios produtores de CH₄.

O inóculo produzido na UPI era bombeado por meio de duas bombas helicoidais de deslocamento positivo (em operação alternada e com vazão nominal de 13,0 m³.h⁻¹) e conduzido por uma tubulação de polipropileno (PP) de 3” até os reatores MESB. Nestes, foram instalados quatro aspersores (3/4”) distribuídos de forma equidistante ao longo do teto. A aplicação de inóculo era controlada pela da manobra de válvulas de aspersão, sendo realizada de maneira individual em cada reator. Nesta pesquisa foi mantido um tempo de inoculação variando de 10 a 30 min por dia, em cada reator MESB, que corresponde a uma taxa média de inoculação de 4,0 m³IN.MESB⁻¹.d⁻¹, e a frequência de aspersão variou de 4 a 5 vezes por semana.

Nesta pesquisa, a duração da etapa ativação metanogênica foi definida em função da concentração de CH₄ no biogás. O encerramento desta etapa se dava quando a concentração de metano no biogás atingia 30%. O alcance deste teor de metano foi um objetivo específico desta pesquisa. Vale salientar que o conteúdo mínimo de CH₄ para o aproveitamento energético do biogás no motor de cogeração CHP é igual a 50 %CH₄. O alcance deste teor de metano foi um objetivo específico desta pesquisa.

O biogás produzido na etapa de ativação metanogênica (denominado como biogás residual – não passível de aproveitamento energético em CHP) era direcionado para queima em queimador fechado.

c) Estabilidade metanogênica

A estabilidade metanogênica é definida como a etapa em que o estado estacionário da metanização é alcançado, onde os microrganismos anaeróbios já estão adaptados e a produção de biogás e o conteúdo de CH₄ (> 30 %) são constantes. A lógica operacional da aspersão foi a mesma utilizada na ativação metanogênica, no entanto, diferentes taxas de aplicação de inóculo via recirculação de lixiviado foram empregadas, com o objetivo de incrementar a concentração de CH₄ > 30 % no biogás (Figura 7.2). Nesta pesquisa a taxa de aspersão de inóculo durante a etapa de estabilidade metanogênica foi mantida igual à aplicada na fase de ativação metanogênica, quando esta era alcançada.

O biogás produzido nesta etapa (denominado como biogás energético) foi misturado com o biogás energético produzido pela UPI e armazenado no reservatório flexível (225 m³), possibilitando seu aproveitamento energético no cogador CHP (35 kW), após uma etapa de dessulfurização.

7.2.1.5 Decaimento metanogênico

A etapa de decaimento metanogênico é caracterizada pela queda da taxa de produção de biogás, que ocorre em função do consumo da matéria orgânica contida no reator MESB. Nesta etapa as taxas de aspersão de inóculo foram reduzidas, a fim de favorecer a drenagem do excesso de lixiviado acumulado no reator (Figura 7.2). O tempo de duração do decaimento metanogênico variou conforme as estratégias operacionais adotadas (tempo de batelada) e em função do volume de biogás produzido no reator MESB. Nesta pesquisa a etapa de decaimento metanogênico (encerramento da aspersão de inóculo) foi iniciada a partir do 30º dia de batelada e mantida por 5 dias.

Após o encerramento da etapa de decaimento metanogênico, a porta do reator MESB era depressurizada, possibilitando sua abertura e a exaustão de gases, para posterior descarga do

material digerido contido no reator. O fluxograma das etapas sequenciais de metanização em um processo MESB com recirculação de lixiviado encontra-se sintetizado na Figura 7.2.

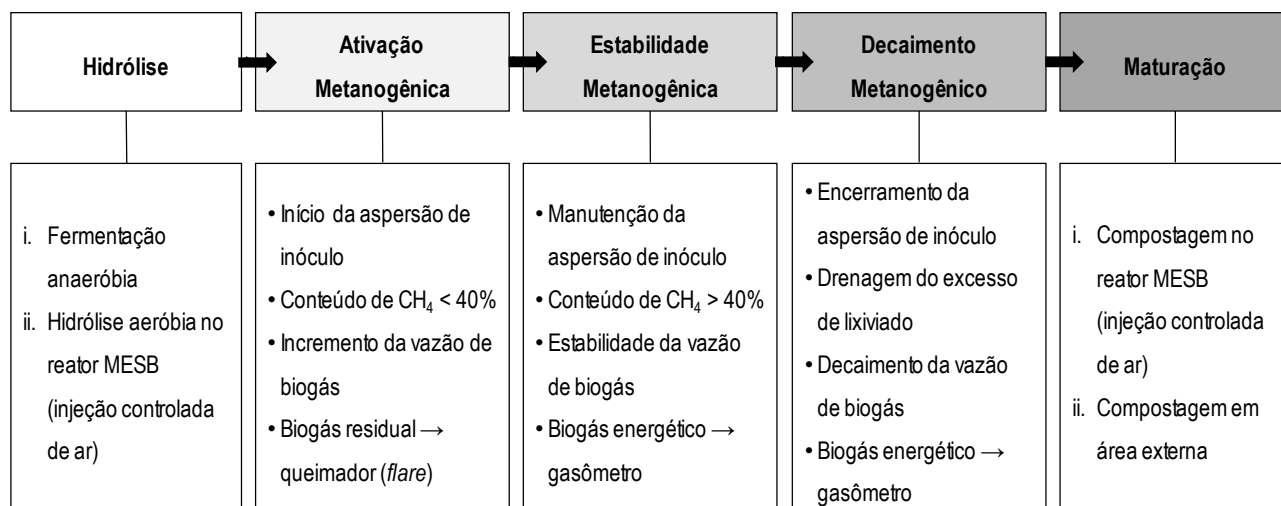


Figura 7.2: Fluxograma das etapas sequenciais de um processo de tratamento biológico da FORSU via metanização (MESB) com recirculação de lixiviado

7.2.1.6 Descarga do reator MESB e Maturação do Material Digerido (MD)

Uma vez que determinado o encerramento da batelada de metanização, a válvula de exaustão de gases era aberta e a junta de vedação da porta do reator MESB despressurizada, possibilitando a abertura completa da porta e descarga do MD. Após a abertura da porta, a altura final do MD remanescente no reator era registrada na planilha de controle operacional. O MD removido dos reatores MESB era disposto em caçambas *roll-on/roll-off* para aferição e registro de sua massa úmida por balança de carga da UTR-Caju.

O MD removido do reator MESB era encaminhado para uma etapa de maturação, para sua estabilização final. No sistema TMethar esta etapa de pós-tratamento do MD pode ser promovida nos próprios reatores MESB (via compostagem com aeração controlada) ou no pátio externo de compostagem. O tempo de maturação variou conforme a estratégia de pós-tratamento adotada e o uso final do biossólido, variando em média de 20 a 40 dias. Nesta pesquisa não foi avaliado o efeito da maturação sobre o tratamento do MD.

Após o término da etapa de maturação, o composto gerado era encaminhado para etapa de beneficiamento, promovido por peneira rotativa (tipo *trommel*), onde eram removidos os materiais inertes e grosseiros com diâmetro maior que 10 mm para a produção de biossólidos –

doado para projetos socioambientais da COMLURB em parceria com outras instituições do Rio de Janeiro.

7.2.2 Unidade de estabilização de lixiviado e produção de inóculo (UPI) e estratégias de inoculação de reatores MESB com recirculação de lixiviado

A Unidade de Produção de Inóculo (UPI), reator anaeróbico de mistura completa utilizado para estabilização biológica do lixiviado e para produção de inóculo anaeróbico, teve sua partida iniciada no mês de setembro de 2018. Como inóculo, foi utilizado o lodo anaeróbico derivado de um digestor de lodo da Estação de Tratamento de Esgotos Alegria (ETE-Alegria), de propriedade da Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Rio de Janeiro (CEDAE), localizada no bairro Caju, Rio de Janeiro. A ETE-Alegria é composta por tratamento primário e tratamento secundário (via lodos ativados), sendo o excesso de lodo tratado em digestores anaeróbios. As principais características físico-químicas do lodo anaeróbico coletado na ETE-Alegria estão descritas na Tabela 7.3.

Tabela 7.3: Principais características físico-químicas do lodo anaeróbico (inóculo) derivado de um digestor de lodo da ETE-Alegria

Parâmetro	Unid.	Valor
pH	-	7,02
Al/AP	-	0,08
ST/SV	-	0,59
SV	gSV.L ⁻¹	20,6
DQO	gO ₂ .L ⁻¹	30,5
N-NH ₄	gN-NH ₄ .L ⁻¹	1,096

A UPI é dotado por um agitador mecânico interno tipo hélice axial com potência nominal de 4 kW, que garante a mistura homogênea da massa líquida. Durante a pesquisa, o misturador era acionado apenas durante o período operacional da TMethar (8 – 17h), sendo desligado durante os finais de semana. O biogás gerado na UPI era armazenado no reservatório de biogás e utilizado para geração de energia elétrica e térmica através do cogenerador CHP. A UPI conta com um sistema de serpentina que permite seu aquecimento interno através da troca de calor com o gás de exaustão do motor CHP. Nesta pesquisa a UPI foi operada na faixa de temperatura mesófila (30-38 °C), sem utilização de fonte externa de calor para seu aquecimento.

A UPI foi empregada para estabilização biológica do lixiviado fresco (LF) contido na FORSU-GG e do lixiviado recirculado (LR) no processo MESB. Como resultado da degradação

anaeróbia do lixiviado, além da formação de CH_4 , houve a produção (crescimento) da biomassa anaeróbia contida neste reator. Esta biomassa, denominada como inóculo (IN), foi aspergida sobre a leira de resíduos orgânicos formada no interior dos reatores MESB.

O balanço hídrico da UPI variou conforme as estratégias de recirculação de lixiviado. Em caso de produção de líquido excedente, este efluente era submetido a uma etapa de pós-tratamento para o polimento final do efluente. Nesta pesquisa não foi avaliado o balanço hídrico na UPI. As vazões de aspersão de inóculo (recirculação de lixiviado) variaram conforme a carga de resíduo orgânico (conteúdo de SV) introduzido nos reatores MESB e a fase de metanização em que o processo se encontrava (ativação metanogênica, estabilidade metanogênica ou decaimento metanogênico). O conteúdo de SV no reator MESB foi calculado pela Equação 7.2 e a carga aplicada equivalente de SV pela Equação 7.3.

O volume de inóculo que a UPI pode armazenar variou conforme a Equação 7.4, sendo a altura máxima igual 5,5m. As taxas de aspersão de inóculo são limitadas pela vazão máxima da bomba de aspersão ($13 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$), ou seja, um volume máximo de $312 \text{ m}^3_{\text{IN}} \cdot \text{d}^{-1}$. O conteúdo de SV na UPI foi calculado segundo Equação 7.5. A relação S/I, bem como as taxas de aplicação de inóculo via recirculação de lixiviado (relação LR/FORSU) foram calculadas conforme a Equação 7.6 a Equação 7.7. Já a produção de MD no processo MESB, foi calculada conforme Equação 7.8. Todas as equações utilizadas para os cálculos e estimativas de taxas de aspersão de inóculo (recirculação de lixiviado) estão descritas na Tabela 7.4.

Tabela 7.4: Sumário das equações utilizadas para estimativa das taxas de aspersão de inóculo nos reatores MESB

Equação 7.1	$V_{MESB} = C \times L \times H_{FORSU}$	<p>V_{MESB} = volume de resíduo introduzido no reator MESB ($m^3 \text{FORSU.MESB}^{-1}$)</p> <p>$C$ = comprimento útil do reator MESB (14,0 m)</p> <p>L = largura útil do reator MESB (4,0 m)</p> <p>H_{FORSU} = altura da leira formada no reator MESB (m)</p>
Equação 7.2	$MSV_{MESB} = M_{FORSU} \times \%_{biodisp.} \times ST_{FORSU} \times \frac{SV}{ST_{FORSU}}$	<p>CSV_{FORSU} = massa de SV contida no reator MESB ($\text{tSV.t}^{-1}\text{MESB}$)</p> <p>$M_{FORSU}$ = massa de FORSU carregada no reator MESB (tFORSU.MESB^{-1})</p> <p>$\%_{biodisp.}$: percentual de matéria orgânica solta (fora de sacos)</p> <p>ST_{FORSU} = conteúdo de ST contido na FORSU ($\text{tSV.t}^{-1}\text{FORSU}$)</p> <p>$SV/ST_{FORSU}$ = fração biodegradável da FORSU</p>
Equação 7.3	$CSV_{MESB} = \frac{MSV_{MESB}}{t}$	<p>CSV_{MESB} = conteúdo equivalente de SV aplicado nos reatores MESB (tSV.d^{-1})</p> <p>t = tempo de batelada (d)</p>
Equação 7.4	$V_{UPI} = \frac{\pi \times D^2}{4} \times (H_u)$	<p>V_U = volume útil da UPI (m^3)</p> <p>D = diâmetro da UPI (8,0 m)</p> <p>H_u = nível útil de inóculo (m^3)</p>
Equação 7.5	$CSV_{UPI} = V_{UPI} \times ST_{IN} \times ST/SV_{IN}$	<p>CSV_{UPI} = conteúdo de SV na UPI (tSV_{UPI})</p> <p>ST_{IN} = conteúdo de ST no inóculo ($\text{tST.m}^{-3}\text{IN}$)</p> <p>$SV/ST_{IN}$ = fração biodegradável do inóculo</p>
Equação 7.6	$S/I = \frac{CSV_{FORSU}}{CSV_{IN}}$	<p>S/I = relação substrato / inóculo ($\text{tSV}_{FORSU}.\text{tSV}_{IN}$)</p> <p>$CSV_{UPI}$ = conteúdo de SV no inóculo (tSV_{IN})</p>
Equação 7.7	$LR/FORSU = \frac{V_{LR}}{M_{FORSU}}$	<p>$LR/FORSU$ = relação de aplicação volumétrica de inóculo via recirculação de lixiviado ($\text{m}^3\text{LR.t}^{-1}\text{FORSU}$)</p> <p>$V_{LR}$ = volume de lixiviado recirculado (m^3LR)</p>
Equação 7.8	$MD/FORSU = \frac{M_{MD}}{M_{FORSU}}$	<p>$MD/FORSU$ = relação material digerido / FORSU ($\text{tMD.t}^{-1}\text{FORSU}$)</p> <p>$M_{MD}$ = massa de MD remanescente no reator MESB (tMD.MESB^{-1})</p>

7.2.3 Avaliação da estabilidade do processo MESB

A massa específica úmida, relação entre massa e volume ocupado pelo resíduo (expressa em kg.m^{-3}) foi determinada pela aferição da massa de FORSU contida em contêineres de 240 L, com o uso de balança digital industrial. A determinação da série de sólidos do resíduo orgânico (FORSU e MD), lixiviado recirculado (LR) e do inóculo (IN) foi realizada conforme APHA (2012), a partir do uso de uma estufa com recirculação interna à 105 °C durante 24h (NOVUS, M1030) e mufla à 550 °C durante 1 hora (NEWLAB, N1040). O pH e a temperatura foram aferidos por sensores de bancada (MELTTER TOLEDO, FiveEasy Plus). Todas estas análises de caracterização básica da FORSU foram realizadas no Laboratório de Monitoramento Ambiental da TMethar.

A demanda química de oxigênio (DQO) do IN e LR foi determinada a partir do uso de kits de DQO para elevadas concentrações de matéria orgânica (HACH, COD-HR+ 1.500-15.000 mgO₂.L⁻¹) e aferida pela leitura via espectrofotometria (HACH, DR-3900), conforme APHA (2012). A determinação das concentrações de nitrogênio amoniacal (N-NH₄) no LR foi baseado no Método Colorimétrico do Fenato, conforme APHA (2012), e realizada no Laboratório de Análises Físico-Químicas do Departamento de Engenharia Química da UFRJ.

A relação entre alcalinidades (alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial – AI/AP), um importante parâmetro de avaliação da estabilidade ambiental na UPI e do acúmulo de ácidos nos reatores MESB, foi realizada por titulação, com o uso de H₂SO₄ (0,6N), em dois estágios: (i) até o pH 5,75, relativo à AP (ou alcalinidade bicarbonato - CaCO₃); (ii) até o pH 4,30, relativo à AI (ou alcalinidade dos ácidos voláteis - CH₃COOH) (RIPLEY *et al.*, 1986). Nesta pesquisa a relação AI/AP foi aferida por meio de um titulador automático (PRONOVA, FOS/TAC-2000).

A vazão de biogás produzido na UPI foi medida por sensor de vazão do tipo vórtex (HONTZSCH) capazes de medir vazões entre 2,8 e 212 m³.h⁻¹. A caracterização qualitativa do biogás foi determinada por um analisador de biogás (LANDTEC, GEM-5000), capaz de medir as concentrações dos gases: CH₄, CO₂, H₂S, O₂, e CO. Em função de limitações no sistema de automação e de medição de vazão de biogás, não foi possível medir a vazão de biogás nos reatores MESB. Embora não tenha sido possível o monitoramento de produção de biogás, esta pesquisa teve como objetivo específico a avaliação da etapa de ativação metanogênica nos reatores MESB, onde o incremento do teor de CH₄ no biogás tem maior relevância que a vazão de biogás em si.

O processo de metanização promovido por recirculação de lixiviado ocorreu conforme fluxograma básico apresentado na Figura 7.3, na qual estão indicados os pontos de coleta e principais parâmetros de análises.

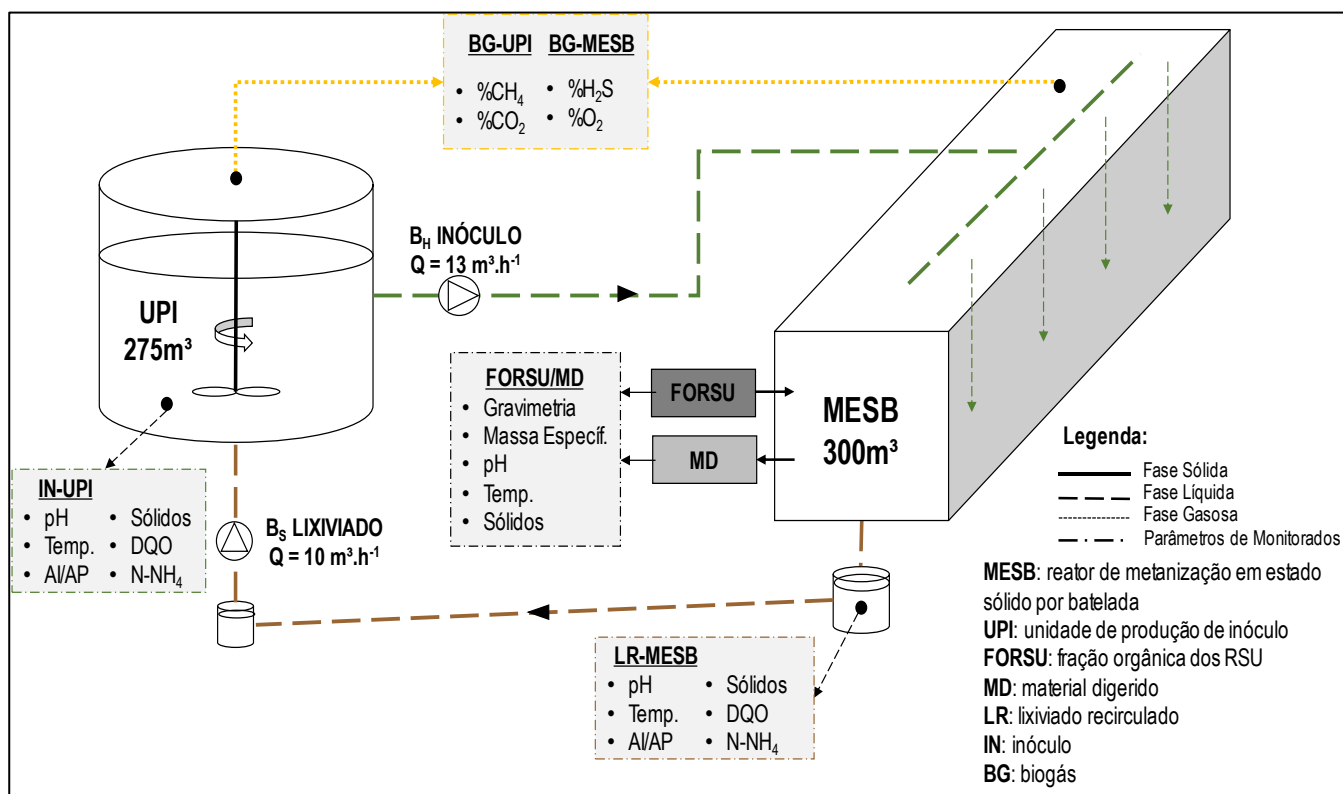


Figura 7.3: Fluxograma básico de recirculação de lixiviado em um processo MESB e os principais parâmetros de monitoramento

A amostra de FORSU foi coletada antes da introdução no reator MESB e a amostra de MD coletada ao fim da batelada de metanização (30 dias). As amostras de LR foram coletadas uma vez por semana, logo após o processo de inoculação do reator MESB. As amostras de IN contido na UPI foram coletadas três vezes por semana, com o misturador ligado (lodo homogeneizado). A qualidade do biogás foi aferida de quatro a cinco vezes por semana, em cada reator MESB, sempre antes da inoculação dos reatores. Os principais parâmetros de monitoramento, pontos de coleta e frequências de amostragem estão sintetizados na Tabela 7.5.

Tabela 7.5: Material amostrado, pontos de coleta e frequências de análise dos principais parâmetros de monitoramento do processo MESB com recirculação de lixiviado

Amostra	Ponto	CH ₄	H ₂ S	O ₂	Temp.	Sólidos	pH	AI/AP	DQO	N-NH ₄
1 - Substrato	MESB	-	-	-	1 x B	1 x B	1 x B	-	-	-
2 - Lixiviado Recirculado	MESB	-	-	-	4 x B	4 x B	4 x B	4 x B	4 x B	4 x B
4 - Inóculo	UPI	-	-	-	3 x B	3 x S	3 x S	3 x S	3 x S	1 x S
5 - Biogás	MESB+UPI	5 x S	5 x S	5 x S	-	-	-	-	-	-
6 - Material Digerido	MESB	-	-	-	1 x B	1 x B	1 x B	-	-	-

Legenda: B (batelada); S (semana).

7.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.3.1 Avaliação de desempenho dos reatores MESB com recirculação de lixiviado: estabilização biológica da FORSU e incremento do conteúdo de CH₄ no biogás

7.3.1.1 Preliminares

A unidade de metanização de resíduos orgânicos via MESB com recirculação de lixiviado foi comissionada em agosto de 2018. Nesta primeira etapa foram avaliadas algumas operações fundamentais para a partida (*start-up*) do processo MESB, como: processo de carga; exaustão de gases residuais; dispositivos de drenagem interna de lixiviado; e sistema interno de aeração controlada.

Os testes de carga e de drenagem do lixiviado foram importantes para avaliação do volume de lixiviado fresco (LF) contido na FORSU de grande gerador (FORSU-GG), cujo volume médio de geração foi igual a $0,18 \text{ m}^3\text{LF}\cdot\text{t}^{-1}\text{FORSU}$, conforme ilustra Figura 5.9 do Capítulo 5 desta tese. Conforme descrito no item 5.2.1, o LF vertido no Pátio de Resíduos é coletado pelos dispositivos de drenagem e encaminhado para o Tratamento Preliminar (TP) e, posteriormente, para UPI.

Em função da elevada acidez da FORSU-GG ($\text{pH} < 5,0$), o mau odor era percebido durante o processo de carga dos reatores MESB, sendo ainda mais acentuado quando a matéria orgânica encontrava-se em avançado processo de decomposição, devido à formação de amônia e mercaptanas, principalmente. Acerca disto, evitou-se o acondicionamento prolongado da FORSU-GG no Pátio de Resíduos e praticou-se a exaustão destes gases residuais (12 renovações da atmosfera interna por hora) durante todo processo de carga dos reatores, a fim de preservar a segurança ocupacional dos operadores de campo. Estes gases foram encaminhados para a unidade de tratamento (desodorização) por biofiltração.

7.3.1.2 Efeito da mescla de material estruturante sobre a melhoria das condições operacionais da unidade MESB

Ao longo das Fases I, II e III, os reatores MESB receberam cargas de FORSU que variaram entre 56,6 e 77,8 toneladas, tendo sido testadas diferentes condições de carga, representados pelas Figura 7.4 e Tabela 7.6 a seguir.

Tabela 7.6: Síntese das principais condições operacionais estabelecidas nos reatores MESB

Fase	Material Estruturante	Proporção de poda (kgRPO.kg ⁻¹ FORSU)	Relação C/N	Taxa de Recirculação de Lixiviado (m ³ LR.t ⁻¹ FORSU)	Tempo da Batelada (d)	Nº das Bateladas
I	Não	0	+	0,9 – 1,0	20 – 30	7 – 12
II	Sim	1:5	++	0,6 – 0,7	30 – 35	13 – 19
III	Sim	1:3	+++	0,5 – 0,8	30 – 35	20 – 27

Legenda: Relação C/N + (< 15/1); ++ (15/1 – 25/1); +++ (20/1 – 30/1)



Figura 7.4: Imagens da FORSU derivada de um grande gerador (esq.) e do resíduo de poda triturada (dir.) acondicionados no pátio de resíduos da unidade MESB.

a) Efeito sobre o aumento da temperatura

Após a completa carga dos reatores MESB foi avaliado o efeito da aeração controlada sobre o incremento de temperatura interna do reator. Pela Figura 7.5, pode-se observar que o efeito do autoaquecimento da FORSU e incremento da temperatura interna no reator MESB ocorreu em ambas estratégias de hidrólise: com aeração controlada e sem aeração. A aeração controlada possibilitou o incremento de temperatura para faixa de tratamento termofílico, atingindo

máximas de até 57° C, com tendências ao incremento da temperatura para níveis que permitem a higienização do material orgânico, conforme resolução CONAMA nº481/2017.

