ESCOLA POLITÉCNICA DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
KATIA CRISTINA DA CRUZ SILVA

**DIGESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS EM UM REATOR
ANAERÓBIO OPERADO EM BATELADAS SEQUENCIAIS
COM SEPARAÇÃO DA BIOMASSA**

São Paulo

2016

KATIA CRISTINA DA CRUZ SILVA

**DIGESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS EM UM REATOR
ANAERÓBIO OPERADO EM BATELADAS SEQUENCIAIS COM
SEPARAÇÃO DA BIOMASSA**

Dissertação apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São
Paulo para Obtenção do Título de
Mestre em Engenharia Civil

Área de Concentração:
Engenharia Hidráulica e Ambiental
Orientador: Profa. Livre-Docente
Dione Mari Morita

**São Paulo
2016**

Este exemplar foi revisado e corrigido em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, _____ de _____ de _____

Assinatura do autor: _____

Assinatura do orientador: _____

Catálogo-na-publicação

Silva, Katia Cristina da Cruz

Digestão de resíduos sólidos orgânicos em um reator anaeróbio operado em bateladas sequenciais com separação da biomassa / K. C. C. Silva -- versão corr. -- São Paulo, 2016.

164 p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental.

1.Tratamento de resíduos sólidos orgânicos 2.Digestão anaeróbia
3.Biometanização 4.Reator operado em bateladas sequenciais 5.Filtro anaeróbio
I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de
Engenharia de Hidráulica e Ambiental II.t.

*Dedico este trabalho à minha família e amigos,
Em especial ao Ronan Contrera.*

*Dedico também a todos que, de alguma forma,
contribuíram e tornaram possível
a realização deste mestrado.*

AGRADECIMENTOS

À Deus pelas oportunidades e lições que vivi;

Aos meus pais pela força, amor e carinho;

À professora Dione Morita, pela orientação e ensinamentos, amizade, e o apoio durante a realização deste trabalho;

Agradeço a um anjo que iluminou meu caminho nos momentos mais obscuros, que me deu apoio, carinho e constantes alegrias, meu querido Ronan e a nossa Cristal;

Aos meus amigos pelo apoio, incentivo e momentos de descontração, em especial a Emília, a Carol e a Erika;

Aos meus colegas de mestrado Lara, Fábio, Lina e Marcus, por suas contribuições e por nossas reuniões semanais;

Ao professor Valdir Schalch, pelas contribuições e por ter cedido e emprestado equipamentos essenciais para realização dessa pesquisa;

Ao professor Théó, pelas contribuições na qualificação e pela agradável convivência no Departamento;

À professora Liséte Lange pelas contribuições durante a defesa do presente trabalho;

Aos professores Pedro Além Sobrinho, Roque Passos Piveli e Sidney Seckler pela troca de ideias e por todo aprendizado que me proporcionaram;

Ao CNPQ pela bolsa de mestrado concedida;

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, em especial a Wandréa e a Ângela, por toda colaboração e orientação com os trâmites administrativos que facilitam imensamente minha vida durante esse período de mestrado;

Aos técnicos e profissionais dos diversos laboratórios que tornaram possível a realização de minhas análises, em especial a Eloisa Pozzi, ao Júlio Trofino, ao Laerte Carvalho, a Maria Ângela Adorno, a Michele Rocha, ao Renato Contessoto e a Sheila Schuindt, pela disponibilidade, disposição, paciência, ensinamentos e colaboração na realização das análises.

“Toda conquista começa com a decisão de tentar.”

(autor desconhecido)

RESUMO

Com a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (2010), novas diretrizes foram estabelecidas, seguindo tendências modernas de se priorizar o reúso, a reciclagem e o tratamento em relação à disposição final, todavia, a implantação dessas diretrizes ainda está longe de ser realidade no Brasil. Atualmente, um dos grandes desafios é o tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos, que compõe entre 50% e 60% da massa dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil. Visando-se o aprimoramento da tecnologia de biodigestão para tratamento dessa fração, este trabalho propôs um sistema de duas fases, no qual a biomassa anaeróbia fica retida em um meio suporte, buscando-se dessa forma, preservá-la, uma vez que seu crescimento é lento. Os reatores experimentais foram um filtro anaeróbio e um reator hidrolítico, também denominado reator de resíduos. Adicionalmente, utilizou-se lixiviado de aterro sanitário como líquido de recirculação entre as fases do sistema, atuando como alcalinizante e condutor da matéria orgânica hidrolisada com fluxo em sentido ascensional em ambos os reatores, com geração de biogás predominantemente no filtro anaeróbio. Com tempos de reação de 22 dias, para operação a 32°C, e 32 dias, para operação a 25°C, a produção de biogás não foi influenciada significativamente pelo aumento da taxa de recirculação de líquidos (12 para 24 ciclos por dia), sendo estas taxas suficientes para o sistema se comportar como mistura completa. As produções médias de metano foram de $0,42 \text{ L}_{\text{Metano}} \cdot \text{g}_{\text{STV}}^{-1}$ (32°C e 12 ciclos/d), $0,37 \text{ L}_{\text{Metano}} \cdot \text{g}_{\text{STV}}^{-1}$ (32°C e 24 ciclos/d) e $0,30 \text{ L}_{\text{Metano}} \cdot \text{g}_{\text{STV}}^{-1}$ (25°C e 24 ciclos/d). Desde o início das bateladas, o biogás apresentou 50% de metano, e esta porcentagem cresceu ao longo do tempo, atingindo cerca de 70% a 85% ao final das bateladas. Apesar da separação das fases, observou-se a colonização de morfologias hidrolíticas e metanogênicas nos resíduos do reator hidrolítico. Destarte, pode-se concluir que a configuração proposta, em qualquer uma das condições testadas, possui grande potencial para ser utilizado no tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.

Palavras-chave: Resíduos sólidos orgânicos, Digestão anaeróbia, Biometanização, Reator operado em bateladas sequenciais, Filtro anaeróbio.

ABSTRACT

With the development of the National Policy of Solid Waste (2010), new guidelines were established, following modern trends of prioritizing reuse, recycling and treatment instead of final disposal, however, the implementation of these guidelines is still far from reality in Brazil. Currently, a great challenge is the treatment of the organic fraction of solid waste, which represents from 50% to 60% of the total mass of municipal solid waste collected in Brazil. Aiming to improve digestion technology for the treatment of this fraction, this study proposes a two-phase system, in which the anaerobic biomass is retained in a support medium, in order to preserve it, since its growth is slow. The experimental reactors were an anaerobic filter, and a hydrolytic reactor, also called waste reactor. Furthermore, landfill leachate was used as recirculating liquid between the phases of the system, acting as alkalizing and conductive of organic hydrolyzed material with upward flow direction in both reactors, generating biogas predominantly in the anaerobic filter. With 22 days of reaction time for operation at 32°C, and 32 days for operation at 25°C, the biogas production was not significantly influenced by increased of leachate recirculation rate (12 to 24 cycles per day), and these rates were sufficient cause complete mixing complete mixture. The average methane productions were $0,42 \text{ L}_{\text{CH}_4} \cdot \text{g}_{\text{STV}}^{-1}$ (32°C and 12 cycles/d), $0,37 \text{ L}_{\text{CH}_4} \cdot \text{g}_{\text{STV}}^{-1}$ (32°C and 24 cycles/d) and $0,30 \text{ L}_{\text{CH}_4} \cdot \text{g}_{\text{STV}}^{-1}$ (25°C and 24 cycles/d). Since the beginning of the batches, biogas had 50% of methane in its composition, and this percentage increased over time, reaching about 70% to 85% at the end of the batches. Despite the separation of the phases, colonization of hydrolytic and methanogenic morphologies were observed in residues in the hydrolytic reactor. Therefore, it can be concluded that the proposed configuration, in any of the tested conditions, has great potential for use in the treatment of the organic fraction of municipal solid waste..

Keywords: Organic Solid Waste, Anaerobic Digestion, Biomethanization, Sequential Batch Reactor, Anaerobic filter.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Aterro biorreator energético.....	26
Figura 2 – Relação entre as destinações finais de RSU no Brasil entre 2007 e 2013.	29
Figura 3 – Geração per-capita de resíduos e relação entre as destinações na União Europeia entre 1995 e 2012.	30
Figura 4 – Relação entre as destinações dos resíduos na União Europeia em 2012.	30
Figura 5 – Aumento da capacidade instalada de digestão anaeróbia por milhões de habitantes por país.....	32
Figura 6 – Capacidade total instalada por país.	32
Figura 7 – Destinações dos RSU nos EUA de 1960 a 2012.	33
Figura 8 – RSU na China: (a) Quantidades geradas de 1979 a 2009 e (b) Destinações em 2009.	36
Figura 9 – Proporções entre as frações dos RSU em função das rendas dos países.	37
Figura 10 – Relação entre a geração de resíduos e a renda per capita anual de alguns países.	37
Figura 11 – Geração per capita de resíduos de alguns países membros da OECD em 2011.....	38
Figura 12 – Destinação e disposição dos RS de alguns países membros da OECD em 2011. ...	38
Figura 13 – Frações dos RSU da Cidade de São Paulo entre 1927 e 2007.	41
Figura 14 – Estrutura das fibras vegetais.	43
Figura 15 – Diagrama ternário: Proporção percentual de Voláteis (v) x Inertes (I) x Umidade (U) aceitáveis para incineração.....	50
Figura 16 – Fases da estabilização da matéria orgânica na compostagem	52
Figura 17: Sequências metabólicas da digestão anaeróbia (com redução de sulfato [---]).	54
Figura 18: Faixas de temperaturas dos micro-organismos psicrófilos, mesófilos e termófilos.....	58
Figura 19 - Digrama simplificado de diferentes processos de digestão anaeróbia. (A) Kompogas, (B) Valorga, (C) Linde- BRV, (D) Dranco, (E) Biocel	62
Figura 20 – Composição das amostras com as frações picadas da matéria orgânica dos resíduos domiciliares.....	73
Figura 21 – Local de coleta do inóculo no fundo de uma lagoa de lixiviados do antigo aterro sanitário de São Carlos-SP.....	75
Figura 22 – (a) Inóculo antes da preparação e (b) meio suporte antes e depois da inoculação..	75
Figura 23 - Esquema do aparato experimental utilizado na pesquisa com o filtro anaeróbio à esquerda e o reator de resíduos à direita (medidas em cm).....	77
Figura 24 – (a) Sistema de aquecimento e circulação de ar e (b) controlador de temperatura. ..	78
Figura 25 – (a) Reator de resíduos, (b) suporte com tela e difusor de líquidos e (c) Suporte e difusor no interior do reator de resíduos.	79
Figura 26 – Saco de náilon para contenção dos resíduos: (a) fora e (b) dentro do reator.	79
Figura 27 – Meio suporte no interior do filtro anaeróbio.....	80

Figura 28 – (a) Bomba de recirculação de líquidos, (b) Frasco de Mariotte e (c) Fração de CH ₄ estimada por reação do CO ₂ com NaOH.....	81
Figura 29 – Montagem completa do aparo experimental dentro do armário com controle de temperatura.	81
Figura 30 – Produção de biogás da batelada zero: (a) Diária e (b) Acumulada.	89
Figura 31 – Temperaturas operacionais nas diferentes fases do experimento.	90
Figura 32 – Produções acumuladas de biogás nas diferentes fases do experimento.....	92
Figura 33 – Produções percentuais acumuladas de biogás nas diferentes fases do experimento.	93
Figura 34 – Produções diárias de biogás nas diferentes fases do experimento.....	95
Figura 35 – Produções diárias de biogás com base nas concentrações iniciais de STV nas diferentes fases do experimento.	96
Figura 36 – Proporção percentual volumétrica de metano do biogás nas diferentes fases do experimento.....	98
Figura 37 – Variações do pH nas diferentes fases do experimento.....	105
Figura 38 – Variações da Alcalinidade Total nas diferentes fases do experimento.....	108
Figura 39 – Variações das concentrações de Ácidos Voláteis Totais por titulação nas diferentes fases do experimento.	110
Figura 40 – Variações de parâmetros entre os amostradores A e B*: (a) pH Fase 01; (b) pH Fase 2; (c) AT Fase 1; (d) AT Fase 2; (e) AVT por titulação na Fase 1 e (f) AVT por titulação na Fase 2.....	111
Figura 41 – Concentrações de ácidos voláteis por cromatografia de amostras coletadas nos amostradores A e B* na batelada 05 (Fase 01).....	112
Figura 42 – Concentrações de ácidos voláteis por cromatografia de amostras coletadas nos amostradores A e B* na batelada 11 (Fase 03).....	113
Figura 43 – Variações das concentrações de Carbono Orgânico Total nas diferentes fases do experimento.....	115
Figura 44 – Variações das concentrações de Sólidos Dissolvidos Voláteis nas diferentes fases do experimento.....	116
Figura 45 – Variações das concentrações de Sólidos Dissolvidos Fixo nas diferentes fases do experimentos.	118
Figura 46 – Variações da Condutividade nas diferentes fases do experimento.	119
Figura 47 – Variações das concentrações de N-amoniaco nas bateladas 06, 08 e 12.	120
Figura 48 – Imagens de microscopia ótica do resíduo tratado apresentando diversidade de morfologias.	127
Figura 49 – Imagens de MEV do resíduo tratado.....	128
Figura 50 – Variações das concentrações de Sólidos em Suspensão Voláteis nas diferentes fases do experimento.	130

Figura 51 – Morfologias identificadas nas imagens de microscopia ótica do lodo de inóculo....	134
Figura 52 – Imagens de microscopia eletrônica de varredura do lodo de inóculo.....	134
Figura 53 – Morfologias identificadas nas imagens de microscopia ótica do lodo extraído da espuma ao final do experimento.	135
Figura 54 – Morfologias identificadas nas imagens de microscopia eletrônica de varredura do lodo extraído da espuma ao final do experimento.....	135
Figura 55 – Imagem de microscopia eletrônica de varredura da espuma colonizada.....	136
Figura 56 – Imagens de microscopia eletrônica de varredura do lodo aderido à espuma ao final do experimento.....	136
Figura 57 – Variações das concentrações de Sólidos Totais nas diferentes fases do experimento.	153
Figura 58 – Variações das concentrações de Sólidos Totais Voláteis nas diferentes fases do experimento fases.	154
Figura 59 – Variações das concentrações de Sólidos Totais Fixos nas diferentes fases do experimento.....	155
Figura 60 – Variações das concentrações de Sólidos em Suspensão Fixos nas diferentes fases do experimento.....	156
Figura 61 – Variações das concentrações de Sólidos Suspensos Totais nas diferentes fases do experimento.....	157
Figura 62 – Variações das concentrações de Sólidos Dissolvidos Totais nas diferentes fases do experimento.....	158
Figura 63 – Variações das concentrações de metais nas bateladas 04, 06 e 08: (a) Cromo; (b) Cobre; (c) Chumbo e (d) Níquel.....	159
Figura 64 – Variações das concentrações de metais nas bateladas 04, 06 e 08: (a) Zinco; (b) Selênio; (c)) Sódio e (d) Potássio.	160
Figura 65 – Variações das concentrações de Sódio nas diferentes fases do experimento.	161
Figura 66 – Variações das concentrações de Potássio nas diferentes fases do experimento...	162
Figura 67 – Variações das concentrações de Cálcio nas diferentes fases do experimento.....	163
Figura 68 – Variações das concentrações de Magnésio nas diferentes fases do experimento.	164

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Quantidade de resíduos sólidos domiciliares e/ou públicos encaminhados para disposição em solo, considerando apenas lixão, aterro controlado e aterro sanitário (t/dia).	28
Tabela 2 – Composição percentual dos resíduos gerados, recuperados e dispostos em aterros nos EUA em 2012.	34
Tabela 3 – Informações sobre a gestão dos resíduos sólidos no Japão entre os anos fiscais de 2000 a 2013.....	35
Tabela 4 – Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos coletados no Brasil. ...	39
Tabela 5 – Caracterização dos RSU de algumas cidades brasileiras.....	40
Tabela 6 – Faixas do teor de umidade dos componentes da fração orgânica dos RSU e seus valores típicos.....	42
Tabela 7 – Composição nutricional média de resíduos orgânicos putrescíveis de diferentes fontes (% com base na massa seca).	44
Tabela 8 – Concentrações características de alguns componentes vegetais da FORSU.	44
Tabela 9 – Composição química de aparas de jardinagem.	44
Tabela 10 – Composição média das frações putrescíveis dos RSU e RD ao longo de um ano. .	45
Tabela 11 - Faixas de concentração das principais variáveis de caracterização de lixiviados de aterros sanitários brasileiros e americanos e europeus.	47
Tabela 12 – Estimativa percentual de matéria orgânica tratada em relação ao total coletado. ...	49
Tabela 13 – Comparação entre a composição do biogás e a do gás natural.	56
Tabela 14 – Composição química dos micro-organismos metanogênicos.	59
Tabela 15 – Dados de desempenho de diferentes processos de digestão anaeróbia aplicadas para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos (continua).....	65
Tabela 16 – Dados de desempenho de diferentes filtros anaeróbios aplicados ao tratamento de lixiviados de aterro sanitário.....	70
Tabela 17 - Composição de cada uma das amostras de acordo com suas frações constituintes.	72
Tabela 18 - Caracterização do lixiviado procedente do aterro de Paulínia-SP.....	76
Tabela 19 – Amostras de líquidos e gases ao longo das bateladas.	82
Tabela 20 – 2ª Etapa experimental: fases de operação do sistema.	83
Tabela 21 - Variáveis determinadas, tipo de amostra e metodologia analítica utilizada na investigação experimental.....	88
Tabela 22 – Comparação entre metodologias para determinação da composição do biogás.	99
Tabela 23 – Volumes totais de biogás produzidos nas bateladas 01 a 14.	100
Tabela 24 – Volumes totais de metano produzidos nas bateladas 01 a 14.....	101
Tabela 25 – Dados utilizados para análise comparativa entre as Fases 02 e 03.....	102
Tabela 26 – Cálculos e considerações para análise comparativa.	103
Tabela 27 – Resultados obtidos na análise comparativa entre as Fases 02 e 03.....	104

Tabela 28 – Determinação da relação entre a alcalinidade total disponível e a concentração inicial de substrato no sistema para as 4 fases de operação (MAT/MSTV).....	107
Tabela 29 – Caracterização dos resíduos crus em termos de sólidos.....	121
Tabela 30 – Caracterização dos resíduos crus e tratados, e eficiências de remoção na Fase de Adaptação (32°C e 12X).....	121
Tabela 31 – Caracterização dos resíduos crus e tratados, e eficiências de remoção na Fase 01 (32°C e 12X).....	122
Tabela 32 – Caracterização dos resíduos crus e tratados, e eficiências de remoção na Fase 02 32°C e 24X (continua).	122
Tabela 33 – Caracterização dos resíduos crus e tratados, e eficiências de remoção na Fase 03 25°C e 24X.	123
Tabela 34 – Composição elementar dos resíduos.	124
Tabela 35 – Relação C:H:N:P dos resíduos.	125
Tabela 36 – Concentrações de metais dos resíduos tratados e não digerido [mg/kg].	126
Tabela 37 – Caracterização da biomassa aderida ao meio suporte.	129
Tabela 38 – Relações entre parâmetros da biomassa e meio suporte.....	131
Tabela 39 – Teores de metais na biomassa anaeróbia antes e depois da operação do sistema, com base no teor de ST [mg/kgST].	133
Tabela 40 – Teores de metais na biomassa anaeróbia antes e depois da operação do sistema, com base no teor de STV [mg/kgSTV].	133

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SIMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AGV	Ácidos graxos voláteis
APHA	<i>American Public Health Association</i>
AT	Alcalinidade Total
AVT	Ácidos Voláteis Totais
AWWA	<i>American Water Works Association</i>
BRE	Biofiltros de Resíduos Envelhecidos
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CGR	Centro de Gerenciamento de Resíduos
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EC	<i>European Community</i>
EEC	Comunidade Econômica Europeia
EESC-USP	Escola de Engenharia de São Carlos (USP)
Eh	Potencial redox
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
EP-USP	Escola Politécnica da Universidade de São Paulo
EU	União Europeia
EUA	Estados Unidos
FORSU	Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos
F/M	Relação alimento/microrganismo
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICP-AES	Espectrometria de Emissão Atômica com Plasma Induzido
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
IQR	Índice de Qualidade dos Resíduos
ITRC	<i>Interstate Technology & Regulatory Council Alternative Landfill Technologies Team</i>
L_{Bob}	Comprimento do bob do meio suporte do filtro anaeróbio
LPB	Laboratório de Processos Biológicos
Limpurb	Departamento de Limpeza Urbana
M_{AT}	Massa de alcalinidade total

MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
M_{Bob}	Massa do bob do meio suporte do filtro anaeróbio
M_{Esp}	Massa de espuma do meio suporte do filtro anaeróbio
M_{STV}	Massa de sólidos totais voláteis
MEV	Microscopia eletrônica de varredura
M_{MS}	Massa de meio suporte (bob + espuma) do filtro anaeróbio
OECD	<i>Organisation for Economic Co-operation and Development</i>
PEBD	Polietileno de baixa densidade
PMSP	Prefeitura do Município de São Paulo
PNRS	Política Nacional dos Resíduos Sólidos
PVC	Cloreto de Polivinila
RD	Resíduo Domiciliar
RLU	Resíduo de Limpeza Urbana
RSU	Resíduo Sólido Urbano
SHS	Departamento de Hidráulica e Saneamento
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
SST	Sólidos em Suspensão Totais
SSF	Sólidos em Suspensão Fixos
SSV	Sólidos em Suspensão Voláteis
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SDF	Sólidos Dissolvidos Fixos
SDV	Sólidos Dissolvidos Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
UNEP	<i>United Nations Environment Programme</i>
USP	Universidade de São Paulo
V_{Esp}	Volume de espuma do meio suporte do filtro anaeróbio
Y_{X/S}	Coeficiente de produção celular
WEF	<i>Water Environment Federation</i>
α	Coeficiente angular do primeiro trecho da curva de produção acumulada de biogas ao longo do tempo
β	Coeficiente angular do segundo trecho da curva de produção acumulada de biogas ao longo do tempo
γ	Coeficiente angular do terceiro trecho da curva de produção acumulada de biogas ao longo do tempo

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
2	OBJETIVOS	23
2.1	Objetivo Geral.....	23
2.2	Objetivos específicos	23
3	REVISÃO DA LITERATURA	24
3.1	Resíduos Sólidos.....	24
3.2	Disposição Final dos RSU	25
3.3	Panorama Geral dos RSU no Brasil e no Mundo	27
3.4	Caracterização dos RSU Gerados no Brasil	39
3.4.1	Fração Orgânica dos RSU.....	41
3.5	Lixiviados de Aterros Sanitários.....	46
3.6	Tratamento da Fração Orgânica Putrescível dos RSU	48
3.6.1	Tratamento Térmico	49
3.6.2	Compostagem	51
3.6.3	Digestão Anaeróbia	53
3.7	Filtros Anaeróbios e variantes.....	67
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	71
4.1	Preparação e Conservação da Matéria Orgânica	71
4.2	Coleta e Preparação do Inóculo.....	74
4.3	O Lixiviado de Aterro Sanitário Utilizado no Experimento	75
4.4	Montagem do Aparato Experimental.....	76
4.5	Operação do Sistema	82
4.6	Caracterização das Amostras.....	85
5	APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	89
5.1	Controle da Temperatura.....	89
5.2	Geração de Biogás	91
5.3	Viabilidade do Uso do Lixiviado de Aterro Sanitário como Líquido de Recirculação	

5.4	Resíduo Sólido Tratado	120
5.5	Biomassa Anaeróbia aderida ao meio suporte.....	129
6	CONCLUSÕES.....	137
7	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	140
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	141
	APÊNDICE A – RESULTADOS ADICIONAIS.....	153

1 INTRODUÇÃO

Em um contexto mundial, até pouco mais de um século atrás, pouca ou quase nenhuma importância era dada à questão dos resíduos sólidos. Os países desenvolvidos, especialmente os europeus, deram um grande salto nesta questão nos últimos 25 anos, por meio de políticas e legislações mais rigorosas e avançadas, que impulsionaram o desenvolvimento e a implementação de tecnologias de tratamento e proporcionaram uma melhora significativa na gestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU).

A política ambiental da União Europeia (EU) começou com a de resíduos. Nos anos de 1970 e 1980, uma série de problemas e escândalos relacionados com o tratamento de resíduos alertou os políticos para o potencial impacto que uma má gestão de resíduos pode ter sobre o meio ambiente e à saúde humana. Desta forma, em 1975, foi aprovada a diretiva da comunidade europeia (Dir.75/442/EEC) que estabelecia os resultados a serem obtidos pelos estados membros com relação à produção, à destinação e à disposição ambientalmente adequadas dos resíduos sólidos, mas não especificava as medidas a serem adotadas para alcançar tais resultados (JOHNSON, 2004). Em 1989, com a Convenção de *Basel*, um acordo ambiental multilateral foi estabelecido, abordando a produção mais limpa, a minimização de resíduos perigosos e o controle sobre a disposição destes resíduos, culminando na não aceitação da disposição no mar ou encaminhamento destes para países em desenvolvimento. Posteriormente, mais dois instrumentos legislativos foram implementados: a diretiva relativa aos resíduos perigosos (Dir.91 / 689 / CEE) e o regulamento relativo às transferências de resíduos (Reg. (CEE) n° 259/93). A diretiva de 1996 sobre a Prevenção e Controle Integrados da Poluição (CD, 1996), que introduziu um sistema de autorização para combater a poluição das instalações industriais e agrícolas, estabeleceu normas para uma série de atividades relacionadas com os resíduos, bem como para as instalações em que eles pudessem ser utilizados, tais como os fornos de cimento. Outras lacunas dessa problemática foram preenchidas com legislações ambientais mais rigorosas, como as diretivas de Aterro (CD, 1999) e de Incineração (CD, 2000). Estas últimas contribuíram significativamente para reciclagem de materiais e avanços nos tratamentos biológicos, bem como para diminuição de emissões de gases com efeito de estufa ou mesmo de dioxinas e furanos em incineradores (EC, 2014).

Particularmente importante neste contexto são as restrições à disposição em aterro, introduzidas pela primeira diretiva, em especial a redução da quantidade de resíduos biodegradáveis e a proibição de determinados tipos de resíduos.

Neste panorama, dentre as muitas legislações dos países europeus, destaca-se a Portaria de 1991 - *Packaging*, onde a Alemanha abandonou tentativas de alcançar abordagens voluntárias para a gestão das embalagens e responsabilizou a indústria por seus resíduos por meio de uma exigência de retorno das embalagens usadas. Com o tempo, esta legislação foi alterada e evoluiu para lei de gestão de resíduos de ciclo fechado *KrW- / AbfG* em 1994 (JOHNSON, 2004). A proibição de aterro para RSU não tratados existe, em princípio, na Alemanha desde 1993, e sem exceções, desde 2005. Para este tipo de disposição, é necessário o pré-tratamento do resíduo, quer seja por incineração ou por tratamentos mecânicos-biológicos (NEUBAUER, 2013).

No Brasil, a problemática dos resíduos sólidos só ganhou importância com a Lei nº. 12.305 (BRASIL, 2010a), regulamentada pelo Decreto 7304 (BRASIL, 2010b), que estabeleceu a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), na qual as municipalidades passaram a ter mais responsabilidade na gestão dos resíduos, não somente com relação à disposição final adequada, mas também com a ordem de prioridades estabelecida no artigo 9º da lei: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e por último, a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE (2015), a geração total de RSU no Brasil em 2014 foi de 78.583.405 toneladas, no qual apenas 58,4 % foram dispostas adequadamente em aterros sanitários.

Considerando-se que mais de 50% da massa dos RSU coletados no Brasil é composta por fração orgânica facilmente biodegradável, a situação fica ainda mais crítica, pois somente 1,6% dessa fração é tratada, sendo o restante disposto em aterros e lixões (IPEA, 2012).

Experiências no tratamento da fração orgânica ainda são incipientes no país. O resíduo orgânico, por não ser coletado em separado, acaba sendo encaminhado para disposição final junto com os demais resíduos de difícil biodegradação, que

deixaram de ser coletados de maneira seletiva. Esta forma de destinação gera, para a maioria dos municípios, despesas que poderiam ser evitadas caso a matéria orgânica fosse separada na fonte e encaminhada para um tratamento específico, por exemplo, via digestão anaeróbia, compostagem ou tratamento térmico. Portanto, evitando-se o depósito da fração orgânica facilmente biodegradável em aterro, permite-se aumentar a sua vida útil, ou que sejam construídos aterros menores, além de contribuir para diminuição da emissão de metano nos locais onde ele não é capturado ou queimado (emissões fugitivas), minimizando, assim, o impacto no efeito estufa (NAIK, TKACHENKO, WUNG, 2013) e ainda contribui para diminuição da geração de lixiviados, que possuem elevado potencial para poluição de águas superficiais e subterrâneas. Salienta-se que o tratamento da fração orgânica em sistemas de digestão anaeróbia propicia, também, a geração de energia renovável por meio da produção de biogás, bem como a utilização do subproduto na agricultura, após tratamento adicional.

Segundo De Baere e Mattheeuws (2013), todas as áreas de gestão de resíduos na Europa tiveram um grande progresso, mas a introdução da digestão anaeróbia para o tratamento da fração orgânica dos RSU é um dos desenvolvimentos tecnológicos mais bem sucedidos e inovadores. Mesmo com a melhoria contínua de alternativas tecnológicas de tratamento, tais como gaseificação, pirólise, plasma, etc., essas tecnologias até agora não obtiveram o mesmo alcance de implementação da digestão anaeróbia, com um total de 244 usinas até 2014, uma capacidade de tratamento de cerca de 8 milhões de toneladas de resíduos orgânicos por ano, sendo a responsável por cerca de 25% do tratamento biológico na Europa.

Ainda de acordo com De Baere e Mattheeuws (2013), a digestão anaeróbia costumava ser um anátema no mundo da compostagem, sendo sempre sinônimo de problemas operacionais e de odor. Atualmente, a digestão anaeróbia e a compostagem caminham lado a lado em muitos aspectos, tanto que a primeira pode ser utilizada para substituir as primeiras fases da segunda. Isso permite que, em uma mesma área superficial, se amplie a capacidade de tratamento das unidades existentes e a redução potencial de odor, além da possibilidade de geração de energia renovável.

Dessa forma, a presente pesquisa visa o aprimoramento da tecnologia de biodigestão, ao propor um sistema de duas fases, no qual a biomassa anaeróbia não

é misturada aos resíduos, buscando-se dessa forma, preservá-la em um meio suporte dentro de um filtro anaeróbio, uma vez que seu crescimento é lento. Propõe-se o uso de lixiviado de aterro sanitário como líquido de recirculação entre as fases do sistema, atuando como alcalinizante e condutor da matéria orgânica hidrolisada.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar o desempenho de uma configuração de reator com separação de fases e biomassa (reator de resíduos + filtro anaeróbio) na decomposição e estabilização da fração orgânica de resíduos domiciliares, utilizando-se lixiviado de aterro sanitário velho como líquido de recirculação e alcalinizante do sistema.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a produção de metano no biogás do resíduo estudado;
- Avaliar o efeito da variação da taxa de recirculação do lixiviado sobre a digestão anaeróbia dos resíduos;
- Avaliar a operação do sistema em temperatura ambiente, visando o tratamento descentralizado de resíduos.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Resíduos Sólidos: Definição e Classificação

A PNRS (Brasil, 2010a) define resíduos sólidos como qualquer material, substância, objeto ou bem descartado, resultante de atividades humanas em sociedade, cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos, cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgoto ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível. A mesma define ainda rejeitos como os resíduos sólidos que, depois de esgotadas **todas** as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada.

Dentre as classificações de resíduos sólidos, têm-se a relativa à origem, de acordo com o artigo 13 da PNRS, onde os resíduos sólidos urbanos (RSU) são definidos como a soma de dois tipos de resíduos: os domiciliares (RD), que são os originários de atividades domésticas em residências urbanas; e os de limpeza urbana (RLU), que são os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana (Brasil, 2010a). Salienta-se que a competência para o gerenciamento destes resíduos é do poder público municipal, sendo que, segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2008 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2008) o total de 61,2% das prestadoras dos serviços de manejo dos resíduos sólidos são entidades vinculadas à administração direta do poder público; 34,5% são empresas privadas sob o regime de concessão pública ou terceirização; e apenas 4,3% são entidades organizadas sob a forma de autarquias, empresas públicas, sociedades de economia mista e consórcios.

