

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DE DIFERENTES INÓCULOS NA DIGESTÃO
ANAERÓBIA DA FRAÇÃO ORGÂNICA DE RESÍDUOS
SÓLIDOS DOMÉSTICOS**

BEATRIZ RODRIGUES DE BARCELOS

ORIENTADORA: ARIUSKA KARLA BARBOSA AMORIM

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E
RECURSOS HÍDRICOS**

**PUBLICAÇÃO: PTARH.DM 119
BRASÍLIA/DF: FEVEREIRO - 2009**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DE DIFERENTES INÓCULOS NA DIGESTÃO
ANAERÓBIA DA FRAÇÃO ORGÂNICA DE RESÍDUOS
SÓLIDOS DOMÉSTICOS**

BEATRIZ RODRIGUES DE BARCELOS

**DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
E AMBIENTAL DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE
BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A
OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E
RECURSOS HÍDRICOS.**

APROVADA POR:

Prof^a. Ariuska Karla Barbosa Amorim, DSc (ENC-UnB)

Prof. Marco Antônio Almeida Souza, PhD (ENC-UnB)

Prof. Valderi Duarte Leite, DSc. (UEPB)

BRASÍLIA/DF, 12 DE FEVEREIRO DE 2009

Dedico esta dissertação à minha família pelo apoio e incentivo em todas as horas. Em especial aos meus pais, Maria Angélica e Íris Donizetti, a minha irmã, Heloísa Barcelos, meu namorado, Leandro Alvim, minha avó, Maria Helena e amigos próximos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Professora Dra. Ariuska Karla Barbosa Amorim pela oportunidade, incentivo e dedicação. Agradecimentos também ao Mestre Mauro Roberto Felizatto pelo incentivo e confiança.

Reconhecimentos ao Professor DSc. Valderi Duarte Leite e Marco Antonio de Souza que prontamente se disponibilizou a participar da minha banca.

À minha querida avó, Professora MSc. Maria Helena Saraiva Rodrigues pelo estímulo. Aos meus pais, Íris Donizetti de Barcelos e Maria Angélica Saraiva Rodrigues de Barcelos, por terem proporcionado o caminhar por essa árdua trajetória. À minha querida irmã, Heloísa Rodrigues de Barcelos, e ao meu namorado, Leandro Alvim Gomes de Araújo, pelo companheirismo e pela paciência de todos esses anos. Faço ainda um agradecimento especial a minha mãe, irmã e namorado pelos longos finais de semanas acompanhando minhas medições de biogás, se não fosse vocês já havia desistido.

Aos grandes amigos da turma de 2006 do mestrado por compartilharem comigo todas as angústias vividas nesses mais de dois anos e, também, todas as vitórias conquistadas. Agradecimentos especiais às minhas queridas amigas, Andresa, Lorena e Eneida, por terem cuidado dos meus “filhos” reatores no momento que estive ausente. Aos demais colegas da Pós-Graduação que também dividiram momentos inesquecíveis (bons e ruins).

Aos técnicos do Laboratório de Análise de Água (LAA) da Universidade de Brasília Boy, Júnior, Roseli e Marcilene.

À minhas amigas de Graduação Márcia Carvalho da Cunha e Tatyane Sousa Nunes Rodrigues por todos esses anos de amizade e incentivo.

Ao meu avô José Anthero, minhas tias Rosália e Sheila, primas Fabíola e Luciana, enfim, todos da família que em suas orações pediram para minha pesquisa dar certo.

A equipe da e.labore assessoria estratégica em meio ambiente, em especial a Clarissa Presotti, Cilene de Freitas, Elizabeth Fernandes, Fabíola Rodrigues, Eduardo Martins e José Roberto que me apoiaram nessa longa caminhada.

Por fim, agradeço a todos que, de alguma forma participaram, torceram, acreditaram, incentivaram para que eu pudesse alcançar meus objetivos. Não foi uma tarefa fácil, mas gratificante! Valeu!

**“Na natureza nada se cria, nada se perde, tudo
se transforma”.**

Lavoisier

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS	X
LISTA DE TABELAS.....	xi
LISTA DE SÍMBOLOS, NOMECLATURAS E ABREVIATURAS	xiii
RESUMO	xiv
ABSTRACT	xv
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	4
2.1 GERAL	4
2.2 ESPECÍFICOS	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	5
3.1.1 Composição dos Resíduos Sólidos Urbanos	5
3.1.2 Geração de Resíduos Sólidos Urbanos	7
3.1.3 Métodos de Disposição Final	10
3.1.4 Digestão Anaeróbia da FORSU.....	11
3.2 EXPERIÊNCIAS COM SISTEMAS ANAERÓBIOS APLICADOS A FORSU	18
3.2.1 Sistemas Anaeróbios.....	19
3.2.2 Inoculação	21
4. METODOLOGIA	29
4.1 BIOREATORES.....	30

4.2	PREPARAÇÃO DO MEIO DE REAÇÃO	32
4.2.1	Elaboração da Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos Padrão	32
4.2.2	Inóculos.....	36
4.3	DESENVOLVIMENTO DOS EXPERIMENTOS.....	39
4.3.1	Preenchimento dos reatores.....	40
4.4	MONITORAMENTO DO SISTEMA	41
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	43
5.1	CARACTERÍSTICAS DO MEIO DE REAÇÃO	43
5.2	MONITORAMENTO DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS	43
5.3	MONITORAMENTO DO EXPERIMENTO.....	46
5.3.1	Meio de Reação	46
5.3.1.1	Teor de umidade	48
5.3.1.2	Sólidos Totais e Sólidos Totais Voláteis	49
5.3.1.3	pH	52
5.3.2	Lixiviado.....	53
6.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	58
6.1	CONCLUSÕES.....	58
6.2	RECOMENDAÇÕES.....	59
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	61
	APÊNDICE A	72

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Histórico do recebimento de lixo domiciliar e público no município do Rio de Janeiro.....	8
Figura 4.1: Descrição das etapas a serem desenvolvidas no projeto.....	29
Figura 4.2: Recipiente utilizado como bioreator na pesquisa.....	30
Figura 4.3: Esquema do recipiente utilizado como bioreator na pesquisa.	30
Figura 4.4: Frascos de <i>Mariotte</i> utilizado no experimento.....	31
Figura 4.5: Esquema de montagem do aparato experimental com <i>Mariotte</i>	32
Figura 4.6: Cortador de legumes utilizado para trituração dos componentes da FORSUP. 34	
Figura 4.7: Balança utilizada na pesagem dos componentes da FORSUP.....	34
Figura 4.8: Recipiente contendo a FORSUP da pesquisa.	36
Figura 4.9: Esterco bovino da Fazenda Palma utilizado para preparação do meio de reação.	37
Figura 4.10: Esterco suíno da Granja Pinheiros do Sul utilizado para preparação do meio de reação.	38
Figura 4.11: Produto do rúmen bovino adquirido no Frigorífico Ponte Alta utilizado para preparação do meio de reação.	38
Figura 4.12: Procedimento de preenchimentos dos reatores.	40
Figura 4.13: Esquema de distribuição dos meios de reação.....	41
Figura 5.1: Média da produção acumulada de biogás nos bioreatores.....	46
Figura 5.2: Meio de reação do reator testemunha no momento da abertura.	48
Figura 5.3: Variação de umidade dos meios de reação no início e no final do experimento.	49
Figura 5.4: Lixiviado coletado em reator do experimento inoculado com esterco suíno....	54
Figura 5.5: Variação da composição do lixiviado de aterros sanitários.	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Composição (%) do lixo em algumas cidades do Brasil	6
Tabela 3.2: Composição gravimétrica (%) do lixo no município de São Paulo.....	6
Tabela 3.3: Dados de alguns estudos sobre digestão anaeróbia de resíduos sólidos.....	23
Tabela 3.4: Dados de alguns estudos sobre digestão anaeróbia de resíduos sólidos (cont.).	24
Tabela 4.1: Valores percentuais dos elementos utilizados na elaboração da FORSUP.	33
Tabela 4.2: Composição da FORSUP utilizada no experimento	35
Tabela 4.3: Características físico-químicas dos inóculos e FORSUP da pesquisa.	36
Tabela 4.4: Composição química média (%) de esterco suíno e bovino não decompostos.	37
Tabela 4.5: Análise química elementar da FORSUP realizada pelo Instituto de Química da USP/EESC.....	37
Tabela 4.6: Dados utilizados para a preparação do meio de reação.	39
Tabela 4.7: Parâmetros analisados nas amostras líquida, gasosa e sólida.	42
Tabela 5.1: Características físico-químicas dos meios de reação utilizado na pesquisa.	43
Tabela 5.3: Produção de biogás real e calculada por bioreator da pesquisa.....	45
Tabela 5.4: Resultados das análises do meio de reação ao final do experimento.	47
Tabela 5.5: Diferenças de massa do MR inicial e final.....	48
Tabela 5.6: Sólidos Totais dos meios de reação no início e final do experimento.....	50
Tabela 5.7: Sólidos Voláteis Totais dos meios de reação no início e final do experimento.	50
Tabela 5.8: Valores comparativos de degradação de SVT.....	52
Tabela 5.9: Comparação do pH do meio de reação no início e final do experimento.....	53
Tabela 5.10: Análises físico-químicas dos lixiviados dos reatores do presente experimento.	54
Tabela 5.11: Dados típicos da composição de lixiviado de aterro sanitário.....	55
Tabela 5.12: Comparação entre a DQO do meio de reação e lixiviado, no início e final do experimento, respectivamente.	57
Tabela A.1: Produção total de biogás até o 12º dia.....	73
Tabela A.2: Produção total de biogás até o 24º dia.....	73
Tabela A.3: Produção total de biogás até o 36º dia.....	73
Tabela A.4: Produção total de biogás até o 48º dia.....	74

Tabela A.5: Produção total de biogás até o 60° dia.....	74
Tabela A.6: Produção total de biogás até o 72° dia.....	74
Tabela A.7: Produção total de biogás até o 84° dia.....	75
Tabela A.8: Produção total de biogás até o 96° dia.....	75
Tabela A.9: Produção total de biogás até o 102° dia.....	75

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMECLATURAS E ABREVIATURAS

AGV.....	Ácidos Graxos Voláteis
AI.....	Alcalinidade Intermediária
AP.....	Alcalinidade Parcial
DQO.....	Demanda Química de Oxigênio
EB.....	Esterco Bovino
ES.....	Esterco Suíno
FORSU.....	Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos
FORSUP.....	Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos Preparada
MR.....	Meio de Reação
pH.....	Potencial Hidrogeniônico
RB.....	Rúmen Bovino
RSU.....	Resíduos Sólidos Urbanos
ST.....	Sólidos Totais
SVT.....	Sólidos Voláteis Totais
T.....	Testemunha
Td.....	Tempo de Detenção

RESUMO

O processo de digestão anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos pode ser otimizado e acelerado a partir da utilização de métodos que contribuam para a obtenção de uma partida rápida e equilibrada, como o uso de inóculos apropriados. Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivo analisar o potencial de aplicação do esterco bovino, esterco suíno e rúmen bovino, como inóculos na digestão anaeróbia da Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos (FORSU). A fração orgânica utilizada como substrato foi preparada no laboratório segundo metodologia citada por Pinto (2000). Utilizou-se como bioreator recipiente de polietileno de alta densidade com volume total de 5 litros com sistema de medição de biogás. Os meios de reação foram preparados em duplicata com o resíduo padrão, os inóculos (esterco bovino, esterco suíno ou rúmen bovino), água e tampão (bicarbonato de sódio). Empregou-se fator de inóculo de 0,2, utilizou-se 600 g de Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos Preparado (FORSUP) em cada bioreator e considerou-se que os sólidos totais do meio de reação seriam aproximadamente de 20%. Comparou-se o desempenho dos diferentes inóculos e também com bioreator testemunha, no qual o meio de reação consistia apenas de FORSUP, água e tampão. Durante todo o experimento, que durou 167 dias, todos os bioreatores tiveram produção intensa de biogás, tendo uma média de 1,3 L/dia de biogás. Com relação à produção total de biogás, verificou-se a maior foi bioreator inoculado com rúmen bovino (144 L), seguido do bioreator testemunha (137 L), do com esterco suíno (117 L) e, por último, o inoculado com esterco bovino (122 L). Ao final do experimento, observou-se que o percentual de degradação de Sólidos Voláteis Totais (SVT) no bioreator testemunha foi de 58%, enquanto que os bioreatores inoculados com esterco bovino, esterco suíno e rúmen bovino obtiveram aproximadamente 25%, 47% e 41%, respectivamente. Os resultados da degradação de SVT indicam que, provavelmente, a quantidade de inóculo utilizada não foi suficiente para acelerar a digestão; provável também que os microrganismos dos inóculos não se adaptaram a FORSUP, haja vista que o bioreator testemunha obteve degradação maior que os demais.

ABSTRACT

The process of anaerobic digestion of organic solid wastes can be optimized and accelerated by using methods that contribute to achieve a rapid and balanced start-up, such as the use of appropriate inocula. In this context, the present study aimed to analyze the potential application of bovine manure, pig manure and bovine rumen as inocula for the anaerobic digestion of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes (OFMSW). The organic fraction used as substrate was prepared in the laboratory according to the method described by Pinto (2000). The bioreactor consisted of a high density polyethylene container with a total volume of five liters, equipped with a biogas measuring system. The reaction media were prepared in duplicate using standard waste, inocula (bovine and pig manure and bovine rumen), water and buffer (sodium bicarbonate). An inoculum factor of 0.2 was employed, and 600 g of Prepared Organic Fraction of Municipal Solid Wastes (POFMSW) were used in each bioreactor, considering that the total solid wastes of the reaction medium would be approximately 20%. A comparison was made of the performance of the different inocula and of the blank (control) reactor, in which the reaction medium consisted only of OFMSW, water and buffer. Throughout the 167-day experiment, all the bioreactors showed intense biogas production, with a mean biogas volume of 1.3 L/day. In terms of total biogas production, the bioreactor inoculated with bovine rumen (144 L) was found to produce the largest volume, followed by the blank reactor (137 L), the reactor inoculated with pig manure (117 L), and lastly the one inoculated with bovine manure (122 L). At the end of the experiment, it was found that the Total Volatile Solids (TVS) degradation rate in the blank reactor was 58%, while that of the bioreactors inoculated with bovine manure, pig manure and bovine rumen showed degradation rates of approximately 25%, 47% and 41%, respectively. The TVS degradation rates indicated that the amount of inoculum employed here was probably insufficient to accelerate the digestion. Possibly, also, the microorganisms of the inocula did not adapt to the OFMSW, since the blank reactor showed a higher degradation rate than the other reactors.

1. INTRODUÇÃO

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), vulgarmente designados *lixo*, são materiais heterogêneos (inertes, minerais e orgânicos) resultantes das diversas atividades desenvolvidas pelos seres humanos (domiciliares, comerciais, de varrição, industriais, etc.), sendo que as frações mais representativas são formadas por alimentos, papéis e plásticos.

A composição dos RSU varia de população para população, dependendo da situação sócio-econômica e das condições e hábitos de vida de cada um. Além disso, a produção dos resíduos acompanha o desenvolvimento humano em função de diversos fatores, tais como: crescimento demográfico dos centros urbanos, mudanças de hábitos de consumo e o desenvolvimento industrial. Tais fatores são indicados como os grandes responsáveis pelo aumento na produção de resíduos e suas variações qualitativas.

No Brasil são produzidos cerca de 100.000 t/dia de resíduos sólidos urbanos, sendo que apenas 10% deste quantitativo recebem tratamento e/ou disposição final adequada. Dos resíduos sólidos produzidos em nível nacional, um percentual médio de 55% (percentagem em peso) é de matéria orgânica putrescível, passível de fermentação (IPT, 2000). Sendo assim, cerca de 50.000 t/dia de matéria orgânica são dispostas irregularmente, gerando impactos ambientais negativos que justificam o desenvolvimento de alternativas tecnológicas que objetivem o aproveitamento racional da matéria orgânica, propiciando a redução dos impactos e a melhoria da qualidade de vida da população.

Os resíduos sólidos constituem problema sanitário importante, quando não são acondicionados, coletados, transportados, tratados e dispostos adequadamente, enfim quando não recebem os cuidados convenientes (Lima, 2001).

Buscando solucionar os problemas gerados pelos RSU urbanos, várias formas de disposição, pré-tratamento, tratamento e operação de sistemas vêm sendo estudadas e aplicadas, podendo-se destacar: incineração, pirólise, compostagem, reciclagem e disposição em aterro sanitário. O aterro sanitário e a compostagem são os métodos de tratamento mais utilizados no Brasil (Pinto, 2000)

O aumento da produção de resíduos tem prejudicado a aplicação da técnica do aterro sanitário nos grandes centros urbanos, principalmente em função da necessidade de grandes áreas e do aumento no custo do gerenciamento. Uma alternativa para o gerenciamento dos resíduos sólidos é a aplicação da técnica de coleta seletiva visando à reciclagem de vidros, plásticos e metais. Nesse caso, a Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos (FORSU) pode ser utilizada como condicionador do solo após tratamento. Alguns processos têm sido utilizados para realizar o tratamento da fração orgânica, destacando-se a compostagem, a vermicompostagem e a digestão anaeróbia.

O processo de digestão anaeróbia em reatores é apontado como alternativa para a bioestabilização da fração orgânica. É uma técnica que tem sido largamente estudada nas últimas décadas e aplicada para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos de diversas origens, no intuito de desenvolver alternativas tecnológicas de aproveitamento energético e de redução de impactos ambientais.

O aproveitamento energético do metano oriundo da digestão anaeróbia dos RSU apresenta-se como mais uma das inúmeras iniciativas importantes que podem ser desenvolvidas com o objetivo de mitigar o efeito estufa e tornar sustentável a matriz energética.

Nesse sentido, o tratamento anaeróbio da fração orgânica de resíduos sólidos vem ao encontro ao disposto na Agenda 21 elaborada durante a Conferência do Rio em 1992. Os países que adotaram a referida Agenda devem formular um modelo de desenvolvimento sustentável que incorpore, mesmo nos estágios iniciais de desenvolvimento, tecnologias e procedimentos que permitam prevenir e evitar danos ao meio ambiente e a exaustão de recursos naturais que resultem em condições de vida inaceitáveis para grande parte da humanidade.

O tratamento anaeróbio consiste no processo biológico que ocorre na ausência de oxigênio molecular, onde diversos microrganismos exercem atividades metabólicas para a conversão do material orgânico complexo (carboidratos, proteínas e lipídios) em CH_4 , CO_2 e NH_3 , traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular.

O tratamento da fração orgânica putrescível, quando realizado em biodigestores, não causa problemas de maus odores e utiliza espaços físicos relativamente pequenos, além de

oferecer melhores condições operacionais, se comparados com os aterros sanitários. Uma das desvantagens relacionadas ao uso de biodigestores remete-se ao longo tempo necessário para bioestabilização do material. Neste sentido, a adição de inóculos tem mostrado resultados satisfatórios, já que propicia o equilíbrio da relação Carbono/Nitrogênio, melhora a estrutura física do substrato, a densidade microbiana, o percentual de umidade, além de incorporar diversos outros tipos de agentes tamponantes, proporcionando redução significativa do tempo de retenção de sólidos. Além disso, a digestão com inóculo melhora substancialmente a rentabilidade de produção de biogás.

Os inóculos geralmente utilizados são lodos de esgoto sanitário e alguns materiais de origem animal, como esterco bovino, suíno e de frango, ricos em microrganismos anaeróbios capazes de acelerar o tempo de bioestabilização.

A adição de esterco aos resíduos sólidos orgânicos modifica as características do processo. O esterco possui alta quantidade de microrganismos, alta umidade e pH próximo da neutralidade, portanto as características do esterco são complementares às dos resíduos sólidos que, no geral, possuem pH baixo e pouca quantidade de microrganismos. Um problema advindo da digestão de esterco com a fração orgânica é com relação à tipologia da matéria orgânica. Caso a fração orgânica possua altas concentrações de proteínas pode ocorrer inibição da digestão anaeróbia pela amônia, principalmente se o percolado for recirculado.