Sem o emprego da aeração (fermentação anaeróbia), a temperatura interna do reator MESB atingiu máximas de 38,4° C em 5 dias de operação. A faixa de temperatura mesófila (30 – 38° C) foi alcançada logo nos primeiros dias (1-2) de operação. Acerca disto, o uso da aeração interna pode ser dispensado para operação mesófila de reatores MESB, principalmente em cidades tropicais, como o Rio de Janeiro.

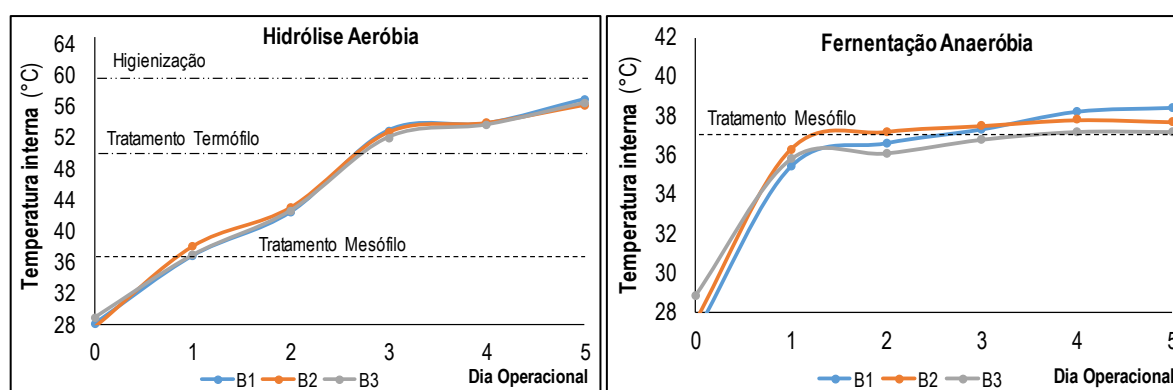


Figura 7.5: Incremento da temperatura interna nos reatores MESB durante a etapa de hidrólise: *i*) hidrólise aeróbia, com aeração controlada (direita); *ii*) fermentação anaeróbia, sem aeração (esq.).

Acerca das temperaturas internas dos reatores MESB nas diferentes bateladas, ilustradas pela Figura 7.6, observou-se que o incremento ocorreu de maneira semelhante, sendo verificadas temperaturas entre 39,9° C (*start-up* e Fase I) e 41,1° C (Fase III).

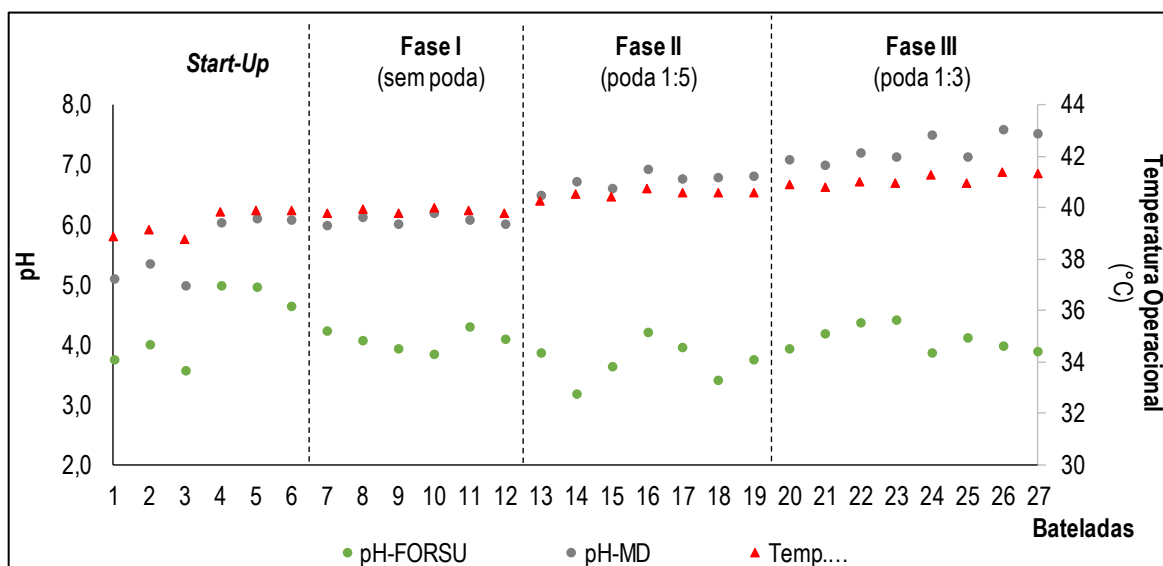


Figura 7.6: Monitoramento da temperatura média em diferentes reatores MESB e valores do pH da FORSU e do MD derivado da metanização.

b) Composição de leiras nos reatores MESB (massa específica, ST e mescla de poda)

Ainda nos testes preliminares de comissionamento e *start-up* foi avaliada a formação de leiras com até 3,5 m de altura (bateladas 4 - 6 da Figura 7.7). No entanto, a altura elevada resultou na compactação excessiva da FORSU, causada pelo peso próprio do resíduo. Em vista disto, nas fases seguintes (I, II e III), a altura das leiras foi reduzida para 2,0 - 2,5 m.

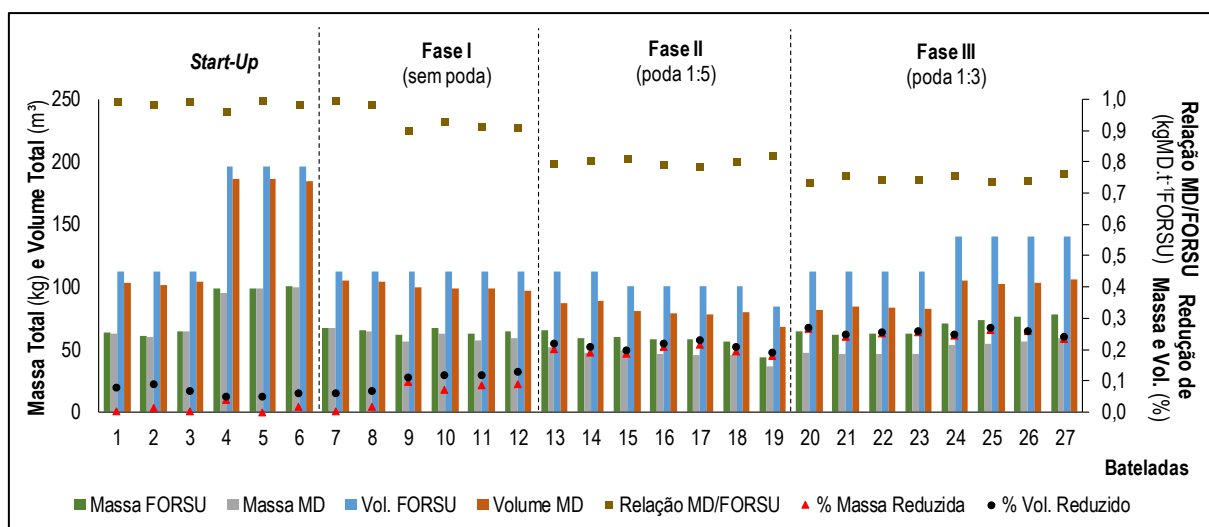


Figura 7.7: Balanço de massa básico em diferentes bateladas de um processo MESB *(eixo Y: 1,0 corresponde a 100 % de redução de massa e volume)

Embora a altura tenha sido reduzida, o efeito de colmatação da leira também foi notado na Fase I (bateladas 7-12), quando foi utilizada apenas a FORSU (sem mescla de poda) no processo MESB. Nesta fase também foram observados os piores desempenhos de processo e recorrentes problemas operacionais, principalmente em função da obstrução dos dispositivos drenagem interna do lixiviado. Na Fase I também foi notado o comportamento plástico da massa de resíduo orgânico fresco. A plasticidade característica da FORSU dificultou sua manipulação pela pá mecânica e a formação da leira dentro do reator MESB, sendo observada a compactação e o escoamento do resíduos para frente do reator (efeito “avalanche”), ilustrado pela Figura 7.8.



Figura 7.8: Formação de leira sem utilização de material estruturante (esq.), escoamento do resíduo para frente do reator MESB (centro) e obstrução da drenagem interna (dir.).

O comportamento plástico da FORSU pode ser atribuído: (i) à falta de estruturação do resíduo; (ii) ao elevado teor de umidade ($> 78 \%H_2O$); e (iii) à elevada massa específica ($579 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\text{FORSU}$), demonstrados pela Tabela 7.7. Este efeito causou a colmatação dos dispositivos de drenagem interna dos reatores MESB, que resultou no acúmulo excessivo de lixiviado no reator - o que pode, inclusive, causar danos estruturais nas paredes e portas.

Em decorrência da compactação dos macro-poros da leira, o processo de recirculação de lixiviado (percolação e drenagem) foi limitado e o acúmulo de umidade no reator MESB foi observado. Neste caso houve o aumento da massa específica do MD ($606 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\text{FORSU}$), em relação à FORSU ($579 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\text{FORSU}$), e redução do conteúdo médio de ST no MD ($184 \text{ kgST}\cdot\text{t}^{-1}\text{FORSU}$), em comparação com a FORSU ($193 \text{ kgST}\cdot\text{t}^{-1}\text{FORSU}$) – demonstrado pelas Figura 7.9 e Tabela 7.7.

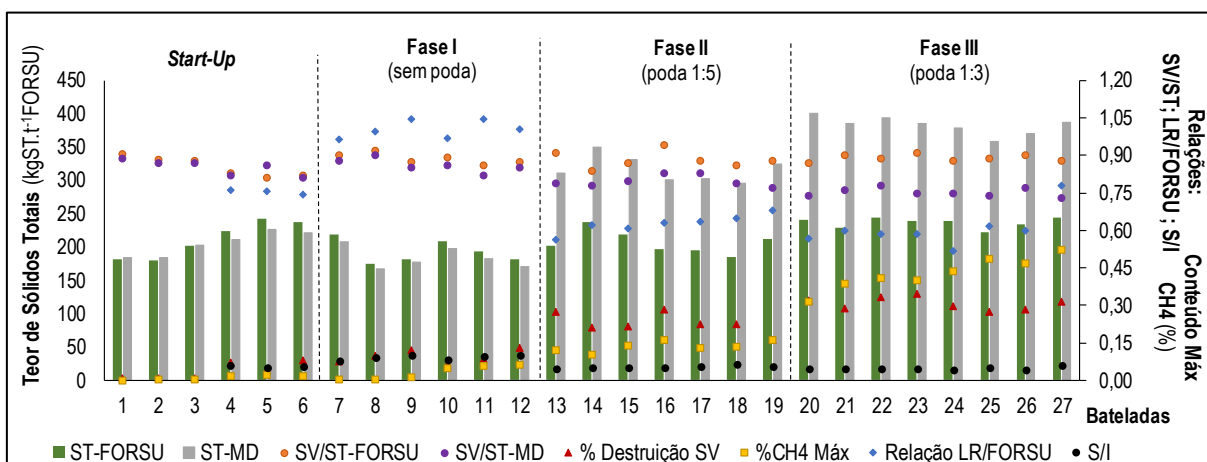


Figura 7.9: Desempenho operacional em diferentes bateladas de um processo MESB com recirculação de lixiviado *(eixo Y: 1,0 corresponde a 100 %CH₄ ou 100% eficiência de conversão SV)

c) Redução de massa de FORSU e relação SV/ST no material digerido (MD)

Em decorrência da ineficiência da recirculação de lixiviado, houve uma baixa degradação da matéria orgânica, confirmada pela elevada relação SV/ST (0,86) aferida no MD e pelo pH relativamente baixo (6,10 – 6,21) para um processo estável de metanização (Figura 7.9 e Tabela 7.7). Resultado disto, a relação MD/FORSU foi elevada (940 kgMD.t⁻¹FORSU), ou seja a redução de carga orgânica foi muito limitada e a estabilização da FORSU não foi alcançada sem a mescla de material estruturante. Para mitigar os impactos negativos da colmatação da leira, foi promovida a mescla da FORSU com material estruturante: resíduo de poda triturada (Figura 7.10).



Figura 7.10: Estruturação da FORSU com poda triturada (esq.) e leira formada no reator MESB

Enquanto os efeitos adversos da colmatação na Fase I resultaram nas piores eficiências de redução de massa úmida (0,2 – 9,8%), durante a Fase III (quando foi utilizada a maior proporção de poda) houve uma maior redução de massa, entre 23,6 e 26,6% - demonstrado pelas Figura 7.7 e Tabela 7.7. Em virtude do uso de poda, houve uma melhora da drenagem do excesso de lixiviado, além de um melhor equilíbrio da relação C/N. A partir disto, os melhores desempenhos operacionais foram obtidos nas Fases II e III, conforme demonstrado pelas Figura 7.7 e Figura 7.9.

A redução de massa úmida ocorreu, principalmente, em função da drenagem do excesso de umidade (lixiviado) através do piso dos reatores MESB – este líquido era encaminhado para estabilização biológica na UPI. A adequada drenagem do lixiviado permitiu a produção de um MD com maior massa específica (Fases II e III: 573 e 550 kg.m⁻³MD, respectivamente) em relação à FORSU fresca (Fases II e III: 563 e 547 kg.m⁻³FORSU, respectivamente). Além de resultar em um MD mais seco, visto o incremento do conteúdo de ST em relação à FORSU fresca - aumento de 53% e 62% de ST no MD produzido pelas Fases II e III, respectivamente. No conjunto de bateladas, a Fase III apresentou os menores valores da relação MD/FORSU (0,748 kgMD.t⁻¹FORSU - Figura 7.7). Isto significa importantes ganhos ambientais e econômicos em virtude da redução de massa de resíduo orgânico disposto em aterro sanitário.

A conversão dos SV também foi favorecida pela mescla da FORSU com a poda triturada. O conteúdo SV_{FORSU} carregado nos reatores MESB variou entre 8,2 - 11,9 (Fase II) e 12,7 - 16,7 tSV_{FORSU}.reator⁻¹ (Fase III). A eficiência de conversão de SV na Fase II variou entre 16,3 - 28,4 %, enquanto os melhores resultados foram obtidos na Fase III, cuja eficiência variou entre 27,5 - 34,5 % (Figura 7.7 e Tabela 7.7). Embora estas eficiências signifiquem uma importante mitigação dos GEE, ainda são considerados baixas, em comparação com a literatura. Qian *et al.*, (2016) relatam uma redução da massa úmida de FORSU de 53% e a conversão de 48% do SV_{FORSU} em reatores MESB com capacidade de até 100 tFORSU.d⁻¹ e bateladas de 35 dias.

A utilização da poda também contribuiu para o equilíbrio do pH do MD, sendo a neutralização do pH verificada na Fase III (pH: 7,02 - 7,60), Tabela 7.8. Estes valores são característicos de processos de metanização estáveis e também são compatíveis com os pré-requisitos de utilização do biossólido (MD estabilizado e peneirado) como condicionante de solos (BRASIL,

2009; POGNANI *et al.*, 2015; WALTER *et al.*, 2016; QIAN *et al.*, 2016; PEZZOLLA *et al.*, 2017).

No entanto, as relações SV/ST indicaram que o MD não foi totalmente estabilizado pelo processo MESB, mesmo na Fase III, em que os valores máximos e mínimos de SV/ST variaram entre 0,73 e 0,78 (Tabela 7.7). Acerca disto, as estratégias operacionais adotadas na Fase III permitiram a produção de um MD pré-estabilizado (média = 0,75) e de pH neutro (7,02 - 7,60). É importante destacar que o teor de material inerte e de orgânico embalado (> 17%) foi considerado elevado, prejudicando o processo MESB.

d) Conteúdo de CH₄ no biogás produzido ao longo das bateladas MESB

As melhores eficiências de conversão SV estão relacionadas a uma maior concentração de CH₄ no biogás, sendo que o conteúdo máximo de CH₄ foi alcançado também na Fase III (52,4 %CH₄), como ilustrado na Figura 7.9 e Tabela 7.8. Ademais, o incremento da concentração de CH₄ também foi influenciado por outros fatos, a destacar as taxas de recirculação de lixiviado. Acerca disto, a produção de CH₄ praticamente não ocorreu (< 0,6% CH₄) na etapa de *start-up* (bateladas 1-3), fase na qual a inoculação dos reatores MESB via recirculação de lixiviado não foi empregada, devido aos testes preliminares já descritos. Os efeitos da recirculação sobre a estabilidade do processo MESB são discutidos no item a seguir (7.3.1.3).

Sob esse panorama, o uso de material estruturante foi essencial para melhora das condições operacionais nos reatores MESB. A estruturação da FORSU aumentou a porosidade da massa de resíduos orgânicos e possibilitou: (i) a formação de maiores leiras nos reatores MESB; (ii) a adequada percolação e drenagem do lixiviado recirculado no processo; e (iii) o incremento da concentração de CH₄ no biogás.

Tabela 7.7: Síntese dos gráficos *box-plot* referentes ao balanço de massa básico em diferentes bateladas dos reatores MESB

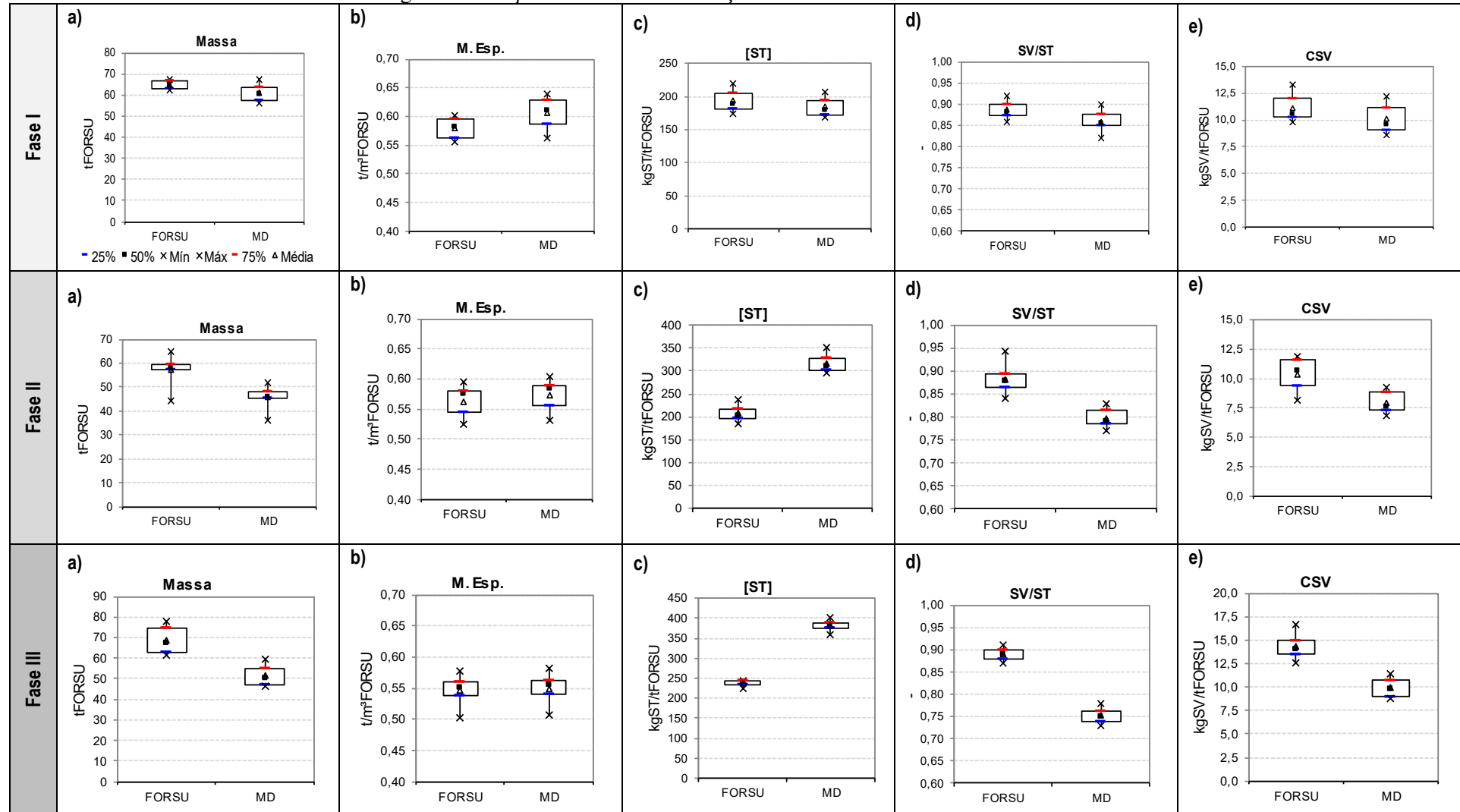
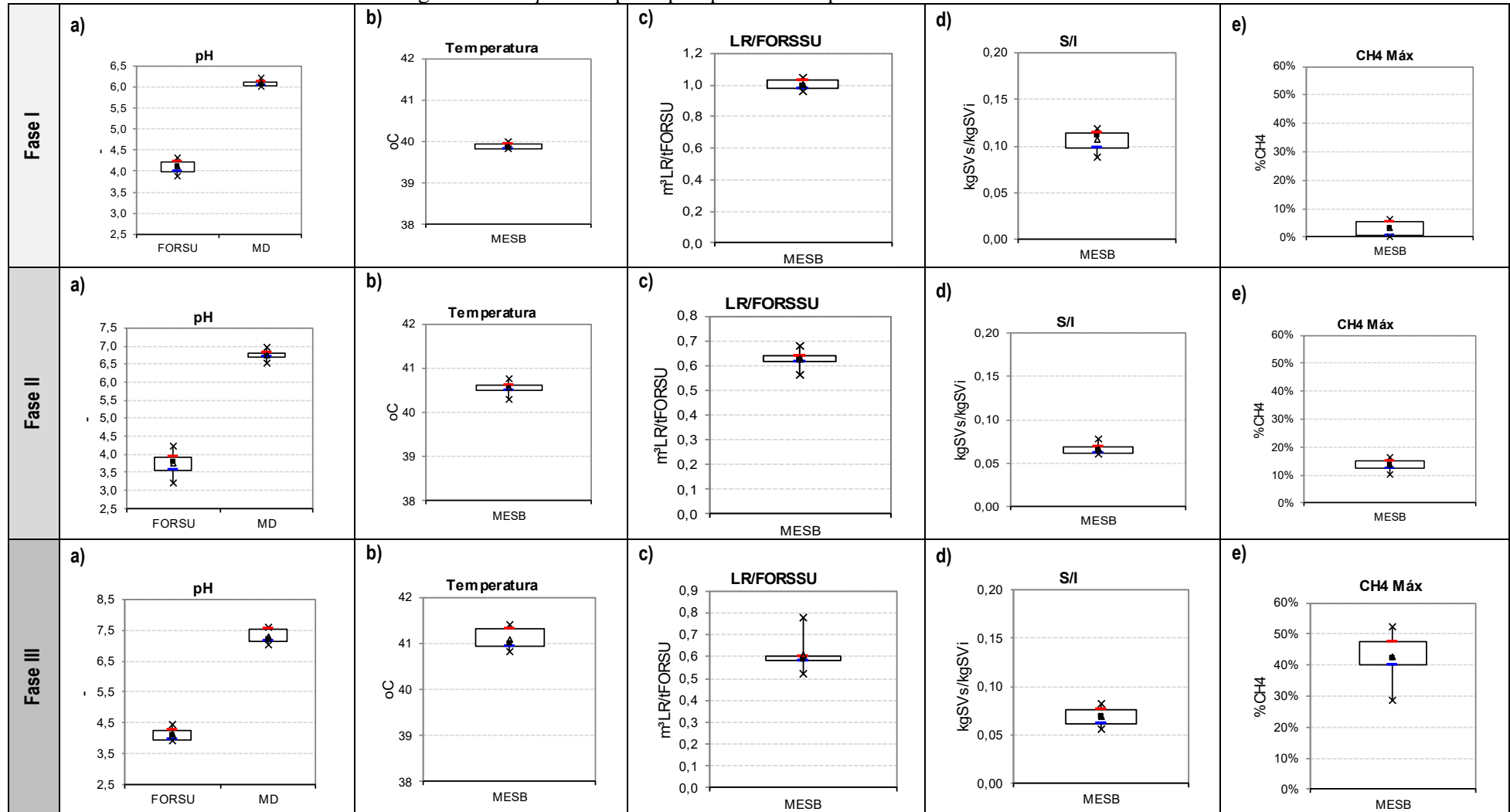


Tabela 7.8: Síntese dos gráficos *box-plot* dos principais parâmetros operacionais em diferentes bateladas da unidade MESB



7.3.1.3 Efeito da recirculação de lixiviado sobre o desempenho operacional da unidade MESB

O processo de inoculação via recirculação de lixiviado, representado em termos de relação LR/FORSU ($\text{m}^3\text{LR.t}^{-1}\text{FORSU}$), variou entre as fases operacionais, sendo: Fase I = 0,96 - 1,05 ; Fase II = 0,56 - 0,68 ; Fase III = 0,52 - 0,78 (Tabela 7.6 e Tabela 7.8). Vale destacar também que a recirculação de lixiviado não foi promovida durante os finais de semana, e a frequência de aplicação variou entre 13-15 vezes por batelada (30 dias). Estas relações foram consoantes com os dados apresentados pela literatura, que variam em ampla faixa de valores 0,01 – 1,5 $\text{m}^3\text{LR.t}^{-1}\text{FORSU}$ (BENBELKACEM *et al.*, 2015; POGNANI *et al.*, 2015; RICO *et al.*, 2015; DEGUEURCE *et al.*, 2016; WALTER, *et al.*, 2016; QIAN *et al.*, 2016; GOTTARDO, *et al.*, 2017; PEZZOLLA *et al.*, 2017).

