GABRIEL D'ARRIGO DE BRITO SOUTO

**EFEITO DA VARIAÇÃO GRADUAL DA TAXA DE
RECIRCULAÇÃO DO LIXIVIADO EM REATORES ANAERÓBIOS
HÍBRIDOS NA DIGESTÃO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil – Área: Hidráulica e Saneamento.

ORIENTADOR: Prof. Tit. Jurandyr Povinelli

SÃO CARLOS

2005

Dedico este trabalho a meus pais, Sérgio Luiz Lena Souto e Josmari D'Arrigo de Brito Souto, que dedicaram sua vida a proporcionar aos filhos todo o necessário para a realização de seus sonhos. Se não fosse por eles, jamais teria conseguido chegar até aqui.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Tit. Jurandyr Povinelli, por me acolher como seu orientando e proporcionar todo o necessário para a realização da minha pesquisa de mestrado, estando sempre pronto a resolver qualquer dificuldade;

Ao Professor Francisco Ricardo Andrade Bidone, por ter me sugerido ingressar neste programa de pós-graduação e por ter me recomendado ao Prof. Jurandyr;

À CAPES e ao CNPq, pelas bolsas de estudo;

À FAPESP, pelos recursos financeiros para a pesquisa;

Aos Professores Eugênio Foresti e Marcelo Zaiat, por toda a ajuda prestada, para os mais diversos fins e circunstâncias;

À Professora Maria do Carmo Calijuri, por possibilitar o acesso ao microscópio e, na qualidade de Coordenadora do programa de pós-graduação em Hidráulica e Saneamento, ter-se mostrado disponível para resolver diversas dúvidas e pendências;

À Professora Maria Bernadete Varesche, por permitir o uso das instalações do LPB durante o período de greve;

À Professora Elizabeth Moraes (Beth) pela inabalável paciência, apoio e ajuda em todas as análises efetuadas no LPB, principalmente durante o período de greve;

Aos técnicos Paulo Fragiácomo, Júlio César Trofino e Maria Aparecida Peres Viudes (Cidinha) pelo apoio e ajuda permanentes em todas as análises efetuadas no Laboratório de Saneamento;

Aos meus amigos de verdade, Glaucé Guimarães Pereira, Pedro Henrique Carneiro e Alexandre Colzi Lopes, pelo companheirismo e apoio em todos os momentos;

Aos colegas Aurélio Pessôa Picanço, Monique Toledo Salgado e Jucélia Cabral Mendonça, por terem me acolhido tão bem quando então recém-chegado à linha de pesquisa em digestão anaeróbia de resíduos sólidos, fornecendo-me todas as informações necessárias para pôr em andamento meus estudos e meu trabalho de pesquisa;

À Rose, Sá e Pavi, pela disposição e ajuda sempre prestada;

À Cláudia, nutricionista do restaurante universitário do Campus de São Carlos, por fornecer o material necessário à preparação da FORSUDp e colocar-se sempre à disposição para ajudar;

A meus pais, mais uma vez...

RESUMO

SOUTO, G.D.B. (2005). *Efeito da variação gradual da taxa de recirculação do lixiviado em reatores anaeróbios híbridos na digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos*. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

O presente estudo teve por finalidade testar a hipótese de que o uso de uma taxa de recirculação variável do lixiviado de um reator tratando a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos domésticos, em um sistema em batelada híbrido, seria capaz de acelerar a degradação deste substrato em comparação com um sistema idêntico, porém que operasse com taxa de recirculação constante. Dois conjuntos de reatores foram operados, um com taxa de recirculação constante (sistema controle) e o outro com taxa de recirculação variável (sistema experimental). Os reatores foram mantidos em sala climatizada, com temperatura mantida em $35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$. Cada conjunto era composto de um reator de sólidos, preenchido com o resíduo a ser digerido misturado a lixiviado de aterro sanitário, e um filtro anaeróbio, destinado a tratar o lixiviado que saía do primeiro. O substrato utilizado foi a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos domésticos padronizada (FORSUDp). Diversas variáveis foram medidas para o acompanhamento do processo: DQO de amostras filtradas e não filtradas, alcalinidade total, alcalinidade a ácidos voláteis, série de sólidos, nitrogênio total Kjeldahl e amoniacal, fósforo total, ácidos voláteis e composição do biogás por cromatografia gasosa. Também se acompanhou o desenvolvimento da microbiota anaeróbia por microscopia óptica de contraste de fase e fluorescência. A microscopia eletrônica de varredura indicou desenvolvimento de biofilme no meio suporte dos filtros anaeróbios. Concluiu-se que a taxa de recirculação variável consegue acelerar o processo, além de alterar de forma significativa o comportamento dos reatores e a forma de interação entre os mesmos.

Palavras-chave: resíduos sólidos, digestão anaeróbia, reator híbrido em batelada, recirculação de lixiviado, tratamento biológico.

ABSTRACT

SOUTO, G.D.B. (2005). *Effect of the gradual variation of the leachate recirculation rate in hybrid anaerobic reactors treating the organic fraction of municipal solid wastes*. M.Sc. Dissertation. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

The objective of this study was to test the following hypothesis: varying the leachate recirculation rate in a hybrid batch reactor would make it possible to shorten the time required for the digestion of MSW, in comparison to a similar system operating with constant recirculation rate. Two sets of reactors were operated, one with Constant recirculation rate (control system) and the other with varying rate (experimental system). The reactors were kept in a room which internal temperature was controlled. The temperature was kept at $35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$. Each set of reactors was composed of a solids reactor, filled with solid wastes and inoculated with landfill leachate, and an anaerobic filter, that should treat the leachate from the first one. The substrate used was the standardized organic fraction of the municipal solid wastes (FORSUDp). Several parameters were measured for process monitoring: COD (in filtered and not filtered samples), total alkalinity, volatile acids alkalinity, solids, Kjeldahl nitrogen, ammonium nitrogen, total phosphorus, volatile acids by gas chromatography and biogas composition. The development of the anaerobic microorganisms was observed with phase-contrast and fluorescence microscopy. Scanning electron microscopy of the packed bed media showed biofilm development. It was concluded that the varying leachate recirculation rate proved to be able to enhance the degradation process. Besides, this operational strategy entirely changed the behaviour and interaction of the reactors.

Keywords: solid wastes, anaerobic digestion, hybrid batch reactor, leachate recirculation, biological treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Destino final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil segundo as várias formas de disposição	8
Figura 2 – Recipiente onde a FORSUDp foi armazenada	29
Figura 3 – Detalhe da FORSUDp	29
Figura 4 – Meio suporte já cortado	30
Figura 5 – Esquema do meio suporte, com suas dimensões em mm	30
Figura 6 – Esquema de um sistema de dois reatores	32
Figura 7 – Reatores de sólidos	33
Figura 8 – Frasco de Mariotte usado para medir o volume de biogás produzido	35
Figura 9 – Vista lateral do filtro anaeróbio	36
Figura 10 – Vista frontal do filtro anaeróbio	36
Figura 11 – Filtro preenchido com meio suporte	37
Figura 12 – Detalhe do meio suporte no interior do reator	37
Figura 13 – Dispositivo de entrada do filtro anaeróbio	37
Figura 14 – Dispositivos de saída e coleta de lixiviado no filtro anaeróbio	38
Figura 15 – Sistema de retorno do lixiviado aos reatores de sólidos	40
Figura 16 – Croqui da sala climatizada (dimensões em metros)	43
Figura 17 – Pesagem da FORSUDp a ser introduzida no reator	44
Figura 18 – FORSUDp no reator de sólidos	44
Figura 19 – Medindo o volume de lixiviado	45
Figura 20 – Colocando o lixiviado no reator	45
Figura 21 – Misturando o resíduo e o lixiviado	45
Figura 22 – Meio de reação antes da agitação	45
Figura 23 – Meio de reação após a agitação	45
Figura 24 – Dispositivo para introdução do lixiviado	46
Figura 25 – Detalhe do limite superior do dispositivo	46
Figura 26 – Variação da DQO de amostras não filtradas ao longo do tempo nos reatores de sólidos	53
Figura 27 – Variação da DQO de amostras não filtradas ao longo do tempo nos filtros anaeróbios	53

Figura 28 – Variação da DQO de amostras filtradas ao longo do tempo nos reatores de sólidos	54
Figura 29 – Variação da DQO de amostras filtradas ao longo do tempo nos filtros anaeróbios	54
Figura 30 – Variação do pH ao longo do tempo no sistema controle	56
Figura 31 – Variação do pH ao longo do tempo no sistema experimental	56
Figura 32 – Variação da alcalinidade total com o tempo nos reatores de sólidos	58
Figura 33 – Variação da alcalinidade total com o tempo nos filtros anaeróbios	58
Figura 34 – Variação da alcalinidade a ácidos voláteis com o tempo nos reatores de sólidos	59
Figura 35 – Variação da alcalinidade a ácidos voláteis com o tempo nos filtros anaeróbios	59
Figura 36 – Variação das concentrações de NTK e N-NH_3 ao longo do tempo nos reatores de sólidos	61
Figura 37 – Variação das concentrações de NTK e N-NH_3 ao longo do tempo nos filtros anaeróbios	61
Figura 38 – Variação da concentração de NTK e N-NH_3 no sistema controle ao longo do tempo	62
Figura 39 – Variação da concentração de NTK e N-NH_3 no sistema experimental ao longo do tempo	62
Figura 40 – Variação da concentração de fósforo total nos reatores de sólidos ao longo do tempo	64
Figura 41 – Variação da concentração de fósforo total nos filtros anaeróbios ao longo do tempo	64
Figura 42 – Relação entre pH e fósforo total	65
Figura 43 – Variação das concentrações de ácido acético nos diversos reatores	66
Figura 44 – Variação da concentração de ácido propiônico ao longo do tempo nos diversos reatores	66
Figura 45 – Variação das concentrações de ácido butírico ao longo do tempo nos diversos reatores	67
Figura 46 – Porcentagem de metano no biogás dos reatores de sólidos	69
Figura 47 – Porcentagem de metano no biogás dos filtros anaeróbios	69
Figura 48 – Variação na concentração de sólidos totais nos reatores	70
Figura 49 – Variação da concentração de sólidos totais voláteis nos reatores	70

Figura 50 – Variação da concentração de sólidos totais fixos nos reatores	71
Figura 51 – Variação da concentração de sólidos suspensos totais nos reatores	71
Figura 52 – Variação da concentração de sólidos suspensos voláteis nos reatores	72
Figura 53 – Variação da concentração de sólidos suspensos fixos nos reatores	72
Figura 54 - Variação da concentração de sólidos dissolvidos totais nos reatores	73
Figura 55 – Variação da concentração de sólidos dissolvidos voláteis nos reatores	73
Figura 56 – Variação da concentração de sólidos dissolvidos fixos nos reatores	74
Figura 57 – Variação temporal da frequência de aparecimento de cocos não fluorescentes no sistema controle	76
Figura 58 – Variação temporal da frequência de aparecimento de cocos não fluorescentes no sistema experimental	76
Figura 59 – Variação temporal da frequência de aparecimento de bacilos não fluorescentes no sistema controle	77
Figura 60 – Variação temporal da frequência de aparecimento de bacilos não fluorescentes no sistema experimental	77
Figura 61 – Variação temporal da frequência de aparecimento de cocos fluorescentes no sistema controle	79
Figura 62 – Variação temporal da frequência de aparecimento de cocos fluorescentes no sistema experimental	79
Figura 63 – Variação temporal da frequência de aparecimento de bacilos e cocobacilos fluorescentes no sistema controle	80
Figura 64 – Variação temporal da frequência de aparecimento de bacilos e cocobacilos fluorescentes no sistema experimental	80
Figura 65 – Variação temporal da frequência de aparecimento de morfologias semelhantes a <i>Methanosarcina</i> no sistema controle	81
Figura 66 – Variação temporal da frequência de aparecimento de morfologias semelhantes a <i>Methanosarcina</i> no sistema experimental	81
Figura 67 – Morfologias semelhantes a <i>Methanosarcina</i> (contraste de fase)	82
Figura 68 – Morfologias semelhantes a <i>Methanosarcina</i> (fluorescência)	82
Figura 69 – Cocos fluorescentes, bacilos e cocobacilos não fluorescentes (contraste de fase)	82
Figura 70 – Cocos fluorescentes, bacilos e cocobacilos não fluorescentes (fluorescência)	82

Figura 71 – Fragmento de meio suporte com biofilme aderido	83
Figura 72 – Biofilme aderido ao meio suporte	83
Figura 73 – Início da aderência de microrganismos. Notar as fibras do meio suporte	84
Figura 74 – Biofilme desenvolvido	84
Figura 75 – Biofilme e áreas livres	84
Figura 76 – Material destruído por erro na preparação	84

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	3
2. OBJETIVOS	5
2.1. OBJETIVO PRINCIPAL	5
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	5
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
3.1. CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DOMÉSTICOS	6
3.2. GERAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DOMÉSTICOS	6
3.3. TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO E DESTINAÇÃO FINAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DOMÉSTICOS	7
3.4. COMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DOMÉSTICOS	11
3.5. NECESSIDADE DE UMA FRAÇÃO ORGÂNICA PADRONIZADA	14
3.6. FUNDAMENTOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA	19
3.7. INOCULAÇÃO	21
3.8. EFEITO DA TEMPERATURA	22
3.9. DIGESTÃO EM SISTEMAS ANAERÓBIOS DE DUAS FASES	23
3.10. MEIO SUPORTE PARA OS FILTROS ANAERÓBIOS	25
3.11. SISTEMAS DESCRITOS NA LITERATURA	25
4. MATERIAL E MÉTODOS	27
4.1. DESCRIÇÃO GERAL DO EXPERIMENTO	27
4.2. FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DOMÉSTICOS PADRONIZADA	27
4.3. INÓCULO	29
4.4. MEIO SUPORTE	30
4.5. REATORES	31
4.6. OPERAÇÃO DOS SISTEMAS DE REATORES	41
4.7. CÂMARA CLIMATIZADA	42
4.8. CARREGAMENTO DOS REATORES	43
4.9. COLETA DE AMOSTRAS DE LIXIVIADO	47
4.10. ANÁLISES E EXAMES	47
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
5.1. CARACTERÍSTICAS DA FORSUDp E MEIOS DE REAÇÃO	52
5.2. DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)	52
5.3. pH	56
5.4. ALCALINIDADE TOTAL	57
5.5. ALCALINIDADE A ÁCIDOS VOLÁTEIS	59
5.6. NITROGÊNIO	60
5.7. FÓSFORO TOTAL	63
5.8. ÁCIDOS VOLÁTEIS	65
5.9. PORCENTAGEM DE METANO NO BIOGÁS	68
5.10. SÉRIE DE SÓLIDOS	70
5.11. MICROSCOPIA ÓPTICA	75
5.12. MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA	83

<u>6.</u>	<u>CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES</u>	<u>85</u>
6.1.	CONCLUSÕES	85
6.2.	PROPOSTAS PARA FUTURAS PESQUISAS	85
6.3.	SUGESTÕES E RECOMENDAÇÕES	86
<u>7.</u>	<u>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</u>	<u>88</u>

1. INTRODUÇÃO

Muitas são as técnicas que foram sendo propostas ao longo do tempo para o processamento e disposição adequados dos resíduos sólidos urbanos domésticos (RSUD). Entre elas, pode-se citar: coleta seletiva e reciclagem, incineração, pirólise, hidrólise térmica, compostagem, vermicompostagem, encapsulamento, secagem/desidratação, digestão anaeróbia, alimentação de animais (após cocção) e disposição em aterro sanitário. A maioria delas, porém, apresenta restrições que inviabilizam seu uso na realidade brasileira. Hoje, no Brasil, a solução usual é encaminhar os RSUD para aterros sanitários.

Porém, embora os aterros sanitários tenham se configurado como a solução mais viável economicamente, nota-se o surgimento de um problema que certamente virá a exigir o uso de outras tecnologias em conjunto com o aterramento: a elevada geração de resíduos nos grandes centros urbanos. Em 2000, o Brasil gerou 228 413 toneladas de resíduos sólidos por dia (IBGE, 2000). Mais da metade desse total (141 617 toneladas) foi gerado na região Sudeste e 105 582 toneladas (46% do total) só no estado de São Paulo. 142 893 toneladas por dia (63% do total) foram geradas nas regiões metropolitanas do Sul, Sudeste e Nordeste, além das de Brasília, Goiânia, Belém e Manaus.

Esta elevada concentração da geração de resíduos agrava o problema do gerenciamento e tratamento dos mesmos. A expansão das cidades, aliada a normas ambientais cada vez mais restritivas, torna cada vez mais raras as áreas adequadas para aterros nas vizinhanças das urbes. Os aterros atualmente em funcionamento devem encerrar suas atividades em poucos anos. A consequência disto é que os resíduos terão que ser transportados para aterros muito distantes. Esta situação já acontece com os resíduos de Porto Alegre (RS), boa parte dos quais são levados para um aterro localizado a 80 km da capital (CREA-RS, 2005). Isso eleva os custos de transporte e, assim, começa a tornar interessantes alternativas de tratamento que até então não eram consideradas.

Uma destas alternativas é justamente a digestão anaeróbia, que já vem sendo praticada em larga escala em países europeus. Ela permite a redução do volume dos resíduos e sua estabilização, além de promover excelentes condições para o aproveitamento do biogás. Segundo Mata-Alvarez (2000), a digestão anaeróbia de resíduos sólidos já é uma tecnologia madura.

Porém, mesmo sendo uma tecnologia madura para a comunidade européia, ela ainda é merecedora de estudos pela comunidade científica brasileira. Os sistemas de digestão anaeróbia de RSUD são patenteados e, usualmente, estrangeiros. Além do custo envolvido na compra, tais sistemas podem se mostrar ineficazes, pois a realidade brasileira é completamente diversa daquela onde foram desenvolvidos. É necessário desenvolver reatores eficientes e de baixo custo, adaptados às condições brasileiras, para que possamos resolver nossos próprios problemas sem depender da compra de tecnologia do exterior. Além disso, vários aspectos do processo ainda não foram elucidados pela comunidade científica internacional.

No âmbito do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos da USP, as pesquisas envolvendo a aceleração da digestão anaeróbia com uso de recirculação de lixiviado iniciaram com os trabalhos de Lima (1988) e Teixeira (1993). Os testes com sistemas de duas fases tiveram início com a tese de Picanço (2004), em que o reator híbrido iniciou a degradação da fração orgânica, praticamente, duas vezes mais rápido que o sistema de uma fase usado como comparação.

O reator usado por Picanço (2004) operava a uma taxa de recirculação constante de 20% do total de lixiviado utilizado como inóculo. Há artigos, porém, como o de Vavilin *et al.* (2002), em que se propõe que as melhores condições para a degradação de resíduos sólidos seriam obtidas fazendo-se variar a taxa de recirculação do lixiviado, iniciando com taxas baixas e aumentando-as progressivamente com o passar do tempo.

O presente trabalho, então, foi desenvolvido com o objetivo de testar as seguintes hipóteses:

Hipótese nula: a variação da taxa de recirculação do lixiviado **não tem influência** na velocidade de degradação da fração orgânica dos resíduos sólidos domésticos;

Hipótese alternativa: a variação da taxa de recirculação do lixiviado **tem influência** na velocidade de degradação da fração orgânica dos resíduos sólidos domésticos.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo principal

Testar as hipóteses citadas, fornecendo indicação da validade ou não de se aprofundar os estudos na otimização da degradação anaeróbia por meio do aumento gradativo da taxa de recirculação do lixiviado.