Apesar da responsabilidade municipal quanto ao serviço público de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, os incisos VI e IX do art. 23 da CF/1988 estabelecem como atribuição comum da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos municípios protegerem o meio ambiente e combater a poluição em qualquer das suas formas. Deste modo, os Estados poderão atuar por meio das Secretarias Estaduais de Meio Ambiente e a União, por meio do Ministério das Cidades e Ministério do Meio

Ambiente, para combaterem a poluição provocada pelos resíduos sólidos, bem como contribuir para a promoção de programas de melhoria do saneamento básico (Góes, 2011).

3.2 Disposição Final dos RSU

A disposição final dos resíduos sólidos no Brasil ainda é feita na forma de lixões, aterros controlados e aterros sanitários, sucintamente descritos a seguir.

O **lixão** se caracteriza pela simples descarga dos resíduos sobre o solo, não se utilizando medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública (impermeabilização do solo, cobertura dos resíduos e drenagem de líquidos e gases). No local, não há controle do recebimento dos resíduos (tipo e quantidades) e nem controle de acesso. A inexistência de proteções da base, bem como de proteções superficiais, favorece a infiltração de lixiviados e o escoamento superficial, que contaminam os aquíferos subterrâneos ou os corpos hídricos superficiais. A falta de cobertura favorece ainda a proliferação de maus odores e vetores de doenças, tais como: insetos, roedores e aves, além do espalhamento de resíduo pelo vento.

O **aterro controlado** é uma forma de disposição de RSU no solo, na qual são tomadas algumas precauções, tais como a compactação dos resíduos, a conformação de taludes, a cobertura dos resíduos com solo e a instalação de drenos de gases. Embora seja uma técnica preferível em relação aos lixões, não substitui o aterro sanitário, pois pode permitir a contaminação dos aquíferos subterrâneos através da infiltração de lixiviados, devido à inexistência total ou parcial de sistemas de impermeabilização do solo (ABNT, 1985; CEMPRE, 2010).

O **aterro sanitário** é uma forma de disposição final de RSU no solo que segue critérios de engenharia e normas operacionais específicas, proporcionando o confinamento seguro dos mesmos (normalmente, recobrindo com argila selecionada e compactada em níveis satisfatórios), evitando danos ou riscos à saúde pública e minimizando os impactos ambientais. Os critérios de engenharia mencionados materializam-se na impermeabilização prévia do solo e em projetos de sistemas de drenagem periférica e superficial para afastamento de águas de chuva, de drenagem de fundo para a coleta de lixiviado, de sistema de tratamento para o lixiviado drenado, de drenagem e queima ou reaproveitamento dos gases gerados durante o

processo de bioestabilização da matéria orgânica (ABNT, 1992; BIDONE E POVINELLI, 1999).

Salienta-se que até 2011, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) classificava a disposição final dos resíduos sólidos de acordo com o Índice de Qualidade dos Resíduos (IQR) em três condições: inadequadas, controladas e adequadas. Esta classificação foi alterada para adequada ou inadequada a partir de 2012 (CETESB, 2014).

Atualmente, alguns aterros sanitários de RSU também podem ser considerados energéticos, quando captam o biogás produzido e o utilizam para geração de eletricidade. O conceito de aterro energético pode ser ampliado ainda ao conceito de aterro biorreator, quando se utilizam técnicas para se acelerar a degradação da matéria orgânica e consequentemente aumentar a produção de biogás (ITRC, 2006). A Figura 1 ilustra um aterro biorreator energético, em que a aceleração da estabilização da matéria orgânica é conseguida através da recirculação de lixiviados.

Figura 1 – Aterro biorreator energético.

Fonte: Adaptado de WM (2004).

Ressalta-se que regiões com clima tropical e grande pluviosidade há uma elevada produção de lixiviados nos aterros, de modo que a recirculação total dos mesmos pode ser inviável, gerando um excedente de lixiviado que deverá ser tratado de forma ambientalmente adequada. Em muitos locais, o órgão ambiental proíbe esse tipo de prática visando preservar a estabilidade estrutural dos aterros.

A PNRS colocou como limite o ano de 2014 para o fim dos lixões e dos aterros controlados. Assim, os municípios que não atingiram esta meta não estão em conformidade com a legislação vigente. Uma interpretação equivocada da mesma pode dar a entender que os lixões podem ser diretamente substituídos por aterros sanitários, quando a prioridade estabelecida deveria ser a não geração, a redução, a reutilização, a reciclagem, o tratamento dos resíduos sólidos e por último, a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos em aterros sanitários.

3.3 Panorama Geral dos RSU no Brasil e no Mundo

No Brasil, por falta de recursos ou mesmo por desinteresse das autoridades municipais, ainda é pequeno o número de municípios que dispõe adequadamente os seus resíduos sólidos. Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico do IBGE (2008), somente cerca de 27,7% das unidades de destino final em 2008 eram aterros sanitários e 50,8%, lixões a céu aberto. Infelizmente, a pesquisa não apresentou as quantidades totais em massa de resíduos por tipo de disposição final. Entretanto, o Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas - IPEA (2012), que avaliou a evolução da disposição do RSU entre 2000 e 2008 (Tabela 1), observou que houve um aumento de 120% na quantidade de resíduos dispostos em aterros sanitários e uma redução de 18% na quantidade de resíduos encaminhada para lixões. Os municípios de pequeno e médio portes tiveram acréscimos significativos de 370% e 165%, respectivamente. Este fato pode ter ocorrido em função da escassez de locais adequados para disposição dos resíduos nos municípios de grande porte (IPEA, 2012).

Tabela 1 - Quantidade de resíduos sólidos domiciliares e/ou públicos encaminhados para disposição em solo, considerando apenas lixão, aterro controlado e aterro sanitário (t/dia).

	Lixão		Aterro controlado		Aterro sanitário	
	2000	2008	2000	2008	2000	2008
Brasil	45.484,7	37.360,80	33.854,3	36.673,2	49.614,5	110.044,4
Estrato populacional						
Municípios pequenos	34.533,1	32.504,3	10.405,9	14.067,9	6.878,4	32.420,5
Municípios médios	10.119,6	4.844,5	15.525,5	17.278,3	17.105,8	45.203,4
Municípios grandes	832,0	12,0	7.922,9	5.327,0	25.630,3	32.420,5
Macrorregião						
Norte	6.148,5	4.892,5	3.221,8	4.688,2	1.350,2	4.540,6
Nordeste	20.579,6	23.461,5	6.113,1	6.819,0	6.714,9	25.246,6
Sudeste	11.521,0	3.636,2	15.685,6	16.767,0	32.568,4	61.576,8
Sul	4.645,8	1.432,8	4.698,8	3.485,0	5.882,1	15.293,1
Centro-Oeste	2.589,8	3.937,8	4.135,0	4.914,0	3.098,9	3.387,3

Fonte: IPEA (2012)

De acordo com as informações referentes a 2014, constantes no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (2016), da massa total coletada, estimada em 64,4 milhões de toneladas (176.438 t/dia), 52,4% eram dispostas em aterros sanitários, 13,1% em aterros controlados, 12,3% em lixões e 3,9%, encaminhados para unidades de triagem e de compostagem, restando então uma parcela de 18,3% sem informação, a qual se refere, sobretudo aos pequenos municípios de até 30 mil habitantes. Salienta-se que as informações do SNIS são uma extrapolação para o número total de municípios, uma vez que somente 67,6% (com 82,8% da população brasileira) contribuíram com as informações.

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE (2015), a geração total de RSU no Brasil em 2014 foi de 78.583.405 toneladas (215.297 t/dia), o que representa um aumento de 2,9% em relação a 2013, índice superior à taxa de crescimento populacional no país no período, que foi de 0,9%. Conforme indicado na Figura 2, a disposição final dos RSU em aterros sanitários no Brasil manteve-se praticamente inalterada entre 2009 e 2014, mesmo tendo entrado em vigor a PNRS em 2010. O mesmo pode ser observado com relação aos lixões. Destarte, conclui-se que as municipalidades não cumpriram a meta de eliminar os lixões e aterros controlados até o final de 2014.

Figura 2 – Relação entre as destinações finais de RSU no Brasil entre 2007 e 2013.

Fonte: Adaptado de ABRELPE (2008 a 2015).

Embora se possa notar uma evolução no panorama geral dos resíduos no Brasil, esta melhora é muito lenta, mesmo com a implementação da PNRS. Diferentemente do que ocorre no Brasil, na Europa, nos Estados Unidos da América (EUA) e em alguns países da Ásia, as mudanças ocorreram mais rapidamente e as legislações são respeitadas, seja por questões culturais ou porque existe um maior rigor quanto à aplicação das penalidades e/ou uma fiscalização mais eficiente.

O que foi preconizado no artigo 9º da PNRS brasileira já vem sendo adotado há algum tempo nos países desenvolvidos do continente europeu, que estão reduzindo drasticamente a disposição final de resíduos em aterros sanitários, inclusive, em alguns casos até mesmo, tentando eliminar essa possibilidade de disposição, como é o caso da Alemanha e da Suíça - Figura 3 e Figura 4. (EUROSTAT, 2014).

Figura 3 – Geração per-capita de resíduos e relação entre as destinações na União Europeia entre 1995 e 2012.

Fonte: Adaptado de Eurostat (2014).

Figura 4 – Relação entre as destinações dos resíduos na União Europeia em 2012.

Fonte: Adaptado de Eurostat (2014).

Embora a digestão anaeróbia sequer apareça nos estudos que quantificam as principais destinações finais de resíduos sólidos (Figura 4), esta tecnologia de tratamento vem ganhando espaço nos últimos anos (DE BAERE e MATTHEEUWS, 2013).

As primeiras instalações de digestão anaeróbia da Europa foram construídas para o tratamento de resíduos sólidos urbanos mistos, ou seja, sem nenhuma separação da matéria orgânica na fonte. Todavia, o rápido aumento da coleta seletiva nos anos 90 provocou a implementação de um grande número de instalações de digestão anaeróbia, embora a tecnologia ainda não estivesse totalmente madura. Segundo De Baere e Mattheeuws (2013), após anos de declínio no número de unidades de compostagem, com o aumento da coleta seletiva, ocorreu também um crescimento nestas, sendo a digestão anaeróbia utilizada nas etapas iniciais de seu processo, visando à substituição das fases mais intensivas da compostagem.

O aumento da capacidade instalada da digestão anaeróbia tem sido constante ao longo do tempo. Não se pode afirmar que ela seja mais barata que a compostagem, no entanto, oferece a oportunidade de produzir energia renovável; utilizar uma área superficial menor e contribuir com a redução de odores desagradáveis quando realizada em unidades fechadas. Na Figura 5, pode ser visualizado o aumento da capacidade instalada de digestão anaeróbia nos países onde a mesma é mais relevante (países com maior capacidade instalada por milhão de habitantes) e na Figura 6, a capacidade total instalada de cada país. Países como a Suíça, a Holanda e a Alemanha foram os primeiros a adotar a tecnologia, enquanto a França e a Espanha começaram bem mais tarde.

No continente americano, os EUA se destacam, tanto por ser um grande gerador de resíduos como também por ser o país com mais recursos e tecnologias que podem ser aplicadas. Entretanto, ele possui dimensões continentais e uma cultura de consumo diferente do povo europeu, o que leva a uma realidade diferente.

Figura 5 – Aumento da capacidade instalada de digestão anaeróbia por milhões de habitantes por país.

Fonte: De Baere e Mattheeuws (2013).

Figura 6 – Capacidade total instalada por país.

Fonte: De Baere e Mattheeuws (2013).

Observa-se pela Figura 7 que houve uma geração praticamente crescente de resíduos nos EUA desde 1960 até meados de 2008, ano em que esta sofreu um ligeiro declínio, devido à crise econômica do país, e tendeu a se estabilizar entre os anos de 2009 a 2012. A incineração com recuperação energética começou a ser usada a partir de 1980 e houve um incremento da reciclagem a partir de 1990, época em que se constata o início da compostagem de resíduos orgânicos.

Figura 7 – Destinações dos RSU nos EUA de 1960 a 2012.

Nota: Quantidades em toneladas inglesas (ton)

Fonte: Adaptado de EPA (2014)

A Tabela 2 mostra as composições percentuais dos resíduos gerados, recuperados e dispostos em aterros nos EUA no ano de 2012 (EPA, 2014). Nota-se que a fração composta por papel e papelão (27,4%) possui a mesma ordem de grandeza da fração orgânica putrescível - resíduos de alimentos e jardinagem (28,0%), o que contrasta com os países em desenvolvimento, cuja fração preponderante é a putrescível, que geralmente supera os 50% (UNEP, 2011). Observa-se também pela Tabela 2 que a fração dos plásticos é muito pouco aproveitada e a fração de couro, borracha e têxteis é disposta totalmente em aterros.

Nos EUA, onde a disposição em aterros ainda é elevada, tem se optado pela compostagem dos resíduos de jardinagem, uma vez que os alimentos normalmente são triturados e descartados na rede de esgoto. Ressalta-se que os resíduos de jardinagem, devido ao seu baixo peso específico e grandes quantidades geradas, quando dispostos em aterros sanitários reduzem consideravelmente a vida útil dos mesmos. Quanto à digestão anaeróbia nos EUA, a EPA (2014) sequer a cita em seu documento, provavelmente, por ser pouco significativa em âmbito nacional.

Tabela 2 – Composição percentual dos resíduos gerados, recuperados e dispostos em aterros nos EUA em 2012.

COMPONENTE	Fração [%]		
	Coletada (gerada)	Recuperada (recicl. + compost.)	Disposta (em aterro)
Resíduos de alimentos	14,5	2,0	21,1
Resíduos de jardinagem	13,5	22,6	8,7
Papel e papelão	27,4	51,2	14,8
Metais	8,9	8,8	9,0
Plásticos	12,7	3,2	17,6
Vidros	4,6	3,7	5,1
Borracha, couro e têxteis	8,7	-	11,2
Madeira	6,3	2,8	8,2
Outros e Rejeitos	3,4	5,7	4,3
Massa Total [10^6 t]	228	79	146

Nota: Massas convertidas em toneladas métricas (t)

Fonte: Adaptado de EPA (2014).

Com relação ao continente asiático, informações referentes à gestão dos resíduos sólidos são muito difíceis de serem obtidas, pois os estudos encontrados sempre apresentam informações dispersas, incompletas e desatualizadas, com exceção do Japão.

Informações sobre a geração e a destinação dos resíduos sólidos no Japão nos anos fiscais de 2000 a 2013 (*MINISTRY OF THE ENVIRONMENT GOVERNMENT OF JAPAN*, 2015) podem ser visualizadas na Tabela 3. Pode-se notar uma redução praticamente contínua na geração total de resíduos neste período, o que pode ser ainda evidenciado pela queda de 15,4 % na geração per capita. Observa-se, também, um aumento de 17,9 % da massa total de material reciclado e uma redução de 56,8% da massa de resíduos aterrada neste período, principalmente devido à escassez de áreas para construção de aterros sanitários naquele país.

Tabela 3 – Informações sobre a gestão dos resíduos sólidos no Japão entre os anos fiscais de 2000 a 2013.

Parâmetro	Ano Fiscal							
	2000	2002	2004	2006	2008	2010	2012	2013
Massa total gerada/coletada [10^6 t]	52,36	51,61	53,38	52,02	48,11	45,36	45,23	44,87
Geração per-capita [kg/hab.d]	1,132	1,111	1,146	1,115	1,033	0,976	0,964	0,958
Massa total reciclada [10^6 t]	7,86	8,64	9,40	10,21	9,78	9,45	9,26	9,27
Disposição final [10^6 t]	10,51	9,03	8,09	6,80	5,53	4,84	4,65	4,54
Número de instalações de incineração	1.715	1.490	1374	1280	1.269	1.221	1.189	1.172
Capacidade total de tratamento [t/dia]	201.557	198.874	195.952	187.823	187.303	185.372	184.426	182.683
Capacidade média por unidade [t/dia]		133	143	147	148	152	155	156
Inst. com aproveitamento do calor residual	1.111	1.035	992	869	849	792	781	778
Instalações com geração de energia	233	263	281	291	300	306	318	328
Capacidade de geração [MW]	1.192	1.365	1.491	1.584	1.615	1.700	1.754	1.770

Fonte: Compilado do *Web Site Ministry of the Environment Government of Japan* (2015).

O número absoluto de incineradores tem diminuído em função do tempo (-31,7 %), todavia a capacidade de tratamento não reduziu na mesma proporção (-9,4%), mostrando que as unidades antigas estão sendo substituídas por instalações de maior capacidade. Pode-se notar a redução do número de unidades que fazem o aproveitamento direto do calor (-30,0%) e o aumento do número daquelas que geram eletricidade (+40,8%).

A China é um país que vem sofrendo grandes mudanças nos últimos anos devido ao forte crescimento econômico e industrial, bem como à intensa migração da população do campo para as cidades, o que tem gerado um grande impacto na gestão dos resíduos. Dong (2011) apresenta as quantidades geradas de RSU na China entre 1979 e 2009 (Figura 8a) e as principais destinações no ano de 2009 (Figura 8b), sendo 79% dispostos em aterro, 18% incinerados e 2% compostados.

Figura 8 – RSU na China: (a) Quantidades geradas de 1979 a 2009 e (b) Destinações em 2009.

Fonte: Adaptado de Dong (2011).

A situação social e econômica dos países não afeta somente as quantidades de resíduos geradas, mas também as proporções entre as frações constituintes dos RSU. De acordo com UNEP (2011), quando um país se desenvolve e se torna mais rico, a composição dos seus resíduos torna-se, normalmente, mais variada e complexa. A Figura 9 mostra a variação da composição das frações dos resíduos em países de baixa, média e alta renda e ressalta a proporção elevada da fração orgânica dos RSU nos que possuem um rendimento nacional bruto per capita menor que US\$ 12.196,00. Nos países de alta renda, os RSU contém uma grande proporção de papel e plásticos, provavelmente, devido ao maior uso de embalagens. A Figura 10 ilustra a geração per capita de resíduos em função da renda per-capita em dólares americanos e mostra uma relação direta entre estas variáveis. Todavia, existem exceções, como o caso do Japão, que apesar de ter renda per capita quase igual à americana, possui geração per capita de RSU aproximadamente igual à metade da americana, como pode ser observado na Figura 11.

Figura 9 – Proporções entre as frações dos RSU em função das rendas dos países.

Fonte: Adaptado de UNEP (2011).

Figura 10 – Relação entre a geração de resíduos e a renda per capita anual de alguns países.

Fonte: Adaptado de UNEP (2011).

Figura 11 – Geração per capita de resíduos de alguns países membros da OECD em 2011.

Fonte: Adaptado de OECD *Environment Statistics* (2013).

A Figura 12 mostra a destinação e a disposição dos resíduos sólidos de alguns países membros da OECD em 2011. Nota-se que, com exceção do Japão, somente países europeus estão eliminando a disposição final de resíduos em aterros sanitários.

Figura 12 – Destinação e disposição dos RS de alguns países membros da OECD em 2011.

Fonte: Adaptado de OECD *Environment Statistics* (2013).

3.4 Caracterização dos RSU Gerados no Brasil

A composição dos RSU pode variar principalmente em função dos hábitos culturais, sociais e da situação econômica de cada população, quer seja representada por um bairro, um povoado, um distrito, ou uma grande metrópole. Dessa forma, sua caracterização fornece informações qualitativas e quantitativas, que são essenciais para determinação das tecnologias de tratamento a serem empregadas em cada localidade. A Tabela 4 mostra a composição gravimétrica dos resíduos coletados no Brasil, segundo o diagnóstico dos RSU, realizado pelo IPEA (2012). A tabela foi construída a partir da média simples da composição gravimétrica de 93 municípios brasileiros, pesquisados entre 1995 e 2008.

Tabela 4 – Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos coletados no Brasil.

COMPONENTE	Participação Média
	%
Matéria Orgânica Putrescível	51,4
Metal	2,9
Papel, papelão e tetrapack	13,1
Plástico	13,5
Vidro	2,4
Rejeitos/outros	16,7
TOTAL	100

Fonte: IPEA (2012).

Na Tabela 5 são mostradas as caracterizações físicas dos RSU de algumas cidades brasileiras. Ressalta-se, pelos valores apresentados, a grande variabilidade entre as frações dos diversos constituintes dos RSU, entre uma cidade e outra. Desta forma, deve-se evitar o uso de valores médios nacionais ou até mesmo regionais em estudos para não se incorrer em erros. Destarte, é importante cada município ter sua própria caracterização, pois é a partir desta que muitas decisões poderão ser tomadas, principalmente quanto à seleção das melhores tecnologias de tratamento, bem como os dimensionamentos de suas unidades.

Com relação à matéria orgânica, fração de interesse neste trabalho, pôde-se observar uma variabilidade relevante, desde 46,45% até 79,38%, e, dependendo da fração dos recicláveis, as variações são ainda maiores, como por exemplo, para o papel e papelão, que variaram de 2,28% a 16,74%. Um problema que dificulta a análise e a comparação entre os resultados das caracterizações apresentadas, é

que cada uma foi feita praticamente em um ano diferente, ou seja, possivelmente em situações econômicas diferentes, o que pode mascarar possíveis tendências, ou levar a falsas correlações.

Tabela 5 – Caracterização dos RSU de algumas cidades brasileiras.

Cidade	Geração Per-capita [kg/hab.d]	Componente [%]						População aproximada [hab] (ano)
		Matéria orgânica	Papel e papelão	Plásticos	Metais	Vidros	Outros e rejeitos*	
Aquidauana-MS ⁽¹⁾	0,52	72,67	3,46	5,29	1,85	1,70	14,98	33.816 (2000)
Araraquara-SP ⁽²⁾	0,75	54,14	6,27	17,61	1,77	1,17	6,03	206.573 (2012)
Barreiras-BA ⁽³⁾	ni	63,8	8,9	11,3	2,0	3,8	13,7	137.428 (2010)
Bela Vista-GO ⁽⁴⁾	0,70	52,9	19,0	18,76	3,75	1,93	3,66	13.770 (2005)
Betim-MG ⁽⁵⁾	1,36	54,46	9,28	11,90	3,22	1,12	20,02	429.507 (2008)
Blumenau-SC ⁽⁶⁾	0,58	46,45	10,23	13,68	4,22	3,71	23,55	261.808 (2002)
Botucatu-SP ⁽⁷⁾	0,48	74,11	7,61	8,41	3,86	1,99	4,02	100.826 (1997)
Cáceres-MT ⁽⁸⁾	0,55	60,45	9,27	13,16	2,41	3,23	11,48	84.175 (2007)
Caldas Novas-GO ⁽⁹⁾	0,72	58,61	13,36	12,76	2,14	1,62	12,73	57.975 (2004)
Campina Grande-PB ⁽¹⁰⁾	0,67	75,44	4,12	7,88	1,10	1,26	10,21	355.331 (2005)
Campinas-SP ⁽¹¹⁾	0,87	56,5	16,2	16,3	1,1	1,3	8,6	1.080.113 (2010)
Florianópolis-SC ⁽¹²⁾	0,97	46,35	14,22	14,92	2,52	4,10	17,89	342.315 (2002)
Hidrolândia-GO ⁽¹³⁾	0,47	64,18	10,59	15,79	3,08	2,12	4,26	14.860 (2004)
Jaú-SP ⁽¹⁴⁾	0,64	49,4	4,7	10,6	3,0	2,7	29,5	131.050 (2010)
Marília-SP ⁽¹⁵⁾	0,79	57	16	13	4	4	6	220.000 (2009)
Palmas-TO ⁽¹⁶⁾	0,90	69,1	10,2	11,4	2,2	0,5	6,8	228.332 (2010)
Parintins-AM ⁽¹⁷⁾	1,56	50,97	13,85	23,94	1,79	ni	9,42	110.411 (2014)
Pato Branco-PR ⁽¹⁸⁾	0,48	49,65	16,74	13,70	1,89	1,33	16,68	67.302 (2005)
Piracicaba-SP ⁽¹⁹⁾	0,74	79,38	2,28	9,44	1,87	1,98	5,05	364.571 (2011)
São Carlos-SP ⁽²⁰⁾	0,68	59,08	6,44	10,47	1,31	1,67	21,03	210.370 (2006)

OBS: ni = não informado; (*) Visando-se homogeneizar a tabela este item inclui além dos rejeitos: trapos, couros, borrachas, tretra pak, etc..

Fonte: ⁽¹⁾ Leme e Joia (2006); ⁽²⁾ Brunetti Junior (2013); ⁽³⁾ Carvalho *et. al* (2011); ⁽⁴⁾ Marques Júnior e Pasqualetto (2005); ⁽⁵⁾ Betim (2010); ⁽⁶⁾ Pinheiro e Polz (2002); ⁽⁷⁾ Oliveira (1997); ⁽⁸⁾ Alcântara (2010); ⁽⁹⁾ Andrade e Prado (2004); ⁽¹⁰⁾ Oliveira *et. al* (2005); ⁽¹¹⁾ Campinas (2012); ⁽¹²⁾ Comcap (2012); ⁽¹³⁾ Carvalho (2005); ⁽¹⁴⁾ Rezende *et al.* (2013); ⁽¹⁵⁾ Grego e Schoenhals (2009); ⁽¹⁶⁾ Coelho *et al.* (2011); ⁽¹⁷⁾ Picanço *et al.* (2014); ⁽¹⁸⁾ Tabalipa e Fiori (2006); ⁽¹⁹⁾ Rocha *et al.* (2011); ⁽²⁰⁾ Frésca (2007).

A composição dos resíduos também pode variar ao longo do tempo, como resultado das mudanças dos hábitos, do poder aquisitivo da população, das tecnologias, de situações econômicas momentâneas ou duradouras, etc., como pode ser verificado a Figura 13 que ilustra as variações das composições dos resíduos da cidade de São Paulo de 1927 a 2007.

Figura 13 – Frações dos RSU da Cidade de São Paulo entre 1927 e 2007.

Fonte: Adaptado de Prefeitura Municipal de São Paulo (2007) e - PMSP/ LIMPURB (2003).

3.4.1 Fração Orgânica dos RSU

De acordo com Tchobanoglous *et al.* (1993), a fração orgânica dos RSU é composta por, madeira, papel, papelão, plásticos, têxteis, borracha, couro, restos de alimentos e resíduos de jardinagem, sendo a soma destes dois últimos a fração orgânica putrescível.

Segundo Christensen (2011), as faixas de teor de umidade dos componentes da fração orgânica dos RSU e seus valores típicos são os listados na Tabela 6.

Tabela 6 – Faixas do teor de umidade dos componentes da fração orgânica dos RSU e seus valores típicos.

Material	Teor de Umidade [%]	
	Faixa	Valor Típico
Restos de alimentos	50 – 80	70
Aparas de grama	40 – 80	60
Resíduos de jardinagem	30 – 80	60

Fonte: Adaptado de Christensen (2011).

De acordo com Christensen (2011), o conteúdo de matéria orgânica dos resíduos pode ser determinada de várias formas, tais como, sólidos voláteis (SV), carbono orgânico total (COT), Demanda Química de Oxigênio (DQO, em $\text{mgO}_2/\text{g}_{\text{resíduo seco}}$). Compostos orgânicos específicos, tais como ácidos graxos voláteis (AGV: ácido acético, ácido propiônico, etc.), proteínas, carboidratos, gorduras, celulose, hemicelulose e lignina também podem ser determinados, ainda que frequentemente estas determinações sejam complexas ou imprecisas.

A matéria orgânica pode ser dividida em compostos facilmente biodegradáveis (carboidratos, lipídios e proteínas) e pouco biodegradáveis (fibras, ácidos húmicos e ácidos fúlvicos). A matéria orgânica biodegradável pode ser dividida em diferentes categorias de substratos. Os carboidratos simples, como a glicose, sacarose ou lactose, aminoácidos ou AGV, não necessitam de qualquer fase de hidrólise para serem biodegradados. Carboidratos complexos, tais como celulose, proteínas e ácidos graxos de cadeia longa, tem que ser hidrolisados em monômeros degradáveis antes da digestão anaeróbia (LESTEUR *et al.*, 2010).

A celulose, a hemicelulose e a lignina são os principais componentes das fibras vegetais (Figura 14), presentes em seus caules, folhas e frutos. As fibras são de difícil digestão por animais não ruminantes, pois a sua estrutura química com uma disposição física muito dispersa criada por lignina e sua ligação cruzada com outros polissacarídeos, impede o acesso de enzimas livres até a celulose e a hemicelulose (KING, 2013).

Na Tabela 7 é ilustrada a composição nutricional média de resíduos orgânicos putrescíveis de diferentes fontes; na Tabela 8, as concentrações características de alguns componentes vegetais da FORSU, e na Tabela 9, as composições de aparas de jardinagem.

Figura 14 – Estrutura das fibras vegetais.

Fonte: Adaptado de Santos (2012).

Segundo Lesteur (2010), a digestão de carboidratos proporciona a menor quantidade de metano por grama de STV ($0,415 \text{ L}_{\text{CH}_4} \cdot \text{g}_{\text{STV}}^{-1}$), enquanto que a de lipídios leva à maior quantidade de metano ($1,014 \text{ L}_{\text{CH}_4} \cdot \text{g}_{\text{STV}}^{-1}$), desde que suas concentrações sejam baixas; caso contrário, alguns afeitos inibitórios ou adversos podem ocorrer. A digestão de proteínas tem uma produção ligeiramente maior que dos carboidratos ($0,496 \text{ L}_{\text{CH}_4} \cdot \text{g}_{\text{STV}}^{-1}$), mas pode levar ao aumento das concentrações de N-amoniacal, que pode ser tóxico em certas concentrações e interfere com os processos biológicos aumentando o pH. Hemicelulose e lignina são dificilmente degradados em condições anaeróbias. Digestão de resíduos de cevada produzem cerca de $0,020 \text{ L}_{\text{CH}_4} \cdot \text{g}_{\text{STV}}^{-1}$, aparentemente devido ao seu alto teor de fibra de carboidratos de cerca de 69% (LESTEUR *et al.*, 2010). Nota-se pelas composições mostradas na Tabela 9, que os resíduos de poda, capina ou jardinagem são de difícil degradação anaeróbia e, portanto, levarão sempre à baixa produção de metano, a não ser que se utilize algum pré-tratamento para se alterar a estrutura física e química das fibras vegetais.

Tabela 7 – Composição nutricional média de resíduos orgânicos putrescíveis de diferentes fontes (% com base na massa seca).

Nutriente	Resíduo de carne bovina	Resíduo de carne de peixe	Resíduos de frutas e vegetais	Resíduos de restaurantes	Resíduos domésticos
Matéria seca	59,0 (12,3)	26,1 (2,4)	11,9 (1,8)	39,6 (7,4)	33,1 (10,8)
Proteína bruta	24,6 (10,3)	57,0 (5,3)	11,6 (3,6)	27,5 (6,4)	16,3 (4,8)
Extrato de éter	69,9 (13,7)	19,1 (6,1)	1,5 (1,5)	28,8 (8,5)	11,3 (4,0)
Fibra bruta	0,6 (0,9)	1,2 (1,2)	13,4 (4,4)	2,3 (1,1)	12,4 (7,7)
Extrato livre de nitrogênio	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	65,5 (8,8)	26,9 (13,2)	41,8 (14,0)
Cinzas (inertes)	4,9 (4,1)	21,8 (3,5)	7,9 (4,7)	14,4 (5,7)	18,2 (9,7)

OBS: Desvio padrão entre parênteses.

Fonte: Adaptado de García *et al.* (2005).

Tabela 8 – Concentrações características de alguns componentes vegetais da FORSU.