Embora uma maior relação LR/FORSU tenha sido aplicada durante a Fase I (0,9 – 1,0), em comparação com as Fases II e III, a conversão de SV e a concentração de CH_4 foram irrelevantes (9,7 % e 6,2 %, respectivamente), dado o efeito da colmatação da FORSU que prejudicou o contato entre substrato/inóculo e limitou as interações cinéticas e termodinâmicas, impossibilitando a ativação metanogênica dos reatores MESB, conforme demonstrado pelas Figura 7.11 e Tabela 7.8).

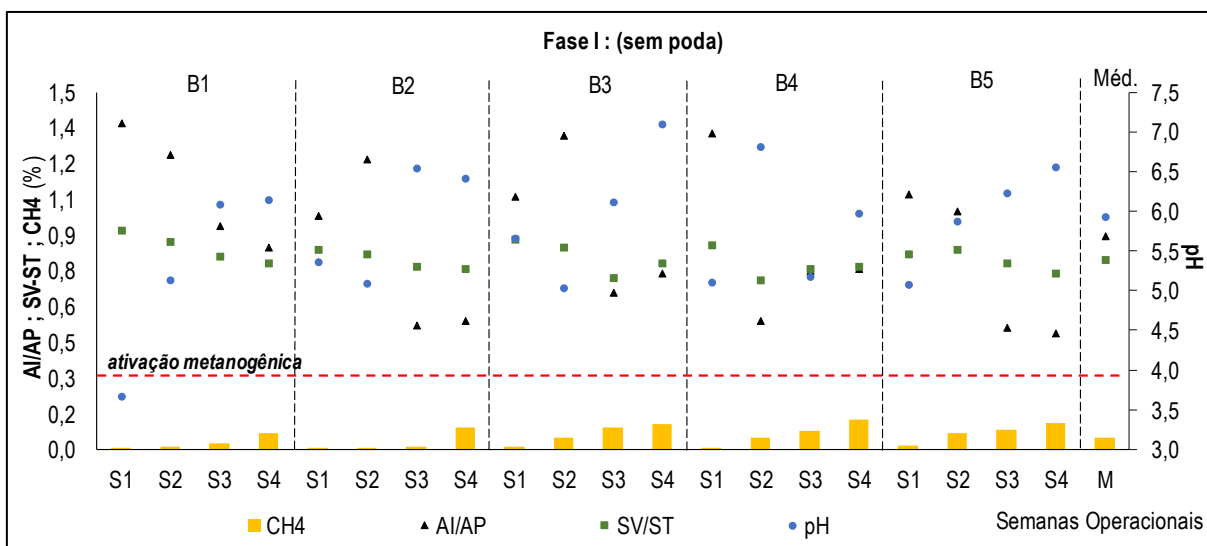


Figura 7.11: Monitoramento dos principais parâmetros ambientais ao longo das semanas operacionais em diferentes bateladas MESB – Fase I: Sem poda *(eixo Y: 1,0 corresponde a 100 %CH₄)

Embora a mescla da FORSU com a poda triturada na Fase II (proporção de 1:5 tRPO.t⁻¹FORSU) tenha melhorado as condições ambientais nos reatores MESB, a ativação metanogênica também não foi alcançada, sendo o teor máximo de CH₄ igual a 25,1 % (Figura 7.12). Assim, conclui-se que a proporção de poda e a relação LR/FORSU (0,63 m³LR.t⁻¹FORSU) aplicadas nesta fase foram insuficientes para assegurar as condições ideais para metanogênese.

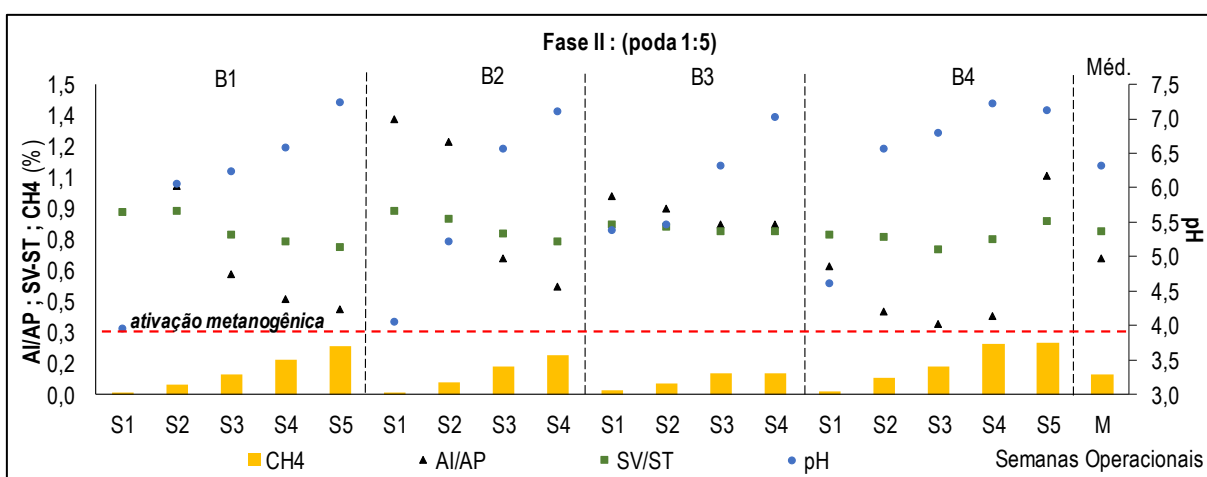


Figura 7.12: Monitoramento dos principais parâmetros ambientais ao longo das semanas operacionais em diferentes bateladas MESB – Fase II: Poda 1:5 *(eixo Y: 1,0 corresponde a 100 %CH₄)

A utilização de uma maior proporção de poda na Fase III (1:3 tRPO.t⁻¹FORSU), associada a uma maior relação LR/FORSU (0,8 m³LR.t⁻¹FORSU), resultou na melhora do conteúdo de CH₄ (média = 42,6 % ; máxima = 52,4 %CH₄), em comparação com a Fase II (média = 13,6 % ; máxima 16,3 %CH₄), como indicado pelas Tabela 7.8 e Figura 7.11. A mesma tendência foi observada para conversão de SV_{FORSU}, cujas médias nas Fases II e III foram de 22,8 e 30,7 %, respectivamente (Tabela 7.7 e Figura 7.7).

O incremento do conteúdo de CH₄ também pode ser atribuído à maior relação S/I aplicada no reator MESB, uma vez que o maior conteúdo de CH₄ (52,4 %CH₄) foi alcançado quando utilizada a maior relação S/I (0,06 tSV_s.t⁻¹SV_i) - Fase III, batelada 5. No entanto, essa relação S/I ainda é considerada muito baixa, visto os dados obtidos no Capítulo 6 (item 6.3.1) desta pesquisa e valores típicos da literatura (DI MARIA, *et al.*, 2017; HOBBS *et al.*, 2018).

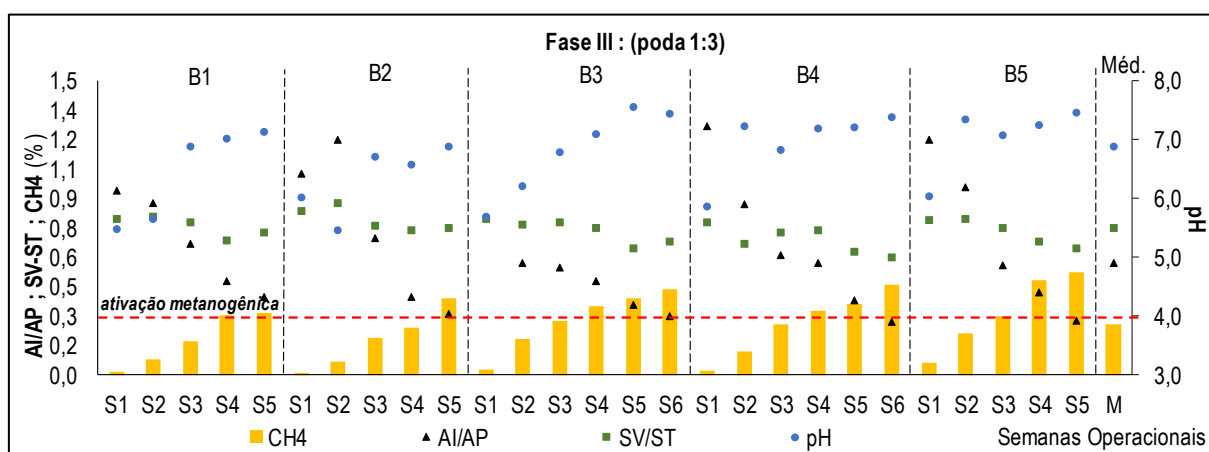
A recirculação de lixiviado desempenhou importante função para o equilíbrio do pH interno dos reatores MESB, que foi promovido pelo efeito combinado da aspensão de um inóculo (de

pH neutro) e da lixiviação do excesso de ácidos orgânicos formados no reator. Este efeito foi confirmado pelos valores de pH e da relação AI/AP monitorados no LR drenado dos reatores MESB, visto que houve o incremento do pH, enquanto a relação AI/AP foi reduzida, conforme indicado pelas Figuras Figura 7.11 a Figura 7.13

Durante a Fase I, a neutralização do pH ($> 6,0$) foi alcançada somente após a 3ª semana operacional e o acúmulo de ácidos orgânicos foi acusado pela elevada relação AI/AP aferida no LR, cujos valores mínimos e máximo foram de 0,49 a 1,37, respectivamente. A relação AI/AP acima de 0,3 – 0,5 já indica a acidificação e o desequilíbrio do processo de metanização, o que também justifica a falha da ativação metanogênica na Fase I (RIPLEY *et al.*, 1986; WALTER *et al.*, 2016; QIAN *et al.*, 2016; PEZZOLLA, *et al.*, 2017).

O emprego da poda possibilitou lixiviação mais efetiva dos subprodutos acumulados no reator MESB. Na Fase II, a neutralização do pH do LR foi observada após a 2ª semana operacional, assim como a redução da relação AI/AP, conforme ilustrado pela Figura 7.12. Ainda assim, as relações AI/AP mais baixas foram de 0,34, valor que ainda indica uma concentração nociva de ácidos orgânicos no reator, o que também prejudicou a ativação metanogênica nos reatores.

A partir do aumento da proporção de poda e da relação LR/FORSU na Fase III foi possível promover neutralização pH do reator MESB ainda nas primeiras semanas operacionais, sendo observada uma redução sistemática da relação AI/AP e incremento da concentração de CH₄ ao longo das bateladas (Figura 7.13).



O aumento da fração de poda na Fase III proporcionou uma melhoria das taxas de percolação, resultando em mais intensa lixiviação dos subprodutos da metanização e mitigação dos efeitos do acúmulo de ácidos orgânicos nos reatores MESB. Este efeito associado a uma relação LR/FORSU de $0,8 \text{ m}^3\text{LR.t}^{-1}\text{FORSU}$ promoveu a ativação metanogênica do reator ($\text{CH}_4 > 30\%$) a partir da 3ª semana operacional (batelada 5), o que resultou na melhor qualidade do biogás produzido ($52,4 \text{ \%CH}_4$), conforme demonstrado nas Figura 7.13 e Tabela 7.11. Entretanto, este tempo demandado para ativação metanogênica (> 14 dias) ainda é considerado elevado, se comparado com os tempos de ativação reportados pela literatura, que variam de 3 a 10 dias operacionais (DEGUEURCE *et al.*, 2016; WALTER, *et al.*, 2016; QIAN *et al.*, 2016).

Pezzolla *et al.*, (2017) demonstram que uma frequência de recirculação de lixiviado de 2 a 4 vezes por dia estimulou a produção de biogás, especialmente nos primeiros 10 dias da batelada. Já no estudo de Walter *et al.* (2016), no qual foram aplicadas relações LR/FORSU entre 0,5 - 1,3 e frequência de aspersão de 5 a 12 vezes por batelada (21 dias) em reatores MESB de 58 m^3 , a estratégia que resultou em melhor rendimento de CH_4 ($47 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{t}^{-1}\text{FORSU}$) foi a partir de uma relação LR/FORSU igual a $0,7 \text{ m}^3\text{LR.t}^{-1}\text{FORSU}$ (mesma taxa aplicada nesta pesquisa). No entanto, estes estudos lançaram mão do uso de MD para inoculação do reator MESB, o que proporcionou um melhor desempenho do processo de metanização.

Ao todo, a melhora do balanceamento da relação C/N, a estruturação do resíduo orgânico e o incremento da relação LR/FORSU foram estratégias fundamentais para alcançar a ativação metanogênica ($\text{CH}_4 > 30\%$) no processo MESB estudado. Sob este panorama, uma maior frequência de recirculação de lixiviado associada ao uso do MD para auxiliar na inoculação dos reatores MESB podem otimizar a etapa de ativação metanogênica.

Tabela 7.9: Gráficos *box-plot* dos principais parâmetros de monitoramento ambiental ao longo das semanas operacionais MESB – Fase I: Sem poda

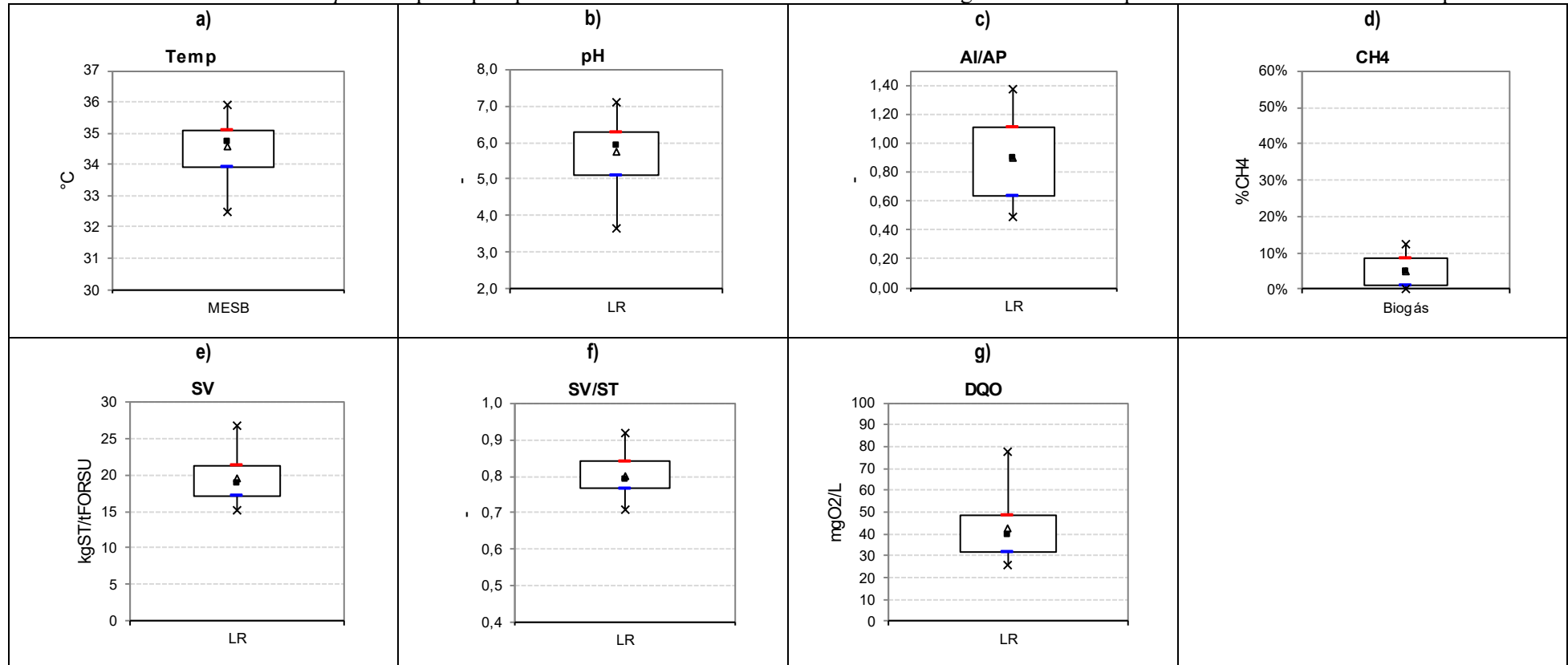


Tabela 7.10: Gráficos *box-plot* dos principais parâmetros de monitoramento ambiental ao longo das semanas operacionais MESB – Fase II: Poda 1:5

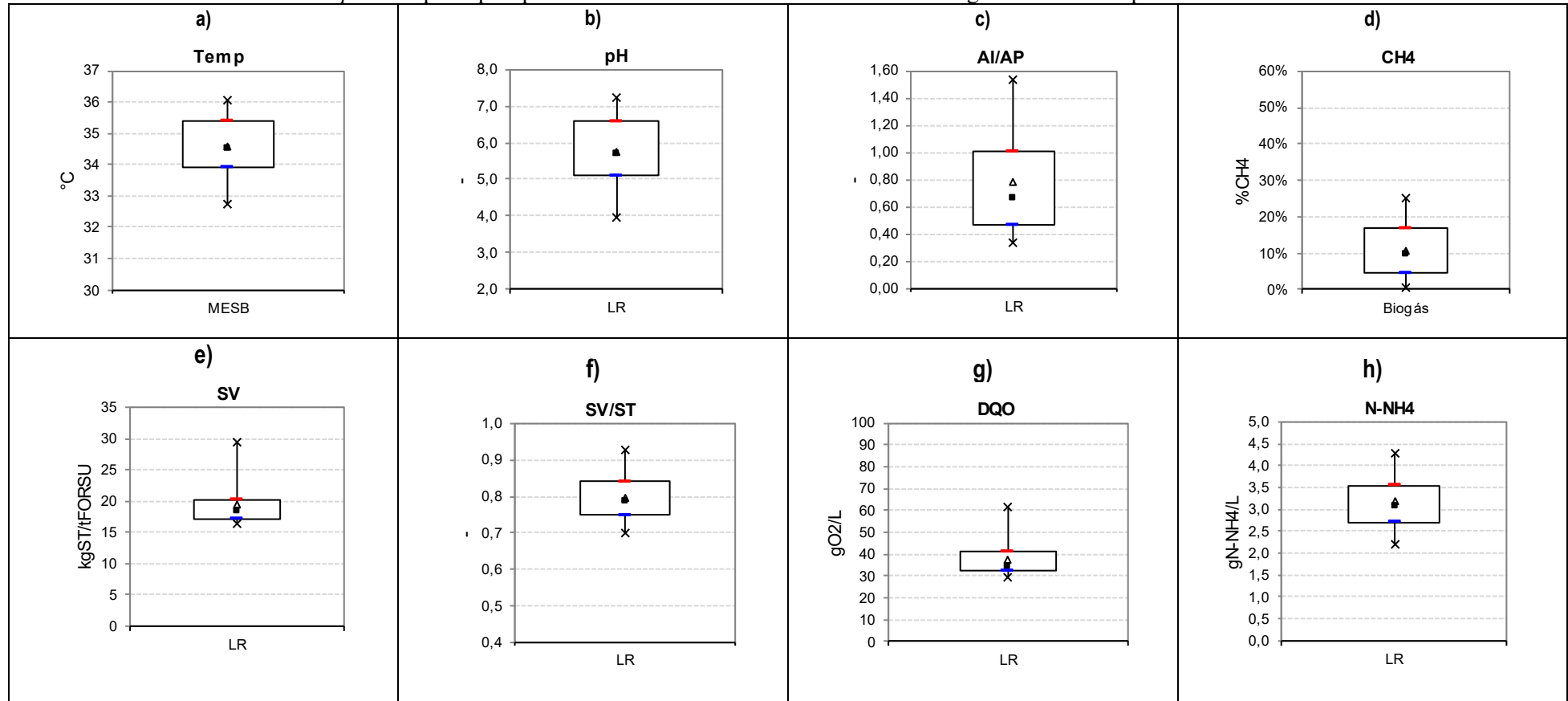
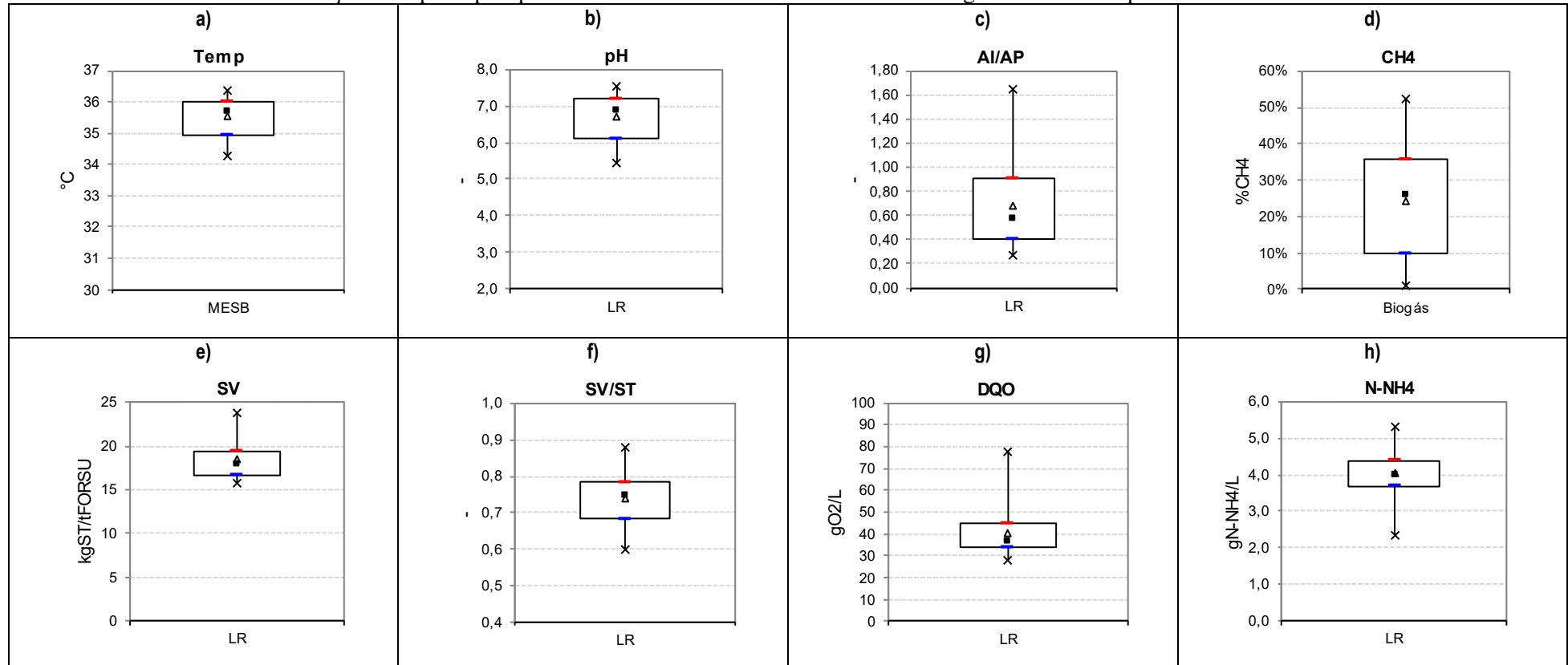


Tabela 7.11: Gráficos *box-plot* dos principais parâmetros de monitoramento ambiental ao longo das semanas operacionais MESB – Fase III: Poda 1:3



7.3.2 Avaliação de desempenho da UPI sobre a estabilização biológica do lixiviado fresco (LF) contido na FORSU e do lixiviado recirculado (LR) em um processo MESB

7.3.2.1 Preliminares

Inicialmente a UPI foi inoculada com o lodo digerido da ETE-Alegria, devido as suas características anaeróbias e em virtude da proximidade da ETE com a unidade MESB estudada. Ainda assim, este lodo, adaptado ao tratamento de esgoto sanitário, passou por uma fase de aclimação e adaptação/seleção dos microrganismos ao novo substrato utilizado (lixiviado). Para partida da UPI foram utilizados cerca de 150 m³ de lodo anaeróbio, aproximadamente 55% do volume útil deste reator. Considerado o conteúdo de SV no lodo anaeróbio (20,6 gSV.L⁻¹) da ETE, a biomassa de inóculo (SV_I) introduzida na UPI foi próxima a 3,0 tSV_I. Durante a etapa de comissionamento do sistema MESB (até o 75º dia operacional), apenas o LF contido na FORSU foi introduzido na UPI, em razão dos pré-testes operacionais já abordados (ex.: drenagem interna dos reatores MESB).