2.2. Objetivos Específicos

- a) Acompanhar as variações da microbiota dos reatores de sólidos e filtros anaeróbios ao longo do processo de digestão;
- b) Acompanhar as variações dos parâmetros físico-químicos do lixiviado ao longo do processo de digestão;
- c) Procurar parâmetros significativos para o controle operacional do processo;
- d) Procurar possíveis fatores e mecanismos que possam causar prejuízo à operação do sistema.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Características dos resíduos sólidos urbanos domésticos

Os resíduos sólidos urbanos domésticos (RSUD) são extremamente heterogêneos, ao contrário dos resíduos industriais, que, usualmente, têm composição bem conhecida. Eles são misturas de um grande número de materiais diferentes, entre os quais predomina a matéria orgânica putrescível. Essas misturas são extremamente variáveis, tanto do ponto de vista da participação de cada componente na composição quanto da quantidade produzida. Essas variações se devem aos seguintes fatores: local, época do ano, clima, hábitos da população, mudanças tecnológicas, etc...

Os diversos componentes dos RSUD não possuem os mesmos potenciais de biodegradabilidade – capacidade de degradação biológica de uma substância de acordo com suas características físico-químicas e arranjo de suas cadeias carbônicas. Ainda há dúvidas quanto ao tempo de degradação, microrganismos envolvidos e nutrientes necessários para a efetiva digestão de cada um desses componentes (Mendonça, 2003). Esta autora acredita que a busca de propostas de tratamento para os diferentes componentes dos RSUD pode ser uma interessante alternativa para desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento.

Deve-se ressaltar que os materiais não putrescíveis ou dificilmente putrescíveis podem ser separados ainda na origem e encaminhados a programas de reciclagem específicos (coleta seletiva).

3.2. Geração dos resíduos sólidos urbanos domésticos

Cada habitante produz em média 500 a 700 g de RSUD por dia. Cada tonelada desse resíduo solto (não compactado) ocupa volume entre 3 e 5 m³ (Schalch & Leite, 2000). Esses autores ilustram o efeito dessa geração exemplificando que uma cidade de 900 mil habitantes (do porte de Campinas na época) poderia produzir diariamente cerca 630 toneladas de RSUD, ocupando volume de 3 150 m³, equivalente a uma piscina

olímpica de dimensões 50 x 25 x 2,5 m. Esse cálculo não inclui os resíduos industriais, de serviços de saúde e outros oriundos de fontes específicas.

3.3. Tecnologias de tratamento e destinação final dos resíduos sólidos urbanos domésticos

Muitas são as técnicas que foram sendo propostas ao longo do tempo para o processamento e disposição adequados dos resíduos sólidos urbanos domésticos. Entre elas, pode-se citar: coleta seletiva e reciclagem, incineração, pirólise, hidrólise térmica, compostagem, vermicompostagem, encapsulamento, secagem/desidratação, digestão anaeróbia, alimentação de animais (após cocção) e disposição em aterro sanitário. A maioria delas, porém, apresenta restrições que inviabilizam seu uso na realidade brasileira.

A compostagem tradicional (processo Windrow ou de leiras) requer áreas muito grandes, que usualmente não estão disponíveis. Compostagem mecanizada, incineração, pirólise e digestão anaeróbia ainda apresentam custos excessivamente altos.

A solução usual é encaminhar os RSU para aterros sanitários, onde eles são confinados no menor volume possível e recobertos, evitando seu espalhamento e proliferação de vetores de doenças. Mesmo assim, os aterros ainda ocupam grandes áreas, principalmente quando recebem os resíduos provenientes de grandes centros urbanos. Os aterros também são fontes potenciais de poluição da água e do ar. A água pode ser poluída pelo lixiviado, líquido resultante da mistura entre o chorume (líquido gerado durante a decomposição dos resíduos) e a água de chuva que infiltra na massa de resíduo. Este líquido apresenta elevada carga orgânica (DBO até 150 vezes maior que a de esgotos domésticos, segundo Bidone & Povinelli, 1999) e contém outros materiais poluentes, como metais pesados. Aquíferos subterrâneos podem ser atingidos por plumas de contaminação provenientes de aterros que não receberam adequada impermeabilização da base. Por fim, a atmosfera recebe uma série de gases provenientes do aterro, uma mistura entre o biogás (gerado pelo processo de decomposição dos resíduos, constituído principalmente por metano e gás carbônico) e compostos orgânicos volatilizados.

Apesar disso, o aterro sanitário ainda é a solução ótima no Brasil de hoje. Seu potencial poluidor pode inclusive ser reduzido, utilizando-se o gás para geração de energia (como já vem sendo feito em alguns aterros, como o Bandeirantes, em São Paulo) e tratando o lixiviado antes de lançá-lo no corpo receptor.

Em muitos lugares, os resíduos sólidos urbanos ainda são despejados nos chamados lixões ou vazadouros, onde ficam a descoberto. Isto facilita a proliferação de vetores de doenças, a geração de maus odores e a poluição das águas superficiais e subterrâneas pelo lixiviado, sem falar no próprio espalhamento do lixo pela água da chuva (Bidone & Povinelli, 1999). Felizmente, é uma prática que tem diminuído nos últimos anos. Os lixões têm sido substituídos pelos aterros controlados, nos quais concentra-se o resíduo na menor área possível e se faz a cobertura dos mesmos com argila ou outros materiais. Embora preferíveis aos vazadouros, os aterros controlados são fontes significativas de poluição por não possuírem impermeabilização da base nem sistemas adequados de coleta e tratamento do lixiviado e dos gases (Bidone & Povinelli, 1999).

A Figura 1 apresenta a quantidade de resíduos encaminhada para cada tipo de destinação final no Brasil (IBGE, 2000).

Figura 1 – Destino final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil segundo as várias formas de disposição.

Fonte: IBGE, 2000.

Uma alternativa viável é a digestão anaeróbia, que já vem sendo praticada em larga escala em países europeus. Ela permite a redução do volume dos resíduos e sua estabilização, além de promover excelentes condições para o aproveitamento do biogás.

O metano produzido pode ser usado para gerar energia, energia essa que ultrapassa a necessária para a operação do sistema de tratamento (Mata-Alvarez *et al.*, 2000), o que poderia tornar as estações auto-suficientes em termos energéticos. A digestão anaeróbia também causa menores impactos ambientais, pois libera menos gases-estufa por tonelada de resíduo que qualquer outro sistema, inclusive a compostagem (Mata-Alvarez *et al.*, 2000). Em particular, hoje em dia, com o mercado de créditos de carbono, sistemas como esse em nosso país poderiam ser bastante rentáveis.

No caso dos aterros, apesar de todos os avanços tecnológicos, ainda não há técnicas capazes de efetivamente coletar todo ou quase todo o gás para aproveitamento. Isso diminui a capacidade de geração de energia e permite a contaminação da atmosfera. Some-se a isso o fato de que o aterro não produz biogás puro, mas sim, como já foi dito, mistura de vários gases, que pode causar problemas na operação dos geradores de energia.

Depois de digerido, o resíduo pode ser encaminhado para aterros (num volume bem menor) ou ser utilizado na agricultura. Num aterro, isso fica praticamente inviabilizado porque a matéria orgânica está misturada aos demais resíduos que lá foram depositados. Além disso, mesmo que fosse possível separá-la, não haveria garantias de que ela estaria totalmente estabilizada, de forma que seria necessária mais uma etapa de tratamento.

Os sistemas de digestão anaeróbia podem ser divididos em sistemas de fluxo contínuo e sistemas em batelada. Os sistemas em fluxo contínuo são adotados principalmente em países desenvolvidos. Já os sistemas em batelada, de implantação mais barata, porém requerendo maiores áreas, são considerados potencialmente aplicáveis em países em desenvolvimento (Lissens *et al.*, 2001).

Os reatores podem ser divididos em sistemas “a seco” e “a úmido”, também conhecidos como sistemas com alta e baixa concentração de sólidos, respectivamente. Sistemas com baixa concentração de sólidos são aqueles em que o meio de reação tem 15 % ou menos de sólidos totais no meio de reação, necessitando da adição de água ao resíduo. Sistemas com alta concentração de sólidos operam entre 20 e 40 % de sólidos totais, necessitando adição de água somente em casos excepcionais (Lissens *et al.*, 2001).

Uma terceira forma de classificação divide os reatores em sistemas de uma fase ou de duas fases. Sistemas de uma fase são aqueles em que todas as etapas da digestão anaeróbia ocorrem no mesmo reator. 90% dos reatores europeus têm essa característica. Os principais sistemas comerciais, DRANCO, KOMPOGAS e VALORGA, são sistemas de uma fase a seco. Sistemas de duas fases são aqueles em que se procura otimizar a hidrólise e a acidogênese dos resíduos em um reator, chamado acidogênico, e a acetogênese e a metanogênese em outro, chamado metanogênico. Sistemas de duas fases são ideais para substratos facilmente degradáveis, que poderiam levar sistemas de uma fase à rápida acidificação e conseqüente falha (Lissens *et al.*, 2001).

Sistemas em batelada podem ser projetados para operar tanto a seco quanto a úmido. Lissens *et al.* (2001) os dividem em três tipos: de fase única, de bateladas seqüenciais e híbridos. Nos sistemas de fase única, o lixiviado coletado na base do reator é recirculado para o topo do mesmo. Num sistema em bateladas seqüenciais, um reator onde já ocorreu a estabilização da matéria orgânica é usado para tratar o lixiviado proveniente de um reator recém alimentado. Após passar pelo reator “maduro”, já em fase metanogênica, o lixiviado tem sua carga orgânica reduzida e sua alcalinidade aumentada. Ele retorna, então, ao primeiro reator, tamponando-o e acelerando a degradação.

Um sistema híbrido é aquele que utiliza um reator anaeróbio tratando apenas a fase líquida no lugar do reator de sólidos citado anteriormente. Lissens *et al.* (2001) citam apenas o reator UASB, porém qualquer outro tipo de reator poderia ser aplicável. No Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC-USP, na linha de pesquisa em digestão anaeróbia de resíduos sólidos têm-se utilizado filtros anaeróbios para o tratamento da fase líquida (Picanço, 2004).

Dentre os vários sistemas de digestão anaeróbia, os mais adequados para o tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos são os sistemas de duas fases, conforme demonstram vários estudos compilados por Mata-Alvarez *et al.* (2000).

A faixa de temperatura ideal é a mesofílica, pois, embora os sistemas termofílicos sejam ligeiramente mais eficientes, a energia despendida no aquecimento anula essa vantagem (Mata-Alvarez *et al.*, 2000), além de implicar em equipamentos de maior custo. A digestão em duas fases também se aplica ao tratamento de resíduos já aterrados, em que se considera o aterro como a fase acidogênica e o reator metanogênico que trata o lixiviado como a fase metanogênica. O líquido tratado é recirculado de volta ao aterro. Este sistema tem sido chamado na literatura internacional de “*landfill bioreactor*” (Pohland & Kim, 1999).

3.4. Composição dos resíduos sólidos urbanos domésticos

Tradicionalmente, têm-se caracterizado os resíduos sólidos urbanos com base em frações macroscópicas: matéria orgânica putrescível, papel, papelão, plástico, vidro, trapo, metais e inertes. Pinto (2000) afirma que essa divisão não é adequada para estudos que visem aprofundamento em bioquímica e fisiologia do processo. A autora considera fundamental a caracterização qualitativa e quantitativa da fração orgânica de partida, não só para melhor compreensão das rotas metabólicas, como, também, para se obter reprodutibilidade nos experimentos.

Para que se possa conhecer melhor o processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos, em particular as fases hidrolítica e acidogênica, é preciso conhecer os diversos materiais que são colocados à disposição das bactérias. A fração orgânica dos RSUD é composta essencialmente por proteínas, carboidratos e lipídeos.

3.4.1. Proteínas

As proteínas são as moléculas orgânicas mais abundantes nas células, perfazendo 50% ou mais de seu peso seco. São encontradas em todas as partes do organismo (Lehninger, 2002). Qualquer material de origem animal ou vegetal contém proteínas. Sua quantidade varia desde pouco em frutos como tomates e em carnes gordas até elevada porcentagem em grãos e carnes magras (Metcalf & Eddy, 1991). Uma célula de *Escherichia coli* contém cerca de 5 000 compostos químicos diferentes, dos quais cerca de 3 000 são diferentes proteínas (Allinger *et al.*, 1978).

Elas são formadas pela ligação por condensação de um elevado número de aminoácidos. Suas massas moleculares são muito elevadas, variando de 5 000 a 20 milhões de Daltons, e sua estrutura química é complexa. O número de aminoácidos existentes na natureza, porém, é pequeno (20), sendo a complexidade estrutural das proteínas devida aos diferentes arranjos desses aminoácidos. Todas contêm carbono, hidrogênio, nitrogênio e oxigênio, e quase todas contêm enxofre. Algumas proteínas contêm elementos adicionais, particularmente fósforo, ferro, zinco e cobre (Lehninger, 2002). Metcalf & Eddy (1991) falam numa proporção aproximadamente constante de 16% de nitrogênio em massa nas proteínas.

As proteínas adquirem carga superficial graças à ionização dos grupos carboxila ($-\text{COOH}$) e amina ($-\text{NH}_2$) dos aminoácidos. Essa ionização e, conseqüentemente, a carga resultante, é dependente do pH do meio.

Quanto à sua composição, as proteínas são divididas em simples e conjugadas. Proteínas simples são aquelas que por hidrólise só liberam aminoácidos. Elas contêm geralmente 50% de carbono, 7 % de hidrogênio, 23% de oxigênio, 16% de nitrogênio e 0 a 3% de enxofre. Proteínas conjugadas são aquelas que liberam por hidrólise outros componentes, orgânicos e inorgânicos (Lehninger, 2002).

Quanto à forma, as proteínas são divididas em fibrosas (filamentosas, insolúveis em água) e globulares (esféricas, usualmente solúveis). A quase totalidade das enzimas são proteínas globulares (Lehninger, 2002).

As proteínas são instáveis, podendo ser decompostas de várias maneiras. Sua decomposição pode produzir odores muito desagradáveis (Metcalf & Eddy, 1991).

Na decomposição anaeróbia, as proteínas são hidrolisadas, separando-se seus aminoácidos correspondentes. Os aminoácidos podem ser diretamente utilizados pelos microrganismos na síntese de suas próprias proteínas ou então serem, também, quebrados, formando amônia ou o íon amônio, dependendo do pH do meio. A amônia – ou íon amônio – pode ser incorporada pelos microrganismos e utilizada no seu anabolismo ou então ser descartada no meio de reação.

3.4.2. Carboidratos

Os carboidratos estão amplamente distribuídos na natureza. São exemplos de carboidratos os açúcares, amidos, celulose e fibras vegetais. Eles são formados exclusivamente por carbono, hidrogênio e oxigênio, podendo ser definidos como poliidroxi aldeídos ou poliidroxi cetonas. Alguns são solúveis em água, notadamente os açúcares; outros são insolúveis, como o amido (Allinger *et al.*, 1978).

Os açúcares são facilmente decompostos; as enzimas de certas bactérias os fermentam, produzindo álcool e dióxido de carbono. Os amidos são mais estáveis, porém podem ser convertidos em açúcares pela atividade microbiana ou por ácidos minerais diluídos (Metcalf & Eddy, 1991). A celulose é um dos materiais mais resistentes e mais abundantes na natureza, estando presente em grande quantidade nos vegetais (Allinger *et al.*, 1978). No solo, é rapidamente degradada por fungos, em condições aeróbias, principalmente se o meio apresentar-se ácido (Metcalf & Eddy, 1991).

3.4.3. Lipídeos

Os lipídeos compreendem os óleos e as gorduras, constituindo o terceiro principal componente dos alimentos. Dá-se o nome de óleos aos lipídeos que são líquidos à temperatura ambiente; os sólidos são chamados de gorduras. Estão presentes na manteiga, toucinho, margarina, gorduras e óleos vegetais, carne, cereais, sementes, nozes e algumas frutas (Allinger *et al.*, 1978).

São ésteres de ácidos graxos com glicerol (propanotriol) ou outros álcoois. São formados por carbono, hidrogênio e oxigênio, podendo, em certos casos, conter outros elementos, como fósforo, no caso dos fosfolipídios presentes nas membranas celulares (Lehninger, 2002).

As gorduras estão entre os compostos orgânicos mais estáveis, não sendo facilmente decompostas pelas bactérias. Óleos e gorduras tendem a envolver as superfícies com as quais entram em contato, podendo interferir na ação dos microrganismos (Metcalf & Eddy, 1991).

3.5. Necessidade de uma fração orgânica padronizada

Num experimento em que se busca comparar o desempenho de determinado tratamento com o comportamento de um grupo controle, é preciso que o substrato seja o mesmo em ambos. Uma solução para este problema seria coletar quantidade suficiente do resíduo, homogeneizá-la e distribuí-la por igual entre os reatores. Isto resolveria o problema para um único experimento, uma única batelada. Caso fosse necessário repetir o procedimento, o novo substrato, ainda que igual para todos os reatores, seria necessariamente diferente do primeiro utilizado. Então, ficaria difícil afirmar que eventuais diferenças observadas entre uma batelada e outra seriam devidas a variações inerentes aos processos ou às diferenças nos substratos utilizados. De igual modo, futuros testes de novas combinações de condições não poderiam ser comparados com os anteriores. Portanto, fazer-se experimentos com resíduo “real”, obtido diretamente da coleta domiciliar, não é necessariamente a melhor opção.

Torna-se necessário estabelecer um resíduo padrão, que possa ser preparado em laboratório, com características semelhantes ao real. Tal resíduo padrão, denominado Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos Domésticos Padronizada (FORSUDp) foi elaborado por Pinto (2000) para os resíduos da cidade de São Carlos (SP).

Inicialmente, a autora elaborou um plano de amostragem para a caracterização dos resíduos sólidos da cidade. A partir da divisão sócio-econômica da população obtida pelo IBGE, a autora estabeleceu uma amostra de 30 residências, na proporção de 22:7:1 para as classes baixa, média e alta, respectivamente. Essa divisão não levou em consideração a abrangência dos serviços de coleta de lixo domiciliar, visto que o que interessava era a geração do lixo, não o seu recolhimento.

A seleção das residências foi feita em função da faixa de rendimento familiar, do número de moradores, da frequência de refeições por dia, da frequência da coleta regular de resíduos sólidos e da estimativa da geração diária desses resíduos. Essas informações foram obtidas através de questionário distribuído à população.

A amostragem dos resíduos foi feita num único momento (2 a 7 de Agosto de 1997), já que Gomes (1989) já havia mostrado que os RSU de São Carlos não variavam significativamente em qualidade e quantidade ao longo do ano. A Tabela 1 apresenta os resultados da pesagem preliminar.

Tabela 1 – Caracterização preliminar do RSUD de São Carlos

Dia	Material	Massa (kg)	% em massa
Sábado Domingo	Matéria orgânica putrescível	99	44,60
	Folhas	33	14,86
	Recicláveis	90	40,54
	Total	222	100
Segunda-feira Terça-feira	Matéria orgânica putrescível	76	50,67
	Folhas	18	12,00
	Recicláveis	56	37,33
	Total	150	100
Quarta-feira Quinta-feira	Matéria orgânica putrescível	69	51,49
	Folhas	9	6,72
	Recicláveis	56	41,79
	Total	134	100
Total	Matéria orgânica putrescível	244	48,22
	Folhas	60	11,86
	Recicláveis	202	39,92
	Total	506	100

Fonte: Pinto (2000)

A autora considerou as frações matéria orgânica putrescível (restos de comida) como facilmente degradável e folhas (resíduos de jardim) como moderadamente degradável. Essas duas frações corresponderam a 60 % da massa total de resíduos, sendo cerca de 80% deste grupo formado pela matéria orgânica putrescível.

Note-se que houve maior produção de resíduos no fim de semana, o que é atribuído pela autora como função de reuniões familiares.

