



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
CAMPUS II - CAMPINA GRANDE

ESTUDO DE ESCALA DE REATORES ANAERÓBIOS DE
BATELADA TRATANDO RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS

HELINE SANTANA MODESTO

CAMPINA GRANDE

MARÇO - 2002

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA – CAMPUS II
COORDENAÇÃO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**ESTUDO DE ESCALA DE REATORES ANAERÓBIOS DE
BATELADA TRATANDO RESÍDUOS SÓLIDOS
ORGÂNICOS**

HELINE SANTANA MODESTO

CAMPINA GRANDE – PB

MARÇO - 2002

HELINE SANTANA MODESTO

**ESTUDO DE ESCALA DE REATORES ANAERÓBIOS DE
BATELADA TRATANDO RESÍDUOS SÓLIDOS
ORGÂNICOS**

**Dissertação apresentada ao curso de
Mestrado em Engenharia Civil da
Universidade Federal da Paraíba, em
cumprimento às exigências para
obtenção do grau de Mestre.**

**Área de Concentração: Recursos Hídricos
Sub-Área: Engenharia Sanitária e Ambiental**

Orientadores: Prof. Dr Valderi Duarte Leite

Profª Drª Beatriz S. O. de Ceballos

Campina Grande – PB

Março - 2002

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, Antônio e Sandra e ao meu irmão, Alessandre pela minha formação intelectual e moral que conduzem todos os meus passos e acima de tudo pelo amor e carinho a mim dedicado, pois sem os quais nada teria sentido. Ao meu namorado, Leonardo, pelo carinho, paciência, companheirismo e acima de tudo pelo amor a mim dedicado.

AGRADECIMENTO

À Deus, Pai todo poderoso, pela dádiva da vida e presença em todos os momentos de minha caminhada.

Ao meu pai, minha mãe, meu irmão e meu namorado por todo apoio, carinho e amor dedicado.

À Profª Drª Beatriz S. O. de Ceballos pelo trabalho de orientação e atendimento dado em todas as solicitações e, acima de tudo, pelo carinho e amizade.

Ao Prof. Dr Valderi Duarte Leite pelo trabalho de orientação e atendimento dado em todas as solicitações e pela amizade.

Aos professores da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental – AESA – da Universidade Federal da Paraíba, pelos ensinamentos prestados durante o curso.

À CAPES pela bolsa concedida.

Aos funcionários da AESA pela amizade e contribuição para a realização deste trabalho.

Às colegas, Elidiane Martins e Elisângela Santos pela ajuda nas análises microbiológicas e principalmente pelo apoio dado no decorrer deste trabalho.

Aos colegas da EXTRABES pela colaboração nas tarefas de laboratório.

Ao Fabiano, Flávia, Maria, Tia Deuza, Tia Darica e Gabrielle por todo amor e carinho.

Aos meus amigos Verena Pinheiro, Ana Bárbara Nunes, José Florentino, Marcus Carlos, Zédna Vieira, Juliana Mota e Fredson Gomes pelo carinho e amizade.

À todos os meus colegas da turma de mestrado.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABELAS	iii
LISTA DE EQUAÇÕES	v
LISTA DE SIGLAS	vi
LISTA DE SÍMBOLOS	vii
RESUMO	x
ABSTRACT	xi
1- INTRODUÇÃO	1
2- OBJETIVO	2
3- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
3.1- Problemas Ambientais dos Resíduos Sólidos	3
3.2- Resíduos Sólidos	6
3.2.1. Classificação dos Resíduos Sólidos	6
3.2.2. Características Físicas, Químicas e Biológicas dos Resíduos Sólidos Urbanos	8
3.2.3. Situação dos Resíduos Sólidos no Brasil	9
3.3- Lodo de Esgoto Sanitário	11
3.3.1. Composição do Lodo de Esgoto Sanitário	12
3.4- Gerenciamento dos Resíduos Sólidos	13
3.5- Processo Anaeróbio	16
3.5.1. Aspectos Gerais da Digestão Anaeróbia	16
3.5.2. Microbiologia da Digestão Anaeróbia	18
3.5.3. Cinética da Digestão Anaeróbia	22
3.5.4. Fatores Intervenientes na Digestão Anaeróbia	26
3.6- Potencial Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos	32
4- MATERIAL E MÉTODOS	34
4.1- Descrição do Sistema Experimental	34
4.2- Resíduos Sólidos Urbanos	35
4.3- Lodo de Esgoto Sanitário	36
4.4- Substrato	37
4.5- Alimentação dos Reatores	37

4.6- Monitoração do Sistema Experimental	38
4.6.1. Caracterização Microbiológica	38
4.6.2. Caracterização Física e Química	39
4.7- Descarregamento dos Reatores	43
5- APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	44
5.1- Fração Sólida	44
5.2- Fração Líquida	45
5.2.1- Potencial Hidrogeniônico (pH)	47
5.2.2- Condutividade Elétrica (CE)	48
5.2.3- Alcalinidade Total (AT)	49
5.2.4- Ácidos Graxos Voláteis (AGV)	50
5.2.5- Fósforo Total (PT)	51
5.2.6- Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	52
5.2.7- Nitrogênio Amoniacal (N-NH₄⁺)	53
5.2.8- Demanda Química de Oxigênio (DQO)	54
5.2.9- Sólidos Totais (ST)	55
5.2.10- Sólidos Totais Voláteis (STV)	55
5.2.11- Coliformes fecais e Estreptococos fecais	56
5.2.12- Matriz de Correlação	59
5.3- Fração Gasosa	61
5.4- Balanço de Massa	63
6- CONCLUSÃO	71
7- REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA	73

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1 -	Vias de contaminação associadas com o destino inadequado dos resíduos sólidos.	5
FIGURA 3.2 -	Composição percentual média dos resíduos sólidos domiciliares produzido no Brasil.	10
FIGURA 3.3 -	Fluxograma do processo de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares	14
FIGURA 3.4 -	Conversão do material orgânico nos sistemas aeróbios e anaeróbios	18
FIGURA 3.5 -	Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia	21
FIGURA 3.6 -	Curva típica do perfil de crescimento bacteriano ao longo do tempo num sistema fechado	22
FIGURA 4.1 -	Representação esquemática de um dos reatores utilizados no trabalho experimental.	34
FIGURA 4.2 -	Visão geral da fração orgânica putrescível dos resíduos triturados.	36
FIGURA 4.3 -	Visão geral do lodo de esgoto sanitário no pátio para secagem	37
FIGURA 5.1 -	Produção acumulada de líquido percolado nos reatores	46
FIGURA 5.2 -	Evolução temporal do pH dos líquidos percolados	47
FIGURA 5.3 -	Evolução temporal da condutividade elétrica dos líquidos percolados	48
FIGURA 5.4 -	Evolução temporal da alcalinidade total dos líquidos percolados	49
FIGURA 5.5 -	Evolução temporal dos ácidos graxos voláteis dos líquidos percolados	50
FIGURA 5.6 -	Evolução temporal do fósforo total dos líquidos percolados	51
FIGURA 5.7 -	Evolução temporal do nitrogênio total kjeldahl dos líquidos percolados	52
FIGURA 5.8 -	Evolução temporal do nitrogênio amoniacal dos líquidos percolados	53

FIGURA 5.9 - Evolução temporal da demanda química de oxigênio dos líquidos percolados	54
FIGURA 5.10 - Evolução temporal dos sólidos totais dos líquidos percolados	55
FIGURA 5.11 - Evolução temporal dos sólidos totais voláteis dos líquidos percolados	56
FIGURA 5.12 - Linhas de tendência da produção de biogás nos reatores	62
FIGURA 5.13 - Linhas de tendência da produção de metano nos reatores	62
FIGURA 5.14 - Comportamento real e estimado da eficiência de redução de STV	66
FIGURA 5.15 - Comportamento real e estimado da eficiência de redução de MSA	66
FIGURA 5.16 - Tendência da redução de massa de STV no interior dos reatores	68
FIGURA 5.17 - Tendência da redução de MSA no interior dos reatores	69

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1 -	Classificação dos resíduos sólidos quanto à periculosidade	7
TABELA 3.2 -	Classificação dos resíduos sólidos de acordo com a origem	7
TABELA 3.3 -	Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB	11
TABELA 3.4 -	Composição química típica dos lodos primário e secundário	12
TABELA 3.5 -	Órgãos responsáveis pelo gerenciamento dos diferentes tipos de resíduos sólidos	15
TABELA 3.6 -	Tempo de duplicação de bactérias anaeróbias determinados a 35°C	25
TABELA 3.7 -	Produção de gás em digestores anaeróbios operando na faixa de temperatura termofílica e mesofílica.	28
TABELA 3.8 -	Porcentagem de redução da DBO ₅ , DQO, ST e STV em digestores operando a diferentes temperaturas.	28
TABELA 3.9 -	Composição química das bactérias metanogênicas.	30
TABELA 3.10 -	Equivalência energética do biogás em relação a alguns combustíveis.	33
TABELA 4.1 -	Parâmetros operacionais dos reatores.	35
TABELA 4.2 -	Características físicas e químicas da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos.	35
TABELA 4.3 -	Características físicas e químicas do lodo de esgoto sanitário	36
TABELA 4.4 -	Parâmetros monitorados na fração sólida, métodos analíticos e frequência de análise.	39
TABELA 4.5 -	Parâmetros monitorados na fração líquida, métodos analíticos e frequência de análise.	42
TABELA 5.1 -	Caracterização física e química do substrato orgânico utilizado na alimentação dos reatores anaeróbios.	44
TABELA 5.2 -	Taxas de produção de percolato	46
TABELA 5.3 -	Variação temporal da concentração de coliformes fecais e estreptococos fecais	57
TABELA 5.4 -	Percentual de remoção de coliformes fecais e estreptococos fecais	58

TABELA 5.5 -	Matriz de correlação do reator R1	59
TABELA 5.6 -	Matriz de correlação do reator R2	60
TABELA 5.7 -	Matriz de correlação do reator R3	60
TABELA 5.8 -	Balanço de massa de STV dos reatores	63
TABELA 5.9 -	Frações da massa de substrato aplicada aos reatores	64
TABELA 5.10 -	Modelos matemáticos obtidos para expressar a redução de STV e MSA em função da escala de reator	65
TABELA 5.11 -	Equações exponenciais ajustadas aos dados experimentais	67
TABELA 5.12 -	Taxas de utilização de substrato	69

LISTA DE EQUAÇÕES

EQUAÇÃO 3.1	Equação da taxa de crescimento bacteriano	23
EQUAÇÃO 3.2	Equação da concentração de microrganismos	24
EQUAÇÃO 3.3	Equação da concentração de microrganismos para uma taxa de crescimento específico máxima	24
EQUAÇÃO 3.4	Equação da velocidade específica de consumo do substrato	24
EQUAÇÃO 3.5	Equação da concentração de substrato	24
EQUAÇÃO 3.6	Equação da taxa de crescimento específico em função da concentração de substrato	25
EQUAÇÃO 3.7	Equação do decréscimo bacteriano	25
EQUAÇÃO 3.8	Equação da taxa de crescimento bacteriano líquido	25
EQUAÇÃO 3.9	Equação da alcalinidade à bicarbonato	31
EQUAÇÃO 4.1	Equação do teor de umidade	40
EQUAÇÃO 4.2	Equação dos sólidos totais voláteis	40
EQUAÇÃO 4.3	Equação dos sólidos totais fixos	41
EQUAÇÃO 4.4	Equação do carbono orgânico total	41
EQUAÇÃO 5.1	Equação da massa alimentada aos reatores	63
EQUAÇÃO 5.2	Equação da massa efluente dos reatores	63
EQUAÇÃO 5.3	Equação do comportamento da hidrólise da matéria orgânica	67
EQUAÇÃO 5.4	Equação da taxa de utilização do substrato	69

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Urbana e Resíduos Especiais
APHA	American Public Health Association
CABES	Catálogo Brasileiro de Engenharia Sanitária
CEMPRE	Compromisso Empresarial para Reciclagem
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
EMPASA	Empresa Paraibana de Abastecimento de Alimentos e Serviços agrícolas
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
NBR	Norma Brasileira
OSW	Organic Solid Waste
RSO	Resíduos Sólidos Orgânicos
UFPB	Universidade Federal da Paraíba

LISTA DE SÍMBOLOS

AB	Alcalinidade à Bicarbonato
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
AT	Alcalinidade Total
°C	Graus Celsius
CaCO ₃	Carbonato de Cálcio
CE	Condutividade Elétrica
CF	Coliformes Fecais
CH ₄	Gás Metano
cm	Centímetro
C/N	Relação Carbono/Nitrogênio
COT	Carbono Orgânico Total
CO ₂	Gás Carbônico
d	Dia
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
e	Exponencial
EF	Estreptococos Fecais
ET	Eficiência de Transformação
F	Carga orgânica aplicada
g	Grama
GLP	Gás Liquefeito do Petróleo
h	Hora
H ⁺	Íon Hidrogênio
H ₂	Gás Hidrogênio
ha	Hectare
H _{AC}	Ácido Acético
H ₂ S	Gás Sulfídrico
k	Constante de biodecomposição do substrato
k _d	Coefficiente de decaimento celular
kg	Quilograma
kgf	Quilogramafôrça

km	Quilômetro
km ²	Quilômetro quadrado
k _s	Constante de saturação
kWh	Quilowatthora
L	Litro
Log	Logaritmo
m	Metro
m ³	Metro cúbico
M _{AC}	Massa acumulada nos reatores
M _B	Massa transformada em biogás
M _E	Massa alimentada aos reatores
M _{EF}	Massa efluente dos reatores
M _P	Massa efluente no percolado
mg	Miligrama
ml	Mililitro
mS	MiliSiems
MSA	Massa de Substrato Aplicada
N ^o	Número
N ₂	Gás Nitrogênio
NH ₃	Amônia
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio Amoniacal
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
P ₁	Peso inicial da amostra
P ₂	Peso final da amostra
pH	Potencial Hidrogeniônico
P/N	Relação Fósforo/Nitrogênio
PT	Fósforo Total
r	Coefficiente de correlação
R ²	Coefficiente de determinação
R1	Reator de 200L
R2	Reator de 20L
R3	Reator de 9L
S	Concentração do substrato

S_0	Concentração inicial do substrato
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
SV	Sólidos Voláteis
t	Tempo
t_0	Tempo inicial
TU	Teor de Umidade
TUS	Taxa de Utilização do Substrato
UFC	Unidade Formadora de Colônia
X	Concentração de microrganismos
X_0	Concentração inicial de microrganismos
μ	Taxa de crescimento específico
$\mu_{\text{máx}}$	Taxa de crescimento específico máxima
μ_S	Velocidade específica de consumo do substrato

RESUMO

Neste trabalho, avaliou-se o processo de tratamento anaeróbio da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos inoculado com lodo de esgoto sanitário. O sistema experimental foi montado nas dependências da EXTRABES (Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário), localizada na cidade de Campina Grande-PB, e era constituído por três reatores anaeróbios de batelada com volumes de 200L (R1), 20L (R2) e 9L (R3). O trabalho foi realizado durante um período de 260 dias, onde avaliou-se a eficiência do processo de bioestabilização em relação à escala do reator. Para este estudo os três reatores trabalharam com a mesma carga orgânica ($780 \text{ kg}_{\text{RSO}}/\text{m}^3_{\text{Reator}}$), mesmo teor de umidade no substrato (80%) e mesmo percentual de inóculo (40%). A monitoração do processo foi feita nas frações sólida, líquida e gasosa e o desempenho foi avaliado com base nas taxas de reduções dos parâmetros Sólidos Totais Voláteis (STV) e Massa de Substrato Aplicada (MSA). A análise dos resultados mostrou que a eficiência do processo tende a diminuir com o aumento da escala do reator. O biogás produzido nos reatores R1 e R3 apresentou significativo potencial energético, visto que era constituído por cerca de 70% de metano. Nos líquidos percolados dos três reatores houve decréscimos acentuados de DQO, STV, AGV, NTK, PT, coliformes fecais e estreptococos fecais. Os coliformes fecais e estreptococos fecais apresentaram grandes flutuações, sendo que o segundo teve um comportamento mais constante, provavelmente, devido a sua maior resistência aos fatores ambientais adversos. Pode-se pensar que a adição contínua de esgoto influenciou nas flutuações observadas nas concentrações destas bactérias.

ABSTRACT

In this research, the anaerobic treatment process of the putrescible organic fraction from municipal solid waste with sludge seeding was evaluated. The experimental system was built at EXTRABES (Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário), in Campina Grande City, State of Paraíba. Three anaerobic reactors (200 L – R1; 20 L – R2; 9 L – R3) were monitored during 260 days and the biostabilization process efficiency was estimated in connection with the reactor size. For this study, the three reactors were operated with the same organic load ($780 \text{ kg}_{\text{OSW}}/\text{m}^3_{\text{reactor}}$), the same sludge-waste moisture content (80%) and the same seeding material percentage (40%). The samples collections was made in solid, liquid and gas fractions, and its performance was evaluated upon the ratios of reduction from the parameters: Total Volatile Solids and Substrate Mass. The results showed that reactors efficiency decline with the size. The biogas produced by reactors R1 and R3 presented significant power potential, since it was constituted nearly by 70% of methane. The percolated from all the reactors showed good reductions of DQO, STV, AGV, NTK, PT, fecal coliforms and streptococci. Probably, the continuous additions of sewage was the cause of fluctuations in coliforms and streptococci exhibited along the process, although the fecal streptococci's one has been more constant.

1 – INTRODUÇÃO

O volume de resíduos sólidos urbanos tem crescido assustadoramente e sua composição tem se modificado ao longo dos últimos anos. Esses dois fatos têm criado a necessidade de buscar soluções dentro de uma visão abrangente e comprometida com a proteção ambiental, tanto pelo controle da poluição e proteção à saúde, quanto pela economia de energia e de recursos naturais.

Fatos como o acelerado e desordenado crescimento demográfico, sobretudo nos centros urbanos, a criação e ou mudanças de hábitos da população e a intensidade da industrialização tem agravado o problema do destino dos resíduos sólidos, devido a grande quantidade que é gerada e ao longo tempo que esses materiais levam para degradar-se.

Alternativas para o tratamento ou industrialização dos resíduos sólidos são possíveis e promovem a economia dos recursos naturais e energia em geral e diminuem consideravelmente a quantidade de resíduos lançados no ambiente. Plástico, papelão, metal e vidro podem ser reciclados, enquanto que a matéria orgânica pode ser transformada por processos aeróbios em compostos fertilizantes e condicionantes do solo, ou por processos anaeróbios em composto e biogás.

A digestão anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos tem como produto uma mistura de gases, com cerca de 60% de metano (CH_4), além de um material bioestabilizado com boas características de agente fertilizante do solo (GOMES *et al.*, 1991).

As vantagens que o processo anaeróbio oferece tem aumentado o seu campo de aplicação que hoje se estende a lodos de esgotos, resíduos sólidos urbanos, esterco de animais, resíduos agrícolas e efluentes industriais como vinhaça, resíduos de matadouro, de curtumes e de fábricas de alimentos.

Vários estudos objetivaram aumentar a taxa de bioestabilização da matéria orgânica nos processos anaeróbios e conseqüentemente diminuir o tempo de estabilização. Na maioria deles, os resíduos sólidos urbanos putrescíveis foram inoculados com lodo proveniente de várias fontes, e os resultados mostraram a viabilidade do processo anaeróbio com altas taxas de produção de biogás.

No presente trabalho aplicou-se o processo de tratamento anaeróbio à fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos, inoculada com lodo de esgoto sanitário, na busca de alternativas econômicas e tecnicamente viáveis para o tratamento e destinação final destes resíduos, de modo que possa trazer benefícios ao ser humano e ao meio ambiente, na medida que busca a reciclagem dos elementos biodegradáveis.

2- OBJETIVO

Neste trabalho objetiva-se:

- ❖ estudar a influência da escala de reatores anaeróbios de batelada no processo de bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos.
- ❖ avaliar o processo de bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos.
- ❖ avaliar o comportamento de bactérias indicadoras de contaminação fecal (coliformes fecais e estreptococos fecais) no processo de bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos.

3- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. – Problemas Ambientais dos Resíduos Sólidos

Os resíduos sólidos produzidos pelas atividades urbanas devem ser convenientemente afastados, adequadamente dispostos e eficientemente tratados. Caso contrário, eles se constituem em uma agressão violenta ao meio ambiente, provocando fortes impactos ambientais (BIO, 1997).

De acordo com a resolução CONAMA 001/86, é considerado impacto ambiental: “qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causado por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas, que direta ou indiretamente afetem a saúde, a segurança e o bem estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições sanitárias do meio ambiente; a qualidade dos recursos ambientais”.

Segundo LEITE (1997), meio ambiente é “um espaço físico onde em seu interior ocorrem interações de natureza social, política, econômica e cultural além de interações físicas, químicas e biológicas, sendo prioritariamente um espaço vivo dotado de posições políticas e ideológicas”.

A disposição inadequada dos resíduos sólidos traz importantes agressões, destacando-se: uma de ordem ambiental, outra de ordem sanitária e por último a de ordem social. A primeira, de ordem ambiental, ocorre pela contaminação do solo, da água e do ar. Segundo PEREIRA NETO (1995), a fração orgânica contida nos resíduos sólidos urbanos é a grande responsável pela produção do chorume. Este é um líquido altamente poluente, de cor escura, cheiro forte e alta Demanda Bioquímica de Oxigênio (de até 40.000 mg/l) que carrega sólidos em suspensão e microrganismos, muitos deles patogênicos e que ao atingir os solos, contaminam os lençóis freáticos e as águas superficiais causando sua poluição.

Outro fator importante é o lançamento indiscriminado dos resíduos sólidos residenciais e industriais em cursos d'água. Este ocasiona uma série de perturbações prejudiciais aos corpos receptores e em consequência ao meio ambiente. Dentre estas perturbações citam-se: aumento de temperatura da água, aumento da turbidez, formação de bancos de sedimentos inertes e de lodos e alteração na cor. Além do aspecto estético negativo, estas perturbações podem trazer impactos mais graves como a quebra do ciclo vital das espécies (LIMA, 1995).

Outro aspecto ambiental importante é a poluição atmosférica causada pela degradação não controlada da matéria orgânica, que libera biogás, que muitas vezes entra em combustão. Este biogás é basicamente constituído por uma mistura de aproximadamente 30% de dióxido de carbono e 70% de metano. Este último sendo um gás altamente comburentes.

Com relação a agressão de ordem sanitária, esta diz respeito a proliferação de vetores. Os resíduos sólidos quando despejados de modo inadequado, a exemplo dos lixões, criam condições favoráveis (“habitats”) à proliferação de vetores biológicos: moscas, mosquitos, baratas, ratos, etc., além de facilitar a contaminação de animais domésticos. Estes vetores se proliferam rapidamente em razão da grande quantidade de alimento, facilidade de abrigo, umidade e temperatura adequada. Eles chegam às residências e entram em contato com alimentos, utensílios, roupas, etc. Como carregam, em seus corpos, microrganismos perigosos (do lixo domiciliar e hospitalar e de animais mortos), esses vetores têm sido responsáveis pela disseminação de várias doenças (poliomielite, leptospirose, tifo, doenças epidérmicas, etc.), acarretando sérios problemas de saúde pública (PEREIRA NETO, 1999).