Conforme os dados de monitoramento da vazão do tratamento preliminar (TP), abordado no Item 5.2.1 (Capítulo 5) dessa pesquisa, e a massa de resíduos recebidos (5 tFORSU.d⁻¹) no período de *start-up*, a UPI recebeu um volume médio de 0,9 m³.L⁻¹LF.d⁻¹, com conteúdo médio de SV_{LF} igual a 61,3 kgSV.m⁻³LF, o que corresponde a uma carga orgânica aplicada (COA) de aproximadamente 55 kgSV.d⁻¹. Acerca da DQO, a média observada no LF foi igual a 112,5 gO₂.L⁻¹LF.

Considerando-se o volume útil da UPI (275 m³) e um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 25 dias, este reator tem capacidade para tratar um volume de aproximadamente 11 m³LF.d⁻¹. Em vista da carga orgânica volumétrica (COV) típica aplicada em reatores CSTR: 4,0 kgSV.m⁻³reator.d⁻¹ (METCALF e EDDY, 2015); sua capacidade de tratamento de até 1.100 kgSV.d⁻¹. Baseado no conteúdo médio de SV_{LF} medido nesta pesquisa (61,3 kgSV.m⁻³LF), este reator pode receber um volume de LF estimado em 18 m³LF.d⁻¹. De modo geral, a UPI é capaz de assegurar o tratamento de um volume de cerca de 15 m³LF.d⁻¹.

7.3.2.2 Estabilização do lixiviado e atividade metanogênica na UPI

Na fase de *start-up* (até dia 75) da UPI foi observado o pior desempenho ao longo do monitoramento, o que era esperado, uma vez que os microrganismos anaeróbios estabelecidos no lodo anaeróbio, utilizado como inóculo (ETE), demandaram um período para sua aclimação e adaptação ao novo substrato (lixiviado), cuja carga orgânica e a acidez são muito superiores aos lodos primários e secundários, como visto no Capítulo 5. A partir da Figura 7.14 pode-se observar que neste período houve ligeira tendência de acúmulo de ácidos orgânicos, que foi indicado pelo aumento da relação AI/AP aferida no reator, a qual aumentou rapidamente de 0,09 para valores próximos de 0,3 - 0,4 (RIPLEY *et al.*, 1986; WALTER *et al.*, 2016; QIAN *et al.*, 2016; PEZZOLLA, *et al.*, 2017).

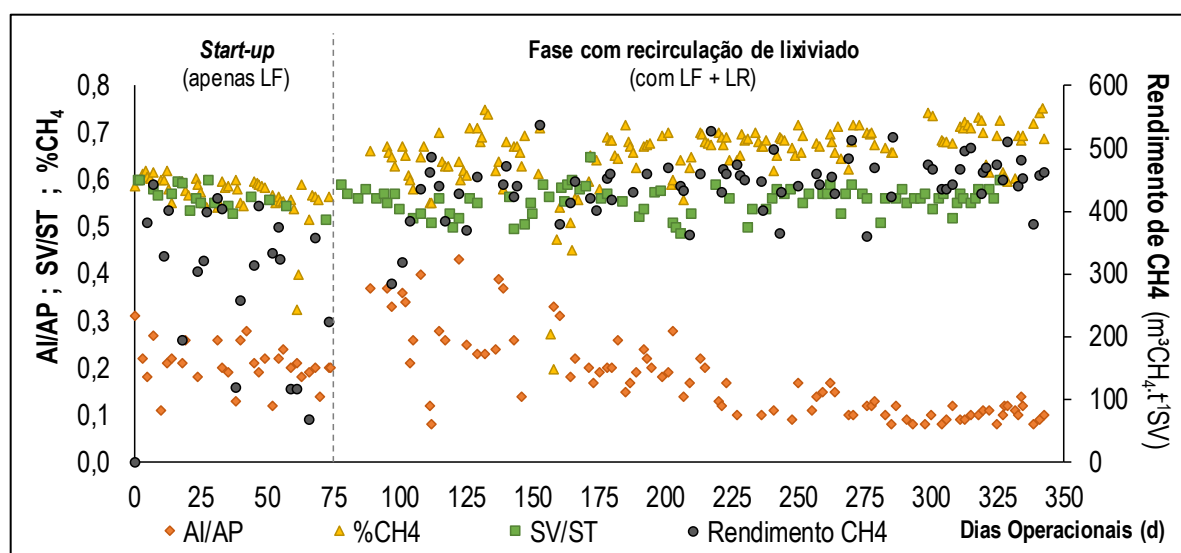


Figura 7.14: Série temporal dos principais parâmetros de desempenho da UPI ao longo da operação do processo MESB de tratamento da FORSU *(eixo Y: 1,0 corresponde a 100 %CH₄)

Embora os valores de pH tenham variado pouco durante todo período operacional (máximos e mínimos entre 7,11 e 8,06), no período de partida foram observados os menores conteúdos de CH₄ no biogás (32 - 62 %CH₄), assim como instabilidade do rendimento de CH₄, conforme demonstrado nas Figura 7.15 e Tabela 7.12. Isto demonstra que o pH é um parâmetro pouco apurado para identificação da acidificação de reatores de metanização. Ainda assim, em virtude do conteúdo médio de CH₄ no biogás (56,9 %CH₄) produzido neste período, foi indicada uma boa capacidade de adaptação dos microrganismos ao LF.

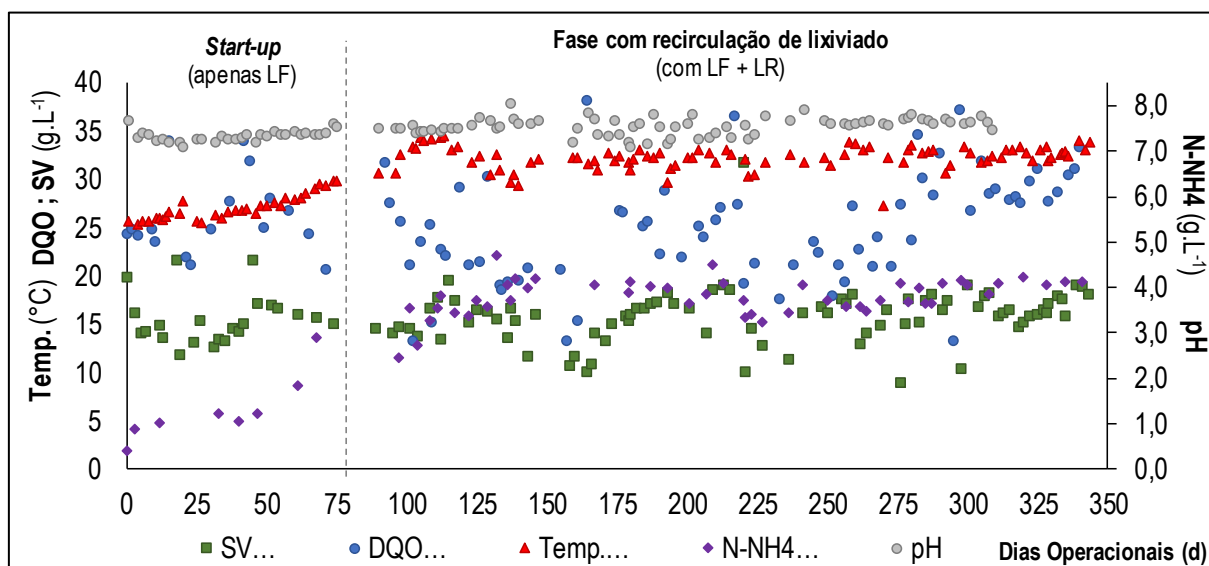


Figura 7.15: Série temporal dos principais parâmetros de monitoramento ambiental da UPI ao longo da operação do processo MESB de tratamento da FORSU

A partir do 75^a dia operacional, quando o processo de recirculação de lixiviado foi iniciado nos reatores MESB, observou-se que o lixiviado recirculado (LR) desempenhou uma importante função para o tamponamento do LF, mitigando os efeitos do choque de carga orgânica na UPI, haja vista a redução sistemática da AI/AP ao longo do período operacional, sendo assegurada a maior frequência da relação AI/AP entre os valores 0,12 e 0,22 (*percentis* 25 e 75%, respectivamente), ilustrado pela Figura 7.14. Acerca disto, a recirculação de lixiviado colaborou para adaptação do inóculo ao substrato e possibilitou uma melhor estabilidade do rendimento de CH₄, cujos valor médio foi igual a 411 m³CH₄.t⁻¹SV_{LF}.

Com relação à conversão dos SV contidos no LR (29,9 gSV_{LR}.L⁻¹), foi obtida uma eficiência média de cerca de 47%, em vista do conteúdo médio de SV no inóculo da UPI (15,9 gSV_{IN}.L⁻¹) - Tabela 7.12. Se comparada com o LF contido na FORSU (61,3 gSV.L⁻¹LF), a eficiência de conversão de SV aumenta para 74%. No geral, lodo anaeróbico contido na UPI apresentou elevado grau de estabilização biológico, haja vista as baixas relações SV/ST medidas, cujos valores mais frequentes (*percentis* 25 e 75 %) variaram entre 0,54 e 0,58 (média igual 0,56), conforme demonstrado nas Figura 7.15 e Tabela 7.12. Isto justifica a qualidade do biogás produzido pela UPI, cujos teor médio de CH₄ foi igual a 64 %. Esta eficiência também pode ser atribuída ao volume de lixiviado introduzido na UPI (1,2 – 2,2 m³.d⁻¹), que é considerado baixo, em vista do TDH acima de 120 dias, dado o volume útil da UPI de 275 m³.

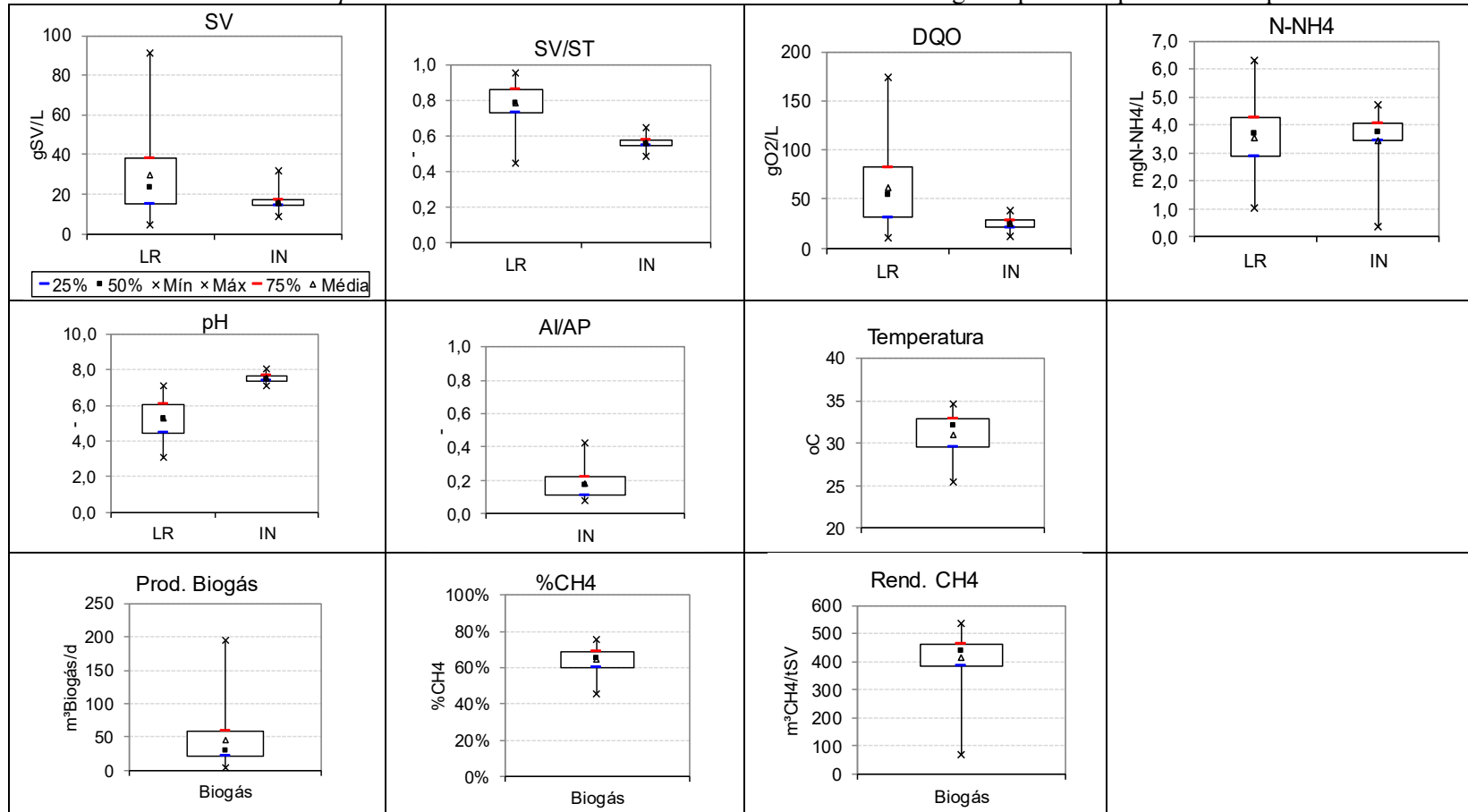
O incremento da concentração de íons amônio (N-NH_4^+) foi observado ao longo do período operacional, cujo valores iniciais, próximos a $1,0 \text{ gN-NH}_4.\text{L}^{-1}$, aumentaram para concentrações acima de $4,5 \text{ g gN-NH}_4.\text{L}^{-1}$, ilustrado pelas Figura 7.15 e Tabela 7.12. Esta tendência de acúmulo de nitrogênio amoniacal era esperada, uma vez que o processos anaeróbios não tem capacidade de remoção de nutrientes (como o N) e metais traço (CHENICHARO, 2007; METCALF e EDDY, 2015). O acúmulo de N-NH_4 também foi observado no estudo de Walter *et al.*, (2016), cujos valores aumentaram de cerca de $1,0 \text{ gN-NH}_4.\text{L}^{-1}$ para valores acima de $2,5 \text{ gN-NH}_4.\text{L}^{-1}$ ao longo de bateladas MESB de 21 dias, sendo também observado o aumento do pH de 7,25 para 7,76. Acerca disso, o processo de recirculação de lixiviado tende a promover ainda o acúmulo de nitrogênio amoniacal em reatores MESB e medidas de mitigação deste efeito podem ser necessárias para assegurar a estabilidade operacional da metanização.

Acerca do pH ligeiramente alto medido no lodo anaeróbio contido na UPI (pH máx. = 8,06), é preciso cautela durante a operação deste reator, uma vez que o pH pode atingir níveis (geralmente $> 9,0$) que tornam o nitrogênio amoniacal em sua forma livre (N-NH_3) que é tóxico aos microrganismos anaeróbios em concentrações próximas à $1,5 \text{ gN-NH}_3.\text{L}^{-1}$ (LIN *et al.*, 2017; RUIZ-SÁNCHEZ *et al.* 2019). Em vista disto, a estratégia de operação mesófila ($30 - 36^\circ \text{C}$) contribuiu para manutenção da estabilidade operacional da UPI (Figura 7.15). Assim, a operação termófila não é recomendada, visto que temperaturas elevadas também contribuem para a toxicidade relativa ao N-NH_3 .

Tendo em vista o desempenho operacional da UPI (Figura 7.14), foi notada uma grande capacidade de adaptação da biomassa anaeróbia ao lixiviado, mesmo com o acúmulo de nitrogênio amoniacal no reator, uma vez que a concentração média de CH_4 ($65,6 \%$) melhorou após o 75° dia operacional, atingindo concentrações de até $75,2 \%\text{CH}_4$.

Em síntese, a UPI se mostrou uma unidade essencial para manutenção da produção de CH_4 em um processo MESB com recirculação de lixiviado. A produção contínua de biogás ($411 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{t}^{-1}\text{SV}$), com teor de metano acima de 65% , garantiu uma importante vantagem operacional relativa ao aproveitamento energético do biogás. Ao passo que o potencial poluidor do lixiviado é potencializado nos aterros sanitários, seu tratamento biológico via metanização contribuiu para mitigação dos GEE e para produção de energia renovável.

Tabela 7.12: Gráficos *box-plot* dos dados de monitoramento ambiental da UPI ao longo do período operacional do processo MESB



7.4 CONCLUSÕES

A falta de material estruturante durante o preparo do substrato prejudicou o processo de recirculação de lixiviado e o desempenho dos reatores MESB, devido à compactação excessiva da massa de resíduos. Assim, etapa de ativação metanogênica ($> 30\% \text{CH}_4$) não foi promovida nos reatores MESB na Fase I. A utilização de material estruturante (resíduo de poda triturada) durante as Fase II e III resultaram na melhora do desempenho do processo de metanização. No entanto, a ativação metanogênica também não foi alcançada na Fase II, na qual foi utilizada uma proporção de poda igual a 1:5 kgRPO.kg⁻¹FORSU. Já o aumento da proporção de poda (1:3) promoveu a ativação metanogênica ao longo das bateladas MESB na Fase III, no entanto, o tempo para ativação foi longo (> 3 semanas operacionais).

A estratégia de recirculação de lixiviado estabilizado na UPI entre os reatores MESB foi importante para o tamponamento do lixiviado fresco ($\text{pH} < 5,0$), mitigando os efeitos do choque de carga orgânica na UPI, o que promoveu rápido incremento do conteúdo de CH_4 ($> 65\%$) e a melhoria do rendimento de produção de CH_4 ($411 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{t}^{-1}\text{SV}$) na UPI - correspondendo a importantes ganhos ambientais e econômicos relativos à mitigação dos GEE e à produção de energia renovável.

Embora as estratégias operacionais tenham resultado em redução de aproximadamente 25% da massa úmida de FORSU-GG, a inoculação das bateladas MESB via recirculação de lixiviado estabilizado não foi suficiente para promover a estabilidade metanogênica nos reatores MESB ($\text{CH}_4 > 30\%$) e a estabilização completa do material digerido ($\text{SV/ST} > 0,75$). É importante destacar que o considerável teor de material inerte e de resíduo orgânico embalado ($> 15\%$) foram fatores que comprometeram a eficiência do processo MESB.

No conjunto, a estruturação da FORSU-GG com o resíduo de poda triturada, associada à recirculação de lixiviado estabilizado, foram estratégias-chave para melhora do desempenho dos reatores MESB, possibilitando: (i) a formação de leiras mais altas ($> 2,0 \text{ m}$); (ii) a melhora da relação C/N ($> 25/1$); (iii) a melhora da percolação do inóculo através do substrato (recirculação de lixiviado); (iv) a mitigação do acúmulo de ácidos orgânicos no processo; e (v) o incremento do conteúdo de CH_4 no biogás produzido nos reatores MESB.

8 ESTRATÉGIAS DE APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE BIOGÁS E GANHOS AMBIENTAIS E ECONÔMICOS ASSOCIADOS À IMPLEMENTAÇÃO DE UM SISTEMA DE METANIZAÇÃO EM ESTADO SÓLIDO PARA O TRATAMENTO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DA CIDADE DO RIO DE JANEIRO, BRASIL²

8.1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional associado ao aumento das taxas de geração *per capita* de resíduos sólidos urbanos (RSU), a indisponibilidade de áreas para aterros sanitários em grandes centros urbanos e a falta de biotecnologias modernas para o tratamento dos RSU tornam o gerenciamento de resíduos um desafio. No Brasil, cerca de 60% dos municípios não promovem o descarte adequado de RSU, são mais de 77 milhões de brasileiros diretamente impactados pelo descarte inadequado de resíduos sólidos (ABRELPE, 2017; SNIS, 2017).

A cidade do Rio de Janeiro (RJ) gera aproximadamente 10.000 t.d⁻¹ de RSU e cerca de 40% deste montante é direcionado para a Unidade de Transbordo de Resíduos de Caju (UTR-Caju) da Companhia Municipal de Resíduos Sólidos do RJ (COMLURB). Da UTR-Caju, os RSU são transportados até o Aterro Sanitário de Seropédica (a 80 km de distância) por caminhões de transbordo (25t). Esta logística de gerenciamento resulta em diferentes impactos negativos, principalmente devido às emissões de gases de efeito estufa (GEE) derivados dos caminhões a diesel e sobre a mobilidade urbana. A fração orgânica de resíduos sólidos urbanos (FORSU) corresponde a cerca de 53% da composição do RSU do RJ (SMAC/COPPE, 2015). O descarte inadequado da FORSU também gera impactos ambientais sistêmicos, como as emissões de GEE, a poluição de águas superficiais e subterrâneas por lixiviados, a contaminação do solo, a atração e proliferação de vetores de doenças e comprometimento da saúde pública.

² Este Capítulo foi originalmente publicado em inglês no periódico *Renewable Energy* - Vol. 146, Pág. 1976-1983. 2020. "Strategies for Energy Recovery and Gains Associated with the Implementation of a Solid-State Batch Methanization System for Treating Organic Waste From the City of Rio De Janeiro - Brazil"

A UTR-Caju recebe mais de 2.000 toneladas de FORSU por dia, coletadas de residências e grandes geradores, como os centros de abastecimento (ex.: CEASA), redes de supermercados, restaurantes e hotéis. A literatura demonstra que aterros sanitários também são responsáveis por porções significativas de emissão de metano (CH₄), que podem variar de 20 a 70% da produção total - mesmo quando o biogás é coletado e queimado (MACIEL e JUCÁ, 2011; SILVA *et al.*, 2013; CANDIANI e VIANA, 2017).

Considerando todos esses impactos, o desvio de resíduos orgânicos dos aterros sanitários é atualmente uma meta estratégica, principalmente para os grandes centros urbanos brasileiros, onde as áreas para disposição de resíduos são cada vez mais escassas. Além disso, o gerenciamento e o tratamento adequado de resíduos orgânicos são essenciais para atender às metas estratégicas da Política Brasileira de Resíduos Sólidos (PNRS, 2010) e da Política Brasileira de Mudanças Climáticas (PNMC, 2009). Para atender a essas diretrizes, a metanização do FORSU tem sido destacada como uma alternativa sustentável, em vista dos seguintes benefícios que podem ser alcançados: mitigação das emissões de GEE e poluentes de lixiviados; redução de custos de disposição final; produção de biogás, fonte de energia renovável; e produção de biossólidos, condicionador de solo e fertilizante agrícola (RAJAEIFAR *et al.*, 2015; STRIPPEL *et al.*, 2016; DI MARIA *et al.*, 2017b; EDWARDS *et al.*, 2018; ARDOLINO *et al.*, 2018). Assim, as biotecnologias de metanização também atendem objetivos estratégicos de desenvolvimento sustentável da Agenda 2030 da ONU, como: (i) saneamento; (ii) combate à crise climática; (iii) cidades e comunidades sustentáveis; (iv) energia acessível e limpa.

Os sistemas de metanização em estado sólido por bateladas (MESB) têm sido aplicados com sucesso em vários países, como Alemanha, Itália, Suíça, França, Áustria e China (DI MARIA *et al.*, 2012; STRIPPEL *et al.*, 2016; ANDRÉ *et al.*, 2018, FU *et al.*, 2018). Este tipo de tratamento apresenta vantagens sobre os tratamentos em estado líquido ou semissólido, como: maior capacidade de tratamento de resíduos com alto conteúdo inerte (característica típica dos RSU brasileiros); menor consumo de água no processo; menor geração de efluente líquido; menor investimento em pós-tratamento do material digerido; menor consumo de energia; e maior simplicidade e robustez operacional (DI MARIA *et al.*, 2012; BRASIL, 2015; STRIPPEL *et al.*, 2016; ANDRÉ *et al.*, 2018).

Visto que há diferentes possibilidades de aproveitamento energético do biogás gerado em um sistema de metanização da FORSU, é esperado que a recuperação energética do biogás produzido nos reatores MESB (na forma de calor, eletricidade e/ou biometano) será suficiente para assegurar a autossuficiência energética do sistema de metanização e, adicionalmente, possibilitará importantes ganhos econômicos e ambientais (mitigação das emissões de GEE derivados do transporte e do aterramento da FORSU).

Esse trabalho teve como objetivo estudar estratégias de recuperação energética a partir de um sistema piloto (MESB), denominado TMethar, implementado na cidade do Rio de Janeiro, além de avaliar os ganhos econômicos e ambientais associados a diferentes usos do biogás. Acerca disto, foram realizados os seguintes estudos: *i*) estimativa da produção de biogás e do potencial energético disponível; *ii*) avaliação dos usos potenciais do biogás gerado no processo MESB; e *iii*) evitar emissões de GEE devido ao uso de biogás na geração de eletricidade e produção de biometano.

8.2 MATERIAL E MÉTODOS

8.2.1 Avaliação dos ganhos associados às diferentes estratégias de recuperação energética e estimativa dos impactos ambientais e econômicos

Os itens a seguir descrevem os estudos de: *i)* estimativa da produção de biogás e CH₄ e do potencial energético disponível no processo MESB; *ii)* avaliação dos usos potenciais do biogás e ganhos associados com o biogás gerado no processo MESB; e *iii)* estimativa das emissões de GEE derivadas da atual rota de disposição da FORSU (transbordo e transporte + aterro) e do tratamento da FORSU via MESB com recuperação energética do biogás (elétrica/térmica ou biometano).