Para estabelecer o resíduo padrão foram utilizadas apenas as frações correspondentes à matéria orgânica facilmente putrescível e à moderadamente degradável, uma vez que se supôs que as frações não biodegradável e dificilmente degradável seriam objeto de coleta seletiva e encaminhadas para reciclagem.

A autora também considerou que estas frações têm pouca importância no processo de degradação biológica, o que seria outro argumento em favor da sua retirada da FORSUDp. Porém, isto não é verdade, pois elas podem tanto prejudicar a digestão anaeróbia por conter substâncias tóxicas para os microrganismos ou por dificultar fisicamente o acesso dos mesmos aos substratos preferenciais, quanto ajudar no processo, evitando compactação excessiva da matéria orgânica putrescível, o que também dificultaria o ataque microbiano.

A Tabela 2 apresenta a composição da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos domésticos (FORSUD) conforme obtida por Pinto (2000). A umidade desse resíduo era de 68% (base úmida).

Esta tabela foi modificada do original de Pinto (2000), ordenando-se as categorias e componentes de forma decrescente em relação à sua porcentagem no resíduo.

A autora afirma que foi possível fazer-se a separação com esse nível de detalhe porque os componentes do resíduo encontravam-se em boas condições de identificação, visto que o espaço de tempo transcorrido entre a produção, coleta e caracterização foi no máximo de 3 dias. Componentes cuja separação foi impossível, como arroz misturado com feijão e macarrão, foram pesados em conjunto e suas porcentagens nesse grupo estimadas visualmente.

A grande proporção de restos de laranja e folhas, segundo a autora, se devem ao grande consumo dessa fruta na região e à arborização de vias públicas e residências. Ela, porém, considerou que a proporção de folhas foi muito maior que o normal (sem explicar as razões) e por isso, na elaboração da FORSUDp, ela utilizou apenas metade da porcentagem encontrada nas amostras.

A Tabela 3 apresenta a FORSUDp proposta e utilizada por Pinto (2000). Essa tabela foi elaborada utilizando apenas os componentes mais representativos de cada categoria, conforme pode ser constatado comparando-se com a Tabela 2.

Tabela 2 – Composição da fração orgânica dos resíduos sólidos domésticos de São Carlos

Categoria / componente	% em massa da categoria	% do componente na categoria	% do componente no total
Frutas	27,0		
Casca/bagaço de laranja		32,0	8,6
Pedaços de tomate		12,0	3,2
Casca de banana		10,0	2,7
Casca de melancia		10,0	2,7
Casca/bagaço de tangerina		10,0	2,7
Casca de mamão		8,0	2,2
Casca/talo de abacaxi		7,0	1,9
Casca/bagaço de limão		5,0	1,4
Pedaços de maçã		2,0	0,5
Pedaços de pêra		2,0	0,6
Casca de uva		2,0	0,5
Folhas	19,6		
Secas		85,0	16,7
Verdes		15,0	2,9
Legumes Crús	10,1		
Casca de batata		35,0	3,6
Casca/pedaços de cebola		15,0	1,5
Casca de abobrinha		10,0	1,0
Casca/pedaços de mandioca		10,0	1,0
Casca de cenoura		8,0	0,8
Casca de abóbora		5,0	0,5
Casca de chuchu		5,0	0,5
Palha/sabugo de milho		5,0	0,5
Casca/pedaços de pepino		5,0	0,5
Casca de alho		2,0	0,2
Arroz	10,1		10,1
Hortaliças	6,5		
Alface		40,0	2,6
Repolho		20,0	1,3
Agrião		15,0	1,0
Couve-flor		15,0	1,0
Brócolis		10,0	0,6
Feijão	4,2		4,2
Legumes Cozidos	3,5		
Pedaços de mandioca		40,0	1,4
Casca/pedaços de batata		20,0	0,7
Casca de beterraba		20,0	0,7
Casca/pedaços de cenoura		20,0	0,7
Café e chá	3,2		
Pó de café e filtro		80,0	2,6
Chá		20,0	0,6
Pão/Bolo	2,6		
Pão		90,0	2,4
Bolo		10,0	0,2
Macarrão	2,0		2,0
Carnes	1,9		
Pele/pedaços de frango cru		40,0	0,8
Pedaços de carne bovina crua		25,0	0,5
Pedaços de carne bovina assada		15,0	0,3
Fígado moído		8,0	0,1
Pele de peixe		7,0	0,1
Presunto		5,0	0,1
Osso	1,6		
Frango		75,0	1,2
Costela de boi		20,0	0,3
Espinha de peixe		5,0	0,1
Queijo	0,3		0,3
Outros	7,4		
Papel úmido		40,0	3,0
Casca de ovo		25,0	1,8
Pituca de cigarro		10,0	0,7
Plástico úmido		20,0	1,5
Palito de fósforo		5,0	0,4

Fonte: modificada de Pinto (2000)

Tabela 3 – FORSUDp proposta por Pinto (2000)

Categoria / componente	% em massa da categoria	% do componente na categoria	% do componente no total
Frutas	30,0		
Casca/bagaço de laranja		59,3	17,8
Pedaços de tomate		15,3	4,6
Casca de banana		12,7	3,8
Casca de melancia		12,7	3,8
Folhas	10,8		
Secas		85,2	9,2
Verdes		14,8	1,6
Legumes Crús	11,0		
Casca de batata		50,0	5,5
Casca/pedaços de cebola		20,9	2,3
Casca de abobrinha		14,5	1,6
Casca/pedaços de mandioca		14,5	1,6
Arroz	11,2		11,2
Hortaliças	7,2		
Alface		52,8	3,8
Repolho		26,4	1,9
Couve-flor		20,8	1,5
Feijão	4,7		4,7
Legumes Cozidos	4,0		
Pedaços de mandioca		67,5	2,7
Casca/pedaços de batata		32,5	1,3
Café	3,5		3,5
Pão	3,0		3,0
Macarrão	2,2		2,2
Carnes	2,0		
Pele/pedaços de frango cru		65,0	1,3
Pedaços de carne bovina crua		35,0	0,7
Osso	1,8		
Frango			1,8
Queijo	0,4		0,4
Outros	8,2		
Papel úmido		61,0	5,0
Casca de ovo		39,0	3,2

Fonte: modificada de Pinto (2000)

3.6. Fundamentos da digestão anaeróbia

Buswell & Mueller, em 1952, apresentaram uma equação química balanceada para o processo global de degradação anaeróbia da matéria orgânica (Christensen *et al.*, 1996):

Esta equação pode ser facilmente obtida por simples balanceamento estequiométrico, desde que se conheça os produtos da reação. Porém, se aplica somente a compostos orgânicos que tenham apenas carbono, oxigênio e hidrogênio na molécula. Pode-se deduzir uma expressão mais geral, que envolva também o nitrogênio e o enxofre:

Estas equações dão uma idéia do que se poderia esperar em termos de produtos ao final da digestão. Porém, não levam em consideração dois importantes fatos: primeiro, a degradação anaeróbia é um processo de múltiplas etapas; segundo, parte da matéria degradada é usada para a manutenção, crescimento e reprodução dos microrganismos. Para termos condições de, pelo menos em parte, dominar o processo, é necessário conhecer as diversas etapas com seus pormenores.

A digestão anaeróbia é um processo biológico no qual um consórcio de microrganismos é responsável pela estabilização da matéria orgânica, na ausência de oxigênio molecular. Os microrganismos obtêm energia por processos fermentativos ou oxidativos. Nestes últimos, o aceptor final de elétrons não é o oxigênio, mas sim gás carbônico, sulfato ou nitrato, que são reduzidos a metano, sulfeto e amônia. A velocidade do processo como um todo é muito influenciada pelos materiais presentes nos resíduos e pela proporção entre os mesmos.

Na digestão anaeróbia da FORSUD, materiais orgânicos de diversas origens são degradados a diferentes velocidades, proporcionando a ocorrência simultânea de múltiplas reações de oxi-redução e a coexistência de várias espécies de microrganismos (Pinto, 2000).

Há quatro etapas na conversão anaeróbia da matéria orgânica: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Na hidrólise, substâncias complexas são transformadas em produtos mais simples - açúcares, ácidos orgânicos e aminoácidos - que podem ser assimilados pelos microrganismos. Muitos autores a consideram a etapa limitante do processo (Mata-Alvarez *et al.*, 2000), embora isto somente seja válido após o consumo da fração orgânica muito facilmente degradável presente nos resíduos. A hidrólise é feita por enzimas extracelulares produzidas pelas bactérias fermentativas.

Na etapa seguinte, acidogênica, as moléculas absorvidas pelos microrganismos são convertidas a ácidos graxos voláteis de cadeia curta, álcoois, ácido lático, gás carbônico, hidrogênio, amônia, ácido sulfídrico e outros compostos. Muitas bactérias envolvidas nesse processo são facultativas, podendo consumir o oxigênio eventualmente dissolvido no sistema.

A acetogênese é a conversão dos produtos da acidogênese em substratos para a metanogênese: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Há dois grupos principais destas bactérias: as bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio, que catabolizam propionato e outros ácidos orgânicos com mais de dois carbonos, e as homoacetogênicas, que consomem H_2 e CO_2 para formar acetato.

Por fim, na metanogênese, as arqueas metanogênicas transformarão estas substâncias em metano e gás carbônico. A maior parte destes microrganismos produz metano a partir de CO_2 e H_2 exclusivamente, sendo denominadas hidrogenotróficas. Aquelas que geram metano a partir do acetato são chamadas de acetoclásticas, das quais só se conhece dois gêneros: *Methanosaeta* (antiga *Methanotrix*), que só utiliza acetato, e *Methanosarcina*, que utiliza tanto acetato quanto gás carbônico e hidrogênio. Cerca de 70% do metano produzido em sistemas anaeróbios provém da degradação do acetato.

3.7. Inoculação

O ecossistema anaeróbio não se instala imediatamente após a colocação dos resíduos no reator ou aterro. Há necessidade de um tempo, muitas vezes considerável, para que as populações de microrganismos possam crescer e levar o sistema a um ponto de equilíbrio. Por essa razão, o uso de inóculo pode ser importante, tanto nos estudos sobre digestão anaeróbia quanto na partida de reatores. Pinto (2000) nota que a adição de inóculo tem sido utilizada com sucesso, em laboratório, para acelerar o início da degradação e a taxa de produção de metano.

Para estabelecer a quantidade de inóculo a ser utilizada, Mendonça (2003) sugere usar a metodologia de Brummeler (1993), porém usando sólidos voláteis totais ao invés de sólidos totais, pois os primeiros representam melhor a fração orgânica do substrato e a biomassa presente no inóculo.

Em seu trabalho, Mendonça (2003) utilizou um fator de inóculo de 20%, de acordo com a seguinte equação:

$$FI = \frac{SVT_i}{SVT_i + SVT_s} \quad (1)$$

Onde: FI = fator de inóculo;

SVT_i = sólidos voláteis totais do inóculo;

SVT_s = sólidos voláteis totais do substrato.

Lixiviados de aterros sanitários tendem a apresentar valores mais altos de pH e alcalinidade que lodo de UASB, tendo, portanto, maior potencial de tamponamento em sistemas anaeróbios (Mendonça, 2003).

Mendonça (2003) não recomenda a inoculação de resíduos sólidos com inóculos granulados, pois o contato dos microrganismos com o substrato fica prejudicado. A mesma autora definiu que o inóculo mais adequado para o tratamento de papel jornal é o lixiviado proveniente de aterro com pouco tempo de operação (11 meses no caso), quando comparado a aterros desativados (11 anos de operação) e reatores UASB tratando tanto esgoto doméstico quanto agroindustrial.

Pinto (2000) diz que os ensaios de atividade metanogênica específica (AME) e potencial metanogênico específico (PME) são ferramentas importantes para, respectivamente, verificar-se a atividade da biomassa do inóculo e seu grau de adaptação ao resíduo a ser degradado. A autora lembra, porém, que o teste para AME não é padronizado, o que dificulta a comparação entre resultados obtidos por diferentes autores.

3.8. Efeito da temperatura

Por ser processo realizado por microrganismos, não se observa aumento constante da velocidade da digestão anaeróbia com o aumento da temperatura. Cada espécie apresenta uma temperatura ótima para o seu desenvolvimento. Portanto, o processo dependerá da resposta de cada espécie à temperatura na qual o sistema se encontra.

É preciso considerar, também, o efeito da interação entre as várias espécies. Dadas duas espécies que competem pelo mesmo substrato e que se diferenciam unicamente pela temperatura ótima de desenvolvimento, se uma é mais ativa na temperatura de operação do sistema que a outra, é possível que a primeira acabe eliminando a segunda, por crescer mais rapidamente que esta. Então, se uma cultura pura de uma determinada espécie apresenta uma atividade igual a, digamos, 50% da máxima a uma certa temperatura, se ela for colocada em uma cultura mista ela pode tanto desaparecer (caso a temperatura esteja mais próxima do ótimo para os competidores), quanto predominar (se ela estiver mais próxima da temperatura ótima) ou mesmo não sofrer alteração (se não houver competidores). Num sistema real, onde não há uma seleção prévia das espécies, é de se esperar que sempre haja aquelas cuja temperatura ótima de desenvolvimento é aquela do sistema como um todo.

Assim sendo, é incorreto pensar que a resposta de uma comunidade microbiana será o simples somatório das respostas individuais de cada espécie. Isso só seria verdadeiro se os microrganismos se desenvolvessem de forma independente, o que nem sempre se verifica na prática.

É preciso lembrar que há numerosos fatores a serem considerados quando se fala de interação interespecífica e predominância de uma espécie sobre a outra. De nada adianta, por exemplo, uma espécie estar à temperatura ótima se o pH lhe é totalmente inadequado, e vice-versa.

Já as reações que ocorrem no exterior da célula, como as de hidrólise de substâncias complexas, são mais facilmente relacionadas à temperatura. Abaixo da temperatura de desnaturação das enzimas, quanto maior a temperatura, mais rápidas serão essas reações. Então, caso se reduza a temperatura de operação do sistema, haverá diminuição proporcional da velocidade de hidrólise dessas substâncias, tendo como possível efeito (mas não necessariamente) a diminuição da eficiência global do sistema.

3.9. Digestão em sistemas anaeróbios de duas fases

Segundo artigo clássico de Harper & Pohland (1986), a taxa de crescimento das bactérias hidrogenogênicas é muito superior à das hidrogenotróficas. Isto faz com que o sistema tenda a produzir hidrogênio em excesso. Como a formação de acetato, principal substrato da metanogênese, só ocorre a baixas pressões parciais de H_2 , quando esta aumenta, a reação favorecida é a formação de propionato e outros ácidos orgânicos, na qual ocorre consumo de H_2 . Isto faz com que tanto o hidrogênio quanto o ácido acético sejam retirados do meio, impedindo a proliferação das arqueas metanogênicas e, conseqüentemente, inibindo a metanogênese. Num aterro sanitário, segundo Martin¹ *apud* Vavilin (2002), isto não constitui maior problema, pois as arqueas conseguem sobreviver em nichos isolados, desenvolvendo-se após o término da acidogênese mais intensa. Esses nichos, porém, são difíceis de ocorrer em sistemas compactos (reatores), de modo que o processo pode ser severamente inibido.

Uma solução para este problema é o uso de sistemas de digestão em duas fases: um reator acidogênico, operado no sentido de otimizar a produção de ácidos voláteis, e um metanogênico, no qual se procura converter a maior quantidade possível desses ácidos em metano. Sistemas como esses têm sido utilizados com sucesso já há algum tempo para o tratamento de resíduos sólidos (Mata-Alvarez *et al.*, 2000).

Embora o efluente do reator acidogênico possa ser pobre em H_2 e rico em propionato, substrato inadequado à metanogênese, esse quadro pode ser revertido caso haja o desenvolvimento de uma população de bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio no reator metanogênico.

Os dois trabalhos mais recentes envolvendo degradação anaeróbia de resíduos sólidos em duas fases no Brasil são o de Picanço (2004) e o de Libânio *et al.* (2003). No

¹ MARTIN, D.J. (2001). The site of reaction in solid-state digestion: a new hypothesis. *Trans Inst Chem Eng* 2001; 79(B1): 29-37.

primeiro, já citado, foi utilizado reator (por ele chamado de acidogênico) de 50L alimentado com resíduo sólido padronizado (FORSUDp) e um filtro anaeróbio de fluxo ascendente, considerado pelo autor como reator metanogênico. O segundo foi desenvolvido no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da UFMG, utilizando reatores “acidogênicos” de 700 L alimentados com resíduos da coleta urbana e reator UASB para a fase “metanogênica”. Ambos verificaram que o sistema de duas fases promoveu a estabilização dos resíduos num tempo consideravelmente menor que o de sistemas de uma fase ou reatores sem recirculação. Note-se que os termos “acidogênico” e “metanogênico” não são apropriados para sistemas como esses, em batelada, pois, com o tempo, também passa a haver metanogênese no reator dito “acidogênico”. Essas denominações só podem ser aplicadas com segurança para sistemas contínuos, em que não há retorno de material para o reator acidogênico (com exceção da quantidade de efluente necessária para fornecer alcalinidade para este último). Uma terminologia mais correta seria “reator de fase sólida” e “reator de fase líquida”.

O mecanismo básico de controle do sistema é a variação da vazão de lixiviado que passa do reator acidogênico para o metanogênico.

Para a fase metanogênica, o importante é garantir o maior tempo de retenção celular possível (Speece, 1996), o que pode ser obtido com o uso de um meio suporte para os microrganismos.

Um possível acúmulo de ácidos voláteis no reator acidogênico devido à baixa taxa de recirculação inicial não deve inibir o processo de hidrólise e fermentação, como apresentado no trabalho de Veeken *et al.* (2000). Os autores estudaram o efeito do pH e do acúmulo de ácidos voláteis na hidrólise, usando concentrações de ácidos voláteis entre 3 e 30 gDQO/L e valores de pH entre 5 e 7. Não houve efeito de inibição pelos ácidos voláteis, ao passo que se notou decréscimo na acidogênese para pH igual a 5. Providenciando tamponamento do sistema ou utilizando a alcalinidade produzida na fase metanogênica, a fase acidogênica não deverá sofrer inibição.

3.10. Meio suporte para os filtros anaeróbios

A NBR 13969 (ABNT, 1997) estabelece como materiais suporte, para filtros anaeróbios que tratem o efluente de tanques sépticos, brita ou peças de plástico. Andrade Neto *et al.* (2000) compararam o efeito de três meios suporte diferentes no tratamento de efluentes de tanques sépticos: brita nº 4, tijolos cerâmicos vazados e “conduítes” (eletrodutos) cortados. Os resultados mostraram que os eletrodutos cortados apresentaram o melhor desempenho entre os meios suporte testados, sendo que, ao contrário dos demais, o filtro com eletrodutos cortados não havia sido previamente inoculado. Este artigo foi decisivo na escolha do meio suporte para o presente trabalho de pesquisa.

3.11. Sistemas descritos na literatura

Poucos são os artigos disponíveis na literatura que tratam de sistemas híbridos de digestão anaeróbia em batelada inoculados com lixiviado de aterro sanitário ou mesmo sem inoculação. No Brasil vários estudos têm sido feitos com esses sistemas, porém quase sempre usando co-digestão com lodo de reatores usados no tratamento de esgotos.

Bae *et al.* (1998) operaram um lisímetro de 1,8 m de altura por 38 cm de diâmetro, preenchido com resíduo sólido proveniente da coleta domiciliar, sem separação da fração biodegradável. Um digestor anaeróbio de 6 L foi usado para o tratamento da fase líquida. Os autores não descreveram diretamente o tipo de reator, mas é possível inferir que se tratava de um reator UASB. A taxa de recirculação foi definida a partir dos parâmetros operacionais deste último. A diferença entre a produção de lixiviado e a vazão recirculada era descartada, repondo-se o volume perdido com água de chuva. A DQO do lixiviado começou a decair após 180 dias de operação, ficando abaixo de 20 000 mg/L após 226 dias de operação. Encerrou-se o experimento aos 297 dias de operação.