Componente	Unidade	Verduras	Cenoura	Gramma	Batata	Banana	Maçã	Laranja
NTK	(gN/g _{Res.Fresco})	0,002	0,003	0,007	0,004	0,004	0,006	0,009
DQO	(gO ₂ /g _{Res.Fresco})	0,127	0,17	0,382	0,228	0,166	0,228	0,294
Proteínas	(g/g _{Res.Fresco})	0,017	0,025	0,04	0,016	0,011	0,021	0,037
Lipídios	(g/g _{Res.Fresco})	0,007	0,006	0,018	0,006	0,005	0,004	0,008
Açúcares	(g/g _{Res.Fresco})	0,023	0,057	0,07	0,108	0,049	0,086	0,102
Extrato de Celulose	(g/g _{Res.Fresco})	0,054	0,094	0,108	0,115	0,067	0,142	0,182
Hemiceluloses	(g/g _{Res.Fresco})	0,014	0,01	0,097	0,053	0,015	0,005	0,01
Celulose	(g/g _{Res.Fresco})	0,011	0,009	0,041	0,007	0,008	0,008	0,017
Lignoceluloses	(g/g _{Res.Fresco})	0,008	0,007	0,022	0,003	0,019	0,013	0,009
Carboidratos	(g/g _{Res.Fresco})	0,087	0,121	0,267	0,178	0,109	0,167	0,218
PT	(g/g _{Res.Fresco})	--	0,00073	0,00213	0,00072	0,00033	0,00059	0,00102

Fonte: Adaptado de Zaher *et al.* (2007).

Tabela 9 – Composição química de aparas de jardinagem.

Componente	Conteúdo em massa* [%]
Celulose	30,8 ± 0,5
Hemicelulose	15,9 ± 0,3
Lignina solúvel em ácido	0,6 ± 0,1
Lignina insolúvel em ácido	32,3 ± 0,1
Extratos	9,6 ± 0,2
Sólidos Voláteis	98,9 ± 0,1
Sólidos Totais	94,3 ± 0,1

* Porcentagens em relação à massa seca, exceto para sólidos totais.

Fonte: Adaptado de Zhao, Zheng e YEBO LI (2014).

A composição da fração orgânica putrescível dos resíduos domésticos e urbanos pode variar sazonalmente (Tabela 10) e isso pode ter impacto sobre as instalações de processamento. Existem, basicamente, dois tipos de tecnologia concorrentes para o processamento de resíduos putrescíveis, que são a digestão aeróbia (compostagem) e a anaeróbia (biometanização). Ambas dependem da composição dos resíduos, em particular, do conteúdo de carbono e de nutrientes. Variações sazonais da composição destes resíduos podem resultar na necessidade de ajustes por meio de adições para alcançar uma combinação ideal de nutrientes e de carbono (Hanc, 2011). Segundo Kiehl (2004), para compostagem, este balanceamento pode ser obtido misturando-se de forma adequada diferentes tipos de resíduos orgânicos, a fim de se buscar um equilíbrio da relação C/N dentro da faixa aceitável, ou adicionar os nutrientes necessários para se obter este equilíbrio.

Tabela 10 – Composição média das frações putrescíveis dos RSU e RD ao longo de um ano.

Componente	Putrescíveis Urbanos ^(a) [%]		Putrescíveis Domiciliares ^(b) [%]	
	Média	DP	Média	DP
Gramas	3,9	5,6	29,0	30,4
Plantas	11,6	5,7	5,8	3,9
Folhas	1,6	1,6	27,6	30,8
Madeiras	1,1	1,0	17,5	4,7
Frutas cítricas	14,0	4,3	1,5	2,3
Frutas não cítricas e vegetais	44,2	7,8	5,4	2,8
Pães	3,2	1,1	0,0	0,0
Extratos (cama)	3,9	0,7	0,3	0,6
Solo	9,3	5,7	11,5	11,1
Papéis	2,7	0,8	0,4	0,5
Outros	3,8	0,8	0,3	0,3
Rejeitos	0,8	0,6	0,5	0,3

OBS: ^(a) 52 amostragens; ^(b) 24 amostragens; DP = Desvio padrão;
Fonte: Hanc (2011).

Observando-se os valores mostrados na Tabela 10, para as variações dos componentes das frações putrescíveis dos RSU e RSD, notam-se variações percentuais muito grandes dos componentes, obtidas em amostragens realizadas ao longo de um ano, de tal modo que os desvios padrão chegam a possuir a mesma ordem de grandeza dos valores médios e em alguns casos até os superam. Dessa forma, não parece ser viável tentar fazer qualquer controle sobre estes

componentes; o ideal é que os sistemas de tratamento sejam robustos o suficiente para absorverem tais variações.

3.5 Lixiviados de Aterros Sanitários

Um dos grandes problemas da disposição final de resíduos sólidos em aterros sanitários é a geração dos lixiviados, que possuem elevado potencial poluidor e necessitam de tratamento complexo para posterior descarga nos corpos hídricos.

A ABNT (1992) define percolato como o líquido que passou através de um meio poroso e define sumeiro ou chorume como o líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), quando o aterro é novo. Esta mesma norma define lixiviação como o deslocamento ou arraste, por meio líquido, de certas substâncias contidas nos resíduos sólidos urbanos.

Os lixiviados de aterros sanitários apresentam certas particularidades, que além dos tipos de resíduos descartados, dependem também do clima local, da estrutura do aterro, das condições operacionais e da idade do aterro (MILLOT e COURANT, 1997; QASIM e CHIANG, 1994), e as suas características físico-químicas são o resultado de seu processo de formação. Lixiviados são compostos predominantemente por substâncias dissolvidas. A maior parte dos processos de solubilização, lixiviação e precipitação ocorrem dentro do aterro, inicialmente numa condição aeróbia de curta duração, seguida por uma anaeróbia de longa duração. Assim, em geral, os lixiviados têm uma elevada concentração de substâncias orgânicas e inorgânicas dissolvidas, baixa concentração de sólidos em suspensão e, portanto, pouca matéria orgânica remanescente a ser solubilizada (QASIM e CHIANG, 1994; TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993; KJELDSEN *et al.*, 2002). Dentre os diversos parâmetros para sua caracterização, além da DBO₅ e DQO, que são normalmente utilizados, destacam-se o Carbono Orgânico Total (COT), Ácidos Voláteis Totais (AVT) e os Sólidos Voláteis.

Análises de lixiviados coletados durante a fase ácida da decomposição mostram altos valores de DQO, DBO₅, Ácidos Voláteis Totais (AVT), nitrogênio orgânico e amoniacal, e baixos valores de pH. Por outro lado, lixiviados coletados durante a

fase de fermentação metanogênica, apresentam valores de pH, que podem estar na faixa de 6,5 a 8,5, e de DQO, DBO₅, e nutrientes significativamente menores que os da fase ácida, com exceção do nitrogênio amoniacal. O pH dos lixiviados não depende somente da concentração dos ácidos presentes, mas também da pressão parcial do CO₂ contido no gás do aterro, que está em contato com o lixiviado (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993).

Na Tabela 11 são ilustrados os resultados de um trabalho realizado por Souto (2009), que fez um levantamento bibliográfico sobre as características dos lixiviados brasileiros e também os resultados de Andreotolla e Cannas (1992), que reuniram informações sobre mais de 70 aterros sanitários localizados na Europa e Estados Unidos.

Tabela 11 - Faixas de concentração das principais variáveis de caracterização de lixiviados de aterros sanitários brasileiros e americanos e europeus.

Variável	Unidade	Lixiv. Brasileiros Souto (2009)		Americanos e Europeus Andreotolla e Cannas (1.992)
		Fase Ácida	Fase Metanog.	Fases Ácida e Matanogênica
pH	-	4,4 – 8,4	5,9 – 9,2	5,3 – 8,5
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	170 – 32.000	125 – 20.200	300 – 11.500
Turbidez	UNT	100 – 540	0,02 – 620	-
Condutividade	µS/cm	230 – 45.000	100 – 45.000	-
DQO	mg O ₂ /L	90 – 100.000	20 – 35.000	150 – 100.000
DBO ₅	mg O ₂ /L	1 – 55.000	3 – 17.200	100 – 90.000
NH ₄ ⁺	mg N/L	0,07 – 2.000	0,03 – 3.000	1 – 1.500
NTK	mg N/L	1,7 – 3.000	0,6 – 5.000	50 – 5.000
NO ₃ ⁻	mg N/L	ND – 45	ND – 270	0,1 – 50
P _{tot}	mg P/L	ND – 260	ND – 80	0,1 – 30
PO ₄	mg/L	-	-	0,3 – 25
Ca	mg/L	-	-	10 – 2.500
Mg	mg/L	-	-	50 – 1.150
Na	mg/L	-	-	50 – 4.000
K	mg/L	-	-	10 – 2.500
SO ₄	mg/L	-	-	10 – 1.200
Cl ⁻	mg/L	275 – 4.700	20 – 6.900	30 – 4.000
Fe Total	mg/L	ND – 1.400	0,01 – 720	0,4 – 2.200
Zn Total	mg/L	ND – 27	ND – 35	0,05 – 170
Mn total	mg/L	ND – 115	ND – 30	0,4 – 50
Cd Total	mg/L	ND – 0,1	ND – 0,6	0,5 – 140
Ni Total	mg/L	ND – 6,5	ND – 1,4	20 – 2.050
Pb Total	mg/L	ND – 1,5	ND – 6,7	8 – 1.020
Cr Total	mg/L	ND – 1,2	ND – 1,0	30 – 1.600
Cu Total	mg/L	ND – 0,8	ND – 2,9	4 – 1.400
ST	mg/L	400 – 45.000	200 – 29.000	-
STV	mg/L	78 – 26.700	75 – 20.000	-
STF	mg/L	40 – 28.400	100 – 17.000	-
SST	mg/L	10 – 7.000	7 – 12.400	-

OBS: ND = Não detectado (limites de detecção não informados pelo autor).

Fonte: Adaptado de Souto (2009); Andreotolla e Cannas (1.992).

Nota-se que tanto para o caso dos aterros brasileiros, quanto para os americanos e europeus, todos os parâmetros possuem uma faixa de variação muito grande e as concentrações de nitrogênio amoniacal e alcalinidade total são muito elevadas.

Como resultado da variabilidade das características dos lixiviados, o projeto de sistemas de tratamento desses líquidos torna-se bastante complexo (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993). Os processos aplicáveis ao tratamento de lixiviados são os biológicos; os físico-químicos ou a combinação destes (QASIM e CHIANG, 1994). Sistemas anaeróbios e aeróbios têm sido extensivamente pesquisados para remover matéria orgânica e nitrogênio amoniacal (KULIKOWSKA, 2012). No entanto, eles precisam de uma fonte externa de carbono para a desnitrificação, quando o lixiviado é proveniente de um aterro na fase metanogênica. Por esta razão, recentemente, processos como Anammox e desnitrificação endógena têm sido desenvolvidos com resultados promissores, indicando que a associação de tratamento anaeróbio-aeróbio é possível sem uma fonte extra de carbono (KUENEN, 2008; VAN DER STAR *et al.*, 2007; ANFRUNS *et al.*, 2013; WANG *et al.*, 2013; ZHU *et al.*, 2013).

3.6 Tratamento da Fração Orgânica Putrescível dos RSU

A Tabela 12, elaborada pelo IPEA (2012) para o ano de 2008, mostra uma estimativa percentual da matéria orgânica tratada em relação ao total coletado, utilizando como referência a composição gravimétrica média (Tabela 4) e a massa total coletada de resíduos no Brasil para aquele ano. Do total de 94.309,5 t/dia de resíduos orgânicos putrescíveis, apenas 1,6% são destinados para unidades de compostagem, sendo o restante encaminhado para disposições finais, destacando-se lixões, aterros controlados e aterros sanitários.

Tabela 12 – Estimativa percentual de matéria orgânica tratada em relação ao total coletado.

Unidade de análise	Qtde encaminhada para unid. compostagem	Estimativa qtde de matéria orgânica coletada ¹	Percentual de tratamento em função da qtde coletada
	[t/d]	[t/d]	[%]
Brasil	1.519,5	94.309,1	1,6
Estrato populacional			
Municípios pequenos	497,2	40.797,3	1,2
Municípios médios	495,0	32.250,1	1,5
Municípios grandes	527,7	21.262,1	2,5
Macrorregião			
Norte	18,4	7.523,5	0,2
Nordeste	13,0	24.262,6	0,1
Sudeste	684,6	35.044,1	1,9
Sul	475,3	19.193,7	2,5
Centro-Oeste	328,2	8.285,2	3,9

(1) Quantidade estimada equivale à quantidade total coletada multiplicando-se pela porcentagem da composição gravimétrica.

Fonte: IPEA (2012).

Destarte, há muito a ser feito no Brasil com relação ao tratamento da matéria orgânica putrescível. Na sequência, são descritas algumas alternativas para o tratamento desta fração componente dos RSU.

3.6.1 Tratamento Térmico

Embora o tratamento térmico da fração orgânica dos resíduos sólidos normalmente não seja a melhor opção, em algumas situações, pode ser uma das poucas alternativas possíveis, principalmente em locais com extrema falta de espaço físico para instalação das unidades de tratamento.

Dentre as tecnologias de tratamento térmico, a incineração dos resíduos com recuperação energética é a que se destaca em grande escala, principalmente em alguns países europeus, como pode ser observado na Figura 4. Todavia, a reciclagem e outras formas de tratamento têm prioridade em relação à incineração.

Segundo Williams (2005), uma das principais vantagens da incineração dos resíduos é a sua redução a cinzas, que são biologicamente estéreis e que apresentam cerca de 10% do volume, ou 33% do peso inicial dos resíduos. Por outro lado, a principal desvantagem é o alto investimento inicial e o retorno demorado.

São muito importantes as propriedades combustíveis do resíduo, ou seja, as proporções entre material combustível, umidade e materiais inertes e também a análise elementar, que pode ser utilizada para avaliar como a queima dos resíduos no incinerador pode afetar as emissões gasosas. O teor de umidade é de extrema importância, uma vez que restringe a ignição e reduz o poder calorífico do resíduo. O teor de inertes destaca-se também, uma vez que uma alta percentagem destes irá diminuir o poder calorífico dos resíduos e formarão as cinzas, que terão de ser removidas e descartadas depois da combustão (WILLIAMS, 2005).

De acordo com Rimaitytė *et al.* (2010), o poder calorífico dos resíduos não deve ser inferior a 6.500 kJ.kg^{-1} , pois abaixo deste valor há necessidade de adição de combustível para manter a eficiência da incineração.

A composição dos resíduos pode ser representada num diagrama ternário, que apresenta as composições aceitáveis de cada fração (inerte, umidade, voláteis) como ilustrado na Figura 15. A área sombreada representa a composição típica dos resíduos sólidos urbanos, que pode sustentar a combustão sem a necessidade de combustível auxiliar. A área abrange o poder calorífico mínimo aceitável e o teor máximo permitido de umidade.

Figura 15 – Diagrama ternário: Proporção percentual de Voláteis (v) x Inertes (I) x Umidade (U) aceitáveis para incineração

Fonte: Adaptado de Williams (2005)

Gunaseelan (1997) relata que frações orgânicas (putrescíveis) dos resíduos sólidos, compostas por restos de frutas e vegetais, possuem umidade superior a 80% e teor

de sólidos voláteis superior a 95% em relação aos totais. Segundo Mata-Alvarez, Macé e Llabrés (2000), a fração orgânica biodegradável dos RSU apresenta entre 85 e 90% de umidade. Observando-se a Figura 15, pode-se notar que caso se opte em fazer a incineração da matéria orgânica putrescível dos RSU, esta não se sustentará sem combustível auxiliar. Além desta possível inviabilidade, do ponto de vista energético, a incineração tem ainda como desvantagem em relação à compostagem e à digestão anaeróbia, a perda de nutrientes (para atmosfera ou para as cinzas), que não poderão ser efetivamente reciclados na agricultura.

3.6.2 Compostagem

Em termos conceituais, a compostagem pode ser definida como um processo controlado de decomposição aeróbia e exotérmica da matéria orgânica biodegradável por meio da ação de micro-organismos autóctones, com liberação de gás carbônico e vapor de água e tendo como produto final um condicionador de solo (BIDONE; POVINELLI, 1999; DE BERTOLDI *et al*, 1983; KIEHL, 2012; MASSUKADO, 2008; NBR 13591, 1996; SENESI, 1989). Durante o processo, alguns componentes são utilizados pelos próprios micro-organismos para formação de seus tecidos, outros são volatilizados e outros ainda são transformados biologicamente em uma substância escura, uniforme, com consistência pastosa, rica em partículas coloidais, com propriedades físicas, químicas e biológicas inteiramente diferentes da matéria-prima original. A esta substância dá-se o nome de composto humificado ou simplesmente composto.

Dentre as principais vantagens da compostagem, pode-se citar a reciclagem da matéria orgânica e dos nutrientes; a necessidade de mão de obra pouco especializada; custos menores que os da incineração, tanto na implantação quanto na operação da usina, bem como a produção de um condicionador de solos apresentando de 40 a 70% de matéria orgânica.

Os micro-organismos que participam mais ativamente do processo são os aeróbios e os facultativos (bactérias, fungos e actinomicetos), que predominam nas faixas de temperatura de 20 a 45 °C (mesófilos) e de 45 a 65 °C (termófilos). Esses micro-organismos liberam energia na forma de calor, implicando no aquecimento natural das leiras ou pilhas de compostagem.

A Figura 16 ilustra, esquematicamente, as quatro fases da estabilização da matéria orgânica pela compostagem: a **fase 1**, onde ocorre a elevação de temperatura até o limite admitido como ótimo (55 e 65 °C); a **fase 2**, de degradação ativa do material orgânico; a **fase 3**, em que se inicia o resfriamento natural do material; e a **fase 4**, de maturação ou cura do material compostado, com formação de ácidos húmicos.

A compostagem é afetada por fatores biológicos (micro-organismos), físicos (umidade, temperatura, tamanho das partículas, dimensão e formato das leiras) e químicos (oxigenação, relação C/N e pH).

Figura 16 – Fases da estabilização da matéria orgânica na compostagem

Fonte: FDR (2014)

Adicionalmente, a vermicompostagem é um tipo de compostagem na qual se utilizam minhocas para digerir a matéria orgânica, provocando sua degradação, melhorando o arejamento e a drenagem do material em fase de maturação. Normalmente, ela ocorre em 2 estágios, sendo que no primeiro a matéria orgânica é compostada de acordo com os padrões normais até atingir sua estabilização, a redução de patógenos e temperatura ambiente, e no segundo, o material é transferido para leitos rasos (evitando-se assim o aquecimento elevado e a compactação), onde é realizada a inoculação das minhocas e após 45 a 90 dias,

obtém-se o vermicomposto, com aumento na disponibilização de macro e micronutrientes.

3.6.3 Digestão Anaeróbia

Segundo Chernicharo (1997), a digestão anaeróbia ou biometanização pode ser comparada a um ecossistema onde diversos grupos de micro-organismos trabalham interativamente na conversão da matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e nitrogênio amoniacal, além de novas células bacterianas. Os micro-organismos que participam do processo de decomposição anaeróbia podem ser divididos em três importantes grupos:

- O primeiro é composto de bactérias fermentativas, que transformam, por hidrólise, os polímeros em monômeros, e estes em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos de cadeia curta, aminoácidos e outros produtos;
- O segundo grupo é formado pelas bactérias acetogênicas, que convertem os produtos gerados pelo primeiro grupo (aminoácidos, açúcares, ácidos orgânicos e álcoois) em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono;
- Os produtos finais do segundo grupo são os substratos essenciais para o terceiro, que por sua vez, constitui-se de dois diferentes grupos de arqueas metanogênicas. Um grupo usa o acetato, transformando-o em metano e dióxido de carbono, enquanto o outro produz metano através da redução de dióxido de carbono.

As fases da digestão anaeróbia, bem como os micro-organismos envolvidos em cada etapa do processo, estão sintetizadas na Figura 17. Cada uma dessas fases é descrita, a partir do texto extraído de Chernicharo (1997), nos itens subsequentes.

Figura 17: Sequências metabólicas da digestão anaeróbia (com redução de sulfato [---]).

Fonte: Harper e Pohland (1987); Chernicharo (1997).

Hidrólise Enzimática – Esta primeira fase do processo de degradação anaeróbia consiste na hidrólise de materiais particulados complexos (polímeros) em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores). Como as bactérias não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada, essa conversão é conseguida através da ação de enzimas excretadas pelas *bactérias hidrolíticas fermentativas*. Segundo van Haandel & Marais (1999), a hidrólise é um processo lento e normalmente limita a taxa de digestão anaeróbia.

Acidogênese – Os produtos solúveis oriundos da fase de hidrólise são metabolizados no interior das células das bactérias fermentativas, sendo convertidos em diversos compostos mais simples, os quais são excretados pelas células. Os compostos produzidos incluem ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido lático, gás carbônico, hidrogênio, nitrogênio amoniacal, sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas. Como os ácidos voláteis são o principal produto dos organismos fermentativos, estes são usualmente designados como *bactérias fermentativas acidogênicas*.

Acetogênese – As *bactérias acetogênicas* são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica em substratos apropriados para as *árqueas metanogênicas*. Os produtos gerados pelas *bactérias acetogênicas* são o hidrogênio, o dióxido de carbono e o acetato. De todos os produtos metabolizados pelas *bactérias acidogênicas*, apenas o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados diretamente pelas *metanogênicas*. Porém, pelo menos 50% da DQO biodegradável é convertida em propionato e butirato, os quais são posteriormente decompostos em acetato e hidrogênio pela ação das *bactérias acetogênicas*.

Metanogênese – A etapa final do processo de degradação anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono é efetuada pelas *árqueas metanogênicas*. Elas utilizam somente um limitado número de substratos, compreendendo ácido acético, hidrogênio/dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono. Em função de sua afinidade por substrato e magnitude de produção de metano, as *metanogênicas* são divididas em dois grupos principais, um que produz metano a partir de ácido acético ou metanol (*metanogênicas acetoclásticas*), e o segundo que produz metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono (*metanogênicas hidrogenotróficas*). Embora apenas poucas espécies de *metanogênicas* sejam capazes de produzir metano a partir do acetato, estas são normalmente os micro-organismos predominantes na digestão anaeróbia e são responsáveis por cerca de 60 a 70% de toda produção, a partir do grupo metil do ácido acético. Ao contrário das *acetoclásticas*, praticamente todas as espécies conhecidas de *árqueas metanogênicas* são capazes de produzir metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono.

Tanto as *metanogênicas acetoclásticas* quanto as *hidrogenotróficas* são muito importantes na manutenção do curso da digestão anaeróbia, uma vez que estas são responsáveis pela função essencial de consumir o hidrogênio produzido nas fases anteriores. Com isso, é propiciado o abaixamento da pressão parcial deste gás no meio, tornando possível as reações de produção das *acidogênicas* e *acetogênicas*, que são inibidas acima de 10^{-4} atm.

Caso o substrato contenha sulfatos ou compostos de enxofre ocorrerá a sulfetogênese, representado na Figura 16 pelas linhas tracejadas. A produção de sulfetos é um processo no qual o sulfato e outros compostos a base de enxofre são utilizados como aceptores de elétrons durante a oxidação de compostos orgânicos.

Durante esse processo, sulfato, sulfito, e outros compostos sulfurados são reduzidos a sulfeto, através da ação de um grupo de bactérias anaeróbias estritas, denominadas bactérias redutoras de sulfato (ou bactérias sulforredutoras), que se dividem em dois grandes grupos;

- Bactérias sulforredutoras que oxidam seus substratos de forma incompleta até o acetato.
- Bactérias sulforredutoras que oxidam seus substratos completamente até o gás carbônico.

Na ausência de sulfato, o processo de digestão anaeróbia ocorre de acordo com as sequências metabólicas representadas por linhas contínuas na Figura 17, e na sua presença, muitos dos compostos intermediários formados através dessas rotas metabólicas passam a ser utilizados pelas bactérias sulforredutoras, provocando uma alteração das rotas metabólicas (linhas tracejadas). Dessa forma, as bactérias sulforredutoras passam a competir com as fermentativas, acetogênicas e com as arqueas metanogênicas pelos substratos disponíveis.

De acordo com Lettinga Associates Foundation (2009), o biogás é o produto final de uma digestão anaeróbia bem sucedida, que contém em sua composição predominantemente metano e dióxido de carbono. Na Tabela 13 é mostrada uma comparação entre a composição do biogás e a do gás natural.

Tabela 13 – Comparação entre a composição do biogás e a do gás natural.

Componente	Unidade	Gás Natural	Biogás
Metano	% em vol.	87	53 – 70
Dióxido de carbono	% em vol.	1,2	30 – 47
Nitrogênio	% em vol.	0,3	0,2
Oxigênio	% em vol.	0	0
Gás sulfídrico	ppm	1 – 2	0 – 10.000
Amônia	ppm	0	< 100

Fonte: Adaptado de Lettinga Associates Foundation (2009).

O gás sulfídrico pode causar problemas de corrosão na queima do biogás, reduzindo a vida útil dos motores e de outros equipamentos. Geralmente, é removido quando a concentração é superior a 500 ppm. A remoção dos compostos do biogás é muitas vezes chamada de lavagem e, além do gás sulfídrico, podem ser removidos também

o vapor de água e o CO₂, visando-se o aumento do poder calorífico. Este pode ser usado para cozinhar ou na geração de eletricidade. Para aplicações de pequena escala nos países em desenvolvimento, o gás é usado normalmente sem ser tratado (lavado), e 1 m³ (não lavado) permite 2 horas de cozimento ou a geração elétrica de 1,5 kWh. Uma quantidade de 2,5 m³ de biogás não lavado equivale a 1 kg de GLP (AGAMA, 2007).

Dentre os fatores intervenientes na digestão anaeróbia, pode-se citar os biológicos (bactérias e arqueas metanogênicas), físicos (temperatura, umidade, tamanho das partículas, compactidade), químicos (pH, potencial redox, necessidade/disponibilidade de nutrientes, presença de compostos inibidores ou tóxicos) e operacionais (teor de sólidos secos ou voláteis, TDH, recirculação/agitação).

A temperatura é um dos parâmetros mais importantes para o processo de digestão anaeróbia. As reações químicas ocorrem mais rapidamente com o aumento da temperatura, mas o aumento é limitado, porque as propriedades de alguns compostos mudam com a temperatura, todavia, grandes aumentos da taxa podem ser obtidos antes dos processos serem interrompidos. Esta relação entre a temperatura e a taxa de reação também é válida para os processos biológicos, porque são de fato processos químicos que ocorrem dentro de organismos vivos (ou "controlados" por esses organismos), contudo os próprios micro-organismos também são sensíveis à temperatura, e assim, as possibilidades de aumento das taxas de reação com aumento da temperatura são limitadas, muito mais do que no caso de reações puramente químicas (LETTINGA ASSOCIATES FOUNDATION, 2009).

Diferentes grupos de micro-organismos se adaptam a diferentes faixas de temperatura para crescer, e cada grupo tem a sua própria temperatura ótima com máximas velocidades de reações. Em temperaturas mais baixas, normalmente, a atividade cai, mas os organismos não morrem. Na digestão anaeróbia, podem-se dividir os micro-organismos em três grupos distintos quanto às faixas de temperatura:

- 4 a 20 °C: micro-organismos psicrófilos;
- 20 a 40 °C: micro-organismos mesófilos;
- Acima de 40 °C: micro-organismos termófilos.

Em geral, as velocidades máximas de reação para os organismos psicrófilos são menores do que para os mesófilos, que são mais baixas do que para os termófilos. Os grupos de micro-organismos são muito diferentes para cada faixa. Portanto, um digestor não pode ser mudado alterando-se a faixa de temperatura operacional para outra, sem perda de atividade. Quando ocorre uma alteração drástica da temperatura, outros micro-organismos começam a crescer para assumir o processo (Figura 18). Isso é normalmente demorado devido às baixas taxas de crescimento celular dos micro-organismos anaeróbios (CHERNICHARO, 1997; CHRISTENSEN, 2011).

Figura 18: Faixas de temperaturas dos micro-organismos psicrófilos, mesófilos e termófilos.

Fonte: Adaptado de Christensen (2011).

Outro parâmetro importante na digestão anaeróbia é o pH, pois todos os organismos são mais ou menos sensíveis a alterações deste parâmetro, uma vez que ele afeta diretamente as reações enzimáticas. A faixa de pH ideal para o desenvolvimento da digestão anaeróbia é de 6,5 a 7,5 (TCHOBANOGLOUS *et al*, 1993; VAN HAANDEL & MARAIS, 1999; WILLIAMS, 2005). Os micro-organismos influenciam o pH do meio ambiente interno e externo, através da produção e/ou do consumo de ácidos orgânicos e compostos tamponantes. No entanto, apesar de poderem controlar o seu pH intracelular até um certo ponto, eles não podem regular o pH externo. Dos grupos de micro-organismos envolvidos na digestão anaeróbia, as arqueas metanogênicas são as mais sensíveis ao pH do seu ambiente, sendo a faixa ideal de

6,5 a 8,0; abaixo de 6,0, a produção de metano é sensivelmente reduzida (LETTINGA ASSOCIATES FOUNDATION, 2009). As bactérias que são responsáveis pela hidrólise suportam uma ampla faixa de pH, e as acidificantes preferem pH abaixo de 8, podendo produzir ácidos até um valor inferior a 5,0. Quando as acidificantes produzem mais ácido do que as metanogênicas conseguem consumir, o pH cai e o sistema entra em desequilíbrio, acidificando o reator (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

As necessidades de nutrientes dos micro-organismos são usualmente estabelecidas a partir da composição química de suas células (Tabela 14). Geralmente, o nitrogênio é o nutriente requerido em maiores concentrações para o crescimento dos micro-organismos, que o utilizam na forma orgânica ou amoniacal. Assumindo-se que eles estejam em uma forma biodisponível, os requisitos dependem do coeficiente de produção celular (CHERMICHAHO, 1997):

Para biomassa com baixo coeficiente de produção celular:

$$\text{DQO} : \text{N} : \text{P} : \text{S} = 1000 : 5 : 1 : 1 \text{ ou } \text{C} : \text{N} : \text{P} : \text{S} = 330 : 5 : 1 : 1$$

Para biomassa com elevado coeficiente de produção celular:

$$\text{DQO} : \text{N} : \text{P} : \text{S} = 350 : 5 : 1 : 1 \text{ ou } \text{C} : \text{N} : \text{P} : \text{S} = 130 : 5 : 1 : 1$$

Tabela 14 – Composição química dos micro-organismos metanogênicos.

Macronutriente	Conc. [g/kgSST]	Micronutriente	Conc. [mg/kgSST]
Nitrogênio	65	Ferro	1800
Fósforo	15	Níquel	100
Potássio	10	Cobalto	75
Enxofre	10	Molibdênio	60
Cálcio	4	Zinco	60
Magnésio	3	Manganês	20
		Cobre	10

Fonte: Adaptado de Chernicharo (1997).

Os sistemas anaeróbios não removem efetivamente micro-organismos patogênicos como ocorre no processo de compostagem. Dependendo da origem da matéria orgânica, do seu grau de contaminação com micro-organismos e do uso que se deseja fazer dela, é recomendável sua desinfecção. Uma alternativa para

desinfecção em sistemas termofílicos é trabalhar com tempos de detenção iguais ou superiores a 20 dias. Caso se pretenda fazer uso agrícola do composto, uma alternativa é a utilização de cal hidratada para desinfecção do composto ou a sua posterior compostagem aeróbia com elevação natural da temperatura (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999; LETTINGA ASSOCIATES FOUNDATION, 2009; CHRISTENSEN, 2011)

Segundo Mata-Alvarez, Macé e Llabrés (2000), a tecnologia de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos pode ser considerada madura em muitos aspectos, tanto que já existem sistemas comerciais operando em larga escala, principalmente em países da Europa.

Existe uma série de diferentes tipos de sistemas de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos, a saber:

- Baixo, médio ou alto teor de sólidos;
- Estágio único ou múltiplo;
- Alimentação contínua ou em batelada; e
- Faixa de temperatura mesofílica ou termofílica.

Os reatores são classificados como sistemas via úmida (BTS) quando o teor de sólidos totais (ST) está abaixo de 15% e via seca (ATS), quando este valor está entre 15 e 20%. Entre estes valores, os reatores são considerados de médio teor de sólidos (VERMA, 2002; MATA-ALVAREZ, MACÉ, LLABRÉS, 2000). Sistemas de BTS utilizam um grande volume de água, resultando num maior volume do reator e altos custos de tratamento do efluente, que requer drenagem ao fim do processo. Os sistemas ATS são mais robustos e operam com altas taxas de carga orgânica, mas normalmente requerem equipamentos mais caros (VANDEVIVERE, DE BAERE, VERSTRAETE, 2003; KHANAL, 2008).