8.2.1.1 Avaliação capacidade de tratamento e do potencial de produção de biogás e biossólidos na unidade de metanização (MESB)

Os seis reatores MESB serão carregados em bateladas sequenciais com duração de 30 dias cada e alimentados com a FORSU recebida na UTR-Caju, formando pilhas de 2,5 m de altura em cada reator MESB. O fluxo de massa básico do sistema de tratamento via MESB está representado na Figura 8.1.

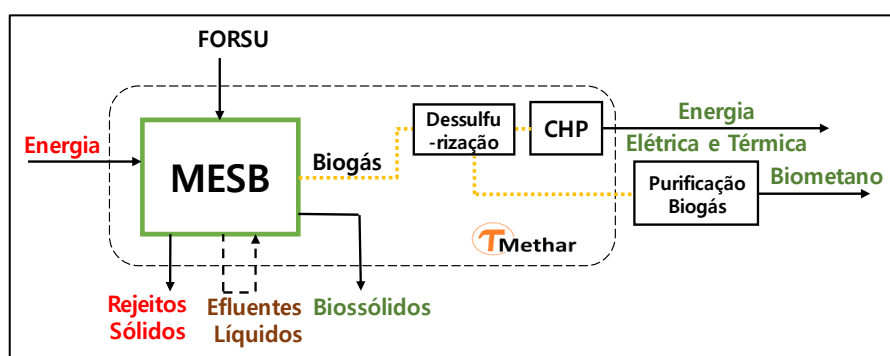


Figura 8.1: Fluxo de massa e energia do sistema de tratamento biológico via MESB (TMethar)

A concentração média de sólidos totais (ST) na FORSU foi determinada a partir dos dados de caracterização realizada nesta pesquisa (Capítulo 5), sendo adotado um conteúdo de ST de 215 kgST.t⁻¹FORSU e um potencial de biodegradação (SV/ST) de 0,88 – que resulta em um conteúdo orgânico de 190 kgSV.t⁻¹FORSU.

A capacidade de tratamento da TMethar foi calculada de acordo com a Equação 8.1, sendo considerada a massa específica média (560 kg.m⁻³FORSU) aferida nesta pesquisa (Item 5.3.1). Enquanto a Equação 8.2 e Equação 8.3 foram utilizadas para estimar a produção de biogás. O rendimento médio de metano (Y_{CH₄}) da FORSU foi aferido através dos testes BMP realizados no Capítulo 6 desta pesquisa, cujo valor é de 285 Nm³CH₄.t⁻¹SV. Para estimativa de potencial de produção de biogás nos reatores MESB foi assumida uma eficiência de aproveitamento de 70% do BMP (200 Nm³CH₄.t⁻¹SV). Todas as equações utilizadas para os cálculos das estimativas deste item foram apresentadas na Tabela 8.1.

Tabela 8.1: Cálculos das estimativas da capacidade de tratamento e potencial de produção de biogás em processo MESB

Capacidade de Tratamento e Potencial de Produção de Biogás	
Equação 8.1	$CC_{MESB} = AS_{MESB} \times H_{leira} \times \mu_{FORSU}$ $CT_{eq} = \left(\frac{CC_{MESB} \times N_{MESB}}{t} \right)$
	<p>CC = capacidade de carga do reator MESB (tFORSU.reator⁻¹)</p> <p>AS_{MESB} = área superficial do reator MESB (m²)</p> <p>H_{leira} = altura da leira no reator MESB (m)</p> <p>μ_{FORSU} = massa específica da FORSU (0,55 t.m⁻³FORSU - este estudo)</p> <p>CT_{eq} = capacidade de tratamento equivalente (tFORSU.d⁻¹)</p> <p>N_{MESB} = número de reatores MESB carregados por mês</p> <p>t = tempo de batelada (30 dias)</p>
Equação 8.2	$COA = CT_{eq} \times \%Biodisp. \times CSV$
	<p>COA = conteúdo orgânico aplicado no reator (tSV.d⁻¹)</p> <p>%Biodisp. = fração biodisponível de matéria orgânica (80%)</p> <p>CSV = conteúdo de SV na FORSU (0,190 tSV.tFORSU⁻¹ - este estudo)</p>
Equação 8.3	$P_{CH_4} = COA \times BMP_{FORSU} \times \%BMP$ $P_{biogás} = \frac{P_{CH_4}}{\%CH_4_{biogás}}$
	<p>P_{CH₄} = produção de CH₄ (Nm³CH₄.d⁻¹)</p> <p>BMP_{FORSU} = <i>biochemical methane potencial</i> da FORSU (285 Nm³CH₄.t⁻¹SV - este estudo)</p> <p>%BMP: eficiência de aproveitamento do BMP na metanização (70%)</p> <p>P_{biogás} = produção de biogás (Nm³biogás.d⁻¹)</p> <p>%CH₄_{biogás} = conteúdo médio de CH₄ no biogás (55 %CH₄)</p>

A produção de biossólido, um importante subproduto da metanização, foi estimada conforme Tabela 8.2, cujos valor de redução de massa adotado para o material digerido foi 40%, conforme estudos de Pognani *et al.*, (2015) e Di Maria *et al.*, (2017c), e uma eficiência de recuperação de

50% do material após a etapa de peneiramento com malha de 10 mm (Equação 8.4 e Equação 8.5).

Tabela 8.2: Cálculos de estimativa de produção de biossólidos e rejeitos em um processo MESB

Produção de Biossólidos e Rejeito	
Equação 8.4	$P_{rejeito} = (CC_{MESB} \times \%Rej.) + (CC_{MESB} \times CSF)$
	<p>$P_{rejeito}$ = produção estimada de rejeito (rejeito.batelada⁻¹) $\%Rej$ = percentual de material não degradável na FORSU (20%) CSF = conteúdo de SF na FORSU (0,025 tSV.tFORSU⁻¹ - este estudo) $\%MD$ = massa remanescente de material digerido final (60%) (Pognani <i>et al.</i>, 2015; Di Maria <i>et al.</i>, 2017c)</p>
Equação 8.5	$P_{biossólido} = (CC_{MESB} - P_{rejeito}) \times \%MD \times \%Pen.$
	<p>$P_{biossólido}$ = potencial de produção de biossólido (tbiossólido.batelada⁻¹) $\%MD$ = percentual de material digerido remanescente (60%) $\%Pen.$ = percentual de material recuperado no peneiramento < 0.9mm (50%)</p>

8.2.1.2 Usos potenciais e ganhos associados ao aproveitamento energético do biogás gerado na unidade de metanização (MESB)

O biogás gerado no sistema TMethar será utilizado como combustível em um motor de cogeração tipo CHP, o qual requer um teor mínimo de CH₄ de 50% para seu acionamento. Uma vez que a produção e concentração de CH₄ variam em cada reator e ao longo de batelada de metanização, a operação e o controle de processo devem assegurar uma mistura adequada de biogás, através de estratégias de armazenamento do biogás de baixa energia (< 30 %CH₄) com o biogás de elevado conteúdo energético (> 30 %CH₄). O biogás sem potencial energético deve ser queimado (teor de CH₄ entre 4 e 16%). O biogás residual (teor de CH₄ < 4%), insuficientes para combustão nos queimadores, devem ser direcionados para o tratamento no biofiltro.

O potencial de aproveitamento energético do biogás foi estimada de acordo com a Tabela 8.3, sendo a energia disponível no biogás calculada pela Equação 8.6Equação 8.4. Para estimativa da capacidade de geração de energia elétrica e térmica foram consideradas eficiências de conversão de energia elétrica e térmica de 30% (Equação 8.7) e 45% (Equação 8.8), respectivamente. A prioridade de utilização da energia elétrica é assegurar a autossuficiência

energética (demanda de autoconsumo) da TMethar. A geração de excedente de eletricidade poderá ser injetada na rede de energia elétrica, gerando créditos de compensação energética (ANEEL, 2012). Já a energia térmica poderá ser utilizada para o aquecimento interno da UPI e para a higienização e secagem do material digerido derivado do processo de metanização, visando a produção de um bio sólido apto para recuperação de solos e utilização agrícola.

Tabela 8.3: Cálculos de estimativas do potencial energético no biogás (elétrico, térmico e biometano) gerado em um processo MESB

Potencial Energético (Elétrico, Térmico e Biometano)		
Equação 8.6	$E_D = \frac{P_{CH_4}}{24h} \times PCI_{CH_4}$	E_D = potencial energético disponível no biogás (kW) PCI_{CH_4} = poder calorífico do CH_4 (9,97 kWh.Nm ⁻³ CH ₄)
Equação 8.7	$CG_{el} = E_D \times \eta_{el} \times t_{CHP}$	CG_{el} = capacidade de geração elétrica (kWh _{el} .d ⁻¹) η_{el} = eficiência de conversão de energia elétrica do CHP (30%) t_{CHP} = tempo de operação do CHP (h) (considerada operação contínua - 24h)
Equação 8.8	$CG_{th} = E_D \times \eta_{th} \times t_{CHP}$	CG_{th} = capacidade de geração térmica (kWh _{th} .d ⁻¹) η_{th} = eficiência de conversão de energia térmica do CHP (45%)
Equação 8.9	$P_{biometano} = \frac{P_{CH_4}}{\%CH_4_{biometano}}$	$P_{biometano}$ = potencial de produção de biometano (Nm ³ biometano.d ⁻¹) $\%CH_4_{biometano}$ = requerimento mínimo de CH_4 no biometano (> 90% CH_4) (ANP, 2017)
Equação 8.10	$Auto_{biometano} = P_{biometano} \times AC_{biometano}$	$Auto_{biomet.}$ = autonomia de veículos à biometano (km.d ⁻¹) $AC_{biometano}$ = autonomia de consumo biometano (veículos pesados: 2,02 km.Nm ⁻³ biometano)

Alternativamente, o biogás pode ser purificado a nível de biometano, possibilitando seu uso como combustível veicular. Para isso, um conteúdo mínimo de 90% de CH_4 deve ser alcançado (ANP, 2017). O potencial de produção de biometano pode ser estimado de acordo com a Equação 8.9. A autonomia veicular resultante do uso potencial do biometano produzido no sistema TMethar foi calculada de acordo com a Equação 8.10.

8.2.1.3 Emissões evitadas de GEE derivadas do uso do biogás para geração de energia elétrica ou para a produção de biometano

O resíduo aportado no UTR-Caju (40% do total gerado na cidade do RJ) é transbordado para o Aterro Sanitário de Seropédica, 80 km distante, através de caminhões com capacidade de carga de aproximadamente 25 toneladas. Os caminhões de transbordo são abastecidos com diesel, cuja autonomia de consumo é de cerca 2,2 km.L⁻¹. O fator de emissão CO_{eq} do diesel é o maior dentre os combustíveis fósseis (2,67 kgCO_{2eq}.L⁻¹ - Brasil, 2011). A Tabela 8.4 apresenta os cálculos de estimativas de emissões positivas e mitigação de emissões de GEE, sendo a Equação 8.11 utilizada para estimar as emissões de GEE derivadas da atividade de transbordo de resíduos.

Tabela 8.4: Cálculos de estimativas de emissões e mitigação de GEE derivadas das atividades de transporte e aterro ou tratamento via MESB

Mitigação de Emissões de GEE

Equação 8.11	$GEE.E_{transporte} = \frac{(CC_{MESB}/CC_C) \times d \times GWP_{diesel}}{AC_{diesel} \times 1,000}$	<p>GEE.E_{transporte} = emissões de GEE evitadas em função do transporte evitado para aterro (tCO_{2eq}.batelada⁻¹)</p> <p>CC_C = capacidade de carga caminhão (tFORSU/caminhão) (25 t.caminhão⁻¹)</p> <p>d = distancia de transporte para aterro (160 km, ida/volta Aterro de Seropédica)</p> <p>AC_{diesel} = autonomia de consumo de diesel (2,2 km.L⁻¹)</p> <p>GWP_{diesel} = potencial de aquecimento global do diesel (2,67 kgCO_{2eq}.L⁻¹)</p>
Equação 8.12	$GEE.E_{MESB} = \frac{P_{CH_4} \times P_{difusa} \times \mu_{CH_4} \times GWP_{CH_4}}{1.000}$	<p>GEE.E_{MESB} = emissões de GEE evitadas em função do tratamento da FORSU via MESB (tCO_{2eq}.d⁻¹)</p> <p>P_{difusa} = percentual de perda difusa de biogás em aterros sanitários (40%)</p> <p>μ_{CH₄} = massa específica do CH₄ (0,717 kg.Nm⁻³CH₄ - CNTP)</p> <p>GWP_{CH₄} = potencial de aquecimento global do CH₄ (28 tCO_{2eq}.tCH₄⁻¹ – IPCC, 2014)</p>
Equação 8.13	$GEE.E_{elétrica/biogás} = CG_{el} \times GWP_{elétrica}$	<p>GEE.E_{elétrica/biogás} = emissões de GEE evitadas em função da substituição da matriz elétrica por biogás (tCO_{2eq}.d⁻¹)</p> <p>GWP_{elétrica} = potencial de aquecimento global da matriz elétrica brasileira (0,46 kgCO_{2eq}.kWh⁻¹ - adaptado EPE, 2017; SEEG, 2017)</p>
Equação 8.14	$GEE.E_{diesel/biometano} = \frac{Auto_{biometano} \times GWP_{diesel}}{R_d \times 1000}$	<p>GEE.E_{diesel/biometano} = emissões de GEE evitadas em função da substituição do diesel por biometano (tCO_{2eq}.d⁻¹)</p>

As emissões difusas de GEE também são outro fator de grande impacto ambiental de aterros sanitários. As perdas difusas de CH₄ através das camadas do aterro somadas à combustão incompleta do biogás podem alcançar até 70% do volume total produzido (MACIEL e JUCÁ, 2011; SILVA *et al.*, 2013; CANDIANI e VIANA, 2017). Acerca disto, foi assumida uma perda difusa de 40% do biogás, ao passo que o processo de metanização resulta na mitigação destas perdas de CH₄, assim, as emissões evitadas de GEE devido ao tratamento da FORSU via MESB foi estimada de acordo com a Equação 8.12.

A redução das emissões de GEE em função da substituição da matriz energética brasileira (hidrelétrica + térmica) pelo uso da eletricidade recuperada a partir do biogás gerado na unidade MESB foi estimada de acordo com a Equação 8.13, na qual considerou-se o GWP da matriz energética igual a 0,46 kgCO_{2eq}.kWh⁻¹ – este GWP foi estimado a partir da correlação entre as emissões de GEE derivadas do Setor Energético (219,3 MtCO_{2eq} - SEEG, 2017) e a demanda

elétrica no Brasil (473 mil GWh - EPE, 2017) no mesmo período. Já a mitigação dos GEE em função da substituição do combustível diesel pelo uso do biometano veicular foi estimada de acordo com a Equação 8.14.

8.2.1.4 Ganhos econômicos associados ao tratamento dos resíduos orgânicos via metanização

A economia (custos evitados) devido à FORSU não aterrada foi estimada pela Equação 8.15, sendo considerado a tarifa cobrada para o transporte (transbordo) e aterro do resíduo gerado na Cidade do Rio de Janeiro – R\$138.t⁻¹FORSU (SNIS, 2017). A economia elétrica em função do autoconsumo da energia elétrica no próprio processo MESB foi calculada com base na estimativa de consumo elétrico (11,3 MWh.mês⁻¹) e no preço médio da energia elétrica cobrada ao consumidor (R\$690.MWh⁻¹), conforme Equação 8.16.

Os ganhos econômicos associados ao tratamento da FORSU e ao uso do biogás para geração de energia elétrica ou produção de biometano foram estimados nas Equação 8.17, Equação 8.18 e Equação 8.19, respectivamente. Para estas estimativas foram adotados valores usualmente praticados no mercado de resíduos, sendo a taxa de recebimento e tratamento de R\$52.t⁻¹FORSU (dado COMLURB, 2019), o preço médio da energia injetada na rede elétrica de R\$300.MWh⁻¹.

Para estimativa dos ganhos econômicos com a substituição do diesel por biometano foi considerado um rendimento de consumo de diesel de 2,20 km.L⁻¹diesel, um preço de venda de R\$3,55.L⁻¹diesel e um custo estimado de purificação e compressão de biometano de R\$0,55.Nm⁻³biometano.

Baseado no valor de venda do composto orgânico derivado do tratamento biológico de resíduos sólidos orgânicos, fornecido por empresas da Cidade do Rio de Janeiro, foi adotado um preço de R\$100.tBiossólido⁻¹ (valor ainda abaixo dos praticados no mercado), conforme Equação 8.20.

Na Tabela 8.5 estão resumidos os cálculos utilizados para estimar os ganhos econômicos associados ao tratamento do resíduo orgânicos via MESB e aproveitamento energético do biogás.

Tabela 8.5: Cálculos de estimativas dos ganhos econômicos associados ao tratamento via MESB

Ganhos Econômicos		
Equação 8.15	$EC_{T\&A} = (CT_{eq} - P_{rej.}) \times T_{T\&A}$	<p>$EC_{T\&A}$ = economia com transporte e aterro da FORSU (R\$.d⁻¹)</p> <p>$T_{el}$ = tarifa transporte + aterro da FORSU RJ (R\$138.t⁻¹FORSU - SNIS, 2017)</p>
Equação 8.16	$EC_{el} = D_{el} \times T_{el}$	<p>EC_{el} = economia com autossuficiência elétrica (R\$.mês⁻¹)</p> <p>$D_{el}$ = demanda mensal de eletricidade do sistema TMethar (kWh.mês⁻¹)</p> <p>T_{el} = tarifa média de energia elétrica para consumidores (R\$690.MWh⁻¹)</p>
Equação 8.17	$\$_{R\&T} = CT_{eq} \times T_{R\&T}$	<p>$\\$_{R\&T}$ = recurso derivado da taxa de recebimento e tratamento da FORSU (R\$.d⁻¹)</p> <p>$T_{R\&T}$ = taxa de recebimento e tratamento (<i>gate-fee</i>) da FORSU (R\$52.t⁻¹FORSU)</p>
Equação 8.18	$\$_{el} = [(CG_{el} \times t_{CHP}) - D_{el}] \times T_{inj}$	<p>$\\$_{el}$ = recurso derivado da injeção de eletricidade para rede elétrica (R\$.mês⁻¹)</p> <p>$T_{inj}$ = preço médio da energia injetada na rede elétrica (R\$300.MWh⁻¹)</p>
Equação 8.19	$\$_{biometano} = \left(\frac{Auto_{biometano}}{R_{diesel}} \times R\$_{diesel} \right) - (P_{biometano} \times R\$_{purif.})$	<p>$\\$_{biometano}$ = recursos derivados do uso do biometano como combustível (R\$.mês⁻¹)</p> <p>$R_{diesel}$ = rendimento médio de consumo de diesel (2,20 km.L⁻¹)</p> <p>$R\\$_{diesel}$ = preço médio do diesel (R\$3,55.L⁻¹)</p> <p>$R\\$_{purif.}$ = custo de purificação de biogás para produção de biometano (R\$0,55.Nm⁻³biometano)</p>
Equação 8.20	$\$_{bio\acute{s}ol\acute{i}do} = P_{bio\acute{s}ol\acute{i}do} \times R\$_{bio\acute{s}ol\acute{i}do}$	<p>$\\$_{bio\acute{s}ol\acute{i}do}$ = recurso derivado da comercialização do bio\acute{s}ol\acute{i}do produzido (R\$.batelada⁻¹)</p> <p>$R\\$_{bio\acute{s}ol\acute{i}do}$ = valor de mercado do bio\acute{s}ol\acute{i}do agrícola (R\$100.tBio\acute{s}ol\acute{i}do)</p>

8.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A avaliação dos ganhos associados às diferentes estratégias de recuperação energética e quantificação dos impactos ambientais e econômicos foi descrita nos itens a seguir.

8.3.1 Avaliação da capacidade de tratamento e do potencial de produção de biogás e bio sólidos na unidade de metanização tipo MESB

Cada reator MESB será carregado com pilhas de 2,5 m de altura, resultando em uma carga total de aproximadamente 78 toneladas de FORSU a serem estabilizadas em bateladas de 30 dias. Assim, a capacidade de tratamento equivalente (CT_{eq}) do sistema inteiro de metanização (06 reatores MESB) é igual a $15,6 \text{ tFORSU.d}^{-1}$ (Equação 8.1), ou $468 \text{ tFORSU.mês}^{-1}$. Esta capacidade de tratamento corresponde a apenas 1% de toda FORSU recebida na UTR-Caju. Ainda assim, considerando a geração de RSU *per capita* na cidade do Rio de Janeiro ($1,27 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{d}$ – SNIS, 2107) e a fração orgânica dos RSU (53% - SMAC/COPPE, 2015), a unidade de metanização tem capacidade de tratamento equivalente à FORSU gerada por uma população de cerca de 25 mil habitantes.

Com base nas taxas de recebimento e tratamento ($\$_{R\&T}$ – *gate fee*) já praticadas na UTR-Caju para o aporte da FORSU derivada de grandes geradores (R\$ $52,50.\text{t}^{-1}\text{FORSU}$), a unidade de metanização pode garantir uma receita mensal de próxima de R\$ 25 mil (Equação 8.17). Esta fonte de renda é fundamental e estratégica para assegurar a viabilidade econômica do processo de metanização, sem este recurso a sustentabilidade do processo de metanização é comprometida.

Os impactos econômicos associados ao tratamento biológico da FORSU via metanização MESB e aos diferentes usos energéticos do biogás gerado (energia elétrica e biometano – avaliados no Item 8.3.2) estão representados no gráfico da Figura 8.2. Cabe salientar que, para uma melhor avaliação de custos e de viabilidade econômica global do sistema TMethar, as despesas de operação (OPEX) devem ser consideradas.

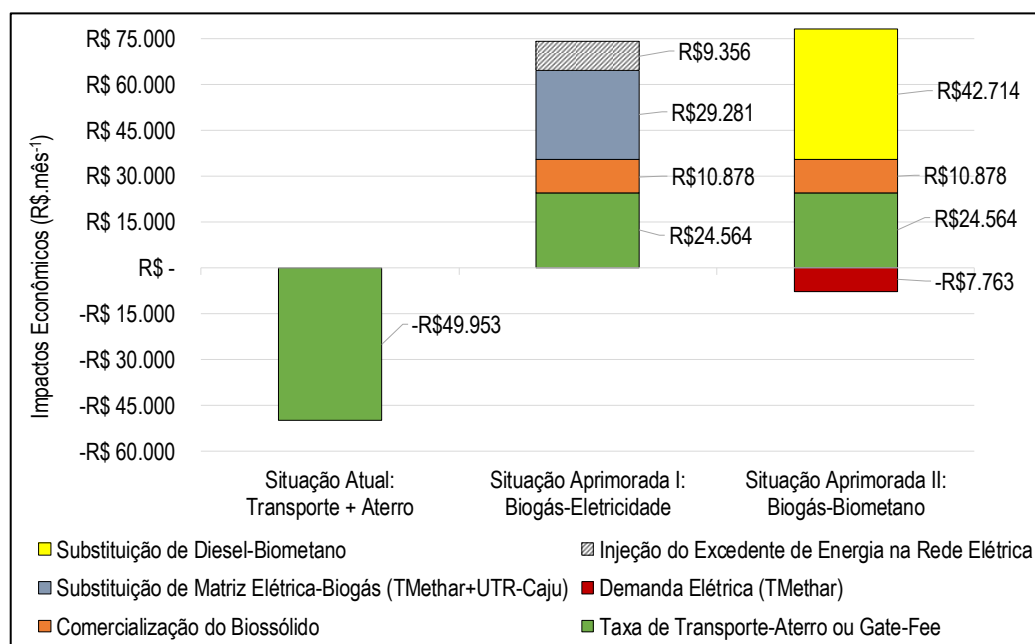


Figura 8.2: Estimativa dos impactos econômicos derivados da metanização da FORSU e dos diferentes usos energéticos do biogás gerado na TMethar

Após o processo de metanização é esperada uma redução de até 40% da massa de FORSU tratada (POGNANI *et al.*, 2015; DI MARIA *et al.*, 2016), resultando na geração de 280 toneladas de material digerido (MD) por mês ($600 \text{ kgMD.t}^{-1}\text{RSU}$). Após a batelada MESB, o MD produzido é encaminhado para etapa de peneiramento, visando a remoção de materiais inertes e dos resíduos orgânicos com granulometria maior que 10 mm. Considerando uma eficiência de recuperação de 50% do MD como biossólido, espera-se uma produção de $109 \text{ tBiossólidos.mês}^{-1}$ (Equação 8.5), o que equivale a uma produtividade de $233 \text{ kgBiossólido.t}^{-1}\text{RSU}$. Destaca-se ainda que, quanto maior a eficácia da etapa de segregação de resíduos (remoção de inertes) e menor a granulometria da FORSU (trituração), maior a produtividade de biossólido pelo sistema de metanização.