Wang *et al.* (2003) operaram um sistema híbrido constituído por um reator de sólidos preenchido com resíduos de restaurante universitário (facilmente biodegradáveis) e um reator UASB tratando a fração líquida. Este último era dotado de recirculação interna para garantir as características hidrodinâmicas necessárias. O

sistema foi operado por 36 dias. Nos primeiros 8 dias houve operação em batelada. Do 9º ao 30º dia, adicionava-se diariamente 0,2 kg de resíduo, numa operação designada como “semi-contínua”. Nos últimos 6 dias retomou-se a operação em batelada. Os reatores foram mantidos à temperatura constante de 35 ± 1 °C. A partir do dia 30 a DQO do efluente do reator de sólidos diminuiu rapidamente, chegando a 1 500 mg/L no último dia de operação. A remoção de sólidos voláteis foi de 78%. A remoção de DQO do lixiviado foi de 79%.

No Brasil, os artigos de Cintra *et al.* (2004) e de Libânio *et al.* (2003) descrevem a operação de sistemas de reatores compostos por um reator de sólidos e um reator UASB para tratamento da fase líquida. Os reatores de sólidos tinham 700 L de volume, confeccionados em fibra de vidro, com 2,5 m de altura e 60 cm de diâmetro. Eles foram preenchidos com resíduo proveniente da coleta urbana, sem que fosse feita separação das frações não biodegradáveis. Os reatores não foram inoculados. A recirculação era feita respeitando-se as exigências hidrodinâmicas e de carregamento orgânico do reator UASB. A DQO estabilizou-se após 270 dias de operação. Após 600 dias de operação observou-se redução de 19% nos sólidos voláteis.

Nenhum dos trabalhos citados utilizou lixiviado de aterro sanitário como inóculo.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Descrição geral do experimento

Para testar as hipóteses de trabalho, operou-se dois conjuntos de reatores com a mesma configuração do sistema de duas fases utilizado por Picanço (2004), um testando a variação proposta e o outro como controle.

4.2. Fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos domésticos padronizada

A FORSUDp foi elaborada de acordo com a metodologia proposta por Pinto (2000).

Da aquisição ao momento da trituração os componentes foram armazenados em sacos plásticos e mantidos congelados. Para a trituração mecânica foram usados liquidificador e multiprocessador domésticos. Considerou-se trituração manual o uso de facas e mão livre.

Após triturados, os componentes foram pesados e armazenados em sacos plásticos que continham um pouco a mais da massa necessária para a preparação da FORSUDp. Esses sacos foram guardados no congelador por período máximo de 3 dias.

A FORSUDp foi montada adicionando-se um componente de cada vez, pesando-se o saco antes e depois de tê-lo retirado, de modo a saber com exatidão a massa do componente que estava sendo adicionada. Esses valores estão apresentados na Tabela 4. Usou-se balança da marca Dayton, modelo CB2, com precisão de 1 g. A couve-flor foi substituída pelo brócolis pela ausência daquela no cardápio do restaurante universitário. Segundo a nutricionista responsável, o brócolis apresenta características químicas semelhantes à couve-flor.

Tabela 4 – Composição da FORSUDp usada no presente experimento

Componente	Trituração	Massa (g)	Porcentagem em massa
Frutas			
Cascas / bagaços de laranja	mecânica	7105	18%
Cascas de banana	mecânica	1480	4%
Pedaços de tomate	mecânica	1290	3%
Cascas de melancia	manual	1510	4%
Legumes crus			
Cascas de batata	mecânica	1755	4%
Cascas / pedaços de cebola	mecânica	820	2%
Cascas de abobrinha	mecânica	500	1%
Cascas / pedaços de mandioca	mecânica	645	2%
Legumes cozidos			
Cascas / pedaços de batata	mecânica	545	1%
Pedaços de mandioca	mecânica	1145	3%
Hortaliças			
Alface	manual	1470	4%
Repolho	manual	765	2%
Brócolis	manual	600	2%
Pão / bolo			
Pão	manual	1205	3%
Carne			
Pele / pedaços de frango cru	mecânica	550	1%
Pedaços de carne de boi crua	mecânica	305	1%
Café			
Café	não triturado	1415	4%
Folhas			
Secas	mecânica	3675	9%
Verdes	mecânica	630	2%
Queijo			
Queijo	manual	155	0%
Arroz			
Arroz	não triturado	4795	12%
Feijão			
Feijão	não triturado	1880	5%
Macarrão			
Macarrão	manual	890	2%
Osso			
Frango	manual	735	2%
Outros			
Papel úmido	manual	2000	5%
Casca de ovo	manual	1230	3%
Total		39095	100%

Os componentes foram misturados em dois baldes de 100 L, fazendo-se a mistura com auxílio de uma haste de madeira. Por fim, a FORSUDp foi reunida num único balde.

A FORSUDp permaneceu nesse balde à temperatura ambiente por três dias, quando então os reatores foram carregados. As Figuras 2 e 3 mostram a FORSUDp e o balde onde foi guardada.

Figura 2 – Recipiente onde a FORSUDp foi armazenada

Figura 3 – Detalhe da FORSUDp

4.3. Inóculo

Como inóculo foi utilizado o lixiviado do aterro sanitário de Jaboticabal. Esse lixiviado foi utilizado com sucesso nos trabalhos de Mendonça (2003), Salgado (2003) e Picanço (2004). A Tabela 5 apresenta a caracterização desse lixiviado.

Cabe notar que um dos fatores que, muito provavelmente, tornam esse lixiviado ideal como inóculo para a digestão de resíduos sólidos urbanos é o fato de que esse aterro opera com recirculação direta de lixiviado. Isso faz com que o lixiviado permaneça em contato com os resíduos por longo período, o que permite o desenvolvimento de biomassa adaptada, além de já estar parcialmente estabilizado no tocante à carga orgânica.

Tabela 5 – Caracterização do lixiviado utilizado como inóculo

Características	Valores
DQO _{bruta} (mg·L ⁻¹)	3.718
DQO _{filtrada} (mg·L ⁻¹)	2.775
DQO _{filtrada} /DQO _{bruta}	0,75
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg·L ⁻¹)	1.900
Nitrogênio amoniacal (mg·L ⁻¹)	1.552
Nitrogênio orgânico (mg·L ⁻¹)	348
Fosfato (mg·L ⁻¹)	44
pH	7,8
Alcalinidade total (mg·L ⁻¹)	8.662
Alcalinidade a ácidos voláteis (mg·L ⁻¹)	901
Sólidos Totais (mg·L ⁻¹)	12.744
Sólidos Suspensos Totais (mg·L ⁻¹)	294
Sólidos Suspensos Voláteis (mg·L ⁻¹)	186
Sólidos Suspensos Fixos (mg·L ⁻¹)	108
Sólidos Dissolvidos Totais (mg·L ⁻¹)	12.450
Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg·L ⁻¹)	2.580
Sólidos Dissolvidos Fixos (mg·L ⁻¹)	9.870
Sólidos Totais Voláteis (mg·L ⁻¹)	2.766
Sólidos Totais Fixos (mg·L ⁻¹)	9.978

4.4. Meio suporte

O meio suporte utilizado foram anéis de polietileno de ¾”, vendidos no comércio como eletrodutos (“conduítes”) de linha popular (Figura 4). Essa escolha foi feita em função dos resultados obtidos por Andrade Neto *et al.* (2000). Esses anéis são corrugados, apresentando um diâmetro externo de 2,5 cm e interno de 2 cm. Esquema desses anéis está apresentado na Figura 5.

Figura 4 – Meio suporte já cortado

Figura 5 – Esquema do meio suporte, com suas dimensões em mm

Com base nesse esquema é possível calcular a área por unidade de comprimento do anel, que é de $28 \text{ cm}^2/\text{cm} \equiv 0,28 \text{ m}^2/\text{m}$.

Os anéis foram cortados em serra circular, não havendo controle rígido sobre suas dimensões. Amostragem de 415 anéis revelou comprimento médio de 2,8 cm, com desvio padrão de 0,53 cm. O menor anel mediu 1,5 cm e o maior, 4,3 cm.

A superfície total do meio suporte por unidade de volume do reator foi calculada preenchendo-se com os anéis um recipiente de volume conhecido e, após, calculando a soma dos comprimentos desses anéis.

O recipiente utilizado foi um trecho de 20 cm de tubo de PVC esgoto de 150 mm de diâmetro nominal, idêntico ao utilizado nos filtros anaeróbios construídos para este trabalho de pesquisa, fechado com um Cap. O diâmetro interno real, medido, era de 14,5 cm. Portanto, o volume desse recipiente era de $3,30 \times 10^3 \text{ cm}^3$.

O recipiente foi cheio três vezes com o meio suporte, obtendo-se comprimentos totais de 377,5, 401,4 e 407,8 cm. Esses anéis também serviram para o cálculo do comprimento médio, daí ter-se uma amostra de 415 anéis. Como o valor de 377,5 diferiu muito dos outros dois, o comprimento total de meio suporte por unidade de volume do reator foi calculado como a média entre os dois últimos valores, ou seja, 404,6 cm. Isto forneceu um comprimento total por unidade de volume do reator de 1,22 m/L.

Uma vez que se conhece a área por unidade de comprimento dos anéis, é possível calcular a área por unidade de volume do reator, ou seja, a superfície específica do meio suporte, que resultou em $350 \text{ m}^2/\text{m}^3$.

Deve-se notar que esta superfície específica é consideravelmente maior que a máxima citada por Metcalf & Eddy (1991), de $280 \text{ m}^2/\text{m}^3$, correspondente ao meio suporte industrializado chamado de “random pack”.

4.5. Reatores

Neste trabalho foram utilizados sistemas formados por dois reatores: um onde foi colocada a FORSUDp juntamente com o inóculo, a partir de agora chamado de “reator de sólidos”, e um reator anaeróbio de leito fixo e fluxo ascendente, aqui chamado de “filtro anaeróbio”.

Como o filtro anaeróbio tem por finalidade o tratamento parcial do lixiviado, garantindo que o mesmo retorne com pH e alcalinidade adequados ao reator de sólidos, é preciso evitar-se ao máximo que nele ocorram os fenômenos de hidrólise e acidogênese. Para isto deve-se impedir a passagem de sólidos suspensos do reator de sólidos para o filtro. Assim, garante-se que a maior parte da hidrólise e acidogênese dos resíduos introduzidos no sistema acontecerá no reator de sólidos.

Deve-se notar que é impossível o bloqueio completo da passagem de sólidos suspensos para o filtro anaeróbio. A quantificação desta passagem pode ser feita mediante ensaios de sólidos suspensos no lixiviado que sai do reator de sólidos.

Foram montados quatro sistemas de dois reatores. O primeiro serviu como protótipo, para que se aprendesse a melhor maneira de construí-los. Ele também se revelou fundamental na descoberta da explicação de fenômenos que não tinham sido previstos, como o sifonamento na saída, que será discutido posteriormente. Os outros três foram utilizados no experimento desta dissertação e no de Carneiro (2005), sendo que cada mestrando utilizou um sistema para testar sua hipótese de trabalho e o último sistema servia como controle para os dois experimentos. A Figura 6 apresenta o esquema de um sistema de reatores.

Figura 6 – Esquema de um sistema de dois reatores

4.5.1. Reator de Sólidos

O reator de sólidos consistiu de recipiente de plástico rígido com volume de 50 L (Figura 7), com tampa rosqueável, medindo 36 cm de diâmetro e 56 cm de altura.

O fundo do recipiente foi preenchido com camada de 10 cm de pedregulho, com granulometria inferior a 1 cm, com o objetivo de evitar o carregamento de sólidos para fora do reator. Além dos problemas citados anteriormente, esses sólidos poderiam causar entupimento nas tubulações, como de fato veio a ocorrer algumas vezes.

A tampa do reator era dotada de duas aberturas, uma para a entrada do lixiviado recirculado e a outra para a retirada de biogás. O fluxo de líquido neste reator foi descendente.

Evitou-se possíveis fugas de biogás através da rosca da tampa ou outros pontos por meio de impermeabilização com silicone, além de farto uso de fita de Teflon.

Não foi instalado nenhum mecanismo de mistura ou agitação da massa de resíduo.

Figura 7 – Reatores de sólidos

4.5.1.1. Dispositivo de entrada

A entrada do lixiviado recirculado era feita por tubulação de PVC de ½”, como pode ser visto na Figura 7.

4.5.1.2. Dispositivo de saída

A retirada do lixiviado era feita por meio de adaptador roscável com flanges e anel de vedação, seguido de registro de ¾”. Essa saída estava localizada junto à base do reator, na altura de 5 cm do fundo. O registro permitia que se fizesse manutenção na tubulação sem esvaziar o reator. Na extremidade interna do dispositivo foi instalada uma tela de malha fina (1,5 mm) que visava dificultar a passagem dos sólidos que porventura atravessassem a camada de pedregulho. A tela foi fixada com auxílio de borracha de silicone.

4.5.1.3. Coleta de lixiviado

A coleta do lixiviado era feita junto à bomba, não havendo um dispositivo especial para tal. Um dispositivo localizado junto à saída do reator poderia acumular sólidos e, portanto, provocar erros nas amostras coletadas.

4.5.1.4. Coleta de biogás

O biogás saía do reator de sólidos por meio de mangueira de silicone conectada ao topo do reator através de um espigão metálico. A outra extremidade da mangueira ficava ligada a um frasco de Mariotte (para medição do volume de gás) ou a um recipiente no qual se pudesse fazer um selo hídrico, como por exemplo um frasco de Duran cheio de água no qual se mergulhava a ponta da mangueira. Esse selo hídrico tinha por finalidade evitar a entrada de ar no reator. A Figura 8 apresenta um dos frascos de Mariotte utilizados.

Figura 8 – Frasco de Mariotte usado para medir o volume de biogás produzido

4.5.2. Filtro Anaeróbio

O filtro anaeróbio foi montado com peças de tubulação de PVC linha esgoto série normal, encontradas facilmente no comércio de instalações hidráulicas. Foram utilizados anéis de vedação de borracha em todas as conexões, o que garantiu a estanqueidade do conjunto. As Figuras 9 e 10 apresentam um desses filtros.

A parte de baixo do reator consistiu de Tê sanitário de 150 x 100 mm, com a extremidade inferior fechada com Cap de 150 mm. A extremidade de 100 mm foi fechada com um Cap de 100 mm. Pequeno tubo de 100 mm foi instalado entre o Cap e o Tê, sem o qual não seria possível colocar o primeiro. Na extremidade superior do Tê foi adaptada uma grelha (ralo de banheiro) de 150 mm, com a finalidade de segurar o meio suporte e propiciar uma distribuição mais uniforme do lixiviado ao entrar no mesmo. Esse segmento, portanto, funcionou como fundo falso, servindo inclusive para reter algum sólido mais denso que porventura viesse a sair do reator de sólidos.

Figura 9 – Vista lateral do filtro anaeróbio

Figura 10 – Vista frontal do filtro anaeróbio

A parte superior do filtro consistiu de um tubo de 150 mm com 1,20 m de comprimento em cuja extremidade foi instalado um Cap de 150 mm dotado de duas saídas para o biogás. Optou-se por duas saídas para que se dispusesse de alternativa caso uma delas viesse a entupir.

4.5.2.1. Colocação do meio suporte

Como o polietileno é menos denso que a água, o meio suporte tinha tendência a flutuar. A solução encontrada foi preencher o reator até o topo, prendendo o meio suporte entre a grelha e o Cap superior. Note-se que apenas o primeiro metro do meio suporte ficava imerso no líquido (altura do leito definida no projeto); os centímetros restantes serviam apenas para mantê-lo no lugar. Isto está ilustrado nas Figuras 11 e 12.

Figura 11 – Filtro preenchido com meio suporte

Figura 12 – Detalhe do meio suporte no interior do reator

4.5.2.2. Dispositivo de entrada

A entrada de lixiviado no filtro anaeróbio era feita por meio de um adaptador roscável com flanges e anel de vedação acoplado ao Cap que fechava a derivação do Tê sanitário ($\varnothing$ 100 mm). Registro de $\frac{3}{4}$ ” ligado nessa saída permitia a manutenção das mangueiras sem esvaziar o reator (Figura 13).

Figura 13 – Dispositivo de entrada do filtro anaeróbio

4.5.2.3. Dispositivo de saída

A saída do líquido tratado era feita por dispositivo colocado na extremidade superior do filtro, conforme se vê na Figura 14. A curvatura garante um selo hídrico suficiente para evitar a entrada de ar no topo do reator, o que prejudicaria as análises do biogás, além de criar condições aeróbias. O tubo que se prolonga para cima tinha por finalidade possibilitar a reposição de líquidos. Se o líquido deveria ir predominantemente para o reator de sólidos, bastava fechar o registro de saída. Caso contrário, o registro aberto permitia que pelo menos parte do líquido retornado voltasse ao topo do filtro anaeróbio. Todas as peças eram em PVC roscável de ½". A altura do ponto de saída garantiu que o líquido no interior do reator permanecesse no nível desejado (1 m acima da grelha).

4.5.2.4. Coleta de líquido

O sistema de amostragem de líquido consistiu numa “torneira” de peças de PVC roscável, cuja entrada se localizava junto à saída do reator. Desse modo era possível coletar amostras o mais semelhantes possível ao líquido que saía do reator, sem interferir no funcionamento do mesmo.

Figura 14 – Dispositivos de saída e coleta de líquido no filtro anaeróbio

4.5.2.5. Coleta de biogás

O biogás era retirado do filtro anaeróbio por meio de um sistema idêntico ao utilizado nos reatores de sólidos.

4.5.3. Sistema de recirculação

A passagem do lixiviado do reator de sólidos para o filtro anaeróbio foi feita por mangueiras de silicone com 0,5 cm de diâmetro, com auxílio de bombas dosadoras marca ALLDOS, modelo 208 – 1,6 D10/R10, com vazão máxima de 1,6 L/h, que consumia 11 W. O funcionamento das bombas era controlado por meio de temporizadores eletrônicos. Esse sistema não se mostrou totalmente satisfatório, pois as mangueiras se revelaram fáceis de entupir.

A mangueira de amostragem das bombas teve de ser fechada com uma tela fina para impedir a entrada de insetos. Estes insetos, da ordem Dermaptera (lacrainhas ou tesourinhas), alojavam-se junto ao diafragma da bomba, provocando o seu entupimento. Como as bombas funcionavam pouco tempo por dia, deveria ser relativamente fácil para elas se alojarem lá.

O retorno do lixiviado parcialmente tratado mostrou-se um problema um pouco mais complicado. A idéia inicial, uma mangueira conectando a saída do filtro com a tampa do reator de sólidos, mostrou-se totalmente equivocada. O pequeno diâmetro da mangueira fazia com que mesmo as pequenas vazões utilizadas acabassem por preencher toda a seção da mesma, transformando-a num sifão que esgotava o filtro até o nível do ponto de coleta, quando então o sifonamento era cortado pela entrada de ar. Cada “sifonada” era capaz de retirar até um litro de efluente. Isto era totalmente inadequado, pois, além de impossibilitar a coleta de amostra (o nível do líquido era tão baixo que seria preciso inclinar o reator para retirar alguma coisa), deixava que o ar entrasse ou, pior, o biogás escapasse, invalidando medidas de volume e composição.

A solução encontrada foi unir os reatores com tubulação de PVC rígido roscável de ½”. Certamente a forma adotada não foi a melhor solução (funciona apenas para as pequenas vazões utilizadas), mas preveniu a ocorrência de novos sifonamentos (vide Figura 15).