As pesquisas já realizadas utilizam esterco como inóculo apontam boas respostas, porém ainda há necessidade de avaliar a compatibilidade do esterco com o tipo de resíduo a ser digerido. Nesse sentido, o presente estudo tem o intuito de investigar o potencial de aplicação do esterco bovino, esterco suíno e rúmen bovino como inóculo da digestão anaeróbia da fração orgânica.

2. OBJETIVOS

2.1 GERAL

Investigar a influência de aplicação do esterco bovino, esterco suíno e rúmen bovino como inóculos visando acelerar a digestão anaeróbia mesofílica da Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos em reatores em batelada.

2.2 ESPECÍFICOS

- Avaliar a capacidade de inoculação do esterco bovino, esterco suíno e rúmen bovino no processo de bioestabilização anaeróbia da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos;
- Avaliar a produção de biogás pelo monitoramento periódico da produção utilizando o método de deslocamento de volumes;
- Caracterizar o chorume produzido nos reatores, ao final do experimento, por meio das análises físico-químicas.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

3.1.1 Composição dos Resíduos Sólidos Urbanos

De maneira geral, os resíduos sólidos são materiais heterogêneos (inertes, minerais e orgânicos) resultantes das diversas atividades humanas (Lima, 2001). A heterogeneidade é a característica principal dos resíduos, e, por isso, sua composição exata é difícil de ser avaliada, tendo em vista a diversidade dos materiais constituintes e a existência de diferentes protocolos de amostragem e caracterização (Pinto, 2000).

Essas variações das características dos resíduos são geralmente função de fatores econômicos e sociais, geográficos, educacionais, culturais, tecnológicos e legais. Esses fatores afetam o processo de geração, tanto com relação à quantidade gerada quanto à sua composição qualitativa (Zanta *et al.*, 2006).

O estudo da literatura revela que as diferenças na composição dos resíduos sólidos ocorrem de um país para outro e até de uma cidade a outra (Fehr *et al.*, 2001). Sakai (1996) relata as seguintes frações de material putrescível no lixo domiciliar de alguns países: Japão 0,34, EUA 0,23, Suécia 0,15, Países Baixos 0,30, Alemanha 0,27, Canadá 0,29, Nigéria 0,43, Colômbia 0,56. No Brasil, a fração de matéria orgânica na composição dos RSU fica na faixa de 0,5-0,8. Percebe-se que os países de maior renda *per capita* respondem por alto percentual de resíduos inorgânicos (vidro, papel, plásticos e metal). Ao contrário, os países de menor renda apresentam resíduos com alto conteúdo de matéria orgânica.

Na Tabela 3.1 é apresentada a composição gravimétrica do lixo da cidade de São Paulo-SP, das cidades satélites do Distrito Federal e de Uberlândia-MG. Apesar da variação, de modo geral nos resíduos das comunidades brasileiras há predominância de matéria orgânica putrescível, sendo que em São Paulo, que possui uma renda *per capita* maior, a fração de matéria orgânica é menor do que nas outras cidades.

Tabela 3.1: Composição (%) do lixo em algumas cidades do Brasil
(LIMPURB, 2003; Gadelha, 2005; Fehr *et al.*, 2001)

Material	São Paulo - SP	Cidades Satélites do	Uberlândia-MG
	(2003)	DF (2005)	(2001)
Matéria orgânica	57,5	65,3	72,0
Papel, papelão e jornal	11,1	15,1	7,0
Plásticos	18,1	3,3	11,0
Metais e vidros	4,0	7,8	6,0
Trapos, borracha, madeira	5,7	6,0	2,0
Outros	1,8	2,4	2,0

Além da variação da composição dos resíduos entre países e cidades, observam-se, ainda, mudanças significativas em suas características em uma mesma comunidade ao longo dos anos. Essas mudanças são decorrentes principalmente dos modelos de desenvolvimento adotados e da mudança nos padrões de consumo. Na Tabela 3.2 verifica-se a composição gravimétrica do lixo no município de São Paulo-SP ao longo dos anos.

Tabela 3.2: Composição gravimétrica (%) do lixo no município de São Paulo
(LIMPURB, 2003)

Material	1927	1957	1969	1976	1991	1996	1998	2000	2003
Matéria Orgânica	82,5	76,0	52,2	62,7	60,6	55,7	49,5	48,2	57,5
Papel, Papelão e Jornal	13,4	16,7	29,2	21,4	13,9	16,6	18,8	16,4	11,1
Embalagem Longa Vida	-	-	-	-	-	-	-	0,9	1,3
Plásticos	-	-	1,9	5,0	11,5	14,3	22,9	16,8	16,8
Metais Ferrosos	1,7	2,2	7,8	3,9	2,8	2,1	2,0	2,6	1,5
Metais Não Ferrosos	-	-	-	0,1	0,7	0,7	0,9	0,7	0,7
Panos, Couro e Borracha	1,5	2,7	3,8	2,9	4,4	5,7	3,0	*	4,1
Pilhas e Baterias	-	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1
Vidros	0,9	1,4	2,6	1,7	1,7	2,3	1,5	1,3	1,8
Terra e Pedra	-	-	-	0,7	0,8	-	0,2	1,6	0,7
Madeira	-	-	2,4	1,6	0,7	-	1,3	2,0	1,6
Diversos	-	0,1	-	-	1,7	2,6	-	9,3	1,0

Legenda:

*Incluídos em materiais diversos.

- Indica que o material ainda não era utilizado ou não foi feita análise.

Com os dados apresentados na Tabela 3.2 percebe-se que a composição altera-se no tempo em razão de uma série de fatores, como crise econômica, avanços tecnológicos e reciclagem de materiais, entre outros.

O conhecimento da composição do lixo é imprescindível para o planejamento de investimento em coleta, tratamento e disposição final dos resíduos sólidos. Bidone e Povinelli (1999) destacam que a complexidade dos resíduos e a evolução constante dos hábitos de vida, devido ao desenvolvimento, sugerem que as propostas de disposição e/ou tratamento devem ser maleáveis e respaldadas em princípios de educação ambiental.

O teor de matéria orgânica dos resíduos auxilia na definição do melhor tratamento a ser utilizado. É necessário destacar que habitualmente os tratamentos da fração orgânica mais empregados são os processos biológicos, aeróbios ou anaeróbios, aliados à coleta seletiva.

3.1.2 Geração de Resíduos Sólidos Urbanos

A geração de resíduos sólidos é um dos problemas mais graves da sociedade contemporânea, reforçado pelo crescimento gradativo e desordenado da população, pela aceleração do processo de ocupação do território urbano e pelo crescimento acentuado dos bens de consumo popularizados pelo aumento da produção industrial.

A evolução da população e a forte industrialização determinaram o crescimento acelerado da produção de resíduos sólidos das mais diversas naturezas, biodegradáveis, não biodegradáveis, recalcitrantes ou xenobióticos, que determinaram um processo contínuo de deterioração ambiental, com sérias implicações na qualidade de vida do homem (Bidone e Povinelli, 1999).

A geração de resíduos é proporcional ao aumento da população e desproporcional à disponibilidade de soluções para o gerenciamento dos detritos, resultando em sérias defasagens na prestação de serviços, tais como a diminuição gradativa da qualidade do atendimento de coleta dos resíduos, a redução do percentual da malha urbana atendida pelo serviço de coleta e o seu abandono em locais inadequados. Equacionar o desequilíbrio entre o incremento de resíduos e as escassas possibilidades de dispô-lo corretamente, sem agredir

a saúde humana e sem causar riscos ao meio ambiente, é o grande desafio que se impõe (Dias, 2000).

Dados do IBGE (2002) indicam que há uma tendência de aumento na geração *per capita* de lixo domiciliar em proporção direta com o número de habitantes. Para exemplificar o aumento da quantidade de lixo gerada ao longo dos anos, na Figura 3.1 é apresentado o histórico do recebimento de lixo domiciliar e público anual no município do Rio de Janeiro-RJ, no período entre 1976 e 2004.

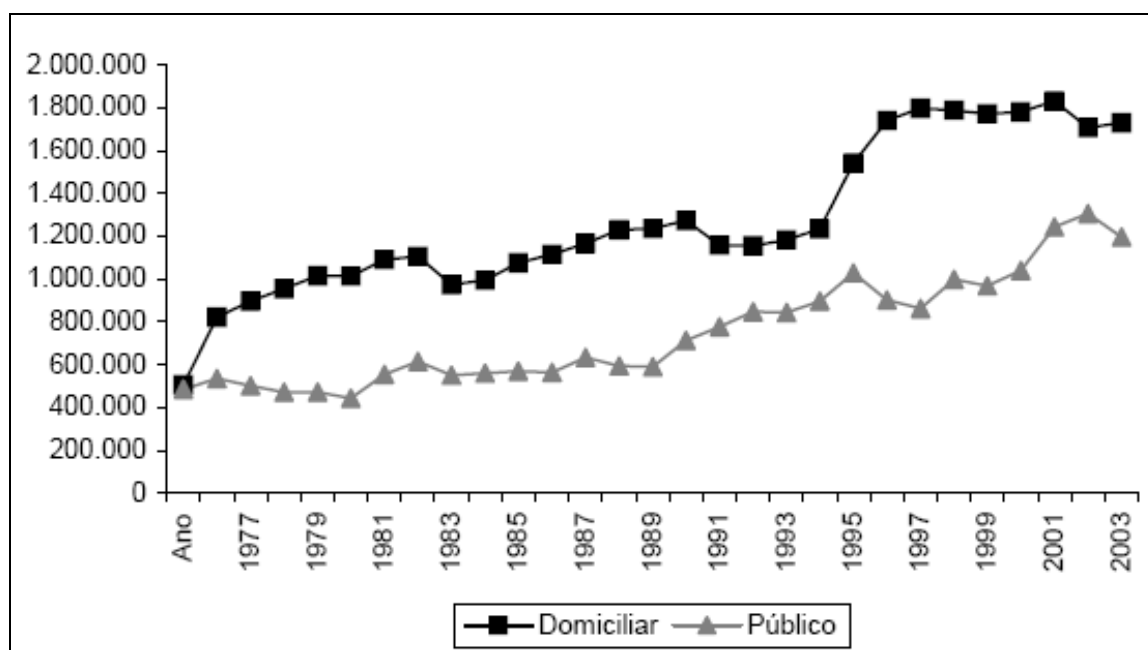


Figura 3.1: Histórico do recebimento de lixo domiciliar e público no município do Rio de Janeiro (COMLURB, 2006)

Pelo gráfico apresentado na Figura 3.1, pode-se observar que o recebimento de lixo doméstico triplicou nas últimas três décadas, passando de 505.841 toneladas em 1976 para 1.730.494 toneladas em 2004, o que representa um crescimento de 342%. Este fato não é uma realidade apenas do Rio de Janeiro, em todo o mundo é evidente a trajetória insustentável do crescimento da produção de lixo e a urgente necessidade de reversão deste cenário. Confirmando a tendência, Fonseca (2001) relata que as estatísticas apresentadas pela Agenda 21 ratificam que, globalmente, o volume de lixo urbano produzido deve dobrar até o ano de 2025.

Além da tendência do aumento na produção dos resíduos sólidos, outro problema é a destinação final. De acordo com Lange *et al.* (2002), a destinação final inadequada dos resíduos sólidos tem sido vista, em todo mundo, como um dos principais problemas da atualidade. Segundo o IBGE (2002), no ano de 2000, nas cidades brasileiras com até 200.000 habitantes, a quantidade coletada de resíduos sólidos varia entre 450 e 700 gramas por habitante/dia; acima de 200 mil habitantes, essa quantidade aumenta para a faixa entre 800 e 1.200 gramas por habitante/dia. Dessa quantidade, aponta-se que apenas 30,3% das unidades de disposição final de resíduos no Brasil são realizados de formas sanitariamente adequadas. Além disso, Monteiro *et al.* (2001) apontam que grande parte dos resíduos gerados no país não é regularmente coletada, permanecendo junto às habitações ou sendo dispostas em logradouros público, terrenos baldios, encostas e cursos de água.

Em complementação ao exposto, Castilhos Junior (2003) afirma que no Brasil é recente a preocupação com o tratamento e a disposição final dos resíduos sólidos, sendo que ainda hoje grande parte desses resíduos não tem tratamento nem disposição adequados. Cerca de 68% dos municípios brasileiros depositam seus resíduos em locais a céu aberto, em cursos d'água ou em áreas ambientalmente protegidas, a maioria com a presença de catadores (IBGE, 2002). Zanta *et al.* (2006) destacam que, em áreas urbanas carentes e com topografia acidentada, os resíduos sólidos são dispostos nas encostas, aumentando o risco de deslizamentos do solo.

A gestão dos resíduos sólidos é considerada um dos setores do saneamento básico, porém, como verificado, não tem merecido a atenção necessária por parte do poder público. Assim, cada vez mais se compromete à saúde da população, bem como se degradam os recursos naturais, especialmente o solo e os recursos hídricos (Monteiro *et al.*, 2001).

A solução para o tratamento de resíduos adequado é a implantação de um sistema de gerenciamento integrado que combine diferentes métodos de coleta, reciclagem e tratamento das diferentes frações existentes de maneira ecológica e socialmente estável (Leme e Joia, 2006).

3.1.3 Métodos de Disposição Final

Equacionar o desequilíbrio entre o incremento de resíduos sólidos e as escassas possibilidades de dispô-los adequadamente, sem agredir a saúde humana e sem causar riscos ao meio ambiente é um grande desafio (Dias, 2000). O manejo e a disposição final dos resíduos são extremamente importantes do ponto de vista sanitário e ambiental. Diversas são as formas de dispô-los sendo que as mais conhecidas e utilizadas são: lixões, aterros controlados e aterros sanitários.

Como já relatado, o depósito a céu aberto ainda é o principal destino dos resíduos no Brasil e está associado à propagação de doenças, seja diretamente via pessoas e animais coexistindo nestes locais, seja por meio da contaminação dos mananciais de água, dos solos e dos alimentos.

O aterro sanitário é a alternativa que reúne as maiores vantagens, considerando a redução dos impactos ocasionados pelo descarte dos RSU. Essa alternativa utiliza critérios de engenharia e normas operacionais específicas, proporcionando o confinamento seguro dos resíduos, evitando danos ou riscos à saúde pública, e minimizando os impactos ambientais.

Atualmente, a maioria dos resíduos sólidos produzidos e coletados é encaminhada à disposição final, seja para aterros sanitários, controlados ou lixões, sem nenhum, ou quase nenhum, tratamento prévio. São poucas as comunidades que realizam a coleta seletiva, portanto a matéria orgânica, papéis, plásticos, metal, entre outros resíduos são dispostos em conjunto o que diminui a vida útil dos aterros.

A coleta seletiva não só contribui para a redução da poluição causada pelo lixo, como também proporciona economia de recursos naturais – matérias-primas, água e energia – e, em alguns casos, pode representar a obtenção de recursos, advindos da comercialização do material.

Com o procedimento da coleta seletiva apenas materiais considerados inservíveis são encaminhados aos aterros, e os demais resíduos são encaminhados à reciclagem, reutilização, incineração ou, no caso da matéria orgânica, a tratamento adequado. A FORSU poderá ser tratada aeróbia (compostagem) ou anaerobiamente (digestão anaeróbia).

Independente do tratamento o produto final poderá ser utilizado como condicionador do solo.

3.1.4 Digestão Anaeróbia da FORSU

No Brasil, quando a fração orgânica recebe tratamento, geralmente é utilizada a técnica da compostagem. A digestão anaeróbia dos resíduos ainda não despontou como uma tecnologia viável, talvez devido à falta de divulgação do conhecimento. Porém, nas últimas décadas a aplicação do processo de digestão anaeróbia tem se intensificado para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos de diversas origens, como urbana, rural ou industrial principalmente por apresentar balanço energético mais favorável que os processos aeróbios convencionais (McCarty e Smith, 1986; Felizola *et al.*, 2006; Nguyen *et al.*, 2007). De acordo com Elango *et al.* (2007), o processo anaeróbio tem sido utilizado no manejo de resíduos sólidos em todo mundo.

A digestão anaeróbia é uma maneira eficiente de tratar quantidades consideráveis de resíduos, reduzindo o seu poder poluente (Hiils, 1980 *apud* Moraes, 2000). É um tratamento biológico que tem sido apresentado como alternativa para tratamento da fração putrescível dos RSU com tecnologias que podem aperfeiçoar a reciclagem e a recuperação de alguns componentes dos resíduos (Picanço, 2004).

É um processo mediado pela ação microbiana, por meio da atividade conjunta de vários grupos de células anaeróbias, em diferentes níveis tróficos, cada um executando uma determinada classe de reações a partir de polímeros biológicos como celulose, hemicelulose e proteínas (Cassini *et al.*, 2003). A eficiência da conversão da matéria orgânica via digestão anaeróbia depende de uma população de microrganismos estabilizados e ativos, atuando de forma simbiótica (Rita, 2002; Zeikus, 1979).

O processo envolve a atuação de microrganismos procarióticos anaeróbios facultativos e obrigatórios, cujas espécies pertencem ao grupo de bactérias hidrolíticas-fermentativas, acetogênicas produtoras de hidrogênio e *arqueas* metanogênicas. Na atividade microbiana anaeróbia em biodigestores, como também em habitats naturais com formação de metano (sedimentos aquáticos, sistema gastrointestinal de animais superiores, pântanos, etc.), o que

se observa é a ocorrência da oxidação de compostos complexos, resultando nos precursores do metano: acetato e hidrogênio (Vazoller, 1999).

A utilização do material orgânico pelas bactérias, no tratamento biológico de resíduos, ocorre por dois mecanismos distintos, chamados de anabolismo e catabolismo. No anabolismo, as bactérias heterotróficas utilizam a matéria orgânica como fonte para a síntese de material celular, o que acarreta aumento da massa bacteriana. No catabolismo, a fração orgânica é usada como fonte de energia por meio da conversão em produtos estáveis, liberando energia, sendo que parte dela é usada pelas bactérias no processo de anabolismo (Foresti *et al.*, 1999 e Barlaz, 2006).

No processo existem dois estágios básicos, no primeiro, os orgânicos complexos são convertidos em outros compostos mais simples. No segundo, ocorre a conversão dos ácidos orgânicos, gás carbônico e hidrogênio em produtos finais gasosos, o metano e o gás carbônico.

Na ausência de oxigênio, bactérias facultativas e anaeróbias realizam o processo de degradação, que pode ser subdividido em quatro fases sequências: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. A hidrólise consiste na conversão do material orgânico particulado complexo (proteínas, carboidratos e lipídios) em compostos dissolvidos mais simples (amino-ácidos, pequenos sacarídeos, ácidos graxos e álcoois), que podem atravessar as paredes celulares das bactérias. Esta conversão é feita por meio da ação de enzimas hidrolíticas extracelulares (celulases, hemicelulases, etc) excretadas pelas bactérias. Os produtos solúveis oriundos da hidrólise são metabolizados no interior das células e convertidos em diversos compostos mais simples, que são então excretados pelas células. Dentre os compostos produzidos incluem-se ácidos graxos voláteis, álcoois, gás carbônico e hidrogênio. Esta fase constitui a acidogênese.

Na terceira fase (acetogênese), as bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados anteriormente na fase acidogênica. Os produtos gerados nesta fase são ácidos graxos voláteis, principalmente o ácido acético. Os ácidos produzidos fazem com que o pH do meio de reação diminua para valores menores que 6,5. O caráter ácido do meio de reação ajuda na solubilização de materiais inorgânicos, podendo, desta maneira, apresentar elevadas concentrações de cálcio, ferro e metais pesados. Os valores baixos de

pH também favorecem o aparecimento de maus odores, pois há liberação de gás sulfídrico (H₂S), amônia (NH₃) e outros gases.

Cabe destacar que os lixiviados produzidos durante as fases acidogênica e acetogênica (fases ácidas) apresentam grande quantidade de matéria orgânica, principalmente devido à elevada concentração de ácidos graxos voláteis (Tchobanoglous *et al.*, 2003). Os ácidos voláteis representam compostos intermediários, a partir dos quais a maior parte do metano é produzida, por meio da conversão pelas bactérias metanogênicas (Chernicharo, 1997).