Os reatores de estágio único são os que utilizam somente um reator para as fases de acidogênese e metanogênese, enquanto os de estágio múltiplo, as separam em dois reatores. A separação tem como intuito melhorar a digestão, permitindo a flexibilização necessária para otimizar cada uma das etapas. Porém, a esperada vantagem da separação nem sempre é verificada na prática, resultando em processos mais complexos, que requerem maiores investimentos, com uma menor produção final de biogás. Todavia, sua maior vantagem reside numa taxa de

alimentação mais constante na segunda etapa, principalmente no caso de substratos cuja degradação é limitada pela metanogênese (VANDEVIVERE; DE BAERE; VERSTRAETE; 2003). Desta forma, o reator de estágio múltiplo se torna mais viável para resíduos com baixo teor de celulose, sendo a única tecnologia aplicável para razão C:N menor que 20 (BJÖRSSON, 2012).

De acordo com Rapport et al. (2008)¹ *apud* Naik; Tkachenko, Wung (2013), digestores de fase única são simples de projetar, construir e operar; geralmente, são mais baratos e representam cerca de 90% dos processos de digestão instalados na Europa.

Quanto ao regime de alimentação, o reator de batelada é muito mais utilizado que o de alimentação contínua, aplicado principalmente ao tratamento de excrementos de animais com baixo teor de sólidos. Ele é tecnicamente mais simples, barato e robusto, mas requer uma maior área de implantação (BJÖRSSON, 2012).

Segundo Naik; Tkachenko, Wung (2013), reatores de fluxo contínuo requerem um teor de sólidos mínimo de 20%. Exemplos destes tipos de reatores são o Valorga; o Kompogas e o Dranco, todos eles patenteados. Já os sistemas em batelada compõem uma parcela menor do mercado e são melhores em processamento de biomassa lignocelulósica. A entrada de biomassa pode variar de 30-40% de sólidos totais e é digerida em local estanque ao gás. A empresa alemã Becon tem a maior quota de biodigestores de batelada do mercado.

Segundo Flor (2006), nos processos de via seca, obtêm-se as melhores taxas de produção de metano e as maiores cargas orgânicas aplicadas. Os desafios dessa via se concentram na manutenção das reações, nos altos teores de sólidos e na dificuldade de bombear os resíduos e homogeneizar o conteúdo dentro do reator.

Nos sistemas de elevada concentração de sólidos, os resíduos movem-se dentro do reator de modo tubular (*plug-flow*). No sistema Dranco, a mistura ocorre por recirculação dos resíduos extraídos pelo fundo do reator, e pela introdução de resíduos frescos, numa razão específica de 1/6. No sistema Kompogas, esta é feita por meio de um sistema de agitação de baixa rotação, presente no interior do reator horizontal. No processo Valorga, a agitação ocorre pela injeção cíclica de biogás a

---

¹ RAPPORT J., ZHANG R., JENKINS B.M., & WILLIAMS R.B. **Current Anaerobic Digestion Technologies Used for Treatment of Municipal Organic Solid Waste**. (2008) Disponível em: <http://www.calrecycle.ca.gov/Publications/Documents/Organics%5C2008011.pdf>

partir do fundo, sem necessidade de recircular o substrato digerido de volta para o reator. O processo Biocel nasceu da intenção de desenvolver um reator com facilidade de operação e manipulação, semelhante a um aterro sanitário, mas com produção de biogás e remoção de voláteis do resíduo e de DQO do lixiviado muito superiores. Os princípios de funcionamento se mantiveram, baseando-se na recirculação de lixiviado para aquecimento e mistura do conteúdo do reator (FLOR, 2006).

Um exemplo de reator com baixo teor de sólidos (via úmida) é o Linde-BRV, cuja característica marcante é o sistema de recirculação de biogás que utiliza um tubo que também serve para aquecer o conteúdo do reator.

A Figura 19 mostra esquemas dessas cinco tecnologias anteriormente descritas.

Figura 19 - Digrama simplificado de diferentes processos de digestão anaeróbia. (A) Kompogas, (B) Valorga, (C) Linde- BRV, (D) Dranco, (E) Biocel

Fonte: Nayono (2010).

Classificando a operação por faixa de temperatura, têm-se as seguintes: mesofílica, entre 35°C e 40°C; e termofílica, entre 50°C e 60°C. Tradicionalmente, as estações

de tratamento de digestão anaeróbia operavam na faixa mesofílica, dada a dificuldade de controlar a temperatura do digestor em faixas elevadas. Temperaturas acima de 70°C podem inativar as bactérias responsáveis pela digestão do resíduo. Porém, a tecnologia termofílica já está consolidada e, apesar de ser mais cara e menos estável que a mesofílica, tem como vantagens a higienização do resíduo, menor tempo de detenção hidráulico e maior produção de biogás (BJÖRSSON, 2012).

Existem muitos trabalhos na literatura apresentando diferentes configurações de digestores anaeróbios tratando matéria orgânica, ou mais especificamente, a fração orgânica dos RSU, obtendo-se resultados que podem servir de referência para a presente pesquisa, como os apresentados a seguir:

Pavan *et al.* (1999a)² *apud* Mata-Alvarez, Macé e Llabrés (2000), utilizando um digestor termofílico de duas fases, tratando resíduos do comércio de frutas e vegetais, em condições ótimas (não informadas), e resíduos com altos teores de sólidos, com tempo de detenção de 12 dias, obtiveram uma produção de biogás de 600 mL.g_{STV}⁻¹.

Bouallagui *et al.* (2005), em sua revisão bibliográfica, compararam o desempenho de várias configurações de digestores anaeróbios para o tratamento de resíduos de frutas e vegetais. As características dos sistemas e os resultados obtidos, bem como os demais estudos citados, estão listados na Tabela 15.

Zhang *et al.* (2007) utilizaram resíduos alimentares recolhidos e preparados em uma estação de transbordo da cidade de São Francisco na Califórnia para alimentação de um sistema de digestão anaeróbia. As variações diárias e semanais de composição dos resíduos foram medidas ao longo de um período de dois meses. A biodegradabilidade anaeróbia e a produção de biogás e metano foram avaliadas por meio de testes de digestão anaeróbia, realizados em reatores de 1 L, operados em bateladas, a 50 ± 2 °C, com volume útil de 0,5 L. A média diária do teor de umidade e da relação entre sólidos voláteis e sólidos totais (SV/ST) foram determinadas por amostragens ao longo de uma semana, ficando em 70% e 83%, respectivamente, enquanto a média semanal da umidade e da relação SV/ST foi de 74% e 87%,

---

² PAVAN, P., BATTISTONI, P., TRAVERSO, P.G., CECCHI, F., MATA-ALVAREZ, J., 1999a. **Two-phase anaerobic digestion of source sorted of MSW: performance and kinetic study.** In: Mata-Alvarez, J., Tilche, A., Cecchi, F. (Eds.), *Proceedings of the Second International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes*, Barcelona, vol. 1. Gràfiques 92, 15±18 June, pp. 91±98.

respectivamente. Análises do teor de nutrientes mostraram que o resíduo de alimentos continha nutrientes em quantidades equilibrados para micro-organismos anaeróbios e relação C/N igual a 14,8:1. A produção de metano observada foi de 348 e 435 mL_{Metano}.g_{SV}⁻¹ para os tempos de detenção de 10 e 28 dias, respectivamente. O teor médio de metano do biogás foi de 73% e a remoção média de SV de 81%.

Zhang e Jahng (2012) avaliaram se a digestão anaeróbia de resíduos provenientes da fração orgânica dos RSU seria estável a longo prazo com a suplementação de alguns elementos traço. Os reatores semi-contínuos de fase única eram frascos com volume útil de 150 mL, mantidos a 37 °C. A adição dos suplementos manteve o sistema estável por 368 dias, com cargas orgânicas de 2,19 a 6,64 g_{SV}.L⁻¹.d⁻¹, com TD de 20 a 30 dias e elevadas produções de metano foram obtidas - entre 352 e 450 mL_{Metano}.g_{SV}⁻¹ - não se observando acumulação significativa de ácidos voláteis. Uma investigação posterior sobre os efeitos da suplementação de alguns elementos (Co, Fe, Mo e Ni) mostrou que o ferro foi essencial para a manutenção da produção estável de metano.

Wan *et al.* (2013), utilizando um digestor anaeróbio termofílico de estágio único, tratando uma mistura de resíduos de alimentos, papel e plástico numa proporção de 2:1:1, obtiveram uma produção de biogás e de metano, respectivamente, de 592,4 e 370,1 mL.g_{STV}⁻¹.

No Brasil, a digestão anaeróbia de resíduos teve início com a digestão de dejetos da criação intensiva de animais, tais como, suínos, bovinos, aves, etc., provenientes da agroindústria, e nas últimas décadas, tem como objetivo o tratamento da fração orgânica dos RSU. Dentre esses trabalhos, pode-se citar os desenvolvidos por Picanço (2004), Carneiro (2005) e Dillenburg (2006), que utilizaram sistemas mesofílicos em bateladas com tempos de detenção variando de 70 a 110 dias (Tabela 15). Na pesquisa de Picanço (2004), a produção de metano variou entre 240 e 300 mL.g_{STV}⁻¹.

Tabela 15 – Dados de desempenho de diferentes processos de digestão anaeróbia aplicadas para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos (continua).

Processo	Vol. [L]	TDH ou TR [dia]	Orig. do Resíd. Orgânico	U [%]	STV _{Inic.} [%]	T [°C]	CO _{Aplic} [g _{STV} .L ⁻¹ .d ⁻¹]	pH	ST _{Rem.} [%]	STV _{Rem.} [%]	CH ₄ [%]	Prod. de CH ₄ [L.g _{STV} ⁻¹]	Fonte:
Reator de mistura completa, contínuo de 1 fase	16	23	Frutas e verduras	ND	ND	ND	3,6	ND	ND	83	ND	0,37	Verrier <i>et al.</i> (1987) ³ apud Bouallagui <i>et al.</i> (2005)
Sistema de 2 fases: hidrolisador de mistura completa e filtro anaeróbico	7+4	2+2,3	Frutas e verduras	ND	ND	ND	5,65	ND	ND	96	ND	0,42	Verrier <i>et al.</i> (1987) apud Bouallagui <i>et al.</i> (2005)
Reator de mistura completa, contínuo, de 1 fase	3	20	Frutas e verduras	ND	ND	ND	1,6	ND	ND	88	ND	0,47	Mata-Alvarez <i>et al.</i> (1992) ⁴ apud Bouallagui <i>et al.</i> (2005)
Sistema Batelada	10	47	Frutas e verduras	ND	ND	ND	1,06	ND	ND	65	ND	0,16	Rajeshwari <i>et al.</i> , (1998) ⁵ apud Bouallagui <i>et al.</i> (2005)
Sistema de 2 fases: hidrolisador ASBR e filtro anaeróbico	2,5 +10	7+10	Frutas e verduras	ND	ND	ND	4,4	ND	ND	87,5	ND	0,34	Ruynal <i>et al.</i> (1998) ⁶ apud Bouallagui <i>et al.</i> (2005)
Sistema termofílico de 2 fases, alto teor de sólidos.	ND	12	Frutas e vegetais	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,60 ^(a)	Pavan <i>et al.</i> (1999a) apud Mata-Alvarez, Macé e Llabrés (2000)
Sistema Batelada	5	32	Frutas e verduras	ND	ND	ND	0,9	ND	ND	58	ND	0,26	Bouallagui <i>et al.</i> (2001) ⁷ apud Bouallagui <i>et al.</i> (2005)

³ VERRIER D, RAY F, ALBAGNAC G. Two-phase methanization of solid vegetable wastes. *Biol Wastes* 1987;22:163–77.

⁴ MATA-ALVAREZ J, CECCHI F, LLABRÉS P, PAVAN P. **Anaerobic digestion of the Barcelona central food market organic wastes: plant design and feasibility study.** *Bioresour Technol* 1992;42:33–42.

⁵ RAJESHWARI KV, PANTH DC, LATA K, KISHORE VVN. **Studies on biomethanation of vegetable market waste.** *Biogas Forum* 1998;3:4–11.

⁶ RUYNAL J, DELGENES JP, MOLETTA R. **Tow phase anaerobic digestion of solid waste by a multiple liquefaction reactors process.** *Bioresour Technol* 1998;65:97–103.

⁷ BOUALLAGUI H, BEN CHEIKH R, MAROUANI L, ET HAMDI M. **Fermentation méthanique des déchets solides en batch. Premières journées scientifiques de l'Association Tunisienne de Biotechnologie** du 9–11 Février 2001.

Tabela 15 – Dados de desempenho de diferentes processos de digestão anaeróbia aplicadas para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos (Continuação).

Processo	Vol. [L]	TDH ou TR [dia]	Orig. do Resíd. Orgânico	U [%]	STV _{inic} [%]	T [°C]	CO _{Aplic} [g _{STV} ·L ⁻¹ ·d ⁻¹]	pH	ST _{Rem.} [%]	STV _{Rem.} [%]	CH ₄ [%]	Prod. de CH ₄ [L·g _{STV} ⁻¹]	Fonte:
Sistema de 2 fases: hidrolisador de leito sólido e UASB	100+25	2,5	Frutas e verduras	ND	ND	ND	6,8	ND	ND	94	ND	0,35	Rajeshwari <i>et al.</i> (2001)
Reator Tubular Contínuo	18	20	Frutas e verduras	ND	ND	ND	2,8	ND	ND	76	ND	0,45	Bouallagui <i>et al.</i> (2003) ⁸ <i>apud</i> Bouallagui <i>et al.</i> (2005)
Sistema Batelada: 1 fase	50	110	FORSU	75	20,0	35±1	0,55	5,8-8,7	82	92	0 -67,5	0,24	Picanço, A. P. (2004)
Sistema Batelada: reator hidrolítico+ Filtro anaeróbio	50+28,8	110	FORSU	75	20,0	35±1	0,35	6,1-8,8; 7,4-9,0	88	91	0 -75; 0 -67,6	0,30	Picanço, A. P. (2004)
Sistema Batelada: de 2 fases: sólida+ líquida	50+17,6	95	FORSU	87	26,0	35±1	1,1	>7,3	50,5	62	5 -64; 5 - 68	ND	Carneiro, P. H. (2005)
Sistema Batelada: reator de sólido+ filtro anaeróbio	50+3,3	70	FORSU	73	21,9	35±1	ND	5,4-7,9; 7,5-8,2	60	74	8 - 46; 11-14	ND	Dillenburg, M. E. (2006)
Sistema Batelada	1,0	28	FORSU	74	26,4	50±2	0,38	7,57	ND	81	73	0,44	Zhang <i>et al.</i> (2007)
Sistema Batelada	0,15	30	FORSU	81,9	13,3	37	6,64	7,4	ND	ND	52,7	0,45	Zhang e Jahng (2012)
Reator de único estágio com agitação	500	50	FORSU + plástico + papel (2:1:1)	81,1	17,0	38±1	ND	7,2	46	69	57	0,37	Wan <i>et al.</i> (2013)

^(a) Produção de biogás (não informado a % de metano); ND = Não disponibilizado pelos autores.

⁸ BOUALLAGUI H, HAOUARI O, TOUHAMI Y, BEN CHEIKH R, MAROUANI L, HAMDI M. **Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste.** Process Biochem 2003, in press.

3.7 Filtros Anaeróbios e Variantes

Segundo Andrade Neto *et al.* (1999), os filtros anaeróbios mais comuns consistem em tanques cheios de pedras britadas ou outro material inerte, sintético ou natural, que servem como meio suporte para aderência e desenvolvimento de micro-organismos, constituindo um leito com elevado grau de vazios, por onde escoar uma água residuária em fluxo ascendente, horizontal ou descendente.

Nos filtros de fluxo ascendente, que são os mais comuns, o líquido entra pela base, é distribuído por um fundo falso ou por tubos perfurados, flui através do material de enchimento e é descarregado pelo topo, coletado em canaletas. Na superfície do material de enchimento ocorre a adesão e o desenvolvimento de micro-organismos na forma de biofilme e, no filtro afogado, principalmente nos de fluxo ascendente, também se agrupam micro-organismos na forma de flocos ou grânulos nos interstícios do meio suporte. Nesse sistema, o líquido a ser tratado escoar pelos interstícios, em contato com os micro-organismos aderidos, com o objetivo de propiciar um maior tempo de retenção celular e maior tempo de contato entre o líquido e a biomassa. Este sistema é um dos menos susceptíveis à perda de biomassa e, além disso, é relativamente estável, resistindo bem às variações de carga do afluente. Todavia, o material de enchimento ocupa boa parte do volume do reator e o líquido a ser tratado não deve conter sólidos grosseiros.

Em sistemas de tratamento e disposição final de resíduos sólidos, os filtros anaeróbios são normalmente utilizados para tratamento ou pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Dentre os trabalhos encontrados na literatura, destacam-se os listados a seguir, cujos dados e resultados mais relevantes encontram-se na Tabela 16.

Timur e Öztürk (1997), para tratamento de lixiviados de um aterro sanitário considerado jovem, utilizando um filtro anaeróbio de leito híbrido, conseguiram eficiência de remoção de COT de 81,4%, com tempo de detenção hidráulico (TDH) de 2,4 dias, com um filtro de volume total igual a 3,35 L.

Timur *et al.* (2000), operando o mesmo sistema de Timur e Öztürk (1997), com TDH variando de 5,1 a 0,9 dias, obtiveram eficiências de remoção de DQO entre 87,0 e 59,3%, conforme aumentaram a concentração afluente de DQO de aproximadamente 3.955 mg.L⁻¹ para 14.950 mg.L⁻¹.

Inanc *et al.* (2000) operaram três reatores anaeróbios, tratando lixiviados de um aterro sanitário de Istambul, com concentrações, em termos de DQO, de 18.800 a 47.800 mg.L⁻¹ e relação DBO₅/DQO maior que 0,7 para a maioria das amostras coletadas. Foram comparados três tipos de reatores: um reator anaeróbio de fluxo ascendente com manto de lodo (RAFA, também conhecido como UASB), um filtro anaeróbio de fluxo ascendente e um reator de leito híbrido, com volumes efetivos de 7,85 L cada um e TDH de 2,4 a 2,0 dias. Todos os sistemas apresentaram desempenho similar com o aumento da carga orgânica aplicada, atingindo eficiências entre 80 e 90%.

A partir de meados de 2010, uma nova configuração de filtro biológico começou a ser pesquisada para tratamento de lixiviados de aterros sanitários, que numa tradução literal podem ser chamados de “biofiltros de resíduos envelhecidos” (BRE). Estes biofiltros são considerados pela literatura como sistemas semi-aeróbios, pois possuem em seu interior zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias. Alguns trabalhos utilizando estes novos biofiltros são apresentados a seguir.

Li *et al.* (2010), em um projeto de demonstração, construíram um sistema de BRE em duas fases, utilizando cerca de 7.000 m³ de resíduos provenientes do aterro de Changai, que haviam sido aterrados há aproximadamente 8 anos. Os dois compartimentos trabalhavam em série, recebendo cerca de 100 m³/dia de lixiviados, que eram bombeados e aspergidos na superfície dos dois compartimentos. Foram atingidas eficiências superiores a 64% para DQO, entre 95,8% e 99,8% para DBO₅ e entre 96,9% e 99,8% para N-NH₃. As concentrações afluentes dos mesmos variaram entre 986-4.128 mg/L, 264-959 mg/L e 538-1.583 mgN/L, respectivamente.

Han *et al.* (2011) operaram um biofiltro semi-aeróbio com leito de resíduo, proveniente de uma escavação no aterro de Chang An em Chengdu, localizada no sudoeste da China. O material tinha tamanho de partícula uniforme, alta porosidade, baixo teor de umidade (31,84%), teor de matéria orgânica considerado típico (65 g/kg) e havia sido peneirado para remoção de partículas maiores do que 10 mm de diâmetro. Durante o experimento, a taxa de remoção de DQO e N-NH₃ obtidas foram de 99,1% e 99,3%, respectivamente, com concentrações afluentes de 53.760 mg/L e 1.186mgN/L.

Xie *et al.* (2012) construíram uma instalação piloto, composta por um BRE e um biofiltro preenchido por escória (de origem não informada), operados em série no

aterro de Shanghai Laogang na China, com alimentação de $20 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. As eficiências de remoção observadas no BRE para DQO, DBO e N-NH_3 foram de $59 \pm 4,3\%$, $91 \pm 1,5\%$, $66 \pm 6,6\%$, respectivamente. Considerando-se os dois reatores em série, as eficiências finais para DQO, DBO e N-NH_3 foram de $87 \pm 4,7\%$, $99 \pm 2,7\%$ e $99 \pm 8,4\%$, sendo as concentrações afluentes da ordem de 2.200 mg/L , 280 mg/L e 1.900 mgN/L , respectivamente.

Segundo Hassan e Xie (2014), apesar dos bons resultados apresentados pelos BRE para a remoção de diversos poluentes em lixiviados, tanto em escala de laboratório como em piloto, ainda são necessárias mais pesquisas para se eliminar as deficiências do sistema e desenvolver melhores formas de lidar com compostos recalcitrantes, aumentando suas remoções. Ainda segundo Hassan e Xie (2014), os BRE apresentam eficiências de 64 a 99% para DQO, $> 90\%$ para DBO_5 e fósforo total, de 49 a 95% para nitrogênio total e de 66 a 99,8% para N-NH_3 . Combinando os BRE com processos químicos, como precipitação química, oxidação avançada, processos eletroquímicos, etc., pode-se melhorar a eficiência de remoção de compostos recalcitrantes presentes no lixiviado.

Embora os tempos de detenção não tenham sido apresentados nos artigos de BRE, os mesmos foram calculados e resultaram em valores relativamente altos (70 a 125 dias), o que pode demandar grandes áreas e recursos para construção dessas unidades.

Tabela 16 – Dados de desempenho de diferentes filtros anaeróbios aplicados ao tratamento de lixiviados de aterro sanitário.

Leito / enchimento do biofiltro	Dimensão [m]	Vol. [L]	TDH [dia]	Lixiviado	T [°C]	DQO _{Inic.} [mg.L ⁻¹]	DBO _{Inic.} [mg.L ⁻¹]	COT _{Inic.} [mg.L ⁻¹]	Carga org. [KgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹]	N-NH ₃ Inic. [mgN.L ⁻¹]	Eficiência [%]	Fonte:
Anéis plásticos (Ø = 1,6; Área sup. específica. 322 m ² .m ⁻³)	Ø = 0,115; h=0,322*	3,35	2,4	Aterro novo	-	-	-	1.250 a 4.490	3,5	-	81,4 (COT)	Timur e Öztürk (1997)
Anéis plásticos (Ø = 1,6; Área sup. específica. 322 m ² .m ⁻³)	Ø = 0,115; h=0,322*	3,35	5,1 a 0,9	-	-	3.955 a 14.950	-	-	0,8 a 16,5	-	87,0 a 59,3 (DQO)	Timur <i>et al</i> (2000)
-	-	7,85	2,4 a 2,0	Aterro novo	35 ±2	18.800 a 47.800	-	-	1,3 a 8,2	-	90,0 a 80,0 (DQO)	Inanc <i>et al</i> (2000)
2 biofiltros iguais, em série, de resíduos envelhecidos (BRE)	h=3; L _{sup} =59; L _f =55; w=45	7,0 x 10 ⁶	70*	-	-	986 a 4.128	264 a 959	-	0,014* a 0,059*	538 a 1.583	>64,0 (DQO); >95,0 (DBO)	Li <i>et al</i> (2010)
Biofiltro com 2 leitos: resíduos envelhecidos (BRE) + pedra na base	Ø=0,3; h _{BRE} =0,9; h _{pedras} =0,2	78*	125*	Aterro novo	30	40.000	-	-	0,32	1.100	99,1 (DQO);	Han <i>et al</i> (2011)
2 biofiltros em série: resíduos envelhecidos (BRE); e escória	Ambos: 28 x 15 x 2,8	2,352 x 10 ⁶ *	118*	-	11 a 20	2.000 a 3.200	200 a 320	-	0,017* a 0,027*	1.700 a 2.700	87,0 (DQO); 99,0 (DBO);	Xie <i>et al</i> (2012)

(*) Não informado pelo ator, calculado com base nos dados fornecidos. (-) Não disponibilizado pelos autores.

4 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi montado no Laboratório de Saneamento Prof. Lucas Nogueira Garcez do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EP-USP).

4.1 Preparação e Conservação da Matéria Orgânica

Visando garantir a homogeneidade das amostras durante toda a investigação experimental, procedeu-se como descrito a seguir:

Inicialmente, pequenas porções diárias da matéria orgânica dos resíduos descartados em uma residência foram armazenadas em sacos plásticos de polietileno de baixa densidade (PEBD) de 5 L e mantidas em refrigeração a 4 ± 2 °C até se obter aproximadamente 8 kg.

Concluída esta etapa, cada embalagem refrigerada foi aberta, e quando as mesmas atingiram a temperatura ambiente, foi feita uma separação do seu conteúdo nas seguintes frações:

- cascas e restos de frutas;
- restos de massas de pães e pizzas;
- folhas e talos vegetais (verduras e jardinagem);
- cascas de ovos;
- pó de café e papel filtro;
- restos e cascas de legumes;
- restos de carnes, peles e gorduras; e
- restos finais (grãos e cereais cozidos ou não, sementes e restos das frações anteriores, que devido à pequena quantidade ou estado de deterioração, não foi possível a total separação).

Separadas as frações, elas foram picadas em dimensões menores que 2,0 cm, utilizando-se uma faca de cozinha, e em seguida, cada fração foi pesada em uma balança semi-analítica da marca Bel, modelo SSR3000, com capacidade máxima de 3,0 kg, precisão de 0,2 g e resolução de 0,05g.

Definido o número de amostras que seria utilizado na investigação experimental, cada amostra foi composta por uma parte proporcional em massa de cada fração

dos resíduos separados, conforme a Tabela 17. Dessa forma, procurou-se obter amostras representativas, composta por frações orgânicas de fácil, média e difícil biodegradação e até inorgânica, bem como com composições semelhantes entre si, para que fosse possível realizar comparações entre os resultados das diferentes bateladas.

Tabela 17 - Composição de cada uma das amostras de acordo com suas frações constituintes.

Amostra	Massa de cada componente [g]								Total [g]
	Cascas de Frutas	Massas de Pães e Pizzas	Folhas e Talos Vegetais	Cascas de Ovos	Pó e filtro de Café	Restos e Cascas de Legumes	Carnes peles e gorduras	Restos Finais	
1	132,35	23,95	48,15	2,00	46,35	41,30	14,90	125,25	434,25
2	132,50	24,05	48,20	2,00	45,90	41,20	14,95	125,10	433,90
3	132,50	23,95	48,25	2,00	46,00	41,30	14,90	125,05	433,95
4	132,55	23,90	48,05	2,00	46,05	41,20	15,00	125,20	433,95
5	132,55	23,95	48,15	2,00	45,95	41,10	15,00	125,20	433,90
6	132,80	24,10	48,30	2,00	46,00	41,15	15,05	125,55	434,95
7	132,70	23,95	48,05	2,00	46,30	41,20	14,95	125,35	434,50
8	132,55	23,85	48,00	2,00	46,00	41,00	15,05	125,50	433,95
9	132,75	24,15	48,25	2,00	46,05	41,25	15,20	125,20	434,85
10	132,70	23,90	48,20	2,00	45,95	41,10	15,10	125,50	434,45
11	132,50	23,95	48,20	2,00	46,10	41,10	14,95	125,60	434,40
12	132,50	24,00	48,20	2,00	46,00	41,30	15,15	125,10	434,25
13	132,80	24,00	48,10	2,00	46,10	41,00	15,00	125,45	434,45
14	132,65	24,10	48,25	2,00	46,50	41,05	14,95	125,30	434,80
15	132,50	24,05	48,20	2,00	46,30	41,50	14,95	125,30	434,80
16	132,55	24,10	48,00	2,00	46,25	41,35	14,95	125,50	434,70
17	132,65	23,95	48,15	2,00	46,20	41,25	15,05	125,60	434,85
Média	132,59	23,99	48,16	2,00	46,12	41,20	15,01	125,34	434,41
DP	0,12	0,08	0,09	0,00	0,17	0,13	0,08	0,18	0,38
Fração [%]	30,52	5,52	11,09	0,46	10,62	9,48	3,45	28,85	100,00

OBS: DP = Desvio Padrão.

Após a composição de cada fração, todas as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos de PEBD, com capacidade de 2 L cada, numerados e transportados para um freezer. Na Figura 20 são ilustradas as frações picadas do resíduo e o acondicionamento em saco plástico.

Figura 20 – Composição das amostras com as frações picadas da matéria orgânica dos resíduos domiciliares.

(a) Amostra final embalada

(b) Cascas e restos de frutas

(c) Restos de massas

(d) Folhas e talos vegetais

(e) Cascas de ovos

(f) Pó de café e papel filtro

(g) Restos e cascas de legumes

(h) Restos de carnes, peles e gorduras

(i) Restos finais

Fonte: Autor.

Em cada batelada, as amostras foram selecionadas aleatoriamente a partir das congeladas e para sua utilização, as mesmas foram descongeladas com no mínimo 12 h de antecedência, em um recipiente estanque, para que não fossem perdidos os líquidos que se formam no descongelamento.

Dentre as amostras de resíduos sólidos armazenadas e congeladas para realização do experimento, uma delas foi selecionada para caracterização, também aleatoriamente. A amostra selecionada foi a número 05, que foi descongelada e, posteriormente, triturada em um processador de alimentos por aproximadamente 5 minutos até se tornar uma massa homogênea com consistência pastosa. Dessa massa de aproximadamente 410 g, foram coletadas 4 amostras de

aproximadamente 50 g cada, que foram utilizadas para realização das análises de sólidos e umidade; o restante foi novamente congelado para realização posterior de análises químicas.

Com os resultados dessas quatro amostras, obtiveram-se as médias e os desvios padrão, que foram utilizados como referência para se estimar as características dos resíduos no início de cada batelada.

Ao final de cada batelada, o resíduo tratado foi recolhido no digestor, incluindo fragmentos e materiais particulados que ficaram aderidos ou escaparam para as mangueiras. Esse material foi quantificado por pesagem, obtendo-se a sua massa úmida e na sequência, ele foi homogeneizado e separado em três frações para realização das análises de sólidos e umidade.

4.2 Coleta e Preparação do Inóculo

A biomassa utilizada como inóculo no filtro anaeróbio foi coletada no fundo de uma lagoa anaeróbia de lixiviados desativada (Figura 21) do antigo aterro sanitário de São Carlos-SP (operação de 1991 a 2011).

Depois de coletado, o inóculo foi acondicionado em um recipiente de 10 L para transporte até o Laboratório de Saneamento da EP-USP, onde foi mantido a temperatura ambiente até sua preparação. Inicialmente, foi feito um peneiramento para eliminação de detritos vegetais e inorgânicos indesejados e, na sequência, este lodo foi misturado ao meio suporte, que era formado por uma composição de segmentos de 1,0 a 1,5 cm de bobes de cabelo, preenchidos com espuma de poliuretano, densidade 20 kg.m^{-3} , conforme ilustra a Figura 22.

Figura 21 – Local de coleta do inóculo no fundo de uma lagoa de lixiviados do antigo aterro sanitário de São Carlos-SP.

Fonte: Autor.

Figura 22 – (a) Inóculo antes da preparação e (b) meio suporte antes e depois da inoculação.

(a)

(b)

Fonte: Autor.

4.3 O Lixiviado de Aterro Sanitário Utilizado no Experimento

O lixiviado utilizado nesta pesquisa é proveniente do aterro sanitário que pertence ao Centro de Gerenciamento de Resíduos (CGR) da cidade de Paulínia-SP, administrado pela Estre Ambiental. O aterro sanitário, inaugurado em 1999, atende a 33 municípios e possui uma área total de 705.000 m². A unidade recebe cerca de 500 t/dia de resíduos domiciliares e industriais, além de lodo de estações de tratamento de água e resíduos da construção civil. São produzidos em média 450 m³

de lixiviado por dia, que são coletados e encaminhados para a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da cidade de Jundiaí (FEIJÓ, 2015).