A última agressão, a de ordem social, corresponde à existência de pessoas, conhecidas por catadores, que sobrevivem do material depositado nos lixões. Nesses locais insalubres, crianças e adultos, sem nenhuma proteção, disputam com animais (suínos, bovinos, caninos, roedores e aves) o “melhor do lixo”, expondo-se às doenças e até correndo risco de sofrer acidentes graves devido à movimentação dos tratores e caminhões utilizados na operação de despejo (NUNESMAIA, 1997).

As formas inadequadas de disposição dos resíduos sólidos oferecem riscos ao homem e ao meio ambiente, sendo importante que maiores esforços sejam feitos no sentido de se fazer com que a prática de se dispor lixo a céu aberto seja substituída por métodos mais consistentes e adequados ao grau de desenvolvimento alcançado pelas sociedades modernas.

Na Figura 3.1, são apresentadas as possíveis vias de contaminação originadas pelo destino inadequado dos resíduos sólidos.

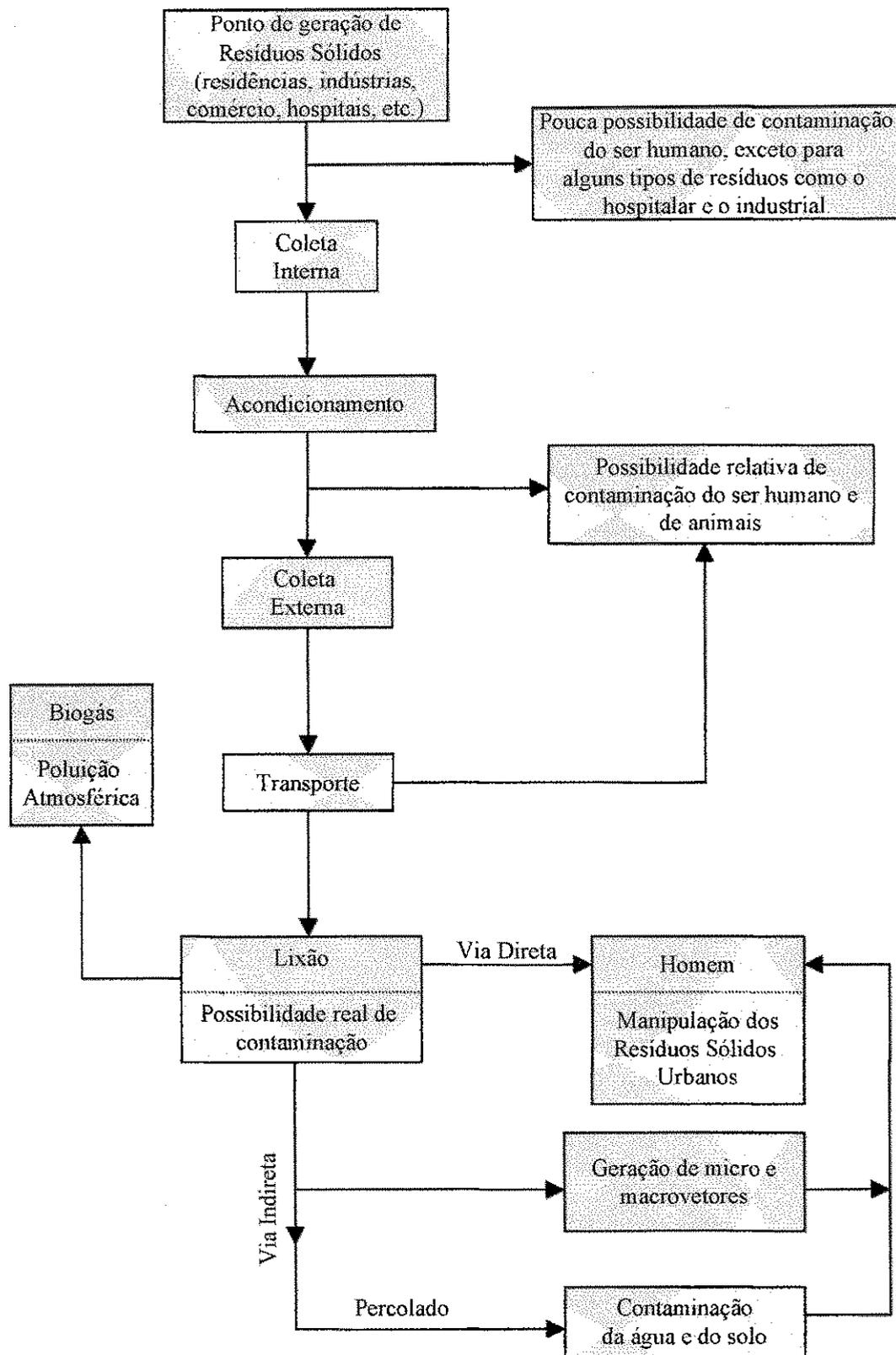


FIGURA 3.1 – Vias de contaminação associadas com o destino inadequado dos resíduos sólidos.

Fonte: LEITE & LOPES (1999a)

3.2- Resíduos Sólidos

A Norma Brasileira NBR – 10.004 (ABNT, 1987) define os resíduos como “resíduos no estado sólido e semi-sólido, que resultam de atividades da comunidade, de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Considera-se também resíduos sólidos os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpo d’água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível”.

É comum definir resíduos sólidos como “todo e qualquer resíduo resultante das atividades diárias do homem na sociedade. Estes resíduos são, basicamente, sobras de alimentos, papéis, papelões, plásticos, trapos, couros, madeiras, latas, vidros, lamas, gases, vapores, poeiras, sabões, detergentes e outras substâncias descartadas de forma consciente” (BIDONE & TEIXEIRA, 1999).

Pode-se dizer, ainda, que resíduos sólidos “são os restos das atividades humanas, consideradas pelos geradores como inúteis, indesejáveis ou descartáveis” (IPT/CEMPRE, 2000).

Pode-se considerar que os resíduos sólidos são constituídos dos seguintes tipos de substâncias:

- ❖ facilmente degradáveis: restos de comida, sobras de cozinha, folhas, capim, cascas de frutas, animais mortos e excrementos;
- ❖ moderadamente degradáveis: papel, papelão e outros produtos celulósicos;
- ❖ dificilmente degradáveis: trapo, couro, pano, madeira, borracha, osso, plástico;
- ❖ não degradáveis: metal não ferroso, vidro, pedras, cinzas, terra, areia, cerâmica.

3.2.1- Classificação dos Resíduos Sólidos.

A seguir são apresentadas as várias formas possíveis de se classificar os resíduos sólidos:

- a) de acordo com a natureza física: seco e molhado.
- b) de acordo com sua composição química: matéria orgânica e matéria inorgânica.

c) de acordo com os riscos potenciais ao meio ambiente (Tabela 3.1).

TABELA 3.1 – Classificação dos resíduos sólidos quanto à periculosidade.

Categoria	Característica
Classe I (Perigosos)	apresentam risco à saúde pública ou ao meio ambiente, caracterizando-se por possuir uma ou mais das seguintes propriedades: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.
Classe II (Não-inertes)	podem ter propriedades como: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade, porém, não se enquadram como resíduo I ou III.
Classe III (Inertes)	não tem constituinte algum solubilizado em concentração superior ao padrão de potabilidade de águas.

Fonte: ABNT (1987).

d) de acordo com a origem (Tabela 3.2).

TABELA 3.2 – Classificação dos resíduos sólidos de acordo com a origem.

Origem do Lixo	Conceito	Exemplo
Domiciliar	aquele originado da vida diária das residências	restos de alimentos, sobras de cozinha, garrafas, jornais e revistas, produtos deteriorados, papel higiênico, pilhas, embalagens em geral
Comercial	aquele originado dos diversos estabelecimentos comerciais e de serviços	papel, plástico, embalagens diversas e resíduos de asseio dos funcionários
Público	aquele originado da varrição, capina, raspagem, etc., provenientes dos logradouros públicos	resíduos de varrição das vias públicas, limpeza de praias, galerias, córregos e terrenos, podas de árvores, etc.
Industrial	aquele originado nas atividades dos diversos ramos da indústria	cinzas, lodos, óleos, resíduos alcalinos ou ácidos, plásticos, papéis, madeiras, fibras, borracha, metais, vidros, etc.
Serviço de saúde	aquele originado dos hospitais, centros cirúrgicos, ambulatórios, postos médicos, clínicas, farmácias, laboratórios, etc.	peças humanas, seringas descartáveis, materiais perfuro-cortante, gases, algodão, remédios vencidos, resíduos de asseio dos funcionários, etc.
Portos, aeroportos, terminais rodoviários e ferroviários	constituem os resíduos sépticos, ou seja, aqueles que contém ou potencialmente podem conter germes patogênicos. Os resíduos assépticos são considerados como domiciliares	material de higiene, asseio pessoal, e restos de alimentações que podem veicular doenças provenientes de outras cidades, estados e países
Agrícola	aqueles originados das atividades agrícolas e da pecuária	embalagens de adubos, defensivos agrícolas, ração, restos de colheita, etc.
Entulho	aquele originado da construção civil	materiais de demolições, restos de obras, solos de escavações, etc.

Fonte: PEREIRA NETO (1999); IPT/CEMPRE (2000); CETESB (1980)

3.2.2 - Características Físicas, Químicas e Biológicas dos Resíduos Sólidos Urbanos.

O gerenciamento integrado dos resíduos sólidos municipais deve começar pelo conhecimento de todas as características deste, pois vários fatores influenciam neste aspecto, tais como: número de habitantes do município; poder aquisitivo da população; condições climáticas; hábitos e costumes da população; e nível educacional. (IPT/CEMPRE, 2000). A influência dos fatores citados é melhor expressa pelas características físicas, químicas e biológicas dos resíduos sólidos. Como características físicas citam-se:

- a) composição gravimétrica: traduz o percentual de cada componente em relação ao peso total dos resíduos sólidos.
- b) peso específico: é a relação entre a massa e o volume dos resíduos, expresso em Kgf/m^3 . Sua determinação é fundamental para o dimensionamento de equipamentos e instalações.
- c) teor de umidade: representa a quantidade de água contida na massa dos resíduos sólidos. Tem influência na escolha dos processos de tratamento e destinação final dos resíduos.
- d) compressividade: também conhecida como grau de compactação, indica a redução de volume que uma massa de resíduos sólidos pode sofrer, quando submetida a uma pressão determinada.
- e) geração *per capita*: relaciona a quantidade de resíduos sólidos gerados por habitante num período de tempo especificado; refere-se aos volumes efetivamente coletados e à população atendida.

Como características químicas tem-se:

- a) poder calorífico: indica a capacidade potencial de um material desprender determinada quantidade de calor quando submetido à queima.
- b) potencial Hidrogeniônico (pH): indica o teor de acidez ou alcalinidade do material.

- c) teor de matéria orgânica: representa a quantidade em peso seco, de matéria orgânica contida nos resíduos sólidos. Inclui matéria orgânica não putrescível (papel, papelão, madeira, trapos, etc.) e putrescível (verduras, folhas, restos de alimentos, etc.).
- d) relação carbono/nitrogênio: indica o grau de decomposição da matéria orgânica dos resíduos sólidos nos processos de tratamento/disposição final.

As características biológicas e microbiológicas são determinadas através do estudo das populações microbianas e dos agentes patogênicos presentes nos resíduos sólidos. No processo de decomposição, os resíduos sólidos apresentam materiais orgânicos que tem um potencial energético com capacidade de realizar a nutrição dos microrganismos, mantendo os mecanismo de respiração e as atividades de locomoção dos mesmos. Os principais microrganismos responsáveis pela decomposição dos resíduos sólidos são as bactérias e os fungos. Assim, o estudo dessa população microbiana, bem como dos microrganismos patogênicos, juntamente com as características químicas, permitem que se definam métodos de tratamento e disposição final do lixo de forma mais adequada e mais econômica.

3.2.3 – Situação dos Resíduos Sólidos no Brasil

O Brasil chega ao século XXI com uma população consumidora estimada em 170 milhões de pessoas, sendo que metade se concentra nas 17 regiões metropolitanas. Para as administrações municipais isso implica o desafio de gerir a ocupação e o uso do espaço geográfico e processar os bilhões de toneladas de resíduos sólidos e esgotos produzidos diariamente (SANEAMENTO AMBIENTAL, 2000).

Segundo a ABRELPE (Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Urbana e Resíduos Especiais), entre 1995 e 1997, existiu um descompasso de pelo menos 20% entre o volume de resíduos sólidos gerados e coletados no país. Constatou-se, ainda, uma evolução na taxa de geração de resíduos sólidos nos centros urbanos, a exemplo de Curitiba/PR, onde houve uma elevação de 31,2%, e do Rio de Janeiro/RJ, que passou a gerar 24,19% a mais de resíduos (SANEAMENTO AMBIENTAL, 2000).

De acordo com o levantamento realizado pela CABES (1998), dos 74 municípios que enviaram dados sobre a situação dos seus resíduos sólidos, nada menos do que 43 municípios (58%) adotam, como destinação final dos resíduos coletado, vazadouros à céu

aberto (lixões), sem qualquer infra-estrutura e na maioria das vezes com a presença de catadores e animais.

Segundo dados do IBGE (1996), 88% dos resíduos sólidos coletados no país são despejados a céu aberto ou em áreas alagadas, sem que haja nenhum tratamento prévio. Apenas 10% do lixo coletado é disposto em aterros e somente 2% do total coletado é tratado em usinas de reciclagem e compostagem.

Do total de resíduos sólidos urbanos produzidos a nível nacional, um percentual médio de 55% é de matéria orgânica putrescível passível de fermentação (IPT/CEMPRE, 2000), o que nos permite reaproveitá-la através da utilização do processo de bioestabilização anaeróbia, entre outros.

A Figura 3.2 mostra a composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares produzido no Brasil.

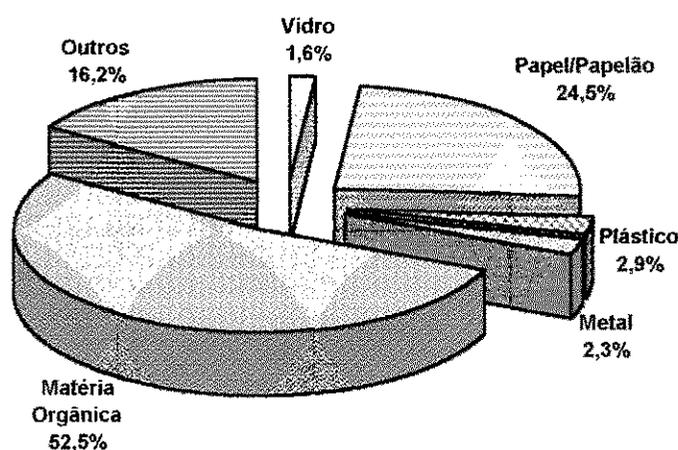


FIGURA 3.2 – Composição percentual média dos resíduos sólidos domiciliares produzido no Brasil.

Fonte: IPT/CEMPRE (2000).

No Nordeste do Brasil, pode-se constatar que dos resíduos sólidos urbanos produzidos, apenas 1% recebe tratamento adequado, os 99% restantes são dispostos a céu aberto no solo, nos barrancos de rios, em canais e em terrenos baldios nas próprias vias urbanas (LEITE & LOPES, 1999b).

No Estado da Paraíba, em quase a totalidade das cidades, observa-se que não há sistemas de tratamento e/ou disposição final para os resíduos sólidos urbanos ou qualquer outro tipo de resíduo sólido. A cidade de João Pessoa, capital da Paraíba, com cerca de 650.000 habitantes, também encontra-se nesta problemática. Os resíduos sólidos do

município de João Pessoa vêm sendo disposto, há 38 anos, no lixão do Roger, o qual tem uma área de 17 ha (REMÍGIO, 2001).

A cidade de Campina Grande, a segunda maior do estado, com área territorial de 518 km² e população estimada em 360.000 habitantes, dispõe de sistema de coleta ainda em estado deficitário. Seus resíduos urbanos coletados são dispostos de forma inadequada em um lixão, localizado a 15 km do centro da cidade, gerando sérios problemas de poluição hídrica e atmosférica (LEITE & LOPES, 1999b).

Na Tabela 3.3 apresenta-se a composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB.

TABELA 3.3 – Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB

Constituinte	Percentual
Matéria Orgânica Putrescível	56,70
Plástico	15,52
Papel/Papelão	13,62
Vidro	1,14
Borracha	1,04
Metais	1,51
Ossos	0,95
Inertes (pedra, madeira, trapos)	9,46

Fonte: LEITE & LOPES (1999b)

3.3 – Lodo de Esgoto Sanitário

O lodo de esgoto é um resíduo sólido de composição variável, rico em matéria orgânica, que é separada da fase líquida nos processos de tratamento através da decantação ou da flotação. É um resíduo oriundo das Estações de Tratamento de Esgoto (ETE's), proveniente do tratamento dos esgotos de origem doméstica e industrial. É constituído por compostos orgânicos, inorgânicos e microrganismos (FERNANDES & SILVA, 1999).

Levantamentos feitos em vários países indicam que o volume de lodo produzido em uma Estação de Tratamento de Esgoto representa cerca de 1-2% do volume de esgoto tratado, entretanto seu tratamento e disposição final chega a atingir entre 30% e 60% do custo operacional da ETE. O lodo resultante das operações e processos de tratamento se apresenta, geralmente, em forma líquida ou líquido semi-sólido, que contém normalmente

entre 0,25 a 12% de sólidos, dependendo da operação e processo utilizado (ANDREOLI, 1999).

De maneira geral, os lodos dos esgotos são classificados em dois tipos:

- ❖ lodo primário: proveniente da sedimentação primária de materiais contidos nos esgotos sanitários que ficam retidos nos decantadores primários.
- ❖ lodo secundário: proveniente da degradação biológica da matéria orgânica presente no esgoto sanitário.

3.3.1 – Composição do Lodo de Esgoto Sanitário

Os lodos primários geralmente possuem alta concentração de sólidos, variando em média de 2 a 6% em base seca. Os lodos secundários são mais difíceis de serem secados, e contém de 1 a 2% de sólidos em base seca e 98 a 99% de água (KELLOG, 1989).

O lodo proveniente do tratamento primário geralmente contém uma concentração mais elevada de coliformes fecais e organismos patogênicos entre eles vírus, bactérias e helmintos, que o lodo do tratamento secundário (REMÍGIO, 2001).

A densidade dos patógenos presentes no lodo é variável, pois está ligada às características da comunidade e ao tipo de tratamento a que o lodo foi submetido.

O lodo, em seus vários tipos, apresenta características físicas e químicas diferentes e estas características terão grande influência no nível da atividade microbiológica do processo.

A Tabela 3.4 apresenta alguns dados típicos da composição química dos lodos primário e secundário.

TABELA 3.4 – Composição química típica dos lodos primário e secundário

Características	Lodo Primário		Lodo Secundário	
	Intervalo	Valor Médio	Intervalo	Valor Médio
Sólidos Totais (ST) %	2,0 - 8,0	5,0	6,0 - 12,0	10,0
Sólidos Voláteis (% de ST)	60 - 80	65	30 - 60	40
Proteínas (% de ST)	20 - 30	25	15 - 20	18
Nitrogênio (% de ST)	1,5 - 6,0	4,0	1,6 - 6,0	4,0
Fósforo (% de ST)	0,8 - 3,0	2,0	1,5 - 4,0	2,5
Potássio (% de ST)	0 - 1,0	0,4	0,0 - 3,0	1,0
pH	5,0 - 8,0	6,0	6,5 - 7,5	7,0
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	500 - 1500	600	2500 - 3500	3000
Ácidos orgânicos (mg/L)	200 - 2000	500	100 - 600	200

Fonte: Adaptado METCALF & EDDY (1991)

HIRATA *et al.* (1986) verificaram que a adição de lodo como inóculo fornece ao sistema em digestão principalmente dois tipos de contribuição: microrganismos responsáveis pela degradação anaeróbia da matéria orgânica e nutrientes.

O processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos misturados com lodo de esgoto sanitário, permite resolver simultaneamente o problema de disposição do lixo e tratamento do lodo. Este processo apresenta a vantagem de aumentar e diversificar o inóculo microbiano que irá ser responsável pela biodegradação e simultaneamente estabilizar dois tipos de resíduos.

3.4 – Gerenciamento dos Resíduos Sólidos

Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos é o conjunto de ações que envolvem desde a geração dos resíduos, seu manejo, coleta, tratamento e disposição, dando a cada tipo de resíduo atenção especial. Assim, cada tipo de resíduo terá, no gerenciamento integrado de resíduos sólidos, seu tratamento e disposição mais adequado, baseando-se no conceito da minimização e buscando o princípio da “descarga zero” (ausência de resíduos para disposição final) (BIDONE & TEIXEIRA, 1999).

Minimizar significa reduzir na fonte, reutilizar e reciclar, diminuindo, com isso, a quantidade de resíduos gerados e que devem ser dispostos adequadamente, assim como, seu potencial de contaminação (TEIXEIRA *et al.*, 1997).

TABELA 3.5 – Órgãos responsáveis pelo gerenciamento dos diferentes tipos de resíduos sólidos.

Tipo de Lixo	Responsável
Domiciliar	Prefeitura
Comercial	Prefeitura
Público	Prefeitura
Serviços de Saúde	Gerador (hospitais)
Industrial	Gerador (indústrias)
Agrícola	Gerador
Construção Civil	Gerador

Fonte: IPT/CEMPRE (2000)

Na fase interna, os resíduos devem ser colocados em locais e recipientes adequados para assim evitarem acidentes; proliferação de insetos e animais indesejáveis e perigosos; impacto visual e olfativo; e heterogeneidade (no caso de haver coleta seletiva).

A forma de acondicionamento a ser empregada depende de vários fatores como as características dos resíduos, quantidade, localização do domicílio, horário e frequência da coleta.

A coleta dos resíduos sólidos deve ser efetuada em função do tipo de resíduo a ser transportado. Os sistemas diferenciados de coleta devem ser planejados com estudo minucioso da qualidade e da quantidade deste resíduo.

A destinação ou disposição final é a última fase de um sistema de limpeza urbana. Geralmente esta operação é efetuada imediatamente após a coleta. Em alguns casos, antes de serem dispostos, os resíduos sólidos são processados, isto é, sofrem algum tipo de beneficiamento, visando melhores resultados econômicos, sanitários e/ou ambientais.

Existem várias formas de processamento e disposição final aplicáveis aos resíduos urbanos, dentre as quais citam-se: aterro (sanitário e controlado), compostagem, digestão anaeróbia, incineração e reciclagem.

Aterro sanitário é um processo utilizado para a disposição de resíduos sólidos no solo, particularmente lixo domiciliar, que, fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permite uma confinamento segura em termos de controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública (CETESB, 1980).