Na quarta e última fase (metanogênica), os compostos orgânicos simples formados na fase acetogênica (ácidos orgânicos e hidrogênio) são consumidos por microrganismos estritamente anaeróbios, denominados *arqueas* metanogênicas, que dão origem ao metano (CH₄) e ao dióxido de carbono (CO₂). As bactérias metanogênicas dependem do substrato fornecido pelas acidogênicas, configurando, portanto uma interação comensal. Uma vez que as bactérias metanogênicas são responsáveis pela maior parte da degradação do resíduo, a sua baixa taxa de crescimento e de utilização dos ácidos orgânicos normalmente representa fator limitante no processo de digestão como um todo.

A duração de cada fase, como também a qualidade e quantidade de lixiviado e gás produzidos, dependem de vários fatores, como por exemplo: natureza dos resíduos, distribuição espacial dos componentes orgânicos, disponibilidade de nutrientes, grau de compactação inicial e características químicas dos resíduos (Institute for Solid Wastes of American Public Works Association, 1970).

Entre os tratamentos biológicos, a digestão anaeróbia é frequentemente a melhor com relação ao custo-benefício, devido à recuperação elevada de energia e ao baixo impacto ambiental (Mata-Alvarez *et al.*, 2000b). A utilização dos processos anaeróbios para o tratamento de resíduos possui várias vantagens sobre os processos aeróbios, tais como (Speece, 1996; Braber, 1995):

- Aumento da vida útil dos aterros sanitários;
- Retirada da fração orgânica dos RSU que é a fração que resulta em odores desagradáveis e geração de lixiviados de alta carga nos aterros;
- Minimização da emissão de gases que aumento o efeito estufa;

- Possibilidade de coleta de todo o biogás gerado (em aterros o índice de recuperação é de 30 a 40%);
- Geração de produtos valorizáveis: biogás (energia e calor) e composto;
- Poucos requisitos nutricionais para a fase de fermentação;
- Baixo ou nenhum gasto de energia;
- Aplicação de elevadas cargas orgânicas;
- Não necessita de uma área grande para ser implementado;
- Os microrganismos podem ser preservados sem serem alimentados por mais de um ano sem grave degradação de sua atividade, o que é muito importante quando o tratamento é aplicado em resíduos provenientes de atividades sazonais;
- No tratamento aeróbio, alguns dos compostos orgânicos voláteis podem evaporar antes da biodegradação, o que contribui para o aumento da poluição atmosférica. No entanto, este problema é eliminado com o tratamento anaeróbio.

É preciso destacar que a principal vantagem da tecnologia da digestão anaeróbia é, sobretudo, constituir-se um sistema produtor de energia, enquanto que a compostagem somente consome energia. Além do mais, contribui para a diminuição dos gases que causam o efeito estufa, por se tratar de uma energia renovável. Este balanço energético favorável representa, conseqüentemente, uma notável redução nos custos.

Apesar das inúmeras vantagens advindas dos processos de biodegradação anaeróbia, devem ser citadas, também, as desvantagens. Uma das principais refere-se ao longo tempo necessário para bioestabilização do material (Metcalf & Eddy, 1991). Cabe citar também que a natureza (composição) dos resíduos pode variar dependendo da localização (zona de geração) e da estação do ano; a mistura ineficiente dos RSU pode afetar a eficiência do processo; e podem ocorrer obstruções de canalização por pedaços maiores de resíduos, principalmente em sistemas contínuos (Braber, 1995).

Outra desvantagem está relacionada à sensibilidade do processo a mudanças das condições ambientais. Como a maioria dos processos naturais de fermentação (aeróbio e anaeróbio), a biodigestão depende muito mais de mecanismos reguladores intrínsecos que de controladores externos. Esses mecanismos auto-reguladores decorrem das interações entre os diversos grupos de bactérias que participam do processo com funções distintas e

específicas (Jordão e Pessôa, 2005). Uma vez que a digestão anaeróbia da matéria orgânica complexa é extremamente dependente do equilíbrio dinâmico entre as bactérias formadoras de ácido e as *arqueas* metanogênicas, e sendo estes últimos organismos muito sensíveis às condições ambientais no reator, devem estar equilibradas para garantir a metanogênese. Assim, devem-se controlar os fatores que afetam o equilíbrio da digestão, denominados fatores intervenientes. Os principais fatores que influenciam o processo são: temperatura, pH, umidade, substâncias inibidoras da metanogênese, nutrientes e tamanho das partículas.

É importante destacar que o sucesso para lidar com distúrbios e desequilíbrios em reatores anaeróbios depende principalmente da identificação das causas do problema e dos fatores que limitam os processos metabólicos envolvidos, e isso só será efetivamente conseguido a partir do entendimento dos fenômenos físicos, químicos e biológicos que governam o tratamento anaeróbio. Somente a compreensão detalhada dos fundamentos do processo anaeróbio permite a identificação das causas de eventuais distúrbios, suas conseqüências a médio e longo prazo, bem como a adoção de medidas de controle e prevenção (Aquino *et al.*, 2005).

Entre os fatores intervenientes que afetam o crescimento das bactérias, a temperatura é um dos mais importantes na seleção das espécies. A temperatura não somente influencia a atividade metabólica da população de microrganismos, mas também equilíbrio iônico e solubilidade dos substratos (Metcald & Eddy, 1991; Borges, 2003). A temperatura influencia tanto na ação da bactéria quanto na quantidade de umidade. Além disso, é um parâmetro que também colabora para a quantidade de gás e substâncias orgânicas voláteis dissolvidas na solução e na concentração de amônia e gás sulfídrico (Burke, 2000).

Em temperaturas altas, as reações biológicas ocorrem com maior velocidade, resultando possivelmente em uma maior eficiência do processo. Em geral, o processo anaeróbio poderá ser desenvolvido em temperaturas na faixa mesofílica (30 a 45°C), ou na faixa termofílica (45 a 60°C). De acordo com Pfeffer (1979), a necessidade de controle de temperatura e o alto custo de energia para manutenção da temperatura limitam o processo termofílico, assim prefere-se a utilização de sistemas mesofílicos.

Alterações bruscas do pH nos digestores afetam consideravelmente a atividade das bactérias metanogênicas, a atividade enzimática e as concentrações de toxicidade de vários

compostos (Borges, 2003). A alcalinidade deve ser suficiente para manter o pH na faixa entre 6,6 e 7,6. Valores baixos de pH podem significar uma concentração elevada de ácidos graxos voláteis e, portanto, uma inibição da metanogênese. Valores acima de 8,0 podem favorecer a formação de amônia, que pode ser tóxica aos microrganismos, em concentrações acima de 150 mg de NH_3/L (Metcalf & Eddy, 1991; Chernicharo, 1997).

De acordo com Metcalf & Eddy (1991), a faixa de alcalinidade para o processo funcionar bem deve estar entre 1000 e 5000 mg/L e a concentração de ácidos voláteis não deve ser maior que 250 mg/L. Sabe-se que acúmulo de ácidos voláteis é característico da degradação anaeróbia de resíduos jovens em aterros sanitários, e supõe-se que esse acúmulo retarde a metanogênese. Kugelman e Chin (1971) *apud* Kjeldsen e Christensen (1990) observaram o efeito inibitório à atividade bacteriana causado pelas concentrações de ácido acético, propiônico e butírico em concentrações acima de 6000 mg/L.

Para Veeken *et al.* (2000), um possível acúmulo de ácidos voláteis no reator acidogênico não deve inibir o processo de hidrólise e fermentação. Os autores estudaram o efeito do pH e do acúmulo de ácidos voláteis na hidrólise, usando concentrações de ácidos entre 3 e 30 g DQO/L e valores de pH entre 5 e 7. Não houve efeito de inibição pelos ácidos, ao passo que se notou um decréscimo na acidogênese para pH igual a 5. Providenciando tamponamento do sistema ou utilizando a alcalinidade produzida na fase metanogênica, não haverá inibição da fase acidogênica.

O bom desempenho dos processos biológicos requer a disponibilidade de nutrientes essenciais para o desenvolvimento microbiano, em proporções adequadas (Versiani, 2005). Diversos nutrientes têm se mostrado necessários ao processo de digestão anaeróbia, entre eles o carbono, nitrogênio, hidrogênio, fósforo e enxofre, porém cabe ressaltar que o crescimento dos microrganismos anaeróbios é inferior aos aeróbios, portanto o requerimento nutricional é menor (Foresti *et al.*, 1999). Para atender as necessidades de macronutrientes dos microrganismos anaeróbios, Speece (1996) admite que a relação de 500:5:1 de DQO:N:P é suficiente.

A manutenção da quantidade adequada de água no sistema é essencial para as várias reações bioquímicas, disponibilidade de nutrientes e ajustamento do pH (Libânio *et al.*, 2003). A mudança nos teores de umidade pode influenciar no crescimento dos

microrganismos que são responsáveis pelo transporte de enzimas, bem como pela solubilização dos principais nutrientes (Picanço, 2004).

Sabe-se que a umidade fornece meio aquoso essencial para a digestão dos resíduos, facilita o transporte de nutrientes e microrganismos pelo interior do aterro ou digestor. Além disso, quanto maior o teor de umidade, maior será a taxa de produção de gás, visto que este fator influencia na degradação e na taxa de geração do biogás (Filho, 2005).

Bidone e Povinelli (1999) sugerem que o teor de umidade dos resíduos estejam na faixa entre 40 – 60% , porém, alguns estudos apontam que umidades acima desses valores também oferecem bons resultados. De Walle *et al.* (1978) verificaram produção ótima de gás com altos teores de umidade, em torno de 99 % em peso seco.

Mcbean e Farquhar (1980) observaram, investigando a influência da umidade e temperatura em aterro sanitário, que o aumento da umidade estimulou a produção de gás até um certo nível de saturação, mas uma infiltração excessiva retardou a produção de gás. Uma possível explicação, baseada em comentário feito por Chian (1977), seja que um alto grau de umidade nos resíduos sólidos favoreceria a fermentação ácida da matéria orgânica, conseqüentemente, liberaria grandes quantidades de ácidos graxos voláteis, o que poderia gerar inibição da etapa metanogênica.

A redução do tamanho das partículas de resíduos sólidos aumenta significativamente a reatividade do processo anaeróbio, devido ao aumento da área superficial de contato do substrato disponível ao ataque enzimático pelos microrganismos. Deve-se considerar, no entanto, que o aumento excessivo da hidrólise de polímeros no percolado pode levar, por sua vez, a uma fermentação por ácidos voláteis muito rápida, resultando na inibição das bactérias metanogênicas (Bidone e Povinelli, 1999).

Em reatores com alta concentração de sólidos, tratando a fração orgânica, Baldochi (1997) utilizou partículas com dimensões máximas de 50 mm. Este tamanho de partícula não foi considerado prejudicial ao processo.

De Walle e Chian (1978) mostraram que se reduzindo o tamanho da partícula de 250 mm a 25 mm, nas mesmas condições operacionais, a taxa de produção de gás foi aumentada em

um fator de 4,4, sendo o gás dióxido de carbono o único gás produzido, provavelmente devido à atividade bacteriana acidogênica. Concluiu-se que houve inibição da metanogênese.

A presença de substâncias tóxicas no sistema pode inibir a digestão anaeróbia, visto que as *arqueas* metanogênicas são sensíveis e vulneráveis. A sensibilidade dos sistemas anaeróbios a cargas tóxicas depende, significativamente, do parâmetro operacional tempo de retenção celular.

Os microrganismos possuem um grau de adaptação a concentrações inibitórias, desde que certas condições de projeto sejam favorecidas, como elevados tempos de residência de sólidos e minimização do tempo de residência das toxinas no sistema (Chernicharo, 1997).

A presença de substâncias tóxicas pode afetar a partida de reatores anaeróbios. O aumento gradual da concentração afluente do agente tóxico é uma estratégia que pode resultar na adaptação da biomassa e favorecer o processo de degradação anaeróbia (Berrueta *et al.*, 1996 e Alcaraz *et al.*, 2004).

3.2 EXPERIÊNCIAS COM SISTEMAS ANAERÓBIOS APLICADOS A FORSU

Os processos de biodegradação anaeróbia têm sido empregados para diversos fins; historicamente, o homem aprendeu a utilizar os microrganismos anaeróbios a seu favor, como na produção de queijo, vinho e cerveja, antes mesmo de saber de sua existência. A aplicação da biotecnologia anaeróbia para o tratamento de resíduos pode ser considerada relativamente recente, pois vem sendo utilizada de forma sistemática há pouco mais de cem anos (Foresti *et al.*, 1999).

Desde 1960 foram intensificados estudos com relação ao tratamento de resíduos pelo método anaeróbio, objetivando o desenvolvimento de tecnologias para recuperação de energia e a redução da massa de resíduos sólidos orgânicos (Peres *et al.*, 1991). Em 1970 ocorreu impulso significativo dos sistemas de tratamento anaeróbio de resíduos, principalmente de resíduos líquidos, haja vista a realização de trabalhos que passaram a demonstrar um melhor entendimento do processo, principalmente, nos seus aspectos biológicos (Florêncio e Kato, 1999).

Nos últimos anos, o estudo de digestão anaeróbia de RSU foi retomado com mais intensidade, com grande número de plantas piloto e em escala real sendo implantadas, principalmente na Europa. O grande crescimento na utilização desse tipo de digestão verificado nos recentes anos na Europa deve-se basicamente a dois fatores: os altos preços de energia e às restrições ambientais, especialmente ao controle e não permissão de matéria orgânica em aterros sanitários, bem como as dificuldades para a implantação de novos aterros ou a expansão dos existentes. Na Suécia, 7% da energia para aquecimento e geração de energia vêm dos resíduos sólidos (Söderman, 2003). Além disso, esse tipo de tratamento maximiza a reciclagem e valoriza os componentes dos resíduos (Mata-Alvarez *et al.*, 2000b).

No tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos, os sistemas utilizados podem ser classificados quanto ao tipo de substrato, ao inóculo empregado, à umidade do meio de reação, à temperatura operacional, ao número de estágios no processo, ao grau de mistura, ao escoamento no reator, à forma de alimentação, ao tempo de detenção ou de reação, à taxa de carregamento aplicada, à eficiência do processo, etc.

Existem atualmente inúmeros trabalhos sobre digestão anaeróbios da FORSU, já desenvolvidos ou ainda em desenvolvimento. Mata-Alvarez *et al.* (2000a) destacam, no entanto, a dificuldade de se encontrar artigos com experiências semelhantes, já que é larga a variabilidade na composição dos resíduos e escolhas de parâmetros operacionais, tipo de mistura, recirculação, inoculação, número de fases. Não existe consenso quanto ao desenvolvimento ótimo de um reator para tratar RSU e as razões para essas dificuldades advêm dos complexos caminhos bioquímicos envolvidos e as novidades tecnológicas.

Cada tipo de sistema tem suas características e limitações. A seleção do sistema apropriado depende em grande parte das características do resíduo a ser processado, da área disponível para instalações, do capital e dos custos operacionais, da importância dada à produção de energia e prevenção de poluição, além de outros fatores (Amaral, 2004).

3.2.1 Sistemas Anaeróbios

O número de estágios (fases) e a concentração de sólidos totais (%ST) são os dois principais parâmetros que influenciam na escolha e classificação dos projetos de digestores

anaeróbios. Os referidos parâmetros influenciam no custo total, desempenho e credibilidade do processo de digestão (Gadelha, 2005).

Basicamente os métodos ou tipos de sistemas utilizados para tratar anaerobiamente os RSU podem ser classificados nas seguintes categorias: estágio único; múltiplo estágio; e batelada (Reichert, 2005). Nos digestores com duas fases as transformações bioquímicas na primeira fase são separadas em hidrólise, acidificação e liquefação, e na segunda fase ocorre a formação do acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, posteriormente transformados em metano. Nos sistemas de fase única as transformações, como um todo, são realizadas simultaneamente em um único reator.

Os reatores anaeróbios podem ser ainda classificados com base no teor de Sólidos Totais (ST) contidos na massa do reator. Os sistemas são considerados de baixo teor de sólidos (BTS) quando tem menos de 15% de ST, de médio teor quando ST estiver entre 15 e 20 %, e alto (ATS) quando ST estiver na faixa de 22 a 40% (Reichert, 2005; Amaral, 2004).

De acordo com Diaz *et al.* (2002) *apud* Amaral (2004), os reatores que operam com altas concentrações de sólidos têm apresentado mais vantagens que os sistemas de baixa concentração, que sejam de um ou mais estágios. Tchobanoglous *et al.* (1993) destacam que as maiores dificuldades operacionais do processo de baixa concentração estão relacionadas à adição de água para diluição do substrato e à conseqüente dificuldade de reutilização do material bioestabilizado. Além disso, de acordo com Reichert (2005), os reatores BTS necessitam de grandes volumes e altos custos para o tratamento do efluente (lixiviado). Em contrapartida, os reatores ATS requerem menores volumes de reatores por unidade de processamento, baixa umidade e há alta taxa de produção de biogás.

Os digestores também podem ser diferenciados pelo teor de umidade: “úmido” (10 a 15 % de matéria seca) e “seco” (24 a 40% de matéria seca) (Picanço, 2004). Conseguem-se o teor de umidade com ou sem acréscimo de água no sistema. De acordo com Gadelha (2005), digestores úmidos apresentam melhores resultados quanto à produção de biogás.

Os reatores também podem ser diferenciados pela estratégia utilizada na partida dos reatores. Várias pesquisas relatam que a partida dos processos da digestão anaeróbia passa por características típicas de desbalanceamento dos produtos formados: ácidos, hidrogênio

e metano (Pinto, 2000). Assim, o início da operação de um sistema anaeróbio deve receber atenção especial visando ao sucesso do tratamento.

Buscando alcançar uma digestão balanceada, vários procedimentos de partida da digestão têm sido apresentados na literatura. Os principais procedimentos utilizados na partida são: adição de inóculo metanogênico (lodo de esgoto, estrume, etc.); adição de tampão; adição de umidade; entre outros.

O uso do inóculo metanogênico na partida é uma estratégia que tem sido estudada para melhorar o rendimento da digestão anaeróbia utilizando substrato que, em muitos casos, aumenta a produção de biogás e diminui o tempo de degradação (Mata-Alvarez *et al.*, 2000b).

Os benefícios da digestão com o uso de inóculo incluem: diluição de compostos potencialmente tóxicos, melhoramento do balanço de nutrientes, efeito cinérgico dos microrganismos, aumento da carga da matéria biodegradável e melhora do rendimento do biogás. Vantagens adicionais incluem estabilização dos resíduos e melhora proporcional da digestão (Agdag e Sponza, 2007).

3.2.2 Inoculação

O ecossistema anaeróbio não se instala imediatamente após a colocação dos resíduos no reator. Há necessidade de um tempo, muitas vezes consideravelmente elevado, 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 (Souto, 2005).

O uso de inóculo na digestão anaeróbia da FORSU é uma estratégia que combina o tratamento de diferentes resíduos com características complementares. Alguns estudos têm sido desenvolvidos nessa área, principalmente a inoculação com efluentes tratados.

A utilização de inóculo é um processo de tratamento conjunto, por meio da digestão anaeróbia, de diferentes tipos de substratos. Estes substratos compensam-se, quanto às suas

características físico-químicas, mas permitem, sobretudo quando combinados, aumentar a produção de biogás, por volume de digestor ocupado.

Tendo em vista que, no início do processo de degradação, a quantidade de ácidos e hidrogênio é maior em função da taxa de geração das bactérias formadoras de ácido, a adição de uma quantidade suficiente de organismos metanogênicos pode prevenir o desbalanceamento. Normalmente são usados como inóculos lodo de esgoto digerido, lodo de UASB, estrume, resíduo digerido e lixiviado (Pinto, 2000). Na Dinamarca, a digestão anaeróbia da FORSU é geralmente associada a inóculos como os estrumes e lodo de esgoto (Hartmann *et al.*, 2004).

Devido à grande carga orgânica biodegradável da FORSU, a principal limitação da digestão anaeróbia de resíduos está relacionada à rápida acidificação, que é responsável pela diminuição do pH no interior do reator e pela grande produção de ácidos graxos voláteis, o que inibe a atividade metanogênica (Bouallagui *et al.*, 2004a). Sendo assim, o uso de inóculo com capacidade de tamponamento é uma forma de controlar a acidez no processo de digestão anaeróbia.