O biossólido produzido pelo sistema de metanização poderá ser utilizado na recuperação de solos de áreas degradadas da Cidade do Rio de Janeiro (como a Floresta da Tijuca e encostas de comunidades) e/ou comercializado como fertilizante orgânico ou condicionador de solo, a depender das suas características físico-químicas e microbiológicas (BRASIL, 2009; BRASIL, 2017). Em vista do valor mercado do composto orgânico derivado da FORSU, na Cidade do Rio de Janeiro ($\text{R}\$100.\text{tBiossólido}^{-1}$), a comercialização do biossólido produzido pelo sistema TMethar poderá gerar uma receita superior à R\$ 10 mil por mês (Equação 8.20), sendo um

importante fonte de recursos para viabilizar economicamente o processo de metanização (Figura 8.2).

Conforme Instrução Normativa MAPA nº25/2009, o bio sólido obtido pela degradação biológica da FORSU é classificado como Classe “C” (BRASIL, 2009). A higienização do bio sólido é fundamental para eliminação dos microrganismos patogênicos, garantindo sua utilização segura na agricultura. Na TMethar, a higienização pode ser promovida a partir de estratégias operacionais de tratamento biológico termófilo da FORSU (ex: fermentação e compostagem). De acordo com a Resolução CONAMA nº481/2017, a higienização da FORSU pode ser alcançada através de, (i) processo aberto: temperatura > 55°C durante 14 dias; ou temperatura > 65°C durante 3 dias; e (ii) processo fechado: > 60°C durante 3 dias (BRASIL, 2017). No sistema TMethar, a higienização térmica também pode ser alcançada através do aproveitamento do calor gerado pelo CHP, sendo possível a injeção deste calor no reator MESB híbrido (metanização + secagem térmica).

Em vista dessa redução de massa, a redução de custo de transporte e aterro é uma das principais vantagens da biotecnologia de metanização MESB. Considerando a tarifa de transporte e aterro resíduos ($T_{T\&A}$) praticada na Cidade do Rio de Janeiro (R\$138.t⁻¹RSU - SNIS, 2017) e a massa de rejeitos remanescente após a etapa de peneiramento (105 tRejeito.mês⁻¹ - Equação 8.4), estima-se uma economia ($E_{c.T\&A}$) da ordem de R\$ 50 mil por mês (Figura 8.2), conforme Equação 8.15. Este custo evitado é de grande importância para assegurar o equilíbrio orçamentário dos planos de gerenciamento de RSU nos municípios brasileiros.

Em vista da capacidade de tratamento do sistema TMethar (468 tFORSU.mês⁻¹), das características bioquímicas e do BMP da FORSU (285 Nm³CH₄.t⁻¹SV), a produção de biogás bruto ($P_{\text{biogás}}$) foi estimada em 25.796 Nm³biogás.mês⁻¹ (Equação 8.3) – equivalente a um rendimento médio de produção de biogás da ordem de 55 Nm³biogás.t⁻¹FORSU, com um teor médio de 60 %CH₄. Sob estas condições, a energia total disponível (E_D) no biogás produzido pela TMethar é de aproximadamente 200 kW (Equação 8.6), que podem ser convertidos em energia renovável e/ou biocombustível veicular (biometano), como demonstrado no Item 8.3.2 a seguir.

8.3.2 Usos potenciais e ganhos econômicos associados ao aproveitamento energético do biogás gerado na unidade de metanização (MESB)

8.3.2.1 Biogás como energia térmica e elétrica (CHP)

O biogás produzido na TMethar é utilizado para geração de eletricidade e calor, através da unidade de cogeração CHP. A energia elétrica gerada é utilizada para assegurar a autossuficiência do processo de metanização, enquanto a energia térmica poderá ser empregada na secagem e higienização do material digerido (MD), a fim de reduzir o volume de resíduos direcionados para aterros, além de também melhorar as propriedades microbiológicas e físico-químicas do bio-sólido produzido. Vale ressaltar que, antes da utilização energética do biogás bruto, o sistema de dessulfurização químico-biológica da TMethar deve garantir uma concentração de H_2S inferior a 100 ppmV no biogás energético, visando preservar o CHP contra ataques corrosivos e prolongar sua vida útil.

Assumindo uma eficiência de conversão elétrica de 30%, a unidade de CHP (operação em carga contínua - 24h) tem capacidade instalada de até 60 kW_{el} de energia elétrica (Equação 8.7), suficiente para fornecer cerca de 42 $\text{MWh}\cdot\text{mês}^{-1}$ a partir do biogás gerado na metanização, equivalente a uma potência de cerca de 3,8 $\text{kW}_{\text{el}}\cdot\text{t}^{-1}\text{FORSU}$ ou uma eletricidade de 90 $\text{kWh}_{\text{el}}\cdot\text{t}^{-1}\text{FORSU}$. Já a demanda de energia elétrica pelo processo MESB, em conjunto com o sistema de automação e laboratório de físico-química, foi avaliada em 11,3 $\text{MWh}\cdot\text{mês}^{-1}$ (o que corresponde a 26% da capacidade de geração de energia elétrica do sistema de TMethar). O excedente de energia (cerca de 31,2 $\text{MWh}\cdot\text{mês}^{-1}$) poderá ser injetado na rede elétrica, de acordo com as deliberações da Resolução Normativa ANEEL nº482/2012, ou suprir parte da demanda elétrica da UTR-Caju (36,9 $\text{MWh}\cdot\text{mês}^{-1}$). Os balanços energéticos estimados no sistema de tratamento TMethar estão descritos na Figura 8.3.

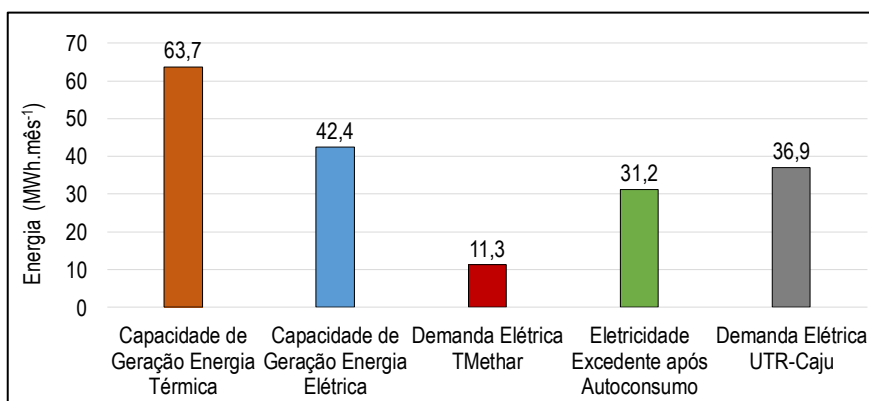


Figura 8.3: Balanço energético estimado do sistema TMethar e da UTR-Caju

Considerando a tarifa média de energia elétrica cobrada do consumidor (R\$ 690.MWh⁻¹) e a receita média de injeção de energia na rede elétrica (R\$ 300.MWh⁻¹), as seguintes receitas e economia (Equação 8.16 e Equação 8.18) podem ser geradas:

- *Recurso ($\$_{el}$) injeção da eletricidade excedente (após o autoconsumo na TMethar):* 31,2 MWh.mês⁻¹ x R\$ 300.MWh⁻¹ = R\$ 9.356 por mês;
- *Economia (Ec_{el}) TMethar:* 11,3 MWh.mês⁻¹ x R\$ 690.MWh⁻¹ = R\$ 7.763 por mês;
- *Economia (Ec_{el}) UTR-Caju:* fornecimento de eletricidade para UTR-Caju: 36,9 MWh.mês⁻¹ x R\$ 690.MWh⁻¹ = R\$ 21.518 por mês;

O recurso gerado a partir da injeção de energia na rede elétrica (R\$9.356.mês⁻¹) somado à economia de autoconsumo pela TMethar (R\$7.763.mês⁻¹), resulta em ganhos econômicos da ordem de R\$ 17.120, equivalentes à R\$37.t⁻¹FORSU. A garantia da autossuficiência elétrica é uma importante vantagem operacional, sobretudo para descentralização e disseminação da biotecnologia de metanização nos municípios brasileiros, principalmente aqueles afastados dos grandes centros urbanos. Assumindo a eficiência térmica de 45%, a unidade de cogeração pode gerar 269 kW de energia térmica (kW_{th}), suficiente para fornecer 193 MWh_{th}.mês⁻¹, que podem ser aproveitados para secagem e higienização do MD e/ou aquecimento interno da UPI.

Na prática, os cogeneradores CHP de menor porte encontrados no mercado nacional têm uma potência elétrica da ordem de 35 kW_{el}. Para operação contínua destes CHP é requerida uma vazão mínima de 20 Nm³biogás.h⁻¹. Assumindo um rendimento de produção de biogás de 60 Nm³biogás.tFORSU⁻¹, estima-se que a viabilidade técnica para o aproveitamento elétrico do biogás se dê a partir de unidades MESB com capacidade de tratamento superior a 8,0

tFORSU.d⁻¹, uma população equivalente de aproximadamente 15 mil habitantes (considerado um *per capita* de 0,5 kgFORSU.hab⁻¹.d⁻¹).

8.3.2.2 Uso do biogás como biometano (biocombustível veicular)

Outro uso possível do biogás é seu aproveitamento energético como biometano veicular, biocombustível que pode ser utilizado para atender a própria frota de caminhões de coleta de RSU da COMLURB – outra possibilidade de uso do biometano é sua injeção na rede de gás natural ou para outras aplicações industriais. Para isto é necessária a purificação do biogás, visando incrementar o teor de CH₄ para níveis acima de 90 %CH₄ (ANP, 2017) e a pressão do gás no tanque de armazenamento deve estar próxima de 200 bar (WILKEN *et al.*, 2017). Conforme Equação 8.9, o potencial de produção de biometano ($P_{\text{biometano}}$) pela TMethar é estimado em 15.764 Nm³biometano.mês⁻¹. Assumindo um custo de purificação de R\$0,55.Nm⁻³biometano (EBA, 2017), o custo de purificação de biogás é próximo a R\$8.670 por mês, de acordo com a Equação 8.19.

Assumindo o rendimento médio de consumo de biometano de veículos pesados (2,02 km.Nm⁻³biometano) e a produção estimada de biometano, a frota de caminhões da COMLURB teria uma autonomia de 31.844 km.mês⁻¹ (Equação 8.10), distância equivalente a cerca de 200 jornadas de transporte de RSU da UTR-Caju até o aterro sanitário de Seropédica (160 km). A substituição do diesel pelo biometano evitaria o consumo de 14,4 m³diesel.mês⁻¹, gerando uma economia superior a R\$ 42 mil por mês, como demonstrado na Figura 8.2, já considerado o custo de purificação de biogás (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**). Estas economias r relativas são fundamentais na avaliação da viabilidade econômica do aproveitamento do biogás como biometano, cuja a razão de economia é próxima à R\$91.t⁻¹FORSU.

8.3.3 Emissões evitadas de GEE em função do tratamento da FORSU via MESB

Com a exaustão da capacidade do Aterro Sanitário de Gramacho, o antigo e maior aterro da Cidade do Rio de Janeiro, todo o RSU gerado no município é transferido para o Aterro Sanitários de Seropédica, localizado a 80 km de distância da UTR-Caju. Esta atual rota de transporte e disposição de resíduos recebidos na UTR-Caju corresponde a uma taxa de transporte e disposição de resíduos igual a 25 tRSU.160km⁻¹, consideradas as distâncias totais

percorridas e a capacidade de carga dos caminhões de transferência. Em vista do rendimento de consumo de combustível dos caminhões e do GWP do diesel, a taxa de emissão de GEE derivadas do transporte de resíduos foi estimada em $8 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}\cdot\text{t}^{-1}\text{RSU}$. Acerca disto, o tratamento da FORSU na TMethar ($468 \text{ tRSU}\cdot\text{mês}^{-1}$) resultaria na redução do transporte e, conseqüentemente, na mitigação ($\text{GEE}\cdot E_{\text{transporte}}$) de $3,6 \text{ tCO}_{2\text{eq}}\cdot\text{mês}^{-1}$ (Equação 8.11), como demonstra Figura 8.4.

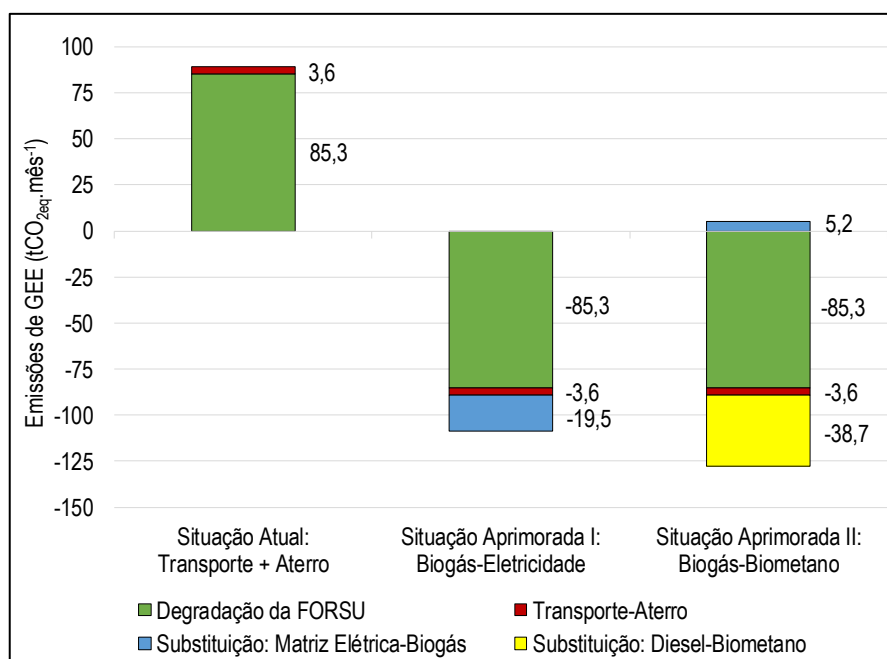


Figura 8.4: Estimativa dos GEE emitidos e evitados considerando a situação atual (FORSU disposta no Aterro de Seropédica) e as situações aprimoradas (uso de biogás para a substituição da matriz elétrica ou diesel)

Além das emissões derivadas da atividade de transporte da FORSU, também são esperadas emissões GEE pelo próprio aterro sanitário, resultado das perdas difusas e da combustão incompleta do CH₄ (MACIEL e JUCÁ, 2011; SILVA *et al.*, 2013; CANDIANI e VIANA, 2017). Considerando o potencial de produção de metano (BMP) da FORSU ($285 \text{ Nm}^3\text{CH}_4\cdot\text{t}^{-1}\text{SV}$) e assumindo 40% de perdas de CH₄, as emissões totais de GEE causadas pelo aterro da FORSU são estimadas em $4.256 \text{ Nm}^3\text{CH}_4\cdot\text{mês}^{-1}$ (Equação 8.12). Por outro lado, estas emissões podem ser neutralizadas a partir do tratamento da FORSU na TMethar. Assim, a unidade de metanização tem capacidade de mitigar a emissão de $85,3 \text{ tCO}_{2\text{eq}}\cdot\text{mês}^{-1}$ para a atmosfera (Equação 8.12 **Erro! Fonte de referência não encontrada.**), equivalente a uma relação de mitigação de GEE de cerca de $182 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}\cdot\text{t}^{-1}\text{FORSU}$, como demonstrado na Figura 8.4.

Nos estudos de avaliação de ciclo de vida (ACV) realizado por Rajaeifar *et al.* (2015) e Xu *et al.* (2015), é destacada o elevado impacto ambiental da disposição de orgânicos em aterros sanitários (mesmo que dotados por sistemas de coleta e aproveitamento energético de biogás), destacando a metanização como a melhor alternativa para o tratamento de resíduos orgânicos e aproveitamento integral do biogás gerado.

A energia renovável gerada pelo uso de biogás também resulta em emissões negativas de GEE. A eletricidade gerada pelo cogador CHP da TMethar (Figura 8.3) é capaz de garantir a substituição de até $42 \text{ MWh}_{\text{el}}.\text{mês}^{-1}$ da matriz elétrica brasileira (hidrelétrica + termelétricas) e evitar a emissão ($\text{GEE}.E_{\text{elétrica}}$) de cerca de $19,5 \text{ tCO}_{2\text{eq}}.\text{mês}^{-1}$ (Equação 8.13) – considerado um fator de impacto da matriz energética brasileira de $0,46 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}.\text{kWh}_{\text{el}}^{-1}$ (EPE, 2017; SEEG, 2017). Assim, a taxa de GEE evitado pelo uso de energia renovável é de cerca de $42 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}.\text{t}^{-1}\text{FORSU}$. Ademais, a literatura recomenda que melhorias nas unidade de recuperação energética de biogás (CHP) ainda podem ser promovidas a fim de otimizar ainda mais a eficácia energética e a sustentabilidade dos sistemas de metanização (RAJAEIFAR *et al.*, 2015; XU *et al.*, 2015).

Como visto no Item 8.3.2.2, a substituição do diesel pelo biometano evitaria o consumo de aproximadamente $14,4 \text{ m}^3\text{diesel}.\text{mês}^{-1}$ e o uso do biocombustível poderá evitar emissões de GEE ($\text{GEE}.E_{\text{biometano}}$) próximas a $38,7 \text{ tCO}_{2\text{eq}}.\text{mês}^{-1}$, de acordo com a Equação 8.14 e demonstrado na Figura 8.4. Esta mitiga equivale a uma taxa de redução de GEE próxima de $83 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}.\text{t}^{-1}\text{FORSU}$. No entanto, se o biogás for utilizado exclusivamente para a produção de biometano, a demanda elétrica do TMethar ($11,3 \text{ MWh}_{\text{el}}.\text{mês}^{-1}$) resultaria em emissões de GEE próximas a $5,2 \text{ tCO}_{2\text{eq}}.\text{mês}^{-1}$ (Figura 8.4), resultado do uso da eletricidade fornecida pela concessionária de energia para o suprir a demanda elétrica do sistema de metanização.

Ao todo, a mitigação de emissões de GEE obtida pela produção de biometano é maior em comparação com a recuperação energética em CHP, tendência também observada nos estudos de ACV realizados por Di Maria *et al.* (2017b) e Ardolino *et al.* (2018). Estes resultados são de grande importância para tomada de decisão quanto as estratégias de uso de biogás, sendo o uso conjugado de CHP e biometano uma alternativa sustentável para assegurar a autossuficiência energética da unidade de metanização e promover a substituição de combustíveis fósseis.

Sob esse panorama, a metanização tem se destacado como uma alternativa viável e sustentável para o tratamento dos resíduos orgânicos, por promover: o saneamento; o combate à crise climática; a produção de energia acessível e limpa; a saúde pública; e a capacidade de resiliência das cidades. Neste contexto, a metanização tem papel de destaque dentre as biotecnologias de tratamento da FORSU, sendo uma biotecnologia de menor impacto ambiental e maior sustentabilidade, se comparada ao processos de compostagem, como demonstrado em diferentes estudos de ACV (RAJAEIFAR *et al.*, 2015; XU *et al.*, 2015; DI MARIA *et al.*, 2017; EDWARDS *et al.*, 2018).

Síntese das estimativas e potenciais energéticos e de mitigação de GEE em uma unidade MESB

Na Tabela 8.6 estão resumidos as principais estimativas de indicadores de produção de biogás, energia elétrica e mitigação das emissões de GEE derivadas dos cenários: (i) recuperação energética em CHP; (ii) produção de biometano; (iii) disposição em aterro sanitário. Estes dados são baseados em extensa revisão bibliográfica e em dados manufaturados obtidos na UTR-Caju.

Tabela 8.6: Resumo dos principais indicadores de produção de biogás, energia e mitigação de GEE associados ao tratamento de 1,0 tFORSU via MESB (TMethar)

Parâmetros	Unid.	Cenário 1 (CHP)	Cenário 2 (Biometano)	Cenário 3 (Aterro)
Produção de Biogás				
Rendimento de produção biogás	Nm ³ biogás	55	55	55
Produção mássica de CH ₄	kgCH ₄	22	22	22
Consumo direto				
Demanda elétrica metanização	kWh _{el}	24	24	-
Distância de transporte e aterro	km	-	-	6,4
Consumo de combustível diesel	Ldiesel	-	-	2,9
Resíduos Sólidos				
Produção de Material Digerido (MD)	kgMD	600	600	-
Rejeito Remanescente (RR)	kgRR	225	225	1.000
Produção de Biossólidos (BS)	kgBS	233	233	-
Energia Elétrica e Térmica (CHP)				
Potencial Elétrico Disponível	kW _{el}	3,8	3,8	3,8
Capacidade de Geração Elétrica	kWh _{el}	91	-	-
Capacidade de Geração Térmica	kWh _{th}	136	-	-
Biometano				
Produção de Biometano	Nm ³ biometano	-	34	-
Autonomia Caminhão à Biometano	km	-	68	-
Substituição de Combustível Diesel	Ldiesel	-	31	-
Emissões de GEE				
Perdas Difusas de CH ₄	kgCO _{2eq}	-	-	182
Atividade de Transporte	kgCO _{2eq}	-	-	7,8

Mitigação de GEE				
Metanização da FORSU	kgCO _{2eq}	182	182	-
Atividade de Transporte	kgCO _{2eq}	7,8	7,8	-
Substituição de Matriz Elétrica - Biogás	kgCO _{2eq}	42	-	-
Substituição de Combustível Diesel - Biometano	kgCO _{2eq}	-	83	-
Aspectos econômicos				
Taxa de Transporte e Aterro de Resíduos	R\$	138	138	138
Economia: Substituição Diesel	R\$	-	91,3	-
Economia: Autossuficiência TMethar + Injeção na Rede	R\$	37,0	-	-
Receita: Metanização da FORSU (<i>gate fee</i>)	R\$	52,5	52,5	-
Receita: Comercialização do Biossólido	R\$	23,3	23,3	-

Na Figura 8.5 está representada a estimativa de balanço básico de massa e energia equivalente ao tratamento de 1,0 tFORSU.d⁻¹ via MESB.

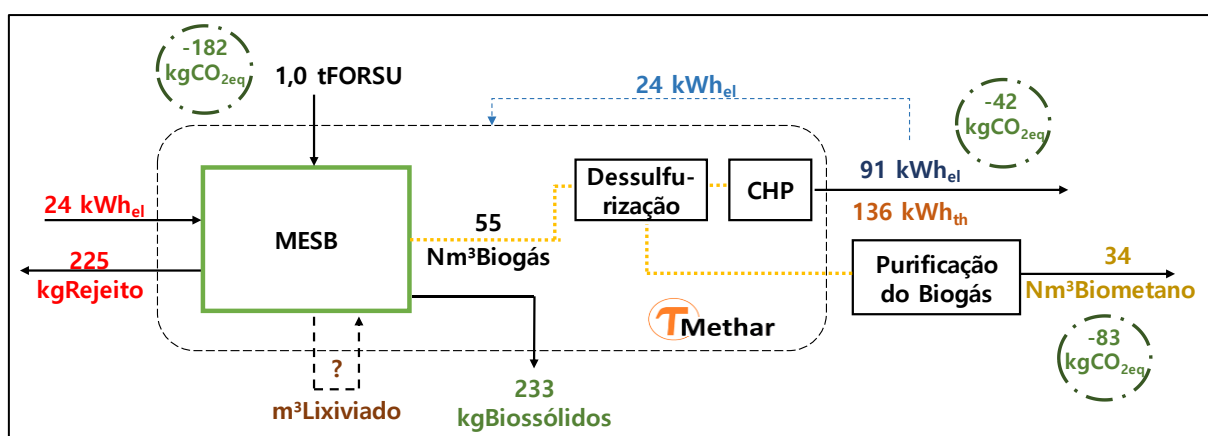


Figura 8.5: Balanço básico de massa e energia equivalente ao tratamento de 1,0 tFORSU no sistema de metanização TMethar.

8.4 CONCLUSÕES

A possibilidade de maior ganho econômico a partir do aproveitamento energético do biogás como biometano (R\$91.t⁻¹FORSU contra R\$37.t⁻¹FORSU quando utilizado para geração de eletricidade), também ocorre em termos de mitigação de GEE. As emissões evitadas de GEE devido à substituição do combustível diesel por biometano no transporte de resíduos (-83 kgCO_{2eq}.t⁻¹FORSU) são cerca de duas vezes maiores que a mitigação de GEE obtida pela substituição da energia elétrica (matriz brasileira) pela eletricidade gerada no motor de cogeração CHP (-42 kgCO_{2eq}.t⁻¹FORSU). Ao todo, os ganhos ambientais associados as emissões evitadas de GEE nos cenários de (i) geração de energia elétrica ou (ii) produção de biometano (-232 e -273 kgCO_{2eq}.t⁻¹FORSU, respectivamente) são enormes quando comparados com as emissões derivadas da atual rota de transporte e disposição da FORSU no Aterro de Seropédica (+182 kgCO_{2eq}.t⁻¹FORSU). Os ganhos econômicos relativos ao tratamento da FORSU na unidade MESB (taxa de recebimento somada à comercialização do biossólido produzido) podem somar R\$76.t⁻¹FORSU – além dos custos evitados relativos ao resíduo não aterrado (R\$137.t⁻¹FORSU).

Destaca-se ainda que, a capacidade de tratamento do sistema TMethar equivale a apenas 1% de toda FORSU que aporta na UTR-Caju. Visto o potencial energético e a sustentabilidade desta biotecnologia, a expansão da metanização na cidade do Rio de Janeiro resultaria em enormes ganhos econômicos e ambientais relativos ao uso da energia renovável gerada (elétrica, térmica e biometano), cuja utilização conjugada garantiria a autossuficiência energética do sistema de metanização e o abastecimento de parte da frota de veículos de coleta COMLURB com biometano.