Figura 15 – Sistema de retorno do lixiviado aos reatores de sólidos

4.5.3.1. Calibração das bombas

As bombas foram calibradas já acopladas ao sistema. Isto foi importante para garantir que estivessem operando com o líquido real (que tem propriedades, como viscosidade e densidade, diferentes da água pura) e sob as condições manométricas reais. A calibração era feita deixando-se a bomba operar por meia hora, recolhendo-se o lixiviado bombeado e medindo-se seu volume. Esse lixiviado era recolhido junto ao ponto de entrada do reator de sólidos. Antes da nova medição, o líquido era retornado para o reator de sólidos para evitar variações na altura manométrica de uma medida para a outra. É importante notar que uma diferença de 10 cm na altura do líquido no reator de sólidos implicava em mudança significativa na vazão bombeada.

4.5.3.2. Vazão das bombas

Para garantir a mesma velocidade ascensional nos filtros durante o bombeamento, as bombas foram calibradas para fornecer vazões de 34 mL/min (sistema controle) e 33 mL/min (sistema teste). Isso correspondia a cerca de 70% da vazão máxima, o que é um bom ponto de operação. A diferença se deveu unicamente à impossibilidade prática de se conseguir exatamente a mesma vazão para as duas bombas. É importante frisar que o único parâmetro que se queria variar entre os

sistemas era o volume de recirculação diária; todas as outras variáveis deveriam, dentro do possível, ser mantidas idênticas.

4.5.3.3. Controle da taxa de recirculação

O controle do volume de líquido recirculado por dia era feito mediante o controle do tempo de funcionamento das bombas. Este se fez com o uso de temporizadores eletrônicos. Para bombear o volume desejado de 2,9 L por dia (recirculação diária de 20% do volume), a bomba do reator controle funcionou por 85 min em cada dia. Para bombear os 727 mL correspondentes a 5% do volume (recirculação inicial do reator teste), sua bomba funcionou 22 min por dia. Para cada aumento na recirculação, a bomba funcionava 22 min a mais.

Não se adotou recirculação contínua por três motivos:

- Primeiro, as vazões seriam pequenas demais, mesmo para as bombas utilizadas. Em experimentos anteriores isso foi testado e as bombas se revelaram incapazes disso;
- Segundo, isso implicaria em vazões diferentes para os reatores, o que acarretaria em velocidades ascensionais diferentes e, portanto, a influência de mais uma variável, mascarando os resultados;
- Terceiro, seria preciso reajustar a bomba a cada aumento de vazão, o que é extremamente trabalhoso.

4.6. Operação dos sistemas de reatores

O sistema controle foi operado com uma taxa de recirculação diária constante de 20% do volume de inóculo introduzido no reator de sólidos, a mesma utilizada por Picanço (2003). O outro sistema, que recebeu o nome de sistema experimental, operou com taxa de recirculação de 5% na primeira quinzena, 10% na segunda quinzena e 15% na terceira quinzena. Não houve novos aumentos da taxa de recirculação porque a partir da terceira quinzena não houve mais diminuição significativa da DQO efluente neste sistema. O critério de parada do experimento foi a estabilização da DQO e da concentração de ácidos voláteis medida por cromatografia gasosa.

4.7. Câmara climatizada

Para garantir que os reatores operassem à temperatura de 35 ± 1 °C (mesofílica), os mesmos foram mantidos em câmara climatizada. Esta câmara media 2,20 x 2,60 x 1,90 m, com área útil de 5,35 m², dos quais 1,05 m² correspondiam à antecâmara e 4,30 m² ao compartimento com temperatura controlada. As paredes foram construídas em alvenaria de tijolos maciços, com espessura de meio tijolo, rebocadas internamente. O sistema de portas duplas (antecâmara) ajudava no isolamento térmico do recinto dos reatores. A Figura 16 apresenta croqui da câmara com as posições dos reatores e aquecedores.

A temperatura era mantida na faixa desejada através de sistema de três aquecedores e um ventilador. Dois aquecedores ficavam permanentemente ligados, controlados pelos seus termostatos internos. O terceiro era controlado por um termostato externo, regulável, o que possibilitava o ajuste mais “fino” da temperatura. Entretanto, como ficou demonstrado posteriormente, os dois primeiros aquecedores eram suficientes, com exceção dos dias mais frios. Infelizmente, não se mediu a temperatura externa nesses dias, não sendo possível, portanto fornecer indicativo de quão frios eram esses dias “mais frios”. O ventilador servia para distribuir o calor da forma mais uniforme possível no interior da câmara.

Figura 16 – Croqui da sala climatizada (dimensões em metros)

4.8. Carregamento dos reatores

4.8.1. Meio de reação

Dá-se o nome de meio de reação à mistura entre o substrato que se deseja digerir e o inóculo.

No presente trabalho, o meio de reação consistiu na mistura da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos domésticos padronizada (FORSUDp) com o lixiviado do aterro sanitário da cidade de Jaboticabal (inóculo).

A mistura entre substrato e inóculo foi feita de modo a garantir concentração de sólidos totais de 13%, a mesma adotada por Pinto (2000) e Picanço (2003). Para isto, usou-se a seguinte fórmula:

$$ST_{MR} = \frac{m_R \cdot ST_R + m_I \cdot ST_I}{m_R + m_I} \quad (2)$$

Onde: m_R é a massa de resíduo;

m_I é a massa de inóculo;

m_{MR} é a massa do meio de reação;

ST_R é o teor de sólidos totais do resíduo (%);

ST_I é o teor de sólidos totais do inóculo (%);

ST_{MR} é o teor de sólidos totais do meio de reação (%).

A partir dos valores medidos para essas grandezas calculou-se o volume de inóculo necessário como sendo de 14,540 L.

4.8.2. Reatores de sólidos

Picanço (2003) introduziu 15 kg de FORSUDp nos reatores de sólidos, porém isto fez com que o meio de reação preenchesse o reator até a borda. Para evitar esse problema, optou-se por carregar os reatores com apenas 10 kg de FORSUDp.

Os reatores de sólidos foram preenchidos colocando-se um quilograma de FORSUDp em cada reator de cada vez. Isso garantiu que as características da FORSUDp fossem semelhantes entre os reatores. Se fossem colocados os 10 kg de uma vez só em cada reator, um deles receberia somente o resíduo que ficara na parte superior do recipiente e outro apenas o do fundo. Como os resíduos já sofrem certa decomposição dentro do recipiente e as condições para essa decomposição são diferentes em cima e embaixo, haveria condições iniciais diferentes no reator experimental e no reator controle. Essa pesagem foi feita na mesma balança usada na preparação da FORSUDp (Figura 17).

Figura 17 – Pesagem da FORSUDp a ser introduzida no reator

Figura 18 – FORSUDp no reator de sólidos

Depois de introduzido o resíduo adicionou-se o lixiviado, no volume necessário para atingir o teor adequado de sólidos totais. Esse volume foi de 14,540 L. A precisão na medida foi conseguida dosando-se o lixiviado com auxílio de uma proveta de 1 000 mL (Figuras 19 e 20). Para garantir a mistura adequada entre substrato e inóculo o meio de reação foi agitado com auxílio de uma haste de madeira (Figura 21).

Figura 19 – Medindo o volume de lixiviado

Figura 20 – Colocando o lixiviado no reator

Figura 21 – Misturando o resíduo e o lixiviado

As Figuras 22 e 23 mostram o meio de reação antes e depois da agitação:

Figura 22 – Meio de reação antes da agitação

Figura 23 – Meio de reação após a agitação

Os reatores não foram tamponados, pois se esperava que a alcalinidade produzida no filtro anaeróbio seria suficiente para tal. Essa suposição revelou-se verdadeira, como se verá mais adiante.

4.8.3. Filtros anaeróbios

Os filtros anaeróbios foram cheios apenas com lixiviado.

Se o lixiviado fosse colocado por cima do reator, corria-se o risco de formar bolsões vazios, com acúmulo de ar. Além disso, como o meio suporte é menos denso que a água, ele flutuaria e se tornaria difícil mantê-lo no lugar, uma vez que ele era colocado até preencher todo o volume do reator. Então, optou-se por fechar primeiro o topo do reator e só então adicionar o lixiviado, o que foi feito pelo dispositivo de entrada.

Para introduzir o lixiviado pela parte de baixo do reator utilizou-se um dispositivo adequado (Figura 24), cuja entrada ficava acima do nível máximo de líquido no interior do reator (Figura 25).

Figura 24 – Dispositivo para introdução do lixiviado

Figura 25 – Detalhe do limite superior do dispositivo

Para se conseguir condições iniciais semelhantes nos filtros adotou-se a seguinte metodologia: como o lixiviado estava acondicionado em recipientes plásticos de 20 L, optou-se por adicionar um litro de cada recipiente por vez. O recipiente era agitado e então se recolhia 1 L com auxílio de um copo de Becker, colocando-o no reator. Acredita-se que com isso o líquido coletado era representativo do conteúdo do

recipiente todo. Em seguida, fazia-se o mesmo com o segundo recipiente e assim por diante, até preencher o filtro. Então, repetia-se o processo para o filtro seguinte. Periodicamente se balançava os filtros para eliminar possíveis bolsões de ar.

4.9. Coleta de amostras de lixiviado

O lixiviado era coletado semanalmente para fazer as análises citadas mais adiante. Media-se o volume coletado em cada reator do sistema. Esse volume era repostado na forma de água destilada no reator de sólidos. Não se fazia reposição no filtro anaeróbico porque ela só poderia ser feita pela parte superior do mesmo, junto ao ponto de coleta. Como é pouco provável que a água adicionada se misturasse à totalidade do volume do filtro, ela seria de qualquer modo transferida ao reator de sólidos pelo bombeamento.

No reator de sólidos, ela teria primeiro que atravessar o meio de reação, garantindo algum grau de mistura com o mesmo.

É importante repor o volume retirado para manter a carga hidráulica original. Do contrário, haveria variação no volume bombeado, como já foi mencionado.

4.10. Análises e exames

A Tabela A1 (em anexo) apresenta as diversas análises físico-químicas utilizadas para caracterizar a FORSUDp e os meios de reação, assim como para o acompanhamento do processo de degradação. Apresenta-se também os métodos empregados, a frequência de amostragem e as referências onde estão descritos.

As análises cromatográficas, assim como DQO bruta, pH, alcalinidade total e alcalinidade a ácidos voláteis foram realizadas no Laboratório de Processos Biológicos (LPB). As demais análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento.

4.10.1. Cromatografia a gás para ácidos voláteis

A concentração dos diversos ácidos voláteis no lixiviado foi determinada por cromatografia a gás, segundo Moraes *et al.* (2000).

Foi usado um cromatógrafo HP 6890 com detector de ionização de chama (FID) e coluna HP INNOWAX com 30 m de comprimento, 0,25 mm de diâmetro interno e

0,25 µm de espessura do filme. O gás de arraste foi o hidrogênio, com fluxo de 2,0 mL/min. Injetava-se um volume de 1,0 µL, com razão de “*split*” de 20. A temperatura de injeção era de 250 °C. O forno operava a temperatura variável, começando com 100 °C por 3 min, depois subindo a uma velocidade constante de 5 °C por min até atingir os 180 °C, temperatura essa mantida por mais 5 min. Para limpeza da coluna aplicava-se um “*post-run*” de 5 min a 200 °C. O detector operava a uma temperatura de 300 °C, com um fluxo de ar sintético (300 mL/min), de nitrogênio (33 mL/min, para o “*make-up*”) e de hidrogênio (30 mL/min, para alimentar a chama do detector).

A metodologia utilizada permitiu a quantificação dos ácidos acético, propiônico, isobutírico, butírico, isovalérico, valérico e capróico. Entretanto, para a interpretação dos resultados, utilizou-se somente as concentrações dos ácidos acético, propiônico e butírico.

4.10.2. Cromatografia a gás para o biogás

A composição do biogás em termos de nitrogênio, metano e gás carbônico foi determinada com o uso de cromatografia a gás.

Foi utilizado um cromatógrafo a gás Gow-Mac série 150, com detector de condutividade térmica de 150 mA e temperatura de 70 °C, coluna de aço inox com 2,0 m de comprimento por 1/4” de diâmetro interno, preenchida com Porapak Q 80-100 Mesh, usando hidrogênio como gás de arraste, com fluxo de arraste de 60 mL/min, em forno a 50 °C.

As amostras foram coletadas usando-se uma seringa do tipo “*gas-tight*”. A coleta era feita perfurando a mangueira de silicone que conduzia o biogás para o medidor de volume. A borracha de silicone tem a vantagem de vedar o furo após a saída da seringa, evitando a perda do biogás. Para remover o ar residual a seringa era “lavada” três vezes com o próprio biogás. Por fim, recolhia-se 1 mL de biogás que era levado ao cromatógrafo.

A porcentagem de cada gás foi calculada com base na área do cromatograma, de acordo com as seguintes equações, fornecidas pelo Laboratório de Processos Biológicos do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC-USP:

$$\%N_2 = \frac{\text{área do cromatograma}}{761313} \quad (3)$$

$$\%CH_4 = \frac{\text{área do cromatograma} + 11974}{805820} \quad (4)$$

$$\%CO_2 = \frac{\text{área do cromatograma}}{857423} \quad (5)$$

As amostragens de biogás foram feitas diariamente durante as duas primeiras semanas e, após, três vezes por semana. A maior frequência no início visou determinar com maior exatidão o dia do início da produção de metano.

4.10.3. Volume de biogás gerado

A produção de biogás (volume gerado) deveria ter sido medida com auxílio de frascos de Mariotte conectados por meio de mangueiras de silicone aos pontos de coleta de biogás no topo dos reatores. Porém, houve um problema com os mesmos.

O sifão dos frascos de Mariotte tinha uma abertura excessivamente grande. Para que um frasco desses funcione adequadamente, o fluxo de água deve ser interrompido sempre que as pressões interna e externa se igualem. Ou seja, ambos os lados deveriam estar à pressão atmosférica. Para isso, a abertura do sifão deve ser a menor possível. Aberturas maiores fazem com que seja necessária uma pressão negativa no interior do frasco para segurar a água.

Isso pode ser facilmente verificado adaptando-se à entrada do frasco uma mangueira que contenha uma certa quantidade de água, como um nível de obra. Se a pressão for a mesma nas duas extremidades, o nível da água será o mesmo nos dois pontos. Não era o que acontecia ao se ligar o dito “nível” no frasco. A extremidade conectada ao frasco mostrava a água num nível mais alto. Isto significa que a pressão no interior do recipiente era menor que a atmosférica.

O efeito prático disto é que o ar – ou, no caso, o biogás – era literalmente “sugado” pelo frasco, aparentando uma vazão muito acima da real. O frasco mostrava um borbulhar rápido, contínuo e uniforme que só parava quando o primeiro ficava vazio. Completamente diferente do que ocorria se deixássemos a mangueira do biogás mergulhada num Béquer. Ali o borbulhar era muito menos intenso. Ou seja, algo estava de fato errado. Portanto, todas as medidas de biogás foram descartadas.

4.10.4. Microscopia óptica

Para acompanhar-se o desenvolvimento da biomassa no lixiviado foram feitos exames de microscopia óptica de contraste de fase e fluorescência, com frequência semanal. A microscopia de fluorescência permite identificar as arqueas metanogênicas (com exceção do gênero *Methanosaeta*, que não fluoresce) sem a necessidade de preparações especiais.

Foi utilizado microscópio Olympus modelo BX51. O programa de aquisição e processamento das imagens foi o Image-Pro Plus.

As lâminas foram preparadas com ágar 20%, pois o mesmo retém água e permite a imobilização dos microrganismos. Uma gota da amostra era pingada sobre a lâmina com auxílio de uma pipeta de Pasteur, sendo depois recoberta com uma lamínula. As lâminas eram lavadas com álcool após o uso. As lamínulas foram todas descartadas, pois poderiam carregar microrganismos de uma semana para a outra, uma vez que é bastante difícil limpá-las.

As observações da microbiota do lixiviado eram feitas semanalmente, uma lâmina para cada reator. De cada lâmina foram fotografados 20 campos, com duas fotos por campo, uma em contraste de fase e a outra com fluorescência, totalizando 40 fotos por lâmina. Essa metodologia é adaptação do método 9216 do Standard Methods (APHA *et al.*, 1999).

Dezenove morfologias foram escolhidas para serem acompanhadas. Essas morfologias encontram-se listadas na Tabela A7. Para cada lâmina contou-se o número de campos em que cada morfologia aparecia. Transformado em porcentagem, esse valor foi utilizado como estimativa da maior ou menor presença de cada morfologia em cada momento da operação dos reatores.

4.10.5. Microscopia eletrônica de varredura

Ao final do experimento procedeu-se ao exame do meio suporte por microscopia eletrônica de varredura, com vistas a identificar se houve ou não desenvolvimento de biofilme e qual a extensão do mesmo. Fragmentos do meio suporte suficientemente pequenos para serem levados ao microscópio eletrônico foram recortados dos anéis com auxílio de uma tesoura, tomando-se o máximo cuidado para evitar danos ao biofilme.

Usou-se o microscópio Zeiss DSM-960, pertencente ao Instituto de Física de São Carlos, da USP. As imagens foram armazenadas de forma eletrônica.

As amostras a serem observadas foram preparadas segundo a metodologia de Nation (1983) adaptada por Araújo (1995). As amostras foram mergulhadas em glutaraldeído por 12 horas (durante uma noite). Na manhã seguinte elas foram lavadas com solução tampão fosfato, em três banhos de 10 min cada. Após, foram desidratadas por banhos sucessivos em soluções de álcool cada vez mais concentradas: 50%, 70%, 80%, 90%, 95% e 100%. Para cada concentração foram dados três banhos de 10 min nas amostras. Então, elas foram deixadas secar ao ar em placas de Petri para que o álcool evaporasse. Após secas foram fixadas nos suportes apropriados para microscopia eletrônica com auxílio de esmalte de unhas incolor. Por fim, as amostras foram secas em estufa a 60 °C por 45 min.

Depois de prontas as amostras foram encaminhadas ao laboratório de microscopia eletrônica do Instituto de Física de São Carlos para receberem o banho de ouro, que as torna condutoras de eletricidade e permite a observação no microscópio de varredura.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Características da FORSUDp e meios de reação

A Tabela 6 apresenta os resultados obtidos nos ensaios de sólidos realizados no início do experimento com a fração sólida, inóculo e meios de reação.

Tabela 6 – Sólidos totais da FORSUDp, inóculo e meios de reação

Material	ST (%)	STV (%)	STF (%)
FORSUDp	30	26	4
Lixiviado	1	0	1
Meio de reação do reator de sólidos controle	14	11	3
Meio de reação do reator de sólidos experimental	10	9	1

Vê-se que a concentração de sólidos totais obtida no sistema experimental foi inferior à do sistema controle. Entretanto, é preciso levar-se em consideração que o ensaio para determiná-la é muito impreciso, pois é muito difícil obter-se uma amostra de meio semi-sólido com a mesma proporção entre sólido e líquido do material original. Considera-se, portanto, como válida a proporção calculada de sólidos totais, ou seja, 13%.

5.2. Demanda química de oxigênio (DQO)

As Figuras 26 a 29 apresentam a variação da DQO de amostras não-filtradas e filtradas ao longo do tempo, nos dois sistemas de reatores. As linhas verticais tracejadas indicam os períodos de operação de cada uma das taxas de recirculação aplicadas ao sistema experimental. Os dados de origem dos gráficos se encontram na Tabela A2 (em anexo).