Cabe lembrar que a relação ótima de percentagem de inóculo a ser adicionado a FORSU para acelerar o processo de digestão não foi definida até o momento. Para obter um processo balanceado, a quantidade de inóculo a ser adicionada dependerá da atividade metanogênica do inóculo e da taxa de produção inicial do substrato (quantidade da fração facilmente degradável).

Para calcular a quantidade de inóculo utiliza-se a equação 1:

$$FI = \frac{ST_i}{ST_i + ST_s} \quad (\text{equação 1})$$

Onde:

FI = fator de inóculo;

ST_i = sólidos totais do inóculo;

ST_s = sólidos totais do substrato.

Verifica-se que diversos estudos têm sido realizados na área de digestão de resíduos sólidos urbanos com inóculo. Para demonstrar tal tendência, na Tabela 3.3 é apresentado um resumo dos dados de alguns sistemas experimentais investigados e disponíveis na literatura científica.

Tabela 3.3: Dados de alguns estudos sobre digestão anaeróbia de resíduos sólidos.

Referência	Resíduo	Inóculo	ST (%)	Temperatura (°C)	Td (dias)	Eficiência (%)
Cechi <i>et al.</i> (1993)	FORSU	-	20	37→55	13,5-14,5	24-34 (STV)
Mtz. Viturtia <i>et al.</i> (1995)	Frutas e verduras	Esterco bovino e suíno	6	35	4,5-18	27-72 (STV)
Torres Castillo <i>et al.</i> (1995)	Cevada	Esterco bovino e suíno	26-30	25 e 35	110-240	45-86 (STV)
Del Borghi <i>et al.</i> (1999)	Resíduos de cozinha triturado	Lodo primário e secundário	1-4	55	12	56-63 (STV)
Pavan <i>et al.</i> (1999a)	Frutas e verduras	-	8	35-56	11-12	67-84 (STV)
Pavan <i>et al.</i> (1999b)	FORSU	-	10-25	55-56	11-12	37-82 (STV)
Leite <i>et al.</i> (2001)	FORSU	Rúmen bovino	18-19	Não informado	365	86, 81, 73, 70 (DQO)
Stroot <i>et al.</i> (2001)	FORSU + lodo primário + lodo ativado descartado	Esterco bovino e lodo de digestor anaeróbio	8-21	37	4-20	43-68 (SVT)
Xu <i>et al.</i> (2002)	Alimentos	Lodo de digestor e de reator UASB	10	35	16	60 (SVT)
Mace <i>et al.</i> (2003)	FORSU	Lodo de digestor anaeróbio industrial mesofílico	11	35	8-15	43-45 (SVT)
Wang <i>et al.</i> (2003)	Alimentos	Lodo de digestor e de reator UASB	10	35	36	78 (SVT)
Bouallagui <i>et al.</i> (2004b)	Frutas e verduras	Lodo de digestor	4, 6, 8 e 10	20, 35, 55	20	54-87 (SVT)
Fernández <i>et al.</i> (2005)	FORSU	Gordura animal e vegetal	28	37	17	73 (SVT)
Hartmann e Ahring (2005)	FORSU	Esterco bovino	25	55	14-18	69-74 (SVT)
Carneiro (2005)	FORSU	Lixiviado+lodo de esgoto	13	35	95	59-65 (SVT)

Tabela 3.4: Dados de alguns estudos sobre digestão anaeróbia de resíduos sólidos (cont.).

Referência	Resíduo	Inóculo	ST (%)	Temperatura (°C)	Td (dias)	Eficiência (%)
Foster-Carneiro <i>et al.</i> (2006)	FORSU	Esterco bovino, esterco suíno e lodo de esgoto	30	55	60	43 (SVT)
Agdag e Sponza (2007)	FORSU	Lama de esgoto industrial	32, 38 e 45%	35-40	150	83, 87 e 89 (DQO)
Capela <i>et al.</i> (2007)	FORSU	Lodo de esgoto industrial e esterco bovino	5	35	65	65 (SVT)

Verifica-se que diversas pesquisas experimentais têm sido realizadas na área de digestão anaeróbia e, no geral, são obtidos bons resultados de eficiência de remoção de matéria orgânica.

Na pesquisa realizada por Stroot *et al.* (2001), foi constatado que, em sistemas de um estágio com alimentação semi-contínua de resíduo sólido orgânico e com elevadas taxas de carregamento, a agitação mecânica contínua foi inibitória, passando o reator a apresentar desempenho instável. Em muitos casos, a simples diminuição da agitação estabilizou o processo. Nos reatores com pouco grau de mistura, a digestão foi estável, sem acúmulo de propionato e com pouca alteração do pH, ao contrário do que ocorreu com reator semelhante operado sob agitação contínua, em que houve acúmulo de propionato e o pH oscilou entre 6-8.

Agdag e Sponza (2007) avaliaram a digestão anaeróbia utilizando lodo de estação de tratamento de esgoto como inóculo. Na pesquisa, verificou-se que a concentração de ácidos voláteis orgânicos decaiu significativamente nos reatores inoculados com o lodo, resultando aumento no valor de pH quando comparado com o reator sem adição de inóculo. A produção de gás metano e a relação DBO/DQO no lixiviado foram melhores nos reatores que digeriram com o lodo, comparando com reator que digeriu apenas com FORSU.

Similarmente, na pesquisa de Carneiro (2005) foi investigado o efeito da adição de lodo anaeróbio, proveniente de reator UASB, ao reator anaeróbio híbrido sólido-líquido tratando a FORSU. Na pesquisa, comparou-se a inoculação com lodo com a de lixiviado proveniente do aterro sanitário do Centro de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da Prefeitura Municipal de Jaboticabal (SP). A adição de lodo melhorou a digestão anaeróbia,

acelerando a degradação de ácidos graxos voláteis, antecipando a geração de biogás, aumentando a composição percentual de metano e promovendo maior variabilidade e presença de microrganismos. A adição de lodo aumentou, também, a eficiência de conversão de ST e SVT.

Pinto (2000) testou três diferentes tipos de inóculos no tratamento de FORSUP percolado coletado em reator de 236 L, tratando a FORSU inoculada com percolado de aterro sanitário com oito anos de idade e tamponado com bicarbonato de sódio, mantido a $35 \pm 1^\circ$ C por dois anos; lodo granular coletado em reator anaeróbico compartimentado (2ª câmara) tratando esgoto sanitário; lodo granuloso coletado em reator anaeróbico de fluxo ascendente tratando águas residuárias industriais de fábrica de papel. Observou-se que a degradação anaeróbia da FORSUP apresentou partida mais rápida e com maior potencial metanogênico quando inoculada com percolado, em comparação com os demais inóculos avaliados. A eficiência do percolado como inóculo pode ser atribuída à maior capacidade de transferência de massa entre inóculo (em fase líquida) e a FORSUP, como à adaptação do ecossistema microbiológico presente no percolado a essa fração.

No estudo realizado por Flor *et al.* (2004), foi utilizado reator contínuo de 60 litros com agitação mecânica sendo alimentado por uma mistura de 25% de Lodo Biológico (LB) proveniente de Estação de Tratamento de Águas Residuárias e 75% FORSU. O tempo de detenção hidráulica foi de 30 dias. A remoção de sólidos totais voláteis ficou acima de 50% e a produção volumétrica de metano ficou em $3,1\text{m}^3$ (CH₄)/dia. Não houve inibição pelos ácidos orgânicos ou decaimento do pH.

Cintra (2003) realizou experimento que consistiu na análise comparativa entre três diferentes estratégias de operação de reatores anaeróbios tratando RSU: tratamento convencional (1), tratamento com recirculação de lixiviado bruto (2), e tratamento com recirculação do lixiviado pré-tratado em reator UASB (3). Com relação ao monitoramento dos parâmetros físico-químicos do lixiviado e do biogás das linhas distintas de tratamento, pode-se concluir que a recirculação do lixiviado promovida nas linhas 2 e 3, e a inoculação endógena com lodo biológico excedente, aplicada exclusivamente na linha 3, favoreceram consideravelmente as etapas iniciais de fermentação e acidogênese, estabelecendo a fase metanogênica.

Salgado *et al.* (2003) investigaram taxas e frequências de recirculação ótimas para digestores de FORSU tamponados e inoculados com lixiviado de aterro sanitário com menos de 1 ano (Joboticabal-SP). O teor de ST foi o recomendado por Pinto (2000), 13%. Para o sistema de um estágio, o estudo apontou que a taxa de 10% de recirculação do volume do inóculo a cada 48 horas apresentou a digestão mais estável e produziu o maior percentual de CH₄ (máximo de 63%). O experimento foi conduzido em faixa mesofílica (~35 °C).

Picanço (2004) estudou a influência da recirculação do percolado na degradação da FORSU, em sistema de batelada de uma e duas fases (híbrido). Testaram-se as taxas de recirculação do inóculo de 1%, 2,5%, 5%, 10%, 20%, 30% e 50%. Os reatores apresentaram aumento de produção de metano e redução de DQO, sendo que o sistema com taxa de recirculação de 20% do percolado metanogênico foi o que demonstrou melhores resultados.

Na segunda etapa do estudo realizado por Picanço (2004) foram monitorados três digestores alimentados com a FORSU com as melhores taxas de recirculação determinadas na primeira etapa da pesquisa. Um reator simulou o reator acidogênico, injetando 20% do inóculo em um filtro anaeróbio. Outro sistema foi operado em fase única com taxa de 10% de recirculação. Como sistema de controle foi utilizado um reator inoculado com a mesma quantidade de FORSU e percolado, porém sem recirculação do lixiviado. O sistema de duas fases, comparado o de uma fase, confirmou que a taxa de recirculação de 20%, obteve maior eficiência na partida, com elevada produção de metano e maior percentual de degradação de sólidos. A predominância de organismos de morfologia com características de *Methanococcus* e *Methanosarcina* foi observada nos exames microscópicos realizados.

Souto (2005) também avaliou a influência da recirculação de lixiviado na aceleração do processo de digestão anaeróbia da FORSU. A recirculação foi aumentando progressivamente na partida dos reatores que foram mantidos em sala climatizada a uma temperatura de 35° C. O conjunto era composto de um reator alimentado com a FORSU misturada a lixiviado de aterro sanitário, e um filtro anaeróbio, destinado a tratar o lixiviado. Mediram-se diversas variáveis para acompanhar o processo: DQO, alcalinidade, sólidos, nitrogênio total e amoniacal, fósforo total, ácidos voláteis e composição do biogás. Acompanhou-se, também, o desenvolvimento da microbiota anaeróbia. Por fim, 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.

Nessa mesma linha, Bilgili *et al.* (2006) desenvolveram estudo onde o efeito da recirculação do lixiviado na digestão aeróbia e anaeróbia de RSU foi determinada por quatro reatores em escala de bancada. As opções estudadas e comparadas com o aterro sanitário tradicional foram: recirculação do lixiviado, aeração e aeração com recirculação de lixiviado. A qualidade do lixiviado foi regularmente monitorada por meio da análise do pH, alcalinidade, sólidos totais dissolvidos, condutividade, potencial de oxi-redução, cloro, DQO, amônia e nitrogênio. A opção de digestão com recirculação do lixiviado e aeração foi a mais eficiente para remover matéria orgânica e amônia. A aeração da massa de resíduos produziu uma rápida oxidação da matéria orgânica se comparada com a digestão anaeróbia tradicional. Verificou-se ainda que a recirculação foi mais eficiente na opção que utilizou degradação anaeróbia de resíduos do que na degradação aeróbia. Além disso, a qualidade do lixiviado não mostrou mudanças consideráveis nas duas operações aeróbias. O efeito positivo da recirculação é mais claro na operação anaeróbia do que na aeróbia.

O potencial da digestão anaeróbia mesofílica para o tratamento de gordura de diferentes origens digerida com a FORSU foi avaliado por Fernandez *et al.* (2005). O processo de digestão foi conduzido em escala piloto em regime semi-contínuo em temperatura mesofílica (37° C) e com o tempo de detenção hidráulica de 17 dias. Três diferentes substratos foram utilizados na digestão anaeróbia: FORSU sintética, e duas classes de gordura residual usadas como inóculos (animal e vegetal). A comida animal foi escolhida como um substrato básico devido à similaridade nutricional com a FORSU (fibra, proteína e gordura). Não foram detectadas mudanças consideráveis entre a digestão com gordura vegetal e a animal. As duas gorduras mostraram porcentagens elevadas de degradação (94% - gordura animal; 97% - gordura vegetal).

Leite *et al.* (2001) analisaram o processo de bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos putrescíveis de origem urbana e rural. Os resíduos de origem urbana foram constituídos, basicamente, de restos de fruta, verduras e folhagens, enquanto o rúmen bovino foi adquirido no matadouro de Campina Grande-PB. As proporções de rúmen empregadas foram de 5, 10 e 15% (percentagem em peso). O trabalho foi realizado em um sistema experimental, constituído basicamente por quatro reatores anaeróbios operados em

batelada, com capacidade unitária de 20 L. A eficiência do processo foi determinada por meio do monitoramento dos parâmetros avaliativos, os sólidos totais voláteis (SVT), da demanda química de oxigênio (DQO) e do nitrogênio total Kjeldhal (NTK). Dentre os percentuais de inóculo aplicados, o percentual de 15% contribuiu mais significativamente para o desempenho do processo, pois resultou em relação C/N favorável, além de proporcionar maior massa de microrganismos. O processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta concentração de sólidos apresenta possibilidade real de se tornar alternativa promissora de tratamento, para esses tipos de resíduos.

Em pesquisa similar, Hartmann e Ahring (2005) investigaram a influência da adição de esterco bovino na digestão anaeróbia termofílica de resíduos sólidos urbanos. Inicialmente a FORSU foi co-digerida com esterco na proporção 1:1 e na fase seguinte adicionou-se a recirculação do lixiviado. O sistema apresentou estabilização após 6 semanas de operação. Ao final do experimento cerca de 69-74% dos sólidos voláteis foram reduzidos. Percebeu-se que a recirculação do lixiviado auxiliou na estabilização do pH e redução da amônia.

A revisão bibliográfica mostra diversos estudos utilizando a digestão anaeróbia com diferentes inóculos, resultado de seu potencial uso como alternativa tecnológica para o tratamento da FORSU. Verifica-se que, em todas as pesquisas apresentadas, são demonstrados resultados positivos com relação ao uso de inóculos. Esta técnica acelera a digestão, aumenta a produção de biogás, e, além disso, dá destino a resíduos às vezes tidos como inservíveis.

Percebe-se que é crescente o número de estudos nesta área, porém poucos relacionados à digestão com resíduos agropecuários, como esterco bovino e suíno, que necessitam de um destino adequado em função de impactos ambientais. Assim, torna-se necessário à investigação da utilização de inóculos provenientes de atividades agropecuárias a fim de verificar a viabilidade em tratamento consorciado com RSU. Nesse sentido, buscar-se-á com o presente trabalho, averiguar o potencial de aplicação do esterco bovino, esterco suíno e o produto advindo do rúmen bovino como inóculos na digestão anaeróbia da FORSU.

4. METODOLOGIA

O trabalho experimental consistiu na investigação do potencial de aplicação do esterco bovino, esterco suíno e o produto do rúmen bovino como inóculos da digestão anaeróbia mesofílica de FORSU utilizando bioreatores em escala de bancada. O sistema experimental foi instalado e monitorado nas dependências no Laboratório de Análises de Água do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília.

O experimento teve caráter exploratório, não tendo, portanto, delineamento experimental e nem planejamento estatístico.

O experimento iniciou no dia 17 de abril de 2008 e finalizou em 02 de outubro de 2008, tendo 167 dias de duração. A duração do experimento foi baseada na produção de biogás dos bioreatores. No momento em que a produção de biogás estabilizou-se, mantendo médias de produção ao longo dos dias similares, optou-se por finalizar o ensaio.

O desenvolvimento do projeto envolveu 6 (seis) etapas descritas na Figura 4.1.

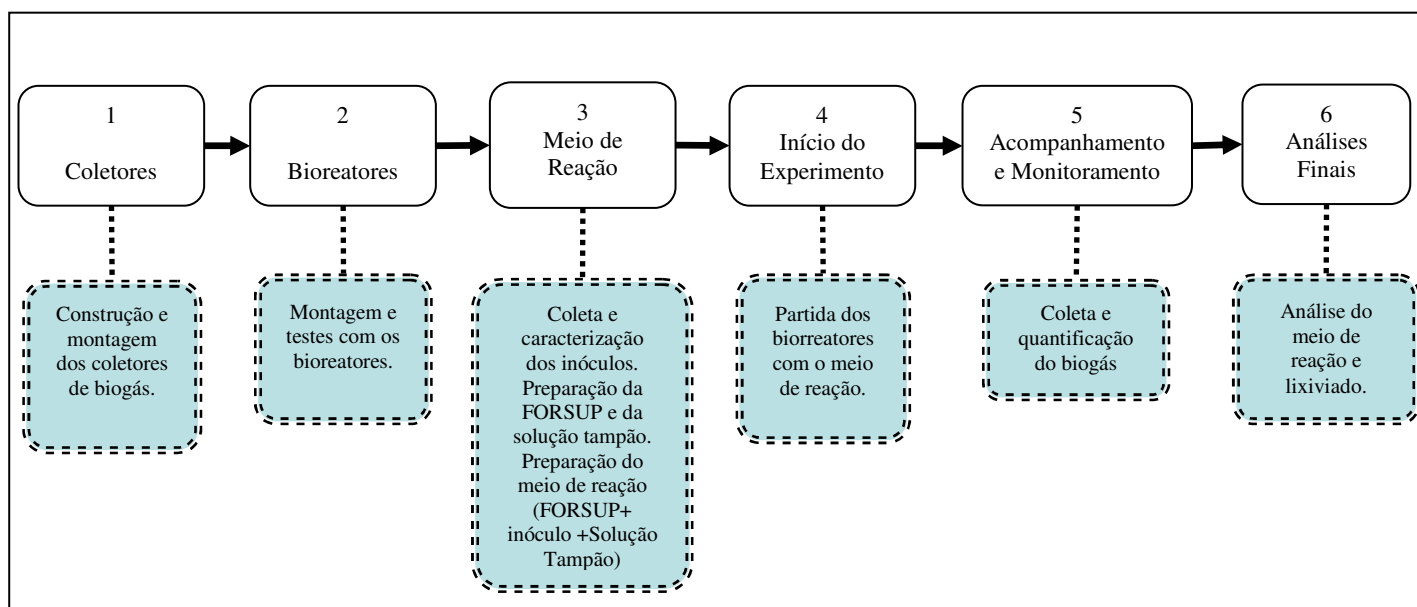


Figura 4.1: Descrição das etapas a serem desenvolvidas no projeto.

A seguir são descritas às unidades operacionais, a formulação e elaboração da FORSUP, os procedimentos de preenchimento e de operação dos bioreatores e os métodos analíticos empregados.

4.1 BIOREATORES

Para realização dos ensaios foram utilizados bioreatores similares aos utilizado por Souto (2005), constituídos de recipientes de polietileno de alta densidade com volume total de 5 litros, com tampa rosqueável, medindo 21 cm de altura, comercialmente denominado leiteira (marca: milkan). Na tampa do reator foram acoplados dois bicos injetores conectados a registros para a coleta do biogás e fluxionamento de nitrogênio no início do experimento. Não foi instalado nenhum mecanismo de coleta do lixiviado produzido nos bioreatores durante os 167 dias do experimento. Na Figura 4.2 e 4.3 é apresentado o recipiente utilizado como bioreator na pesquisa.



Figura 4.2: Recipiente utilizado como bioreator na pesquisa.

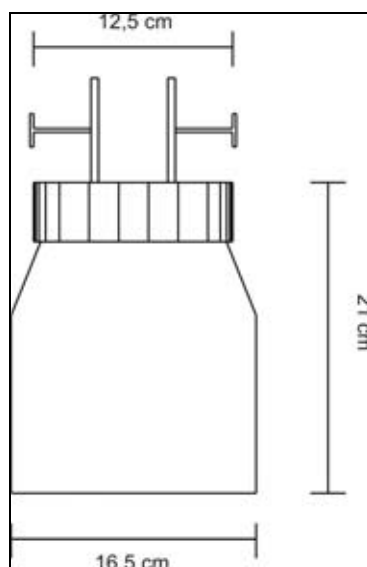


Figura 4.3: Esquema do recipiente utilizado como bioreator na pesquisa.