9 CONCLUSÕES GERAIS

A FORSU-GG apresentou características típicas de resíduos de alimentos, sendo o teor de sólidos próximo a 20 %ST, o potencial de biodegradação elevado ($SV/ST > 0,88$), uma relação C/N baixa ($< 15/1$) e ausência de materiais estruturantes (ex.: poda, palha, serragem, fibra de coco etc.). Em vista disto, a mescla da FORSU-GG com resíduos orgânicos ricos em carbono foi necessária para o adequado balanceamento da relação C/N e estruturação da leira. A elevada fração de materiais impróprios ao tratamento biológico e de resíduo orgânico embalado (18%) limitou o desempenho e a produção de biogás no processo MESB. Assim, as estratégias de gerenciamento da FORSU-GG devem assegurar a segregação da matéria orgânica na fonte de geração e evitar o acondicionamento do resíduo orgânico em sacos plásticos, caso contrário, as embalagens devem ser rompidas para disponibilizar o substrato à metanização. Ao lançar mão destas estratégias, a eficácia do tratamento biológico da FORSU-GG pode ser alcançada, assim como a viabilidade econômica de uma unidade MESB.

Aproximadamente 18% da massa da FORSU-GG era composta pelo lixiviado fresco (LF) o que tornou seu gerenciamento ainda mais complexo. O lixiviado fresco contido na FORSU-GG foi caracterizado como um efluente acidificado ($pH < 4,22$), com elevada concentração de matéria orgânica ($SV = 61,3 \text{ gSV.L}^{-1}$; $DQO = 112,5 \text{ gO}_2.\text{L}^{-1}$) e elevado conteúdo de nitrogênio amoniacal ($3,18 \text{ gN-NH}_4.\text{L}^{-1}$), sendo enorme seu potencial poluidor. Acerca disto, o acondicionamento da FORSU-GG no pátio de recepção de resíduos orgânicos (dotado de sistema de drenagem e coleta de lixiviado, retenção de sólidos grosseiros e tratamento biológico via metanização) possibilitou o adequado gerenciamento do LF na unidade MESB – onde era promovida a recuperação de recursos (biogás e biossólidos) a partir dos resíduos e efluentes orgânicos.

Os testes BMP foram importantes para seleção do lodo anaeróbio derivado de um digestor de uma ETE, o qual foi fundamental para o sucesso da partida da UPI. O sequenciamento metagenômico dos microrganismos presentes no inóculo anaeróbio indicou que uma baixa relação S/I resultou em maior rendimento de CH_4 ($285 \text{ Nm}^3\text{CH}_4.\text{t}^{-1}\text{SV}$), obtido por uma comunidade de microrganismos anaeróbios mais diversa, composta tanto por metanogênicas acetoclásticas quanto por hidrogenotróficas, e importante participação de bactérias sintróficas.

Ao passo que a alta relação S/I (elevada carga) prejudicou o rendimento de CH₄, sendo a comunidade microbiana mais especializada, sendo composta, principalmente, por bactérias hidrolíticas e fermentativas e metanogênicas hidrogenotróficas.

A estruturação da FORSU com o resíduo de poda triturada, associada à recirculação de lixiviado estabilizado, foram estratégias-chave para melhora do desempenho dos reatores MESB, possibilitando: (i) a formação de leiras mais altas (> 2,0 m); (ii) a melhora da relação C/N (> 25/1); (iii) a melhora na percolação do inóculo através do substrato (recirculação de lixiviado); (iv) a mitigação do acúmulo de ácidos orgânicos no processo; e (v) o incremento do conteúdo de CH₄ no biogás produzido nos reatores MESB (CH₄ ~ 30 %) e na UPI (CH₄ > 65 % e rendimento de CH₄ próximo à 400 m³CH₄.t⁻¹SV).

No conjunto, as estratégias operacionais de inoculação via recirculação de lixiviado estabilizado não foram suficientes para assegurar a estabilidade metanogênica nos reatores MESB (CH₄ > 30 %) e a estabilização completa do material digerido (SV/ST < 0,60). Entretanto, estas estratégias possibilitaram a estabilização biológica do lixiviado e a manutenção da atividade metanogênica (conteúdo de CH₄ no biogás) na UPI, o que correspondeu a importantes ganhos ambientais e econômicos relativos à mitigação dos GEE e produção de energia renovável.

As estimativas de produção e de aproveitamento energético do biogás indicaram a possibilidade de maior ganho econômico a partir da produção de biometano (R\$91.t⁻¹FORSU), assim como uma maior mitigação de GEE. Ao todo, os ganhos ambientais associados à mitigação de GEE nos cenários de (i) geração de energia elétrica ou (ii) produção de biometano (-232 e -273 kgCO_{2eq}.t⁻¹FORSU, respectivamente) são enormes quando comparados com as emissões da atual rota de transporte e disposição da FORSU no Aterro de Seropédica (+182 kgCO_{2eq}.t⁻¹FORSU). Os ganhos econômicos relativos ao tratamento da FORSU na unidade MESB (taxa de recebimento e comercialização do biossólido) podem somar cerca de R\$76.t⁻¹FORSU – além dos importantes custos evitados devido ao resíduo não aterrado (R\$137.t⁻¹FORSU).

De maneira geral, as estratégias de metanização da FORSU e de recuperação energética do biogás gerado no sistema MESB possibilitariam importantes benefícios ambientais e econômicos, promovendo a descentralização e a sustentabilidade do saneamento na cidade do Rio de Janeiro, baseado na abordagem da economia circular – recuperação de recursos (energia

renovável e biossólidos) com a reintegração ao ciclo produtivo, fortalecendo as comunidades e economia locais.

10 RECOMENDAÇÕES

Acerca das conclusões obtidas nessa pesquisa e em vista da melhoria do processo MESB com recirculação de lixiviado, recomenda-se os seguintes estudos:

1. Definir estratégias de inoculação sólida, a partir do uso de material digerido dos reatores MESB e associadas à recirculação de lixiviado, com vistas à otimização da etapa de ativação metanogênica ($\text{CH}_4 > 30\%$);
2. Avaliar a codigestão da FORSU-GG com papel e papelão (fonte rica em carbono), com vistas ao balanceamento da relação C/N e ao incremento da produção de CH_4 nos reatores MESB;
3. Avaliar a hidrodinâmica (taxas de percolação e lixiviação) na leira de resíduo contida no reator MESB a partir do uso de diferentes materiais estruturantes (ex.: poda triturada, palha, serragem, fibra de coco etc.);
4. Avaliar o tempo de batelada necessário para alcançar a etapa de decaimento metanogênico em um reator MESB aplicado ao tratamento da FORSU-GG;
5. Estudar estratégias de pós-tratamento biológico (maturação) do material digerido com vistas à produção de biossólido para o uso agrícola;
6. Avaliar técnicas de remoção de nitrogênio amoniacal (N-NH_4) do lixiviado recirculado para mitigar o efeito inibitório do acúmulo de N-NH_4 nos reatores MESB;
7. Avaliar o balanço hídrico da UPI e definir estratégias de pós-tratamento e de utilização do lodo anaeróbio excedente de um processo MESB com recirculação de lixiviado;
8. Avaliar a viabilidade econômica de uma unidade MESB aplicada ao tratamento da FORSU, com vistas à implementação em pequenos municípios (< 50.000 habitantes).

REFERÊNCIAS

- ABBASSI-GUENDOZ A.; BROCKMANN, D.; TRABLY, E.; DUMAS, C.; DELGENÈS, J.P.; STEYER, J.P.; ESCUDIÈ, R. Total solids content drives high solid anaerobic digestion via mass transfer limitation. *Bioresour. Technology*. 111, 55-61. 2012.
- ABBASSI-GUENDOZ, A.; TRABLY, E.; HAMELIN, J.; DUMAS, C.; STEYER, J. P.; DELGENÈS, J. P.; ESCUDIÈ, R. Microbial community signature of high-solids content methanogenic ecosystems. *Bioresour. Technol.* v. 133. P. 256-262. 2013.
- ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica. Resolução Normativa nº 482/2012. Estabelece condições gerais para o acesso de microgeração e minigeração distribuída aos sistemas de distribuição de energia elétrica, o sistema de compensação de energia elétrica, e outras providências. Brasil. 2012.
- ANP – Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. Resolução nº685/2017. Estabelece as regras para aprovação do controle da qualidade e a especificação do biometano oriundo de aterros sanitários e de estações de tratamento de esgoto destinado ao uso veicular e às instalações residenciais, industriais e comerciais a ser comercializado em todo o território nacional. Brasil. 2017.
- AHRING, B., ANGELIDAKI, I. Monitoring and controlling the biogas process. *In: Proceedings of the Eighth International Conference on Anaerobic Digestion*. v.1. P. 40-50. 1997.
- ANDRÉ, L.; PAUSS, A.; RIBEIRO, T. Solid anaerobic digestion: state-of-art, scientific and technological hurdles, *Bioresour. Technology*. v.247, P.1027–1037. 2018.
- ANGELIDAKI, I., ELLEGAARD, L., AHRING, B.K. A mathematical model for dynamic simulation of anaerobic digestion of complex substrates: focusing on ammonia inhibition. *Biotechnol. Bioeng.* v. 42. P. 159–166. 1993.
- ANGELIDAKI, I., AHRING, B.K. Thermophilic digestion of livestock waste: the effect of ammonia. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* v. 38. P. 560–564. 1993.
- ANGELIDAKI I. e AHRING B. K. Establishment and characterization of an anaerobic thermophilic (558C) enrichment culture degrading long-chain fatty acids. *Appl. Environ. Microbiol.* v.61. P.2442-2445. 1995.
- ANGELIDAKI, I., ELLEGAARD, L., AHRING, B. A comprehensive model of anaerobic bioconversion of complex substrates to biogas. *Biotechnol. Bioeng.* v. 63 (3). P. 363-372. 1999.
- ANGELIDAKI, I.; ALVES, M.; BOLZONELLA, D.; BORZACCONI, L.; CAMPOS, J.L.; GUWY, A.J.; KALYUZHNYI, S.; JENICEK, P.; VAN LIER, J.B. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Sci. Technol.*v. 59. P. 927–934. 2009.
- ANWAR, N.; WANG, W.; ZHANG, J.; LI, Y.; CHEN, C.; LIU, G.; ZHANG, R. Effect of sodium salt on anaerobic digestion of kitchenwaste. *Water Sci. Technol.*v.73. P. 1865-1871. 2016.
- APPLES, L., LAUWERS, J., DEGREVE, J., HELSEN, L., LIEVENS, B., WILLEMS, K., VAN IMPE, J., DEWILL, R. Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges. *Renew. Sust. Energ. Rev.* v. 15. P. 4295–4301. 2011.
- AQUINO, S. F. e CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas estratégicas de controle. *Engenharia Sanitária Ambiental, Rio de Janeiro*. v. 10. n. 1. P. 151-161, 2005.

AQUINO, S. F.; SILVA, S. Q.; CHERNICHARO, C. A. L. Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado a análise de efluentes anaeróbios. *Engenharia Sanitária Ambiental, Rio de Janeiro*. v. 11. n.4, 2006.

ARDOLINO, F.; PARRILLO, F.; ARENA, U. Biowaste-to-biomethane or biowaste-to-energy? An LCA study on anaerobic digestion of organic waste. *Journal of Cleaner Production*. v. 174. P. 462-476. 2018.

ARIESYADY, H.D., ITO, T., OKABE, S. Functional bacterial and archaeal community structures of major trophic groups in a full-scale anaerobic sludge digester. *Water Res.* 41, 1554–1568. 2007.

ARIUNBAATAR, J.; PANICO, A.; ESPOSITO, G.; PIROZZI, F.; LENS, P. N. L. Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. *Applied Energy* v.123, p.143–156. 2014.

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil*. Brasil. 2017.

APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20. ed.. Washington: APHA. 2012.

BABILOTTE, A.; LAGIER, T.; FIANI, E.; TARAMINI, V. Fugitive Methane Emissions from Landfills: Field Comparison of Five Methods on a French Landfill. *Journal of Environmental Engineering*. v. 139. P. 777-784. 2010.

BANCO MUNDIAL. What a waste: A global review of solid waste management. Urban Development & Local Government Unit. Washington, DC, EUA. 2012.

BASERGA, U. Landwirtschaftliche Co-Vergärungs-Biogasanlagen; FAT- Berichte. v. 512, 1998.

BENBELKACEM, H.; BAYARD, R.; ABDELHAY, A.; ZHANG, Y.; GOURDON, R. Effect of leachate injection modes on municipal solid waste degradation in anaerobic bioreactor. *Bioresource Technology*. v.101(14). P. 5206–5212. 2015.

BOLZONELLA, L.; INNOCENTI, P.; PAVAN, P.; TRAVERSO, F.; CECCHI, F. Semi-dry thermophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: focusing on the start up phase. *Bioresource Technol.* v.86. P.123–129. 2003.

BOLZONELLA, D., PAVAN, P., MACE, S., CECCHI, F. Dry anaerobic digestion of differently sorted organic municipal solid waste: a full-scale experience. *Water Sci. Technol.* v. 53 (8). P. 23–32. 2006.

BONG, C. P. C.; LIM, L. Y., LEE, C. T.; KLEMES, J. J.; HO, C. S. H.; HO, W. S. The characterization and treatment of food waste for improvement of biogas production during anaerobic digestion – A review. *Journal of Cleaner Production*. 172, 1545-1558. 2018.

BORREL, G., O'TOOLE, P.W., HARRIS, H.M.B., PEYRET, P., BRUGÈRE, J.F., GRIBALDO, S. Phylogenomic data support a seventh order of methylotrophic methanogens and provide insights into the evolution of methanogenesis. *Genome Biol.E.* vol.5, p.1769–1780. 2013.

BLUME et al. Methanogenic population dynamics during semi-continuous biogas fermentation and acidification by overloading. *Journal of Applied Microbiology* 109,2, 441–50. 2010

BRAGUGLIA, C. M.; GALLIPOLI, A.; GIANCO, A.; PAGLIACCIA, P. Anaerobic bioconversion of food waste into energy: A critical review. *Bioresource Technology*. v.248, p.37-59. 2018.

Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. *Instrução Normativa nº 25/2009. Normas Sobre As Especificações E As Garantias, As Tolerâncias, O Registro, A Embalagem E A Rotulagem Dos Fertilizantes Orgânicos Simples, Mistos, Compostos, Organominerais E Biofertilizantes Destinados a Agricultura*. 2009.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Lei nº 12.187 de 29 de dezembro de 2009. Institui *Plano Nacional sobre Mudança do Clima*. Brasília-DF. 2009.

_____. Ministério do Meio Ambiente. *Plano Nacional de Resíduos Sólidos*. Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010; altera a lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília-DF. 2010.

_____. Ministério do Meio Ambiente. 1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários. *Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental Departamento de Mudanças Climáticas Gerência de Qualidade do Ar*. 2011.

_____. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Probiogás. *O estado da arte da tecnologia de metanização seca / Probiogás*; organizadores, Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH (GIZ); autor, Luis Felipe de Dornfeld Braga Colturato. – Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2015.

_____. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. Resolução nº 685 Estabelece as regras para aprovação do controle da qualidade e a especificação do biometano oriundo de aterros sanitários e de estações de tratamento de esgoto destinado ao uso veicular e às instalações residenciais, industriais e comerciais a ser comercializado em todo o território nacional. 29/06/2017.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº481 de 03 de outubro de 2017. *Estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências*. 2017.

BUYUKKAMACI, N., FILIBELI, A. Volatile fatty acid formation in an anaerobic hybrid reactor. *Process Biochem.* 39, 1491–1494. 2004

CAMPUZANO R., GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S. Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. *Waste Management.* v. 54. P. 3–12. 2016.

CANDIANI, G.; VIANA, E. Emissões fugitivas de metano em aterros sanitários. *Geosp – Espaço e Tempo (Online)*, v. 21, n. 3, p. 845-857. 2017.

CAPORASO, J.G., LAUBER, C.L.; WALTERS, W.A., BERG-LYONS, D., LOZUPONE, C.A., TURNBAUGH, P.J., FIERER, N., KNIGHT, R. Global patterns of 16S rRNA diversity at a depth of millions of sequences per sample. *P. Natl. Acad. Sci. USA* 108, 4516–4522. 2011.

CAPSON-TOJO, G., TRABLY, E., ROUEZ, M., CREST, M., STEYER, J.P., DELGENÈS, J.P., ESCUDIÉ, R. Dry anaerobic digestion of food waste and cardboard at different substrate loads, solid contents and co-digestion proportions. *Bioresour Technol.* 233, 166–175. 2017.

CHEN, Y., CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource Technology*. V. 99. N. 10 p.4044–4064. 2008.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores Anaeróbios. *Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: UFMG*. 246p. 2007.

CHERNICHARO, C. A. L.; BRESSANI, T. R.; PEGORINI, E. S.; POSSETI, G. R. C.; MIKI, M. K.; SOUZA, S. N. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao

tratamento de esgoto sanitário – Parte 1: Tópicos de Interesse. *Revista DAE Edição Especial*. nº24. vol. 66. p. 5-15. 2018

CHO, S.K., IM, W.T., KIM, D.H., KIM, M.H., SHIN, H.S., OH, S.E. Dry anaerobic digestion of food waste under mesophilic conditions: performance and methanogenic community analysis. *Bioresour. Technol.* 131, 210–217. 2013.

CHOUARI, R., LE PASLIER, D., DAEGELEN, P., GINESTET, P., WEISSENBACH, J., SGHIR, A. Novel predominant archaeal and bacterial groups revealed by molecular analysis of an anaerobic sludge digester. *Environ. Microbiol.* 7, 1104–1115. 2005.

COLTURATO, L., F., D., B. Dessulfuração de Biogás da metanização da vinhaça: uma nova abordagem para remoção de altas concentrações de H₂S. *Tese (doutorado). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais. DESA/UFMG.* 2015.

COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. S. M.; CAMPOS, J. C. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. *Journal of Environmental Management*. v. 232 p. 110-116. 2019.

DE BAERE, L. e MATTHEEUWS, B. Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste in Europe: Status, experience and prospects. *Waste Management*. v. 3. P. 517-526. 2012.

DEGUEURCE, A.; TRÉMIER, A.; PEU, P. Dynamic effect of leachate recirculation on batch mode solid state anaerobic digestion: Influence of recirculated volume, leachate to substrate ratio and recirculation periodicity. *Bioresource Technology*. v. 216. P. 553–561. 2016.

DEMIREL, B AND SCHERER, P. The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane: a review *Rev Environ Sci Biotechnol* 7:173–190. 2008.

DE VRIEZE, J. D., HENNEBEL, T., BOON, N., VERSTRAETE, W. *Methanosarcina*: the rediscovered methanogen for heavy duty biomethanation. *Bioresour Technol.* 112, 1–9. 2012.

DE VRIEZE, J.D., MARC, A., HE, Y., FANG, J., HALKJAER, P., VERSTRAETE, E., BOON, N. Ammonia and temperature determine potential clustering in the anaerobic digestion microbiome. *Water Res.* 75, 312–323. 2015.

DI MARIA, F., SODI, A., MICALÉ, C. Optimization of solid state anaerobic digestion by inoculum recirculation: the case of an existing mechanical biological treatment plant. *Appl. Energy*. v. 97. P. 462–469. 2012.

DI MARIA, F.; GIGLIOTTI, G.; SORDI, A.; MICALÉ, C.; ZADRA, C.; MASSACCESI, L. Hybrid solid anaerobic digestion batch: biomethane production and mass recovery from the organic fraction of solid waste. *Waste Management*. 31,0869-873. 2013.

DI MARIA, F.; BARRATTA, M.; BIANCONI, F.; PLACIDI, P.; PASSERI, D. Solid anaerobic digestion batch with liquid digestate recirculation and wet anaerobic digestion of organic waste: Comparison of system performances and identification of microbial guilds. *Waste Management*. 2017a.

DI MARIA, F; MICALÉ, C; CONTINI, S; MORETTINI, E. Impact of biological treatments of bio-waste for nutrients, energy and bio-methane recovery in a life cycle perspective. *Waste Manag.* v. 52. P. 86-95. 2017b.

DI MARIA, F.; SEGOLONI, E.; PEZZOLLA, D. Solid anaerobic digestion batch of bio-waste as pre-treatment for improving amendment quality: The effect of inoculum recirculation. *Waste Management*. v. 56. P. 106-112. 2017c.

DONG, QZ, TAN, SK, GERSBERG, RM. Municipal solid waste management in China: status, problems and challenges. *Journal of Environmental Management*. v. 91. P. 1623–1633. 2010.

EDWARDS, J.; OTHMAN, M.; CROSSIN, E.; BURN, S. Life cycle assessment to compare the environmental impact of seven contemporary food waste management systems. *Bioresource Technology*. v. 248. P. 156–173. 2018.

EHRING, H. J. Prediction of gas production from laboratory scale testes. In: *Third International Landfill Symposium*, Sardinia, Itália. v. 1, P.87-114. 1991.

ELBESHISHY, E., NAKHLA, G., HAFEZ, H. Biochemical methane potential (BMP) of food waste and primary sludge: Influence of inoculum pre-incubation and inoculum source. *Biores. Technol.* 110, 18–25. 2012.

EPE - Empresa de Pesquisa Energética/MME – Ministério de Minas e Energia. Balanço Energético Nacional 2017. Rio de Janeiro, Brasil. 2017.

ESPOSITO, G., FRUNZO, L.; PANICO, A.; PIROZZI, F. Modelling the effect of the OLR and OFMSW particle size on the performances of an anaerobic co-digestion reactor. *Process Biochemistry*. 46, 557-565. 2011.

EUROSERV'ER. Biogas Barometer – Annual Report. November. 2017.

EBA – EUROPEAN BIOGAS ASSOCIATION. Annual Report. 2017.

EVANGELISTI, S.; LETTIERI, P.; BORELLO, D.; CLIFT, R. Life cycle assessment of energy from waste via anaerobic digestion: A UK case study. *Waste Management*. v.34. P. 226–237. 2014.

FNR - Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe. *Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização*. Ministério da Nutrição Agricultura e Defesa do Consumidor da Alemanha. Gülzow, Alemanha. 2010.

FDEZ-GÜELFO, L. A.; ALVAREZ, C.; SALES, D.; ROMERO, G. L. Start-up of thermophilic-dry anaerobic digestion of OFMSW using adapted modified SEBAC inoculum. *Bioresource technology*. 101, 9031-9. 2010.

FEI, X., ZEKOS, D., RASKIN, L. Archaeal community structure in leachate and solid waste is correlated to methane generation and volume reduction during biodegradation of municipal solid waste. *Waste Management* 36, 184–190. 2015.

FAO - Food and Agriculture Organization. Food wastage footprint: Impacts on natural resources. Organization of the United Nations. P. 63. Italia, Roma. 2013.

_____. Food losses and waste in Latin America and Caribbean. 2016.

FORSTER-CARNEIRO, T.; FERNÁNDEZ, L.; PEREZ, M.; ROMERO, G. L.; ALVAREZ, C. Optimization of Sebac Start up Phase of Municipal Solid Waste Anaerobic Digestion. *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly*. v18. 2004.

FORSTER-CARNEIRO, T.; PÉREZ, M.; ROMERO, L. I. Influence of total solid and inoculum contents on performance of anaerobic reactors treating food waste. *Bioresource Technology*. v. 99. n. 15. P. 6994-7002. 2008.

FU, Y.; LUO, T.; MEI, Z.; LI, J.; QIU, K.; GE, Y. Dry anaerobic digestion technologies for agricultural straw and acceptability in China. *Sustainability*. v.10. 2018.

GALLERT, C.; WINTER, J. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion source-sorted organic wastes: Effect of ammonia on glucose degradation and methane production. *Appl. Microbiol.* v.48(3). P. 405-410. 1997.

GOTTARDO, M.; MICOLUCCI, F.; BOLZONELLA, D.; UELLENDACKL, H. Pilot scale fermentation coupled with anaerobic digestion of food waste – Effect of dynamic digestate recirculation. *Renewable Energy*. v.114 p.455-463. 2017.

GRIFFIN, M.E., MCMAHON, K.D., MACKIE, R.I., RASKIN, L. Methanogenic population-dynamics during start-up of anaerobic digesters treating municipal solid-waste and biosolids. *Biotechnol. Bioeng.* v. 57 (3). P. 342-355. 1998.

GUILFORD, N. G. H. The Anaerobic Digestion of Organic Solid Wastes of Variable Composition. *PhD thesis of Department of Chemical Engineering and Applied Chemistry University of Toronto.* 219p. Canada. 2017.

GUO, X., WANG, C., SUN, F., ZHU, W., WU, W. A comparison of microbial characteristics between the thermophilic and mesophilic anaerobic digesters exposed to elevated food waste loadings. *Bioresour. Technol.* 152, 420–428. 2014.

GUO, M.; SONG, W.; BUHAIN, J. Bioenergy and biofuels: history, status, and perspective. *Renewable Sustainable Energy Rev.* v. 42. P. 712–725. 2015.

GUO, J.; JIE, L. B.; CHEN, H.; BOND, P. L.; YUAN, Z. Metagenomic analysis reveals wastewater treatment plants as hotspots of antibiotic resistance genes and mobile genetic elements. *Water Research.* v.123. P. 468-478. 2017.