Figura 26 – Variação da DQO de amostras não filtradas ao longo do tempo nos reatores de sólidos

Figura 27 – Variação da DQO de amostras não filtradas ao longo do tempo nos filtros anaeróbios

Figura 28 – Variação da DQO de amostras filtradas ao longo do tempo nos reatores de sólidos

Figura 29 – Variação da DQO de amostras filtradas ao longo do tempo nos filtros anaeróbios

O sistema experimental removeu mais rapidamente a DQO no reator de sólidos que o sistema controle. A curva do reator experimental parece ter a mesma forma da do reator controle, porém adiantada no tempo. Isto é outro indicativo da aceleração do processo como um todo.

Observando as curvas dos filtros anaeróbios, o que se nota é que até o dia 35 a DQO efluente do filtro controle se equivale à do reator de sólidos, dando a idéia de que o filtro ainda não havia começado a degradar a matéria orgânica que nele chegava. Isso pode ter sido consequência da carga orgânica mais elevada aplicada a ele desde o início ou de tempo de detenção hidráulica muito pequeno. Já o filtro experimental nunca apresentou DQO efluente superior a 11 000 mg/L, o que indica que os microrganismos tiveram tempo suficiente para tratar a carga orgânica ou que a mesma não foi suficientemente alta para inibir seu crescimento.

As curvas da DQO das amostras filtradas mostram comportamento similar aos da DQO das amostras não filtradas, apenas havendo início mais rápido do decaimento da mesma no sistema controle, o que é de se esperar por essa fração ser mais facilmente degradável.

Note-se que até o 14º dia de operação houve casos em que os valores da DQO das amostras filtradas foram superiores aos das amostras não-filtradas, conforme se pode observar Na tabela A2. No caso mais extremo, ocorrido na amostra do 7º dia do filtro anaeróbio do sistema experimental, a DQO filtrada foi 34% superior à DQO não filtrada. Uma possível explicação seria o fato de que os ensaios foram feitos em laboratórios diferentes. Um teste foi feito, analisando uma mesma amostra nos dois laboratórios. A diferença encontrada, de 8%, não foi suficiente para justificar o ocorrido (os 34% citados correspondem aos valores já corrigidos após o teste. A hipótese mais plausível é a de falha na execução dos primeiros ensaios devido à inexperiência dos mestrandos em procedimentos laboratoriais.

Outro ponto a ser observado é a DQO, tanto de amostras não filtradas quanto filtradas, no dia 95. Elas são idênticas em ambos os sistemas, o que indicaria que ambos chegaram ao mesmo estágio de degradação do substrato. Porém, nota-se ligeiro aumento na DQO do sistema experimental em relação ao dia 49. Descontados eventuais erros de medida, talvez isso possa indicar o começo da degradação de uma fração mais recalcitrante do substrato.

5.3. pH

As Figuras 30 e 31 apresentam a variação do pH ao longo do tempo para os dois sistemas de reatores. Os dados brutos se encontram na Tabela A3.

Figura 30 – Variação do pH ao longo do tempo no sistema controle

Figura 31 – Variação do pH ao longo do tempo no sistema experimental

O filtro anaeróbio do sistema experimental conseguiu manter o pH acima de 7,0 em todo o período de funcionamento. Isso fez com que o reator de sólidos do sistema experimental atingisse a faixa neutra antes do reator do sistema controle.

Note-se que no sistema controle a recuperação do pH no reator de sólidos foi precedida pela recuperação do filtro anaeróbio, o que é um indicativo de que este último tem papel fundamental na manutenção das condições internas do primeiro.

5.4. Alcalinidade total

As Figuras 32 e 33 apresentam a variação da alcalinidade total para os dois sistemas de reatores. Os dados de origem se encontram na Tabela A2.

O comportamento da alcalinidade total foi o mesmo nos dois sistemas de reatores, sempre crescente. Nos filtros anaeróbios nota-se queda inicial em relação à alcalinidade presente no inóculo, função dos ácidos voláteis oriundos dos reatores de sólidos. Entretanto, esta queda foi menor e a sua recuperação mais rápida no filtro do sistema experimental.

O sistema de duas fases mostrou-se, assim, capaz de gerar alcalinidade e manter o pH dentro de faixas adequadas sem necessidade de tamponamento.

Figura 32 – Variação da alcalinidade total com o tempo nos reatores de sólidos

Figura 33 – Variação da alcalinidade total com o tempo nos filtros anaeróbios

5.5. Alcalinidade a ácidos voláteis

As Figuras 34 e 35 apresentam o comportamento da alcalinidade a ácidos voláteis ao longo do tempo nos dois sistemas de reatores. Os dados se encontram na Tabela A2

Figura 34– Variação da alcalinidade a ácidos voláteis com o tempo nos reatores de sólidos

Figura 35 – Variação da alcalinidade a ácidos voláteis com o tempo nos filtros anaeróbios

Nos reatores de sólidos a alcalinidade a ácidos voláteis só começou a diminuir a partir do dia 21. Após esse dia, ela foi diminuindo progressivamente nos dois reatores, porém mais rapidamente no sistema experimental, que atingiu o equilíbrio por volta do dia 49.

No filtro anaeróbio controle a alcalinidade a ácidos voláteis aumentou progressivamente até o dia 28, quando começou a diminuir. No filtro controle só se verificou aumento na primeira semana. Isto é outro indicativo de que a carga orgânica mais baixa aplicada ao sistema experimental no início da operação foi fundamental para que o mesmo partisse mais rapidamente e cumprisse sua função de manter o pH no reator de sólidos.

5.6. Nitrogênio

As Figuras 36 e 37 apresentam a variação das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl e amoniacal para os dois sistemas de reatores. Os dados se encontram na Tabela A2.

O comportamento das duas formas de nitrogênio foi similar nos sistemas experimental e controle. O NTK nos reatores de sólidos apresentou ligeiro decréscimo inicial, tornando a subir lentamente depois. No mais, o que se observa é lento crescimento de ambas as formas de nitrogênio em ambos os sistemas.

Esperava-se uma redução do NTK devido à incorporação na biomassa, porém esse efeito não foi observado.

Figura 36 – Variação das concentrações de NTK e N-NH₃ ao longo do tempo nos reatores de sólidos

Figura 37 – Variação das concentrações de NTK e N-NH₃ ao longo do tempo nos filtros anaeróbios

As Figuras 38 e 39 mostram o comportamento das duas formas de nitrogênio em cada um dos sistemas.

Figura 38 – Variação da concentração de NTK e N-NH₃ no sistema controle ao longo do tempo

Figura 39 – Variação da concentração de NTK e N-NH₃ no sistema experimental ao longo do tempo

Observando as figuras, vê-se que, à exceção das primeiras semanas, não houve remoção significativa de NTK, quer no sistema controle, quer no experimental. Quanto ao nitrogênio amoniacal, esse não sofreu qualquer alteração.

Note-se que não se esperaria de qualquer modo remoção de nitrogênio amoniacal, pois o nitrogênio é preferencialmente incorporado pelos microrganismos na forma de aminoácidos.

5.7. Fósforo total

As Figuras 40 e 41 apresentam o comportamento das concentrações de fósforo total nos dois sistemas de reatores. Os dados se encontram na Tabela A2.

É interessante notar que há uma queda acentuada na concentração de fósforo total nos reatores de sólidos, mais acentuada no sistema experimental. No sistema controle, o fósforo se comporta da mesma maneira nos dois reatores. No efluente do filtro anaeróbio experimental, a concentração de fósforo se mantém sempre baixa, mais baixa que o efluente do reator de sólidos e sempre pouco acima da observada no inóculo.

Uma explicação possível para isso é a mudança de pH do meio. O fosfato, em presença de amônio e magnésio, precipita na forma de estruvita quando o pH ultrapassa 7,5 (Parsons & Doyle, 2004). A Figura 42 apresenta a relação entre a concentração de fósforo com o pH do meio, indicando que o fósforo sai rapidamente da solução em pH alcalino.

De qualquer modo, esta variação, muito provavelmente, não se deve à incorporação de fósforo pela biomassa.

O aumento na concentração de fósforo observado no dia 95 para o reator de sólidos experimental e para o filtro anaeróbio controle deve ser devido a algum erro de medida ou procedimento laboratorial. Se a subida tivesse acontecido num único sistema, ou apenas num dos tipos de reator, talvez pudesse ser consequência natural do andamento do processo. Mas não parece ser o caso.

Figura 40 – Variação da concentração de fósforo total nos reatores de sólidos ao longo do tempo

Figura 41 – Variação da concentração de fósforo total nos filtros anaeróbios ao longo do tempo

Figura 42 – Relação entre pH e fósforo total

5.8. Ácidos voláteis

As Figuras 43 a 45 apresentam as variações das concentrações dos diversos ácidos voláteis ao longo do tempo. Os dados se encontram na Tabela A4.

O comportamento do ácido acético é similar nos reatores de sólidos, embora suas concentrações sejam sempre mais baixas no reator teste.

No tocante aos filtros anaeróbios, o que se nota é que o filtro do sistema controle acompanha as flutuações do reator de sólidos. O comportamento errático dos dados não permite dizer se estava havendo alguma remoção ou não. Já o filtro do sistema experimental se mostrou excelente na remoção do acetato. Isso talvez se deva à baixa taxa de carregamento orgânico aplicada no início, que não provocou inibição do crescimento da biomassa.

Figura 43 – Variação das concentrações de ácido acético nos diversos reatores

A influência do carregamento orgânico talvez fique mais evidente no comportamento do ácido propiônico.

Figura 44 – Variação da concentração de ácido propiônico ao longo do tempo nos diversos reatores

No sistema controle a concentração de propionato sofreu ligeiro aumento ao longo do tempo, o que indica que o sistema não se revelou capaz de metabolizá-lo. Já o sistema experimental mostrou desde o início elevada remoção deste ácido, principalmente no filtro anaeróbio. Isto corrobora a idéia de que é possível incentivar o crescimento de bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio desde que sejam submetidas inicialmente a baixas cargas orgânicas. A metabolização mais rápida do propionato pode ser um dos fatores que favoreceram a aceleração do processo no sistema experimental.

Figura 45 – Variação das concentrações de ácido butírico ao longo do tempo nos diversos reatores

O sistema experimental também mostrou uma maior capacidade de degradar butirato que o sistema controle (Figura 45). Neste último, nota-se que o filtro acompanhou o comportamento do reator de sólidos, o que indica que sua participação nesse processo tenha sido mínima. Mais uma vez fica clara a importância de condições adequadas de partida para o filtro anaeróbio e o papel deste na aceleração da degradação dos resíduos.

Cabe ressaltar que as três últimas figuras indicam que o andamento das reações nos dois sistemas é completamente diferente. Ou seja, uma mesma configuração de reator, operada de maneiras diferentes, pode levar a comportamentos diametralmente opostos, não só em termos de velocidade de reação mas também de interação entre seus

componentes. Para exemplificar, veja-se o caso do ácido propiônico. O filtro anaeróbio do sistema controle foi totalmente inócuo quanto a ele, exatamente o contrário do que aconteceu no sistema experimental.

5.9. Porcentagem de metano no biogás

As Figuras 46 e 47 apresentam as porcentagens de metano presentes no biogás dos diversos reatores. Os dados se encontram na Tabela A5.

Nos reatores de sólidos, o metano começa a aparecer numa maior proporção primeiro no sistema experimental. Porém, com o passar do tempo, essa proporção é mais relevante no reator controle. Nos filtros observa-se comportamento análogo.

Os picos de produção de metano no filtro anaeróbio experimental ocorreram nos dias em que se aumentou a taxa de recirculação. Como as medidas eram feitas *antes* do aumento, é possível afirmar que o aumento da carga orgânica ou a diminuição do tempo de detenção hidráulica causou, no primeiro momento, prejuízo ao funcionamento do filtro, que foi recuperado ao longo dos dias.

Note-se que os reatores apresentam similaridades no comportamento errático das medidas. Isto é indício de que as flutuações devem ser em grande parte devidas a problemas metodológicos, muito provavelmente na coleta do biogás. As seringas utilizadas, de plástico, não garantiam perfeita vedação, nem tampouco constância de volume. A maneira com que se injetava a amostra no cromatógrafo também pode ter sido fonte de erro.

É difícil fazer observações sobre o biogás sem relacionar dados de composição com informações sobre o volume produzido. Infelizmente, estas últimas foram perdidas devido ao problema ocorrido com os frascos de Mariotte. Os demais parâmetros medidos, porém, são suficientes para que se possa afirmar com alguma segurança que o sistema experimental degradou o substrato mais eficientemente que o sistema controle.

Figura 46 – Porcentagem de metano no biogás dos reatores de sólidos

Figura 47 – Porcentagem de metano no biogás dos filtros anaeróbios

5.10. Série de sólidos

As Figuras 48 a 56 apresentam o comportamento das concentrações dos sólidos no lixiviado dos diversos reatores. Os dados de origem se encontram na Tabela A6.

Figura 48 – Variação na concentração de sólidos totais nos reatores

Figura 49 – Variação da concentração de sólidos totais voláteis nos reatores

Figura 50 – Variação da concentração de sólidos totais fixos nos reatores

Figura 51 – Variação da concentração de sólidos suspensos totais nos reatores

Figura 52 – Variação da concentração de sólidos suspensos voláteis nos reatores

Figura 53 – Variação da concentração de sólidos suspensos fixos nos reatores

Figura 54 - Variação da concentração de sólidos dissolvidos totais nos reatores

Figura 55 – Variação da concentração de sólidos dissolvidos voláteis nos reatores

Figura 56 – Variação da concentração de sólidos dissolvidos fixos nos reatores

A grande diminuição da concentração de sólidos suspensos nos reatores de sólidos na primeira semana se deve ao fato de que a primeira medida foi feita diretamente sobre o meio de reação filtrado na tela de malha fina, ou seja, em condições completamente diferentes das amostragens rotineiras.

Os picos de concentração de sólidos suspensos fixos podem dever-se à precipitação do fósforo, talvez na forma de estruvita, conforme visto no item 5.6. Note-se que no sistema controle os picos ocorreram por volta do 42º dia, no reator de sólidos do sistema experimental no 35º dia e no filtro anaeróbio do sistema experimental no 14º dia. Comparando com os gráficos de pH (Figuras 30 e 31), vê-se que os picos de sólidos suspensos fixos correspondem aos momentos em que o pH dos reatores atingiu a faixa de 8,0. Ao se abrir os filtros no final do experimento, notou-se quantidade razoável de material semelhante a areia aderido à parede do filtro e ao meio suporte, que se assemelha à feita por Parsons & Doyle (2004) para a estruvita.

No gráfico dos sólidos dissolvidos voláteis (Figura 55) nota-se que o comportamento dos mesmos é idêntico nos dois reatores do sistema controle, ao passo que são bastante removidos pelo filtro anaeróbio do sistema experimental. Mais uma comprovação de que a estratégia de operação mudou completamente a interação entre

os reatores, além de permitir a efetiva partida do filtro anaeróbio do sistema experimental.

A variação observada na saída de sólidos dissolvidos fixos dos reatores de sólidos foi atenuada pelo filtro anaeróbio do sistema experimental, ao contrário do sistema controle. Como esses sólidos não são degradáveis, isso significa que pelo menos uma parte da remoção observada se deve a fenômenos físico-químicos que acontecem de forma diferente nos dois filtros. Talvez possa até mesmo ser efeito do pH.

5.11. Microscopia óptica

A Tabela A7 apresenta a frequência de aparecimento de cada morfologia ao longo do tempo, na forma de porcentagem. Os resultados obtidos com a metodologia empregada foram pouco satisfatórios. As morfologias estudadas, na sua maioria, reuniam num único grupo uma grande quantidade de organismos diferentes. Por exemplo, todos os organismos com forma de bacilo foram agrupados juntos. Variações que poderiam ter ocorrido numa determinada espécie foram muito provavelmente mascaradas por variações em sentido contrário ocorridas com outras espécies. Muitas morfologias apresentaram uma variação errática ao longo do tempo, não podendo ser correlacionadas aos parâmetros de operação do reator. Apesar disso, algumas observações e correlações puderam ser efetivadas.

As figuras 57 e 58 apresentam a variação temporal da frequência de aparecimento de cocos não fluorescentes.

Vê-se que, para um mesmo sistema, a frequência de aparecimento de cocos não fluorescentes foi aproximadamente a mesma no reator de sólidos e no filtro. Embora no sistema controle a diferença entre o filtro e o reator de sólidos no 21º dia seja grande, a tendência de variação é a mesma.

As figuras também indicam que a estratégia de operação adotada para cada sistema influenciou decisivamente na microbiota do mesmo. É possível concluir isto observando a diferença de comportamento da frequência de aparecimento de cocos não fluorescentes entre os dois sistemas.

Figura 57 – Variação temporal da frequência de aparecimento de cocos não fluorescentes no sistema controle

Figura 58 – Variação temporal da frequência de aparecimento de cocos não fluorescentes no sistema experimental

As figuras 59 e 60 apresentam a variação temporal da frequência de aparecimento de bacilos não fluorescentes.

Figura 59 – Variação temporal da frequência de bacilos não fluorescentes no sistema controle

Figura 60 – Variação temporal da frequência de bacilos não fluorescentes no sistema experimental

Nota-se que o comportamento dos bacilos não fluorescentes é aproximadamente o mesmo para os dois sistemas. Isto é um indicativo de que estratégias de operação diferentes podem ter maior influência sobre determinados grupos microbianos do que sobre outros. Mesmo utilizando categorias que englobam um grande número de organismos diferentes (cocos e bacilos), vê-se que é possível observar este fato.

Quanto aos organismos fluorescentes, que devem ser, na sua maior parte, metanogênicos, não foi possível estabelecer correlação entre sua frequência de aparecimento e a porcentagem de metano no biogás.

As figuras 61 e 62 mostram que, considerando os reatores de sólidos, o desenvolvimento de cocos fluorescentes ocorreu primeiro no sistema controle, porém, foi bastante limitado neste último. No reator de sólidos do sistema experimental, embora tenha havido um atraso (desconsiderando-se o primeiro pico, do 7º dia) o desenvolvimento dos cocos fluorescentes foi muito maior. Para os filtros anaeróbios, o sistema experimental favoreceu mais o desenvolvimento dos cocos fluorescentes, tanto em termos de início do desenvolvimento quanto em quantidade.

O sistema experimental como um todo favoreceu muito mais o desenvolvimento de cocos fluorescentes que o sistema controle. Isto pode ter ocorrido graças às mudanças bruscas na taxa de recirculação, que funcionaram como “pulsos” de variação nas condições ambientais. A ocorrência desses “pulsos” tem sido citada como responsável pelo aumento da biodiversidade em vários ecossistemas.

As figuras 63 e 64 apresentam a frequência de aparecimento das morfologias bacilos fluorescentes e cocobacilos fluorescentes. Optou-se por reunir estas categorias por apresentarem padrão de variação semelhante para todos os reatores.

Figura 61 – Variação temporal da frequência de aparecimento de cocos fluorescentes no sistema controle

Figura 62 – Variação temporal da frequência de cocos fluorescentes no sistema experimental

Figura 63 – Variação temporal da frequência de aparecimento de bacilos e cocobacilos fluorescentes no sistema controle

Figura 64 – Variação temporal da frequência de aparecimento de bacilos e cocobacilos fluorescentes no sistema experimental

Quanto aos bacilos e cocobacilos fluorescentes, nota-se que o sistema controle favoreceu o desenvolvimento antecipado dos mesmos, tanto no reator de sólidos quanto no filtro anaeróbio. O filtro anaeróbio do sistema experimental promoveu um

desenvolvimento mais intenso de bacilos e cocobacilos fluorescentes, embora em etapa posterior à do filtro do sistema controle.

As figuras 65 e 66 apresentam a variação temporal das morfologias semelhantes ao gênero *Methanosarcina*.