Todos os reatores foram testados antes da preparação do meio, similarmente como no experimento realizado por Gadelha (2005). Os testes foram feitos com pressões pela injeção de ar comprimido e os reatores foram mergulhados em um balde de água para verificação de vazamentos.

Para garantir a manutenção da temperatura (30-35°C), os reatores foram instalados em câmara com paredes revestidas com material isolante, dotada de um termômetro elétrico que facilitou o monitoramento da temperatura.

Para medir a produção do biogás foi utilizado o método de deslocamento de volume utilizando frascos de *Mariotte*. Em cada reator foi acoplado um *Mariotte* como o apresentado na Figura 4.4.

Como o objetivo era o de realizar a medição do gás metano, CH₄, nos frascos colocou-se solução contendo NaOH a 3% de volume, cujo objetivo é dissolver o CO₂ presente no biogás. Dessa forma, ao passar o biogás pelo frasco o CO₂ fica retido na solução, possibilitando a passagem de outros gases, como H₂ e o metano.



Figura 4.4: Frascos de *Mariotte* utilizado no experimento.

Na Figura 4.5 é apresentado o esquema do aparato experimental com o *Mariotte*.

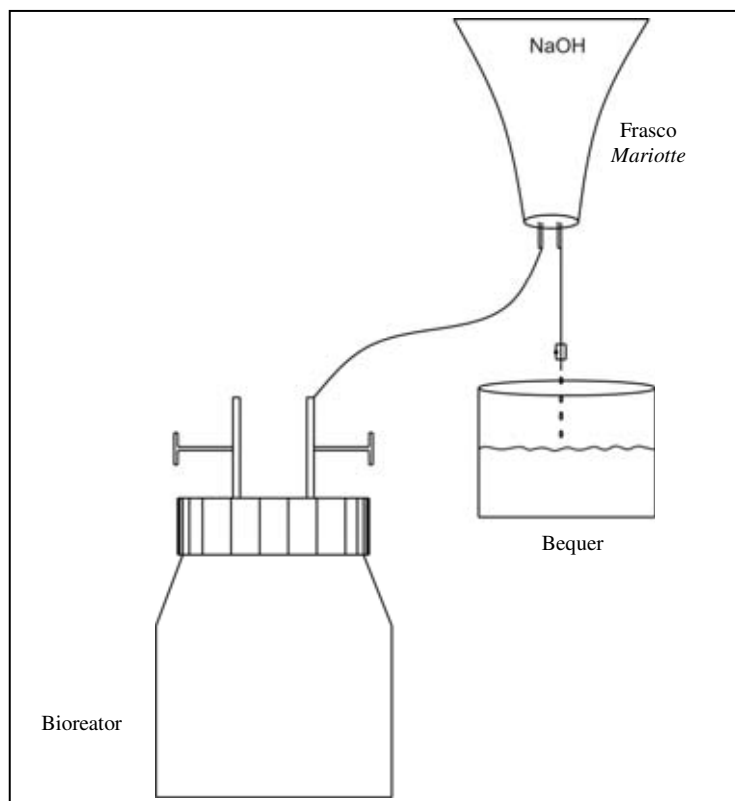


Figura 4.5: Esquema de montagem do aparato experimental com *Mariotte*.

4.2 PREPARAÇÃO DO MEIO DE REAÇÃO

4.2.1 Elaboração da Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos Padrão

A diversidade de origem dos resíduos sólidos faz com que os mesmos apresentem composição com variabilidade significativa, tanto quantitativa como qualitativa. Estas variações são geralmente funções da situação geográfica, dos hábitos da população, do clima, das mudanças tecnológicas, entre outras (Pinto, 2000). Nesse sentido, para reduzir os problemas de reprodutibilidade entre experimentos, característicos dos resíduos sólidos, a fração orgânica utilizada nesta pesquisa foi elaborada em laboratório de acordo com a metodologia descrita por Pinto (2000).

A metodologia proposta por Pinto (2000) busca obter amostras de resíduos sólidos urbanos com composição e granulometria definidas, que possam ser reproduzidos e repetidos em quantidades e momentos diferentes, reduzindo assim a variabilidade de resultados experimentais. Os percentuais e a constituição do resíduo padrão desenvolvido em laboratório por Pinto (2000) são apresentados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1: Valores percentuais dos elementos utilizados na elaboração da FORSUP.

(Pinto, 2000)

Categoria	% em massa da categoria na FORSUP	Elemento	% em massa do componente na FORSUP
Frutas	30,00	Casca/bagaço de laranja	17,8
		Casca de banana	3,8
		Pedaços de tomate	4,6
		Casca de melancia	3,8
Legumes Crus	11,0	Casca de batatas	5,5
		Casca/pedaços de cebola	2,3
		Casca de abrobrinha	1,6
Legumes Cozidos	4,0	Casca/pedaços de mandioca	1,6
		Casca/pedaços de batata	1,3
		Pedaços de mandioca	2,7
Hortaliças	7,2	Alface	3,8
		Repolho	1,9
		Couve-flor	1,5
Pão/Bolo	3,0	Pão	3,0
Carne	2,0	Pele/Pedaços de frango crus	1,3
		Pedaços de carne de boi crus	0,7
Café	3,5	--	3,5
Folhas	10,8	Seca	9,2
		Verde	1,6
Queijo	0,4	--	0,4
Arroz	11,2	--	11,2
Feijão	4,7	--	4,7
Macarrão	2,2	--	2,2
Osso	1,8	Frango	1,8
Outros	8,2	Papel úmido	5,0
		Casca de ovo	3,2

Da aquisição ao momento da trituração, os componentes foram armazenados em sacos plásticos e mantidos a temperatura de 5° C. Para a preparação da FORSUP os componentes foram triturados mecanicamente e manualmente. Para a trituração mecânica foi utilizado o cortador de legumes apresentado na Figura 4.6. Considerou-se trituração manual o uso de facas e mão livre.



Figura 4.6: Cortador de legumes utilizado para trituração dos componentes da FORSUP.

A FORSUP foi fracionada em tamanhos de aproximadamente 2,5 cm. Após fracionados, os componentes foram pesados e armazenados em recipientes plásticos e logo em seguida iniciou-se a preparação da FORSUP. A FORSUP foi preparada adicionando-se um componente de cada vez, pesando-se antecipadamente cada ingrediente em balança da marca Filizola apresentada na Figura 4.7. A quantidade utilizada de cada componente consta na Tabela 4.2.



Figura 4.7: Balança utilizada na pesagem dos componentes da FORSUP.

Os componentes foram manualmente misturados em recipiente de plástico. A FORSUP permaneceu nesse recipiente à temperatura ambiente por três dias, simulando o tempo entre

a produção dos resíduos sólidos nos domicílios e seu recolhimento pelos serviços de limpeza (Pinto, 2000). Na Figura 4.8 mostra-se a FORSUP e o recipiente onde foi armazenada, bem como a FORSUP.

Tabela 4.2: Composição da FORSUP utilizada no experimento

Categoria	Elemento	Quantidade Preparada (g)
Frutas	Casca/bagaço de laranja	1253,12
	Casca de banana	267,52
	Pedaços de tomate	323,84
	Casca de melancia	267,52
Legumes Crus	Casca de batatas	387,2
	Casca/pedaços de cebola	161,92
	Casca de abrobrinha	112,64
	Casca/pedaços de mandioca	112,64
Legumes Cozidos	Casca/pedaços de batata	91,52
	Pedaços de mandioca	190,08
Hortaliças	Alface	267,52
	Repolho	133,76
	Couve-flor	105,6
Pão/Bolo	Pão	211,2
Carne	Pele/Pedaços de frango crus	91,52
	Pedaços carne de boi crus	49,28
Café	Café	246,4
Folhas	Seca	647,68
	Verde	112,64
Queijo	Queijo	28,16
Arroz	Arroz	788,48
Feijão	Feijão	330,88
Macarrão	Macarrão	154,88
Osso	Frango	126,72
Outros	Papel úmido	352
	Casca de ovo	225,28
TOTAL		7040



Figura 4.8: Recipiente contendo a FORSUP da pesquisa.

4.2.2 Inóculos

Foram utilizados na pesquisa três diferentes inóculos: esterco bovino, esterco suíno e produto do rúmen bovino. Optou-se pela utilização desses inóculos, pois possuem alta quantidade de microrganismos, alta umidade e pH próximo da neutralidade, características complementares às dos resíduos sólidos que no geral possuem pH baixo, baixa umidade e pouca quantidade de microrganismos. Para comprovar a informação na Tabela 4.3 são apresentados os resultados das análises físico-químicas dos inóculos e da FORSUP utilizados na presente pesquisa.

Tabela 4.3: Características físico-químicas dos inóculos e FORSUP da pesquisa.

Componentes	Parâmetros				
	pH	DQO (g/kg)	Teor de Umidade (%)	Sólidos Totais (%)	Sólidos Totais Voláteis (%)
Esterco Bovino	7,2	656,5	80,0	20,0	84,5
Esterco Suíno	6,0	603,00	84,0	16,0	84,9
Rúmen Bovino	7,5	652,5	68,9	31,1	67,1
FORSUP	5,8	650,5	75,9	24,1	82,6

Verifica-se que os valores de pH dos inóculos são próximos da neutralidade, o teor de umidade e ST estavam próximos dos estabelecidos para pesquisa. Tal fato apontou que os

inóculos possuem características que favorecem a manutenção do pH e o teor de umidade ideal para os organismos metanogênicos.

Os inóculos utilizados na pesquisa, também, possuem características nutricionais complementares a FORSUP, como pode ser observado na Tabela 4.4 e 4.5. Verifica-se que os inóculos são ricos em nitrogênio, fósforo e potássio, nutrientes essenciais para a digestão anaeróbia, visto estarem diretamente relacionados à taxa de crescimento microbiano.

Tabela 4.4: Composição química média (%) de esterco suíno e bovino não decompostos. (Oliveira, 1993)

Esterco	Nitrogênio	Fósforo	Potássio
Bovino	0,60	0,15	0,45
Suíno	0,60	0,25	0,12

Tabela 4.5: Análise química elementar da FORSUP realizada pelo Instituto de Química da USP/EESC. (Pinto, 2000)

Parâmetros	Nitrogênio	Carbono	Hidrogênio	Enxofre	Oxigênio
FORSUP	1,37	44,36	4,68	0,29	41,3

O esterco bovino foi coletado na Fazenda Palma localizada na rodovia paulista, km 22, Luziânia-GO. O esterco foi proveniente da criação leiteira da fazenda. O gado era alimentado com silagem de milho, fubá de milho, cevada, caroço de algodão, feno e farelo de soja. Na Figura 4.9 é apresentado o esterco bovino utilizado no experimento.



Figura 4.9: Esterco bovino da Fazenda Palma utilizado para preparação do meio de reação.

O esterco suíno foi coletado na Granja Pinheiros do Sul localizada na região de Taquara, Brasília-DF. O esterco é proveniente das matrizes da Granja. Os suínos são alimentados com concentrado de milho, farelo de milho, farelo de soja e farelo de trigo. Pode-se visualizar o esterco suíno utilizado na presente pesquisa na Figura 4.10.



Figura 4.10: Esterco suíno da Granja Pinheiros do Sul utilizado para preparação do meio de reação.

O produto do rúmen bovino foi coletado no Frigorífico Ponte Alta localizado na região da Ponte Alta, Gama-DF. O inóculo é proveniente de gado de corte alimentado com pastagem. Na Figura 4.11 verifica-se o produto do rúmen bovino utilizado no experimento.



Figura 4.11: Produto do rúmen bovino adquirido no Frigorífico Ponte Alta utilizado para preparação do meio de reação.

Os inóculos foram coletados em dois momentos distintos. A primeira coleta foi realizada aproximadamente um mês antes da inoculação e preparação do meio de reação permitindo a realização da caracterização e o cálculo dos Fatores de Inóculo, quantidades de FORSUP e do meio de reação em cada reator. A segunda coleta foi realizada para inoculação dos meios de reação, uma semana antes do início do experimento.

4.3 DESENVOLVIMENTO DOS EXPERIMENTOS

O meio de reação do experimento foi composto pela FORSUP, inóculo (esterco bovino, esterco suíno ou rúmen bovino), solução tampão e água. No reator denominado testemunha o meio de reação foi FORSUP, solução tampão e água.

O meio de reação empregado foi preparado separadamente para cada bioreator, misturando a FORSUP ao inóculo e adicionando NaCO_3 como tampão na proporção de 0,06 kg/kg ST juntamente com água, conforme indicado por Brummeler (1993).

A solução tampão foi adicionada para garantir que o pH do meio reação ficaria na faixa entre 6,5-7,6 conforme indicado por Bidone e Povinelli (1999). Da mesma maneira, adicionou-se água ao meio de reação para que a umidade ficasse entre 75-85%.

O fator de inóculo utilizado foi de 0,2, a quantidade de massa de FORSUP utilizada em cada reator foi de 600g e considerou-se que os ST do meio de reação seriam aproximadamente de 25%. Com base nestes dados e nos valores de sólidos totais dos inóculos e da FORSUP, analisados anteriormente, foi calculada a massa de água, dos inóculos e da solução tampão utilizada para o preenchimento dos reatores. Os dados dos preenchimentos são apresentados nas Tabelas 4.6.

Tabela 4.6: Dados utilizados para a preparação do meio de reação.

Componentes	Massa (g)	Água (mL)	NaCO_3 (g)	FORSUP (g)
FORSUP	600	230	13,32	0
Esterco Bovino	276	160	11,47	600
Rúmen Bovino	150	280	12,10	600
Esterco Suíno	194	240	9,11	600

4.3.1 Preenchimento dos reatores

No procedimento de preenchimento dos reatores cada meio de reação foi preparado individualmente e seguindo procedimento apresentado na Figura 4.12. Cada meio de reação foi preparado individualmente e operados em batelada.

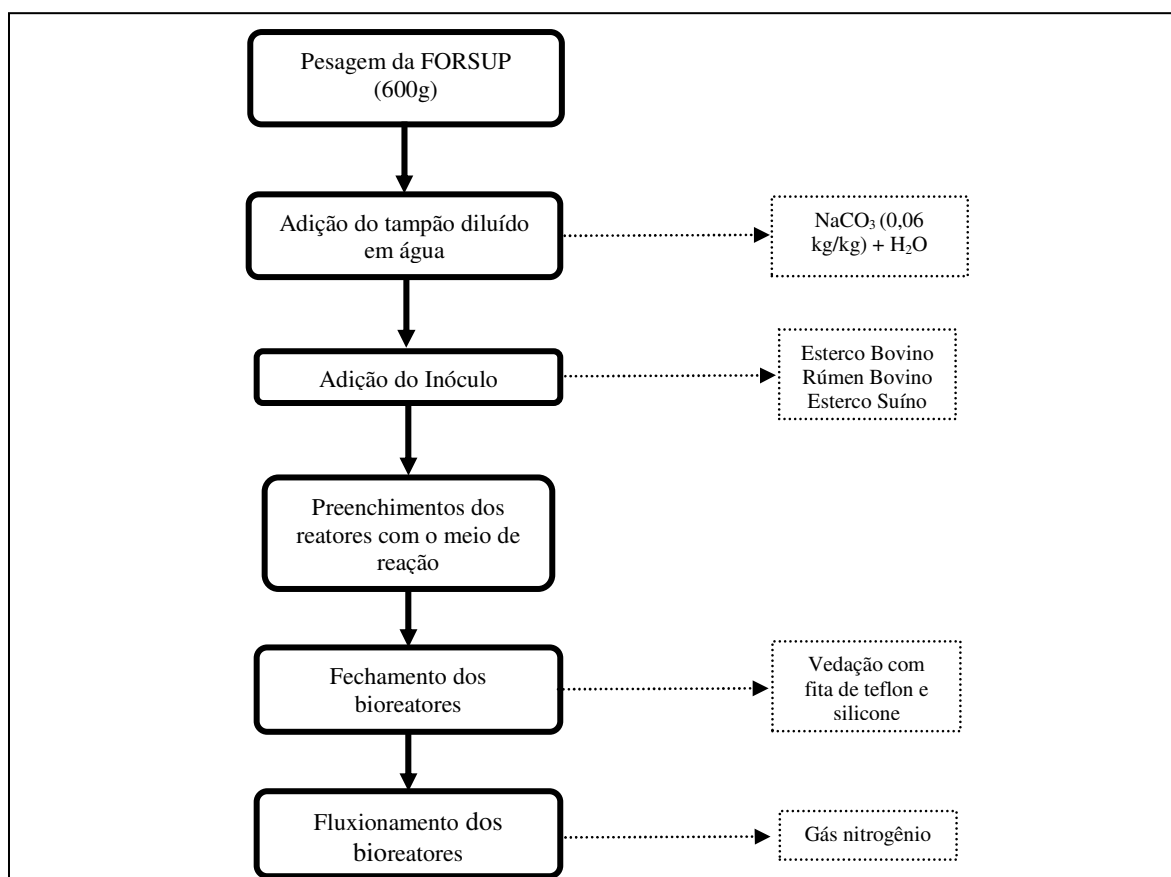


Figura 4.12: Procedimento de preenchimentos dos reatores.

Primeiro pesou-se a quantidade de FORSUP, misturou-se com o tampão, que foi diluído na água, e em seguida adicionou-se o inóculo. Posteriormente os reatores foram vedados por meio do uso de fita de teflon e impermeabilização com silicone, o que evitou vazamento do biogás. Em seguida fluxionou-se gás nitrogênio nos bioreatores para que o gás da atmosfera fosse trocado de oxigênio para nitrogênio, garantindo, assim, que a digestão anaeróbia ocorresse.

Os meios de reação foram preparados em duplicata e distribuídos nos 8 (oito) bioreatores de acordo com a Figura 4.13.

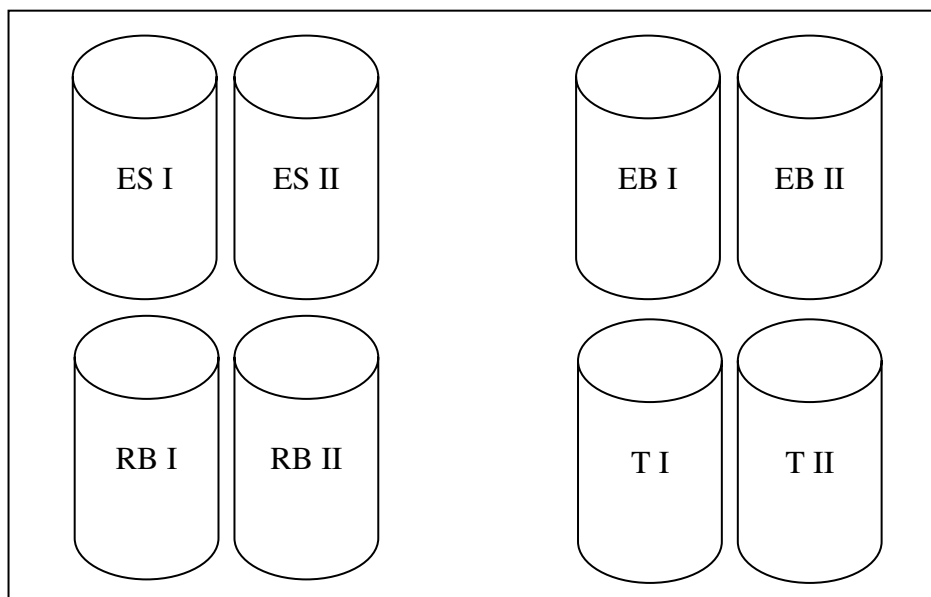


Figura 4.13: Esquema de distribuição dos meios de reação.