A coleta deste lixiviado foi feita pela própria Estre, que o encaminhou até o Laboratório de Saneamento da EP-USP. A Tabela 18 apresenta os resultados da caracterização do lixiviado coletado em Paulínia.

Tabela 18 - Caracterização do lixiviado procedente do aterro de Paulínia-SP.

Parâmetro	Unidade	Valor Médio*	Desvio Padrão
pH	-	8,11	0,08
Alcalinidade Total	mg CaCO ₃ /L	11.997	921
DQO Filtrada	mg O ₂ /L	3.235	223
COT	mg C/L	1.049	132
AVT	mg Hc.Acético/L	1.007	61
N-NH ₃	mg N/L	2.642	131
ST	mg/L	13.853	742
STF	mg/L	10.726	194
STV	mg/L	3.127	737
SST	mg/L	432	47
SSF	mg/L	199	23
SSV	mg/L	233	38
SDT	mg/L	13.421	723
SDF	mg/L	10.526	196
SDV	mg/L	2.895	733
Condutividade	µS/cm	32.010	2.036
Na ⁺	mg/L	1.260	171
K ⁺	mg/L	840	31
Ca ⁺⁺	mg/L	26	7
Mg ⁺⁺	mg/L	53	12

* Média de três amostras; ** AVT por titulação.

4.4 Montagem do Aparato Experimental

O sistema proposto foi montado em dois compartimentos separados, sendo um deles um reator de resíduos e o outro, um filtro anaeróbio contendo biomassa imobilizada em um meio suporte, conforme o esquema do aparato experimental, ilustrado na Figura 23.

Figura 23 - Esquema do aparato experimental utilizado na pesquisa com o filtro anaeróbio à esquerda e o reator de resíduos à direita (medidas em cm).

Fonte: o autor.

Para que o sistema fosse mantido em temperatura controlada de 32 ± 2 °C, ele foi montado dentro de um armário de madeira com portas, que possuía no interior uma fonte de calor (duas lâmpadas incandescentes), um sistema de circulação de ar (ventilador) e um termostato para controle da temperatura (Figura 24).

Ressalta-se que esta temperatura de 32 ± 2 °C foi selecionada por estar dentro da faixa mesofílica e por ser possível de ser alcançada em países de clima tropical, como o Brasil, sem necessidade de aquecimento do sistema.

Figura 24 – (a) Sistema de aquecimento e circulação de ar e (b) controlador de temperatura.

(a)

(b)

Fonte: Autor.

O reator de armazenamento dos resíduos foi confeccionado com tubos PET. Conexões de PVC nas extremidades e na parte central foram utilizadas para interligações com as mangueiras e abertura para introdução dos resíduos, respectivamente. Esse reator hidrolítico possuía volume de aproximadamente 1 L, com formato cilíndrico, de diâmetro igual a 5,0 cm, extremidades arredondadas e altura de aproximadamente 50 cm, com um segmento de tubo perfurado de aproximadamente 10 cm na entrada inferior, que tinha por objetivo distribuir o fluxo de lixiviados na massa de resíduos (Figura 25 (a)). Próximos às extremidades de entrada e saída, existiam dois suportes com tela de náilon, sendo que o inferior estava conectado ao tubo perfurado de difusão do líquido recirculado conforme Figura 25 (b) e (c).

Foi confeccionado um saco de tela de náilon, visando a contenção do resíduo, a minimização de perdas de material e a prevenção de entupimentos. Na Figura 26, é ilustrado o saco de tela dentro e fora do reator. Acondicionado o resíduo no interior do saco de náilon, costurava-se a abertura também com um fio de náilon.

Figura 25 – (a) Reator de resíduos, (b) suporte com tela e difusor de líquidos e (c) Suporte e difusor no interior do reator de resíduos.

Fonte: Autor.

Figura 26 – Saco de náilon para contenção dos resíduos: (a) fora e (b) dentro do reator.

Fonte: Autor.

O filtro anaeróbico consistia de um tubo de acrílico com 15 cm de diâmetro interno e 65 cm de altura, perfazendo um volume total de aproximadamente 14,6 L. Depois que o meio suporte foi inoculado com o lodo da lagoa de lixiviado, e o excesso eliminado, ele foi introduzido no interior deste reator, a partir de uma base de aço inox perfurada, que servia de suporte, mantendo o recheio a aproximadamente 5,0 cm do fundo do reator, visando uma melhor distribuição do líquido de recirculação. O recheio possuía aproximadamente 50,0 cm de altura, sendo que acima dele foi deixado mais 5,0 cm para acúmulo de líquido de recirculação e acima do líquido, mais 5,0 cm para separação do biogás, conforme é ilustrado na Figura 27 (b).

Figura 27 – Meio suporte no interior do filtro anaeróbio.

(a) vista interna

(b) lateral do reator

Fonte: Autor.

Em ambos os reatores, o fluxo era ascensional para auxiliar na liberação do biogás gerado, conforme ilustrado no esquema da Figura 23. A bomba utilizada para recirculação dos líquidos era do tipo diafragma, marca Prominent, com capacidade de vazão entre 1 L/h e 32 L/h, que bombeava da parte superior do filtro anaeróbio para a inferior do reator de resíduos.

A medição do volume gerado de biogás foi realizada com um frasco de Mariotte, que foi confeccionado com uma garrafa de água com capacidade de 10 L. Na Figura 28, são ilustrados a bomba de recirculação de líquidos e o frasco de Mariotte utilizados, e na

Figura 29 pode-se visualizar o sistema completo, instalado dentro do armário com controle de temperatura e aferição através de um termômetro digital, que possuía um termopar do tipo K instalado no centro do filtro anaeróbio.

A concentração diária de metano no biogás foi determinada de forma aproximada, por meio da reação do dióxido de carbono em hidróxido de sódio concentrado (Figura 28c), pois a Escola Politécnica não possui equipamento para este tipo de determinação. Assim, para se aferir a precisão e validade da metodologia, uma amostra foi coletada durante a batelada 14 e levada imediatamente para o Laboratório de Processos Anaeróbios (LPB) da Escola de Engenharia de São Carlos, utilizando-se uma ampola de vidro vedada.

Figura 28 – (a) Bomba de recirculação de líquidos, (b) Frasco de Mariotte e (c) Fração de CH_4 estimada por reação do CO_2 com NaOH .

(a)

(b)

(c)

Fonte: Autor.

Figura 29 – Montagem completa do aparato experimental dentro do armário com controle de temperatura.

Fonte: o autor.

4.5 Operação do Sistema

O experimento foi dividido em duas etapas, sendo a primeira de adaptação da biomassa ao lixiviado e definição de parâmetros operacionais básicos por meio de uma batelada teste, e a segunda composta por outras 4 fases, que compuseram propriamente o experimento.

Na fase de adaptação da biomassa, foi adicionado, semanalmente, etanol ao lixiviado, na quantidade de 3 mL por litro de lixiviado, conforme recomendado por Contrera (2008). Nessas condições, o sistema demorou cerca de um mês para iniciar uma geração considerável de biogás e mais dois meses para estabilizar-se. Nesta fase foi realizado somente o acompanhamento com relação à geração de biogás.

Verificada a adaptação completa da biomassa ao lixiviado, procedeu-se ao início de uma batelada teste, realizada à temperatura ambiente (média $\sim 27^{\circ}\text{C}$), chamada neste experimento de “batelada zero”, onde o sistema foi alimentado com resíduo sólido. Por meio desta batelada, foram definidos o tempo de reação máximo e um protocolo de amostragem dos líquidos de recirculação e gases gerados, que é ilustrado na Tabela 19.

Tabela 19 – Amostragens de líquidos e gases ao longo das bateladas.

Tipo de Amostra	Pontos de amostragem ao longo da batelada [dias]																				
	0	1	2	3	4	5	6	7	9	10	12	13	17	18	22	23	27	28	32	33	37
								a		a		a		a		a		a		a	
								8		11		16		21		26		31		36	
Líquida	X	X	X	X	X		X		X		X		X		X		X		X		X
Gasosa	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Ao se iniciar a operação do sistema com resíduos, a duração de cada batelada foi variável até que o sistema atingisse baixa produção de gás ($< 1,0\%$ do volume acumulado até aquele momento) e essa produção coincidissem com um dos pontos de amostragem ilustrados na Tabela 19. O volume de lixiviado introduzido a cada batelada no sistema foi de aproximadamente 6,7 L.

Assim que foi verificada a estabilidade operacional do sistema, por meio da aproximação das curvas de produção de biogás, foi também verificado o efeito da variação da taxa de recirculação de líquidos, aumentando-a de aproximadamente 12

para 24 ciclos por dia, com pelo menos três repetições (bateladas) para cada taxa de recirculação pesquisada. Adicionalmente, verificou-se também, a operação do sistema sem aquecimento, ou seja, à temperatura ambiente, numa faixa de $25 \pm 2^\circ\text{C}$.

Dessa forma, após a batelada zero, iniciou-se a segunda etapa experimental que foi dividida em quatro fases, conforme mostra a Tabela 20, sendo a primeira, de Adaptação, que compreendeu as bateladas 01 a 04, onde os tempos de reação foram variáveis iniciando-se com 37 dias e reduzindo-o até se chegar aos 22 dias na batelada 04. Nesta fase, o sistema foi operado a aproximadamente 32°C com taxas de recirculação de líquidos iguais a 12 ciclos por dia.

Após a fase de adaptação, iniciou-se a Fase 01, onde foram mantidas as mesmas condições operacionais da fase anterior. Esta fase compreendeu as bateladas 04 a 06, sendo a 04 considerada uma batelada comum entre as fases de adaptação e a 01, pois nessa batelada ocorreu o último ajuste de tempo de reação. Na Fase 02, a velocidade de recirculação foi duplicada para 24 ciclos por dia, mantendo-se a mesma temperatura operacional e compreendeu as bateladas 07 a 10 e a batelada 13.

Na prática, em países de climas tropicais é possível a operação de biodigestores à temperatura ambiente (sem aquecimento), assim, foi realizada a Fase 03, onde se manteve a taxa de recirculação de líquidos em 24 ciclos por dia e a temperatura operacional em aproximadamente 25°C .

Tabela 20 – 2ª Etapa experimental: fases de operação do sistema e condições experimentais.

Fase	Batelada													
	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14
Adaptação	32 °C 12 X 37 d	32 °C 12 X 32 d	32 °C 12 X 27 d	32 °C 12 X 22 d										
				32 °C 12 X 22 d	32 °C 12 X 22 d	32 °C 12 X 22 d								
							32 °C 24 X 22 d	32 °C 24 X 22 d	32 °C 24 X 22 d	32 °C 24 X 22 d			32 °C 24 X 22 d	
01														
02														
03											25 °C 24 X 32 d	25 °C 24 X 32 d		25 °C 24 X 32 d

Ressalta-se que mesmo após a realização de quatro bateladas na Fase 02 e duas outras na Fase 03, ainda restavam dúvidas a respeito da Fase 02, pois nesta as bateladas 07 e 10 tiveram comportamento ligeiramente distinto das bateladas 08 e 09, quanto à geração de biogás. Dessa forma, optou-se por realizar mais uma batelada nas condições da Fase 02 para se sanar as dúvidas. Esta verificação poderia ter sido realizada depois da última batelada da Fase 03, todavia, buscando-se também observar a resposta do sistema quanto à alternância de condições, ela foi inserida entre duas bateladas da Fase 03. A batelada 13 apresentou geração de biogás próxima às das bateladas 08 e 09, e deste modo, estas foram as três bateladas selecionadas para representar a Fase 02, todavia, os resultados das gerações de biogás das batelada 07 e 10 também serão apresentados para que se possa justificar a escolha realizada.

O reator foi operado em bateladas sequenciais, obedecendo ao seguinte procedimento:

- 1) Colocava-se o saco de náilon dentro do reator de resíduo e com o auxílio de um funil, preenchia-se o mesmo com a amostra e costurava-se a abertura superior. Fechava-se o reator através de uma conexão central de PVC (junta de união com rosca de 60 mm);
- 2) O reator de resíduos era conectado ao filtro anaeróbio e ao sistema de recirculação através de conexões de PVC (duas juntas de união com rosca de 25 mm cada);
- 3) Abria-se para atmosfera a saída de gases do filtro anaeróbio;
- 4) Iniciava-se o enchimento manual do filtro anaeróbio com o líquido, por uma entrada em sua extremidade inferior, através de um funil e mangueira, até que fosse alcançado o nível máximo;
- 5) Ligava-se a bomba de recirculação, que transferia o líquido da parte superior do filtro anaeróbio para o reator de resíduos, com o objetivo de saturar a massa de resíduos e eliminar o ar de dentro deste reator e das mangueiras;
- 6) Completava-se novamente o filtro anaeróbio até se atingir o nível máximo;
- 7) Fechava-se a entrada inferior de líquido e drenava-se a mangueira de alimentação;

- 8) Conectava-se a saída de biogás ao frasco de Mariotte e iniciava-se a batelada;
- 9) Durante o período de reação, fez-se o monitoramento do sistema através de medições diárias da produção de gás, do pH e da temperatura;
- 10) Chegando-se ao tempo de detenção estimado para batelada, de acordo com a escala prevista, ela era considerada finalizada.
- 11) Abria-se a saída de biogás para entrada de ar atmosférico, evitando-se o sifonamento de líquido do Mariotte para dentro do filtro anaeróbio;
- 12) Drenavam-se ambos os reatores;
- 13) Retirava-se a amostra digerida de matéria orgânica do reator de resíduos para sua caracterização.

Como a composição dos resíduos sólidos a serem tratados nas diversas bateladas pode ser considerada constante, conforme a Tabela 17, houve somente uma caracterização, que serviu como referência para todas as bateladas. Entretanto, os resíduos tratados recuperados ao final de cada batelada foram caracterizados.

Com relação à biomassa anaeróbia aderida no sistema, foram realizadas duas amostragens no meio suporte. A primeira delas foi realizada antes da batelada 01 e foi composta por 3 amostras compostas de 10 unidades de meio suporte ("bob"+espuma), que continham biomassa das várias alturas do leito do reator. Ao final do experimento, o mesmo procedimento foi realizado, entretanto foram coletadas 5 amostras compostas de 10 unidades de meio suporte cada uma, também com biomassa coletada em várias alturas do leito do reator.

4.6 Caracterização das Amostras

As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Saneamento "Professor Lucas Nogueira Garcez" do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, seguindo os métodos constantes no APHA; AWWA e WEF (2005), exceto ácidos voláteis totais (AVT). Este foi realizado de acordo com DiLallo e Albertson (1961), modificado por Contrera (2008).

As análises de composição do biogás, de micro-organismos da biomassa (microscopia ótica) e do resíduo e de Ácidos Voláteis Totais (AVT) do líquido recirculado foram realizadas no Laboratório de Processos Biológicos (LPB) e de Saneamento, do Departamento de Hidráulica e Saneamento (SHS) da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC) da Universidade de São Paulo.

A composição do gás gerado pelo reator foi determinada através de cromatografia gasosa, utilizando-se cromatógrafo CG/DCT (Shimadzu GC2010), com coluna Carboxen 1010 PLOT – Supelco e injeção manual, conforme Adorno e Tomito (2014).

Para a caracterização da biomassa imobilizada foram realizados exames por microscopia ótica de contraste de fase e fluorescência, utilizando-se microscópio Olympus modelo BX60-FLA, e sistema de captura de imagens Image Pro-Plus.

Adicionalmente, tanto para amostras de resíduos, quanto para amostras de biomassa, foram realizados exames de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) em microscópio Quanta 600 FEG, marca FEI, equipado com espectrômetro de raios X por dispersão de energia (EDS) Quantax 400 (tecnologia SDD – Silicon Drift Detector) e software Sprit, marca Bruker. As amostras foram distribuídas em fita dupla face de carbono, recobertas com carbono e fixadas em suporte próprio para MEV. A rotina de trabalho compreendeu a coleta de imagens de elétrons secundários e foi realizada no Laboratório de Caracterização Tecnológica do Departamento de Engenharia de Minas e de Petróleo da Escola Politécnica da USP.

Para as amostras sólidas, os parâmetros Carbono Orgânico e Nitrogênio Total foram determinados por análise elementar e o Fósforo Total, por espectrometria de emissão atômica com plasma induzido ICP-OES, no Instituto de Química da USP.

As determinações dos parâmetros Carbono Orgânico Total e Nitrogênio Total no resíduo foram efetuadas utilizando o equipamento Elementar *Analyzer* 2400 da Perkin Elmer. A Análise Elementar consiste na oxidação completa da amostra de massa conhecida do material orgânico ou inorgânico, sob oxigênio puro, formando gases de combustão (CO_2 , H_2O , NO_2 , N_2O_2). A mistura desses gases passa sobre um tubo que contém cobre metálico, que reduz os óxidos nitrosos a N_2 . A mistura resultante (CO_2 , H_2O , N_2) é direcionada para uma coluna cromatográfica, onde os

compostos são separados em carbono, nitrogênio e hidrogênio e os elementos determinados através de um Detector de Condutividade Térmica.

O parâmetro Fósforo Total foi determinado utilizando-se um Espectrômetro Ótico de Emissão Atômica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES, Radial) da marca Spectro, modelo Arcos. O procedimento para a determinação analítica consistiu na homogeneização prévia de 1g da amostra em almofariz de ágata, sendo adicionados 10 mL de ácido nítrico concentrado e levado a aquecimento sob refluxo a 100 °C (utilizando balão de 100mL e condensador) durante 3 horas. Posteriormente, foram adicionados 4,0 mL de peróxido de hidrogênio (30% volume) e levados a aquecimento por 1 hora. Após resfriamento, a solução foi filtrada e coletada em balão volumétrico de 25 mL e o volume completado com água deionizada Milli-Q, sendo posteriormente levada a leitura no ICP-OES.

Na Tabela 21, são listadas as variáveis que foram determinadas, bem como o tipo de amostra e a metodologia analítica empregada. De forma geral, foram analisadas as amostras do líquido de recirculação; do resíduo sólido a ser tratado; da biomassa do filtro anaeróbio e dos gases gerados.

Tabela 21 - Variáveis determinadas, tipo de amostra e metodologia analítica utilizada na investigação experimental.

Variável	Tipo de amostra	Método	Descrição
pH	Líquido	4500-H ⁺ B	Potenciometria
Alcalinidade total	Líquido	2320 B	Titulometria
Condutividade	Líquido	2510 B	Eletrometria
Temperatura	Líquido e resíduo	2550 B	Termômetro de mercúrio e digital
Série de sólidos	Líquido, resíduo e biomassa	2540 B, D, E e G	Filtração e Gravimetria
COT	Líquido	5310 B e C	Analizador de carbono por oxidação térmica UV
AVT	Líquido	DiLallo e Albertson (1961)*	Titulometria
AVT	Líquido	5560 B	Cromatografia Gasosa
Na, K, Ca, Mg	Líquido	4110	Cromatografia de íons
N-NH ₃	Líquido	4500-NH ₃ B e C	Destilação e titulometria
Fósforo total	Resíduo	-----	Espectrometria de Emissão Atômica com Plasma Indutivo (ICP-OES)
Percentual de metano	Gasosa	-----	Neutralização em NaOH
Composição biogás	Gasosa	Adorno e Tomita (2014)	Cromatografia
Micro-organismos	Biomassa e Resíduo	-----	Microscopia ótica e MEV
Metais	Líquido, resíduo e Biomassa	3030 F e 3110	Espectrofotometria de absorção atômica
C _{Orgânico} , N _{Total}	Resíduo	-----	Análise elementar
Volume Gasoso	Gasosa	Frasco de Mariotte	Deslocamento de líquido

* Modificado por Contrera (2008).

Fonte: APHA; AWWA e WEF (2005).

5 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

A Figura 30 mostra as produções diária e acumulada de biogás ao longo do tempo na batelada zero, que foi realizada a aproximadamente 27 °C, com taxa de recirculação de 12 ciclos por dia. A partir desses resultados, foram definidos os seguintes parâmetros operacionais: tempo inicial de reação, intervalos de amostragem e número máximo de amostragens.

Figura 30 – Produção de biogás da batelada zero: (a) Diária e (b) Acumulada.

Embora na segunda etapa experimental, o sistema tenha sido operado em quatro fases distintas, a apresentação e a discussão dos resultados dessas fases serão realizadas em conjunto, de acordo com: o controle da temperatura, a geração de biogás, as características do líquido de recirculação, os resíduos sólidos tratados, e a biomassa anaeróbia.

5.1 Controle da Temperatura

Sabendo-se que variações de temperatura afetam a digestão anaeróbia, procurou-se manter a mesma dentro de duas faixas mesofílicas: 32 ± 2 °C e 25 ± 2 °C. Da Figura 31(a) à Figura 31(f), são apresentadas as medidas de temperatura no líquido interno do reator, ao longo do tempo nas quatro fases operacionais da segunda etapa.

Figura 31 – Temperaturas operacionais nas diferentes fases do experimento.

(a) Na fase de adaptação

(b) Na Fase 1 a 12 ciclos por dia a 32°C

(c) Na Fase 2 a 24 ciclos por dia a 32°C com todas as bateladas

(d) Na Fase 3 a 24 ciclos por dia a 32°C com as bateladas selecionadas

(e) Na Fase 3 a 24 ciclos por dia a 25°C

(f) Comparação entre as médias das Fases 1, 2 e 3

Destaca-se a Figura 31(f), que ilustra as temperaturas médias das Fases 01, 02 e 03, na qual é possível notar que, apesar das pequenas variações, pôde-se operar o

sistema bem próximo das faixas desejadas. No início de cada batelada das Fases de Adaptação 01 e 02, o sistema se encontrava aproximadamente à temperatura ambiente e demorava cerca de um a dois dias para se estabilizar na faixa de temperatura desejada (32 ± 2 °C).

5.2 Geração de Biogás

O principal parâmetro de controle operacional do sistema foi a produção de biogás, sendo sua variação ao longo do tempo mostrada da Figura 32 à Figura 35. Ao se observar a produção de biogás das bateladas, de acordo com o planejamento experimental, procurou-se responder às seguintes questões: 1) Quantas bateladas seriam necessárias para a adaptação do sistema e a otimização do tempo de reação? 2) Ao se reduzir a temperatura operacional do sistema para uma próxima à ambiente, qual seria a redução na produção de biogás? 3) Aumentando-se a taxa de recirculação de líquidos, a taxa de produção diária de biogás e o volume total de biogás produzido seriam aumentados? 4) Como variou a proporção de metano no biogás? 5) Seria mais vantajoso operar o sistema à temperatura ambiente, ou utilizar parte do biogás gerado para aquecimento do sistema?

A análise dos resultados das produções acumuladas de biogás nas primeiras quatro bateladas permite que a primeira questão seja respondida. Na Figura 32 (a) é possível se notar uma aproximação sucessiva das curvas entre si, entretanto, como existem variações entre as produções totais de biogás, a normalização dessas curvas (Figura 33 (a)) permite inferir que as produções percentuais de biogás praticamente se sobrepõem nas bateladas 02 a 04, com estabilização da produção acumulada a partir de 22 dias. Assim, esta contínua adaptação permitiu a redução dos tempos de reação, mantendo-se praticamente a mesma produção de biogás, indicando que tempos de reação relativamente curtos podem ser utilizados em projetos de digestores anaeróbios operados nestas condições.

Ao se comparar os tempos de reação de outros sistemas de mesma natureza (batelada), apresentados na Tabela 15, que variam de 28 a 47 dias, nota-se que os mesmos são superiores aos 22 dias utilizados nessa pesquisa.

Figura 32 – Produções acumuladas de biogás nas diferentes fases do experimento.

(a) Na fase de adaptação

(b) Na Fase 1 a 12 ciclos por dia e 32°C

(c) Na Fase 2 a 24 ciclos por dia e 32°C com todas as bateladas

(d) Na Fase 2 a 24 ciclos por dia e 32°C com as bateladas selecionadas

(e) Na Fase 3 a 24 ciclos por dia e 25°C

(f) Comparação entre as médias das Fases 1, 2 e 3

Figura 33 – Produções percentuais acumuladas de biogás nas diferentes fases do experimento.

(a) Na fase de adaptação

(b) Na Fase 1 a 12 ciclos por dia e 32°C

(c) Na Fase 2 a 24 ciclos por dia e 32°C com todas as bateladas

(d) Na Fase 2 a 24 ciclos por dia e 32°C com as bateladas selecionadas

(e) Na Fase 3 a 24 ciclos por dia e 25°C

(f) Comparação entre as médias das Fases 1, 2 e 3

Por meio da Figura 33 é possível observar que, para as Fases 01 e 02, aos 15 dias de operação, todas as bateladas já haviam produzido mais de 90% (média ~ 42,3 L) da geração total de biogás (média ~ 45,1 L). Contudo, na Fase 03, além da menor produção total de biogás (média ~ 33,9 L), somente após 23 dias de operação, este valor superou 90% da geração total (média ~ 30,9 L), o que em termos práticos representa um acréscimo nos tempos de reação e consequentemente um aumento considerável do volume das unidades de tratamento.

Salienta-se que na Fase 03, Figura 32 (e) e (f), devido à temperatura operacional mais baixa (25°C), mesmo aumentando-se o tempo de reação para 32 dias, a produção de biogás não atingiu as alcançadas na Fase 01 e 02 (redução média de 24,8%). Ao se considerar um tempo comum de reação, de 22 dias, essa diferença passou a ser de 32,4%, ou seja, houve uma redução de aproximadamente um terço do volume de biogás produzido, o que responde a segunda questão.

Ao se comparar os resultados das Fases 01 e 02, onde houve um aumento da taxa de recirculação de líquidos de 12 para 24 ciclos por dia, Figura 32 (b) e (d), notam-se igualmente três regiões distintas de produção acumulada de biogás. A primeira, na qual a produção varia linearmente com o tempo, ocorre entre o início da batelada e o 5º dia (região α), caracterizada pela existência de matéria orgânica de fácil biodegradação em excesso para os micro-organismos. Do 5º dia ao 12º ou 10º dia, respectivamente, nas Fases 01 e 02, nota-se uma região de transição (região β), na qual se observa uma mudança acentuada de declividade, provavelmente devido ao início do esgotamento da fração orgânica facilmente biodegradável e, por fim, uma terceira região (região γ), caracterizada por uma declividade bem menor (digestão mais lenta) que a do primeiro trecho, provavelmente devido à metabolização de compostos complexos ou mesmo devido a uma possível inibição dos subprodutos da biodegradação (FERNÁNDEZ, PORRIER, CHAMY, 2001).

Tanto na Figura 34 quanto na Figura 35, observa-se uma descontinuidade na tendência de produção diária de biogás nas Fases 01 e 02, que ocorreram respectivamente no 12º e 10º dias de operação, provavelmente devido ao esgotamento da matéria orgânica facilmente biodegradável, o que não foi observado na Fase 03.

Figura 34 – Produções diárias de biogás nas diferentes fases do experimento.

(a) Na fase de adaptação

(b) Na Fase 1 a 12 ciclos por dia e 32°C

(c) Na Fase 2 a 24 ciclos por dia e 32°C com todas as bateladas

(d) Na Fase 2 a 24 ciclos por dia e 32°C com as bateladas selecionadas

(e) Na Fase 3 a 24 ciclos por dia e 25°C

(f) Comparação entre as médias das Fases 1, 2 e 3.

Figura 35 – Produções diárias de biogás com base nas concentrações iniciais de STV nas diferentes fases do experimento.

Nota-se pela Figura 34 que os picos de produção diária de biogás ocorreram no segundo dia de batelada em todas as fases, independente da taxa de recirculação,

sendo da ordem de 8 L.d^{-1} tanto na Fase 01 quanto na 02. Convertendo a produção de biogás, medida diariamente, em taxa diária por grama de STV, obtém-se a Figura 35, que apresenta aspecto semelhante à anterior, entretanto corrige algumas diferenças relacionadas, por exemplo, à massa inicial existente entre as amostras de resíduos. Observa-se por esta figura que a máxima taxa de produção de biogás foi de $113,0 \text{ mLBiogás.gSTV}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ na batelada 05 (Fase 01) e $119,8 \text{ mLBiogás.gSTV}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ na batelada 09 (Fase 02). Por outro lado, as produções totais médias de biogás nas Fases 01 e 02 foram, respectivamente, de $46.096 \pm 2.521 \text{ mL}$ e $44.121 \pm 722 \text{ mL}$ de biogás. Dessa forma, pode-se concluir que a produção de biogás não foi influenciada significativamente pelo aumento da taxa de recirculação de líquidos, o que responde à terceira questão. A Figura 36 mostra a variação do percentual de metano na composição do biogás ao longo do tempo, de cada batelada, nas quatro fases do experimento. Observa-se, por esta figura que, desde o início das bateladas, o biogás apresentava em sua composição aproximadamente 50% de metano, e esta porcentagem cresceu ao longo do tempo, atingindo cerca de 70% a 85% ao final das bateladas. É provável que essa menor quantidade de metano no início das bateladas seja devido a uma maior geração de CO_2 , que é produzido também nos processos de solubilização e hidrólise da matéria orgânica, que ocorrem em taxas mais elevadas no início de cada batelada e com o passar do tempo vão se reduzindo, fazendo com que a proporção de metano aumente no biogás (IGLESIAS *et al.*, 2000).

A menor produção de metano na Fase 03 (Figura 36) poderia ser justificada por uma limitação da taxa de hidrólise da matéria orgânica no reator hidrolítico, devido à menor temperatura em relação às demais fases, o que será comprovado nos itens subsequentes, por meio da baixa concentração de matéria orgânica solubilizada no líquido de recirculação, mesmo com uma massa remanescente de sólidos, relativamente alta no reator hidrolítico ao final das bateladas.

Wan *et al.* (2013), utilizando um digestor anaeróbio de estágio único, tratando uma mistura de resíduos de alimentos, papel e plástico numa proporção de 2:1:1, relataram ter obtido proporções de metano variando de 44,3 a 75,4%, que estão próximos aos valores obtidos na presente pesquisa (faixa de 48,5 a 85,3% e média geral de 63,0%).

Figura 36 – Proporção percentual volumétrica de metano do biogás nas diferentes fases do experimento.

(a) Na fase de adaptação

(b) Na Fase 1 a 12 ciclos por dia e 32°C

(c) Na Fase 2 a 24 ciclos por dia e 32°C com todas as bateladas

(d) Na Fase 2 a 24 ciclos por dia e 32°C com as bateladas selecionadas

(e) Na Fase 3 a 24 ciclos por dia e 25°C

(f) Comparação entre as médias das Fases 1, 2 e 3

Visando a aferição da metodologia utilizada para determinação da composição de metano no biogás, foi realizada a cromatografia gasosa de uma amostra do biogás coletada na batelada 14, cujos resultados são apresentados na Tabela 22. Desta forma, nota-se que o resultado obtido por neutralização foi próximo ao encontrado pela cromatografia.

Tabela 22 – Comparação entre metodologias para determinação da composição do biogás.

Fração	Cromatografia [% vol.]			Por Neutralização em NaOH [% vol.]		
	Injeção 1	Injeção 2	Média	Injeção 1	Injeção 2	Média
CO ₂	30,1	30,4	30,2	34,0	32,0	33,0
CH ₄	68,0	65,7	66,9	66,0	68,0	67,0
N ₂	1,9	3,9	2,9	-	-	-

A partir da caracterização das amostras de resíduos iniciais, determinou-se a concentração de STV igual a 70,87 g, que foi considerada constante em todas as bateladas do experimento, uma vez que as amostras de resíduos apresentam composições semelhantes. A Tabela 23 e a Tabela 24 mostram, respectivamente, os volumes específicos de biogás e de metano nas 14 bateladas realizadas, agrupadas conforme as 4 fases de operação do sistema.

Pavan *et al.* (1999a⁹) *apud* Mata-Alvarez *et al.* (2000), utilizando um sistema termofílico de duas fases com alto teor de sólidos, tratando resíduos de frutas e vegetais, obtiveram produção de biogás de 600 mL_{Biogás}·g_{STV}⁻¹, valor este muito próximo ao médio obtido neste trabalho igual a 594 mL_{Biogás}·g_{STV}⁻¹.