O aterro controlado se caracteriza basicamente pelo simples enterramento dos resíduos, não se levando em conta os problemas ambientais resultantes da sua decomposição (CETESB, 1980).

A compostagem é definida como um processo biológico aeróbio e controlado de tratamento e estabilização dos resíduos orgânicos para a produção de composto orgânico (húmus) para utilização na agricultura (PEREIRA NETO, 1996). Apesar de ser considerado um método de tratamento, a compostagem também pode ser entendida como um processo de reciclagem do material orgânico presente nos resíduos sólidos.

A digestão anaeróbia de resíduos sólidos é um processo onde diversas espécies de microrganismos convertem a matéria orgânica biodegradável, principalmente, em biogás (cerca de 70 a 90%). Cerca de 70% do biogás produzido é representado pelo metano, que é um gás que pode ser aproveitado como fonte de energia. A digestão anaeróbia também produz um composto, conhecido como biofertilizante, que serve como agente condicionador do solo.

A incineração é um processo que visa a queima controlada do lixo em fornos projetados para transformar totalmente os resíduos em material inerte, propiciando também uma redução de volume e de peso. Do ponto de vista sanitário é excelente. A desvantagem fica por conta dos altos custos de instalação e operação, além dos riscos de poluição atmosférica, quando o equipamento não for adequadamente projetado e/ou operado (MANSUR *et al.*, 1993).

3.5 – Processo Anaeróbio

3.5.1 – Aspectos Gerais da Digestão Anaeróbia

O processo de tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos ocorre na ausência de oxigênio livre e geralmente são necessárias várias fermentações até ocorrer a estabilização da matéria orgânica com a formação de produtos finais como: CH₄, CO₂, NH₃, quantidades traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular (POLPRASERT, 1989). Segundo FORESTI *et al.* (1999), os microrganismos envolvidos no processo anaeróbio são muito especializados e cada grupo atua em reações específicas. Na digestão anaeróbia, a conversão dos compostos orgânicos em metano é eficaz na remoção do material orgânico, apesar de não promover a sua oxidação completa, a exemplo de sistemas bioquímicos aeróbios.

Diversas características dos sistemas anaeróbios são favoráveis como tecnologias simples e de baixo custo, com algumas vantagens quanto à operação e à manutenção. As principais vantagens da digestão anaeróbia são a produção de metano, um gás combustível

de elevado teor calorífico; o baixo consumo de energia, por não exigir a introdução forçada de oxigênio no meio; a baixa produção de lodo, estimada como sendo inferior a 20% daquela apresentada por processos aeróbios convencionais; e a tolerância a elevadas cargas orgânicas.

A digestão anaeróbia tem sido aplicada para o tratamento de resíduos sólidos, incluindo culturas agrícolas, dejetos de animais, lodos de ETE's e lixo urbano. Também tem sido aplicada no tratamento de efluentes de indústrias agrícolas, alimentícias e de bebidas, tanto em países desenvolvidos como em desenvolvimento (CHERNICHARO, 1997).

Segundo GHOSH & LALL (1988), tradicionalmente a digestão anaeróbia de resíduos sólidos foi aplicada à digestão de suspensões diluídas (1-5% sólidos totais) ou material particulado (lodo primário ou lodo ativado) com até 12% de sólidos totais. Durante a crise energética dos anos 70, cresceu o interesse pela geração de metano como energia alternativa substitutiva do petróleo a partir de resíduos sólidos. Os resíduos sólidos representam uma fonte renovável de energia mais significativa do que os resíduos líquidos.

LIMA (1995), classificou em dois grupos os processos de conversão biológica de resíduos sólidos em combustíveis gasosos, a saber:

- ❖ digestão anaeróbia em sistemas fechados ou controlados (digestores ou biodigestores);
- ❖ digestão anaeróbia em sistemas abertos (aterros sanitários).

Nos sistemas anaeróbios, a maior parte do material orgânico biodegradável é convertido em biogás. Apenas uma pequena parcela desse material orgânico é convertido em biomassa microbiana, o que contribui para que a taxa de decomposição, neste processo, ocorra de forma lenta e, portanto, se exija um período de tempo bem maior para a bioestabilização da matéria orgânica.

Nos sistemas aeróbios, apenas cerca de 40 a 50% do material orgânico biodegradável é convertido em CO₂. Cerca de 50 a 60% desse material é incorporado como biomassa microbiana, e constitui o lodo excedente do sistema.

A Figura 3.4 mostra esquematicamente a conversão do material orgânico nos sistemas aeróbios e anaeróbios.

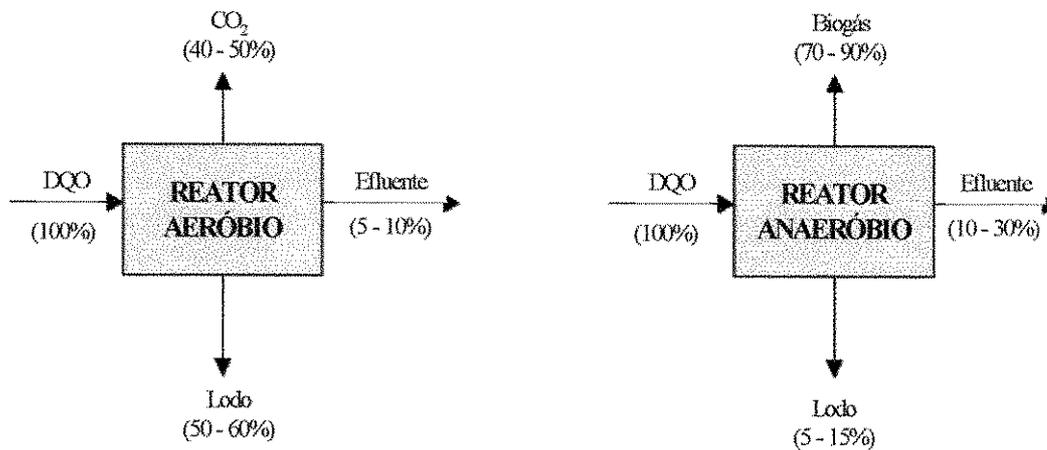


FIGURA 3.4 – Conversão do material orgânico nos sistemas aeróbios e anaeróbios

Fonte: CHERNICHARO (1997)

3.5.2 – Microbiologia da Digestão Anaeróbia

A digestão em reatores anaeróbios pode ser considerada como um complexo processo onde diversos grupos de microrganismos trabalham interativamente na conversão da matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células bacterianas.

Os processos anaeróbios tratam o maior número de substratos. Isto se deve ao fato de que as bactérias anaeróbias apresentam características especiais. Dentre estas características, pode-se citar a pequena taxa de utilização de energia para a conversão em massa celular e grande parte se destina para a formação de biogás (LEITE, 1997).

Os microrganismos que participam do processo de decomposição anaeróbia são divididos em três importantes grupos de bactérias:

- ❖ bactérias fermentativas: transformam por hidrólise os polímeros em monômeros, e estes em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos de cadeia curta, aminoácidos e outros produtos como glicose.
- ❖ bactérias acetogênicas: produtoras de hidrogênio, que convertem os produtos gerados pelas bactérias fermentativas em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono.

- ❖ bactérias metanogênicas: consideram-se dois diferentes grupos. Um grupo usa o acetato, transformando-o em metano e dióxido de carbono, enquanto o outro produz metano através da redução do dióxido de carbono.

Na digestão anaeróbia de material orgânico complexo, como proteínas, carboidratos e lipídios, podem-se distinguir quatro etapas diferentes no processo global da conversão, nas quais participam os grupos bacterianos citados anteriormente.

a) Hidrólise

Como as bactérias não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada, a primeira fase no processo de degradação anaeróbia consiste na hidrólise de materiais particulados complexos (polímeros), em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores), os quais podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas. Esta conversão é conseguida através da ação de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas (CHERNICHARO, 1997). As proteínas são degradadas pelas exoenzimas em (poli)peptídeos, que através de degradações sucessivas terminam liberando aminoácidos. Os carboidratos são transformados em açúcares simples e os lipídios são convertidos em ácidos graxos e glicerina.

Na prática, a velocidade de hidrólise pode ser a etapa limitativa para todo o processo da digestão anaeróbia, devido a mesma ocorre de forma lenta. Vários fatores podem afetar a velocidade em que os substratos são hidrolisados como: temperatura operacional do reator, tempo de residência do substrato no reator, composição do substrato, tamanho das partículas, pH do meio, concentração de $N-NH_4^+$ e concentração de produtos da hidrólise (FORESTI *et al.*, 1999).

b) Acidogênese

Nesta fase, as bactérias fermentativas acidogênicas metabolizam, no interior de suas células, os compostos dissolvidos gerados nos processos de hidrólise e, em seguida, excretam-os como substâncias orgânicas mais simples. As substâncias produzidas incluem ácidos graxos voláteis de cadeia curta, álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas. Como os ácidos graxos voláteis são o principal produto dos organismos fermentativos, estes são usualmente chamados de bactérias fermentativas acidogênicas.

A acidogênese é realizada por um grande e diverso grupo de bactérias fermentativas, a exemplo das espécies *Clostridium* e *Bacteroides*. A maioria das bactérias acidogênicas é anaeróbia estrita, mas cerca de 1% consiste de bactérias facultativas que podem oxidar o substrato orgânico por via oxidativa. Isso é particularmente importante, uma vez que as bactérias anaeróbias estritas são protegidas contra a exposição ao oxigênio eventualmente presente no meio. (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

c) Acetogênese

As bactérias acetogênicas são responsáveis pela conversão dos produtos gerados na fase acidogênica em compostos que formam os substratos apropriados para as bactérias metanogênicas. Os produtos gerados pelas acetogênicas são o hidrogênio, o dióxido de carbono e o acetato.

De todos os produtos metabolizados pelas bactérias acidogênicas, apenas o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados diretamente pelas metanogênicas. Porém, pelo menos 50% da DQO biodegradável é convertida em propionato e butirato, os quais são posteriormente decompostos em acetato e hidrogênio pela ação das bactérias acetogênicas (CHERNICHARO, 1997).

d) Metanogênese

Esta fase representa a etapa final no processo de degradação anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono e é efetuada pelas bactérias metanogênicas. As metanogênicas utilizam um limitado número de substratos, compreendendo ácido acético, hidrogênio/dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono. Estas bactérias são divididas em dois grupos principais: as acetotróficas ou acetoclásticas e as hidrogenotróficas.

O metano é produzido pelas bactérias acetotróficas, a partir da redução de ácido acético ou metanol, ou pelas bactérias hidrogenotróficas, a partir da redução de dióxido de carbono e hidrogênio. As bactérias que produzem metano a partir de hidrogênio crescem mais rapidamente que aquelas que usam ácido acético, de modo que as metanogênicas acetotróficas geralmente limitam a velocidade de transformação de material orgânico complexo (FORESTI *et al.*, 1999).

As metanogênicas acetoclásticas são normalmente predominantes na digestão anaeróbia, mas apenas algumas espécies são capazes de formar metano a partir do acetato. Estas bactérias são responsáveis por cerca de 60 a 70% de toda a produção de metano.

Ao contrário das acetoclásticas, praticamente todas as espécies conhecidas de bactérias metanogênicas são capazes de produzir metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono.

A Figura 3.5 representa um modelo de bioconversão anaeróbia de compostos orgânicos de alto peso molecular.

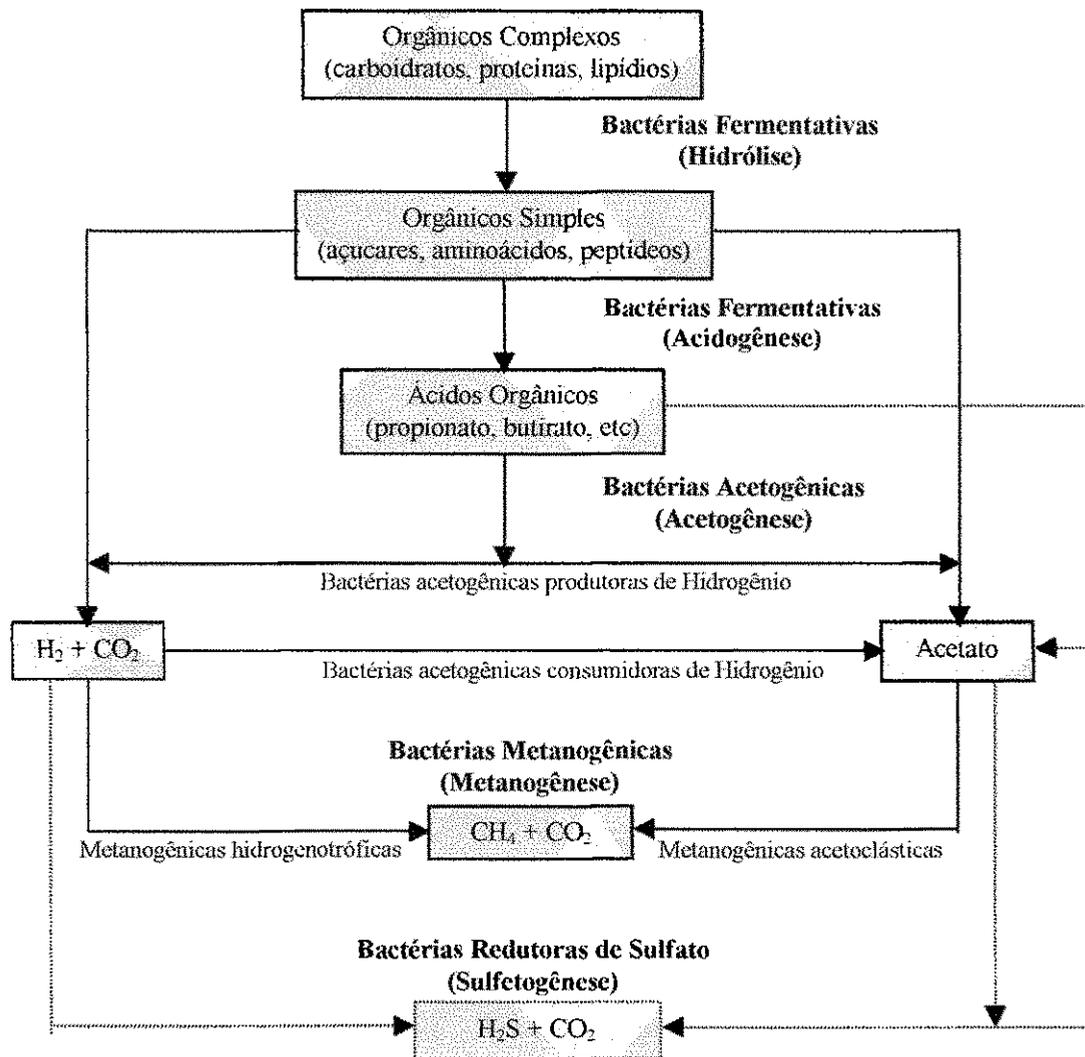


FIGURA 3.5 – Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.

Fonte: CHERNICHARO (1997)

Existem ainda as bactérias redutoras de sulfato, estas são bactérias anaeróbias estritas que durante o processo reduzem sulfato, sulfito e outros compostos sulfurados à sulfeto. Estas bactérias possuem a característica de inibir ou favorecer a metanogênese. A metanogênese pode ser inibida quando as concentrações de sulfato são elevadas, pois as

bactérias redutoras de sulfato competem com as metanogênicas pelo mesmo substrato, como o hidrogênio e o acetato. As bactérias redutoras são responsáveis pela formação do gás sulfídrico, que em altas concentrações, é tóxico para as bactérias metanogênicas. Quando existe baixa concentração de sulfato, as bactérias redutoras de sulfato se encontram em associação com as metanogênicas, produzindo acetato, H_2 e sulfeto de hidrogênio, que são utilizados pelas bactérias metanogênicas (CATELLI, 1996).

3.5.3 – Cinética da Digestão Anaeróbia

O estudo da cinética dos processos de conversão biológica é importante para o projeto de reatores anaeróbios e também para a previsão da qualidade do efluente final.

SCHMIDELL NETTO (1999) destaca que efetuar o estudo cinético de um dado fenômeno significa estudar sua evolução no tempo, através da quantificação de certas grandezas que definem adequadamente a eficiência do processo. Dessa forma, o estudo cinético de um certo processo fermentativo, significa estudar as alterações que ocorrem em um certo intervalo de tempo. Normalmente efetua-se a medida da concentração de microrganismos presentes, a concentração do substrato que limita o processo e a concentração do produto na qual se possa estar interessado.

METCALF & EDDY (1991) apresentam o perfil do crescimento padrão de bactérias, dividido em quatro fases: fase de adaptação ou lag, fase de crescimento logarítmico, fase estacionária e fase endógena ou de decaimento. A Figura 3.6 mostra este perfil de crescimento bacteriológico.

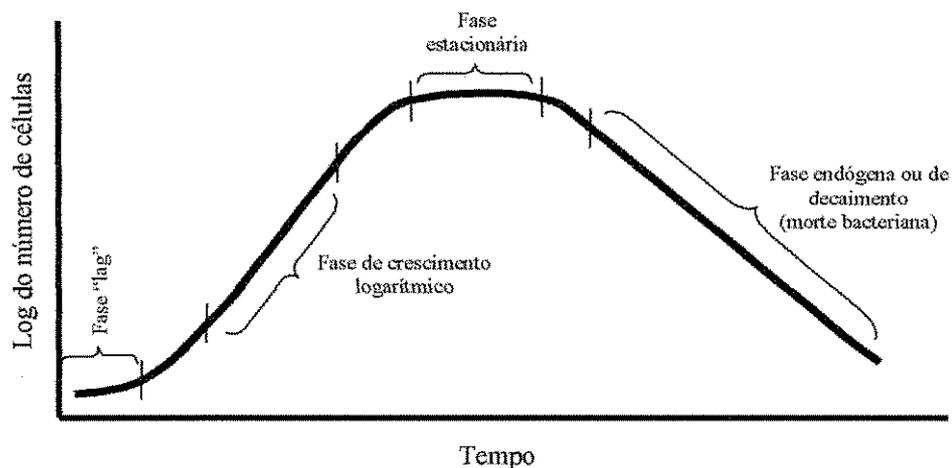


FIGURA 3.6 – Curva típica do perfil de crescimento bacteriano ao longo do tempo num sistema fechado

Fonte: METCALF & EDDY (1991)

- ❖ Fase de adaptação ou “lag”: esta fase representa o tempo requerido pelo organismo para se adaptar ao seu novo meio e iniciar seu processo de divisão, portanto, a multiplicação celular não ocorre imediatamente. Na fase Lag, ocorre apenas o aumento da massa celular e não do número de indivíduos.
- ❖ Fase de crescimento logarítmico: nesta fase, tanto o número de indivíduos quanto a massa da cultura dobram a cada geração. Assim, o tempo de geração é definido como o tempo necessário para a duplicação celular.
- ❖ Fase estacionária: nesta fase, o número de indivíduos permanece constante. Isto se deve ao fato de que, ao final da fase de crescimento exponencial, o meio de cultura passa a apresentar condições inadequadas ao crescimento populacional.
- ❖ Fase endógena ou de decaimento: nesta fase, se o meio se mantiver inalterado, o número de indivíduos da população passa a diminuir, por morte das células. A morte é provocada pela impossibilidade de produção de energia capaz de sustentar os processos vitais e pela elevada produção de enzimas autolíticas.

Nos processos biológicos de tratamento de resíduos a principal fase no perfil do crescimento bacteriano é a do crescimento logarítmico. Isto se deve a taxa de degradação do material orgânico ser função do número de microrganismos presentes. A fase que menos interessa neste tipo de tratamento é a fase de adaptação ou “lag”, devido à taxa de crescimento ser nula.

Segundo BARBOSA *et al.* (1998), a determinação da velocidade instantânea de crescimento da massa bacteriana pode ser obtida através da equação 3.1. Uma vez que cada célula origina duas ao dividir-se, a velocidade com que a população cresce em cada instante, ou seja, a velocidade instantânea de crescimento (dX/dt), é igual ao número de células neste tempo (X) multiplicado pela taxa de crescimento específica (μ).

$$\frac{dX}{dt} = \mu \cdot X \quad (3.1)$$

onde: dX/dt = taxa de crescimento bacteriano ($\text{mg/L} \cdot \text{d}^{-1}$)

μ = taxa de crescimento específico (d^{-1})

X = concentração de microrganismos no reator (mg/L)

Integrando a equação 3.1, tem-se:

$$X = X_0 \cdot e^{\mu(t-t_0)} \quad (3.2)$$

onde: X = concentração de microrganismos no instante t (mg/L)

X_0 = concentração inicial de microrganismos (mg/L)

t = tempo (d)

t_0 = tempo inicial (d)

Quando os microrganismos estiverem crescendo exponencialmente tem-se que $\mu = \text{constante} = \mu_{\text{máx}}$, a equação 3.2 torna-se:

$$X = X_0 \cdot e^{\mu_{\text{máx}}(t-t_0)} \quad (3.3)$$

onde: $\mu_{\text{máx}}$ = taxa de crescimento específico máxima (d^{-1})

Com o aumento da massa bacteriana ocorrerá um maior consumo de substrato, o que fará com que a concentração do substrato (S) tenda a diminuir com o passar do tempo. A velocidade específica de consumo do substrato é dado pela equação 3.4.

$$\mu_s = -\frac{1}{S} \cdot \frac{dS}{dt} \quad (3.4)$$

onde: μ_s = velocidade específica de consumo do substrato (d^{-1})

S = concentração do substrato no reator (mg/L)

dS/dt = taxa de utilização de substrato (mg/L.d)

Integrando-se a equação 3.4, tem-se:

$$S = S_0 \cdot e^{-\mu_s(t-t_0)} \quad (3.5)$$

onde: S = concentração do substrato no instante t (mg/L)

S_0 = concentração inicial do substrato (mg/L)

Estudos realizados por Monod em 1949, mostraram que a taxa de crescimento específico μ deve ser expressa em função da concentração de substrato:

$$\mu = \mu_{m\acute{a}x} \cdot \frac{S}{K_s + S} \quad (3.6)$$

onde: K_s = constante de saturação, a qual é definida como a concentração do substrato para a qual $\mu = \mu_{m\acute{a}x}/2$ (mg/L)

Após a fase estacionária pode-se ter um decréscimo do número de microrganismos, seja devido ao metabolismo endógeno como também à morte e predação das bactérias. O decréscimo bacteriano pode ser expresso através da equação 3.7.

$$K_d = -\frac{1}{X} \cdot \frac{dX}{dt} \quad (3.7)$$

onde: K_d = coeficiente de decaimento celular ou respiração endógena (d^{-1})

Nos processos biológicos, a taxa de crescimento bacteriano líquido é igual à taxa de crescimento bruto menos a taxa de mortandade das bactérias, tal relação pode ser expressa como:

$$\frac{dX}{dt} = (\mu \cdot X) - (K_d \cdot X) \quad (3.8)$$

O tempo de duplicação das bactérias nos sistemas anaeróbios é muito diferente, e isto provoca uma demora no alcance da fase estacionária nestes sistemas. A Tabela 3.6 apresenta os tempos de duplicação de bactérias anaeróbias determinados a 35°C.