Legenda:

ES: Esterco Suíno

RB: Rúmen Bovino

EB: Esterco Bovino

T: Testemunha

4.4 MONITORAMENTO DO SISTEMA

As análises do chorume, produzido nos bioreatores durante os 167 dias do experimento, foram realizadas utilizando-se os métodos preconizados por APHA (1999), com exceção das variáveis alcalinidade e ácidos graxos voláteis, para as quais utilizaram procedimentos descritos em Ripley *et al.*, (1986) e Dilallo e Albertson (1961), respectivamente.

As análises de DQO dos inóculos da FORSUP e dos meios de reação, expressa em g/kg de resíduos seco, foram realizadas com base nas metodologias estabelecidas pelos pesquisadores do PROSAB, Edital 4, Tema 3 para Resíduos Sólidos.

A FORSUP foi caracterizada no início (17 de abril de 2008) do experimento, os inóculos foram caracterizados antes de serem misturados à FORSUP, o chorume foi monitorado apenas ao final do experimento (02 de outubro de 2008), e os meios de reação foram caracterizados no início e final do experimento.

O monitoramento da produção do biogás foi realizado, aproximadamente, por 102 dias, sendo que as medições foram realizadas todos os dias úteis (segunda a sexta) e eventuais finais de semanas (sábados e domingos).

Na Tabela 4.7 são apresentados maiores detalhes sobre os parâmetros analisados em cada tipo de amostra.

Tabela 4.7: Parâmetros analisados nas amostras líquida, gasosa e sólida.

Amostra	Parâmetro	Método
Chorume	Demanda Química de Oxigênio	Espectrofotométrico
	Ácidos Graxos Voláteis	Titulométrico
	pH	Potenciométrico
	Alcalinidade	Titulométrico
	Sólidos Totais	Gravimétrico
	Sólidos Totais Voláteis	
Biogás	Produção de Biogás	Deslocamento de volume
FORSUP, Inóculos e Meios de Reação	Demanda Química de Oxigênio	Espectrofotométrico
	pH	Potenciométrico
	Sólidos Totais	Gravimétrico
	Sólidos Totais Voláteis	
	Teor de Umidade	
	Aparência Geral	

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados obtidos são discutidos abordando-se: características do meio reação; produção gasosa; análises físico-químicas do meio de reação (iniciais e finais) e lixiviado (produzido).

5.1 CARACTERÍSTICAS DO MEIO DE REAÇÃO

As análises físico-químicas dos meios de reação preparados com os diferentes tipos de inóculos são apresentadas na Tabela 5.1.

Tabela 5.1: Características físico-químicas dos meios de reação utilizado na pesquisa.

Meios de Reação	Parâmetros				
	pH	DQO (g/kg)	Teor de Umidade (%)	Sólidos Totais (%)	Sólidos Voláteis Totais (%)
MR – Esterco Bovino	7,5	448,0	81,6	18,3	81,8
MR – Esterco Suíno	7,3	507,5	81,1	18,8	81,2
MR – Rúmen Bovino	7,8	621,0	80,8	19,1	83,0
MR – Testemunha	8,3	523,5	84,4	15,5	83,6

Legenda:

MR – Meio de Reação

Apesar dos mesmos terem sido preparados a partir de quantidades de inóculos e FORSUP previamente calculados, houve alterações nos valores de ST e SVT em todos os reatores. Isso se deve provavelmente, às pequenas partes não homogêneas da FORSUP como grãos ou gravetos.

É importante destacar que, na partida, os reatores testemunha apresentavam-se com a porcentagem de sólidos totais menor do que os demais reatores, porém a porcentagem de sólidos voláteis totais entre os reatores apresentou-se semelhante.

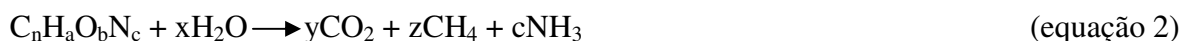
5.2 MONITORAMENTO DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS

Os gases produzidos em um processo de digestão anaeróbia são genericamente denominados de biogás, com valor de energia térmica por volta de 26MJ/m³. Esses gases

consistem, principalmente, de uma mistura de metano e dióxido de carbono, com pequenas quantidade de outros gases incluindo H₂S, H₂, N₂ e hidrocarbonetos de baixa massa molecular (Kayhanian *et al.*, 1991 *apud* Pinto, 2000). Um dos parâmetros que indica o equilíbrio da digestão anaeróbia é a produção alta e estável de CH₄.

Okamoto *et al.* (2000), estudando a degradação anaeróbia individual de sete componentes da FORSU, verificaram que a maior parte do biogás produzido na degradação de proteínas era constituída por CO₂. De acordo com Chynoweth *et al.* (1996), um produção típica de biogás gerado da FORSU é de 0,4 m³/kg de SV adicionado, e a sua composição é de 55% de metano e 45% de CO₂ (CNTP).

De acordo com Tchobanoglous *et al.* (1993), o volume de gases produzido durante a decomposição anaeróbia pode ser estimado utilizando a equação 2, baseada no conhecimento da composição química do resíduos e assumindo a completa conversão do resíduos orgânico biodegradável a CO₂ e CH₄.



Onde:

$$x = (n - (a/4) - (b/2) + 3(c/4))$$

$$y = ((n/2) - (a/8) + (b/4) + (c/8))$$

$$z = ((n/2) + (a/8) - (b/4) - 3(c/8))$$

Ainda, segundo Tchobanoglous *et al.* (1993), nem todo o material orgânico é convertido a CO₂ e CH₄, existindo uma certa parcela não biodegradável, dependente do conteúdo de lignina. Apesar das limitações, é possível, por meio da equação 2, obter uma estimativa da quantidade máxima de gás que pode ser esperada da fração facilmente degradável.

Utilizando os resultados da caracterização química elementar da FORSUP (Tabela 4.5) Pinto (2000) obteve os coeficientes estequiométricos dos principais componentes da matéria orgânica, empregando a equação 2. Por meio da equação a autora obteve a seguinte relação: Massa CH₄ = (288/933).STV do resíduo a ser degradado.

Sabendo-se a massa específica do metano ($0,717 \text{ kg/m}^3$), é possível obter uma estimativa do volume teórico do metano produzido. Na Tabela 5.3 são apresentados o volume de biogás produzido e o calculado em cada bioreator da presente pesquisa.

Tabela 5.2: Produção de biogás real e calculada por bioreator da pesquisa.

Reator	SV (Kg)	Biogás Calculado	Biogás Produzido
		(m^3)	(m^3)
EB I	0,16	0,068	0,11
EB II	0,16	0,068	0,12
ES I	0,16	0,068	0,13
ES II	0,16	0,073	0,13
RB I	0,17	0,073	0,14
RB II	0,17	0,073	0,15
T I	0,11	0,047	0,13
T II	0,11	0,047	0,15
MÉDIA	0,15	0,06	0,13

Verifica-se que a produção de biogás real de todos os bioreatores foi maior do que a produção calculada. Com base na produção real e com o disposto por Chynoweth *et al.* (1996) a produção de biogás dos bioreatores é de $0,86 \text{ m}^3$ de biogás/kg de SV. Na pesquisa realizada por Pinto (2000), a digestão anaeróbia da FORSUP, inoculada com percolado, resultou em produções de metano de $3,8 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3/\text{kg}$ de SVT degradado, em um período de 204 dias, produção inferior à encontrada nos reatores da presente pesquisa.

A produção de biogás dos bioreatores ainda estava bastante elevada, mesmo ao final do experimento, indicando que a atividade de degradação estava intensa, fato que também pode ser demonstrado nas análises físico-químicas do meio de reação realizada ao final do ensaio. Diferentemente do que ocorreu na pesquisa realizada por Pinto (2000) que analisou a digestão anaeróbia de FORSUP inoculada com lixiviado e lodo de esgoto. Na pesquisa de Pinto (2000) os reatores atingiram a produção máxima de biogás e de metano, aproximadamente, no 45º dia de ensaio. Além disso, na referida pesquisa, ao final do experimento os reatores estavam com a produção de biogás a níveis próximos de zero.

Ao longo do experimento, todos os bioreatores apresentaram comportamento semelhante, com a manutenção de valores elevados de produção de biogás até o final do experimento, perfazendo uma média diária de 1,3 L/bioreator. Na Figura 5.1 é apresentado gráfico com a média da produção de biogás acumulada dos bioreatores. Verifica-se que a maior produção de biogás foi no bioreator inoculado com rúmen bovino (144 L), seguido do reator testemunha (137 L), do com esterco suíno (117 L) e, por último, o inoculado com esterco bovino (122 L).

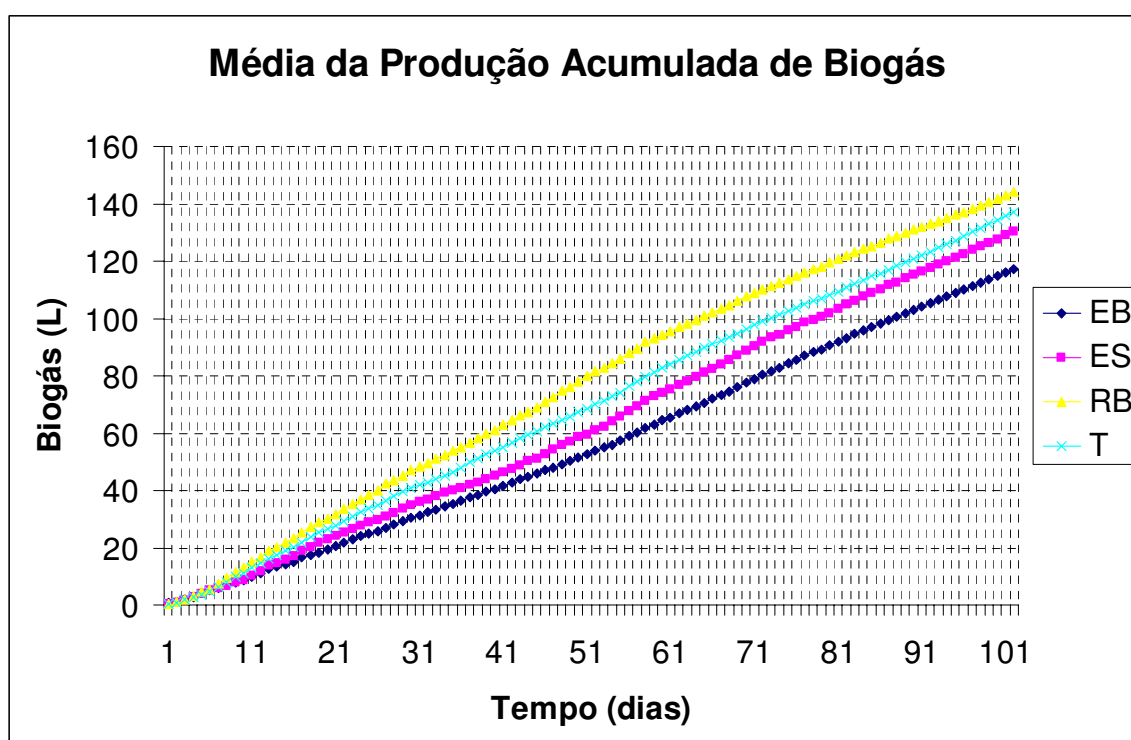


Figura 5.1: Média da produção acumulada de biogás nos bioreatores.

5.3 MONITORAMENTO DO EXPERIMENTO

5.3.1 Meio de Reação

Com a abertura dos 8 reatores observou-se que, de modo geral, todos os Meios de Reação (MR) apresentaram coloração escura, próximo ao marrom. Na parte mais interna do MR foram observadas presenças de materiais não degradados como cascas. Porém, a maioria da matéria orgânica apresentava-se em adiantado estado de decomposição. Não foi observado odor azedo nos reatores o que corrobora com os dados das análises físico-química obtidas ao final do ensaio.

Na Figura 5.2 é apresentado o meio de reação do reator testemunha no momento da abertura. Os resultados das análises realizadas com o Meio de Reação (MR) no final do ensaio são apresentados na Tabela 5.4.

Tabela 5.3: Resultados das análises do meio de reação ao final do experimento.

Bioreator	Observação visual e odor	Peso (g)	Umidade (%)	ST (%)	SVT (%)
EB I	Coloração marrom. Presença de folhas em estado de decomposição avançado. Não foi detectado odor azedo e apresentou cerca de 300 mL de lixiviado.	960,00	84,30	15,70	79,18
EB II	Coloração marrom com folhas em estado de decomposição avançado. Não tinha odor azedo. Apresentou pouca quantidade de lixiviado, cerca de 100 mL.	905,00	83,49	16,51	76,42
ES I	Coloração marrom, sem odor de azedo. Estado de decomposição avançado. 300 mL de lixiviado.	750,00	82,99	17,01	72,05
ES II	Coloração marrom, sem odor azedo. Estado de decomposição avançado. Cerca de 300 ml de lixiviado.	723,00	82,82	17,18	61,37
RB I	Presença de lixiviado (500 mL), coloração marrom, estado de decomposição avançado. Sem odor azedo.	830,00	85,37	14,63	77,26
RB II	Coloração marrom, estado de decomposição avançado. Sem odor azedo, cerca de 600 mL de lixiviado.	935,00	86,97	13,03	81,59
B I	Grande quantidade de lixiviado (1000 mL). Estado de decomposição avançado. Sem cheiro de azedo, coloração marrom.	425,00	86,06	13,94	66,01
B II	Grande quantidade de lixiviado (800 mL). Estado de decomposição avançado. Sem odor azedo, coloração marrom.	560,00	86,81	13,19	70,32



Figura 5.2: Meio de reação do reator testemunha no momento da abertura.

5.3.1.1 Teor de umidade

A análise conjunta da variação de massas no início e no fim do ensaio, apresentado na Tabela 5.5, bem como dos teores de umidade, obtidos na análise de ST e apresentados na Tabela 5.2, mostram que o processo de degradação transformou parte da matéria orgânica presente na FORSUP em biogás e outra parte lixiviado, aumentando assim o teor de umidade em todas as amostras.

Tabela 5.4: Diferenças de massa do MR inicial e final

Reator	MR Inicial (g)	MR Final (g)	Massa Degradada (g)
EB I	1049,63	960,00	89,63
EB II	1049,63	905,00	144,63
ES I	1046,54	750,00	296,54
ES II	1046,54	723,00	323,54
RB I	1041,47	830,00	211,47
RB II	1041,47	935,00	106,47
T I	839,11	425,00	414,11
T II	839,11	560,00	279,11

Verifica-se que os reatores testemunha obtiveram maior diminuição com relação ao peso do meio de reação. Na Figura 5.3 é apresentado gráfico com a comparação dos teores de umidade do início e final do experimento.

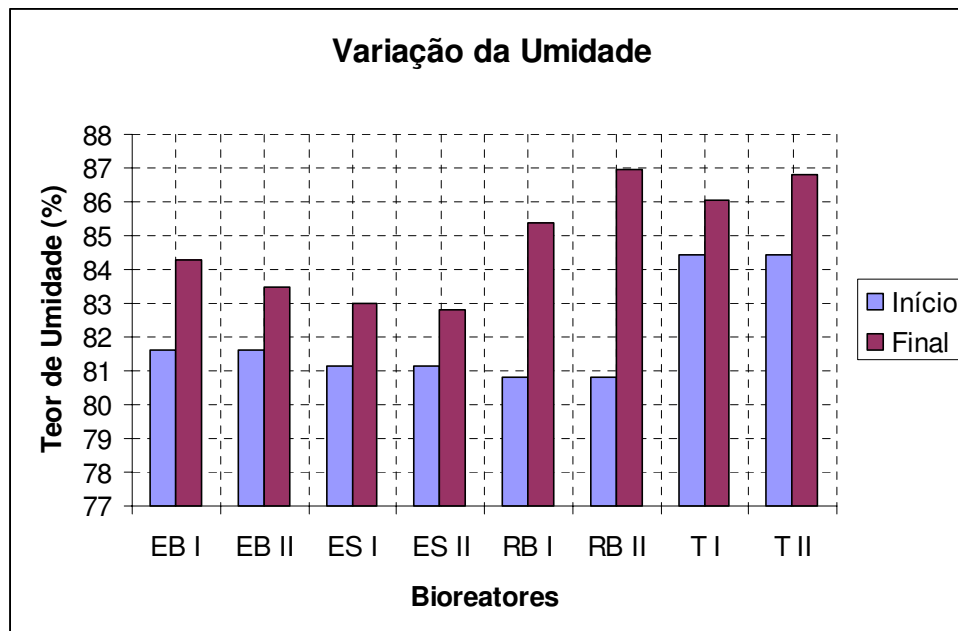


Figura 5.3: Variação de umidade dos meios de reação no início e no final do experimento.

No final do experimento a umidade observada nos reatores variou entre 82 e 86%, correspondendo a um aumento médio de 2,8%. O maior percentual de aumento no teor de umidade foi observado nos reatores inoculados com rúmen bovino (RB I e RB II).

5.3.1.2 Sólidos Totais e Sólidos Totais Voláteis

Nas Tabelas 5.6 e 5.7 são apresentados os resultados de Sólidos Totais e Sólidos Voláteis Totais do meio de reação no início e final do experimento.

Tabela 5.5: Sólidos Totais dos meios de reação no início e final do experimento.

Inóculo	Sólidos Totais					
	(%)			(g)		
	Inicial	Final	Degradado	Inicial	Final	Degradado
EB I	18,37	15,70	21,83	192,82	150,72	42,10
EB II	18,37	16,51	22,51	192,82	149,42	43,40
ES I	18,84	17,01	35,30	197,17	127,58	69,59
ES II	18,84	17,18	37,00	197,17	124,21	72,96
RB I	19,19	14,63	39,24	199,86	121,43	78,43
RB II	19,19	13,03	39,04	199,86	121,83	78,03
T I	15,58	13,94	54,68	130,73	59,25	71,49
T II	15,58	13,19	43,50	130,73	73,86	56,87

Tabela 5.6: Sólidos Voláteis Totais dos meios de reação no início e final do experimento.

Inóculo	Sólidos Voláteis Totais					
	(%)			(g)		
	Inicial	Final	Degradado	Inicial	Final	Degradado
EB I	81,86	79,18	24,39	157,84	119,34	38,50
EB II	81,86	76,42	27,66	157,84	114,18	43,66
ES I	81,28	72,05	42,64	160,26	91,92	68,34
ES II	81,28	61,37	52,43	160,26	76,23	84,03
RB I	83,03	77,26	43,46	165,94	93,82	72,13
RB II	83,03	81,59	40,10	165,94	99,40	66,54
T I	83,68	66,01	64,25	109,40	39,11	70,29
T II	83,68	70,32	52,52	109,40	51,94	57,46

Com os resultados de SVT verifica-se que os reatores que apresentaram maior percentual de degradação foram os testemunhas (T I e T II), seguidos dos reatores inoculados com esterco suíno e os com rúmen bovino (RB I e RB II). Destaca-se que os reatores com maior teor de umidade, os testemunhas, obtiveram maior percentual de degradação, indicando que a umidade acelerou a digestão anaeróbia.

Os reatores que obtiveram menor taxa de degradação de SVT foram os inoculados com esterco bovino. Diferentemente do resultado obtido na pesquisa realizada por Hartmann e Ahring (2005), na qual os reatores inoculados com esterco bovino obtiveram taxa de degradação maior do que o reator teste. Os referidos autores utilizaram como inóculo esterco bovino, temperatura de 55°C, 25% de ST, tempo de detenção entre 14-18 dias e taxa de degradação SVT entre 69-74%.

A degradação dos reatores inoculados com esterco suíno e rúmen bovino ficaram próximos dos reatores testemunha, indicando que os inóculos não aceleraram a degradação da matéria orgânica, mas também não houve inibição da digestão. Este fato indica que, provavelmente, o fator de inóculo utilizado não foi adequado para acelerar a partida à digestão anaeróbia.

Diferentemente dos demais reatores, os que foram inoculados com esterco bovino tiveram taxa de degradação muito inferior aos reatores testemunhas, indicando que o inóculo inibiu a digestão anaeróbia. Tal fato pode ter sido advindo da qualidade do esterco utilizado, a falta de nutrientes ou mesmo devido ao fator de inóculo.