⁹ Pavan, P., Battistoni, P., Traverso, P.G., Cecchi, F., Mata-Alvarez, J., 1999a. **Two-phase anaerobic digestion of source sorted of MSW: performance and kinetic study**. In: Mata-Alvarez, J., Tilche, A., Cecchi, F. (Eds.), *Proceedings of the Second International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes*, Barcelona, vol. 1. Gràfiques 92, 15±18 June, pp. 91±98.

Tabela 23 – Volumes totais de biogás produzidos nas bateladas 01 a 14.

Batelada	Volume Total [mL _{Biogás}]	STV _{Removido} [g]	Volume Específico [mL _{Biogás} ·g _{STV} ⁻¹]	Volume Específico [mL _{Biogás} ·g _{STV Remov} ⁻¹]
01	46480	62,49	655,84	743,79
02	43192	55,74	609,44	774,92
03	45885	64,47	647,43	711,68
04	48591	58,28	685,61	833,79
Méd. Adapt.	46037	60,25	649,58	766,04
04	48591	58,28	685,61	833,79
05	46146	55,82	651,13	826,76
06	43550	56,92	614,48	765,07
Méd. Fase 01	46096	57,01	650,41	808,54
07	41618	57,18	587,23	727,87
08*	43550	56,08	614,48	776,52
09*	43881	56,09	619,16	782,34
10	39777	52,58	561,26	756,47
13*	44932	56,00	633,99	802,40
Média Geral Fase 02	42752	55,59	603,23	769,12
Méd. Fase 02*	44121	55,28	622,55	787,09
11	35903	56,07	506,60	640,30
12	33394	55,40	471,20	602,75
14	32481	55,90	458,31	581,08
Méd. Fase 03	33926	55,79	478,70	608,04
Média Geral	42099	57,07	594,01	737,55

OBS: Fases Adaptação e 01: 32°C e 12X; Fase 02: 32° C e 24X; Fase 03: 25°C e 24X; Volumes obtidos à temperatura ambiente (~25°C); * Bateladas selecionadas para média da Fase 02.

Comparando-se os resultados ilustrados na Tabela 24 com os mostrados na Tabela 15, que traz os resultados de diversos trabalhos tratando resíduos com características semelhantes à desta pesquisa, pode-se notar que o desempenho do sistema utilizado no presente trabalho nas Fases 01 e 02 se compara ao dos que apresentaram os melhores desempenhos. Os resultados obtidos neste trabalho com um sistema mesofílico (Fase 01 = 423 mL_{Metano}·g_{STV}⁻¹; Fase 02 = 368 mL_{Metano}·g_{STV}⁻¹) são da mesma ordem de grandeza dos apresentados por *Zhang et al* (2007) que utilizou um sistema termofílico em batelada (440 mL_{Metano}·g_{STV}⁻¹), o que mostra o potencial do presente sistema.

Tabela 24 – Volumes totais de metano produzidos nas bateladas 01 a 14.

Batelada	Metano [%]	Volume Total [mL _{CH4}]	Volume Específico [mL _{CH4} ·g _{ST} ⁻¹]	Volume Específico [mL _{CH4} ·g _{STV} ⁻¹]	Volume Específico [mL _{CH4} ·g _{STV Remov} ⁻¹]
01	66,52	30921	404,56	436,29	494,80
02	63,81	27561	360,60	388,88	494,47
03	64,86	29763	389,40	419,95	461,62
04	62,36	30302	396,46	427,55	519,96
Média Adapt.	64,39	29636	387,75	418,17	492,71
04	62,36	30302	396,46	427,55	519,96
05	63,01	29078	380,45	410,29	520,97
06	70,23	30585	400,16	431,55	537,30
Média Fase 01	65,20	29988	392,36	423,13	526,08
07	63,96	26617	348,25	375,57	465,52
08*	62,23	27101	354,58	382,40	483,23
09*	57,75	25340	331,55	357,55	451,79
10	58,92	23435	306,62	330,68	445,69
13*	57,41	25796	337,50	363,98	460,66
Média Geral Fase 02	60,05	25658	335,70	362,03	461,38
Média Fase 02*	59,13	26079	341,21	367,98	465,23
11	63,84	22922	299,91	323,43	408,79
12	62,47	20863	272,96	294,37	376,56
14	64,27	20877	273,15	294,58	373,49
Média Fase 03	63,53	21554	282,01	304,13	386,28
Média Geral	62,98	26511	346,87	374,08	463,92

OBS: Fases Adaptação e 01: 32°C e 12X; Fase 02: 32° C e 24X; Fase 03: 25°C e 24X; Volumes obtidos à temperatura ambiente (~25°C). * Bateladas selecionadas para média da Fase 02.

Nesta pesquisa, ao se observar os resultados da Fase 03, nota-se que a produção média de biogás foi inferior às das Fases 01 e 02, nas quais foi utilizada uma maior temperatura. Se por um lado o aquecimento dos sistemas de tratamento eleva os gastos energéticos e, portanto, os custos operacionais, por outro lado, o não aquecimento pode levar a unidades com dimensões maiores e, dessa forma, com custos de implantação mais elevados. Destarte, a escolha da melhor solução envolve um estudo técnico e econômico para cada caso.

Buscando encontrar a situação mais favorável dentre as pesquisadas e mesmo sabendo-se que a escala do reator pode levar a conclusões diferentes, será feita a seguir uma análise simplificada desta questão, da Tabela 25 à Tabela 27, considerando duas situações apresentadas nesta pesquisa, que são as operações a 25 °C e 32 °C com mesma taxa de recirculação e tempo de reação comum, de 22 dias.

Tabela 25 – Dados utilizados para análise comparativa entre as Fases 02 e 03.

Parâmetro	Unidade	Fase 2	Fase 3
Temperaturas	°C	32 ± 2	25 ± 2
Taxa de Recirculação de Líquidos	ciclos/dia	24	24
Tempo de Reação	dias	22	22
Volume do Reator Hidrolítico	L	1,00	1,00
Volume do Filtro Anaeróbio	L	10,73	10,73
Produção de Biogás¹	L _{Biogás} /Bat.	44,12	30,47
Percentual Médio de Metano	%	59,13	62,46
Produção de Metano¹	L _{CH₄} /Bat.	26,08	19,03
Número de Mols	Mols de CH ₄ /Bat.	0,977	0,713
Produção de Metano Padronizada²	L _{CH₄} /Bat.	21,90	15,98
Potencial Energético	kJ/Bat.	785,2	572,9

¹ Medido a ~25 °C em Mariotte fora da câmara de aquecimento (altitude de 726 m e pressão de 0,917 atm).

² Convertida para as condições padrão de pressão (1 atm) e temperatura (0°C).

Os resultados mostrados na Tabela 27 foram obtidos a partir da metodologia apresentada por Metcalf e Eddy (2016) para aquecimento de digestores anaeróbios. Observando-se esses resultados, nota-se um excedente energético 23,6% maior se o sistema for aquecido em comparação à operação em temperatura ambiente, considerando-se uma cidade de médio porte de 100 mil habitantes. Entretanto, para pequenos municípios, para o saneamento rural ou descentralizado, pode ser que um tratamento sem aquecimento seja mais adequado ou até mesmo, o excedente energético não seja significativo.

Tabela 26 – Cálculos e considerações para análise comparativa.

Consideração (Parâmetro)	Unidade	Valor	Fonte:
População Hipotética	habitantes	100.000	O Autor (Adotado)
Geração Per-capita de M.O.	kg/dia	0,50	O Autor (Adotado)
Geração Total de M.O. em 22 dias	t	1.100	Calculado
Massa Específica	t/m ³	1,00	O Autor (Adotado)
Volume Total de M.O. em 22 dias	m ³	1.100	Calculado
Vol. Reator Hidrolítico Proporcional	m ³	2.529	Calculado
Vol. Filtro Anaeróbio Proporcional	m ³	27.133	Calculado
Altura dos Reatores	m	10	O Autor (Adotado)
Área do Reator Hidrolítico	m ²	253	Calculado
Área do Filtro Anaeróbio	m ²	2713	Calculado
Número de Reatores Hidrolíticos	un.	4	O Autor (Adotado)
Número de Filtros Anaeróbios	un.	4	O Autor (Adotado)
Diâmetro do Reator Hidrolítico	m	9	O Autor (Adotado)
Diâmetro de cada Filtro Anaeróbio	m	30	O Autor (Adotado)
Área da Base de cada Reator Hidrolítico	m ²	63,6	Calculado
Área da Base de cada Filtro Anaeróbio	m ²	706,9	Calculado
Área Lateral de cada Reator Hidrolítico	m ²	282,7	Calculado
Área Lateral de cada Filtro Anaeróbio	m ²	942,5	Calculado
Espessura das Paredes dos Reatores em Concreto Armado	mm	300	O Autor (Adotado)
Coeficiente de Transferência de Calor das Paredes com Isolamento	W/m ² .°C	0,7	Metcalf e Eddy (2016)
Coeficiente de Transferência de Calor das Bases em Contato com Solo Seco	W/m ² .°C	1,7	Metcalf e Eddy (2016)
Coeficiente de Transferência de Calor das Coberturas com Isolamento	W/m ² .°C	1,45	Metcalf e Eddy (2016)
Temperatura Média do Ar	°C	25,0	O Autor (Adotado)
Temperatura Média do Solo	°C	20,0	O Autor (Adotado)
Temperatura Inicial dos Resíduos	°C	25,0	O Autor (Adotado)
Calor Específico do Resíduo / lixiviado	J/kg.°C	4.200	Metcalf e Eddy (2016)

Desta forma, a vantagem de se operar um reator a temperatura ambiente ou aquecê-lo, está intimamente ligado ao porte do tratamento, à área disponível, bem como a principal finalidade do mesmo, quer seja priorizando a utilização energética do biogás ou a minimização da área necessária para o tratamento de resíduos.

Tabela 27 – Resultados obtidos na análise comparativa entre as Fases 02 e 03.

Parâmetro	Unidade	Fase 2	Fase 3
Calor Necessário para Aquecer o Resíduo	kJ/Bat.	$3,23 \times 10^7$	0*
Perdas de Calor por Condução nas Paredes	kJ/Bat.	$4,56 \times 10^7$	0*
Perdas de Calor por Condução nos Pisos	kJ/Bat.	$1,20 \times 10^8$	$4,98 \times 10^7$
Perdas de Calor por Condução nas Coberturas	kJ/Bat.	$5,95 \times 10^7$	0*
Perdas de Calor Total	kJ/Bat.	$2,25 \times 10^8$	$4,98 \times 10^7$
Calor Necessário Total	kJ/Bat.	$2,57 \times 10^8$	$4,98 \times 10^7$
Energia Total Gerada pelo Biogás	kJ/Bat.	$1,99 \times 10^9$	$1,45 \times 10^9$
Excedente Energético	kJ/Bat.	$1,73 \times 10^9$	$1,40 \times 10^9$

* Não há diferença de temperatura.

5.3 Viabilidade do Uso do Lixiviado de Aterro Sanitário como Líquido de Recirculação

A análise do líquido de recirculação objetivou responder a quatro importantes questões relacionadas à configuração do sistema pesquisado: 1) O volume de lixiviado e sua alcalinidade foram suficientes para garantir o tamponamento e a estabilidade operacional do sistema? 2) O lixiviado serviu ao propósito de veículo de transporte da matéria orgânica solubilizada entre o reator hidrolítico e o filtro anaeróbio? 3) Reutilizando-se os lixiviados entre as bateladas subsequentes, ocorreu acúmulo de matéria orgânica recalcitrante? e 4) Ocorreu acúmulo de material inorgânico, tais como sais ou nitrogênio amoniacal?

Buscando-se responder à primeira questão, foram avaliadas as alterações das variáveis pH, alcalinidade total e ácidos voláteis totais ao longo do tempo, sendo esta variação ilustrada na Figura 37, Figura 38 e Figura 39, respectivamente.

Observando-se os resultados de pH ao longo das bateladas, nota-se que nas três primeiras, os valores iniciais de pH foram maiores, situando-se entre 8,2 e 8,4, devido à não reutilização dos lixiviados entre uma batelada e outra. A partir da batelada 04 foram reutilizados os lixiviados das bateladas anteriores, repondo-se o que era retirado para as análises, o que levou a uma queda dos valores iniciais para uma faixa de pH de 7,7 a 7,8. Nota-se que, de forma geral, os valores de pH mínimos foram registrados entre o primeiro e o segundo dia de cada batelada, e estes valores, independente da fase de operação, sempre ficaram em torno de 7,2,

estando este valor dentro do intervalo considerado ótimo para as arqueias metanogênicas, que se situa entre 6,5 e 8,0 (LETTINGA ASSOCIATES FOUNDATION, 2009).

Figura 37 – Variações do pH nas diferentes fases do experimento.

(a) Na Fase de Adaptação

(b) Na Fase 1 a 12 ciclos por dia e 32°C

(c) Na Fase 2 a 24 ciclos por dia e 32°C

(d) Na Fase 3 a 24 ciclos por dia e 25°C

(e) Comparação entre as médias das Fases 1, 2 e 3

(f) pH inicial e final nas quatro fases

Observa-se, também, que ao final das bateladas, o pH subia novamente, estabilizando-se em torno de 7,5, e portanto abaixo do pH inicial (7,7 a 7,8). Isto ocorria devido ao equilíbrio entre o líquido e os gases da atmosfera interna do reator, rica em CO_2 , que se solubilizava, formando ácido carbônico, tamponando o sistema em pH sempre mais baixo, e ao se expor o lixiviado à atmosfera para reinício da próxima batelada, este CO_2 era liberado, elevando-se novamente o pH, devido à presença de N-amoniaco no líquido.

Com relação aos resultados de alcalinidade total, nota-se que na fase de adaptação, as quedas foram mais acentuadas que nas demais fases, sendo que na última, a alcalinidade praticamente manteve-se estável. Este comportamento está intrinsicamente relacionado às taxas de acidificação da matéria orgânica e de consumo de ácidos pelo sistema. Nesta etapa de acidificação/acetogênese, pode ocorrer acúmulo de ácidos no sistema, levando ao consumo da alcalinidade e, conseqüentemente, queda do pH para valores abaixo da faixa ótima operacional, o que não ocorreu em nenhuma das bateladas deste experimento, devido ao excesso de alcalinidade no sistema, decorrente do volume de lixiviado utilizado (~ 6,74 L) e de sua elevada capacidade tampão.

Uma forma de se avaliar a capacidade de não acidificação em um digestor anaeróbio poderia ser por meio da determinação da massa equivalente total de alcalinizantes em termos de carbonato de cálcio em relação à massa de sólidos totais voláteis no sistema. Nesta pesquisa, a concentração média inicial de substrato foi de 70,9 g_{STV} , assim, considerando-se os volumes iniciais de lixiviados de aproximadamente 6,74 L e as respectivas alcalinidades totais médias para todas as fases de operação deste sistema, foram calculadas as relações $M_{\text{AT}}/M_{\text{STV}}$ (Tabela 28). Quanto maior for esta relação, melhor será a condição inicial de operação do sistema. Ao se calcular o valor da relação $M_{\text{AT}}/M_{\text{STV}}$ para o trabalho de Dillenburg (2006) ao tratar a FORSU, chegou-se ao valor de 0,064, sendo que o autor relatou que no início das bateladas, o pH nos reatores de sólidos eram de 5,4 e levou-se cerca de 30 dias de operação para as condições se estabilizarem e se iniciar a metanogênese. Vilela (2015), ao operar três reatores contendo diferentes proporções de FORSU, lodo de esgoto e serragem, obteve no início das bateladas relações $M_{\text{AT}}/M_{\text{STV}}$ variando entre 0,037 e 0,080 para os sistemas. Segundo a

autora, apesar da adição de alcalinizantes durante o processo, em todos os reatores foi observada a ocorrência de acidificações, com pH chegando a 3,37. Todavia, ao final das bateladas, o sistema que apresentou a melhor remoção de STV foi o que apresentou a maior relação M_{AT}/M_{STV} inicial. Nota-se que tanto Dillenburg (2006) quanto Vilela (2015) que relataram acidificações em seus sistemas trabalharam com relações M_{AT}/M_{STV} iniciais bem menores que as utilizadas neste trabalho, evidenciando que esta relação pode ser um indicador da possível ocorrência de acidificação, embora não se tenham informações suficientes ainda para se estabelecer a partir de que valores a acidificação poderá ocorrer ou não.

De acordo com Contrera (2008), a alcalinidade total de um lixiviado de aterro sanitário está intimamente ligada à concentração de nitrogênio amoniacal. Segundo o autor estes dois parâmetros podem ser correlacionados segundo as equações 01 e 02, respectivamente, para lixiviados coletados no Brasil e com dados obtidos na literatura internacional.

$$NAT = 0,2440 \cdot AT - 354,8 \quad [r^2 = 0,9904] \quad (01)$$

$$NAT = 0,2285 \cdot AT - 174,6 \quad [r^2 = 0,9368] \quad (02)$$

Sendo NAT a concentração de nitrogênio amoniacal total [mgN/L] e AT é a alcalinidade total [mgCaCO₃/L] do lixiviado.

O lixiviado utilizado nesta pesquisa possuía alcalinidade total (caracterização) igual a 11.997 mgCaCO₃/L que, de acordo com a equação 01, resultaria em uma concentração de N-amoniacal igual a 2.572 mgN/L, que é bem próxima à concentração encontrada na caracterização de 2.642 mgN/L (diferença de 2,6 %).

Tabela 28 – Determinação da relação entre a alcalinidade total disponível e a concentração inicial de substrato no sistema para as 4 fases de operação (MAT/MSTV).

Fase	Vol.* [L]	M _{STV} * [gSTV]	AT* [gCaCO ₃ /L]	M _{AT} * [g]	M _{AT} /M _{STV}
Adaptação¹	6,74	70,9	12,56	84,65	1,193
01	6,74	70,9	11,73	79,06	1,115
02	6,74	70,9	11,02	74,27	1,047
03	6,74	70,9	10,89	73,40	1,035

* Valores médios;

¹ Para este caso foram consideradas as bateladas de 01 a 03.

Fases Adaptação e 01: 32°C e 12X; Fase 02: 32°C e 24X; Fase 03: 25°C e 24X.

Figura 38 – Variações da Alcalinidade Total nas diferentes fases do experimento.

(a) Na Fase de Adaptação

(b) Na Fase 1 a 12 ciclos por dia e 32°C

(c) Na Fase 2 a 24 ciclos por dia e 32°C

(d) Na Fase 3 a 24 ciclos por dia e 25°C

(e) Comparação entre as médias das Fases 1, 2 e 3

(f) Alcalinidade inicial e final nas quatro fases

Apesar da utilização de um volume maior de líquidos para recirculação/operacionalização no sistema proposto, em comparação aos sistemas de uma única fase, citados na literatura, uma vantagem deste sistema seria apresentar intrinsecamente uma maior capacidade tampão, além de uma maior concentração de

biomassa metanogênica, com riscos reduzidos de quedas relevantes nos valores de pH, que de acordo Bouallagui *et al.* (2005), poderiam levar à interrupção da metanogênese, caso estes se aproximassem de 5,0.

Ao se avaliar as concentrações de ácidos voláteis totais no sistema (Figura 39), nota-se que na Fase de Adaptação os picos de acúmulo de ácidos ocorreram entre o segundo e o quinto dia de operação, atingindo-se concentrações da ordem de 2.800 mgAc.. L^{-1} , com uma queda considerável na batelada 04 (da ordem de 1.700 mgAc.. L^{-1}), indicando uma possível estabilização e adaptação do sistema. Em média, o pico de acúmulo de ácidos foi da ordem de 1.700 mgAc.. L^{-1} para as Fases 01 e 02 e de 1.500 mgAc.. L^{-1} para Fase 03.

Todavia, apesar dos picos de concentrações de ácidos observados, estes não foram suficientes para acidificação do sistema, o que responde à primeira das quatro questões levantadas no início deste item.

Como o sistema operou com altas taxas de recirculação de líquidos (12 e 24 ciclos por dia), a variação do pH, AT e AVT entre os reatores hidrolítico e o filtro anaeróbio (amostradores A e B) pode ser considerada pouco relevante, pois as variações possuem as mesmas ordens de grandeza e ocorreram sem defasagens, como observado na Figura 40: (a) e (b) para pH, (c) e (d) para alcalinidade total e, (e) e (f) para ácidos voláteis totais. Dessa forma, devido à recirculação de líquidos, o conjunto de reatores se aproximou de um sistema de mistura completa.

Na Figura 41 e na Figura 42 são mostrados, respectivamente, os resultados de ácidos voláteis por cromatografia para as bateladas 05 (Fase 01) e 11 (Fase 03), onde é possível se observar que há predominância do ácido acético desde o início das bateladas, com maiores picos ocorrendo no segundo dia (95% - 97%), sendo desta forma, pouco relevante as concentrações dos demais ácidos voláteis. Tais resultados foram contrários aos obtidos por Picanço (2004) e Dillenburg (2006), que obtiveram concentrações de ácido propiônico e butírico da mesma ordem de grandeza das concentrações de ácido acético. Essa diferença pode ser devido ao fato de que, nos trabalhos citados, a inoculação foi feita somente com lixiviado, o que resultou em baixa concentração de biomassa no sistema, ocorrendo acúmulo de ácidos propiônico e butírico.

Figura 39 – Variações das concentrações de Ácidos Voláteis Totais por titulação nas diferentes fases do experimento.

Figura 40 – Variações de parâmetros entre os amostradores A e B*: (a) pH Fase 01; (b) pH Fase 2; (c) AT Fase 1; (d) AT Fase 2; (e) AVT por titulação na Fase 1 e (f) AVT por titulação na Fase 2.

* Amostrador A, localizado após reator hidrolítico e amostrador B, localizado após filtro anaeróbio, conforme ilustrado na Figura 23.

Figura 41 – Concentrações de ácidos voláteis por cromatografia de amostras coletadas nos amostradores A e B* na batelada 05 (Fase 01).

* Amostrador A, localizado após reator hidrolítico e amostrador B, localizado após filtro anaeróbico, conforme ilustrado na Figura 23.

Figura 42 – Concentrações de ácidos voláteis por cromatografia de amostras coletadas nos amostradores A e B* na batelada 11 (Fase 03).

* Amostrador A, localizado após reator hidrolítico e amostrador B, localizado após filtro anaeróbio, conforme ilustrado na Figura 23.

Com o objetivo de se responder à segunda questão anteriormente levantada, a respeito da efetividade do lixiviado como líquido de transporte para matéria orgânica solubilizada, foram avaliados os parâmetros ácidos voláteis totais, carbono orgânico total e sólidos dissolvidos voláteis, respectivamente ilustrados na Figura 39, Figura 43 e Figura 44.

Por essas figuras, nota-se que todos esses parâmetros apresentaram o mesmo padrão de comportamento, ou seja, as concentrações aumentam rapidamente nos três primeiros dias até se atingir um pico, o que indica solubilização e transferência de matéria orgânica da fase sólida para a líquida. Após este pico, com o predomínio do consumo desta matéria orgânica solubilizada, as concentrações tendem a decair

mais lentamente até se atingir concentrações próximas às iniciais, no final das bateladas. Observa-se que os resultados de AVT e COT das Fases 02 e 03 foram ligeiramente inferiores aos das Fase 01, provavelmente devido ao aumento da taxa de recirculação.

Desta forma, conclui-se que o lixiviado cumpriu o seu propósito de ser um veículo de transporte para matéria orgânica solubilizada entre o reator hidrolítico e o filtro anaeróbio, uma vez que houve transferência de matéria orgânica da fase sólida do reator hidrolítico para fase líquida recirculada, que posteriormente era consumida no filtro anaeróbio.

Observando-se as concentrações iniciais e finais de COT e SDV, respectivamente mostrados na Figura 43 (f) e Figura 44 (f), verifica-se que existe pouca tendência de acúmulo dos mesmos, levando-se à conclusão de que provavelmente não está ocorrendo um acúmulo significativo de substâncias orgânicas recalcitrantes. Ainda de acordo com Contrera (2008), a quantificação dos ácidos voláteis totais por titulação, segundo a metodologia de DiLallo e Albertson (1961), apresenta como desvantagem a quantificação de interferentes, dentre os quais, alguns compostos recalcitrantes tais como ácidos húmicos e fúlvicos. Devido à quantificação destes interferentes nesta metodologia, as concentrações de AVT em lixiviados nunca chegam a zero. Aproveitando-se desta característica e observando-se as concentrações iniciais e finais de AVT na Figura 39 (f), pode-se notar o mesmo comportamento dos parâmetros COT e SDV, corroborando a conclusão supracitada, o que responde à terceira questão.

Figura 43 – Variações das concentrações de Carbono Orgânico Total nas diferentes fases do experimento.

Figura 44 – Variações das concentrações de Sólidos Dissolvidos Voláteis nas diferentes fases do experimento.

A última questão relacionada ao acúmulo de material inorgânico nos líquidos de recirculação, pode ser respondida ao se analisar a evolução da condutividade e das concentrações de SDF, de metais e de N-amoniaco ao longo do tempo, ilustrados da Figura 59 a Figura 47.

Para esta análise serão levados em consideração somente os resultados das Fases 01, 02 e 03, onde ocorreu o reaproveitamento dos lixiviados para as bateladas subsequentes. Como base de comparação neste quesito, são apresentados os resultados da Fase de Adaptação, onde não ocorreu reutilização do lixiviado entre uma batelada e outra.

Nota-se pelas figuras relacionadas aos sólidos dissolvidos fixos, que os mesmos não apresentaram variações de concentrações relevantes ao longo das bateladas. Da mesma forma, a condutividade também permaneceu aproximadamente constante ao longo do tempo. Avaliando-se as concentrações de N-amoniaco para as bateladas 06, 08 e 12, verifica-se um acréscimo de 9,2%; 7,5% e 5,9% nas concentrações entre o início e o fim das bateladas.

Assim, diante do exposto, e, observando-se as concentrações médias iniciais e finais destas variáveis nas quatro fases de operação, conclui-se que a reutilização dos lixiviados entre bateladas sucessivas não levou ao aumento significativo da salinidade do lixiviado.

Figura 45 – Variações das concentrações de Sólidos Dissolvidos Fixo nas diferentes fases do experimentos.

Figura 46 – Variações da Condutividade nas diferentes fases do experimento.

(e) Comparação entre as médias das Fases 1, 2 e 3

(f) Inicial e final nas quatro fases.

Figura 47 – Variações das concentrações de N-amoniaco nas bateladas 06, 08 e 12.

Com relação ao comportamento dos metais no líquido (Apêndice A), ocorreram muitas oscilações de concentração, provavelmente devido aos processos de adsorção e dessorção contínuos dos metais na matéria orgânica e na biomassa, que variam de acordo com as variações das condições do meio. Deste modo, não há como se concluir se houve ou não um aumento de concentração de metais no líquido recirculado.

Dessa forma, o uso de lixiviado de aterro sanitário mostrou-se viável como líquido de recirculação, devido à sua elevada alcalinidade e demais características compatíveis com as do resíduo tratado.

5.4 Resíduo Sólido Tratado

Dentre as principais questões relacionadas ao tratamento do resíduo sólido foram levantadas: 1) Houve diferença significativa de redução de massa entre as fases de operação do sistema? 2) Qual é a relação entre matéria orgânica e nutrientes no resíduo tratado? 3) As características do resíduo sólido tratado permitiriam seu uso na agricultura? 4) Apesar da separação das unidades de tratamento (hidrólise e metanogênese), houve colonização do resíduo no reator hidrolítico?

Buscando-se verificar a redução da massa de resíduos em cada fase operacional, foi realizada uma caracterização do resíduo cru em duplicata (Tabela 29) e dos resíduos tratados em cada batelada, separadas por fases (Tabela 30 a Tabela 33).

Tabela 29 – Caracterização dos resíduos crus em termos de sólidos.

Amostra	Unidade	Parâmetros					STV/ST
		Resíduo	Água	ST	STF	STV	
05 (cru)	massa [g]	410,30	337,00	73,30	5,42	67,88	0,926
	fração [%]	(100%)	(82,14%)	(17,86%)	(1,32%)	(16,54%)	
12 (cru)	massa [g]	354,55	274,99	79,56	5,70	73,86	0,928
	fração [%]	(100%)	(67,02%)	(19,39%)	(1,39%)	(18,00%)	
Média*	massa [g]	382,43	305,99	76,43	5,56	70,87	0,927
	fração [%]	(100%)	(74,58%)	(18,63%)	(1,35%)	(17,27%)	

*Valores adotados como referência para os resíduos crus (antes do tratamento).

Tabela 30 – Caracterização dos resíduos crus e tratados, e eficiências de remoção na Fase de Adaptação (32°C e 12X).

Batelada	Amostra	Unidade	Parâmetros					STV/ST
			Resíduo	Água	ST	STF	STV	
01	09 (cru)	massa [g]	410,25	333,82	76,43	5,56	70,87	0,927
		fração [%]	(100%)	81,37	18,63	1,36	17,28	
	09 (dig.)	massa [g]	77,95	66,69	11,23	2,85	8,38	0,747
		fração [%]	(100%)	85,56	14,40	3,65	10,75	
	Redução	[%]	81,00	80,02	85,31	48,83	88,18	19,49
02	03 (cru)	massa [g]	412,65	336,22	76,43	5,56	70,87	0,927
		fração [%]	(100%)	81,48	18,52	1,35	17,17	
	03 (dig.)	massa [g]	88,75	72,67	18,90	3,76	15,13	0,801
		fração [%]	(100%)	81,88	21,29	4,24	17,05	
	Redução	[%]	78,49	78,39	75,28	32,31	78,65	13,63
03	07 (cru)	massa [g]	411,45	335,02	76,43	5,56	70,87	0,927
		fração [%]	(100%)	81,42	18,58	1,35	17,22	
	07 (dig.)	massa [g]	84,02	69,90	8,79	2,39	6,40	0,728
		fração [%]	(100%)	83,20	10,46	2,84	7,61	
	Redução	[%]	79,58	79,13	88,50	57,01	90,97	21,49
04	13 (cru)	massa [g]	413,75	337,32	76,43	5,56	70,87	0,927
		fração [%]	(100%)	81,53	18,47	1,34	17,13	
	13 (dig.)	massa [g]	96,82	82,09	16,73	4,13	12,59	0,753
		fração [%]	(100%)	84,79	17,28	4,27	13,01	
	Redução	[%]	76,60	75,66	78,11	25,63	82,23	18,81
Média	09, 03, 07 e 13 (cru)	massa [g]	412,03	335,59	76,43	5,56	70,87	0,927
		fração [%]	(100%)	81,45	18,55	1,35	17,20	
	(cru)	massa [g]	86,88	72,84	13,91	3,28	10,63	0,757
		fração [%]	(100%)	83,86	15,86	3,75	12,11	
	Redução	[%]	78,91	78,30	81,80	40,95	85,01	18,35

Tabela 31 – Caracterização dos resíduos crus e tratados, e eficiências de remoção na Fase 01 (32°C e 12X).

Batelada	Amostra	Unidade	Parâmetros					STV/ST
			Resíduo	Água	ST	STF	STV	
04	13 (cru)	massa [g]	413,75	337,32	76,43	5,56	70,87	0,927
		fração [%]	(100%)	81,53	18,47	1,34	17,13	
	13 (dig.)	massa [g]	96,82	82,09	16,73	4,13	12,59	0,753
		fração [%]	(100%)	84,79	17,28	4,27	13,01	
	Redução	[%]	76,60	75,66	78,11	25,63	82,23	18,81
05	14 (cru)	massa [g]	415,30	338,87	76,43	5,56	70,87	0,927
		fração [%]	(100%)	81,60	18,40	1,34	17,07	
	14 (dig.)	massa [g]	100,93	83,72	19,55	4,49	15,06	0,770
		fração [%]	(100%)	82,96	19,37	4,45	14,92	
	Redução	[%]	75,70	75,29	74,43	19,22	78,76	16,93
06	11 (cru)	massa [g]	414,75	338,32	76,43	5,56	70,87	0,927
		fração [%]	(100%)	81,57	18,43	1,34	17,09	
	11 (dig.)	massa [g]	109,76	92,16	18,71	4,76	13,95	0,746
		fração [%]	(100%)	83,96	17,05	4,34	12,71	
	Redução	[%]	73,54	72,76	75,52	14,36	80,32	19,60
Média Fase 1	13, 14 e 11 (cru)	massa [g]	414,60	338,17	76,43	5,56	70,87	0,927
		fração [%]	(100%)	81,57	18,43	1,34	17,09	
	13, 14 e 11 (dig.)	massa [g]	102,50	85,99	18,33	4,46	13,87	0,756
		fração [%]	(100%)	83,90	17,90	4,35	13,55	
	Redução	[%]	75,28	74,57	76,02	19,74	80,43	18,45

Tabela 32 – Caracterização dos resíduos crus e tratados, e eficiências de remoção na Fase 02 32°C e 24X (continua).