Figura 65 – Variação temporal da frequência de aparecimento de morfologias semelhantes a *Methanosarcina* no sistema controle

Figura 66 – Variação temporal da frequência de aparecimento de morfologias semelhantes a *Methanosarcina* no sistema experimental

A baixa frequência de aparecimento das morfologias semelhantes a *Methanosarcina* nos dois sistemas de reatores é um indicativo de que estes organismos devem ser pouco significativos para a operação do reator. Picanço (2004) já havia observado que no sistema de duas fases com taxa de recirculação constante, semelhante ao sistema controle do presente experimento, os momentos de maior produção de metano estavam associados à presença de cocos fluorescentes e não a morfologias semelhantes a *Methanosarcina*.

As figuras a seguir ilustram alguns microrganismos encontrados nos reatores.

Figura 67 – Morfologias semelhantes a *Methanosarcina* (contraste de fase)

Figura 68 – Morfologias semelhantes a *Methanosarcina* (fluorescência)

Figura 69 – Cocos fluorescentes, bacilos e cocobacilos não fluorescentes (contraste de fase)

Figura 70 – Cocos fluorescentes, bacilos e cocobacilos não fluorescentes (fluorescência)

5.12. Microscopia eletrônica de varredura

A observação do meio suporte no microscópio eletrônico de varredura ao final do experimento permitiu confirmar o estabelecimento de biofilme em ambos os filtros anaeróbios (controle e teste). Esse biofilme ainda estava em estágio inicial de desenvolvimento, pois ainda havia grandes espaços vazios no meio suporte. Nas fotos a seguir é possível observar a significativa quantidade de polímeros extracelulares usados na fixação dos microrganismos, assim como a presença de fibras soltas no meio suporte que facilitam a aderência do biofilme. Não foi possível identificar diferenças significativas entre o biofilme aderido no filtro controle e o aderido no filtro experimental. As imagens abaixo, portanto, ilustram o que foi observado nos dois filtros.

Figura 71 – Fragmento de meio suporte com biofilme aderido

Figura 72 – Biofilme aderido ao meio suporte

Figura 73 – Início da aderência de microrganismos. Notar as fibras do meio suporte

Figura 74 – Biofilme desenvolvido

Figura 75 – Biofilme e áreas livres

Figura 76 – Material destruído por erro na preparação

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1. Conclusões

Pelos resultados obtidos, pode-se concluir que o aumento progressivo da taxa de recirculação acelerou a degradação da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos padronizada em sistema híbrido composto por reator de sólidos sem agitação e filtro anaeróbio ascendente usando eletrodutos de polietileno como meio suporte.

Concluiu-se também, com base na variação temporal das variáveis medidas no lixiviado, que a forma de operação testada modifica completamente o comportamento do sistema, incluindo a inter-relação entre filtro anaeróbio e reator de sólidos.

6.2. Propostas para futuras pesquisas

- a) Avaliar o funcionamento de um sistema híbrido em temperatura ambiente, não controlada, mais próximo das condições reais de operação.
- b) Operar sistemas maiores, triturando o resíduo com triturador industrial, próprio para tal, e utilizando a fração que passa na peneira de 2,5 cm, conforme recomendação prática usual. A trituração executada neste trabalho levou o resíduo a ficar em pedaços muito pequenos, que provavelmente favoreceram o processo mas são impossíveis de ser obtidos numa estação em escala real;
- c) Estudar a possibilidade de usar a concentração de ácidos voláteis avaliada por cromatografia gasosa como indicador do momento em que se deve aumentar a taxa de recirculação.

6.3. Sugestões e recomendações

- a) Ao se trabalhar com lixiviado proveniente da digestão anaeróbia de resíduos sólidos, mesmo se usando telas que bloqueiem a passagem de sólidos, não se deve usar mangueiras tão finas como as aqui utilizadas. Elas são muito sujeitas a entupimentos.
- b) Testar as bombas diariamente. Bombas dosadoras como as utilizadas aqui, embora permitam um excelente controle da vazão, também acabam facilmente entupindo.
- c) Em futuros trabalhos, adotar bombas dosadoras que comportem tubulações de maior diâmetro, principalmente se for usado lodo de UASB (que trata esgoto sanitário) como inóculo.
- d) Se possível deve-se usar reatores maiores, o que permitiria trabalhar com vazões maiores e, portanto, dispensaria o uso de bombas de tão pequena capacidade.
- e) Lembrar que um dos objetivos de longo prazo das pesquisas na área de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos urbanos domésticos é a operação de reatores em escala real, os quais são necessariamente grandes, haja vista os sistemas hoje em uso na Europa. Isso implica em que se deva buscar aumento de escala nas próximas pesquisas.
- f) Comprar material sempre em quantidade excedente. Adquirir peças que permitam, pelo menos, montar mais um reator além dos previstos. Quebras são mais freqüentes do que se imagina e as peças de reposição têm que estar imediatamente à mão. Muitas vezes não há tempo para sair e comprar novas.

- g) Sempre montar e operar um protótipo ou sistema piloto antes de montar e operar o sistema definitivo. Eventuais falhas não antes previstas podem ser identificadas usando o protótipo. Mesmo durante a operação o protótipo é útil por permitir testar hipóteses sobre as causas de eventuais problemas observados sem ser preciso interromper o experimento.
- h) As tubulações utilizadas têm que ser pelo menos de $\frac{3}{4}$ ". Meia polegada mostrou-se suficiente, mas se está trabalhando no limite, principalmente quando se deseja que os escoamentos ocorram sempre à superfície livre. Nunca é demais lembrar, por mais óbvio que seja, que o diâmetro das tubulações é essencialmente função das vazões utilizadas.
- i) Investigar o efeito de sistemas de agitação no reator de sólidos. Talvez seu uso permita degradar porcentagem maior do substrato por evitar que a fração menos densa do mesmo flutue e acabe ficando indisponível para os microrganismos.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT (1997). NBR 13969 – *Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação.*
- ALLINGER, N.L., CAVA, M.P., JONGH, D.C., JOHNSON, C.R., LEBEL, N.A., STEVENS, C.L. (1978) *Química Orgânica*. 2ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara. 961 p.
- ANDRADE NETO, C.O., PEREIRA, M.G., MELO, H.N.S. (2000). Materiais alternativos para enchimento de filtros anaeróbios: conduíte cortado e tijolo cerâmico vazado. *Anais da VI Oficina e Seminário Latino-Americano de Digestão Anaeróbia*. Vol. I. pp. 28-35. Recife, PE: Editora Universitária da UFPE.
- APHA, AWWA, WPFC, (1999). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20ª ed., Washington, DC.
- ARAÚJO, J. C. (1995). *Caracterização e evolução do biofilme em reator anaeróbio de leito fluidificado alimentado com esgoto sanitário*. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 158 p.
- BAE, J.H., CHO, K.W., LEE, S.L., BUM, B.S., YOON, B.H. (1998). Effects of leachate recycle and anaerobic digester sludge recycle on the methane production from solid wastes. *Water Science and Technology*, 38 (2), 159-168
- BIDONE, F.R.A. & POVINELLI, J. (1999). *Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos*. São Carlos: EESC-USP. Projeto REENGE.
- BRUMMELER, E. Ten (1993). *Dry anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste*. Tese de Doutorado. Wageningen Agricultural University, Wageningen, Holanda. 193 p.
- CARNEIRO, P.H. (2005). *Efeito da adição de lodo ao inóculo em reator anaeróbio híbrido sólido-líquido tratando fração orgânica de resíduos sólidos urbanos*. Dissertação de Mestrado (a ser defendida). São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

- CHRISTENSEN, T.H., KJELDSSEN, P., LINDHARDT, B. (1996). Gas generating process in landfills. In: CHRISTENSEN, T.H., COSSU, R. & STEGMANN, R. (Eds). (1996). *Landfilling of Waste: Biogas*. London: E & FN Spon. Cap. 2.1.
- CINTRA, I.S., LIBÂNIO, P.A.C., COSTA, B.M.P., CHERNICHARO, C.A.L. (2004). Avaliação de características físicas da massa de resíduos sólidos urbanos no processo de digestão anaeróbia com recirculação de chorume. *Anais do XI SILUBESA – Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Natal, RN.
- CREA-RS – Conselho Regional de Engenharia, Arquitetura e Agronomia do Rio Grande do Sul (2005). Mina de carvão desativada vira aterro sanitário. *Conselho em revista*. Ano I, nº 6.
- DILALLO, R. & ALBERTSON, O. E. (1961) Volatile acids by direct titration. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 33, n. 4, p. 356-365.
- GOMES, L.P. (1989). *Estudo da caracterização física e biodegradabilidade dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários*. Dissertação de Mestrado. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 167 p.
- HARPER, S.R. & POHLAND, F.G. (1986). Recent developments in hydrogen management during anaerobic biological wastewater treatment. *Biotechnology and Bioengineering* 28, 585-602.
- IBGE (2000). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. www.ibge.gov.br. Última consulta em 28/09/04.
- LEHNINGER, A.L. (2002). *Bioquímica*. São Paulo: Edgard Blücher. Vol 1. Tradução da 2ª edição americana. 7ª reimpr.
- LIBÂNIO, P.A.C., COSTA, B.M.P., CINTRA, I.S., CHERNICHARO, C.A.L., von SPERLING, M. (2003). Estudo da influência da recirculação e da inoculação na digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos. *Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Joinville, SC.
- LIMA, L.M.Q. (1988). *Estudo da influência da reciclagem de chorume na aceleração da metanogênese em aterro sanitário*. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

- LISSENS, G., VANDEVIVERE, P., De BAERE, L., BIEY, E.M., VERSTRAETE, W. (2001). Solid waste digestors: process performance and practice for municipal solid waste digestion. *Water Science and Technology* 44 (8), 91-102.
- MATA-ALVAREZ, J., MACÉ, S., LLABRÉS, P. (2000). Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology* 74 (2000) 3-16.
- MENDONÇA, J.C. (2003). *Influência da tinta de impressão na digestão anaeróbia do papel jornal*. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 126 p.
- METCALF & EDDY, INC (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. 3ª ed (Edição Internacional). Cingapura: McGraw-Hill. 1334 p.
- MORAES, E. M., ADORNO, M. A. T., ZAIAT, M. (2000). Determinação de Ácidos Voláteis por Cromatografia Gasosa em Efluentes de Reatores Anaeróbios Tratando Resíduos Líquidos e Sólidos. *Anais da VI Oficina e Seminário Latino-Americano de Digestão Anaeróbia*. Vol. II. pp. 235-238. Recife, PE: Editora Universitária da UFPE.
- NATION, J. L. (1983). A new method using hexamethyldisilazane for preparation of soft insect tissues for scanning electron microscopy. *Stain Technology*, 58 (6), 347-351.
- PARSONS, S.A. & DOYLE, J.D. (2004). Struvite scale formation and control. *Water Science and Technology*, 49 (2), 177-182.
- PICANÇO, A.P. (2004). *Influência da recirculação de percolado em sistemas de batelada de uma fase e híbrido na digestão da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos*. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 142 p + anexos.
- PINTO, D.M.C.R. (2000). *Avaliação da partida da digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos inoculados com percolado*. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 175 p + anexos.
- POHLAND, F.G. & KIM, J.C. (1999). In situ anaerobic treatment of leachate in landfill bioreactors. *Water Science and Technology* 40 (8) 203-210.

- SALGADO, M.T. (2003). *Influência da taxa de recirculação de percolado na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos*. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 76 p.
- SCHALCH, V. & LEITE, W.C.A. (2000). Resíduos Sólidos (Lixo) e Meio Ambiente. In: CASTELLANO, E.G & CHAUDHRY, F.H. (Eds). *Desenvolvimento Sustentado: Problemas e Estratégias*. São Carlos: EESC-USP. Projeto REENGE.
- SPEECE, R.E. (1996). *Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters*. Nashville: Archae Press. 393 p.
- TEIXEIRA, E.N. (1993). *Efeito inibidor da recirculação direta de chorume na decomposição anaeróbia de resíduos sólidos*. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 388 p.
- VAVILIN, A.V., SHCHELKANOV, M.YU., RYTOV, S.V. (2002). Effect of mass transfer on concentration wave propagation during anaerobic digestion of solid waste. *Water Research* 36 (2002) 2405-2409.
- VEEKEN, A, KALYUZHNYI, S., SCHARFF, H., HAMELERS, B. (2000). Effect of pH and VFA on hydrolysis of organic solid waste. *Journal of Environmental Engineering* 126, 12, 1076-1081.
- WANG, J.-Y., XU, H.-L., ZHANG, H., TAY, J.-H. (2003). Semi-continuous anaerobic digestion of food waste using a hybrid anaerobic solid-liquid bioreactor. *Water Science and Technology*, 48 (4), 169-174.

ANEXOS

Tabela A1 – Relação das análises que foram feitas para o acompanhamento do processo

Variável	Método	Aplicação	Frequência	Referência Bibliográfica
Série de sólidos	2540 B	FORSUDp	Início do experimento	APHA <i>et al.</i> , (1999)
	2540D	Inóculo	Início do experimento	
	2540 E	Meios de reação	Início e fim do experimento	
	2540 G	Lixiviado	Semanal	
Teor de umidade	2540 B	FORSUDp	Início do experimento	APHA <i>et al.</i> , (1999)
	2540 G	Meios de reação	Início e fim do experimento	
pH	Potenciométrico	Inóculo	Início do experimento	
		Meios de reação	Início do experimento	
		Lixiviado	Três vezes por semana	
Alcalinidade total	2320 B	Inóculo	Início do experimento	APHA <i>et al.</i> , (1999)
		Lixiviado	Semanal	
Alcalinidade a ácidos voláteis	Titulometria	Inóculo	Início do experimento	DiLallo & Albertson (1961)
		Lixiviado	Semanal	

Tabela A1 - Continuação

DQO sólida	Gomes (1989)	FORSUDp	Início do experimento	Gomes (1989)
		Meios de reação	Início e fim do experimento	
DQO bruta	5220 D	Inóculo	Início do experimento	APHA <i>et al.</i> , (1999)
		Lixiviado	Semanal	
DQO filtrada	5220 D	Inóculo	Início do experimento	APHA <i>et al.</i> , (1999)
		Lixiviado	Semanal	
Nitrogênio Total Kjeldahl	4500-N _{org} B	Inóculo	Início do experimento	APHA <i>et al.</i> , (1999)
		Meios de reação	Início e fim do experimento	
		Lixiviado	Semanal	
Nitrogênio amoniacal	4500-NH ₃ B	Inóculo	Início do experimento	APHA <i>et al.</i> , (1999)
	4500-NH ₃ C	Meios de reação	Início e fim do experimento	
		Lixiviado	Semanal	
Fosfato total	4500-P ?	Inóculo	Início do experimento	APHA <i>et al.</i> (1999)
		Meios de reação	Início e fim do experimento	
		Lixiviado	Semanal	
Ácidos voláteis	Cromatografia gasosa	Inóculo	Início do experimento	Moraes <i>et al.</i> (2000)
		Lixiviado	Semanal	

Tabela A1 - Continuação

Volume de biogás	Deslocamento de líquido	Biogás	3 vezes por semana
Composição do biogás	Cromatografia a gás	Biogás	3 vezes por semana
			(5 vezes por semana nas
			duas primeiras semanas)

Tabela A2 – Concentrações de nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, fósforo, DQO bruta e filtrada (mg/L), alcalinidade total e alcalinidade a ácidos voláteis (mg CaCO₃/L)

Reator de sólidos (controle)

Data	Dia	NTK	N-NH ₃	N org	Fósforo	DQO bruta	DQO filtrada	Alcalinidade total	Alc. a ácidos voláteis
26/5/2004	0	2.849	1.247	1.602	76	39.769	15.469	1.955	5.618
2/6/2004	7	3.562	1.959	1.603	74	32.000	32.019	7.205	12.786
9/6/2004	14	2.612	1.662	950	70	29.367	30.506	5.417	11.624
16/6/2004	21	2.137	1.603	534	74	34.890	27.644	7.100	13.690
23/6/2004	28	2.493	1.707	787	74	36.431	31.015	6.791	12.076
30/6/2004	35	2.434	1.603	831	67	35.082	23.609	7.203	9.686
7/7/2004	42	2.434	1.692	742	46	24.379	13.864	8.479	7.452
14/7/2004	49	2.849	1.217	1.632	32	14.028	9.596	7.074	4.456
29/8/2004	95				30	4.988	4.358	8.998	564

Reator de sólidos (experimental)

Data	Dia	NTK	N-NH ₃	N org	Fósforo	DQO bruta	DQO filtrada	Alcalinidade total	Alc. a ácidos voláteis
26/5/2004	0	2.849	1.454	1.395	68	45.356	16.894	2.212	6.167
2/6/2004	7	2.968	1.514	1.454	72	25.579	31.963	6.694	12.398
9/6/2004	14	2.731	1.751	979	72	30.844	34.408	5.519	11.882
16/6/2004	21	2.256	1.543	712	73	38.678	32.766	7.306	12.011
23/6/2004	28	2.137	1.647	490	28	22.240	16.068	6.586	9.041
30/6/2004	35	2.493	1.647	846	33	9.270	5.465	7.923	3.035
7/7/2004	42	2.434	1.736	697	29	5.470	4.120	8.026	597
14/7/2004	49	2.552	1.647	905	32	4.484	3.435	7.949	549
29/8/2004	95				50	4.275	4.981	7.480	509

Tabela A2 – Continuação

Filtro anaeróbio (controle)

Data	Dia	NTK	N-NH3	N org	Fósforo	DQO bruta	DQO filtrada	Alcalinidade total	Alc. a ácidos voláteis
26/5/2004	0	1.900	1.552	348	15	3.718	2.560	8.662	1.352
2/6/2004	7	2.612	1.543	1.068	67	25.322	18.971	5.212	9.073
9/6/2004	14	2.137	1.573	564	69	28.918	29.632	5.519	10.526
16/6/2004	21	2.078	1.573	505	71	34.183	28.679	6.791	11.559
23/6/2004	28	2.374	1.632	742	66	34.055	28.257	7.203	11.624
30/6/2004	35	2.256	1.707	549	44	32.128	18.075	8.232	8.395
7/7/2004	42	2.256	1.751	505	30	21.522	12.195	8.078	8.814
14/7/2004	49	2.493	1.751	742	30	12.873	8.847	7.332	4.327
29/8/2004	95				45	5.538	4.381	7.369	582

Filtro anaeróbio (experimental)

Data	Dia	NTK	N-NH3	N org	Fósforo	DQO bruta	DQO filtrada	Alcalinidade total	Alc. a ácidos voláteis
26/5/2004	0	1.900	1.552	348	15	3.718	2.560	8.662	1.352
2/6/2004	7	2.256	1.573	683	22	11.003	14.749	6.081	7.426
9/6/2004	14	2.612	1.543	1.068	19	8.178	7.208	7.052	3.035
16/6/2004	21	1.840	1.529	312	15	7.664	6.773	7.923	3.164
23/6/2004	28	2.137	1.573	564	16	6.894	3.789	7.923	1.744
30/6/2004	35	2.137	1.618	519	16	3.555	3.277	8.335	839
7/7/2004	42	2.137	1.647	490	18	3.511	2.643	7.676	530
14/7/2004	49	2.315	1.751	564	21	3.968	3.299	7.898	646
29/8/2004	95				21	4.413	3.932	7.176	600