No geral, obteve-se uma média de degradação da matéria orgânica em torno de 43% de SVT. Comparando com os resultados obtidos em outras pesquisas (Tabela 5.8), observa-se que o resultado encontrado está próximo dos das pesquisas que tiveram o tempo de detenção similar. Porém, comparando com resultado encontrado no reator testemunha da presente pesquisa verifica-se que os resultados não foram satisfatórios, já que era previsto que os reatores inoculados com esterco apresentassem taxa de degradação de SVT superior a do testemunha.

Tabela 5.7: Valores comparativos de degradação de SVT.

Referência	Inóculo	ST Inicial (%)	Td (dias)	Degradação de SVT (%)
Leite (1999)	Lodo de ETE Industrial	30	570	86
Hartmann e Ahring (2005)	Esterco Bovino	25	14-18	69-74
Gadelha (2005)	Lixiviado e Lodo de Esgoto	25-30	120	51,5
Leite <i>et al.</i> (2005)	Lodo de Esgoto Sanitário	5	450	82,4
Carneiro (2005)	Lixiviado+Lodo de Esgoto	13	95	59-65
Capela <i>et al.</i> (2007)	Lodo de Esgoto Industrial e Esterco Bovino	5	65	65

5.3.1.3 pH

Na Tabela 5.7 são apresentados os valores de pH dos meios de reação no início e no final do experimento. Verifica-se, que na maioria dos reatores, o pH teve uma leve queda em comparação ao início do experimento, todavia os valores se mantiveram entre 5 e 6. A exceção foram os reatores inoculados com esterco suíno que mantiveram o pH na faixa de 7 no início e final do ensaio.

Tal fato indica que embora tenha ocorrido a degradação, com provável formação de ácidos, o tampão mostrou-se eficiente para manter o pH acima de 5,0, próximo da neutralidade, ideal aos organismos metanogênicos. Na pesquisa realizada por Gadelha (2005) foi utilizado o mesmo tampão, NaCO₃, porém os valores de pH ficaram entre 4 e 5 que são abaixo dos ideais para os organismos que realizam a fase metanogênica da degradação anaeróbia. O ocorrido pode ser explicado pelo método utilizado no ato do tamponamento, Gadelha (2005) utilizou o tampão em pó, enquanto que na presente pesquisa o tampão foi utilizado diluído à água utilizada na preparação de cada meio de reação.

É provável que as características dos inóculos utilizados tenham favorecido a manutenção do pH, visto que apresentavam pH próximo da neutralidade no momento da preparação do meio de reação.

Tabela 5.8: Comparação do pH do meio de reação no início e final do experimento.

Reator	pH	
	Inicial	Final
EB I	7,5	5,3
EB II	7,5	6,6
ES I	7,3	7,9
ES II	7,3	7,4
RB I	7,8	6,6
RB II	7,8	6,8
T I	8,3	5,5
T II	8,3	6,1

Verificam-se com os resultados apresentados na Tabela 5.9 que os bioreatores inoculados com esterco suíno foram os únicos que mantiveram os valores de pH na faixa 7. A manutenção do pH na faixa da neutralidade indica que entre os inóculos utilizados na pesquisa o esterco suíno é o melhor com relação a manutenção do pH.

5.3.2 Lixiviado

Em todos os reatores foram coletados lixiviados, utilizando uma peneira, ao final do experimento para a realização das análises físico-químicas. Na Figura 5.8 é apresentada foto do lixiviado coletado do reator inoculado com esterco suíno.



Figura 5.4: Lixiviado coletado em reator do experimento inoculado com esterco suíno.

Na Tabela 5.10 são apresentados os resultados das análises físico-químicas dos lixiviados.

Tabela 5.9: Análises físico-químicas dos lixiviados dos reatores do presente experimento.

Reator	pH	DQO (mg/L)	ST (mg/L)	SVT (mg/L)	Alcalinidade (CaCO ₃)	AGV (mg/L)
EB I	5,75	29400	5,31	3,60	13568	6350,40
EB II	6,5	23700	8,86	6,64	13552	9937,20
ES I	7,5	9900	6,90	4,22	17584	8892,60
ES II	7,35	13200	6,12	3,84	14720	9535,20
RB I	7,03	26800	3,70	2,39	10480	8102,40
RB II	6,78	30500	2,90	1,79	9552	7837,20
T I	5,80	21300	3,83	2,55	9408	7979,40
T II	6,35	17100	3,38	2,21	8240	6430,20

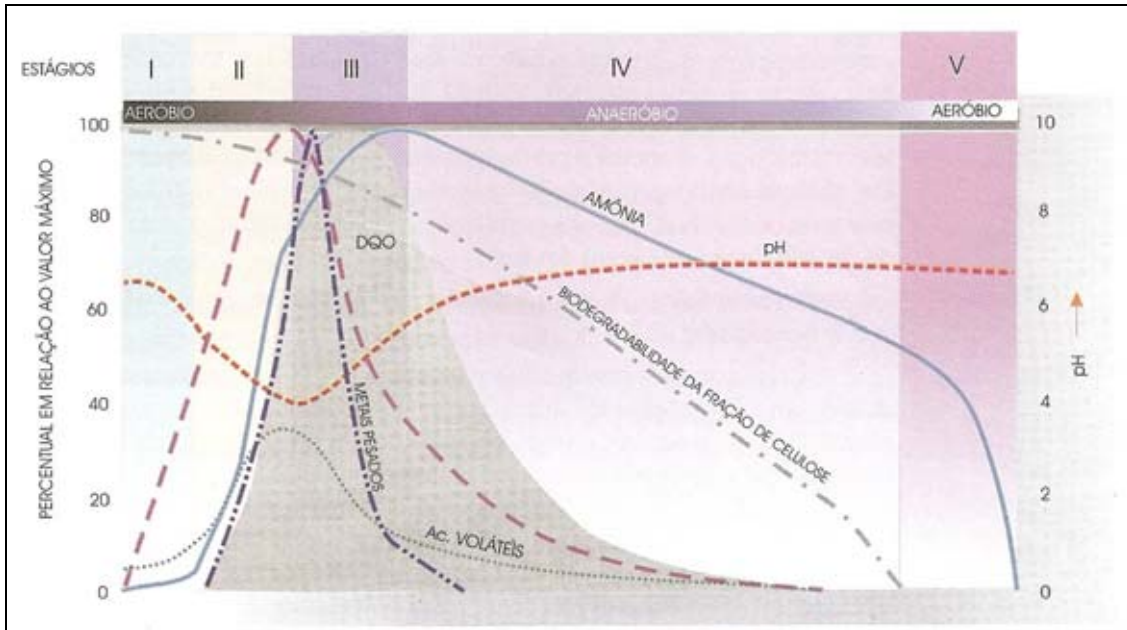
Comparando os dados de pH, DQO e alcalinidade das análises dos lixiviados dos reatores da pesquisa com os dados típicos da composição de lixiviado de aterro sanitário apresentados na Tabela 5.11 verificam-se que os lixiviados do ensaio são similares aos de aterros considerados novos.

Tabela 5.10: Dados típicos da composição de lixiviado de aterro sanitário.
(Tchobanoglous *et al.*, 2003, modificado)

Constituintes	Valores (mg/l)	
	Aterros Novos (< de 2 anos)	Aterros antigos (> de 10 anos)
DBO ₅	2000-30000	100-200
COT (Carbono Orgânico Total)	1500-20000	80-160
DQO	3000-60000	100-500
Sólidos Suspensos Totais	200-2000	100-400
Nitrogênio Orgânico	10-800	80-120
Nitrogênio Amoniacal	10-800	20-40
Nitrato	5-40	5-10
Fósforo Total	4-100	5-10
Alcalinidade (CaCO ₃)	1000-10000	200-1000
pH	4,5-7,5	6,6-7,5
Dureza Total (CaCO ₃)	300-10000	200

Na Figura 5.9 é apresentada a variação da composição do lixiviado de aterros sanitários ao longo do processo de digestão anaeróbia. Verifica-se que a concentração de Ácidos Graxos Voláteis (AGV) é maior na fase II (transição) e III (formação de ácidos) do processo. De acordo com Bidone e Povinelli, (1999) na fase II da digestão anaeróbia há formação de lixiviado; transição da fase aeróbia para anaeróbia; estabelecimento das condições de oxirredução; aparecimento de compostos intermediários (ácidos voláteis) da digestão anaeróbia. Na fase III há predominância de ácidos orgânicos voláteis de cadeia longa; decréscimo do pH com conseqüente mobilização e possível complexação de espécies metálicas.

Fazendo uma correlação com os resultados da análise de AGV dos lixiviados da presente pesquisa com o gráfico da Figura 5.8 e com o disposto, é possível que o processo de digestão do ensaio encontrava-se entre a fase II e III.



(Cotrim, 1997 *apud* Bidone e Povinelli, 1999)

Figura 5.5: Variação da composição do lixiviado de aterros sanitários.

A análise isolada dos parâmetros de ácidos voláteis e alcalinidade total, induz-nos a conclusão de que o processo não apresenta anormalidade. De outro lado, quando se analisa a alcalinidade nas suas componentes intermediária (AI) e parcela (AP), observa-se que a relação AI/AP varia de 2,10 a 57,80, com média situando-se em torno de 12,54.

Reator	Alcalinidade (CaCO ₃)		
	Parcial	Intermediária	AI/AP
EB I	0	13568	-
EB II	1632	11920	7,30
ES I	5664	11920	2,10
ES II	4000	10720	2,68
RB I	2000	8480	4,24
RB II	1552	8000	5,15
T I	160	9248	57,80
T II	864	7376	8,54

A relação AI/AP, segundo Chernicharo (1997), é um importante indicador da estabilidade do processo biológico. O autor ressalta que o valor da relação AI/AP, indicativo de estabilidade se situa em torno de 0,3, sendo que valores superiores indicam que existem distúrbios na digestão anaeróbia. Dessa maneira, a relação AI/AP média de 12,54,

determinada para os reatores da presente pesquisa, indica que o processo de digestão anaeróbia não ocorreu a contento.

Na Tabela 5.10 são apresentados os valores de DQO dos meios de reação na partida dos reatores e do lixiviado ao final do experimento. Como é esperado em um processo de digestão anaeróbia, verifica-se que os valores da DQO do lixiviado estavam bem maiores do que as do meio de reação. O aumento significativo da DQO no lixiviado em sistemas anaeróbios ocorre, geralmente, entre a fase II e III.

Tabela 5.11: Comparação entre a DQO do meio de reação e lixiviado, no início e final do experimento, respectivamente.

Reator	DQO	
	Início	Final
	Meio de Reação (g/kg)	Lixiviado (mg/L)
EB I	448,00	29.400,00
EB II	448,00	23.700,00
ES I	507,50	99.00,00
ES II	507,50	13.200,00
RB I	621,00	26.800,00
RB II	621,00	30.500,00
T I	523,50	21.300,00
T II	523,50	17.100,00

Verifica-se com o experimento que, apesar dos inóculos apresentarem características complementares à da FORSU, não houve aceleração na partida da digestão anaeróbia. Sabe-se que a escolha do inóculo e a quantidade a ser aplicada podem ser consideradas como dois fatores de grande importância para a digestão anaeróbia dos resíduos sólidos, uma vez que favorecem consideravelmente o equilíbrio do processo de digestão, reduzindo o tempo de partida e de estabilização da matéria orgânica. Com isso, é provável que o fator de inóculo utilizado não tenha sido adequado para que o processo de digestão anaeróbia apressar a fase metanogênica. Apesar disso, a manutenção do pH, umidade e a elevada produção de biogás durante todo o experimento demonstram que os inóculos são indicados para a digestão com FORSU, necessitando, porém, da investigação em outras condições de operação.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 CONCLUSÕES

Os reatores utilizados demonstraram eficiência em termos de estanqueidade gasosa, não apresentando, no decorrer do experimento, vazamentos de gases gerados na digestão anaeróbia.

Com base na relação AI/AP dos bioreatores da pesquisa, verificou-se que o processo de digestão anaeróbia não ocorreu a contento.

A degradação anaeróbia da FORSUP apresentou-se mais rápida nos reatores testemunha que não possuíam nenhum tipo de inóculo.

Os reatores inoculados com esterco suíno e rúmen bovino apresentaram melhores taxas de degradação entre os reatores inoculados, porém não sendo melhores do que o reator de testemunha.

Os reatores testemunha foram os que mais produziram chorume, e também um dos que mais produziram biogás.

Os reatores inoculados com esterco suíno foram os que tiveram maior produção de biogás, juntamente com os reatores testemunha.

Os inóculos testados não apresentaram desempenho satisfatório para a aceleração da partida no processo de degradação, tendo em vista que após 167 dias os Meios de Reação ainda estavam com valores de Sólidos Totais Voláteis elevados. Além disso, as taxas de degradação dos reatores com inóculos foram menores do que o do reator testemunha.

A quantidade de inóculo utilizada nos bioreatores não tenha favorecido, consideravelmente, o equilíbrio do processo de digestão, não reduzindo o tempo de estabilização da matéria orgânica.

É provável que a biota dos inóculos utilizados não tenham se adaptado a FORSUP utilizada na pesquisa.

Os reatores testemunha apresentaram teor de umidade, no início e final do experimento, maior do que os demais reatores. Este fato pode ter acelerado a digestão anaeróbia nestes reatores.

O tampão mostrou efeito significativo durante o processo de degradação para manter o pH acima de 5,0, atingindo valores próximos ao da neutralidade. A manutenção também pode ser atribuída aos inóculos utilizados que apresentam valores de pH próximos à neutralidade quando da preparação dos meios de reação.

Ainda sobre a manutenção do pH, o esterco suíno apresentou-se mais eficaz para manter o pH na faixa da neutralidade.

Houve produção intensa de biogás durante todo o experimento, porém não é possível qualificar quais gases foram formados, visto que não foi possível a realização de análises cromatográficas. A elevada produção de biogás indica que os reatores, mesmo ao final do experimento, estavam com a atividade de degradação intensa.

Apesar da partida da digestão anaeróbia não ter sido acelerada, os inóculos utilizados na pesquisa demonstram que podem ser utilizados para tal digestão, visto que auxiliaram na manutenção do pH, umidade e favoreceram a elevada produção de biogás durante todo o experimento.

6.2 RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se a utilização de leiteras como reatores, visto que mostraram eficiência com relação a estanqueidade gasosa.

Recomenda-se a realização de pesquisas de digestão anaeróbia de FORSU inoculado com esterco bovino, esterco suíno e rúmen bovino em condições de operação semelhantes e diferentes da presente pesquisa, para que seja realizada comparação.

Recomenda-se testar os inóculos (esterco bovino, esterco suíno e rúmen bovino) utilizando fatores de inóculos diferentes.

Recomenda-se a realização de análise cromatográfica do biogás produzido, para verificar a evolução da degradação da matéria orgânica.

Recomenda-se a utilização de frascos *mariottes* para coleta do biogás por serem de fácil manuseio e apresentarem resultados confiáveis.

Recomenda-se a coleta e caracterização de lixiviado produzidos nos reatores durante todo o experimento para facilitar o monitoramento da digestão anaeróbia.

Recomenda-se a utilização do tampão diluído a água, pois o método demonstrou eficiência na manutenção do pH dos meios de reação.

Recomenda-se a realização da análise de nutrientes NPK nos inóculos, na FORSUP e nos meios de reação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agdag, O. N; Sponza, D. T. (2007). “Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors”. *Journal of Hazardous Materials*, (140), 75–85.

Alcaraz, V.; Salazar, R.; González y, V.; Bernard, O. (2004) “Modelado dinámico de tratamiento de aguas residuales por digestión anaerobia considerando acumulación de ácido propiónico.” *Inf. Tecnol*, 15, (2), 63-68.

Amaral, F.L.M. (2004) “Biodigestão anaeróbia dos Resíduos Sólidos Urbanos: um panorama tecnológico atual”. Dissertação de Mestrado, Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, 107 p.

APHA - AWWA - WPCF (1999). "Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater". American Public Health Association 20^a Edition (CD-Rom), Washington DC.

Aquino, S.F. e Chernicharo, C.A.L. (2005) “Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle.” *Eng. Sanit. Ambient.* 10, (2).

Baldochi, V.M.Z. (1997) “Resíduos Sólidos Urbanos: aspectos básicos das transformações de compostos orgânicos em sistemas anaeróbios mesofílicos com elevada concentração de sólidos totais”. Tese de Doutorado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 136 p.

Barlaz, M. A. (2006) “Forest products decomposition in municipal solid waste landfills.” *Waste Management*, (26): 321–333.

Berrueta, J.; Gutiérrez, A. & Fueyo, G. (1996) “Anaerobic Treatment of Leachates in a Pilot-Scale UASB: Strategy of Start-up.” *J. Chem. Tech. Biotechnol.* (67): 302-314.

Bidone, F. R. A.; Povinelli, J. (1999) “Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos”. EESC/USP, São Carlos, 120 p.

Bilgili, M. S.; Demir, A.; Ozkaya, B. (2006) “Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes.” *Journal of Hazardous Materials*, doi:10.1016/j.jhazmat.2006.09.012.

Borges, A. C. (2003) “Influência da estratégia de alimentação no desempenho do reator anaeróbio em batelada seqüencial contendo biomassa imobilizada”. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, 170 p.

Bouallagui, H. Haouari, O.; Touhami, Y. ; ben Cheikh, R. ; Marouani, L. ; Hamdi, M. (2004a) “Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste”. *Process Biochemistry*. (39): 2143-2148.

Bouallagui, H.; Torrijos, M.; Godon, J.J.; Molleta, R.; Ben Cheikh, R.; Touhami, Y. (2004b) “Two-phase anaerobic digestion fruit and vegetable wastes: bioreactors performance”. *Biochemical Engineering Journal*. (21): 193–7.

Braber, K. (1995). “Anaerobic digestion of municipal solid waste: a modern waste disposal option on the verge of breakthrough”. *Biomass and Bioenergy*, 9 (1–5):365–376.

Brummeler, E.T. (1993) “Dry Anaerobic Digestion of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste”. 193 p. Tese de Doutorado – Wageningen Agricultura University; Wageningen, the Netherlands.

Burke, D. A. (2001) “Dairy Waste Anaerobic Digestion Handbook”. Environmental Energy Company, EUA, 57 p.

Capela, I.; Rodrigues, A.; Silva, F.; Nadais, H.; Arroja, L. (2007) “Impact of industrial sludge and cattle manure on anaerobic digestion of the OFMSW under mesophilic conditions” *Biomass and Bioenergy*. 32 (3): 245-251.

Carneiro, P. H. (2005). “Efeitos da adição de lodo ao inoculo de reator anaeróbio híbrido sólido-líquido tratando fração orgânica de resíduos sólidos urbanos”. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos-SP, 135 p.

Cassini, S.T. *et al.* (2003) “Hidrólise e atividade anaeróbia em lodos”. In: Cassini, S.T. *Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás*. Rio de Janeiro: PROSAB, cap. 2, p. 11-52.

Castilhos Junior, A.B.; Medeiros, P.A.; Firta, I.N.; Lupatini, G.; Silva, J.D. (2003). “Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos”. In: Castilhos Junior, A.B. (ed.) *Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte*. Rio de Janeiro: ABES, Rima, 294 p.

Cechi, F.; Pavan, P.; Mussacco, A.; Mata Alvarez, J. ; Vallini, G. (1993) “Digesting the organic fraction of municipal solid waste : Moving from mesophilic (37 °C) to thermophilic (55 °C) conditions”. *Waste Management & Research*. 11: 403-1993.

Chernicharo, C. A. L. (1997) “Reatores Anaeróbios”. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, Belo Horizonte, 246 p.

Chian , E.S.K. (1977) “Stability of organic matter in landfill leachates” *Water Research* 11: 225-32.

Cintra, I. S. (2003) “Estudo da Influência da Recirculação de Chorume Cdu e Chorume Inoculado na Aceleração do Processo de Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos”. Tese (Doutorado), Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 352 p.

COMLURB - Caracterização Gravimétrica e Microbiológica dos Resíduos Sólidos Domiciliares do Município do Rio de Janeiro – 2006. Disponível em: http://comlurb.rio.rj.gov.br/download/caracterizacao_do_lixo_domiciliar_2006.pdf , acesso em 04 de novembro de 2008.

De Walle, F.B.; Chian, E.S.K.; Hammenberg, E. (1978) “Gas production from solid waste in landfills”. *J. Environm. Eng. Division*. ASCE 104 (3): 415-433.

