



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

PATRÍCIA CARVALHO DE AQUINO RAMOS

**TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO COM ESGOTOS DOMÉSTICOS EM
REATOR UASB**

CAMPINA GRANDE
2009

PATRÍCIA CARVALHO DE AQUINO RAMOS

**TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO COM ESGOTOS DOMÉSTICOS EM
REATOR UASB**

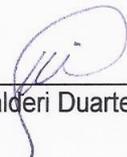
Dissertação apresentada ao Mestrado em
Ciência e Tecnologia Ambiental da
Universidade Estadual da Paraíba, em
cumprimento às exigências para obtenção do
título de Mestre em Ciência e Tecnologia
Ambiental.

CAMPINA GRANDE

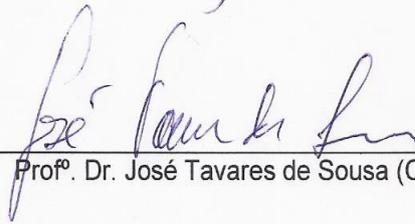
PATRÍCIA CARVALHO DE AQUINO RAMOS

TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO COM ESGOTOS DOMÉSTICOS EM
REATOR UASB

BANCA EXAMINADORA



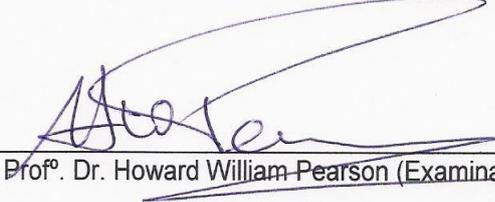
Prof.º Dr. Valderi Duarte Leite (Orientador)



Prof.º Dr. José Tavares de Sousa (Co-orientador)



Prof.ª Dr.ª Monica Maria Pereira da Silva (Examinador externo)



Prof.º Dr. Howard William Pearson (Examinador externo)

CAMPINA GRANDE
2009

*Dedico este trabalho a todas as
pessoas que acreditam que com seu
trabalho, suas ações e amor ao próximo
podem fazer do mundo um lugar melhor.*

AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual da Paraíba e ao Mestrado de Ciência e Tecnologia Ambiental, a todos os professores e funcionários que contribuíram para realização deste sonho.

À Monica, professora e amiga, eterna orientadora.

Aos meus irmãos Manoel e Thiago, obrigada pela compreensão, amor e incentivo. À minha mãe Kênia por sempre acreditar em mim, pelo amor infinito. Ao meu pai, Eroaldo pelas lições várias, pelo amor e apoio.

À Júlio César, amor de minha vida, meu porto seguro.

Ao professor Valderi pela orientação com competência e paciência.

Aos professores José Tavares, Wilton e Howard, obrigada pelo incentivo e paciência.

Aos amigos do mestrado: Silvia, Danuza, Kaline, Larissa, Deoclécio, Ronaldo, Rita e Simone, sem vocês os caminhos seriam bem mais difíceis. Aos colegas da Extrabes: Edilma, Janaína, Raniery, Fernanda e Sillvana. A Wanderson, amigo querido que sempre está presente nas horas certas.

A Carol e Iaponira, amigas verdadeiras de toda vida. A todos amigos que fizeram parte dessa caminhada.

Ao verdadeiro e único responsável pelas minhas vitórias, meu Pai Eterno, à Deus.

Javé é o meu pastor, nada me falta.