TABELA 3.6 – Tempo de duplicação de bactérias anaeróbias determinados a 35°C.

Grupos Bacterianos	Tempo de Duplicação (35°C)
Fermentativas que produzem ácidos	30 minutos
Metanogênicas que consomem H ₂ ou formiato	6 horas
Acetogênicas que consomem butirato	1,4 dias
Acetogênicas que consomem propionato	2,5 dias
Metanogênicas que consomem acetato	2,6 dias

Fonte: VIÑAS (1994) apud NASCIMENTO (1996)

Analisando a Tabela 3.6 pode-se observar que as bactérias metanogênicas acetoclásticas têm uma taxa de crescimento baixa quando comparada a dos outros grupos bacterianos envolvidos no processo.

3.5.4 – Fatores Intervenientes na Digestão Anaeróbia

Diversos fatores ambientais influenciam no processo de digestão anaeróbia, sendo os principais: temperatura, pH, alcalinidade e presença de nutrientes.

a) Concentração de Sólidos

Segundo LEITE & POVINELLI (1999), a concentração de sólidos refere-se ao resíduo total presente no substrato, quer seja de origem orgânica ou inorgânica. É um indicador da massa total que se dispõe a ser tratada. O processo anaeróbio da bioconversão só irá acontecer na fração teoricamente orgânica do substrato, de forma que quanto maior a concentração de sólidos totais voláteis maior, também, deverá ser a taxa de bioconversão do resíduo, levando-se em consideração parâmetros operacionais. A concentração de sólidos está sempre associada a definição de carga orgânica a que vai ser submetido o sistema operacional.

Segundo TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993), a concentração de sólidos define dois tipos de tratamento anaeróbio:

1. com baixa concentração de sólidos, variando entre 4 e 8%;
2. com alta concentração de sólidos, em torno de 22%.

A digestão anaeróbia com alta concentração de sólidos é uma tecnologia relativamente nova. Esta é aplicada para recuperação de energia da fração orgânica dos resíduos sólidos e apresenta como principais vantagens o baixo requerimento de umidade e a alta taxa de produção de gás (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

b) Umidade

A umidade é um fator importante na digestão anaeróbia, pois segundo HALVADAKIS (1983) apud LEITE (1997), a água fornece o substrato e os nutrientes requeridos pelos microrganismos, além de ser agente condutor de enzimas e de outros metabólitos microbianos importantes no processo de decomposição anaeróbia, contribuindo decisivamente para o metabolismo dos microrganismos.

GHOSH & LALL (1988) constataram que um dos problemas da digestão anaeróbia com alta concentração de sólidos pode ser atribuído ao baixo teor de umidade, que limita o transporte de massa, havendo pouca penetração, difusão e distribuição dos microrganismos em toda a massa do substrato.

Em trabalhos realizados em digestores anaeróbios tratando resíduos sólidos, ficou constatado que a taxa de estabilização da fração orgânica dos resíduos aumentou significativamente com o aumento do teor de umidade (HALVADAKIS, 1983 apud LEITE, 1997)

O teor de umidade dos resíduos sólidos depende diretamente das condições climáticas, variando sensivelmente de um lugar para outro. No Brasil, o valor médio do teor de umidade dos resíduos sólidos domiciliares é da ordem de 60% (LIMA, 1995).

c) Temperatura

A temperatura é um fator de extrema importância na digestão anaeróbia, pois afeta os processos biológicos de diferentes maneiras. Dentre os principais efeitos da temperatura incluem-se as alterações na velocidade do metabolismo das bactérias, no equilíbrio iônico e na solubilidade dos substratos (FORESTI *et al.*, 1999). A temperatura influencia as taxas de reações enzimáticas necessárias para que ocorra o processo de bioestabilização da matéria orgânica.

Os processos de bioestabilização da matéria orgânica, aeróbios ou anaeróbios, liberam calor. Nos processos aeróbios a produção de calor é bem mais significativa, pois 59% da energia disponível é armazenada na biomassa e 41% é liberada na forma de calor. No processo anaeróbio, somente 8% é armazenada na biomassa, 3% é transformada em calor e 89% está presente no gás metano (HALVADAKIS, 1983 apud LEITE, 1997).

Os microrganismos não possuem meios de controlar sua temperatura interna e, dessa forma, a temperatura no interior da célula é determinada pela temperatura ambiente.

Devido ao fato da temperatura afetar diretamente o crescimento e a sobrevivência dos microrganismos, estes são classificados em: psicrófilos (0 a 20°C); mesófilos (20 a 45°C); e termófilos (45 a 70°C). A produção de metano pode ocorrer numa faixa bastante ampla de temperatura (0° a 97°C). Dois níveis ótimos de temperatura têm sido associados à digestão anaeróbia, um na faixa mesófila (30 a 35°C) e o outro na faixa termófila (50 a 55°C) (CHERNICHARO, 1997).

As bactérias metanogênicas são muito sensíveis a alterações de temperatura. Qualquer mudança brusca que exceder 3°C afeta a produção de metano, sendo que variações de 10°C no biodigestor pode paralisar o processo (SCHALCH, 1995).

COONEY & WISE (1975) em um trabalho sobre digestão anaeróbia de resíduos sólidos, verificaram que a taxa média de produção de gás era 50% maior para o digestor operando à 65°C que o de outro digestor operando à 37°C. Os resultados da produção de gás são apresentados na Tabela 3.7.

TABELA 3.7 – Produção de gás em digestores anaeróbios operando na faixa de temperatura termofílica e mesofílica.

Temperatura (°C)	Nº de Digestores	Produção de Gás (L/dia)	Conversão de Sólidos Voláteis em Gás (Lgás/gSV)
37	3	10,19	0,47
65	3	15,28	0,69

Fonte: COONEY & WISE (1975)

PEREIRA (1984), quando investigava a influência da temperatura na digestão anaeróbia, obteve um melhor desempenho em reatores operando à 37°C. Os resultados da redução dos principais parâmetros monitorados na pesquisa são apresentados na Tabela 3.8.

TABELA 3.8 – Percentagem de redução da DBO₅, DQO, ST e STV em digestores anaeróbios operando a diferentes temperaturas.

Parâmetro	Temperatura (°C)		
	10	20	30
DBO ₅	52,0	73,0	75,0
DQO	8,6	25,1	31,5
ST	9,7	43,9	44,4
STV	11,4	47,3	48,4

Fonte: PEREIRA (1984)

d) Nutrientes

As necessidades nutricionais das populações microbianas envolvidas nos processos biológicos de tratamento são usualmente estabelecidas com base na composição química das células microbianas. Esta consideração se baseia no fato de que quase todas as células vivas são formadas por tipos similares de compostos e que estas apresentam

composições químicas similares, requerendo, portanto, os mesmos elementos nas mesmas proporções relativas (CHERNICHARO, 1997).

Segundo FORESTI *et al.* (1999), o nitrogênio e o fósforo são os nutrientes essenciais para todos os processos biológicos. A relação fósforo e nitrogênio (P/N) mais indicada é de 1:5. Outro nutriente importante é o enxofre, considerado um dos nutrientes essenciais para a metanogênese. Em geral, a concentração de enxofre deve ser da mesma ordem de grandeza ou levemente superior a de fósforo. Dentre os micronutrientes considerados essenciais, destacam-se o ferro, o cobalto, o níquel e o zinco.

A relação carbono e nitrogênio (C/N) é fator de grande importância na bioestabilização da matéria orgânica. O desenvolvimento metabólico dos processos de tratamento biológico exige uma relação equilibrada de carbono e nitrogênio, que para muitos autores situa-se em torno de 30:1. Segundo PEREIRA NETO (1999), o ideal é que a massa de resíduos sólidos orgânico à ser tratada biologicamente tenha um balanço médio de 35 partes de carbono para cada parte de nitrogênio (35:1).

Quando a relação C/N é muito pequena, a fonte de energia, no caso o carbono, pode ser insuficiente para a conversão do nitrogênio disponível e liberam o excesso de nitrogênio, que escapará para a atmosfera, e portanto não será fixado no resíduo final. Para o processo se desenvolver rapidamente, a relação C/N deve ser menor do que 35, e para não perder nitrogênio deve ser maior do que 20 (SILVA, 1977).

Segundo TEM BRUMMELER (1993) apud LEITE (1997), o problema da baixa relação C/N é a toxicidade provocada pela amônia. Foi verificado que a toxicidade por amônia no processo de digestão anaeróbia ocorre quando a relação C/N for inferior a 20.

Segundo METCALF & EDDY (1991), da matéria seca da célula bacteriana aproximadamente 90% é material orgânico e 10% inorgânico. O carbono, oxigênio, nitrogênio, fósforo e enxofre são os principais constituintes das macromoléculas das células bacterianas.

Os dados da composição química das bactérias metanogênicas com relação aos macronutrientes e micronutrientes são apresentados na Tabela 3.9.

TABELA 3.9 – Composição química das bactérias metanogênicas.

Macronutrientes		Micronutrientes	
Elemento	Concentração (g/kgSST)	Elemento	Concentração (mg/kgSST)
Nitrogênio	65	Ferro	1.800
Fósforo	15	Níquel	100
Potássio	10	Cobalto	75
Enxofre	10	Molibdênio	60
Cálcio	4	Zinco	60
Magnésio	3	Manganês	20
		Cobre	10

Fonte: LETTINGA *et al.* (1996) apud CHERNICHARO (1997).

Os requisitos nutricionais de cada microrganismo são específicos e devem ser mantidos numa determinada faixa de concentração, não podendo exceder essa faixa para não assumir características tóxicas e inibir o crescimento, nem manter-se em concentrações inferiores para não limitar o crescimento.

Segundo TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993), a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos contém quantidade adequada de nutrientes, tanto orgânico como inorgânicos, necessários para realizar a bioconversão dos resíduos.

e) pH e Alcalinidade

O pH representa a concentração hidrogeniônica e pode ser considerado como a acidez instantânea ou efetiva. Segundo SAWYER *et al.* (1994), a concentração do íon H^+ é um dos mais importantes fatores que influenciam as velocidades das reações bioquímicas.

Nos processos anaeróbios o pH ideal situa-se na faixa de 6,5 a 7,5. Como nestes processos a alcalinidade pode ser consumida ou produzida, então, dependendo das características do resíduo, o pH sofrerá bruscas variações até que seja atingida a estabilização do processo. O pH está relacionado diretamente com a alcalinidade e com os ácidos graxos voláteis do sistema.

Cada microrganismo tem uma faixa de pH na qual seu crescimento é possível, e nesta faixa existe um valor ótimo bem definido onde a taxa de crescimento é máxima. Deste modo, com relação ao pH, os microrganismos podem ser classificados em acidofílicos, neutrofílicos e alcalinofílicos.

As bactérias produtoras de metano têm um crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, embora possa-se conseguir estabilidade na formação de metano numa faixa mais ampla de pH, entre 6,0 e 8,0. Valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 8,3 devem ser

evitados, uma vez que estes podem inibir por completo as bactérias formadoras de metano. O pH ótimo depende do tipo de microrganismo envolvido no processo de digestão, como também do tipo de substrato. (CHERNICHARO, 1997).

A alcalinidade de um biodigestor anaeróbio serve para manter o pH do sistema dentro da faixa considerada como ótima. Quando há qualquer distúrbio no processo que provoque um desequilíbrio entre a produção e a utilização de ácidos, o pH do meio somente será afetado após o consumo da alcalinidade (SPEECE, 1982 apud CATELLI, 1996).

A presença da alcalinidade nos processos anaeróbios pode ser devida a presença do sistema carbônico (alcalinidade à bicarbonato) ou a presença dos ácidos graxos voláteis. Segundo RIPLEY *et al.* (1986), para valores de pH até 5,75 a alcalinidade predominante é devido ao bicarbonato, enquanto que na faixa de pH 5,75 até 4,3 a alcalinidade predominante é devido a ácidos voláteis. No entanto, apenas a alcalinidade à bicarbonato é que realmente atua como tampão durante o processo.

Para a determinação da alcalinidade à bicarbonato, que é a mais importante nos processos anaeróbios, deve-se utilizar a equação descrita abaixo:

$$AB = AT - 0,83 \cdot 0,85 \cdot AGV \quad (3.9)$$

onde: AB = alcalinidade à bicarbonatos (mgCaCO₃/L)

AT = alcalinidade total (mgCaCO₃/L)

AGV = concentração de ácidos graxos voláteis (mgHAc/L)

0,83 = fator de conversão de ácido acético em alcalinidade

0,85 = fator que leva em consideração que até pH 4,0 apenas 85% dos AGV foram determinados

As principais fontes de alcalinidade no despejo a ser tratado são os sais de ácidos orgânicos fracos, tais como o acético; e as proteínas, que ao serem hidrolisadas liberam amônia, que reage com ácido carbônico em solução e age como tampão bicarbonato de amônia.

3.6 – Potencial Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos

A principal vantagem dos processos de tratamento anaeróbio é a produção de biogás, que pode ser utilizado como fonte de energia já que contém gás metano em sua composição.

A composição global do biogás produzido durante a digestão anaeróbia varia de acordo com as condições ambientais presentes no reator. Para reatores operando de maneira estável, esta composição é razoavelmente uniforme. Entretanto, a proporção de gás carbônico em relação ao metano pode variar substancialmente, dependendo das características do composto orgânico a ser degradado. No processo de digestão de esgoto doméstico as proporções de metano e dióxido de carbono no biogás geralmente são: CH₄ – 70% a 80% e CO₂ – 20% a 30% (CHERNICHARO, 1997). Esta mesma proporção de metano e dióxido de carbono no biogás é verificado por diversos autores em processos de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos.

O gás produzido nos processos anaeróbios pode ser usado para diversos fins, tais como para distribuição a residências e indústrias através de gasodutos e para geração de energia elétrica. Pode também ser purificado, retirando-se o dióxido de carbono e o gás sulfídrico, comprimido e posteriormente utilizado em veículos (CRAVEIRO, 1982).

STENSTRON *et al.* (1983) apud LEITE (1997), verificaram que aplicando-se tratamento anaeróbio à fração orgânica dos resíduos urbanos mais lodo de esgoto, o sistema produziu biogás contendo de 55 a 60% de CH₄ à taxa de aproximadamente 0,50 a 0,56 m³ de biogás por quilograma de sólidos voláteis adicionado.

CRAVEIRO (1982), tratando anaerobiamente a fração orgânica de resíduos sólidos urbanos em reatores de mistura completa em escala de laboratório, obteve um rendimento energético de 0,3 a 0,5 m³ de biogás por quilograma de sólidos voláteis adicionados, com 60% de CH₄.

A Tabela 3.10 apresenta dados da equivalência energética do biogás em relação a alguns combustíveis.

TABELA 3.10 – Equivalência energética do biogás em relação a alguns combustíveis.

	Equivale à
1 m ³ de biogás com 60% de metano	0,62 litros de gasolina
	0,79 litros de álcool combustível
	0,58 litros de querosene
	0,56 litros de óleo diesel
	0,48 kg de GLP
	0,70 kg de carvão vegetal
	1 m ³ de gás encanado
1,43 kWh de energia elétrica	

Fonte: Adaptado de SCARLATO & PONTI (1992).

Tomando-se como referência a cidade de São Paulo, que no ano de 1988 produziu $3,46 \times 10^6$ toneladas de resíduos sólidos urbanos, quando tratados anaerobiamente produziria o equivalente à 140 milhões de m³ de gás CH₄, 240 milhões de m³ de gás encanado ou 98 milhões de kg de GLP (GOMES *et al.*, 1991).

Os resíduos sólidos urbanos constituem-se em uma matéria-prima normalmente desperdiçada, que poderia ser explorada pelo seu conteúdo energético.

4 - MATERIAL E MÉTODOS

4.1- Descrição do Sistema Experimental

O processo de tratamento anaeróbio da mistura da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos e do lodo de esgoto sanitário realizou-se em reatores anaeróbios de batelada que foram instalados nas dependências da EXTRABES-UFPB (Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário – Universidade Federal da Paraíba), na cidade de Campina Grande (70° 13' 11" S, 35° 52' 31" W a 550m acima do nível do mar), no estado da Paraíba.

A fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos utilizada no experimento foi coletada na EMPASA (Empresa Paraibana de Abastecimento de Alimentos e Serviços Agrícolas) e o lodo de esgoto foi proveniente de lagoas de estabilização facultativas pertencentes ao conjunto de unidades experimentais da EXTRABES-UFPB.

Para a realização do trabalho experimental foram utilizados três reatores com volumes de 200 litros (R1), 20 litros (R2) e 9 litros (R3). Os reatores foram construídos em tonéis de plástico com algumas adaptações.

A Figura 4.1 representa o esquema geral dos reatores utilizados na realização do trabalho experimental.

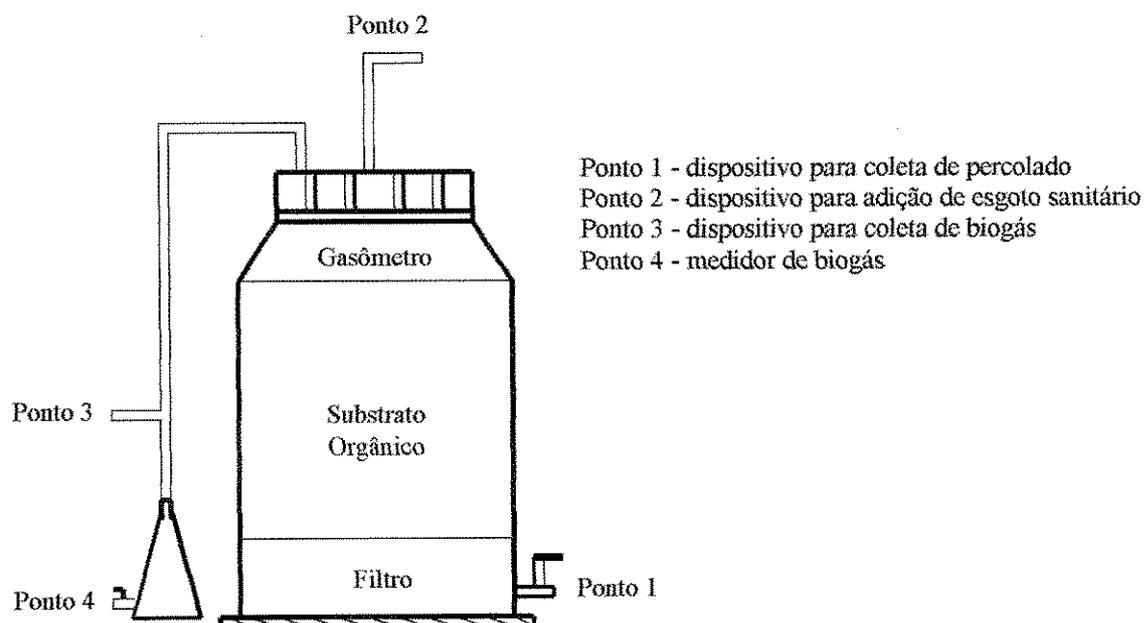


FIGURA 4.1 – Representação esquemática de um dos reatores utilizados no trabalho experimental.

Os reatores R1 e R2 foram carregados no dia 19 de fevereiro de 2001 e o reator R3 foi carregado 45 dias depois. Os 45 dias de atraso no carregamento deste último foram compensados no final do processo, resultando, com isso, no mesmo tempo de monitoração para todos os reatores.

Na Tabela 4.1 são apresentados os parâmetros operacionais dos três reatores anaeróbios utilizados no trabalho experimental.

TABELA 4.1 – Parâmetros operacionais dos reatores.

Reator	Volume Total do Reator (L)	Proporção Resíduo/Lodo (%)	Teor de Umidade (%)	Massa de Resíduo (kg)	Massa de Lodo (kg)	Massa Total (kg)	Carga Orgânica (kg/m ³)	Carga de STV Aplicada (kg/m ³)
R1	200	60/40	80	124,80	31,2	156,00	780	105,77
R2	20	60/40	80	12,48	3,12	15,60	780	106,24
R3	9	60/40	80	5,62	1,40	7,02	780	105,14

4.2- Resíduos Sólidos Urbanos

A fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos utilizada neste trabalho foi coletada na EMPASA, localizada na cidade de Campina Grande-PB. O resíduo era constituído basicamente por restos de frutas e verduras resultantes das atividades do local.

O resíduo foi coletado em sacos plástico e transportado para a EXTRABES-UFPB, onde se realizou a trituração e o controle do teor de umidade. A trituração foi feita em um triturador de resíduos sólidos, marca TRAPP-TR 2000. Para a redução do teor de umidade o resíduo foi exposto ao sol, onde secou naturalmente. Periodicamente foram feitas avaliações do teor de umidade até o mesmo atingir o valor desejado (80%).

Alcançada a umidade desejada, realizou-se a caracterização física e química do resíduo, de acordo com o APHA *et al.* (1998) e KIEHL (1985).

Na Tabela 4.2 apresentam-se as características físicas e químicas da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos utilizada no trabalho experimental.

TABELA 4.2 – Características físicas e químicas da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos.

Fração Orgânica Putrescível dos Resíduos Sólidos Urbanos									
pH	TU(%)	ST(%)	SIF(%)	SIV(%)	COI(%)	NIK(%)	PT(%)	DQO(%)	CN
7,0	80,0	20,0	169	83,1	46,2	1,5	0,29	44,6	31,8

Na Figura 4.2 apresenta-se o aspecto da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos após a trituração.

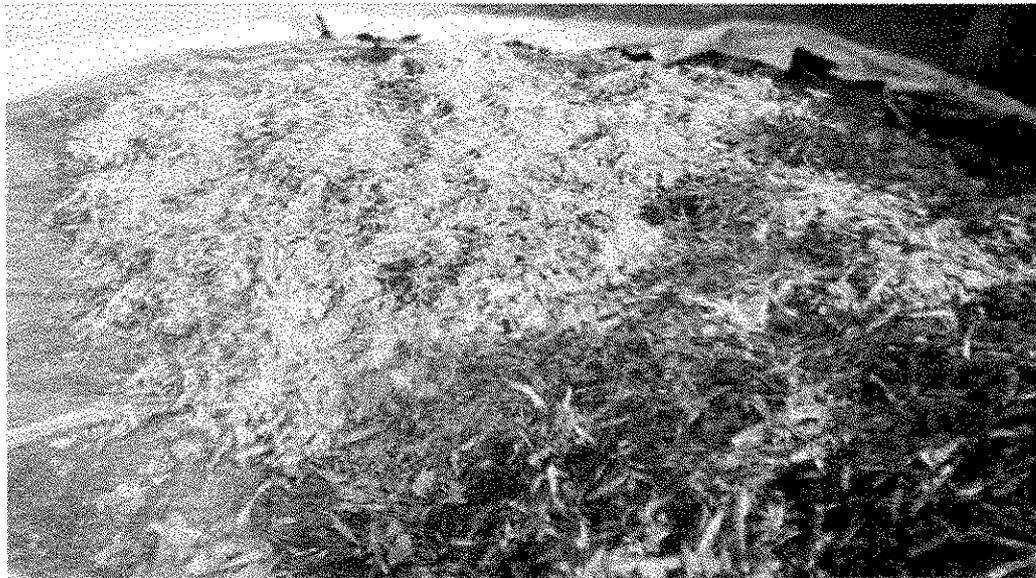


FIGURA 4.2 - Visão geral da fração orgânica putrescível dos resíduos triturados.