Batelada	Amostra	Unidade	Parâmetros					STV/ST
			Resíduo	Água	ST	STF	STV	
08	16 (cru)	massa [g]	410,30	333,87	76,43	5,56	70,87	0,927
		fração [%]	(100%)	81,37	18,63	1,35	17,27	
	16 (dig.)	massa [g]	111,04	92,41	18,54	3,75	14,79	0,798
		fração [%]	(100%)	83,23	16,70	3,38	13,32	
	Redução	[%]	72,94	72,32	75,74	32,53	79,13	13,98
09	02 (cru)	massa [g]	405,95	329,52	76,43	5,56	70,87	0,927
		fração [%]	(100%)	81,17	18,83	1,37	17,46	
	02 (dig.)	massa [g]	111,39	92,30	18,84	4,05	14,78	0,785
		fração [%]	(100%)	82,87	16,91	3,64	13,27	
	Redução	[%]	72,56	71,99	75,36	27,08	79,14	15,37
13	17 (cru)	massa [g]	405,30	328,87	76,43	5,56	70,87	0,927
		fração [%]	(100%)	81,14	18,86	1,37	17,49	
	17 (dig.)	massa [g]	94,36	77,85	18,85	3,98	14,87	0,789
		fração [%]	(100%)	82,50	19,98	4,21	15,76	
	Redução	[%]	76,72	76,33	75,34	28,49	79,01	14,90

Tabela 32 - Caracterização dos resíduos crus e tratados, e eficiências de remoção na Fase 02 32°C e 24X (Continuação).

Batelada	Amostra	Unidade	Parâmetros					STV/ST
			Resíduo	Água	ST	STF	STV	
Média	16, 02, e 17 (cru)	massa [g]	406,08	329,65	76,43	5,56	70,87	0,927
		fração [%]	(100%)	81,18	18,82	1,37	17,45	
Fase 2	16, 02, e 17	massa [g]	111,61	91,92	19,86	4,27	15,59	0,783
		(dig.) fração [%]	(100%)	82,23	17,99	3,83	14,16	
	Redução	[%]	72,52	72,12	74,02	23,22	78,00	15,58

Tabela 33 – Caracterização dos resíduos crus e tratados, e eficiências de remoção na Fase 03 25°C e 24X.

Batelada	Amostra	Unidade	Parâmetros					STV/ST
			Resíduo	Água	ST	STF	STV	
11	10 (cru)	massa [g]	409,40	332,97	76,43	5,56	70,87	0,927
		fração [%]	(100%)	81,33	18,67	1,36	17,31	
	10 (dig.)	massa [g]	133,91	110,04	20,51	5,71	14,80	0,721
		fração [%]	(100%)	82,18	15,32	4,27	11,05	
	Redução	[%]	67,29	66,95	73,16	-2,80	79,12	22,20
12	06 (cru)	massa [g]	401,10	324,67	76,43	5,56	70,87	0,927
		fração [%]	(100%)	80,94	19,06	1,39	17,67	
	06 (dig.)	massa [g]	109,14	88,07	21,22	5,75	15,47	0,729
		fração [%]	(100%)	80,69	19,44	5,27	14,17	
	Redução	[%]	72,79	72,88	72,24	-3,47	78,17	21,39
14	08 (cru)	massa [g]	376,40	299,97	76,43	5,56	70,87	0,927
		fração [%]	(100%)	79,69	20,31	1,48	18,83	
	08 (dig.)	massa [g]	131,26	109,38	18,68	3,71	14,97	0,802
		fração [%]	(100%)	83,33	14,23	2,82	11,41	
	Redução	[%]	65,13	63,54	75,56	33,30	78,87	13,56
Média Fase 3	10, 06 e 08 (cru)	massa [g]	395,63	319,20	76,43	5,56	70,87	0,927
		fração [%]	(100%)	80,66	19,34	1,41	17,94	
	10, 06 e 08 (dig.)	massa [g]	124,77	102,50	20,14	5,06	15,08	0,751
		fração [%]	(100%)	82,07	16,33	4,12	12,21	
	Redução	[%]	68,46	67,89	73,65	9,01	78,72	19,05

As reduções das massas úmidas de resíduos nas Fases de Adaptação, 01, 02 e 03 foram, respectivamente, de 78,9%; 75,3%; 72,5% e 68, 5%. Com relação à massa seca (ST), elas foram, respectivamente, de 81,8%; 76,0%; 74,0% e 73,7%. Referente a matéria orgânica volátil (STV), as reduções de massa foram, respectivamente, de 85,0%; 80,4%; 78,0% e 78,8%, mostrando que este sistema de reatores, em qualquer uma das condições testadas, possui potencial para ser

utilizado no tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos. Destarte, embora haja diferenças entre as massas observadas, possivelmente devido a erros analíticos dos métodos, as mesmas não foram significativas em termos operacionais, o que responde a segunda questão.

A relação entre a matéria orgânica e nutrientes no resíduo tratado pode ser obtida por meio de uma análise elementar do resíduo, como apresentado na Tabela 34, onde a relação C/N do resíduo não digerido, igual a 17,5, ficou dentro da faixa de 15 a 23 apresentada por Christensen (2011) para resíduos predominantes de cozinha. Nota-se pouca diferença entre a composição do resíduo antes e após o tratamento, tal como os resultados obtidos por Carneiro (2005) no tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, utilizando tempo de reação de 95 dias.

Tabela 34 – Composição elementar dos resíduos.

Amostra	Unidade	C	H	N	P	C/N
Não Digerida	%*	46,70	6,64	2,67	0,197	17,5
Res. Bat. 01	%*	-	-	-	-	-
Res. Bat. 02	%*	45,37	6,43	2,57	0,073	17,7
Res. Bat. 03	%*	-	-	-	-	-
Res. Bat. 04	%*	47,39	6,37	3,14	0,122	15,1
Res. Bat. 05	%*	44,42	6,02	2,74	0,074	16,2
Res. Bat. 06	%*	42,35	6,04	2,54	0,116	16,7
Res. Bat. 08	%*	46,76	6,11	2,47	0,093	19,0
Res. Bat. 09	%*	47,22	6,54	3,10	0,127	15,2
Res. Bat. 11	%*	46,75	6,42	2,76	0,123	16,9
Res. Bat. 12	%*	44,24	5,74	3,16	0,113	14,0
Res. Bat. 13	%*	43,90	5,85	2,97	0,106	14,8
Res. Bat. 14	%*	50,88	6,98	2,87	0,085	17,7
Média	%*	45,93	6,25	2,83	0,103	16,3

* % em relação à massa de ST, exceto C/N.

Tomando-se como referência a massa de fósforo, na Tabela 35, são mostradas as proporções entre o mesmo, o carbono, o hidrogênio e o nitrogênio.

Tabela 35 – Relação C:H:N:P dos resíduos.

Amostra	C	:	H	:	N	:	P
Não Digerida	237	:	33,7	:	13,5	:	1
Res. Bat. 01	-		-		-		-
Res. Bat. 02	620	:	87,9	:	35,1	:	1
Res. Bat. 03	-	:	-	:	-	:	-
Res. Bat. 04	387	:	52,0	:	25,7	:	1
Res. Bat. 05	596	:	80,8	:	36,7	:	1
Res. Bat. 06	366	:	52,1	:	21,9	:	1
Res. Bat. 08	501	:	65,5	:	26,4	:	1
Res. Bat. 09	372	:	51,5	:	24,4	:	1
Res. Bat. 11	381	:	52,3	:	22,5	:	1
Res. Bat. 12	392	:	50,8	:	28,0	:	1
Res. Bat. 13	415	:	55,3	:	28,1	:	1
Res. Bat. 14	601	:	82,4	:	33,9	:	1
Média Bateladas	463	:	63,1	:	28,3	:	1

Como os metais tendem a se concentrarem na matéria orgânica devido aos processos de adsorção, bem como no solo, quando utilizados na agricultura, foram avaliadas as concentrações dos mesmos no resíduo digerido de cada batelada, conforme ilustra a Tabela 36.

Ao se observar os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 375/06 alterada pelo CONAMA 380/06 e os estabelecidos pela Instrução Normativa Nº 17 - MAPA (2014), verifica-se que dentre os parâmetros analisados, considerando-se os valores médios, somente o níquel não atendeu ao limite estabelecido pelo Anexo VI da Instrução Normativa. Todavia, salienta-se que há uma grande discrepância entre os valores estabelecidos pelo CONAMA e pelo MAPA, bem como há uma proximidade entre os teores de metais obtidos no resíduo não digerido domiciliar cuidadosamente selecionado na fonte e os limites estabelecidos pelo MAPA (2014). Consequentemente, é praticamente inviável o atendimento desses limites em uma coleta seletiva em grande escala, o que possivelmente inviabilizará o uso do resíduo digerido na agricultura. Se além da biodigestão, o resíduo tratado passar posteriormente por um processo de compostagem, visando a melhoria de suas características quanto a estabilização, sanidade e nutrientes, esses metais ainda estariam mais concentrados no composto final.

Tabela 36 – Concentrações de metais dos resíduos tratados e não digerido [mg/kg].

Amostra	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	Mo	Se	Na	K
Não Digerida	9,5	21,5	44,0	25,3	39,2	< LD	59,5	7.650	15.300
Res. Bat. 01	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Res. Bat. 02	30,9	29,4	39,0	30,8	46,3	< LD	29,0	18.700	9.000
Res. Bat. 03	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Res. Bat. 04	20,3	27,6	65,0	32,8	37,1	< LD	48,0	18.500	9.300
Res. Bat. 05	23,7	29,4	51,0	31,7	43,7	< LD	57,0	16.300	8.600
Res. Bat. 06	22,7	33,8	34,0	33,2	51,7	< LD	50,0	18.700	9.900
Res. Bat. 08	18,0	28,9	31,0	30,5	51,7	< LD	70,0	16.200	9.100
Res. Bat. 09	18,2	33,7	42,0	34,1	63,2	< LD	15,0	15.800	9.100
Res. Bat. 11	14,5	27,1	42,0	31,8	37,0	< LD	46,0	14.500	9.000
Res. Bat. 12	21,6	38,9	49,0	40,7	112,2	< LD	86,0	16.100	9.500
Res. Bat. 13	21,5	34,0	42,0	37,5	62,6	< LD	75,0	16.000	10.000
Res. Bat. 14	20,8	95,0	47,0	54,3	41,4	< LD	75,0	15.500	10.000
Média Bateladas	21,2	37,8	44,2	35,7	54,7	< LD	55,1	16.630	9.350
Desvio Padrão	4,3	20,4	9,6	7,3	22,2	< LD	22,2	1.474	484
Limite Detecção	0,005	0,003	0,01	0,008	0,002	0,001	0,001	0,1	0,1
Limite para disp. no solo (CONAMA 375/06)*	1000	1500	300	420	2800	50	100	-	-
Limite em resíduos de biodigestor (IN 17-MAPA, 2014)*	70	70	45	25	200	-	80	-	-

OBS: LD = Limite de detecção. * A norma também considera os elementos: Arsênio, Bário, Cádmio, e Mercúrio, que não foram analisados por problemas no equipamento.

Visando responder a última a questão referente aos resíduos, foram realizados exames de microscopia ótica e de MEV em amostras retiradas dos resíduos digeridos.

O resíduo inserido no digestor foi previamente congelado em freezer, contribuindo para inativação dos micro-organismos existentes no mesmo. Todavia, a solubilização e a acidificação ocorreram no sistema, e desde o primeiro dia a produção de metano foi verificada, indicando uma provável rápida colonização do resíduo por organismos existentes no filtro anaeróbio, o que pôde ser comprovado pela presença de morfologias de microrganismos hidrolíticos e metanogênicos, tais como: cocos, bacilos, *víbrio*, *methanosaetas*, *methanobrevibacter* e *methanosarcina* (Figura 48).

Figura 48 – Imagens de microscopia ótica do resíduo tratado apresentando diversidade de morfologias.

(a) Cocos, bacilos, vibrio e methanosaetas.

(b) *Methanobrevibacter* sob fluorescência.

(c) *Methanosarcina*.

(d) *Methanosarcina* sob fluorescência.

Pelas imagens de MEV da Figura 49, faz-se possível a diferenciação entre as morfologias hidrolíticas, item (a) e as metanogênicas, itens (b), (c) e (d), devido a ordem de grandeza das dimensões das mesmas. Dessa forma, apesar da separação entre as unidades de tratamento, a recirculação de líquidos permitiu a colonização das metanogênicas nos resíduos do reator hidrolítico.

Figura 49 – Imagens de MEV do resíduo tratado.

(a) Estrutura vegetal densamente colonizada.

(b) Morfologias semelhantes cocos e bacilos hidrolítico.

(c) Superfície vegetal densamente povoada.

(d) Morfologias semelhantes à cocos, bacilos e *methanosaetas*.

Segundo o PROBIOGÁS (2013), qualquer tentativa de isolar a hidrólise e a acidogênese da metanogênese por meio de sistema de duas fases tem êxito limitado, pois ocorre a formação parcial de metano no reator hidrolítico, que necessita ser consumido ou tratado a fim de evitar riscos à segurança e impactos negativos sobre o meio ambiente. Desta forma, ressalta-se que seria muito importante, em trabalhos futuros, a quantificação das morfologias metanogênicas no reator hidrolítico, bem como a determinação do volume de metano gerado neste reator.

5.5 Biomassa Anaeróbia aderida ao meio suporte

A respeito da biomassa aderida ao meio suporte foram levantadas as seguintes questões: 1) Qual foi a quantidade de biomassa produzida durante o experimento realizado? 2) Houve acúmulo de metais na biomassa ao longo do tempo? 3) Qual foi a diversidade microbiana no lodo de inóculo e no lodo aderido à espuma?

Ao se observar as concentrações de SSV no líquido de recirculação (Figura 50), nota-se um aumento destes nos mesmos períodos de aumento de COT ou do AVT, o que indica o crescimento dos micro-organismos no sistema.

Os resultados das duas amostragens realizadas na biomassa, antes e após o experimento, são apresentados na Tabela 37. Verifica-se que a massa média dos STV aderido ao meio suporte cresceu 19,39% entre uma amostragem e outra.

Tabela 37 – Caracterização da biomassa aderida ao meio suporte.

Amostragem	Amostra*	M _{Bob} **	L _{Bob} **	M _{Esp.} **	V _{Esp.} **	ST**	STF**	STV**
		[mg]	[cm]	[mg]	[cm ³]	[mg]	[mg]	[mg]
1	(a)	247,11	1,28	21,71	1,15	138,10	105,10	33,00
	(b)	244,16	1,25	21,32	1,12	150,50	116,70	33,80
	(c)	258,09	1,33	21,89	1,29	141,50	109,90	31,60
	Média	249,79	1,29	21,64	1,19	143,37	110,57	32,80
	Des. Pad.	7,34	0,22	0,29	0,37	6,41	5,83	1,11
2	(a)	240,10	1,25	21,30	1,10	152,40	112,40	40,00
	(b)	238,00	1,20	19,10	0,94	148,00	109,60	38,40
	(c)	240,20	1,21	20,90	1,02	133,50	94,70	38,80
	(d)	240,30	1,26	20,70	1,01	139,20	101,80	37,40
	(e)	240,40	1,21	20,60	1,04	159,30	118,10	41,20
	Média	239,80	1,22	20,52	1,02	146,48	107,32	39,16
	Des. Pad.	1,01	0,12	0,84	0,19	10,29	9,18	1,47
Dif. Médias	%	-4,00	-4,75	-5,18	-13,87	+2,17	-2,94	+19,39

* Amostra composta por 10 unidades de meio suporte

** Valores médios referentes a cada unidade de meio suporte.

Figura 50 – Variações das concentrações de Sólidos em Suspensão Voláteis nas diferentes fases do experimento.

(a) Na Fase de Adaptação.

(b) Na Fase 1 a 12 ciclos por dia e 32°C.

(c) Na Fase 2 a 24 ciclos por dia e 32°C.

(d) Na Fase 3 a 24 ciclos por dia e 25°C.

(e) Comparação entre as médias das Fases 1, 2 e 3.

(f) Inicial e final nas quatro fases.

Com a finalidade de normalizar os resultados obtidos, foi criada a Tabela 38, onde são mostradas algumas relações entre parâmetros da biomassa e meio suporte para as duas amostragens realizadas. Por meio destas relações é possível se verificar mais claramente o crescimento celular, principalmente através das relações com sólidos totais, massa de espuma e massa de meio suporte, respectivamente, STV/ST (+17,04%), STV/M_{ESP} (+25,98%) e STV/M_{MS} (+24,34%).

Tabela 38 – Relações entre parâmetros da biomassa e meio suporte.

Amostragem	Amostra*	STV/ST	ST/M _{ESP}	ST/M _{MS}	ST/V _{ESP}	STV/M _{ESP}	STV/M _{MS}	STV/V _{ESP}
		-	-	-	[mg/cm ³]	-	-	[mg/cm ³]
1	(a)	0,239	6,36	0,514	119,83	1,52	0,123	28,63
	(b)	0,225	7,06	0,567	134,11	1,59	0,127	30,12
	(c)	0,223	6,46	0,505	110,06	1,44	0,113	24,58
	Média	0,229	6,63	0,529	121,34	1,52	0,121	27,78
	Des. Pad.	0,009	0,38	0,033	12,10	0,07	0,007	2,87
2	(a)	0,262	7,15	0,583	138,63	1,88	0,153	36,39
	(b)	0,259	7,75	0,576	156,89	2,01	0,149	40,71
	(c)	0,291	6,39	0,511	131,36	1,86	0,149	38,18
	(d)	0,269	6,72	0,533	137,57	1,81	0,143	36,96
	(e)	0,259	7,73	0,610	153,16	2,00	0,158	39,61
	Média	0,268	7,15	0,563	143,52	1,91	0,150	38,37
	Des. Pad.	0,013	0,60	0,040	10,94	0,09	0,005	1,80
Dif. Médias	%	+17,04	+7,87	+6,44	+18,29	+25,98	+24,34	+38,13

* Amostra composta por 10 unidades de meio suporte

Ao se estimar a quantidade de unidades de meio suporte, chegou-se ao número de 3.595 unidades. A partir deste número foi possível calcular as quantidades inicial e final de biomassa em termos de STV, chegando-se respectivamente a 117,93 g e 140,79 g, ou seja um crescimento de 19,4% .

Uma vez que a concentração média inicial de STV dos resíduos tratados foi de aproximadamente 70,87 g por batelada, é possível se estabelecer a relação entre STV da biomassa e STV do resíduo no início e no fim do experimento, chegando-se respectivamente a 0,601 gSTV_{Res.}/gSTV_{Biom.} e 0,503 gSTV_{Res.}/gSTV_{Biom.}. Embora este parâmetro possa ser útil na avaliação da relação Alimento/Microrganismo (A/M), ele dificilmente é relatado na literatura para sistemas tratando resíduos sólidos. Mesmo em sistemas que trabalham com resíduo e biomassa microbiana totalmente

misturados. (sistema de uma fase) há meios de quantificar os organismos utilizando-se técnicas como o q-PCR, e desta forma, obter essa relação A/M.

Conhecendo-se o quanto a biomassa anaeróbia cresceu no período (22,87 g) e qual foi a quantidade total de STV removida dos resíduos (859,49 g), é possível se determinar o coeficiente de produção celular ($Y_{X/S}$) para biomassa anaeróbia, chegando-se ao valor de 0,0266 gSTV_{Biom.}/gSTV_{Res.}. De acordo com Nielfa *et al.* (2015), a fração orgânica dos resíduos sólidos apresenta valores típicos de DQO iguais a 542 g/kg e de STV iguais a 394 g/kg, perfazendo uma relação DQO/STV igual a 1,376 gDQO/gSTV. Dessa forma, convertendo-se os STV do resíduo em DQO, obtém-se 0,0193 gSTV_{Biom.}/gDQO_{Res.}. Este valor é mais baixo que 0,03 gSSV/gDQO apresentado por Henze and Harremöes¹⁰ (1983) *apud* Khanal (2008) para metanogênicas e também mais baixo que a faixa 0,05 a 0,15 mencionada por van Haandel and Lettinga¹¹ (1994) *apud* Khanal (2008) para tratamentos anaeróbios.

Uma possível explicação para o baixo valor do $Y_{X/S}$, calculado a partir do crescimento do lodo aderido à espuma, pode ser o crescimento de biomassa também no resíduo, como comprovado através das imagens de microscopia ótica e MEV, respectivamente, na Figura 48 e na Figura 49, que mostram uma elevada colonização do resíduo tratado. Adicionalmente, esta diferença também pode estar relacionada ao fato dos valores apresentados pela literatura se referirem ao tratamento anaeróbio de águas residuárias, onde os compostos já estão solúveis, aumentando-se assim, as taxas de síntese celular.

Com o objetivo de se avaliar o acúmulo de metais na biomassa anaeróbia foram realizadas duas amostragens, sendo a primeira antes do início do experimento e a segunda depois do final do experimento (Tabela 39).

---

¹⁰ HENZE, M. E HARREMÖES, P. **Anaerobic treatment of waste water in fixed film reactors – a literature review**. Water Sci. Technol. 15:1-101, 1983.

¹¹ VAN HAANDEL, A. C. E LETTINGA, G. **Anaerobic sewage treatment: A practical guide for regions with a hot climate**. John Wiley & Sons, Chichester, England, 1994.

Tabela 39 – Teores de metais na biomassa anaeróbia antes e depois da operação do sistema, com base no teor de ST [mg/kgST].

Amostra	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	Mo	Se	Na	K
Antes	103,8	287,2	109,0	141,0	1.484,0	< LD	48,0	26.800	14.100
Depois	160,8	263,9	199,7	169,8	1.019,7	< LD	78,8	12.300	9.200
Diferença [%]	+54,9	-8,1	+83,2	+20,4	-31,3	-	+64,2	-54,1	-34,8

OBS: LD = Limite de detecção.

Como os metais tendem a adsorver na matéria orgânica e o lodo de inóculo possuía uma fração inorgânica proveniente da argila da lagoa de lixiviados, uma forma de melhorar a análise da quantidade de metais adsorvida à biomassa seria relacionar os teores de metais aos de STV da biomassa como apresentado na Tabela 40.

Tabela 40 – Teores de metais na biomassa anaeróbia antes e depois da operação do sistema, com base no teor de STV [mg/kgSTV].

Amostra	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	Mo	Se	Na	K
Antes	453,3	1.254,1	476,0	615,7	6.480,3	< LD	209,6	117.031	61.572
Depois	600,0	984,7	745,1	633,6	3.804,9	< LD	294,0	45.896	34.328
Diferença [%]	+32,4	-21,5	+56,5	+2,9	-41,3	-	+40,3	-60,8	-44,2

OBS: LD = Limite de detecção.

Avaliando-se os teores de metais na biomassa, constata-se que houve um aumento do cromo, chumbo, níquel e selênio, mas por outro lado, ocorreu redução dos teores de cobre, zinco, sódio e potássio. Deste modo, conclui-se que houve acúmulo de alguns metais na biomassa.

Para se avaliar a diversidade microbológica no lodo de inóculo e no lodo aderido à espuma foram realizadas microscopia ótica e de varredura. Na Figura 51 e Figura 52 são identificadas morfologias hidrolíticas, tais como cocos e bacilos, e metanogênicas, como *methanosaetas*, bacilos, cocos e *methanobrevibacter*, que se destacam sob fluorescência.

Figura 51 – Morfologias identificadas nas imagens de microscopia ótica do lodo de inóculo.

(a) *Methanosaetas*, bacilos e cocos.

(b) Bacilos sob fluorescência.

(c) *Methanosaetas*.

(d) *Methanobrevibacter* sob fluorescência.

Figura 52 – Imagens de microscopia eletrônica de varredura do lodo de inóculo.

(a) Morfologias semelhantes a cocos.

(b) Estruturas granulares.

Para o lodo extraído da espuma ao final do experimento (Figura 54 e Figura 55) foram identificadas morfologias hidrolíticas, tais como cocos, diplococos, vibrios e bacilos, e metanogênicas, como *methanosaetas*, bacilos e cocos.

Figura 53 – Morfologias identificadas nas imagens de microscopia ótica do lodo extraído da espuma ao final do experimento.

(a) Bacilos, cocos, *methanosaetas* e vibrios.

(b) Diplococos.

Figura 54 – Morfologias identificadas nas imagens de microscopia eletrônica de varredura do lodo extraído da espuma ao final do experimento.

(a) Cocos e bacilos.

(b) *Methanosaeta* e aglomerado ao centro.

A Figura 55 ilustra a estrutura de poros abertos da espuma, bem como o lodo aderido a ela; a Figura 56 mostra tanto a superfície externa quanto a interna da espuma densamente povoada por Cocos, bacilos e *methanosaetas*.

Figura 55 – Imagem de microscopia eletrônica de varredura da espuma colonizada.

Figura 56 – Imagens de microscopia eletrônica de varredura do lodo aderido à espuma ao final do experimento.

(a) Cocos, bacilos e *methanosaetas* na superfície externa.

(b) Cocos, bacilos e *methanosaetas* na superfície interna.

6 CONCLUSÕES

Considerando-se uma pré-adaptação com etanol e uma batelada teste inicial, foram necessárias 5 bateladas com resíduos para otimização do tempo de reação, em 22 dias para operação a 32 °C e 32 dias para operação a 25 °C.

Ao se reduzir a temperatura operacional de 32 °C para 25 °C, mesmo aumentando-se o tempo de reação para 32 dias, houve uma redução média na produção de biogás de 24,8%. Ao se considerar um tempo comum de reação, de 22 dias, essa diferença passou a ser de 32,4%, ou seja, houve uma redução de aproximadamente um terço do volume de biogás produzido para o mesmo tempo de reação.

A máxima taxa de produção de biogás foi de $113,0 \text{ mL}_{\text{Biogás}} \cdot \text{g}_{\text{STV}}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ na batelada 05 (Fase 01 - taxa de recirculação igual a 12 ciclos por dia) e $119,8 \text{ mL}_{\text{Biogás}} \cdot \text{g}_{\text{STV}}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ na batelada 09 (Fase 02 - taxa de recirculação igual a 24 ciclos por dia). Por outro lado, as produções totais médias de biogás nas Fases 01 e 02 foram, respectivamente, de $46.096 \pm 2.521 \text{ mL}$ e $44.121 \pm 722 \text{ mL}$ de biogás. Dessa forma, pode-se concluir que, a produção de biogás não foi influenciada significativamente pelo aumento da taxa de recirculação de líquidos.

Desde o início das bateladas, em todas as condições testadas, o biogás apresentou em sua composição aproximadamente 50% de metano, e esta porcentagem cresceu ao longo do tempo, atingindo cerca de 70% a 85% ao final das bateladas, com média geral de 63%.

Para um estudo de caso, considerando-se uma cidade de médio porte com 100 mil habitantes e extrapolando-se os resultados obtidos para operação do sistema a 32 °C (sistema aquecido) e 25 °C (temperatura ambiente), nota-se um excedente energético 23,6% maior se o sistema for aquecido em comparação à operação em temperatura ambiente. Entretanto, para pequenos municípios, para o saneamento rural ou descentralizado, pode ser que um tratamento sem aquecimento seja mais adequado ou até mesmo, o excedente energético não seja significativo. Desta forma, a vantagem de se operar um reator a temperatura ambiente ou aquecê-lo, está intimamente ligado ao porte do tratamento, à sua área disponível, bem como a principal finalidade do mesmo, quer seja priorizando a utilização energética do metano ou a minimização da área necessária para o tratamento de resíduos.

Como o sistema operou com altas taxas de recirculação de líquidos (12 e 24 ciclos por dia), a variação do pH, AT e AVT entre os reatores hidrolítico e o filtro anaeróbio pôde ser considerada pouco relevante, pois as variações possuem as mesmas ordens de grandeza e ocorreram sem defasagens, comportando-se assim, como um sistema de mistura completa.

Propõe-se o uso da relação entre a massa equivalente total de alcalinizantes, em termos de carbonato de cálcio, em relação à massa de sólidos totais voláteis no sistema (M_{AT}/M_{STV}), como uma forma de se avaliar a capacidade de não acidificação em um digestor anaeróbio. Assim, quanto maior for esta relação, melhor será a condição inicial de operação do sistema.

O lixiviado cumpriu o seu propósito de ser um veículo de transporte para matéria orgânica solubilizada entre o reator hidrolítico e o filtro anaeróbio, uma vez que houve transferência de matéria orgânica da fase sólida do reator hidrolítico para fase líquida recirculada, que posteriormente era consumida no filtro anaeróbio.

Apesar da reutilização do lixiviado entre as bateladas subsequentes, o sistema apresentou baixa tendência de acúmulo de matéria orgânica recalcitrante, sais e nitrogênio amoniacal.

A redução da massa seca (ST) nas Fases de Adaptação, 01, 02 e 03 foram, respectivamente, de 81,8%; 76,0%; 74,0% e 73,7%.

Ao se comparar os teores de metais dos resíduos com os limites estabelecidos, para aplicação na agricultura, pelo Resolução CONAMA e pelo MAPA, observou-se que esses limites são atendidos pela primeira, mas não pelo segundo.

Constatou-se que apesar da separação entre as unidades de tratamento, a recirculação de líquidos permitiu a colonização de morfologias metanogênicas dos resíduos no reator hidrolítico.

A relação entre substrato total disponível e biomassa (A/M) pode ser um parâmetro importante na operação de sistemas de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos.

Constatou-se que houve um aumento dos teores de cromo, chumbo, níquel e selênio na biomassa, ao mesmo tempo em que se observou uma redução dos teores de cobre, zinco, sódio e potássio.

Por meio de microscopia óptica e de varredura foram identificadas na biomassa morfologias hidrolíticas, tais como cocos e bacilos, e metanogênicas, como *methanosaetas*, bacilos, cocos e *methanobrevibacter*.

Destarte, pode-se concluir que o sistema de reatores proposto, em qualquer uma das condições testadas, possui potencial para ser utilizado no tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Visando a continuidade das pesquisas e aprimoramento do sistema proposto, sugere-se para os trabalhos futuros:

- ✓ Utilização da relação M_{AT}/M_{STV} para avaliar a capacidade de não acidificação em um digestor anaeróbio;
- ✓ Determinar a capacidade máxima de tratamento de resíduos deste sistema de reatores, por meio da variação progressiva da massa inicial de resíduos a ser tratada;
- ✓ Verificar se a operação do reator hidrolítico com temperatura superior à do filtro anaeróbio poderia levar a um aumento da taxa de hidrólise, de forma a aumentar a eficiência do sistema, mesmo mantendo-se o filtro anaeróbio à temperatura ambiente, reduzindo-se assim os custos operacionais do sistema;
- ✓ Realizar a modelagem matemática da digestão anaeróbia considerando-se esta configuração de reator, a fim de se obter parâmetros cinéticos para projeto;
- ✓ Fazer ensaios em escala piloto; Avaliar a viabilidade econômica desse sistema;
- ✓ Caracterizar os resíduos em proteínas, carboidratos, celulose e verificar a remoção de cada uma das frações;
- ✓ Avaliar formas de pré-tratamento para matéria orgânica, como por exemplo o uso de enzimas para degradação da celulose e/ou tratamento térmico com o objetivo de se acelerar a digestão anaeróbia, reduzindo-se os tempos de reação;
- ✓ Realizar o tratamento posterior do resíduo digerido para aproveitamento do biofertilizante;
- ✓ Adaptar o sistema para operação contínua; e,
- ✓ Verificar a possibilidade de se retirar o filtro anaeróbio (sistema de fase única), utilizando ainda o lodo como inóculo e o lixiviado como líquido de recirculação em uma taxa elevada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. NBR 10.004. **Classificação de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 2004.