HARTMANN, H.; AHRING, B. K. Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: influence of co-digestion with manure. *Water Research.* v. 39(8). P. 1543–52. 2005.

HATAMOTO, M., KANESHIGE, M., NAKAMURA, A., YAMAGUCHI, T. *Bacteroides luti* sp. nov. an anaerobic, cellulolytic and xylanolytic bacterium isolated from methanogenic sludge. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 64 (5), 1770–1774. 2014.

HAYES, ALEXANDER. ; ENONGENE, E.; MERVIN, S.; JENSON, E. Techno-economic evaluation of a tandem dry batch, garage-style digestion-compost process for remote work camp environments. *Waste Management.* 58, 70-80. 2016.

HOBBS, S. R., LANDIS, A. E., RITTMAN, B. E., YOUNG, M. N., PARAMESWARAN, P. Enhancing anaerobic digestion of food waste through biochemical methane potential assays at different substrate: inoculum ratios. *Waste Management.* 71, 612–617. 2018.

HOLLIGER, C.; ALVES, M.; ANDRADE, D.; ANGELIDAKI, I.; ASTALS, S.; BAIER, U.; BOUGRIER, C.; BUFFIERE, P.; CARBALLA, M.; DE WILDE, V.; EBERTSEDER, F.; FERNANDEZ, B.; FICARA, E.; FOTIDIS, I.; FRIGON, J.-C.; DE LACLOS, H.F.; GHASIMI, D.S.M.; HACK, G.; HARTEL, M.; HEERENKLAGE, J.; HORVATH, I.S.; JENICEK, P.; KOCH, K.; KRAUTWALD, J.; LIZASOAIN, J.; LIU, J.; MOSBERGER, L.; NISTOR, M.; OECHSNER, H.; OLIVEIRA, J.V.; PATERSON, M.; PAUSS, A.; POMMIER, S.; PORQUEDDU, I.; RAPOSO, F.; RIBEIRO, T.; RUSCH PFUND, F.; STROMBERG, S.; TORRIJOS, M.; VAN EEKERT, M.; VAN LIER, J.; WEDWITSCHKA, H.; WIERINCK, I.; Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology.* v.74. P. 2515-2522. 2016.

IKE, M., INOUE, D., MIYANO, T., LIU, T.T., SEI, K., SODA, S., KADOSHIN, S. Microbial population dynamics during startup of a full-scale anaerobic digester treating industrial food waste in Kyoto eco-energy project. *Bioresource Technol.* 101, 3952–3957. 2010.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. População do Brasil. Disponível em: <http://ibge.gov.br/apps/população/projeção>. 2017.

IPCC. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Switzerland, 151 pp. p.87, 2014.

IZUMI, K.; OKISHIO, YU, K.; NAGAO, N.; NIWA, C.; YAMAMOTO, S.; TODA, T. Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste. *International Biodeterioration & Biodegradation.* 64, 601-608. 2010.

- JAIN, J.; JAIN, S.; WOLF, I. T.; LEE, J.; TONG, Y. W. A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for an aerobic digestion of municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 52. P.142–154. 2015.
- KAMINSKI, G. F; WAGNER, L. G.; SILVA, F. O. M.; POSSETTI, G. R. C. Análise crítica acerca da aplicação de queimadores enclausurados em ETE para destruição de biogás. *3º Simpósio de Meio Ambiente Urbano e Industrial Brasil-Alemanha*. Brasil. 2018.
- KARAKASHEV, D.; BATSTONE, D. J.; ANGELIDAKI, I. Influence of environmental conditions on methanogenic compositions in anaerobic biogas reactors. *Appl. Environ. Microbiol.* v. 71. P. 331-338. 2005.
- KAWAI, M., NAGAO, N., TAJIMA, N., NIWA, C., MATSUYAMA, T., TODA, T. The effect of the labile organic fraction in food waste and the substrate/inoculum ratio on anaerobic digestion for a reliable methane yield. *Bioresource Technology*, 157, 174–180.2014.
- KIM, M.; AHN, Y. H.; SPEECE, R. E. Comparative process stability and efficiency of anaerobic digestion, mesophilic vs. thermophilic. *Water Research*. v. 36(17). P. 4369–85. 2002.
- KIRKEGAARD, R.H., MCILROY, S.J., KRISTENSEN, J.M., NIERYCHLO, M., KARST, S.M., DUEHOLM M.S., ALBERTSEN M., NIELSEN, P.H. The impact of immigration on microbial community composition in full-scale anaerobic digesters. *Scientific Reports*, 7: 9343, 1–11.2017.
- KUO, W. C.; LU, H. Y.; A complete resource recovery of the thermophilic anaerobic digestion. *In: 10th congress on anaerobic digestion*. v. 4. P. 1663–5. 2004.
- KUSCH, S.; OECHSNER, H.; JUNGBLUTH, T. Effect of various leachate recirculation strategies on batch anaerobic digestion of solid substrates. *Int. J. Environment and Waste Management*. v. 9. 2012.
- KYLEFORS, K.; ECKE, H.; LAGERKVIST, A. Accuracy of COD test for landfill leachates. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 146, p. 153-169, 2003.
- LEE, D.H., BEHERA, S.K., KIM, J.W., PARK, H.S. Methane production potential of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: a lab-scale study. *Waste Manage.* 29, 876–882.2009.
- LEE, J., KIM, E., HAN, G., TONGCO, J.V., SHIN, S.G., HWANG, S. Microbial communities underpinning mesophilic anaerobic digesters treating food wastewater or sewage sludge: A full-scale study. *Bioresour. Technol.* 259, 388–397.2018.
- LEVIS, J.W., BARLAZ, M.A. What is the most environmentally beneficial way to treat commercial food waste? *Environ. Sci. Technol.* 45, 7438–7444.2011.
- LI, L., HE, Q., MA, Y., WANG, X., PENG, X. Dynamics of microbial community in a mesophilic anaerobic digester treating food waste: relationship between community structure and process stability. *Bioresour. Technol.* 189, 113–120.2015.
- LI, Q., YUWEN, C., CHENG, X., YANG, X., CHEN, R., WANG, X.C. Responses of microbial capacity and community on the performance of mesophilic co-digestion of food waste and waste activated sludge in a high-frequency feeding CSTR. *Bioresour. Technol.* 260, 85–94. 2018.
- LI, Y.; PARK, S.Y.; ZHU, J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 15. P. 821-826. 2011.

- LIN, L.; YU, Z. T.; LI, Y. Sequential batch thermophilic solid-state anaerobic digestion of lignocellulosic biomass via recirculating digestate as inoculum - Part II: Microbial diversity and succession. *Bioresource Technology*. v. 241. P. 1027–1035. 2017
- LIU, Y., BOONE, D.R.. Effects of salinity on methanogenic decomposition. *Bioresource Technology*. v. 35 (3). P. 271-273. 1991.
- LOBATO, L. C. S. Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico. *Tese (doutorado). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais – DESA/UFMG*. 2011.
- MACIEL, F.J.; JUCÁ, J.F.T. Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale Experimental Cell in Brazil. *Waste Management*. v. 31. P. 966-977. 2011.
- MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. Microbiologia de Brock. 12 ed. Porto Alegre: *Artmed*. P. 1129. 2010.
- MARIANO, M.O.H.; JUCÁ, J.F.T. Ensaio de campo para determinação de emissões de biogás em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos. *Engenharia Sanitária Ambiental*. v. 15. n. 3. P. 223-228. 2010.
- MARTINEZ ET AL. Discovery and ecogenomic context of a global *Caldiserica*-related phylum active in thawing permafrost, *Candidatus Cryosericotia* phylum nov., *Ca. Cryosericia* class nov., *Ca. Cryosericales* ord. nov., *Ca. Cryoseriaceae* fam. nov., comprising the four species *Cryosericum septentrionale* gen. nov. sp. nov., *Ca. C. hinesii* sp. nov., *Ca. C. odellii* sp. nov., *Ca. C. terrychapinii* sp. nov. *Systematic and Applied Microbiology*, 42 (1), 54–66. 2019.
- MASSACCESI, L., SORDI, A., MICALE, C., CUCINA, M., ZADRA, C., Di MARIA, F., GIGLIOTTI, G. Chemical characterization of percolate and digestate during the hybrid solid anaerobic digestion batch process. *Process Biochem*. v. 48. P.1361–1367. 2013.
- MATA-ALVAREZ, J., CECCHI, F. A review of kinetic models applied to the anaerobic bio-degradation of complex organic matter. Kinetics of the biomethanization of organic fractions of municipal solid waste. In: Kamely, D., Chackrobordy, A., Ommen., G.S. (Ed.), *Biotechnology and Biodegradation*. Portfolio Publ. Comp. P. 27-54. 1990.
- MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S.; LLABRÉS, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*. v. 74. P. 3-16. 2000.
- MATA-ALVAREZ, J. (Ed.). *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*. IWA Publishing, London (UK). ISBN: 1 900222 14 0. 2013.
- MCCARTY, P. L. Anaerobic waste treatment fundamentals – Public Works – Parts 1, 2, 3 e 4: 95 n°9, 107-112; n°10, 123-126; n°11, 91-94; n°12, 95-99. 1964.
- METCALF E EDDY. *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos*. AMGH; Edição 5. 2015.
- MONTALVANO, S.; VIELMA, S.; BORJA, R.; HUILINIR, C.; GUERRERO, L. Increase in biogas production in anaerobic sludge digestion by combining aerobic hydrolysis and addition of metallic wastes. *Renewable Energy*. v.123, p.541-548. 2018.
- MORAVIA, W. G. Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas. *Tese de doutorado Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais – DESA/UFMG*. P.156. 2010.

- NELSON, M. C., MORRISON, M.; YU Z.A. Meta-analysis of the microbial diversity observed in anaerobic digesters. *Bioresour. Technol.* 102, 3730–3739. 2011.
- NARIHIRO T., NOBU M. K., KIM, N. K.; KAMAGATA, Y.; LIU, W. T. The nexus of syntrophy -associated microbiota in anaerobic digestion revealed by long -term enrichment and community survey. *Environ Microbiol* 17,1707–1720. 2015.
- NOBU, M. K.; NARIHIRO, T.; KURODA, K.; MEI, R.; LIU, W.T. Chasing the elusive Euryarchaeota class WSA2: genomes reveal a uniquely fastidious methyl-reducing methanogen. *ISME J.* 10, 2478–87. 2016.
- NOYOLA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J.M.; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, J.E. Treatment of biogas produced in anaerobic reactors for domestic wastewater: odour control and energy/resource recovery. *Reviews in Environmental Sciences and BioTechnology*, v.5, p. 93-114. 2006.
- ORNELAS-FERREIRA, B. Avaliação de um sistema de metanização de resíduos orgânicos alimentares com vistas ao aproveitamento energético do biogás. *Dissertação (mestrado). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais -DESA/UFMG.* 2015.
- ORNELAS-FERREIRA, B.; LOBATO, L. C. S.; COLTURATO, L. F. D.; TORRES, E. O.; POMBO, L. M.; PUJATTI, F. J. P.; ARAÚJO, J. C.; CHERNICHARO, C. A. L. Strategies for energy recovery and gains associated with the implementation of a solid state batch methanization system for treating organic waste from the City of Rio de Janeiro – Brazil. *Renewable Energy*. v.146. p.1976-1983. 2020.
- PELLETIER, E., KREIMEYER, A., BOCS, S., ROUY, Z., GYAPAY, G., CHOUARI, R., RIVIÈRE, D., GANESAN, A., DAEGELEN, P., SGHIR, A., COHEN, G.N., MÉDIGUE, C., WEISSENBACH, J., LE, PASLIER, D. “Candidatus Cloacamonas acidaminovorans”: genome sequence reconstruction provides a first glimpse of a new bacterial division. *J. Bacteriol.* 190, 2572–2579. 2008.
- PEZZOLLA, D.; DI MARIA, F.; ZADRA, C.; MASSACCESI, L.; SORDI, A.; GIGLIOTT, G. Optimization of solid-state anaerobic digestion through the percolate recirculation. *Biomass and Bioenergy*. v.96 p.112-118. 2017.
- POGNANI, M.; D’IMPORZATO, G.; MINETTI, C. Anaerobic digestion of the OFMSW by digestate recirculation: a new approach. *Waste Management*. v. 35. P. 111–118. 2015.
- POIRIER, S.; DESMOND-LE QUEMERNER, E.; MADIGOU, C.; BOUCHEZ, T.; CHAPLEUR, O. Anaerobic digestion of biowaste under extreme ammonia concentration: identification of key microbial phylotypes. *Bioresource Technology*. v. 207. P. 92-101. 2016.
- POMMIER, S.; LLAMAS, A. M.; LEFEBVRE, X. Analysis of the outcome of shredding pretreatment on the anaerobic biodegradability of paper and cardboard materials. *Bioresource Technology*. 101, 463-468. 2010.
- PORPINO, G.; LOURENÇO, C. E.; ARAÚJO, C.M.; BASTOS, A. Intercâmbio Brasil – União Europeia sobre desperdício de alimentos. Relatório final de pesquisa. Brasília: Diálogos Setoriais União Europeia – Brasil. 2018.
- QIAN, M. Y.; LI, R. H.; WEDWITSCHKA, H.; NELLES, M.; STINNER, W.; ZHOU, H. J. Industrial scale garage-type fermentation of municipal solid waste to biogas. *Bioresource Technology*. v.271 p.82-89. 2016.
- QIAN, M.; ZHANG, Y.; LI, R.; NELLES, M.; STINNER, W.; LI, Y. Effects of Percolate Recirculation on Dry Anaerobic Co-digestion of Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Corn Straw. *Energy & Fuels*. 2017.
- RAJAEIFAR, A. M.; TABATABAEI, M.; GHANAVATI, H.; KHOSHNEVISAN, B.; RAFIEE, S. Comparative life cycle assessment of different municipal solid waste management scenarios in Iran. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 51. P. 886–898. 2015.

- RAPOSO, F., DE LA RUBIA, M.A., FERNÁNDEZ-CEGRÍ, R.B. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: an overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renew. Sust. Energy Rev.* v. 16. P. 861–877. 2011.
- REGUEIRO, L., VEIGA, P., FIGUEROA, M., LEMA J., CARBALLA, M. Influence of transitional states on the microbial ecology of anaerobic digesters treating solid wastes. *Appl Microbiol Biotechnol.* 98,2015–2027. 2014.
- RICO, C.; MONTES, J. A.; MUNOZ, N.; RICO, J. L. Thermophilic anaerobic digestion of the screened solid fraction of dairy manure in a solid-phase percolating reactor system. *Journal of Cleaner Production.* P. 1-9. 2015.
- RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *Journal Water Pollution Control Fed.* v.58. P.406-411. 1986.
- REN, Y.; YU, M.; WU, C.; WANG, Q.; GAO, M.; HUANG, Q. A comprehensive review on food waste anaerobic digestion: research updates and tendencies. *Bioresource Technology.* 247, 1069-1076. 2018.
- RUIZ-SÁNCHEZ, J., GUIVERNAU, M., FERNÁNDEZ, B., VILA J., VIÑAS, M., RIAU, V., PRENAFETA-BOLDÚ, F.X., Functional biodiversity and plasticity of methanogenic biomass from a full-scale mesophilic anaerobic digester treating nitrogen-rich agricultural wastes. *Science of the Total Environment.* 649, 760–769.2019.
- SAHU, N.; DESHMUKH, S.; CHANDRASHEKHAR, B.; SHARMA, G.; KAPLEY, A.; PANDEY, R.A. Optimization of hydrolysis conditions for minimizing ammonia accumulation in two-stage biogas production process using kitchen waste for sustainable process development. *Journal of Environmental Chemical Engineering.* 2017.
- SCHIEVANO, A.; D'IMPORZATO, G.; MALAGUTTI, L.; FRAGALI, E.; RUBONI, G.; ADANI, F. Evaluating inhibition conditions in high-solids anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Bioresource Technology.* v. 101. P. 5728-5732. 2010.
- SMAC/COPPE - Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SMAC) e Programa de Planejamento Energético/Centro Clima (COPPE). Diagnóstico Preliminar de Resíduos Sólidos da Cidade do Rio de Janeiro ANO DE 2015. Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro e Universidade Federal do Rio de Janeiro. 49p. 2015.
- SNIS - Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos. Brasília: MCIDADES. SNSA, 2017.
- SHAH, F. A.; MAHMOOD, Q.; SHAH, M. M.; PERVEZ, A.; ASAD, S. A. Microbial ecology of anaerobic digesters: the key players of anaerobiosis. *Sci. World J.* P. 1-21. 2014.
- SHAHBAZ, M., AMMAR, M., ZOU D., KORAI, R.M., LI, X., An Insight into the Anaerobic Co-digestion of Municipal Solid Waste and Food Waste: Influence of Co-substrate Mixture Ratio and Substrate to Inoculum Ratio on Biogas Production. *Applied Biochemistry and Biotechnology.* 1-15.2018.
- SHEWANI, A.; HORGUE, P.; POMMIER, S.; DEBENEST, G.; LEFEBVRE, X.; GANDON, E.; ETIENNE, P. Assessment of percolation through a solid leach bed in dry batch anaerobic digestion processes. *Bioresource Technology.* 178. 209-216. 2015.
- SILVA, T. N.; FREITA, S. N. F., CANDIANI, G. Evaluation of surface emissions of gas from large landfills. *Engenharia Sanitária Ambiental.* v.18, n.2, P. 95-104. 2013.
- SILVEIRA, A. M. M. Estudo do peso específico de resíduos sólidos urbanos. *PhD thesis of Universidade Federal do Rio de Janeiro UFRJ/COPPE.* P.106. 2004.

SEEG - Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa. Análise da evolução das emissões de GEE no Brasil (1990-2016). Observatório do Clima, 21p, São Paulo. 2017.

SPOKAS, K.; BOGNER, J.; CHANTON, J.P.; MORCET, M.; ARAN, C.; GRAFF, C.; MOREAU-LEGOLVAN, Y.; HEBE, I. Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems? *Waste Management*. v. 26. P. 516-525. 2006.

STRIPPEL, C.; FINDEINSEN; HOFMAN, F.; WAGNER, L.; WILKEN, D. Biowaste to Biogas. *Fachverband Biogas e.V.* 69p. Alemanha. 2016

SVENSSON, K., PARUCH, L., GABY, J.C., LINJORDET, R. Feeding frequency influences process performance and microbialcommunity composition in anaerobic digesters treating steam exploded foodwaste. *Bioresource Technol.* 269, 276–284.2018.

TARLERA, S., STAMS A.J.M. Degradation of proteins and amino acids by *Caloramator proteoclasticus* in pure culture and in coculture with *Methanobacterium thermoformicum* Z245. *Appl Microbiol Biotechnol.* 53, 133-138.1999.

TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S. Integrated Waste Management: Engineering Principles and Management Issues. *McGraw-Hill*, New York. 1993.

THOMAS, F., HEHEMANN, J.-H., REBUFFET, E., CZJZEK, M., MICHEL, G. Environmental and gut bacteroidetes: the food connection. *Front. Microbiol.* 2, 93.2011.

TRACY, B. P., JONES, S. W., FAST, A. G., INDURTHI, D. C., PAPOUTSAKIS, E. T. Clostridia: the importance of their exceptional substrate and metabolite diversity for biofuel and biorefinery applications. *Curr. Opin. Biotechnol.* 23, 364–381. 2012.

UEKI, A., AKASAKA, H., SATOH, A., SUZUKI, D., UEKI, K. *Prevotella paludivivens* sp. nov., a novel strictly anaerobic, gram-negative, hemicellulose-decomposing bacterium isolated from plant residue and rice roots in irrigated rice-field soil. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 57 (8), 1803–1809. 2007.

VALORGAS. Compositional analysis of food waste from study sites in geographically distinct regions of Europe. MTT Agrifood Research Finland (Maa ja Elintarviketalouden Tutkimuskeskus). VALORGAS Project. Finland. 2010.

VASCO-CORREA, J.; KHANAL, S.; MANANDHAR, A.; SHAH, AJAY. Anaerobic digestion for bioenergy production: Global status, environmental and techno-economic implications and government policies. *Bioresource Technology.* 247, 10-1026. 2018.

VAVILIN, V., FERNANDEZ, B., PALATSI, J., FLOTATS, X. Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material: an overview. *Waste Manage.* 28, 939–951.2008.

XU, F.; SHI, J.; L.V, W., YU, Z.; LI, Y. Comparison of different liquid anaerobic digestion effluents as inocula and nitrogen sources for solid-state batch anaerobic digestion of corn stover. *Waste Management*. v. 33 (1). P. 26-32. 2013.

XU, S. Y.; KARTHIKEYAN, O. P.; SELVAM, A.; WONG, J. W. C. Microbial community distribution and extracellular enzyme activities in leach bed reactor treating food waste: Effect of different leachate recirculation practices. *Bioresource Technology.* v. 168. P. 41-48. 2014a.

- XU, S.; SELVAM, A.; KARTHIKEYAN, O.P.; WONG, J. W. C. Responses of microbial community and acidogenic intermediates to different water regimes in a hybrid solid anaerobic digestion system treating food waste. *Bioresource Technology*. v. 168. P.49–58. 2014b.
- XU, C.; SHI, W.; JINGLAN, H. N.; ZHANG, F.; CHEN, W. Life cycle assessment of food waste-based biogas generation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 49. P. 169–177. 2015.
- XU, F.; LI, Y.; GE, X.; YANG, L.; LI, Y. Anaerobic digestion of food waste – Challenges and opportunities. *Bioresource Technology*. 247,01047-1058. 2018.
- WALTER, A.; PROBST, M.; HINTERBERGER, S.; MULLER, H.; INSAM, H. Biotic and abiotic dynamics of a high solid-state anaerobic digestion box-type container system. *Waste Management*. 49, 26-35. 2016.
- WANG, Q.; PENG, L.; SU, H. The effect of a buffer function on the semi-continuous anaerobic digestion. *Bioresour Technol*. v.139. P. 43–9. 2013.
- WANG, P.; WANG, H.; QIU, T.; REN, L.; JIANG, BIN. Microbial characteristic in anaerobic digestion process of food waste for methane production – A review. *Bioresource Technology*. 248, 29-36. 2018.
- WASTE ATLAS. Disponível em <<http://www.atlas.d-waste.com/>> Acessado em 15.06.2018
- WILKINS D, LU, X.Y., SHEN, Z., CHEN, J., LEE, P.K. Pyrosequencing of mcrA and archaeal 16S rRNA genes reveals diversity and substrate preferences of methanogen communities in anaerobic digesters. *Appl Environ Microbiol*. 2015 Jan;81(2):604–13.2015.
- WEILAND, P. Biogas production: current state and perspectives. *Appl. Microbiol. Biotechnol*. v.85 (4). P. 849–860. v. 74. P. 3-16. 2010.
- WILKEN, D; STRIPPEL, F.; HOFMAN, F.; MACIEJCZYK, L; KLINKMÜLLER, L; WAGNER, L.; BONTEMPO, G.; MÜNCH, J.; SCHEIDL, S.; CONTON, M.; DEREMINCE, B.; WALTER, R.; ZETSCH, N.; FINDEINSEN, C. Biogas to Biomethane. *Fachverband Biogas e.V.* 69p. Alemanha. 2017.
- WOESE CR, Fox GE. Phylogenetic structure of the prokaryotic domain: the primary kingdoms. *Proc Natl Acad Sci U S A*. Nov. v. 74(11). P. 5088–5090. 1977.
- YAMADA, T., AND Y. SEKIGUCHI. Cultivation of uncultured *Chloroflexi* subphyla: significance and ecophysiology of formerly uncultured *Chloroflexi* ‘subphylum I’ with natural and biotechnological relevance. *Microbes Environ*. 24, 205–216.2009.
- YANG, L.; XU, F.; GE, X.; LI, Y. Challenges and strategies for solid-state anaerobic digestion of lignocellulosic biomass. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 44, 824-834. 2015.
- YUAN, Y., WANG, S., LIU, Y., LI, B., WANG, B., PENG, Y. Long-term effect of pH on short-chain fatty acids accumulation and microbial community in sludge fermentation systems. *Bioresour. Technol*. 197, 56–63.2015.
- ZAMANZADEH, M., HAGEN, L.H., SVENSSON, K., LINJORDET, R., HORN, S., Biogas production from food waste via co-digestion and digestion effects on performance and microbial ecology. *Scientific reports*, 7: 17664. 2017.
- ZHANG, C.; XIAO, G.; PENG, L.; SU, H.; TAN, T. The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. *Bioresource Technology*. 129, 170-176. 2013.
- ZHANG, C.; SU, H.; BAEYENS, J.; TAN T. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 38. P. 383–392. 2014.

ZHAO, J.; LIU, Y.; WANG, D.; CHEN, F.; LI, X.; ZENG, G.; YANG, Q.; Potential impact of salinity on methane production from food waste anaerobic digestion. *Waste Management*. 67, 308-314. 2017.

ZHOU, Y.; LI, C.; NGES, I. A.; LIU, J. The effects of pre-aeration and inoculation on solid-state anaerobic digestion of rice straw. *Bioresource Technology*. v.224 p.78–86. 2017.

ZEALAND, A.M., ROSKILLY, A.P., GRAHAM, D.M. Effect of feeding frequency and organic loading rate on biomethane production in the anaerobic digestion of rice straw. *Applied Energy* 207 (2017) 156–165. 2017.