4.3- Lodo de Esgoto Sanitário

O lodo de esgoto sanitário foi coletado nas lagoas de estabilização facultativas da EXTRABES-UFPB e secado ao ar livre até atingir a umidade desejada (80%). Posteriormente realizou-se a caracterização física e química do mesmo, de acordo com o APHA *et al.* (1998) e KIEHL (1985).

A Tabela 4.3 apresenta as características físicas e químicas do lodo de esgoto sanitário utilizado no trabalho experimental.

TABELA 4.3 - Características físicas e químicas do lodo de esgoto sanitário

Lodo de Esgoto Sanitário									
pH	TU(%)	ST(%)	SIF(%)	SIV(%)	COI(%)	NIK(%)	PT(%)	DQO(%)	C/N
7,5	80,0	20,0	53,5	46,5	25,8	1,3	0,25	29,8	19,3

Na Figura 4.3 mostra-se o lodo de esgoto sanitário no pátio para redução de umidade.



FIGURA 4.3 - Visão geral do lodo de esgoto sanitário no pátio para secagem

4.4- Substrato

O substrato utilizado para alimentação dos reatores foi o resultado da mistura da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos e lodo de esgoto sanitário na proporção de 60% e 40% respectivamente (percentagem em peso e base úmida).

Para o preparo do substrato considerou-se, prioritariamente, a quantificação e a homogeneização das massas. Em seguida, realizou-se a caracterização física e química do substrato aplicando-se os métodos recomendados por APHA *et al.* (1998) e KIEHL (1985).

4.5- Alimentação dos Reatores

Após a coleta, trituração, redução da umidade e caracterização física e química dos resíduos, preparou-se o substrato e alimentou-se os reatores.

Uma amostra do substrato foi coletada com o objetivo de caracterizá-la para se ter conhecimento das quantidades de massa de DQO, COT, STV, STF, NTK e PT, adicionadas a cada um dos reatores.

4.6- Monitoração do Sistema Experimental

A monitoração do sistema experimental foi feita nas frações sólida, líquida e gasosa durante um período de 260 dias.

A fração sólida corresponde ao substrato adicionado aos reatores e ao resíduo remanescente no final do processo.

A fração líquida refere-se ao percolado produzido no processo de bioestabilização anaeróbia do substrato. A cada 15 dias este percolado era retirado por completo dos reatores, e se adicionava, aos mesmos, um volume igual de esgoto doméstico para que a umidade do substrato permanecesse constante.

A fração gasosa refere-se ao biogás produzido durante o processo de fermentação anaeróbia.

4.6.1- Caracterização Microbiológica

Após carregados os reatores, a caracterização microbiológica realizou-se no esgoto de alimentação e no percolado produzido, com frequência quinzenal, quantificando-se coliformes fecais e estreptococos fecais.

a) Coliformes Fecais (CF)

Para a quantificação dos coliformes fecais foram testadas duas técnicas: tubos múltiplos e membrana filtrante. As análises foram realizadas com a amostra bruta (10 ml e 1 ml) e diluída. Para a diluição foram colocados 9 ml de líquido de diluição e acrescentado 1 ml da amostra bruta. Esta primeira diluição correspondia a diluição 10^{-1} , e a partir dela se realizavam as seguintes diluições seriadas decimais 10^{-2} , 10^{-3} e 10^{-4} .

Na técnica de Tubos Múltiplos utilizou-se Caldo de Lauril Sulfato/Triptose (microMed) na fase presuntiva incubado a 37°C (24/48 h) e Caldo E.C – Medium (DIFCO) a $44,5^{\circ}\text{C}$ (24 h), na fase confirmativa. A técnica seguiu as recomendações APHA *et al.* (1998). Na técnica da Membrana Filtrante utilizou-se o meio mFC Agar (DIFCO) com incubação a $44,5^{\circ}\text{C}$ (24 h) (APHA *et al.*, 1998). Nesta técnica não realizou-se a análise com 10 ml da amostra bruta, pelo fato de não conseguir filtrá-la, devido a mesma ser muito concentrada. Para a quantificação final foram escolhidas as placas de Petri contendo no máximo 100 colônias. Após a contagem das colônias foi realizado o cálculo para a

quantificação dos coliformes fecais, tomando-se como volume referencial 100 ml de amostra.

b) Estreptococos Fecais (EF)

Os estreptococos fecais foram quantificados através da técnica da Membrana Filtrante, utilizando-se o meio m-Enterococos Agar (DIFCO) com incubação a 37°C (48 h) (APHA *et al.*, 1998). As análises foram feitas com a amostra bruta (1 ml) e diluída, onde se fez as diluições 10^{-1} , 10^{-2} , 10^{-3} e 10^{-4} . Para a quantificação final foram escolhidas as placas de Petri contendo no máximo 100 colônias. Após a contagem das colônias foi realizado o cálculo para a quantificação dos estreptococos fecais, tomando-se como volume referencial 100 ml de amostra.

4.6.2- Caracterização Física e Química

As análises físicas e químicas foram realizadas na fração sólida, líquida e gasosa.

a) Fração Sólida

Esta fração corresponde ao substrato adicionado aos reatores e ao resíduo remanescente no final do processo. Na Tabela 4.4 são apresentados os parâmetros monitorados na fração sólida, com os métodos analíticos empregados e a frequência de análise.

TABELA 4.4 – Parâmetros monitorados na fração sólida, métodos analíticos e frequência de análise.

Parâmetro Analisado	Método Empregado	Frequência de Análise
TU	gravimétrico	quando da alimentação e descarregamento dos reatores
pH	potenciométrico	
ST e suas frações	gravimétrico	
DQO	titulométrico	
PT	espectrofotometria	
NTK	micro Kjeldahl	

A seguir são descritos os parâmetros monitorados na fração sólida, de acordo com APHA *et al.* (1998) e KIEHL (1985).

❖ Teor de Umidade (TU):

A metodologia utilizada para avaliar o teor de umidade do substrato está descrita a seguir, sendo efetuadas três repetições para obtenção de média aritmética.

- I – pesar, em uma cápsula de porcelana, 25g da amostra “*in natura*”;
- II – colocar em estufa a $100 \pm 5^\circ\text{C}$, durante 24 h;
- III – retirar a amostra da estufa e colocar em um dessecador até completo resfriamento;
- IV – pesar a cápsula com a amostra seca.

O teor de umidade foi obtido a partir da equação 4.1.

$$TU(\%) = \frac{P_1 - P_2}{P_1} \times 100 \quad (4.1)$$

onde: P_1 = peso inicial da amostra

P_2 = peso final da amostra

❖ Sólidos Totais Voláteis (STV):

A determinação dos sólidos totais voláteis está descrita a seguir. O cálculo do STV foi obtido a partir da média aritmética de três repetições.

- I – pesar, em uma cápsula, aproximadamente 10g da amostra (amostra seca em estufa por 24 h);
- II – colocar a amostra em uma mufla mantida a $550 \pm 5^\circ\text{C}$, onde permanece nesta temperatura por 2 h, para completa calcinação;
- III – retirar a amostra da mufla e colocar em um dessecador até completo resfriamento;
- IV – pesar a amostra calcinada.

O STV foi obtido a partir da equação 4.2.

$$STV(\%) = \frac{P_1 - P_2}{P_1} \times 100 \quad (4.2)$$

onde: P_1 = peso inicial da amostra

P_2 = peso final da amostra

❖ Sólidos Totais Fixos (STF):

Os sólidos totais (100% da amostra) correspondem a soma dos sólidos totais voláteis (STV) e dos sólidos totais fixos (STF). Portanto, o teor de sólidos totais fixos foi

determinado a partir dos valores dos sólidos totais e dos sólidos totais voláteis através da equação 4.3.

$$STF(\%) = 100\% - STV \quad (4.3)$$

❖ Carbono Orgânico Total (COT):

Para determinar o teor de carbono orgânico total (COT) do substrato foi utilizada a equação 4.4, proposta por GOLUEKE (1977).

$$COT(\%) = STV/1,8 \quad (4.4)$$

onde: STV = teor de sólidos totais voláteis

1,8 = fator de correlação constante

❖ Potencial Hidrogeniônico (pH):

Para determinar o pH foi utilizada a metodologia descrita a seguir.

I – pesar, em um becker, 10g da amostra “*in natura*”;

II – adicionar 100 ml de água destilada;

III – com o auxílio de um bastão de vidro, agitar manualmente a mistura por 5 minutos;

IV – deixar em repouso por aproximadamente 5 minutos;

V – determinar o pH.

❖ Demanda Química de Oxigênio (DQO):

Para a realização da DQO, primeiramente digeriu-se a amostra, de acordo com o seguinte procedimento:

I – pesar, em um becker, 1g da amostra seca em estufa por 24 h e triturada;

II – acrescentar à amostra 25 ml de água destilada e 25 ml de ácido nítrico;

III – colocar a amostra em chapa de aquecimento durante 30 minutos;

IV – deixar esfriar a amostra e filtrá-la;

V – transferir a amostra para um balão de 250 ml e completar com água destilada.

Após digerir a amostra, a análise de DQO foi feita através do método de refluxo fechado com dicromato de potássio.

❖ Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK):

O NTK foi determinado em aparelho “Tecnal TE 036/1” por digestão úmida, em presença de ácido sulfúrico concentrado e solução digestora, pelo método clássico de Kjeldahl, segundo descrito por OHLWEILER (1981).

❖ Relação Carbono/Nitrogênio (C/N):

A relação C/N foi determinada com base nos resultados obtidos dos percentuais de carbono orgânico total e de nitrogênio total Kjeldahl (KIEHL, 1985).

❖ Fósforo Total (PT):

Para a realização da análise de fósforo total, primeiramente digeriu-se a amostra. Esta digestão segue o mesmo procedimento da digestão da DQO.

Após a digestão da amostra com ácido nítrico, o fósforo foi determinado pelo método colorimétrico em presença de ácido ascórbico e medido quantitativamente com o auxílio de espectrofotômetro.

b) Fração Líquida

A fração líquida é representada pelo percolado produzido no processo de bioestabilização anaeróbia do substrato. As análises nesta fração seguiram as recomendações de APHA *et al.* (1998).

Na Tabela 4.5 são apresentados os parâmetros monitorados, os métodos analíticos empregados e a frequência de análise, realizados na fração líquida.

TABELA 4.5 – Parâmetros monitorados na fração líquida, métodos analíticos e frequência de análise.

Parâmetro Analisado	Método Empregado	Frequência de Análise
pH	potenciométrico	quinzenalmente
Condutividade Elétrica	eletrométrico	
Alcalinidade Total	potenciométrico	
Ácidos Graxos Voláteis	potenciométrico	
ST e STV	gravimétrico	
DQO	titulométrico	
PT	espectrofotometria	
NTK	micro Kjeldahl	
Nitrogênio Amoniacal	micro Kjeldahl	

c) Fração Gasosa

A fração gasosa refere-se ao biogás produzido durante o processo de fermentação anaeróbia. O volume de biogás produzido era medido através do método do deslocamento de água, onde a quantidade de água deslocada representava o volume de biogás produzido. Este volume era medido a cada dois dias, e esta medição iniciou-se após aproximadamente 100 dias de monitoração devido a falta de equipamento.

Na fração gasosa realizou-se a análise cromatográfica para avaliar o percentual de metano no biogás produzido. Para a realização desta análise utilizou-se o aparelho ORSAT Q-332. Neste aparelho mediu-se apenas a concentração de gás carbônico presente no biogás, sendo a concentração de metano considerada o restante. Como os gases H_2 , N_2 e H_2S apresentam-se em concentrações muito pequenas no biogás, estes foram considerados desprezíveis. A análise cromatográfica foi iniciada após 170 dias de monitoração no reator R1 e 140 dias no reator R3, entretanto houve uma interrupção de 17 dias, por falhas do equipamento, para se reiniciar nos dias 210 e 250 nos reatores R3 e R1 respectivamente, e assim prosseguir até o final do processo.

A medição de biogás e a análise cromatográfica do reator R2 não foi possível ser realizada em virtude de problemas técnicos do mesmo.

4.7 – Descarregamento dos Reatores

Depois de decorridos 260 dias da alimentação dos reatores, os mesmos foram descarregados e o substrato remanescente foi caracterizado com o objetivo de se realizar o balanço de massa para Sólidos Totais Voláteis (STV) e para a Massa de Substrato Aplicada (MSA).

5- APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

A apresentação e discussão dos resultados advindos da monitoração do sistema experimental será feita na seguinte ordem sequencial:

- ❖ fração sólida;
- ❖ fração líquida;
- ❖ fração gasosa;
- ❖ balanço de massa

5.1- Fração Sólida

Na Tabela 5.1 são apresentados os resultados da caracterização física e química do substrato utilizado para alimentação dos reatores anaeróbios utilizados no trabalho experimental.

TABELA 5.1 – Caracterização física e química do substrato orgânico utilizado na alimentação dos reatores anaeróbios.

Parâmetros	Reatores	R1	R2	R3
pH		7,50	6,80	7,32
TU (%)		80,00	80,00	80,00
ST (%)		20,00	20,00	20,00
STF (%)		32,20	31,90	32,60
STV (%)		67,80	68,10	67,40
COF (%)		37,70	37,80	37,40
NTK (%)		1,33	1,31	2,78
PT (%)		0,28	0,26	0,25
DQO (%)		42,60	47,80	51,80
C/N		28,44	28,87	13,45

A análise dos valores da Tabela 5.1 mostra que o substrato apresentou, em média, 67,76% de STV, o que significa dizer que de 1kg do substrato preparado, em base seca, 677,6g correspondem à massa de sólidos totais voláteis. Os valores para sólidos voláteis encontram-se um pouco abaixo dos encontrados por REMÍGIO (2001) (77% em média) para resíduos sólidos orgânicos também coletados na mesma fonte produtora dos resíduos utilizados para esta pesquisa. Os sólidos totais voláteis são elementos indicativos do

quantitativo de matéria orgânica passível de fermentação. Tratando-se de resíduos sólidos urbanos são necessários ainda o delineamento na determinação gravimétrica de STV, como elemento indicativo da presença ou não de matéria orgânica no resíduo, haja vista a possibilidade de volatilização de outros resíduos que não sejam potencialmente bioestabilizados.

Para DQO foi encontrado o valor médio de 47,4% em relação aos sólidos. Isto significa dizer que de 1kg de massa de substrato "*in natura*", 94,8g correspondiam à massa de DQO. Este é um valor elevado e representativo, mesmo tratando-se de resíduos sólidos orgânicos. No geral os resíduos sólidos urbanos apresentam percentual de DQO muito inferior a 40%, devido à presença de materiais de natureza mineral, advindos das fontes produtoras.

A relação C/N do substrato dos reatores R1 e R2 situou-se na faixa recomendada, segundo vários autores, que é de 20 a 35. No substrato do reator R3 a relação C/N (13,45) ficou abaixo daquela recomendada, mesmo assim, não foram evidenciados problemas no processo causado pelo excesso de nitrogênio. Para fósforo total foi encontrado o valor médio de 0,26% em relação aos sólidos totais.

O pH mais propício para os processos de tratamento biológico é em torno de 6,5 a 8,0 (METCALF & EDDY, 1991). No geral, a massa de substrato utilizada na série de reatores apresentou-se neutra, com pH na faixa recomendável para processo anaeróbio.

5.2- Fração Líquida

A produção de líquidos percolados em reatores anaeróbios de batelada tratando resíduos sólidos orgânicos é função de diversas características do substrato tais como: percentual de umidade, tamanho das partículas, natureza física e química e intensidade das interações metabólicas ocorridas no processo de bioestabilização (LEITE, 1997).

Na Figura 5.1 é apresentada a produção acumulada de líquido percolado nos três diferentes reatores.

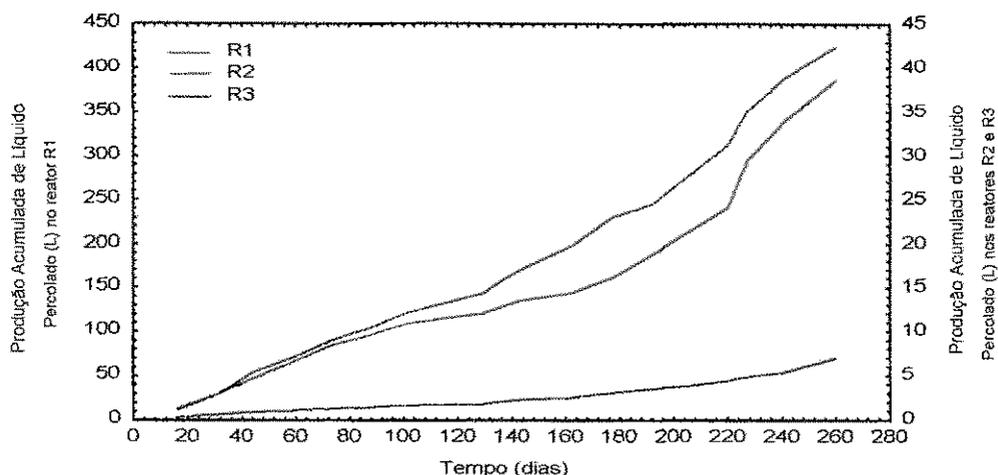


FIGURA 5.1 – Produção acumulada de líquido percolado nos reatores

No início da monitoração, a água adsorvida no substrato é parcialmente lixiviada na massa de resíduo, carreando parte do material menos particulado que deposita-se na parte inferior do reator. Este fenômeno associado a hidrólise do material orgânico mais solúvel é responsável pela elevada concentração de DQO nos líquidos percolados. Atualmente vem se estudando alternativas que possam contribuir para reduzir o volume e a carga orgânica e mineral dos líquidos percolados. Dentre as alternativas estudadas destacam-se o peso específico, a granulometria, a carga orgânica aplicada e os próprios mecanismos inerentes à monitoração do sistema (LEITE *et al.*, 2001b).

Na Tabela 5.2 são apresentados os volumes e as respectivas taxas de produção de percolado dos reatores sob estudo.

TABELA 5.2 - Taxas de produção de percolado

Reator	Produção Acumulada de Percolado (L)	Volume de Percolado / Massa de Substrato (L/kg)
R1	425,61	2,73
R2	38,64	2,48
R3	7,1	1,01

Os dados da Tabela 5.2 mostram que a maior taxa de produção de percolado ocorreu no reator R1 e a menor no reator R3, ou seja, quanto maior a escala do reator maior foi a taxa de produção de percolado.

5.2.1- Potencial Hidrogeniônico (pH)

Na Figura 5.2 apresenta-se a evolução temporal do pH dos líquidos percolados.

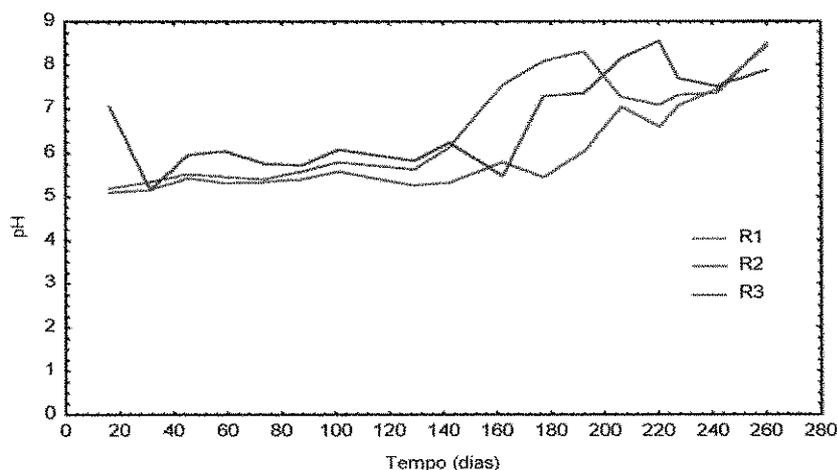


FIGURA 5.2 – Evolução temporal do pH dos líquidos percolados

Nos três reatores, os valores de pH dos líquidos percolados apresentaram comportamento semelhante, sendo que durante a maior parte do processo o pH se manteve na faixa compreendida entre 5,0 e 6,0. Esses baixos valores de pH devem-se à produção de ácidos orgânicos, que são resultados das reações de hidrólise e acidogênese características das primeiras etapas dos processos anaeróbios.

No percolado do reator R1, o valor do pH elevou-se bruscamente partir do 142º dia, chegando a atingir no dia 162 valores considerados ótimos para o crescimento das bactérias produtoras de metano (6,6 a 7,4) (CHENICHARO, 1997). Nos reatores R3 e R2, o pH do percolado começou a subir a partir do 162º e 177º dia respectivamente. No 260º dia do processo, os líquidos percolados de todos os reatores atingiram valores de pH de 8 unidades.

IGLESIAS *et al.* (2000), tratando anaerobiamente resíduos sólidos urbanos putrescíveis em aterros sanitários observaram valores de pH entre 5,5 e 7,5 para o percolado durante um período de 400 dias. No presente trabalho, durante os 260 dias de monitoração, os valores foram próximos aos encontrados pelos autores citados.

LEITE *et al.* (2001b), tratando anaerobiamente resíduos sólidos urbanos putrescíveis inoculados com 10% de rúmen bovino observaram valores de pH para o

percolado na faixa de 2,6 a 5,7, no entanto, não foram verificadas evidências de azedamento do substrato no interior do reator.

5.2.2- Condutividade Elétrica (CE)

Na Figura 5.3 é mostrado o comportamento temporal da condutividade elétrica dos líquidos percolados.

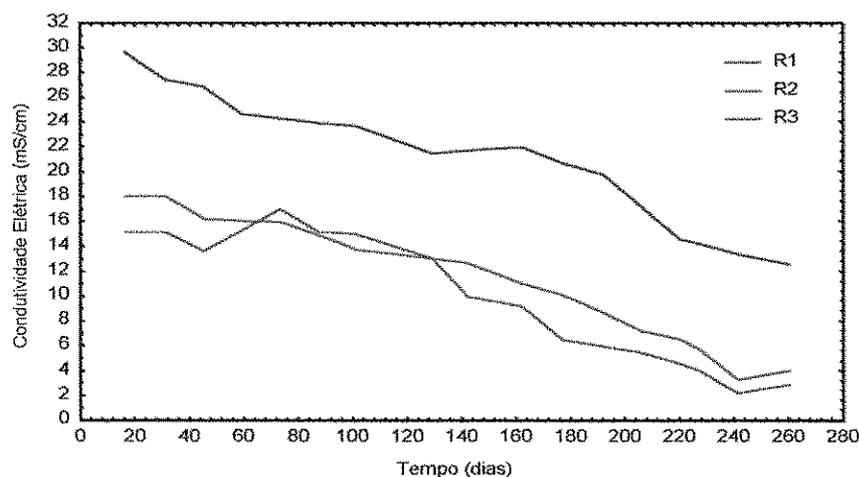


FIGURA 5.3 – Evolução temporal da condutividade elétrica dos líquidos percolados

A condutividade elétrica dos percolados dos três reatores tiveram valores de 15 (R1), 18 (R2) e 30 (R3) mS/cm, no início da monitoração, caindo gradativamente para atingir, aos 260 dias, valores em torno de 4 mS/cm nos reatores R1 e R2 e 12 mS/cm no reator R3.