Tabela A3 – Variação do pH nos reatores

Dia	Sólidos (controle)	Sólidos (experimental)	Filtro (controle)	Filtro (experimental)
0			7,80	7,80
7	6,02	6,08	6,51	7,31
10	5,68	5,65	6,20	7,49
12	5,82	5,77	6,06	7,98
14	5,93	5,70	5,86	8,27
16	5,74	5,72	5,86	8,12
19	5,64	5,56	5,68	7,52
21	5,68	5,79	5,73	8,09
23	5,64	5,84	5,70	7,75
26	5,66	6,59	5,94	7,97
28	5,67	7,09	6,14	8,22
30	5,59	6,98	6,53	7,84
33	6,12	8,00	7,33	8,12
35	7,32	8,07	7,87	8,26
37	7,50	7,75	7,37	7,80
40	7,45	7,79	7,31	7,81
42	7,91	8,26	8,04	8,34
47	7,74	7,96	7,82	7,97
49	7,99	8,08	8,08	8,15
51	8,05	8,11	7,92	7,96
95	8,22	8,21	8,09	8,07

Tabela A4 – Concentração de ácidos graxos voláteis medida por cromatografia gasosa (mg/L)

Reator de sólidos (controle)

Data	Dia	Acético	Propiônico	Isobutírico	Butírico	Isovalérico	Valérico	Capróico
2/6/2004	7	7.962	2.945	-	10.280	11	1.283	3.039
15/6/2004	20	8.153	2.324	-	5.120	110	1.171	2.068
23/6/2004	28	8.739	2.969	-	6.998	225	1.561	2.767
30/6/2004	35	2.950	2.868	-	6.125	189	1.386	2.470
7/7/2004	42	3422	2610	489	540	341	1165	690
14/7/2004	49	573	3769	162	3	232	10	-

Reator de sólidos (experimental)

Data	Dia	Acético	Propiônico	Isobutírico	Butírico	Isovalérico	Valérico	Capróico
2/6/2004	7	5.905	1.535	-	10.270	-	680	127
15/6/2004	20	6.361	1.602	-	8.135	176	1.194	4.972
23/6/2004	28	6.926	1.711	-	1.966	160	685	1.279
30/6/2004	35	745	2.111	53	19	98	45	139
2/7/2004	37	344	1.340	8	9	6	4	7
7/7/2004	42	49	3	1	-	-	0	-
14/7/2004	49	98	19	4	-	-	-	-

Filtro anaeróbico (controle)

Data	Dia	Acético	Propiônico	Isobutírico	Butírico	Isovalérico	Valérico	Capróico
2/6/2004	7	5.659	2.327	-	2.160	-	446	442
15/6/2004	20	9.756	3.058	-	7.237	147	1.675	3.036
23/6/2004	28	5.884	2.252	-	5.314	98	1.217	2.214
30/6/2004	35	880	2.565	-	5.054	151	1.328	2.477
7/7/2004	42	4815	3097	45	206	361	651	38
14/7/2004	49	746	3561	35	2	245	7	0

Filtro anaeróbico (experimental)

Data	Dia	Acético	Propiônico	Isobutírico	Butírico	Isovalérico	Valérico	Capróico
2/6/2004	7	4.755	1.447	-	1.348	-	80	-
15/6/2004	20	1.207	1.619	35	41	68	65	18
23/6/2004	28	725	138	-	56	10	18	36
30/6/2004	35	-	110	53	35	57	46	96
2/7/2004	37	57	5	4	-	-	-	-
7/7/2004	42	63	21	5	0	1	4	-
14/7/2004	49	81	10	2	-	-	-	-

Tabela A5 – Composição do biogás (%)

Data	Dia	Reator de sólidos (controle)			Reator de sólidos (experimental)			Filtro anaeróbio (controle)			Filtro anaeróbio (experimental)		
		N2	CH4	CO2	N2	CH4	CO2	N2	CH4	CO2	N2	CH4	CO2
28/5/2004	2	21%	2%	77%	45 %	2 %	53 %	95 %	2 %	3 %	92%	4%	4%
31/5/2004	5	7%	2%	91%	52 %	2 %	46 %	81 %	9 %	10 %	86%	8%	6%
1/6/2004	6	26%	2%	72%	31 %	2 %	67 %	77 %	14 %	10 %	78%	12%	10%
2/6/2004	7	94%	2%	4%	98 %	1 %	%	71 %	18 %	11 %	81%	13%	6%
3/6/2004	8	24%	3%	73%	42 %	2 %	56 %	70 %	18 %	12 %	77%	16%	6%
4/6/2004	9	22%	4%	74%	43 %	2 %	55 %	81 %	13 %	7 %	79%	17%	4%
7/6/2004	12	94%	3%	3%	97 %	2 %	1 %	73 %	17 %	10 %	72%	26%	2%
8/6/2004	13	95%	3%	2%	97 %	2 %	1 %	71 %	18 %	11 %	65%	33%	3%
9/6/2004	14	31%	10%	60%	49 %	6 %	45 %	87 %	8 %	5 %	72%	25%	3%
14/6/2004	19	32%	11%	56%	49 %	10 %	41 %	83 %	10 %	7 %	65%	31%	4%
16/6/2004	21	94%	4%	2%	94 %	4 %	3 %	17 %	25 %	58 %	12%	62%	26%
18/6/2004	23	98%	2%	0%	96 %	3 %	%	93 %	6 %	1 %	70%	28%	3%
21/6/2004	26	72%	8%	20%	34 %	25 %	41 %	42 %	28 %	31 %	79%	19%	3%
23/6/2004	28	90%	7%	4%	49 %	28 %	23 %	69 %	22 %	8 %	82%	16%	2%
25/6/2004	30	72%	9%	19%	54 %	32 %	15 %	56 %	31 %	13 %	77%	21%	3%
28/6/2004	33	29%	26%	45%	43 %	46 %	11 %	6 %	62 %	31 %	5%	70%	25%
30/6/2004	35	13%	36%	51%	40 %	47 %	13 %	8 %	70 %	21 %	8%	68%	25%
2/7/2004	37	26%	42%	32%	47 %	40 %	13 %	9 %	64 %	27 %	15%	63%	22%
5/7/2004	40	8%	53%	39%	50 %	39 %	11 %	11 %	63 %	27 %	19%	61%	20%
7/7/2004	42	7%	57%	36%	50 %	38 %	11 %	12 %	63 %	25 %	25%	58%	17%
12/7/2004	47	6%	58%	35%	48 %	40 %	12 %	7 %	70 %	24 %	16%	61%	23%
14/7/2004	49	9%	58%	32%	55 %	36 %	9 %	9 %	71 %	20 %	46%	46%	8%
16/7/2004	51	9%	57%	35%	55 %	35 %	11 %	7 %	66 %	27 %	22%	54%	24%

Tabela A6 – Concentração de sólidos no lixiviado, em mg/L

Reator de sólidos (controle)

Data	Dia	ST	STV	STF	SST	SSV	SSF	SDT	SDV	SDF
26/5/2004	0	37.516	27.302	10.214	15.553	13.670	1.883	21.963	13.632	8.331
2/6/2004	7	24.294	11.672	12.622	1.883	1.350	533	22.411	10.322	12.089
9/6/2004	14	21.688	9.242	12.446	1.263	850	413	20.426	8.392	12.033
16/6/2004	21	21.972	9.934	12.038	900	600	300	21.072	9.334	11.738
23/6/2004	28	22.176	9.168	13.008	752	496	256	21.424	8.672	12.752
30/6/2004	35	23.578	10.484	13.094	2.613	1.613	1.000	20.965	8.871	12.094
7/7/2004	42	20.034	7.978	12.056	5.109	2.691	2.418	14.925	5.287	9.638
14/7/2004	49	16.764	6.546	10.218	2.589	1.489	1.100	14.175	5.057	9.118
29/8/2004	95	12.548	3.806	8.742	527	297	230	12.021	3.509	8.512

Reator de sólidos (experimental)

Data	Dia	ST	STV	STF	SST	SSV	SSF	SDT	SDV	SDF
26/5/2004	0	38.846	27.092	11.754	14.953	13.523	1.430	23.893	13.569	10.324
2/6/2004	7	23.532	11.160	12.372	1.573	1.173	400	21.959	9.987	11.972
9/6/2004	14	25.168	11.336	13.832	1.531	1.169	362	23.637	10.167	13.470
16/6/2004	21	23.312	10.112	13.200	1.127	853	273	22.185	9.259	12.927
23/6/2004	28	17.638	6.850	10.788	1.423	1.000	423	16.215	5.850	10.365
30/6/2004	35	15.850	5.260	10.590	3.453	1.893	1.560	12.397	3.367	9.030
7/7/2004	42	13.190	3.324	9.866	1.690	950	740	11.500	2.374	9.126
14/7/2004	49	12.856	3.346	9.510	1.920	1.140	780	10.936	2.206	8.730
29/8/2004	95	11.906	3.552	8.354	347	193	153	11.559	3.359	8.201

Tabela A6 – Continuação

Filtro anaeróbio (controle)

Data	Dia	ST	STV	STF	SST	SSV	SSF	SDT	SDV	SDF
26/5/2004	0	12.744	2.766	9.978	294	186	108	12.450	2.580	9.870
2/6/2004	7	17.872	7.332	10.540	748	596	152	17.124	6.736	10.388
9/6/2004	14	20.674	8.928	11.746	660	467	193	20.014	8.461	11.553
16/6/2004	21	22.890	9.264	13.626	870	540	330	22.020	8.724	13.296
23/6/2004	28	23.332	10.046	13.286	935	610	325	22.397	9.436	12.961
30/6/2004	35	21.476	9.432	12.044	2.620	1.140	1.480	18.856	8.292	10.564
7/7/2004	42	18.280	6.578	11.702	2.940	1.330	1.610	15.340	5.248	10.092
14/7/2004	49	15.954	5.562	10.392	2.056	1.111	944	13.898	4.451	9.448
29/8/2004	95	12.328	3.530	8.798	368	240	128	11.961	3.290	8.671

Filtro anaeróbio (experimental)

Data	Dia	ST	STV	STF	SST	SSV	SSF	SDT	SDV	SDF
26/5/2004	0	12.744	2.766	9.978	294	186	108	12.450	2.580	9.870
2/6/2004	7	16.908	6.196	10.712	597	387	210	16.311	5.809	10.502
9/6/2004	14	15.932	5.328	10.604	1.750	537	1.213	14.182	4.791	9.391
16/6/2004	21	14.948	3.984	10.964	1.795	645	1.150	13.153	3.339	9.814
23/6/2004	28	13.558	3.616	9.942	1.355	675	680	12.203	2.941	9.262
30/6/2004	35	12.680	2.714	9.966	820	445	375	11.860	2.269	9.591
7/7/2004	42	12.426	2.926	9.500	1.230	690	540	11.196	2.236	8.960
14/7/2004	49	12.742	3.058	9.684	1.644	1.011	633	11.098	2.047	9.051
29/8/2004	95	11.962	2.632	9.330	290	196	94	11.672	2.436	9.236

Tabela A7 – Frequência de aparecimento das morfologias microbianas observadas em microscopia óptica de contraste de fase e fluorescência (%)

Reator de sólidos (controle)

Fluorescência	Morfologia	Dia							
		0	7	14	22	29	36	43	50
Sim	Semelhante à <i>Methanosarcina</i>	0	0	0	0	10	20	0	0
	Cocos	0	0	0	10	15	5	0	0
	Diplococos	0	0	0	5	5	0	0	0
	Cocobacilos	0	5	5	20	20	5	0	10
	Cocobacilos em cadeia	0	11	0	5	10	5	0	5
	Aglomerados pequenos de cocobacilos	0	11	5	15	5	10	0	0
	Aglomerados grandes de cocobacilos	0	5	5	0	0	0	0	5
	Bacilos	0	21	0	35	15	15	0	0
	Bacilos em paliçada	0	5	0	0	0	0	0	0
	Bacilos em cadeia	0	0	0	0	0	0	0	0
	Aglomerados pequenos de bacilos	9	0	0	5	0	0	5	10
	Aglomerados grandes de bacilos	9	0	0	5	5	0	0	5
	Bacilos esporulando	0	0	0	0	0	0	0	0
	Esporos	9	0	0	0	5	15	15	5
	Nada	0	11	0	5	0	15	15	15
Não	Filamentos	0	0	0	0	0	0	0	0
	Cocos	18	32	100	45	60	65	30	55
	Diplococos	0	11	35	0	10	20	5	0
	Estreptococos	0	11	0	0	0	20	0	5
	Cocobacilos	18	53	60	15	35	45	50	40
	Cocobacilos em cadeia	9	0	0	5	10	20	0	5
	Aglomerados pequenos de cocobacilos	55	0	0	5	0	0	5	5
	Aglomerados grandes de cocobacilos	9	0	0	0	0	0	0	0
	Bacilos	18	42	75	25	80	55	70	80
	Bacilos em paliçada	0	0	0	0	5	0	0	0
	Bacilos em cadeia	9	0	0	5	15	10	5	5
	Aglomerados pequenos de bacilos	18	0	5	0	0	0	0	0
	Aglomerados grandes de bacilos	0	0	0	0	0	0	0	0
	Bacilos esporulando	0	0	0	0	5	5	0	0
	Vírios	0	0	0	0	10	5	0	10
	Espirilos	0	0	0	0	5	0	0	5
	Morfotipo 1	0	0	0	0	20	15	0	0

Tabela A7 – Continuação

Reator de sólidos (experimental)

Fluorescência	Morfologia	Dia							
		0	7	14	22	29	36	43	50
Sim	Semelhante à <i>Methanosarcina</i>	0	0	0	0	0	5	0	5
	Cocos	0	10	0	0	0	5	60	26
	Diplococos	0	5	0	0	0	5	10	5
	Cocobacilos	0	25	0	5	0	10	35	0
	Cocobacilos em cadeia	0	10	0	0	0	0	5	0
	Aglomerados pequenos de cocobacilos	0	15	10	15	0	10	0	5
	Aglomerados grandes de cocobacilos	0	0	0	5	0	0	0	0
	Bacilos	9	10	0	5	0	20	30	5
	Bacilos em paliçada	0	0	0	0	0	0	0	0
	Bacilos em cadeia	0	0	0	0	0	5	10	11
	Aglomerados pequenos de bacilos	0	10	0	5	0	10	0	0
	Aglomerados grandes de bacilos	0	0	0	0	5	5	5	0
	Bacilos esporulando	0	0	0	0	0	0	0	0
	Esporos	18	0	0	5	16	0	40	11
	Nada	0	5	10	5	0	0	0	0
Não	Filamentos	0	0	0	0	0	0	0	0
	Cocos	9	50	10	45	74	20	90	47
	Diplococos	9	10	5	5	5	0	5	5
	Estreptococos	0	0	0	0	5	0	0	0
	Cocobacilos	73	75	30	45	79	20	80	16
	Cocobacilos em cadeia	18	5	0	0	5	0	0	0
	Aglomerados pequenos de cocobacilos	27	0	20	5	0	0	0	0
	Aglomerados grandes de cocobacilos	9	0	0	0	0	0	0	0
	Bacilos	64	55	35	60	68	75	100	89
	Bacilos em paliçada	0	0	0	0	0	0	0	0
	Bacilos em cadeia	18	0	10	5	16	0	20	21
	Aglomerados pequenos de bacilos	18	0	5	0	0	10	0	0
	Aglomerados grandes de bacilos	0	0	10	0	0	0	5	0
	Bacilos esporulando	0	0	0	0	0	0	0	0
	Víbrios	0	0	0	5	5	0	25	0
	Espirilos	0	0	0	0	0	0	15	0
	Morfortipo 1	0	0	0	10	0	0	0	11

Tabela A7 – Continuação

Filtro anaeróbio (controle)

Fluorescência	Morfologia	Dia							
		0	7	14	22	29	36	43	50
Sim	Semelhante à <i>Methanosarcina</i>	0	0	0	0	0	0	5	20
	Cocos	0	0	5	0	0	0	40	20
	Diplococos	0	0	0	0	0	0	0	0
	Cocobacilos	0	5	0	5	10	10	5	25
	Cocobacilos em cadeia	0	10	0	5	5	0	5	0
	Aglomerados pequenos de cocobacilos	15	30	0	15	0	0	0	0
	Aglomerados grandes de cocobacilos	0	0	0	0	0	0	0	0
	Bacilos	15	15	0	5	15	5	15	5
	Bacilos em paliçada	0	0	0	0	0	0	0	0
	Bacilos em cadeia	8	0	0	0	5	0	0	0
	Aglomerados pequenos de bacilos	31	25	5	20	5	5	0	0
	Aglomerados grandes de bacilos	8	5	0	0	5	0	0	0
	Bacilos esporulando	0	0	0	0	0	0	5	0
	Esporos	8	5	5	10	10	5	20	30
	Nada	8	0	0	0	15	0	5	0
Não	Filamentos	0	0	0	0	0	5	15	5
	Cocos	0	30	95	95	55	70	60	50
	Diplococos	8	10	10	10	0	5	5	5
	Estreptococos	0	0	0	5	0	0	0	0
	Cocobacilos	15	75	90	55	45	75	65	65
	Cocobacilos em cadeia	15	20	0	10	5	10	5	0
	Aglomerados pequenos de cocobacilos	0	5	15	5	10	0	10	10
	Aglomerados grandes de cocobacilos	0	0	0	0	0	0	0	0
	Bacilos	23	60	90	55	55	80	60	85
	Bacilos em paliçada	0	0	0	0	5	0	0	0
	Bacilos em cadeia	8	0	25	10	0	10	25	10
	Aglomerados pequenos de bacilos	8	0	0	0	20	0	0	5
	Aglomerados grandes de bacilos	0	0	0	0	0	0	0	0
	Bacilos esporulando	0	0	0	0	5	0	0	5
	Víbrios	0	5	0	0	0	5	15	15
	Espirilos	0	0	0	0	0	0	0	0
	Morfortipo 1	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela A7 – Continuação

Filtro anaeróbio (experimental)

Fluorescência	Morfologia	Dia							
		0	7	14	22	29	36	43	50
Sim	Semelhante à <i>Methanosarcina</i>	0	0	0	5	0	0	0	0
	Cocos	0	0	0	5	15	10	35	65
	Diplococos	0	0	0	0	0	0	0	0
	Cocobacilos	0	5	0	0	15	15	25	25
	Cocobacilos em cadeia	0	0	0	0	0	0	5	10
	Aglomerados pequenos de cocobacilos	15	5	0	5	0	5	0	10
	Aglomerados grandes de cocobacilos	0	0	0	0	0	5	0	0
	Bacilos	15	5	5	0	40	15	30	30
	Bacilos em paliçada	0	0	0	0	0	0	0	0
	Bacilos em cadeia	8	0	5	0	0	0	0	0
	Aglomerados pequenos de bacilos	31	0	0	15	5	10	5	5
	Aglomerados grandes de bacilos	8	0	0	0	0	0	5	0
	Bacilos esporulando	0	0	0	0	0	0	0	0
	Esporos	8	5	0	0	15	5	45	65
	Nada	8	10	10	5	0	0	5	0
Não	Filamentos	0	5	0	0	0	5	0	0
	Cocos	0	45	10	35	75	30	85	65
	Diplococos	8	10	5	5	0	0	0	5
	Estreptococos	0	5	5	0	0	0	5	0
	Cocobacilos	15	50	30	25	40	10	45	35
	Cocobacilos em cadeia	15	5	0	0	0	15	5	0
	Aglomerados pequenos de cocobacilos	0	5	25	25	0	0	0	0
	Aglomerados grandes de cocobacilos	0	0	0	0	0	0	0	0
	Bacilos	23	55	50	50	95	55	80	90
	Bacilos em paliçada	0	0	0	0	0	0	0	0
	Bacilos em cadeia	8	5	10	15	10	10	5	20
	Aglomerados pequenos de bacilos	8	0	20	0	5	5	10	0
	Aglomerados grandes de bacilos	0	0	0	0	10	0	0	0
	Bacilos esporulando	0	0	0	0	0	0	0	0
	Víbrios	0	30	0	5	5	0	10	30
	Espirilos	0	0	0	0	0	0	0	0
	Morfortipo 1	0	0	0	0	5	10	20	0