Del Borghi, A.; Converti, A.; Palazzi, E.; del Borghi, M. (1999) “Hidrolisis and thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste”. *Bioprocess Engineering*, 20: 553-560.

Dias, G. F. (2000) “Educação Ambiental: Princípios e Práticas”. 6. ed. Revisada e Ampliada. Editora Gaia, São Paulo.

Dilallo, R. & Albertson, O.R. (1961) “Volatile Acids by Direct Titration.” *Journal Water Pollution Control Federation*, 23(4): 356-365.

Elango D.; Pulikesi, M.; Baskaralingam, P.; Ramamurthi, V.; Sivanesan, S. (2007) “Production of biogas from municipal solid waste with domestic sewage.” *Journal of Hazardous Materials*, (141): 301–304.

Fehr, M.; Castro, M.S.M.V; Calçado, M. dos. R. (2001) “Lixo biodegradável no aterro, nunca mais” *Banas Ambiental*, São Paulo, 2 (10): 12-20.

Felizola, C. de S.; Leite, V.D.; Prasad, S. (2006) “Estudo do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás” *Agropecuária Técnica*. 27 (1).

Fernández, A.; Sanchez, A.; Fonte, X. (2005) “Anaerobic co-digestion of a simulated organic fraction of municipal solid wastes and fats of animal and vegetable origin.” *Biochemical Engineering Journal* (26): 22–28

Filho, L. F. B. (2005) “Estudo de gases em aterros de resíduos sólidos urbanos”. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Programa de Pós Graduação em Engenharia, 218 p.

Flor, A.; Teiga, P.; Arroja, L.; Capela, I. (2004) “Co-digestão anaeróbia de lamas de ETAR e fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos num reactor contínuo”. 4^{as} Jornadas

Politécnicas de Engenharia Mecânica, Automóvel, Organização e Gestão Industrial, Energia e Ambiente.

Florêncio, M de L.; Kato, M. T. (1999) “Sistema de tratamento anaeróbio”. *Apostila do IV Curso de tratamento biológico de resíduos*, FURB/UFSC, Florianópolis, p.24.

Fonseca, E. (2001) “Iniciação ao estudo dos resíduos sólidos e da limpeza urbana”. 2ª ed. JRC Gráfica Editora, João Pessoa-PB, 130 p.

Foresti, E.; Florêncio, L.; Van Haandel, A.; Zaiat, M.; Cavalcanti, P. F. F. (1999) “Fundamentos do Tratamento Anaeróbio”. In: Campos, J. R. *Tratamento de esgotos sanitários e disposição controlada no solo*. ABES, Rio de Janeiro, 29-52.

Foster-Carneiro, T. F. ; Pérez, M. ; Sales, L.I.R. (2006) “Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: Focusing on the inoculum sources”. *Bioresource Technology*. doi:10.1016/j.biortech.2006.07.008.

Gadelha, E. P. (2005). “Avaliação de Inóculos metanogênicos na aceleração do processo de degradação da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos”. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, 95 p.

Hartmann, H.; Ahring, B. K. (2005) “Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Influence of co-digestion with manure.” *Water Research*, (39): 1543–1552.

Hartmann, H.; Møller, H.B.; Ahring, B.K. (2004) “Efficiency of the anaerobic treatment of the organic fraction of municipal solid waste: collection and pre-treatment”. *Waste Management and Research*. 22: 35–41.

IBGE (2002) “Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000”. *IBGE*, Rio de Janeiro, 397 p.

Institute for Solid Wastes of American Public Works Association (1970). *Municipal Refuse Disposal*. Public Administration Service, Chicago, E.U.A, 538 p.

IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (2000). “Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado”. 2ª ed., São Paulo, IPT/CEMPRE. 370 p.

Jordão, E.; Pessôa, C. A. (2005). “Tratamento de Esgotos Domésticos”. 4ª ed., Rio de Janeiro, ABES. 906 p.

Kjeldsen, P.; Christensen, T.H. (1990) Leaching tests to evaluate pollution potential of combustion residues from an iron recycling industry. *Waste Management & Research*, 8, 277-292. (Also printed in Sardinia 89. 2nd International Landfill Symposium, Proceedings, 1: LXVII-1/18).

Lange, L.C.; Simões, G.F.; Ferreira, C.F.A.; Silva, F.V.B. (2002) “Implantação e operação de um aterro sustentável para pequena comunidade”. In: Castilhos Junior, A.B.; Lange, L.C.; Gomes, L.P.; Pessin, N. *Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades*. PROSAB 3, Florianópolis-SC, 29-35.

Leite, V.D.; Povinelli, J. (1999) “Comportamento dos sólidos totais no processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos e industriais” *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande-PB, DEAg/UFPB, 3 (2): 229-232.

Leite, V. D.; Lopes, W. S.; Prasad, S. (2001). “Bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos em reatores de batelada” *Revista brasileira de engenharia agrícola ambiental*, Campina Grande, 5 (1): 119-123.

Leite, V.D.; Silva, S.A.; Sousa, J.T.; Lopes, W.S.; Oliveira; S.A. (2005) “Co-digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos”. *23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. ABES, Campo Grande-MS.

Leme, S. M.; Jóia, P. R. (2006) “Caracterização física dos resíduos sólidos urbanos domiciliares em Aquidauana-MS” *Geografia*, Londrina-PR, 15 (1).

Libânio, P.A.C., Costa, B.M.P., Cintra, I.S. Chernicharo, C.A.L. (2003) "Evaluation of the start-up of an integrated municipal solid waste and leachate treatment system." *Water Science and Technology*, 48 (6): 241–247.

Lima, D. L.(2001) "Gestão de Resíduos Sólidos". ABES, 267 p.

LIMPURB. "Caracterização gravimétrica e físico-química dos resíduos sólidos domiciliares do município de São Paulo". Secretaria Municipal de Serviços e Obras. Prefeitura do Município de São Paulo, 2003.

Mace, S.; Bolzonella, D.; Cecchi, F.; Mata Alvarez, J. (2003) "Comparison of the biodegradability of the grey fraction of municipal solid waste of Barcelona in mesophilic and thermophilic conditions" *Water Science and Technology*. 48 (4): 21-28.

Mata-Alvarez, J.; Cecchi, F.; Tilche, A. (2000a). "Anaerobic digestion of solid waste II." *Water Science and Technology*. 41 (3): 17-24.

Mata-Alvarez, J.; Mace, S.; Llabrés, P. (2000b) "Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives". *Bioresource Technology*. 74: 3-16.

Mcbean , E.A.; Farquhar , G.J. (1980) "An examination of tempoal / spatial variations in landfill - generated methane gas". *Wat Air Soil Poll.* (13): 158-172.

McCarty, P. L.; Smith, D. P. (1986) "Anaerobic wastewater treatment" *Envir. Sci. Technol.*, 20 (12).

Metcalf & Eddy. (1991) "Waste engineering: Treatment, disposal, refuse". 3 ed., McGraw-Hill, New York, 1334p.

Monteiro, J.H.P *et al.* (2001) "Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos". IBAM, Rio de Janeiro, 200 p.

Moraes, L. M. (2000) “Avaliação da Biodegradabilidade Anaeróbia de Dejetos Oriundos de Atividades Zootécnicas”. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola, 96 p.

Mtz. Viturtia, A.; Mata Alvarez, J.; Cecchi, F. (1995) “Two-phase continuous anaerobic digestion of fruit and vegetable waste”. *Resources, Conservation and Recycling*. 14: 257-267.

Nguyen, P.H.L.; Kuruparan, P.; Visvanathan, C. (2007). “Anaerobic digestion of municipal solid waste as a treatment prior to landfill”. *Bioresource Technology*, (98): 380–387.

Okamoto, M; Miyahara, T.; Mizuno, O.; Noike, T. (2000) “Biological Hydrogen Potential of materials characteristic of the organic fraction of municipal solid waste.” *Water Science and Technology*. V. 41, n. 3, p. 25-32.

Oliveira, P.A.V. (Coord.) (1993). “Manual de manejo e utilização dos dejetos suínos. Concórdia: EMBRAPA/CNPSA.

Pavan, P.; Battistoni, P.; Cecchi, F.; Mata Alvarez, J. (1999a) “Two-phase anaerobic digestion of source sorted OFMSQ: Performance and kinetic study”. In: *International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste*, 2. Barcelona. Proceeding. Barcelona: International Association on Water Quality, 1: 91-98.

Pavan, P.; Battistoni, P.; Cecchi, F.; Mata Alvarez, J. (1999b) “Performance of thermophilic semi-dry anaerobic digestion process changing the feed biodegradability”. In: *International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste*, 2. Barcelona. Proceeding. Barcelona: International Association on Water Quality, 1: 57-64.

Peres, C. S. *et al.* (1991) “Anaerobic biodegradability of the organic components of municipal solid waste”. São Paulo, Brasil. Paper preprints. *VI International Symposium of Anaerobic Digestion*, p. 12-16.

Pfeffer, J. T. (1979) “Anaerobic digestion processes”. In: *Anaerobic Digestion - Stafford et al.*, p. 13 a 35.

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. Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, 135 p.

Pinto, D. M. C. L. (2000) “Avaliação da partida da digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos inoculados com percolado”. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, 175 p.

Reichert, G. A. (2005) “Aplicação da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos: uma revisão”. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, Campo Grande-MS.

Ripley, L.E.; Boyle, W.C.; Converse, J.C. (1986) “Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digester of High-Strength Wastes.” *Journal Water Pollution Control Federation*, 58(5), 406-411.

Rita, F. (2002) “Desempenho de um reator UASB em escala piloto para o tratamento anaeróbio de líquidos percolados de resíduos sólidos urbanos”. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós Graduação de Engenharia Química, 96 p.

Sakai, S. *et al.* (1996) *World trends in MSW management* Waste Management, Oxford, Vol. 16 No 5 - 6 pp. 341 – 350.

Salgado, M.T.; Picanço, A.P.; Mendonça, J.C.; Povinelli, J. (2003) “Degradação anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos em sistemas com recirculação de percolados. In: Congresso Brasileiro de engenharia Sanitária e Ambiental, 22. Joinville. Anais... Joinville: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e ambiental. 6p. CD-Rom.

Söderman, M.L. (2003). “Recovering energy from waste in Sweden – a systems engineering study”. *Resources, Conservation and Recycling*, 38: 89–121.

Souto, G. D. de 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. Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, 91 p.

Speece, R. E. (1996) “Anaerobic Biotechnology for industrial wastewaters”. Nashville, Tennessee: Vanderbilt University, 393 p.

Stroot, P. G; McMahon, K.D.; Machie, R.I.; Raskin, L. (2001) “Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolid under various mixing conditions: I. Digester performance”. *Water Research*. 35 (1) 1804-1816.

Tchobanoglous, G.T.; Theisen, H.; Vigil, S.A. (1993) “Integrated solid waste management. Engineering principles and management issues”. New York: McGraw-Hill, 1993. 978p.

Tchobanoglous, G.T.; Theisen, H.; Vigil, S. A. (2003) “Integrated Solid Waste Management”. Ed Mc Graw-Hill International, Nova York, 978 p.

Torres Castillo, R.; Llabrés Luengo, P.; Mata Alvarez, J. (1995) “Temperatura effect on anaerobic digestion of bedding straw in a one phase system at diferente inoculum concentration”. *Agriculture, Exosystems and Environment*, 54: 55-66.

Vazoller, R. F. ; Manfio, G. P.; Cañhos, V. P. (1999) “Diversidade no Domínio Archaea”. In: Canhos, V. P.; Vazoller, R. F. (Org.). 5. Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Volume 1. Microorganismos & Vírus. 1 ed. São Paulo: FAPESP, 1: 15-24.

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.

Versiani, B. N. (2005) “Desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais tratando esgotos sanitários do campus da URFJ”. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Programas de Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 88 p.

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.

Xu, Hai Lou; Wang, Jing. Yuan; Tay, Joo Hwa. (2004) “A hybrid anaerobic solid-liquid bioreactor for food waste digestion. *Biotechnology Letters*. (24): 757-761.

Zanta, V.M.; Marinho, M.J.M.R; Lange, L.C.; Pessin, N. (2006) “Resíduos Sólidos, Saúde e Meio Ambiente: Impactos Associados aos Lixiviados de Aterro Sanitário”. In: Castilhos Junior, A.B. *Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na proteção de corpos d’agua: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários*. PROSAB 4, Florianópolis-SC, 1-15.

Zeikus, J. G. (1979). “Microbial Population in Digesters”. In: *Anaerobic Digestion – Stafford et al.*, p. 61-89.

APÊNDICE A

Tabela A.1: Produção total de biogás até o 12º dia

Reator	Tempo em dias											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	Volume de Biogás Produzido (ml)											
EB I	870	247	805	1170	1140	870	286	740	1090	540	920	930
EB II	690	410	950	797	1500	880	1260	1360	940	1000	1240	1650
ES I	340	415	805	990	1425	850	850	980	920	1300	1430	1740
ES II	430	372	695	1560	1100	980	1020	1000	980	800	1180	1600
RB I	210	785	532	1190	2000	870	1400	1640	2170	1440	2050	2060
RB II	490	551	1390	1290	1030	1040	2420	1780	2120	1550	2040	1610
T I	270	280	905	955	0	1050	1460	1600	1530	1430	1660	1560
T II	310	411	1720	735	1550	1100	1880	2000	1840	1280	2220	1620

Tabela A.2: Produção total de biogás até o 24º dia

Reator	Tempo em dias											
	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
	Volume de Biogás Produzido (ml)											
EB I	1350	720	740	540	1000	780	900	1260	770	880	1260	800
EB II	1720	660	1080	1200	1620	1320	750	990	1300	1850	1280	960
ES I	1960	1020	1120	1460	1900	1540	1190	1210	1420	1360	1260	1040
ES II	2000	920	1040	960	1670	1280	1500	1080	1220	1050	1060	1160
RB I	2280	1040	2080	1860	1740	1660	1700	1440	1940	1820	1400	1420
RB II	2310	1020	1380	1500	1980	1820	1700	1000	1540	1570	2040	1560
T I	1640	1450	1360	660	1940	1860	1170	1190	1190	1880	1480	1060
T II	1600	1140	1540	1260	1760	1960	1790	1160	1630	1410	1520	1740

Tabela A.3: Produção total de biogás até o 36º dia

Reator	Tempo em dias											
	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36
	Volume de Biogás Produzido (ml)											
EB I	720	760	1000	1040	840	960	1090	860	680	900	800	1160
EB II	1100	920	1220	1300	1400	1420	1170	1000	1360	1020	1120	1220
ES I	1160	1000	1160	1140	1220	970	1240	830	900	980	1020	980
ES II	1340	920	1160	1400	1400	1270	1130	1260	1000	1440	1040	800
RB I	1630	1760	1850	1500	1540	1660	1260	1240	1480	1320	1280	1540
RB II	1800	1640	2240	1500	1480	2080	1480	1110	1300	1400	1380	1420
T I	1080	1620	1740	1720	1540	1200	920	1120	820	930	1160	1640
T II	1160	1100	1520	1440	1360	1680	1180	570	1400	1320	1400	1600

Tabela A.4: Produção total de biogás até o 48° dia

Reator	Tempo em dias											
	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48
	Volume de Biogás Produzido (ml)											
EB I	860	820	1160	840	1000	1000	800	960	840	1020	1000	1040
EB II	1140	920	1180	1000	1340	1240	1220	1280	1060	1290	1040	1060
ES I	1260	860	1180	1100	1240	1400	1300	1380	1020	1540	1460	1720
ES II	980	840	1240	920	1100	1020	1080	1400	1200	1560	1340	1260
RB I	1420	1340	1940	1190	1740	1500	1460	1400	1620	1860	1780	1820
RB II	1460	1480	1920	1240	1560	1660	1660	1580	1660	1820	1660	2220
T I	1780	1160	1500	1420	1460	1380	980	1120	1400	1380	1340	1160
T II	2060	1350	1300	1260	1200	1640	1740	1140	1460	1500	1120	1260

Tabela A.5: Produção total de biogás até o 60° dia

Reator	Tempo em dias											
	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60
	Volume de Biogás Produzido (ml)											
EB I	860	1520	1040	1280	1000	1140	1160	1590	1280	1550	1140	1310
EB II	1280	1150	1180	1240	1080	1060	1640	1378	1220	1800	1370	1440
ES I	1380	2200	1460	1360	1860	1760	1660	2120	1930	2480	1630	1275
ES II	1100	840	800	1430	920	1600	1420	1865	1500	1800	1235	1230
RB I	1380	1400	1980	1460	1360	1360	1640	2060	1590	2030	1010	1230
RB II	1660	2060	1920	1680	1600	1560	1700	1690	1900	2045	1400	1310
T I	1040	1200	1320	1360	1100	1320	1480	1980	1450	1700	1065	1390
T II	1500	1520	1740	1490	1340	1400	1480	2140	1720	2170	2035	1550

Tabela A.6: Produção total de biogás até o 72° dia

Reator	Tempo em dias											
	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72
	Volume de Biogás Produzido (ml)											
EB I	900	1520	1240	1500	1360	1500	1360	1500	1320	1400	1400	1520
EB II	960	1320	1040	1300	1040	1290	1290	1230	1160	1740	1460	1620
ES I	1240	1380	1080	1560	1480	1460	1720	1240	1460	1800	1480	1380
ES II	940	1880	1320	1620	1660	1140	1480	1380	1820	1950	1480	1600
RB I	1390	1620	1340	1480	1720	1230	1100	940	1710	1260	1140	1220
RB II	990	1630	1100	1100	1200	1440	1280	1300	1280	1840	1080	1240
T I	940	1180	1420	1280	1460	1360	1240	800	1710	1380	1480	1520
T II	1560	1850	1560	1540	1480	1110	1060	1140	1280	1620	1240	1160

Tabela A.7: Produção total de biogás até o 84° dia

Reator	Tempo em dias											
	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84
Volume de Biogás Produzido (ml)												
EB I	1260	1140	1560	1400	1080	1050	940	1040	1060	1260	1500	1120
EB II	1320	1100	1570	1160	1430	1430	1300	1480	1280	1260	1520	1200
ES I	1480	1220	1460	1280	1320	1100	1180	1000	1660	1500	1440	1540
ES II	1500	900	1140	1430	1360	1180	940	1120	1580	1500	1300	1580
RB I	1120	1180	1400	1220	1440	1020	1020	1400	1240	1340	1300	1000
RB II	1160	1120	1000	1600	980	1140	960	1270	1000	1120	1080	1240
T I	1100	1240	1200	1260	880	940	900	880	1240	1480	970	1060
T II	1260	1020	1440	1440	1160	1120	1080	1220	1400	1740	1560	1380

Tabela A.8: Produção total de biogás até o 96° dia

Reator	Tempo em dias											
	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96
Volume de Biogás Produzido (ml)												
EB I	1060	1440	1220	1240	1140	1180	1020	1120	1140	1200	1280	1080
EB II	1400	1020	1100	1400	1320	1260	1120	960	1260	1420	1260	1300
ES I	1220	1420	1340	1220	1000	1580	1180	1280	1020	780	1160	1400
ES II	1280	1200	1080	1000	1520	1320	1320	1180	1220	1320	1520	1060
RB I	980	1000	1040	1180	1200	860	1060	960	920	1180	1020	1200
RB II	1320	1220	1560	960	700	1520	1040	1080	860	1000	1100	940
T I	1080	960	1180	1180	1200	1120	1240	1260	1320	1180	1440	1520
T II	1420	1180	1260	1260	1400	1160	1380	1320	1380	1220	1480	1500

Tabela A.9: Produção total de biogás até o 102° dia

Reator	Tempo em dias					
	97	98	99	100	101	102
Volume de Biogás Produzido (ml)						
EB I	1160	1160	1220	1280	1400	1120
EB II	1200	1000	1240	1120	1340	1180
ES I	1300	1340	1480	1380	1460	1240
ES II	1200	1400	960	1200	1220	1100
RB I	1160	1060	1180	1380	920	1220
RB II	980	1260	1120	900	1380	1180
T I	1240	1120	1200	1340	1380	1360
T II	1480	1800	1380	1480	1780	1200