O comportamento da condutividade elétrica no percolado do reator R3 foi influenciado pelo íon amônia (NH_4^+), visto que este íon esteve em concentrações elevadas ao longo do processo (Figura 5.8). Outras espécies iônicas (cálcio, magnésio, potássio, etc.) possivelmente presentes no substrato deste reator também influenciaram no comportamento da condutividade.

A condutividade elétrica é a medida da concentração iônica de um meio aquoso. A diminuição da condutividade elétrica nos líquidos percolados pode ter ocorrido devido aos sais, presentes no sistema, terem sido parte absorvidos pelos microrganismos, parte complexados e parte carregado no percolado.

LOPES (2000), no seu trabalho com digestão anaeróbia da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos adicionados com rúmen bovino, obteve nos líquidos percolados valores de condutividade elétrica de 14mS/cm no início do experimento e 6mS/cm aos 365 dias de monitoração. Os percolados dos reatores R1 e R2 apresentaram comportamento semelhante ao encontrado pelo autor, com valores variando de 18mS/cm a 4mS/cm.

5.2.3- Alcalinidade Total (AT)

A Figura 5.4 apresenta o comportamento temporal da alcalinidade total dos líquidos percolados.

No início do processo, a alcalinidade total foi próxima a 6.000 mgCaCO₃/L nos percolado dos reatores R1 e R2, e em torno de 14.000 mgCaCO₃/L no percolado do reator R3. Nos líquidos percolados dos reatores R1 e R2, a alcalinidade total atingiu valor máximo próximo a 14.000 mgCaCO₃/L, com oscilações acentuadas até o dia 59. Após este período, decresceu até atingir aproximadamente 2.000 mgCaCO₃/L. No percolado do reator R1, a alcalinidade se estabilizou aos 192 dias, enquanto que no reator R2 somente aos 227 dias de monitoração.

No líquido percolado do reator R3, a alcalinidade teve oscilações significativas até o dia 101, atingindo valor máximo de 18.000 mgCaCO₃/L. Aos 260 dias, este valor caiu até 6.000 mgCaCO₃/L. Os altos valores de alcalinidade no percolado do reator R3 estiveram associados a alta concentração de nitrogênio apresentada no substrato deste reator, o que contribui para a formação da alcalinidade devido ao bicarbonato de amônia.

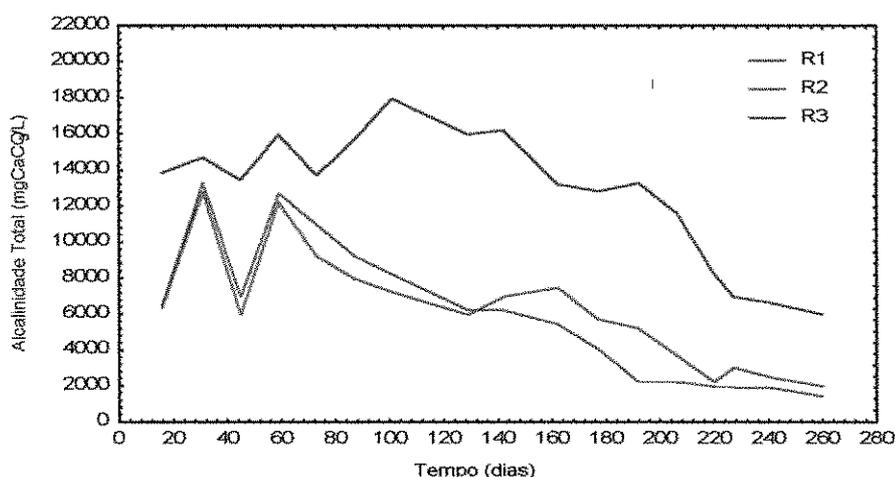


FIGURA 5.4 – Evolução temporal da alcalinidade total dos líquidos percolados

5.2.4- Ácidos Graxos Voláteis (AGV)

O comportamento dos ácidos graxos voláteis é apresentado na Figura 5.5.

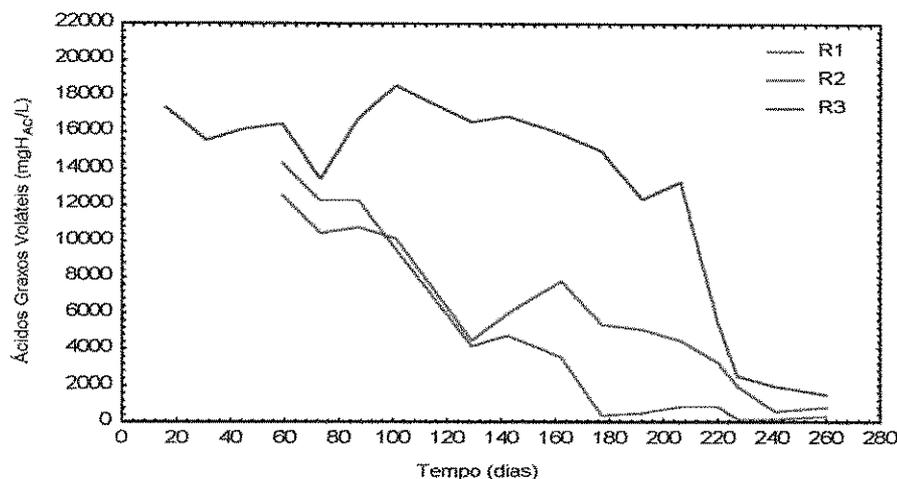


FIGURA 5.5 – Evolução temporal dos ácidos graxos voláteis dos líquidos percolados

Aos 59 dias de monitoração observou-se valores variando de 12.000 a 16.000 mgH_{AC}/L nos percolados dos três reatores. Enquanto nos percolados do R1 e R2 os ácidos graxos voláteis apresentaram decaimento gradativo, no líquido percolado do R3 houve oscilações acentuadas, o que pode estar associado à solubilidade do substrato.

O percolado do reator R1, aos 177 dias de experimento, atingiu valor de ácidos graxos voláteis de 500 mgH_{AC}/L e se manteve estável até o fim do experimento. O líquido percolado do reator R2 chegou aos 260 dias de experimento com valor de 870 mgH_{AC}/L, enquanto que o do reator R3 com 1.500 mgH_{AC}/L.

LEITE (1997), tratando anaerobiamente resíduos sólidos orgânicos inoculados com lodo de esgoto industrial, obteve valores de ácidos voláteis, para o reator com 43% de lodo industrial, semelhantes ao do presente trabalho: os valores encontrados por este autor situaram-se na faixa de 1.000 a 15.000 mgH_{AC}/L.

5.2.5- Fósforo Total (PT)

Na Figura 5.6 é apresentado o comportamento do fósforo total nos líquidos percolados.

Observou-se que entre os dias 31 e 45 atingiu-se a concentração máxima de fósforo total nos percolados de todos os reatores. No decorrer do processo houve um comportamento semelhante nos percolados dos três reatores, embora o reator R3 tenha tido as maiores concentrações de fósforo (250 a 300 mgPT/L) entre os dias 59 e 142. Este fato esteve relacionado a maior hidrólise ocorrida neste reator, onde os nutrientes são hidrolisados e solubilizados. Dessa forma, quando o esgoto adicionado atravessa a massa de resíduos, arrasta os nutrientes que são liberados do reator através dos líquidos percolados. Aos 260 dias de monitoração os percolados de todos os reatores atingiram valores de fósforo próximos a 30 mgPT/L.

A redução de fósforo nos líquidos percolados dos reatores deve-se à parte deste ser absorvido pelas bactérias, parte ser carregado no percolado e parte ser mineralizado.

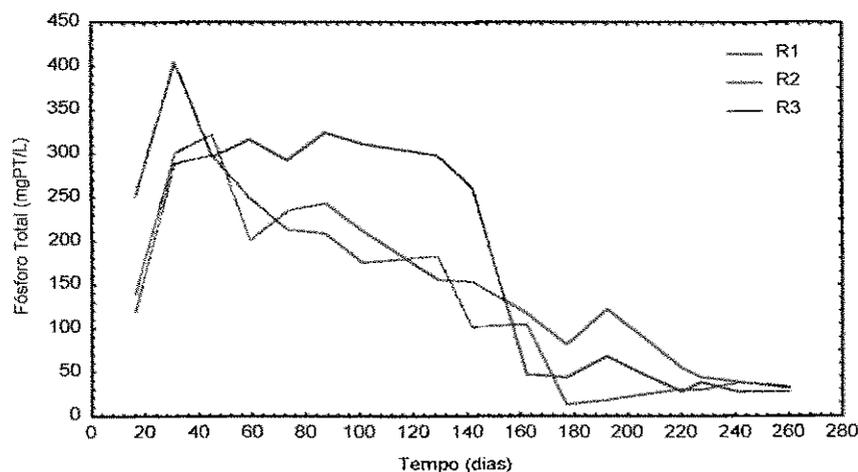


FIGURA 5.6 – Evolução temporal do fósforo total dos líquidos percolados

Valores de fósforo total levemente superior aos encontrados no presente trabalho, foram observados por LOPES (2000) na digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos adicionados de 15% de rumem bovino. Este autor iniciou o processo com 400 mgPT/L e atingiu valor de 50 mgPT/L no final do processo.

5.2.6- Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

Na Figura 5.7 apresenta-se o comportamento do nitrogênio total kjeldahl dos percolados ao longo do processo.

Inicialmente o NTK manteve-se entre 2.000 e 2.500 mgNTK/L nos percolados dos três reatores. No percolado do R3 essa faixa de valores se prolongou por mais da metade do tempo de duração do processo, decaindo a partir do 162º dia. Os altos valores de nitrogênio nesse percolado podem estar associados com a baixa relação C/N apresentada no substrato de alimentação, além da maior taxa de hidrólise ocorrida neste reator.

Nos líquidos percolados dos reatores R1 e R2 o comportamento do nitrogênio total foi semelhante. Estes dois reatores apresentaram diminuição acentuada de NTK a partir dos 45 dias, chegando ao final do processo com valores próximos a 250 mgNTK/L. O percolado do R3 apresentou, aos 260 dias de operação, concentração de 1.400 mgNTK/L.

A redução de nitrogênio nos percolados ocorreu, provavelmente, por parte do mesmo ser utilizado pelas bactérias, parte convertido para a forma de gás e parte ser carregado no percolado.

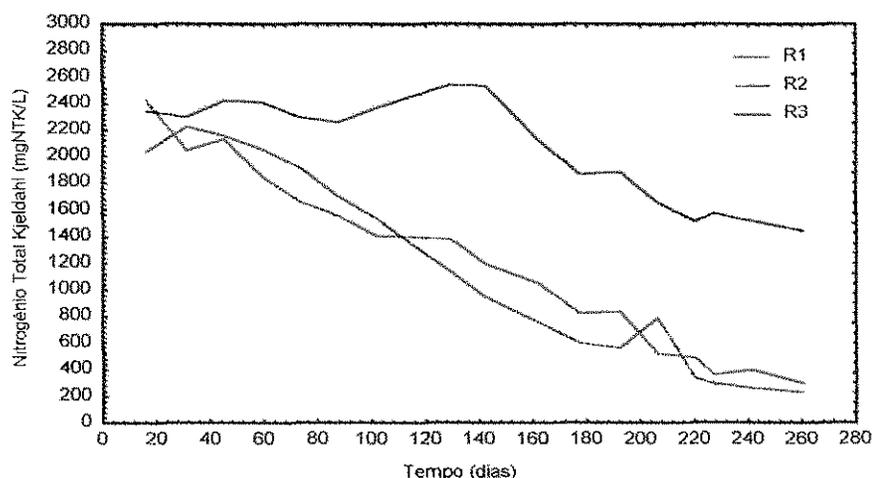


FIGURA 5.7 – Evolução temporal do nitrogênio total kjeldahl dos líquidos percolados

5.2.7- Nitrogênio Amoniacal (N-NH_4^+)

O comportamento do nitrogênio amoniacal nos três reatores é apresentado na Figura 5.8.

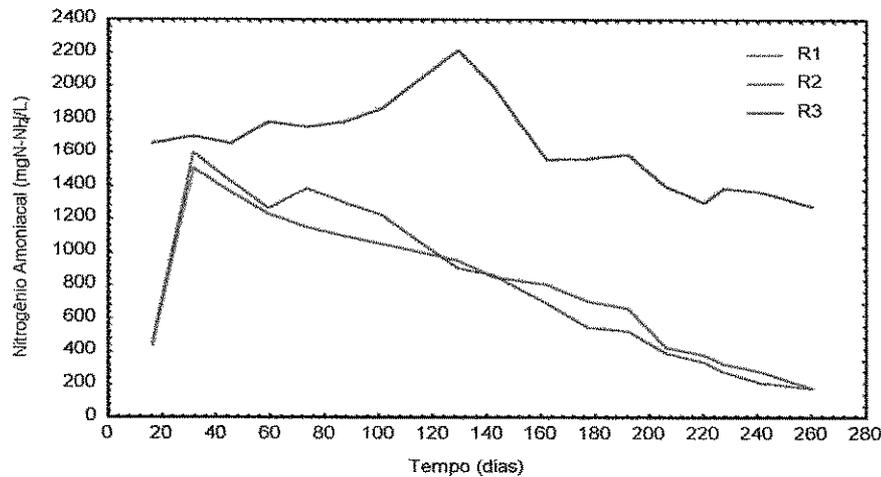


FIGURA 5.8 – Evolução temporal do nitrogênio amoniacal dos líquidos percolados

O nitrogênio amoniacal nos líquidos percolados do R1 e R2 teve comportamento semelhante. Estes, inicialmente, apresentaram concentrações de $500 \text{ mgN-NH}_4^+/\text{L}$ e aos 31 dias atingiram valores máximos próximos a $1.500 \text{ mgN-NH}_4^+/\text{L}$. Este acréscimo está associado às reações de hidrólise que ocorrem na primeira etapa do processo anaeróbico. Ao longo do tempo, o nitrogênio amoniacal foi decaindo até atingir valores próximos a $200 \text{ mgN-NH}_4^+/\text{L}$.

O percolado do reator R3 manteve até o dia 192 valores de nitrogênio amoniacal acima de $1.500 \text{ mgN-NH}_4^+/\text{L}$, o que deve-se a alta concentração deste nutriente no substrato de alimentação e também à degradação de resíduos que levam à liberação de amônia, como por exemplo proteínas. Posteriormente, a concentração de nitrogênio amoniacal teve um pequeno decréscimo para atingir $1.270 \text{ mgN-NH}_4^+/\text{L}$ no final do período de monitoração.

IGLESIAS *et al.* (2000), tratando anaerobiamente resíduos sólidos orgânicos também observaram nos líquidos percolados concentrações de nitrogênio amoniacal em torno de $1.500 \text{ mgN-NH}_4^+/\text{L}$ no início do período de operação do sistema, diminuindo para aproximadamente $600 \text{ mgN-NH}_4^+/\text{L}$ aos 400 dias de monitoração. O presente trabalho teve resultados próximos ao do autor supra citado para os reatores R1 e R2.

5.2.8- Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Na Figura 5.9 é apresentado o comportamento da demanda química de oxigênio.

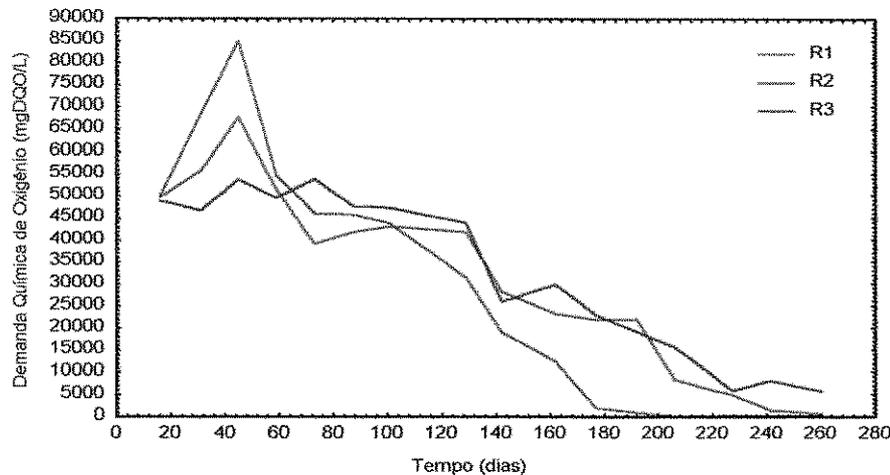


FIGURA 5.9 – Evolução temporal da demanda química de oxigênio dos líquidos percolados

Verifica-se que nos três reatores os líquidos percolados registraram a maior concentração de DQO aos 45 dias de monitoração.

O aumento da DQO, no início do processo, pode estar relacionado com o fato de que parte da massa de DQO que é hidrolisada na 1ª fase da digestão anaeróbia, passa a ser liberada nos líquidos percolados. Com o equilíbrio entre as diferentes fases do processo anaeróbio, a massa de DQO hidrolisada passa a ser quantitativamente convertida em metano, resultando numa menor concentração nos líquidos percolados.

No percolado do reator R1 a DQO apresentou decaimento contínuo a partir do dia 45, chegando a valores próximos a 1.000 mgDQO/L no dia 192. Aos 260 dias, a DQO do reator R1 registrou valores próximos a 300 mgDQO/L.

O percolado do reator R2 teve valores de DQO próximos a 1.000 mgDQO/L aos 241 dias, chegando a 394 mgDQO/L no final. O percolado do reator R3, aos 260 dias, atingiu valor de 6.000 mgDQO/L.

5.2.9- Sólidos Totais (ST)

Na Figura 5.10 mostra-se o comportamento temporal dos sólidos totais nos percolados dos reatores anaeróbios.

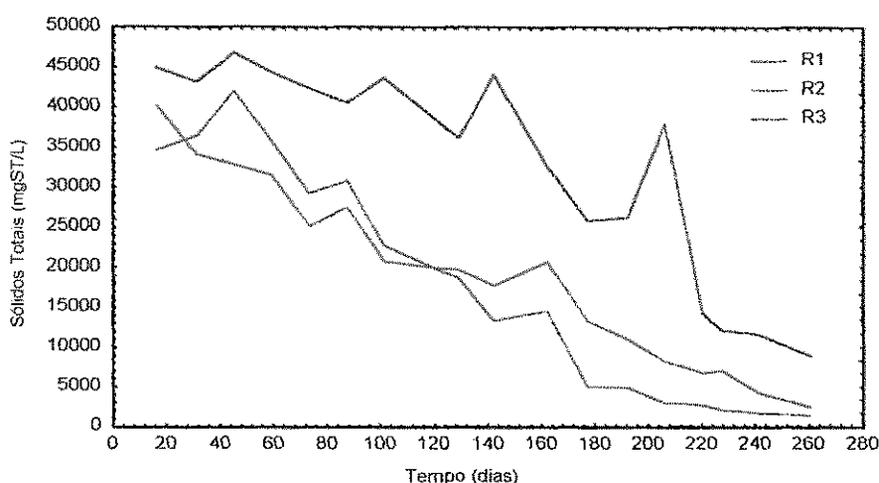


FIGURA 5.10 - Evolução temporal dos sólidos totais dos líquidos percolados

Os líquidos percolados dos reatores R1, R2 e R3 apresentaram valores iniciais médios de sólidos totais da ordem de 40.000 mgST/L. Nos líquidos percolados dos reatores R1 e R2 os sólidos totais tiveram acentuado declínio ao longo do tempo de operação. No reator R3 este parâmetro apresentou oscilações acentuadas em quase todo o processo, vindo a se estabilizar somente aos 220 dias de operação.

Aos 260 dias, os sólidos totais apresentaram valores de respectivamente 1.500, 2.500 e 9.000 mgST/L nos percolados dos reatores R1, R2 e R3.

5.2.10- Sólidos Totais Voláteis (STV)

O comportamento dos sólidos totais voláteis nos líquidos percolados são apresentados na Figura 5.11.

Os valores dos sólidos totais voláteis, mostrados na Figura 5.11, apresentaram oscilações acentuadas nos percolados dos três reatores durante todo o processo. No entanto, as concentrações de STV nos líquidos percolados dos dois primeiros reatores (R1 e R2) mantiveram-se, no geral, inferiores às registradas no percolado do reator R3. Este

fato esteve relacionado a uma maior quantidade de matéria orgânica particulada no reator R3 ter sido solubilizada, o que deve-se a maior taxa de hidrólise ocorrida neste reator.

No final do processo, os valores dos sólidos voláteis foram de respectivamente 600, 900 e 2.900 mgSTV/L para os percolados dos reatores R1, R2 e R3.

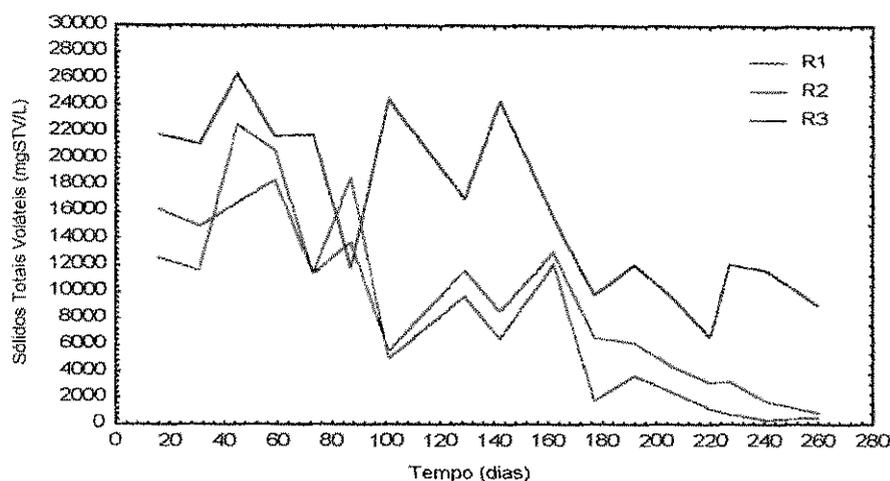


FIGURA 5.11 – Evolução temporal dos sólidos totais voláteis dos líquidos percolados

5.2.11- Coliformes fecais e Estreptococos fecais

Os coliformes fecais e estreptococos fecais são bactérias utilizadas tradicionalmente como indicadores de contaminação fecal e sua presença alerta para a provável presença de bactérias patogênicas, em particular as de veiculação hídrica (GELDREICH, 1966). Geralmente, nas Estações de Tratamento de Esgotos (ETE's) e no ambiente em geral se associam os aumentos e decréscimos de coliformes fecais e estreptococos fecais com aumentos e decréscimo de bactérias patogênicas do trato entérico (CEBALLOS, 2000).