ABNT. NBR 8419 – **Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro, 1992.

ABNT. NBR 8849. **Apresentação de projetos de Aterros Controlados de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro, 1985.

ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2007** (2008). Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2007.pdf> Acesso em: 15 nov. 2014

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2008** (2009). Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2008.pdf> Acesso em: nov. 2014

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2009** (2010). Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2009.pdf> Acesso em: 15 nov. 2014

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2010** (2011). Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2010.pdf> Acesso em: nov. 2014

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2011** (2012). Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2011.pdf> Acesso em: 15 nov. 2014

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2012** (2013). Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2012.pdf> Acesso em: 15 nov. 2014

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2013** (2014). Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2013.pdf> Acesso em: 15 nov. 2014

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2014** (2015). Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2014.pdf> Acesso em: 14 fev. 2016

ADORNO, M.A.T. e TOMITA, I., **Desenvolvimento e validação de método para determinação de nitrogênio, hidrogênio, metano e gás carbônico por CG/DCT**. 37^a Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química.

AGAMA (2007) Integrated biogas solutions. Version 2.0

Disponível em:

<http://www.90x2030.org.za/oid%5Cdownloads%5CAgama%20Biogas%20technology%20and%20applications.pdf>

AIT/UNEP RRC.AP - REGIONAL RESOURCE CENTER FOR ASIA AND THE PACIFIC. **Municipal waste management report: Status-quo and Issues in Southeast and East Asian Countries**. Asian Institute of Technology 3rd Floor, Outreach Building P.O. Box 4, Klong Luang, Pathumthani 12120, Thailand 2011. Disponível em:

<http://www.environment-health.asia/userfiles/file/Municipal%20Waste%20Report.pdf>, acessado em 07 jan. 2015.

ALCÂNTARA, A. J. O. **Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos e caracterização química do solo da área de disposição final do município de Cáceres-MT**. Cáceres: UNEMAT, 2010. 88 p. (Dissertação – Mestrado em Ciências Ambientais). Disponível em: <http://www.unemat.br/prppg/ppgca/teses/2010/02.pdf>

ALEXANDER, N. **European and German Waste Policy**. Ecologic Institute. Pfalzburger Str. 43-44, D-10717 Berlin, 2013. Disponível em: http://www.ecologic.eu/sites/files/presentation/2013/AXN_Abfall_EN.pdf

ANDRADE NETO, C. O; CAMPOS, J. R.; ALÉM SOBRINHO, P.; CHERNICHARO, C. A. L.; Nour, E. A. **Filtros anaeróbios**. In: Campos, J. R. (coordenador) Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro, 1999, 435 p.

ANDRADE, H. F.; PRADO, M. L. **Caracterização física dos resíduos sólidos domésticos do município de Caldas Novas – GO**. Goiânia. Universidade Católica de Goiás - Departamento de Engenharia - Engenharia Ambiental, 2004/1. Disponível em: <http://www.ucg.br/ucg/prope/cpgss/ArquivosUpload/36/file/Continua/CARACTERIZA%C3%87%C3%83O%20F%C3%8DSICA%20DOS%20RES%20C3%8DDUOS%20S%C3%93LIDOS%20URBANOS%20DO%20MUNI%20E2%80%A6.pdf>

ANDREOTTOLA, G.; CANNAS, P. **Chemical and Biological Characteristics of Landfill Leachate**. In: Christensen, T.; Cossu, R.; Stegmann, R. Landfilling of Waste: Leachate. Great Britain, Chapman & Hall, 1992, p. 65-88.

ANFRUNS, A. *et al*. **Coupling anammox and advanced oxidation-based technologies for mature landfill leachate treatment**. Journal of Hazardous Materials, 27–34, 2013.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th Edition. Washington: American Public Health Association, 2005. 1368p.

ARIUNBAATAR, J. **Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste**. Applied Energy 123 (2014) 143–156.

BETIM, PM. **Plano municipal de resíduos sólidos**. Prefeitura Municipal de Betim, Secretaria Municipal De Infraestrutura, 2010. Disponível em: http://www.betim.mg.gov.br/portalservicos/arquivos/Plano_da_Politica_Municipal_de_Residuos_Solidos_BETIM.pdf

BJÖRSSON, L. **Environmental Biotechnology**. Lund, Lunds Tekniska Högskola. Apostila para a disciplina do Departamento de Biotecnologia (Biotek) – KBT080 – Environmental Biotechnology. 2012.

BIDONE, F.R.A. e POVINELLI, J. **Conceitos básicos de Resíduos Sólidos**. EESC USP, Projeto REENGE, Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos, 1999.

BOUALLAGUI, H. *et al.* **Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes.** Review. Process Biochemistry 40 (2005) 989–995.

BRASIL. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**, Lei 12.305. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 2 ago. 2010a. Disponível em:

http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm

Acesso em: nov. 2014.

BRASIL. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**, Decreto Nº 7.404. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 23 dez. 2010b. Disponível em:

http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/Decreto/D7404.htm

Acesso em: nov. 2014.

BRUNETTI JUNIOR, A.; **Planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos.** Fórum Permanente Meio Ambiente e Sociedade. Avanços e Desafios da Política Nacional de Resíduos Sólidos, 2013. Disponível em:

http://www.foruns.unicamp.br/foruns/projetocotuca/biblioteca_virtual/arquivos/Agamemnon%20Brunetti%20Junior.pdf

Campinas, PM. **Plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos.** PMGI-RSU. VOLUME I – Diagnóstico Operacional. Prefeitura Municipal de Campinas Secretaria de Infraestrutura. Departamento de Limpeza Urbana – 2012. I Disponível em:

http://www.campinas.sp.gov.br/arquivos/diagnostico_pgj_rsu_campinas.pdf

CANO, R.; NIELFA, A.; FDZ-POLANCO, M. **Thermal hydrolysis integration in the anaerobic digestion process of different solid wastes: Energy and economic feasibility study.** Bioresource Technology 168 (2014) 14–22.

CARNEIRO, P. H. **Efeito da adição de lodo ao inóculo de reator anaeróbio híbrido sólido-líquido tratando fração orgânica de resíduos sólidos urbanos.** Dissertação. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

CARVALHO, J. L. V.; JESUS, S. C.; PORTELLA, R. B. **Composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares e comerciais do centro da cidade de Barreiras – Bahia.** Revista Pesquisa Urbana, 2011. ISSN: 2178-1699. Disponível em:

<http://www.chaourbano.com.br/visualizarArtigo.php?id=65>

CARVALHO, P. L. **Caracterização física dos resíduos sólidos domiciliares do município de Hidrolândia - GO.** Universidade Católica de Goiás – Departamento de Engenharia – Engenharia Ambiental (2005). Disponível em:

<http://www.ucg.br/ucg/prope/cpgss/ArquivosUpload/36/file/Continua/CARACTERIZA%C3%87%C3%83O%20F%C3%8DSICA%20DOS%20RES%C3%8DDUOS%20S%C3%93LIDOS%20DOMICILIARES%20%20D%E2%80%A6.pdf>

CEMPRE – COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM. **Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado.** Cordenação: André Vilhena, 3ed. São Paulo, 2010.

CESARO, A.; BELGIORNO, V. **Sonolysis and ozonation as pretreatment for anaerobic digestion of solid organic waste.** Ultrasonics Sonochemistry 20 (2013) 931–936.

CESARO, A.; BELGIORNO, V. **Pretreatment methods to improve anaerobic biodegradability of organic municipal solid waste fractions.** Review. Chemical Engineering Journal 240 (2014) 24–37.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Inventário estadual de resíduos sólidos urbanos 2013.** São Paulo, 2014. Disponível em:

www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/residuos-solidos/residuosSolidos2013.pdf

CHARLES, W.; WALKER, L.; CORD-RUWISCH, R. **Effect of pre-aeration and inoculum on the start-up of batch thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste.** Bioresource Technology 100 (2009) 2329–2335.

CHERNICHARO, C. A. L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Reatores anaeróbios. Volume 5. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-DESA da UFMG.1997.

COELHO, T. C. ; ALENCAR, R.; OLIVEIRA, R. M. S. **Caracterização física dos resíduos sólidos de palmas-to destinados ao aterro sanitário municipal.** Periódico eletrônico – Fórum Ambiental da Alta Paulista. V. 07, N. 12, 2011. Disponível em:

http://www.amigosdanatureza.org.br/publicacoes/index.php/forum_ambiental/article/viewFile/215/214

COMCAP - COMPANHIA MELHORAMENTOS DA CAPITAL. **Caracterização física dos resíduos sólidos urbanos de Florianópolis.** Relatório Final, Florianópolis-SC (2002). Disponível em:

http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/04_12_2009_16.43.20.3c8dbbc3ec4faf520fb12678faea9be3.pdf

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 375/06.** Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Brasília, MMA, 2006. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>

_____, 2006. **Resolução nº 380, de 31 de outubro de 2006.** Retifica o Anexo I da Resolução CONAMA no 375/06. 2 p. Disponível em:

http://www.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_2006_380.pdf

CONTRERA, R.C. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em batelada seqüencial.** São Carlos-SP, Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 731 p. 2008.

COUNCIL DIRECTIVE 91/689/EEC **on hazardous waste**, OJ L 377 de 31/12/1991 p. 0020 – 0027.

COUNCIL DIRECTIVE 96/61/EC of 24 September 1996 **Concerning Integrated Pollution Prevention and Control**, OJ L 257, 10.10.1996, p.26.

COUNCIL DIRECTIVE 1999/31/EC of 26 April 1999 **on the Landfill of Waste**, OJ L 182, 16.7.1999, p.1.

COUNCIL DIRECTIVE 2000/76/EC of the European Parliament and the Council of 4 December 2000 **on the incineration of waste**, OJ L 332, 28.12.2000, p.91.

COUNCIL REGULATION 259/93/EEC of 1 February 1993 **on the supervision and control of shipments of waste within, into and out of the European Community**, OJ L 30, 6.2.1993, pp. 1-28.

CHRISTENSEN, T. H. (Editor). **Solid Waste technology & Management**. IWWG, ISWA. Wiley, 1st Edition (2011), 2 volumes.

DE BAERE, L.; MATTHEEUWS, B. **Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste in europeu** – Status, Experience and Prospects.[Belgica]: 2013.

Disponível em: <http://www.ows.be/wp-content/uploads/2013/02/Anaerobic-digestion-of-the-organic-fraction-of-MSW-in-Europe.pdf>

DILALLO, R. E ALBERTSON, O. E. Volatile acides by direct titration. Journal Water Pollution Control Federation. V.33, n.4, p. 350-364, 1961.

DILLENBURG, M. E. **Variação da taxa de recirculação de lixiviado determinada pela concentração de ácidos voláteis no tratamento da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos domésticos**. Dissertação. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

DIRECTIVE 75/442/EEC of 15 July 1975 **on waste**, CELEX-EUR Official Journal L 194, 25 July 1975, pp. 39-41.

DONG, Y. **Development of Waste-To-Energy in China; and Case Study of the Guangzhou Likeng WTE plant**. M.S. degree in Earth Resources Engineering. Department of Earth and Environmental Engineering. Columbia University. December 2011.

EPA – U.S. Environmental Protection Agency. **Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States: Tables and Figures for 2012**. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Resource Conservation and Recovery, February 2014. Disponível em:

http://www.epa.gov/solidwaste/nonhaz/municipal/pubs/2012_msw_dat_tbls.pdf

EUROPEAN COMMISSION. **The story behind the strategy: EU waste policy**. 2014. Disponível em:

http://ec.europa.eu/environment/waste/pdf/story_book.pdf - Last updated: 30/10/2014.

FDR- FUNDAÇÃO DEMÓCRITO ROCHA. **Fatores que influenciam na compostagem.** 2014. Disponível em: <http://fdr.com.br/formacao/compostagem-e-minhocultura/fatores-que-influenciam-na-compostagem/> Last updated: 08/04/2014.

FEIJÓ, L. L. **Tratamento enzimático de lixiviado de aterro sanitário.** 89 p. Dissertação (Mestrado) Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

FERNÁNDEZ, B.; PORRIER, P.; CHAMY, R. **Effect of inoculum-substrate ratio on the start-up of solid waste anaerobic digesters.** Water Science and Technology – IWA: 2001. Vol 44 No 4 pp 103–108.

FLOR, A.P.C.P. **Comportamento de reactores anaeróbios tratando a fracção orgânica dos resíduos sólidos urbanos.** Universidade de Aveiro: Departamento de Ambiente e Ordenamento, 2006.

FRÉSCA, F. R. C. **Estudo da geração dos resíduos sólidos domiciliares no Município de São Carlos-SP, a partir da caracterização física.** Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Carlos-SP, 2007.

GARCÍA, A. J. **Biodegradable municipal solid waste: Characterization and potential use as animal feedstuffs.** Waste Management 25 (2005) 780–787.

GÓES, H. C. **Coleta seletiva, planejamento municipal e a gestão de resíduos sólidos urbanos em Macapá/AP.** Planeta Amazônia: Revista Internacional de Direito Ambiental e Políticas Públicas. Macapá, n. 3, p. 45-60, 2011.

GREGO, T. I.; SCHOENHALS, M. **Análise quali-quantitativa dos resíduos sólidos urbanos gerados em Marília - SP.** 2009. Disponível em: http://cacphp.unioeste.br/eventos/senama/anais/PDF/ARTIGOS/51_1269890766_ARTIGO.pdf

HAN, Z. *et al.* **A novel technique of semi-aerobic aged refuse biofilter for leachate treatment.** Waste Management 31 (2011) 1827–1832.

HANC, A. **Composition and parameters of household bio-waste in four seasons.** Waste Management 31 (2011) 1450–1460.

HARPER, S. R.; POHLAND, F. G. **Enhancement of anaerobic treatment efficiency through process modification.** Journal of Water Pollution Control Federation, 1997, 59: 152-161.

HASSAN, M.; XIE, BING. **Use of aged refuse-based bioreactor/biofilter for landfill leachate treatment.** Appl Microbiol Biotechnol (2014) 98:6543–6553.

HETTIARATCHI, J. P. A. *et al.* **Waste degradation and gas production with enzymatic enhancement in anaerobic and aerobic landfill bioreactors.** Bioresource Technology 159 (2014) 433–436.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais, Rio de Janeiro: 2010. Disponível em:

http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf

INANC, B.; CALLI, B.; SAATCI, A. **Characterization and anaerobic treatment of the sanitary landfill leachate in Istanbul**. *Water Science and Technology*. vol. 41, no. 3, (2000) pp. 223-230.

IPEA. **Diagnóstico dos resíduos sólidos urbanos**. Relatório de Pesquisa. Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República. Brasília, 2012. Disponível em:

http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/121009_relatorio_residuos_solidos_urbanos.pdf Acesso em: dez. 2014.

ITRC. **Characterization, Design, Construction, and Monitoring of Bioreactor Landfills**. Technical/Regulatory Guideline . The Interstate Technology & Regulatory Council

Alternative Landfill Technologies Team. Washington, DC 20001: 2006. Disponível em:

http://www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/ITRC%202006%20Landfill%20Bioreactor.pdf

JENSEN, J. W. et al. Enzymatic processing of municipal solid waste. *Waste Management* 30 (2010) 2497–2503.

JOHNSON, A. **The development of waste management law**. Austrália. Eastern Metropolitan Regional Council, 2004. Disponível em:

http://www.iswa.org/uploads/tx_iswaknowledgebase/538338_Paper.pdf

KHANAL, S. K. **Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production: Principles and Applications**. John Wiley & Sons, Inc., 2008, 308 pp.

KIEHL, E.J. **Manual de Compostagem: Maturação e Qualidade do Composto**. 4ª ed. Piracicaba, SP. 173 p., 2004.

KING, A. **Removal of Excess Cellulose and Associated Polysaccharides in Fruit and vegetable By-Products – Implication for Use in Feed for Monogastric Farm Animals**. (2013) In: <http://cdn.intechopen.com/pdfs-wm/45623.pdf>

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A. ; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. **Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A Review**. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32 (4), 2002. Pages 297-336.

KUENEN, J.G. **Anammox bacteria: from discovery to application**. *Nature* Vol. 06, April, pp. 320-326, 2008.

KULIKOWSKA, D. **Nitrogen removal from landfill leachate via the nitrite route**. *Braz. J. Chem. Eng.*, 29, no.2, p.211-219, 2012.

LEME, S. M.; JOIA, P. R. **Caracterização física dos resíduos sólidos urbanos domiciliares em Aquidauana - MS**. Geografia - v. 15, n. 1, jan./jun. 2006 – Universidade Estadual de Londrina, Departamento de Geociências. Disponível em:

<file:///C:/Users/Ronan/Downloads/6643-24334-1-PB.pdf>

LESTEUR, M. **Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review**. *Process Biochemistry* 45 (2010) 431–440.

LETTINGA ASSOCIATES FOUNDATION. **Development of decentralized anaerobic digestion systems for application in the UK**. Phase 1 – Final report. 2009. Disponível em:

[http://www.communitycompost.org/CCN_documents/Small scale AD for CCN Phase1 report.pdf](http://www.communitycompost.org/CCN_documents/Small_scale_AD_for_CCN_Phase1_report.pdf)

LI, H. *et al.* **Leachate treatment using a demonstration aged refuse biofilter**. *Journal of Environmental Sciences* 2010, 22(7) 1116–1122.

LUND, H. F. **McGraw-Hill Recycling Handbook**. McGraw-Hill, 2nd Ed, 2000.

MAPA - MINISTÉRIO DE ESTADO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Instrução Normativa nº 17, de 18 de junho de 2014**. Anexo VI.

MARQUES JÚNIOR, W.; PASQUALETTO, A. **Caracterização física dos resíduos sólidos domésticos da cidade de bela vista – GO**. Goiânia, 2005/1. Disponível em:

<http://www.ucg.br/ucg/prope/cpgss/ArquivosUpload/36/file/Continua/CARACTERIZA%C3%87%C3%83O%20F%C3%8DSICA%20DOS%20RES%3%8DDUOS%20S%C3%93LIDOS%20DOM%3%89STICOS%20DA%20C%E2%80%A6.pdf>

MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S.; LLABRÉS, P. **Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives**. Review paper. *Bioresource Technology* 74 (2000) 3-16.

METCALF & EDDY/ AECOM. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. McGraw-Hill Education, bookman, 5^a Ed, 2016

MILLOT, N.; COURANT, P. **Treatability characteristics of landfill leachate**. In Christensen, T. H.; Cossu, R.; Stegmann, R., *Landfilling of waste: Leachate*. Chapman & Hall Ltd, reprinted, (1997).

MINISTRY OF THE ENVIRONMENT GOVERNMENT OF JAPAN. **Waste & Recycling**. 2015 Disponível em: <https://www.env.go.jp/en/recycle/index.html>

NAIK, N.; TKACHENKO, E.; WUNG, R. **The Anaerobic Digestion of Organic Municipal Solid Waste in California**. Berkeley: University of California, 2013.

Disponível em: <https://bcgc.berkeley.edu/sites/default/files/Anaerobic-Digestion-report.pdf>

NAYONO, S.E. **Anaerobic digestion of organic solid waste for energy production**. Karlsruher Institut für Technologie. Karlsruhe: 2010.

Neubauer, A. European and German Waste Policy. Ecologic Institute. Ecologic Institute, Pfalzburger Str. 43-44, D-10717 Berlin, 2013.

Disponível em: http://www.ecologic.eu/sites/files/presentation/2013/AXN_Abfall_EN.pdf

NIELFA, A.; CANO, R. e FDZ-POLANCO, M. **Theoretical methane production generated by the co-digestion of organic fraction municipal solid waste and biological sludge.** Biotechnology Reports, Vol 5, pages 14-21, 2015.

OECD - ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (2013). **Environment at a Glance 2013: OECD Indicators**, OECD Publishing. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1787/9789264185715-en>

OLIVEIRA, S. A.; LEITE, V. D.; PRASAD, S.; RIBEIRO, M. D. **Caracterização física e química dos resíduos sólidos domiciliares da cidade de Campina Grande/PB.** 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. Disponível em:

<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/III-101.pdf>

OLIVEIRA, S. **Gestão dos resíduos sólidos urbanos na microrregião homogênea Serra de Botucatu - Caracterização física dos resíduos sólidos domésticos na cidade de Botucatu/SP.** 127 pp.. Dissertação (mestrado) -- Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 1997. Disponível em:

http://base.repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/90707/oliveira_s_me_botfca.pdf?sequence=1

PICANÇO, A. P. **Influência da recirculação de percolado em sistemas de batelada de uma fase e híbrido na digestão da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos.** Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

PICANÇO, F.; TELLO, J. C. R.; L COELHO, L. M. **Caracterização física dos resíduos sólidos urbanos produzidos na cidade de Parintins – AM.** Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais (ISSN 2179-6858), v. 5, n. 2 . 2014. Disponível em:

<http://sustenere.co/journals/index.php/rica/article/view/Sustenere2179-6858.2014.002.0010>

PINHEIRO, A.; POLZ, J. A. Considerações sobre os resíduos sólidos do município de Blumenau (SC). VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/sibesa6/cli.pdf> .

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. **Gestão dos resíduos sólidos na cidade de São Paulo.** Secretaria Municipal de Serviços Departamento de Limpeza Urbana. São Paulo: 2007. Disponível em:

http://www.cetesb.sp.gov.br/noticentro/2007/10/pref_saopaulo.pdf

PREFEITURA DO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO - LIMPURB. **Caracterização gravimétrica e físico – química dos resíduos sólidos domiciliares do município de São Paulo.** São Paulo, 2003. Disponível em:

<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd48/RelatorioGeral2003.pdf>

PROBIOGÁS - PROJETO BRASIL ALEMANHA DE FOMENTO AO APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DO BIOGÁS. **Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização**. Agência Alemã de Cooperação Internacional GIZ e a Secretária Nacional de Saneamento Ambiental do Ministério das Cidades. Publicado pela Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), com o apoio do Ministério da Nutrição, Agricultura e Defesa do Consumidor da Alemanha. 5ª ed., Gülzow, 2010. FNR 2013. Disponível em:

[http://www.resol.com.br/cartilhas/giz - guia pratico do biogas final.pdf](http://www.resol.com.br/cartilhas/giz_-_guia_pratico_do_biogas_final.pdf)

QASIM, S.; CHIANG, W. **Sanitary landfill leachate: Generation, control and treatment**. Technomic Publishing Company, Inc.. Lancaster, Pensylvania, USA, 1994.

RAJESHWARI KV, PANTH DC, LATA K, KISHORE VVN. **Novel process using enhanced acidification and a UASB reactor for biomethanation of vegetable market waste**. Waste Manage Res 2001;1:292–300.

REZENDE, J.H. *et al.* **Composição gravimétrica e peso específico dos resíduos sólidos urbanos em Jaú (SP)**. Eng Sanit Ambient | v.18 n.1 | jan/mar 2013 | 1-8. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/esa/v18n1/a01v18n1.pdf>

RIMAITYTĖ, I. *et al.* **Energy and Environmental Indicators of Municipal Solid Waste Incineration: toward Selection of an Optimal Waste Management System**. Polish J. of Environ. Stud. Vol. 19, No. 5 (2010), 989-998.

ROCHA, D. C.; OLIVEIRA, D. F. G.; SILVA, P. L. **Caracterização de resíduos sólidos urbanos de Piracicaba para avaliação do potencial energético**. Faculdade de Tecnologia de Piracicaba, Trabalho de conclusão de curso, 2011. Disponível em:

https://www.academia.edu/4439651/CARACTERIZA%C3%87%C3%83O_DE_RES%C3%84DUOS_S%C3%93LIDOS_URBANOS_DE_PIRACICABA_PARA_AVALIA%C3%87%C3%83O_DO_POTENCIAL_ENERG%C3%89TICO .

SANTOS, F.A.; QUEIRÓZ, J.H.; COLODETTE, J.L.; FERNANDES, S.A.; GUIMARÃES, V.M. e REZENDE, S.T. **Potencial da palha de cana-de-açúcar para produção de etanol**. Química Nova, Vol. 35, No. 5, 1004-1010, 2012.

SNIS. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos 2014** (fev, 2016).

Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2014>
Acesso em: fev. 2016.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviados de aterros sanitários brasileiros – Estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (*stripping*)**. São Carlos-SP, 2009. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SPEECE, R. E. **Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters**. Nashville–Tennessee, 1996. Archae press.

TABALIPA, N. L.; FIORI, A.P. **Caracterização e classificação dos resíduos sólidos urbanos do município de Pato Branco, PR**. Revista Brasileira de Ciências Ambientais – número 4, agosto de 2006. Disponível em:

http://www.rbciamb.com.br/images/online/04_artigo_3_artigos89.pdf

TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. **Integrated solid waste management: Engineering principles and management issues**. E.U.A., McGraw-Hill, 978 pp. 1993.

TIMUR, H.; ÖZTURK, I. **Anaerobic treatment of leachate using sequencing batch reactor and hybrid bed filter**. Water science and Technology, vol. 36, No. 6-7, pp 501-508, 1997.

TIMUR, H et al. Anaerobic treatability of leachate: a comparative evaluation for three different reactor systems. Water science and Technology, vol. 42, No. 1-2, (2000) pp 287-292.

TONINI, D.; ASTRUP, T. **Life-cycle assessment of a waste refinery process for enzymatic treatment of municipal solid waste**. Waste Management 32 (2012) 165–176.

UNEP. **Waste - Investing in energy and resource efficiency. Green Economy. Germany**, 2011. Acessado em 07 jan. 2015. Disponível em:

http://www.unep.org/greeneconomy/Portals/88/documents/ger/GER_8_Waste.pdf

VAN DER STAR, W.R.L. et al. **Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: Experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam**. Wat. Res. 41, 4149– 4163, 2007.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento do Sistema de Lodo Ativado**. Campina Grande, epgraf, 1999. 488p. il 118.

VANDEVIVERE, P.; DE BAERE, L.; VERSTRAETE, W. **Types of anaerobic digesters for solid wastes**. In Biomethanization of Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes – OFMSW. Published by IWA Publishing, Alliance House, 12 Caxton Street, London SW1H 0QS, UK, 2003. Edited by J. Mata-Alvarez. Disponível em:

https://www.adelaide.edu.au/biogas/anaerobic_digestion/pvdv.pdf

VERMA S. **Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes**. Columbia University – Department of Earth & Environmental Engineering. 50 p. Dissertação (Mestrado). 2002.

VILELA, F. R. **Biometanização: estudo da influência do lodo e da serragem no tratamento anaeróbio da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU)**. 2015. 207 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

XIE, B. *et al.* **Performance and bacterial compositions of aged refuse reactors treating mature landfill leachate**. Bioresource Technology 103 (2012) 71–77.

WAN, S. *et al.* **Anaerobic digestion of municipal solid waste composed of food waste, wastepaper, and plastic in a single-stage system: Performance and microbial community structure characterization**. Bioresource Technology 146 (2013) 619–627.

WANG, K. *et al.* **Advanced nitrogen removal from landfill leachate without addition of external carbon using a novel system coupling ASBR and modified SBR.** *Bioresource Technology* 134, 212–218, 2013.

WILLIAMS, P. T. **Waste Treatment and Disposal.** John Wiley & Sons Ltd. 2nd ed. Great Britain, 2005. 380p.

WM - WASTE MANAGEMENT. **The Bioreactor Landfill.** Cincinnati: Waste Management (WM) Bioreactor Program. Cincinnati, OH 45211: 2004. Disponível em:

http://www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/WM%202004%20The%20Bioreactor%20Landfill.pdf

ZAHER, U. *et al.* **Producing Energy and Fertilizer From Organic Municipal Solid Waste.** Department of Biological Systems Engineering Washington State University. Project Deliverable # 1. June 26, 2007. Disponível em:

<https://fortress.wa.gov/ecy/publications/publications/0707024.pdf>

ZHAO, J.; ZHENG, Y.; YEBO LI. **Fungal pretreatment of yard trimmings for enhancement of methane yield from solid-state anaerobic digestion.** *Bioresource Technology* 156 (2014) 176–181.

ZHANG, R. *et al.* **Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion.** *Bioresource Technology* 98 (2007) 929–935.

ZHANG, L.; JAHNG, D. **Long-term anaerobic digestion of food waste stabilized by trace elements.** *Waste Management* 32 (2012) 1509–1515.

ZHU, R. *et al.* **Biological nitrogen removal from landfill leachate using anaerobic–aerobic process: Denitrification via organics in raw leachate and intracellular storage polymers of microorganisms.** *Bioresource Technology*, 128, 401–408, 2013.

APÊNDICE A – RESULTADOS ADICIONAIS

Série de Sólidos

Figura 57 – Variações das concentrações de Sólidos Totais nas diferentes fases do experimento.

Figura 58 – Variações das concentrações de Sólidos Totais Voláteis nas diferentes fases do experimento fases.

(a)) Na Fase de Adaptação

(b) Na Fase 1 a 12 ciclos por dia e 32°C

(c) Na Fase 2 a 24 ciclos por dia e 32°C

(d) Na Fase 3 a 24 ciclos por dia e 25°C

(e) Comparação entre as médias das Fases 1, 2 e 3

(f) Inicial e final nas quatro fases

Figura 59 – Variações das concentrações de Sólidos Totais Fixos nas diferentes fases do experimento.

(a) Na Fase de Adaptação

(b) Na Fase 1 a 12 ciclos por dia e 32°C

(c) Na Fase 2 a 24 ciclos por dia e 32°C

(d) Na Fase 3 a 24 ciclos por dia e 25°C

(e) Comparação entre as médias das Fases 1, 2 e 3

(f) Inicial e final nas quatro fases

Figura 60 – Variações das concentrações de Sólidos em Suspensão Fixos nas diferentes fases do experimento.

(a) Na Fase de Adaptação

(b) Na Fase 1 a 12 ciclos por dia e 32°C

(c) Na Fase 2 a 24 ciclos por dia e 32°C

(d) Na Fase 3 a 24 ciclos por dia e 25°C

(e) Comparação entre as médias das Fases 1, 2 e 3

(f) Inicial e final nas quatro fases

Figura 61 – Variações das concentrações de Sólidos Suspensos Totais nas diferentes fases do experimento.

(a) Na Fase de Adaptação

(b) Na Fase 1 a 12 ciclos por dia e 32°C

(c) Na Fase 2 a 24 ciclos por dia e 32°C

(d) Na Fase 3 a 24 ciclos por dia e 25°C

(e) Comparação entre as médias das Fases 1, 2 e 3

(f) Inicial e final nas quatro fases

Figura 62 – Variações das concentrações de Sólidos Dissolvidos Totais nas diferentes fases do experimento.

(a) Na Fase de Adaptação

(b) Na Fase 1 a 12 ciclos por dia e 32°C

(c) Na Fase 2 a 24 ciclos por dia e 32°C

(d) Na Fase 3 a 24 ciclos por dia e 25°C

(e) Comparação entre as médias das Fases 1, 2 e 3

(f) Inicial e final nas quatro fases

Metais

Figura 63 – Variações das concentrações de metais nas bateladas 04, 06 e 08: (a) Cromo; (b) Cobre; (c) Chumbo e (d) Níquel.

Figura 64 – Variações das concentrações de metais nas bateladas 04, 06 e 08: (a) Zinco; (b) Selênio; (c) Sódio e (d) Potássio.

(a)

(b)

(c)

(d)

Figura 65 – Variações das concentrações de Sódio nas diferentes fases do experimento.

Figura 66 – Variações das concentrações de Potássio nas diferentes fases do experimento.

Figura 67 – Variações das concentrações de Cálcio nas diferentes fases do experimento.

(a) Na Fase de Adaptação

(b) Na Fase 1 a 12 ciclos por dia e 32°C

(c) Na Fase 2 a 24 ciclos por dia e 32°C

(d) Na Fase 3 a 24 ciclos por dia e 25°C

(e) Comparação entre as médias das Fases 1, 2 e 3

(f) Inicial e final nas quatro fases

Figura 68 – Variações das concentrações de Magnésio nas diferentes fases do experimento.

(a) Na Fase de Adaptação

(b) Na Fase 1 a 12 ciclos por dia e 32°C

(c) Na Fase 2 a 24 ciclos por dia e 32°C

(d) Na Fase 3 a 24 ciclos por dia e 25°C

(e) Comparação entre as médias das Fases 1, 2 e 3

(f) Inicial e final nas quatro fases