A Tabela 5.3 mostra as concentrações de coliformes fecais e estreptococos fecais nos líquidos percolados ao longo do processo.

TABELA 5.3 – Variação temporal da concentração de coliformes fecais e estreptococos fecais

Tempo (dias)	Coliformes fecais (UFC/100ml)			Estreptococos fecais (UFC/100ml)		
	R1	R2	R3	R1	R2	R3
16	NR	NR	$1,4 \times 10^6$	NR	NR	$6,8 \times 10^7$
31	NR	NR	0	NR	NR	$4,2 \times 10^6$
45	0	0	0	0	0	$1,9 \times 10^5$
59	$6,4 \times 10^4$	0	$4,3 \times 10^4$	3×10^6	6×10^6	9×10^4
73	0	0	2×10^3	3×10^3	1×10^3	0
87	1×10^2	0	0	$9,1 \times 10^3$	3×10^2	1×10^4
101	0	0	0	1×10^3	0	0
129	0	0	0	0	0	0
142	0	0	0	$5,4 \times 10^4$	0	3×10^3
162	$1,7 \times 10^3$	0	4×10^4	2×10^2	0	3×10^2
177	$4,7 \times 10^4$	0	0	$2,3 \times 10^3$	0	4×10^2
192	3×10^3	0	$3,8 \times 10^4$	1×10^3	0	$2,4 \times 10^3$
206	$9,9 \times 10^5$	$4,8 \times 10^6$	0	$3,7 \times 10^3$	$1,6 \times 10^3$	3×10^3
220	0	3×10^2	0	$1,3 \times 10^3$	$2,4 \times 10^3$	$1,4 \times 10^3$
227	$6,5 \times 10^3$	$1,4 \times 10^3$	0	$5,3 \times 10^3$	$5,5 \times 10^3$	3×10^2
241	$6,5 \times 10^4$	$3,7 \times 10^3$	$6,7 \times 10^3$	6×10^2	$7,2 \times 10^3$	$7,2 \times 10^3$
260	5×10^2	$3,3 \times 10^3$	0	8×10^2	$3,6 \times 10^3$	$2,5 \times 10^3$

NR: não realizadas

Nos líquidos percolados dos reatores estudados, observou-se um decaimento bastante acentuado de coliformes fecais e estreptococos fecais ao longo do tempo, o qual mostra, que embora houvesse adição frequente de esgotos (cada 15 dias), e consequentemente de coliformes e estreptococos fecais, não foi inibida a remoção destes microrganismos. Os resultados mostram, entretanto, que essa adição pode ter interferido na taxa de decaimento, visto que houve flutuações acentuadas (por exemplo nos dias 177 e 206 no reator R1).

Os coliformes fecais, nos percolados finais dos reatores R1 e R2, apresentaram, respectivamente, valores da ordem de 5×10^2 e $3,3 \times 10^3$ UFC/100ml aos 260 dias de processo, enquanto que no percolado do reator R3 não foi observada a presença deste microrganismo na mesma data.

No final dos 260 dias de monitoração, o líquido percolado do reator R1 obteve a menor concentração de estreptococos fecais (8×10^2 UFC/100ml), enquanto que o do reator R2 tinha a maior ($3,6 \times 10^3$ UFC/100ml). A Tabela 5.4 apresenta as porcentagens de remoção de coliformes fecais e estreptococos fecais ao longo do processo.

TABELA 5.4 – Percentual de remoção de coliformes fecais e estreptococos fecais

Parâmetro	% de Redução		
	R1	R2	R3
CF	99,22%	99,93%	99,52%
EF	99,97%	99,94%	99,99%

Os dados da Tabela 5.4 mostram que o líquido percolado do reator R2 apresentou maior redução de coliformes fecais, enquanto que o percolado do reator R3 apresentou maior redução de estreptococos fecais.

Em várias amostras analisadas não foi possível detectar a presença nem de coliformes fecais e nem de estreptococos fecais, sendo que o isolamento de coliformes fecais foi o mais afetado. Vale salientar que para detecção de coliformes fecais, nos líquidos percolados dos três reatores, foram utilizadas as técnicas de tubos múltiplos e de membrana filtrante. Estas duas técnicas foram feitas em paralelo para avaliar qual era a mais eficiente na quantificação de coliformes fecais no percolado. Os resultados mostraram que todas as análises negativas pela técnica de tubos múltiplos também foram negativas pela técnica de membrana filtrante. Portanto, pode-se afirmar que os valores nulos apresentados na Tabela 5.3 indicam ausência de coliformes fecais na amostra.

Dentre os parâmetros físicos e químicos analisados que poderiam ter interferido no isolamento dos coliformes fecais e dos estreptococos fecais, a condutividade elétrica e o pH são os que mais se destacam. A condutividade elétrica apresentou valores extremamente elevados, variando de 30 a 12 mS/cm no percolado do reator R3 e de 16 a 4 mS/cm nos líquidos percolados dos reatores R1 e R2.

Vários autores destacam a maior sobrevivência de estreptococos fecais sob condições adversas, como temperatura, pH, condutividade elétrica, etc. (KOTT, 1977), assim como de microrganismos competidores, produtores de mucilagem ou de ácidos.

ENGELBRECHT *et al.* (1974) apud GERBA (1996) estudando a sobrevivência de estreptococos fecais em percolados com pH 5,3 e 7,0, incubados a 22°C, observaram que para pH 5,3 a taxa de inativação destas bactérias foi maior que no pH 7,0.

No presente estudo o pH teve valores em torno de 5 nos líquidos percolados dos três reatores, até aproximadamente o dia 142 no reator R1 e o dia 177 nos reatores R2 e R3. Em seguida, o pH subiu até próximo de 8 nos dias 177, 206 e 241 nos percolados dos reatores R1, R3 e R2 respectivamente, mas vale salientar que esta faixa de pH ainda é tolerada pelos coliformes fecais e estreptococos fecais (KOTT, 1977).

As flutuações de coliformes fecais e estreptococos fecais nos líquidos percolados dos três reatores sugerem que, além do pH e da condutividade elétrica, outros fatores, como tóxicos liberados no processo ou presentes no substrato utilizado na alimentação dos reatores, também tenham interferido no isolamento desses microrganismos.

5.2.12- Matriz de Correlação

Para cada reator estudado foi feita uma matriz de correlação de Pearson utilizando-se os dados dos parâmetros analisados nos líquidos percolados. Nestas matrizes foram correlacionadas as variáveis físicas, químicas e microbiológicas para determinação da existência ou não de correlação significativa.

As matrizes de correlação de Pearson foram feitas utilizando-se a planilha EXECEL®. Para fins de análise foi considerado o coeficiente a nível de significância $\alpha = 0,05$.

Nas Tabelas 5.5, 5.6 e 5.7 são apresentados os resultados das análises de correlação para os reatores R1, R2 e R3 respectivamente.

TABELA 5.5 – Matriz de correlação do reator R1

	pH	AT	AGV	CE	DQO	STV	NIK	N-NH ₄ ⁺	PT	CF	EF
pH	1										
AT	-0,8109	1									
AGV	-0,8479	0,9709	1								
CE	-0,8959	0,9051	0,9276	1							
DQO	-0,8643	0,8325	0,9741	0,8812	1						
STV	-0,7237	0,7474	0,8620	0,7959	0,8589	1					
NIK	-0,8865	0,8906	0,9692	0,9401	0,9587	0,8424	1				
N-NH ₄ ⁺	-0,7627	0,9099	0,9449	0,8702	0,8672	0,7646	0,8560	1			
PT	-0,8473	0,8901	0,9489	0,8728	0,9565	0,8603	0,9077	0,9327	1		
CF	0,5522	-0,3191	-0,3126	-0,5037	-0,4820	-0,2532	-0,3748	-0,5013	-0,4825	1	
EF	0,5872	-0,4912	-0,4156	-0,5280	-0,6245	-0,5577	-0,5825	-0,5217	-0,6673	0,2939	1

TABELA 5.6 – Matriz de correlação do reator R2

	pH	AT	AGV	CE	DQO	STV	NTK	N-NH ₄ ⁺	PT	CF	EF
pH	1										
AT	-0,7595	1									
AGV	-0,7746	0,9356	1								
CE	-0,8933	0,8387	0,9265	1							
DQO	-0,8335	0,7687	0,8899	0,9509	1						
STV	-0,8011	0,7963	0,8286	0,9026	0,8904	1					
NTK	-0,8196	0,7574	0,9176	0,9702	0,9591	0,9123	1				
N-NH₄⁺	-0,7708	0,8611	0,9322	0,8248	0,8671	0,7579	0,7514	1			
PT	-0,7282	0,7722	0,9167	0,8698	0,9196	0,7747	0,8431	0,9431	1		
CF	0,8202	-0,6863	-0,6281	-0,7449	-0,7177	-0,6550	-0,7179	-0,7577	-0,6263	1	
EF	0,5218	0,0339	0,0173	-0,2282	-0,2621	-0,0651	-0,1828	-0,2474	-0,2402	0,4649	1

TABELA 5.7 – Matriz de correlação do reator R3

	pH	AT	AGV	CE	DQO	STV	NTK	N-NH ₄ ⁺	PT	CF	EF
pH	1										
AT	-0,7484	1									
AGV	-0,7027	0,9579	1								
CE	-0,7476	0,8085	0,8661	1							
DQO	-0,8169	0,8116	0,8118	0,9235	1						
STV	-0,7153	0,6808	0,6470	0,7755	0,7798	1					
NTK	-0,8458	0,9075	0,8742	0,8656	0,8897	0,8496	1				
N-NH₄⁺	-0,7354	0,8606	0,7574	0,6234	0,7095	0,6567	0,9048	1			
PT	-0,8004	0,7814	0,7000	0,8159	0,8978	0,7919	0,8760	0,7745	1		
CF	-0,0840	0,0509	0,0970	0,2597	0,1678	0,1556	0,1059	-0,0519	-0,0592	1	
EF	0,0456	-0,0730	0,0542	0,3372	0,0941	0,1174	0,0235	-0,2474	0,1366	0,2794	1

Conforme os dados das Tabelas 5.5, 5.6 e 5.7 pode-se observar que em todos os reatores houve correlações sempre negativas e significativas entre pH e AGV (R1: $r = -0,8479$, R2: $r = -0,7746$, R3: $r = -0,7027$), refletindo uma associação direta entre o aumento do pH e a redução da concentração de AGV.

As correlações negativas e significativas entre pH e DQO (R1: $r = -0,8643$, R2: $r = -0,8335$, R3: $r = -0,8169$), nos três reatores, mostraram que a menor disponibilidade de matéria orgânica nos líquidos percolados tendeu para o acréscimo do valor do pH e consequentemente para a redução da concentração de AGV. As correlações negativas e significativas entre pH e STV (R1: $r = -0,7237$, R2: $r = -0,8011$, R3: $r = -0,7153$), para R1, R2 e R3, também estiveram relacionadas à degradação da matéria orgânica ao longo do processo.

As correlações positivas e significativas entre AT e AGV (R1: $r = 0,9709$, R2: $r = 0,9356$, R3: $r = 0,9579$) foram consequência da alcalinidade ter sido, inicialmente, devido à concentração de ácidos graxos voláteis, onde na medida em que o AGV diminuía a alcalinidade devido à estes ácidos também diminuía.

Nos três reatores, as correlações entre $N-NH_4^+$ e AT (R1: $r = 0,9099$, R2: $r = 0,8611$, R3: $r = 0,8606$) apresentaram valores positivos e bastante significativos, o que mostrou que na medida em que o $N-NH_4^+$ aumentava a alcalinidade também se elevava, devido aos primeiros reagirem com o ácido carbônico para formar a alcalinidade à bicarbonato.

Os parâmetros CE e $N-NH_4^+$ (R1: $r = 0,8702$, R2: $r = 0,8248$, R3: $r = 0,6234$) apresentaram correlações significativas e positivas. Isto mostrou uma associação direta entre estes parâmetros, onde a concentração de $N-NH_4^+$ na medida em que se elevava contribuía para o aumento da CE, visto que este último representa a carga iônica em solução.

No reator R1, as correlações positivas e significativas entre pH e CF ($r = 0,5522$) e pH e EF ($r = 0,5872$) mostraram que as variações de pH nos percolados não afetaram os microrganismos estudados. O reator R2 teve para os mesmos parâmetros correlações positivas e significativas, sendo que para pH e CF ($r = 0,8202$) esta correlação foi bem mais elevada. Entretanto, para o reator R3 não foi identificado a existência de correlação significativa entre pHxCF ($r = -0,0840$) e pHxEF ($r = 0,0456$).

As correlações entre CExCF ($r = -0,5037$) e CExEF ($r = -0,5280$) apresentaram valores negativos e significativos para o reator R1, enquanto que para o reator R2 apenas a correlação entre CExCF ($r = -0,7449$) teve valor significativo. No reator R3 a condutividade elétrica não apresentou correlações significativas com os coliformes fecais e com os estreptococos fecais.

5.3- Fração Gasosa

As medições de biogás nos reatores R1 e R3 não foram realizadas no início da monitoração do sistema. No reator R1 esta medição iniciou-se aos 100 dias de operação e no reator R3 aos 135 dias.

Na Figura 5.12 são apresentadas as linhas de tendência da produção diária de biogás para os reatores R1 e R3.

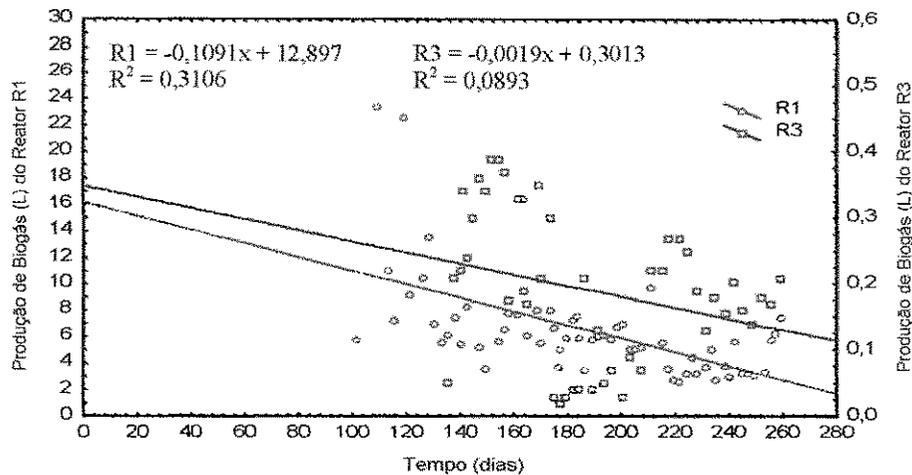


FIGURA 5.12 – Linhas de tendência da produção de biogás nos reatores

De acordo com a Figura 5.12 observa-se que há uma tendência de diminuição na produção de biogás ao longo do tempo. Isto ocorre porque a concentração de matéria orgânica no substrato diminui no decorrer do processo, e como a produção de biogás é função da concentração de matéria orgânica, conseqüentemente ela também diminuirá.

No reator R1 a produção diária de biogás variou de 2,6 a 23 litros durante os 159 dias de monitoração deste parâmetro. No reator R3 esta variação foi de 0,03 a 0,39 litros durante o período de 125 dias de medição.

Na Figura 5.13 são apresentadas as linhas de tendência do percentual de metano (CH_4) contido no biogás produzido nos reatores R1 e R3 durante a bioestabilização anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos.

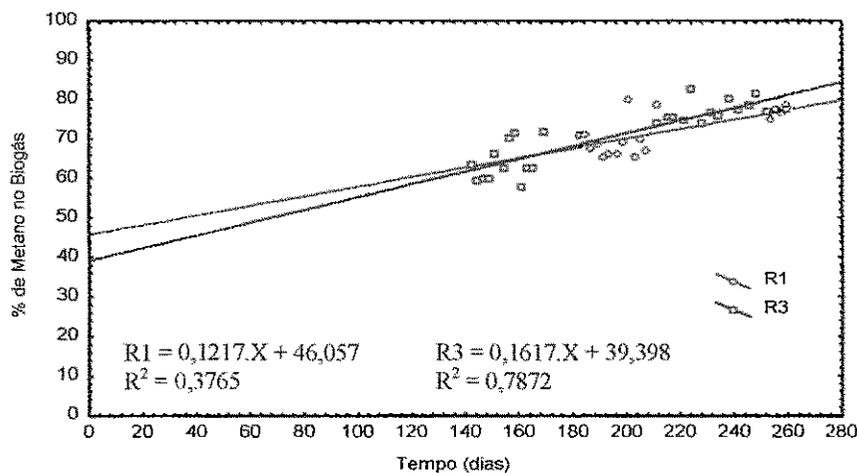


FIGURA 5.13 – Linhas de tendência da produção de metano nos reatores

A Figura 5.13 mostra que a tendência da produção de metano em reatores anaeróbios tratando resíduos sólidos orgânicos é aumentar no decorrer do processo. Isto ocorre em função da presença de carbonáceos e nutrientes. Com o passar do tempo, acontecerá a redução das fontes de nutrientes e conseqüentemente a redução de metano no biogás.

No reator R1 o percentual de metano no biogás variou de 60 a 80% durante um período de 81 dias de medição, enquanto no reator R3 este percentual variou de 58 a 83% em um período de 118 dias.

5.4- Balanço de Massa

Para determinação do balanço de massa foi utilizada a equação 5.1

$$M_E = M_{Ef} + M_{AC} \quad (5.1)$$

$$M_{Ef} = M_P + M_B \quad (5.2)$$

onde: M_E = massa alimentada aos reatores

M_{Ef} = massa efluente dos reatores

M_{AC} = massa acumulada nos reatores

M_P = massa efluente no percolado

M_B = massa transformada em biogás

A massa poderá ser expressa em grama (g) ou quilograma (kg), dependendo da escala do reator trabalhado.

Na Tabela 5.8 são apresentados os valores das diversas frações de massa de sólidos totais voláteis advindos da aplicação do balanço de massa nos três reatores monitorados.

TABELA 5.8 - Balanço de massa de STV dos reatores

Reatores	STV (g)			
	M_E	M_{AC}	M_P	M_B
R1	21.314	14.246	2.865	4.203
R2	2.140	1.161	277	702
R3	949	435	82	432

Analisando os valores da Tabela 5.8, constata-se que as eficiências de transformação de massa de STV foram de 19,70%, 32,80% e 45,55% respectivamente para os reatores R1, R2 e R3. Salienta-se que todos os reatores receberam a mesma carga de resíduos.

A eficiência de transformação de STV, neste caso específico, não foi função da carga orgânica aplicada e nem da composição física e química do substrato, principalmente em se tratando dos reatores R1 e R2, onde o substrato utilizado apresentou valores semelhantes em quase todos os parâmetro determinados.

A caracterização física e química do substrato (Tabela 5.1), mostrou que apenas a relação C/N do substrato utilizado no reator R3 apresentou valor abaixo da média recomendável para o processo de bioestabilização anaeróbia. Como foi o reator R3 que apresentou maior eficiência de transformação de massa de STV, provavelmente a relação C/N de 13,45 não interferiu na transformação de massa de STV. Dentro do processo de bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos a relação C/N é uma das questões que ainda precisa continuar sendo estudada.

As frações da Massa de Substrato Aplicada (MSA) aos reatores são apresentadas na Tabela 5.9.

TABELA 5.9 - Frações da massa de substrato aplicada aos reatores

Reatores	Massa Aplicada aos Reatores (Kg)	Massa Acumulada nos Reatores (Kg)	Massa Transformada (Kg)	Eficiência de Transformação (%)
R1	156,00	127,60	28,40	18,21
R2	15,60	12,40	3,20	20,51
R3	7,02	5,05	1,97	28,06

Observando-se os valores da Tabela 5.9 verifica-se que o reator R3 apresentou maior eficiência de transformação do substrato aplicado aos reatores. Em segundo lugar veio o reator R2 apresentando eficiência de transformação de 20,51% e por último o reator R1 com 18,21%.

O balanço de massa aplicado no substrato total não pode expressar a real eficiência de transformação da massa orgânica presente no resíduo. Com isso, torna-se necessário a utilização de parâmetros como DQO ou STV, visto que eles podem expressar com maior segurança os mecanismos envolvidos no processo de bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos.

Utilizando os dados experimentais e o programa computacional *Table Curve* advindo de Jandel Scientific foram ajustados modelos matemáticos para estimar o quantitativo de redução de STV e MSA em função da escala do reator.

Na Tabela 5.10 são apresentados modelos matemáticos que estimam os percentuais de redução de STV e de MSA em função da escala do reator.

TABELA 5.10 – Modelos matemáticos obtidos para expressar a redução de STV e MSA em função da escala do reator

Parâmetro	Modelo	R ²	a	b
STV	%STV _{Red} = a + b.lnx	0,97505237	67,023032	-6,4814908
MSA	%MSA _{Red} = (a + b/x ^{0,5}) ^{0,5}	0,80907644	196,49276	1447,3987

x = volume do reator (L)

Observa-se na Tabela 5.10 que a redução de STV apresentou uma forte interação com a escala do reator, visto que o valor do coeficiente de determinação (R²) do modelo que estima a taxa de redução em função da escala do reator foi de 0,975. O modelo que estima a redução da MSA apresentou menor interação com a escala do reator, haja vista, o coeficiente de determinação do modelo ter apresentado valor de 0,809.

Os modelos matemáticos apresentados são válidos apenas para as mesmas condições operacionais e tempo de operação utilizados neste trabalho, visto que durante o processo de bioestabilização anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos com alta concentração de sólidos, parâmetros como carga orgânica, tempo de operação, temperatura, tipo de substrato, etc. apresentam grande influência no desempenho do processo.

Nas Figuras 5.14 e 5.15 apresentam-se os comportamentos reais (obtidos com os dados do sistema experimental) e estimados (obtidos através das equações matemáticas) das eficiências de redução de STV e MSA em função da escala do reator.

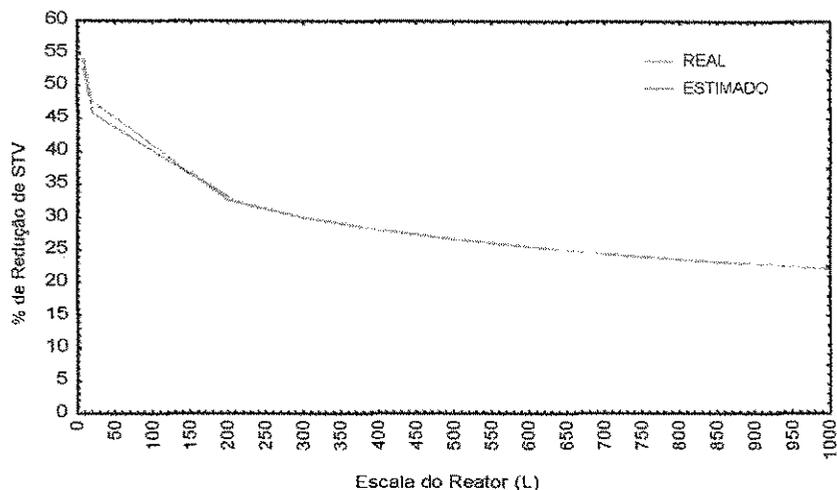


FIGURA 5.14 – Comportamento real e estimado da eficiência de redução de STV

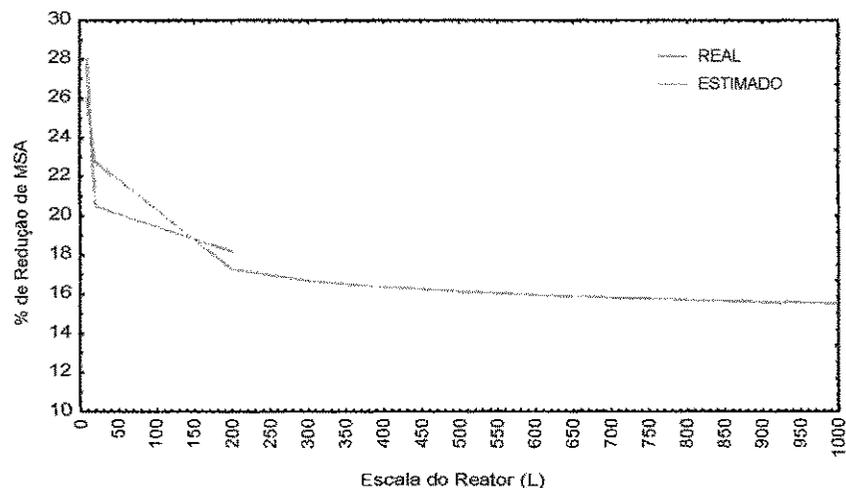


FIGURA 5.15 – Comportamento real e estimado da eficiência de redução de MSA

Analisando as Figuras 5.14 e 5.15 observa-se que a curva traçada com o modelo matemático para STV apresentou comportamento similar àquela traçada com os dados experimentais. Já a curva traçada para MSA não teve comportamento tão similar à traçada com os dados experimentais, o que se justifica pelo coeficiente de determinação do modelo que foi de 0,809. Observa-se também que existe uma tendência das taxas de redução de

STV e MSA tornarem-se constantes quando determinado volume de reator for atingido, o que significa que depois de um certo limite de escala há possibilidade da eficiência de transformação de massa de resíduos sólidos orgânicos não ser real função da escala de reatores.

Outro parâmetro utilizado para avaliar o desempenho do processo de tratamento anaeróbio em função da escala do reator foi a constante de biodecomposição, cujos valores indicam a velocidade com que o material orgânico é degradado.

A biodecomposição do substrato orgânico em reator anaeróbio de batelada é caracterizada por uma fase lenta, que é o período necessário para adaptação dos microrganismos e início da multiplicação da massa bacteriana, além de uma fase de decomposição rápida, onde o crescimento bacteriano é máximo. Portanto, a taxa de biodecomposição do substrato pode ser descrita por modelos exponenciais.

Segundo PAVLOSTALHIS & GIRALDO-GOMES (1991) apud LEITE *et al.* (2001a) muitos autores descrevem o comportamento da hidrólise da matéria orgânica obedecendo a cinética de 1ª ordem, conforme a equação 5.3.

$$S = S_0 \cdot e^{-k \cdot t} \quad (5.3)$$

onde: S = concentração do substrato no tempo t (kg)

S_0 = concentração inicial do substrato (kg)

k = constante de biodecomposição do substrato (d^{-1})

t = tempo (d)

Na Tabela 5.11 são apresentadas as equações exponenciais ajustadas com os dados obtidos durante o trabalho experimental.

TABELA 5.11 - Equações exponenciais ajustadas aos dados experimentais

Reator	STV (kg)	MSA (kg)
R1	$STV = 21,314 \cdot e^{-0,001549569 \cdot t}$	$MSA = 156 \cdot e^{-0,000772906 \cdot t}$
R2	$STV = 2,140 \cdot e^{-0,002352016 \cdot t}$	$MSA = 15,6 \cdot e^{-0,000882979 \cdot t}$
R3	$STV = 0,949 \cdot e^{-0,003000241 \cdot t}$	$MSA = 7,02 \cdot e^{-0,001266827 \cdot t}$

Analisando os dados da Tabela 5.11 verifica-se que as maiores constantes de biodecomposição, tanto para STV como para MSA, foram obtidas para o substrato tratado

no reator R3 e as menores para o substrato tratado no reator R1, mostrando, assim, que de forma geral a eficiência do processo tende a diminuir com o aumento da escala do reator.

BORZACCONI *et al.* (1997), obtiveram valor para a constante de hidrólise de $1,6 \times 10^{-3} \text{ d}^{-1}$ para um reator de 200 litros e valor de $8,0 \times 10^{-4} \text{ d}^{-1}$ para um reator de 10.000 litros, ambos tratando anaerobiamente a fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos. Isto mostra que durante a bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos urbanos a escala dos reatores influencia no desempenho do processo, visto que quanto maior a constante de hidrólise menor o tempo necessário para bioestabilizar o material no reator.

As constantes de biodecomposição da massa de substrato obtidas neste trabalho foram menores que as constantes de biodecomposição de STV, o que se deve ao fato da degradação do substrato não expressar a real eficiência de transformação da massa orgânica.

A constante média de biodecomposição determinada para os STV no presente trabalho foi de $2,3 \times 10^{-3} \text{ d}^{-1}$. LEITE *et al.* (2001a) estudando a biodigestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos inoculados com rúmen bovino obtiveram uma constante de biodecomposição média de $1,6 \times 10^{-3} \text{ d}^{-1}$ para STV. LEITE (1997), tratando anaerobiamente resíduos sólidos urbanos inoculados com lodo de esgoto industrial obteve um valor médio para k da ordem de $8,7 \times 10^{-4} \text{ d}^{-1}$ para os STV, o que mostra que o presente trabalho apresentou uma maior velocidade na degradação da matéria orgânica.

O comportamento das reduções de massa de STV e MSA no interior dos reatores do sistema experimental são mostrados nas Figuras 5.16 e 5.17.

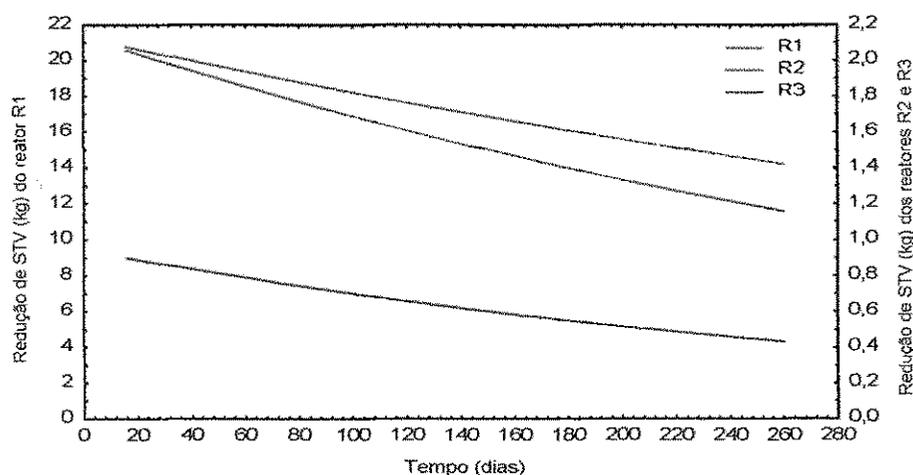


FIGURA 5.16 - Tendência da redução de massa de STV no interior dos reatores

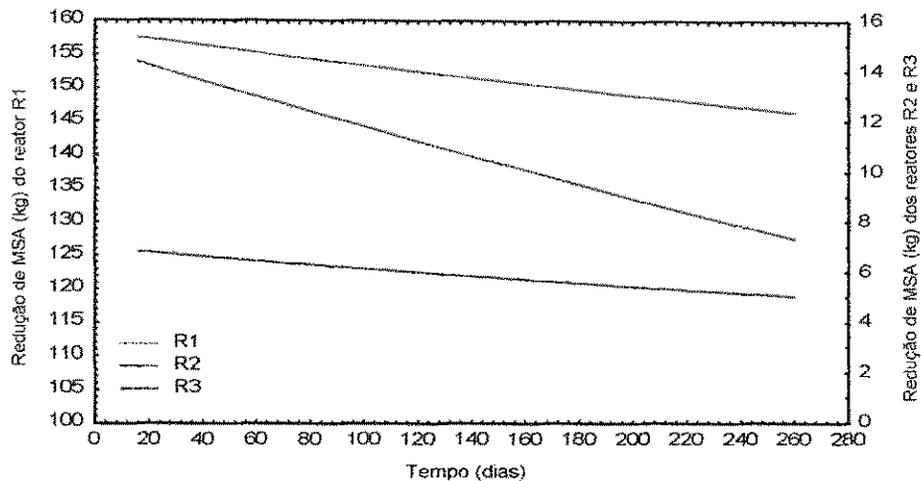


FIGURA 5.17 – Tendência da redução de MSA no interior dos reatores

Analisando as Figuras 5.16 e 5.17 verifica-se que para os dois parâmetros analisados a massa acumulada nos reatores foi função direta da escala do reator utilizado no trabalho. O reator R3 apresentou maior redução de massa de STV e MSA (51,9% e 26,59% respectivamente), enquanto que o reator R1 apresentou menor redução, ficando 31,48 para STV e 17,19% para MSA. O reator R2 apresentou reduções de 43,67% para STV e 19,38% para MSA.

Na Tabela 5.12 são apresentadas as taxas de utilização do substrato dos reatores estudados. Estas taxas foram determinadas através da equação 5.4.

$$TUS = F \cdot ET \quad (5.4)$$

onde: TUS = taxa de utilização do substrato (g/dia)

F = carga orgânica aplicada (g/dia)

ET = eficiência de transformação

TABELA 5.12 - Taxas de utilização do substrato

Parâmetro		R1	R2	R3
STV	F (gSTV/dia)	81,98	8,23	3,65
	TUS (gSTV/dia)	16,17	2,7	1,66
MSA	F (gMSA/dia)	600	60	27
	TUS (gMSA/dia)	109,23	12,31	7,58

Os valores da Tabela 5.12 mostram que as taxas de utilização do substrato tendem a aumentar com a diminuição da escala do reator. Para o reator R3 a taxa de utilização do substrato para STV correspondeu a 45,5% da carga orgânica aplicada de STV, enquanto que para os reatores R1 e R2 correspondeu respectivamente a 19,7 e 32,8% da carga orgânica aplicada de STV.

As taxas de utilização do substrato para MSA foram de 18,2, 20,5 e 28,1% respectivamente, para os reatores R1, R2 e R3.

6- CONCLUSÃO

Analisando-se os dados advindos da monitoração das frações sólida, líquida e gasosa deste trabalho pode-se concluir que:

- ❖ as taxas de redução do parâmetro STV foram influenciadas pela escala do reator, sendo que quanto maior o reator, menor foram as taxas de redução. Isto se deve ao reator de menor escala apresentar substrato com material menos particulado;
- ❖ a redução da massa de substrato aplicada aos reatores também foi influenciada pela escala do reator, sendo que foram obtidas correlações entre aumento da escala e diminuição da eficiência do processo;
- ❖ o tempo de bioestabilização dos resíduos sólidos orgânicos foi inversamente proporcional a escala do reator, visto que, quanto maior a escala, menor foram os valores das constantes de bioestabilização;
- ❖ o reator R3 foi o que apresentou melhor desempenho, haja vista, ter reduzido cerca de 28,06% da massa de resíduos sólidos orgânicos aplicada e 54,16% da massa de STV, valores estes superiores aos apresentados pelos demais reatores;
- ❖ o biogás produzido durante o processo de bioestabilização anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos apresentou significativo potencial energético, visto que, apresentou em sua constituição cerca de 70% de metano;
- ❖ as concentrações de coliformes fecais e estreptococos fecais nos líquidos percolados apresentaram significativas reduções, embora a adição de esgoto nos reatores fosse contínua.

As principais sugestões para outros trabalhos na mesma linha de pesquisa são:

- ❖ monitorar a fração gasosa a partir do fechamento do reator;

- ❖ avaliar a eficiência de escala de reatores para um substrato padrão;
- ❖ avaliar a eficiência de redução de microrganismos no processo utilizando-se água de abastecimento em substituição ao esgoto sanitário bruto;
- ❖ trabalhar com substrato padrão em reatores anaeróbios com escalas superiores as estudadas neste trabalho.

7- REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Resíduos Sólidos - Classificação - NBR 10.004**. São Paulo, 1987. 63p.
- ANDREOLI, C. V.; FERREIRA, A. C. & JÜRGENSEN, D. **Produção e Características dos Biossólidos**. In: **Uso e Manejo do Lodo de Esgoto na Agricultura**. C. V. Andreoli (org.). PROSAB. Rio de Janeiro, 1999. p.16-25.
- APHA – AWWA – WPCF – **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association, 20ª Edition. Washington D. C., 1998.
- BARBOSA, H. R. & TORRES, B. B. **Microbiologia Básica**. Editora Atheneu. São Paulo, 1998. 196p.
- BIDONE, F. R. A. & TEIXEIRA, E. N. **Conceitos Básicos**. In: **Metodologias e Técnicas de Minimização, Reciclagem e Reutilização de Resíduos Sólidos Urbanos**. F. R. A. Bidone (org.). PROSAB. Rio de Janeiro, 1999. p.15-21.
- BIO (Revista Brasileira de Saneamento e Meio Ambiente). **O Brasil mostra sua cara**. Ano IX, nº 3. jul/ago, 1997. pág. 22-31
- BORZACCONI, L.; LÓPEZ, I. & ANIDO, C. **Hydrolysis constant and VFA inhibition in acidogenic phase of MSW anaerobic degradation**. *Water Science Technology*. v.36, nº 6-7. 1997. p.479-484.
- CABES – XVIII CATÁLOGO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Guia de Saneamento Ambiental no Brasil**. 18ª edição. 1998.
- CATELLI, V. V. **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos gerados em um restaurante universitário**. Dissertação de Mestrado em Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos-USP. São Carlos-SP, 1996. 101p.
- CEBALLOS, B. S. O. **Eliminación de microorganismos por medio del tratamiento de las aguas residuales**. In: **Sistemas de Lagunas de Estabilización**. S. R. Mendonça (org.). McGraw-Hill. 2000. p.107-137.
- CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Limpeza Pública**. São Paulo, 1980. 125p.
- CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte, UFMG, 1997. 245p.

- CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Legislação de Conservação da Natureza**. FBCN/CESP, 4ª edição. São Paulo, 1996.
- COONEY, C. L. & WISE, D. L. **Thermophilic anaerobic digestion of solid waste for fuel gas production**. *Biotechnology and Bioengineering*. v.17. 1975. p.1119-1135.
- CRAVEIRO, A. M. **Influência da proporção lixo e lodo de esgoto no processo de digestão anaeróbia desses resíduos**. Dissertação de Mestrado em Engenharia. Escola Politécnica-USP. São Paulo, 1982.
- FERNANDES, F. & SILVA, M. C. P da. **Manual Prático para Compostagem de Biossólidos** – PROSAB. 1999. 84p.
- FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A. C.; ZAIAT, M. & CAVALCANTI, P. F. F. **Fundamentos do Tratamento Anaeróbio**. In: **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. J. R. Campos (org.). PROSAB. Rio de Janeiro, 1999. p.29-52.
- GELDREICH, E. E. **Sanitary Significance of Fecal Coliformes in the Environment**. *Journal Water Pollute Control Federation*, v.20. 1966. p.122-130
- GERBA, C. P. **Microbial Pathogens in Municipal Solid Waste**. In: **Microbiology of Solid Waste**. A. C. Palmisano and M. A. Barlaz (org.). CRC Press. 1996. p.155-173.
- GHOSH, S. & LALL, U. **Kinetics of Anaerobic Digestion of Solid Substrat**. Fifth International Symposium on Anaerobic Digestion. R. Hall and P. M. Hobson, eds pergamon press, 1988. p.365-373.
- GOLUEKE, C. G. **Biological Processing: Composting and Hydrolysis Solid Waste Management**. V. N. Reinholds Company, 1977. p.197-225.
- GOMES, J. A. *et al.* **Produção de biogás e fertilizantes a partir de matéria orgânica de lixo doméstico**. 16º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. v.2. Goiânia, 1991. p. 98-112.
- HIRATA, Y. S.; LA IGLESIA, N. R. de; SCHMIDELL NETO, W. **Digestão anaeróbia: abordagem para o diagnóstico da falha do processo devido à composição do substrato**. In: XI SIMPÓSIO ANUAL - v.2. ACIESP. 1986.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Anuário Estatístico do Brasil**. Brasília, 1996.

- IGLESIAS, J. R.; PELAEZ, L. C.; MAISON, E. M. & ANDRES, H. S. **Biomethanization of municipal solid waste in a pilot plant.** Wat. Res. v. 34, nº 2. 2000. p.447-454.
- IPT – INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS / CEMPRE - COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado.** 2ª ed. São Paulo-SP, 2000. 370p.
- KELLOG, S. R. **Sludge Management Changing Times.** Pollution Engineering. v.21, nº 12. 1989.
- KIEHL, E. J. **Fertilizantes Orgânicos.** Ed. Agronômica Ceres Ltda. Piracicaba-SP, 1985. 161p.
- KOTT, Y. **Current Concepts of Indicator Bacteria.** In: **Bacterial Indicators/Health Hazards Associated With Water.** Chicago: Ed. Hoadley e Dutka, ASTM Special Technical Publication, 1977. p.3-13.
- LEITE, V. D. **Processo de Tratamento Anaeróbio de Resíduos Sólidos Urbanos Inoculados com lodo de Esgoto Industrial.** Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos – SP, 1997.
- LEITE, V. D. & LOPES, W. S. **Resíduos sólidos urbanos: aspectos sociais, econômicos e sanitários.** In: FERNANDES, A. et al. (org.) – Olhar multifacetado na saúde. Editora da UEPB. Campina Grande – PB, 1999a. p.197-233.
- LEITE, V. D. & LOPES, W. S. **Avaliação do impacto ambiental causado pelo lixão da cidade de Campina Grande-PB.** Relatório PIBIC/CAPES/UEPB. Campina Grande-PB, 1999b. 34p.
- LEITE, V. D. & POVINELLI, J. **Comportamento dos sólidos totais no processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos e industriais.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v.3, nº 2. 1999. p.229-232.
- LEITE, V. D.; LOPES, W. S. & PRASAD, S. **Bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos em reatores de batelada.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.5, nº1. 2001a. p.119-123.
- LEITE, V. D.; LOPES, W. S. & PRASAD, S. **Avaliação de escala de reatores de batelada no processo de bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos.** 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. João Pessoa-PB, 2001b.
- LIMA, L. M. **Lixo – Tratamento e Biorremediação.** 3ª edição, Editora Hemus. São Paulo, 1995. 265p.

- LOPES, W. S. **Biodigestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos Inoculados com Rúmen Bovino**. Dissertação de Mestrado em Habitat Humano e Meio Ambiente – Universidade Estadual da Paraíba-UEPB. Campina Grande-PB, 2000. 72 p.
- MANSUR, G. L. & MONTEIRO, J. H. R. P. **O que é preciso saber sobre limpeza urbana**. Rio de Janeiro, IBAM/CPU, 1993. 128p.
- METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse**. 3ªed. New York: McGraw-Hill, 1991. 1334p.
- NASCIMENTO, R. A. **Desempenho do reator anaeróbio de manta de lodo utilizando efluentes líquidos da indústria alimentícia**. Dissertação de Mestrado. Departamento de Hidráulica e Saneamento – UNICAMP. Campinas-SP. 1996. 112p.
- NUNESMAIA, M. de F. da S. **Lixo: Soluções Alternativas – Projeções a partir da experiência UEFS**. Universidade Estadual de Feira de Santana / UEFS. Feira de Santana, 1997. 152p.
- OHLWEILER, O. A. **Química Analítica Quantitativa**. 3ª ed. Rio de Janeiro: LTC, 1981. p.98-99.
- PEREIRA, S. M. C. **Influência da temperatura e da superfície de contato nos processos de estabilização anaeróbia**. Dissertação de Mestrado. Departamento de Hidráulica e Saneamento – USP. São Carlos-SP. 1984.
- PEREIRA NETO, J. T. **Reciclagem de Resíduos Orgânicos; Compostagem**. In: ENCONTRO NACIONAL DE RECICLAGEM, AGRICULTURA E MEIO AMBIENTE: Campinas-SP, 1995. p.55-80. Anais.
- PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem: processo de baixo custo**. Belo Horizonte, UNICEF, 1996.
- PEREIRA NETO, J. T. **Quanto vale nosso lixo**. Viçosa-MG, 1999. 70p.
- POLPRASERT, C. **Organic waste recycling environmental engineering division**. Asian Institute of Technology. Banckok, 1989.
- REMÍGIO, A. F. N. **Estudo do processo de tratamento aeróbio conjugado de resíduos sólidos orgânicos**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal da Paraíba – UFPB. Campina Grande-PB, 2001. 87p.
- RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. **Improved alkanimetric monitoring for anaerobic digestion of high-streth wastes**. Journal of Water Pollution Control Federation. v.58, nº 5. 1986. p.406-411.

SANEAMENTO AMBIENTAL. **Até Quando?** Ano XI, nº 67. Julho, 2000. p. 24-32.

SAWYER, C. N.; Mc CARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for Environmental Engineering**. McGraw-Hill Book Company. 4th ed. 1994. 658p.

SCARLATO, F. C. & PONTIN, J. A. **Do nicho ao lixo: ambiente, sociedade e educação**. Editora Atual. São Paulo-SP, 1992.

SCHALCH, U. A. **Apostila de Biogás e Biofertilizantes**. São Carlos-SP, 1995.

SCHMIDELL NETTO, W. **Cinéticas dos Processos Fermentativos**. IV Curso de Tratamento Biológico de Resíduos. FURB/UFSC. Florianópolis, 1999. 27p.

SILVA, S. A. **Avaliação dos processos de tratamento e destinação final dos resíduos sólidos**. Revista Engenharia Sanitária. v.16, nº 1. Jan/mar, 1977. p.82-103

TCHOBANOGLIOUS, G. T. ; THEISEN, H. & VIGIL, S. A. **Engineering Principles e Management Issues**. McGraw-Hill. New York, 1993. 978p.

TEIXEIRA, E. N.; FASSINA, L. T. C. V. S. & CASTRO, V. L. F. L. **Potencial de minimização de resíduos sólidos domésticos em termos de matéria orgânica e embalagens**. 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. Foz do Iguaçu, 1997. Anais em CD-Rom.

VAN HAANDEL, A. C. & LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Editora epgraf. Campina Grande-PB, 1994.