Salmo 23

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

RESUMO

ABSTRACT

1.0 INTRODUÇÃO	7
2.0 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	10
2.1 Resíduos Sólidos	10
2.1.1 Conceito e classificação	10
2.1.2 Aspectos quantitativos e qualitativos	11
2.1.3 Características físicas, químicas e biológicas	13
2.2 Algumas alternativas para o tratamento e disposição final de Resíduos Sólidos Urbanos	14
2.2.1 Incineração	14
2.2.2 Compostagem	15
2.2.3 Aterro Sanitário	15
2.3 Esgotos Domésticos	17
2.3.1 Geração e coleta	17
2.3.2 Caracterização	18
2.4 Lixiviado	21
2.5 Fundamentos básicos ao processo anaeróbio	22

2.5.1 Aspectos microbiológicos, bioquímicos, termodinâmicos e cinéticos da digestão anaeróbia	23
2.6 Tratamento conjugado de lixiviado e esgotos domésticos	28
3.0 MATERIAL E MÉTODOS	32
3.1 Caracterização da pesquisa	32
3.2 Substrato	32
1 Esgoto Doméstico	32
3.2.2 Lixiviado	33
3.3 Sistema experimental	34
3.4 Operação do Reator UASB	36
3.5 Monitoramento do sistema experimental	37
4.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
4.1 Potencial Hidrogeniônico	38
4.2 Ácidos Graxos Voláteis	40
4.3 Alcalinidade Total	42
4.4 Relação Ácidos Graxos Voláteis/Alcalinidade Total	43
4.5 Demanda Química de Oxigênio	44
4.5.1 Demanda Química de Oxigênio Total	44
4.5.2 Demanda Química de Oxigênio Filtrada	46
4.6 Sólidos Totais Voláteis	47
4.7 Sólidos Suspensos Totais	48
4.8 Sólidos Suspensos Voláteis	50
4.9 Parâmetros Cinéticos	51

5.0 CONCLUSÕES	53
6.0 RECOMENDAÇÕES	54
7.0 REFERÊNCIAS	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 01:	Comparação energética de algumas reações comuns na degradação anaeróbia	26
Tabela 02:	Características do esgoto sanitário utilizado na pesquisa	32
Tabela 03:	Características do lixiviado utilizado na pesquisa	34
Tabela 04:	Parâmetros operacionais utilizados durante os dois estágios de monitoramento do reator UASB tratando diferentes frações da mistura de esgoto doméstico e lixiviado	36
Tabela 05:	Valores referentes as leituras potenciométricas de pH realizadas nas amostras do afluente e efluente do reator UASB durante as duas fases de monitoramento	39
Tabela 06:	Valores referentes as leituras titulométricas de AGV realizadas nas amostras do afluente e efluente do reator UASB durante as duas fases de monitoramento	41
Tabela 07:	Valores referentes às leituras titulométricas de AT realizadas nas amostras do afluente e efluente do reator UASB durante as duas fases de monitoramento	43
Tabela 08:	Equações exponenciais ajustadas com os dados experimentais obtidos durante as duas fases do experimento	51

LISTA DE QUADROS

Quadro 01:	Composição dos resíduos sólidos de alguns países	12
Quadro 02:	Composição dos resíduos sólidos de algumas cidades brasileiras	13
Quadro 03:	Características físico-químicas e biológicas dos esgotos domésticos em países em desenvolvimento	20
Quadro 04:	Estudos de diferentes proporções de lixiviado diluído ao esgoto doméstico e os diferentes tipos de tratamento e reatores aplicados	30
Quadro 05:	Análises realizadas, frequência e a metodologia aplicada	37

LISTA DE FIGURAS

Figura 01:	Esquema básico de funcionamento de um aterro sanitário	16
Figura 02:	A seqüência de processos na digestão anaeróbia de macromoléculas complexas	24
Figura 03:	Perfil de crescimento bacteriano	27
Figura 04:	Vista por satélite do Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa	33
Figura 05:	Reator UASB e demais dispositivos utilizados no sistema experimental	35
Figura 06:	Variação temporal do pH no afluente e efluente do reator UASB nas duas fases de monitoramento	38
Figura 07:	Variação temporal dos ácidos graxos voláteis no afluente e efluente do reator UASB nas duas fases de monitoramento	40
Figura 08:	Variação temporal da alcalinidade total no afluente e efluente do reator UASB nas duas fases de monitoramento	42
Figura 09:	Variação temporal da relação AGV/AT efluente do reator UASB nas duas fases de monitoramento efluente	43
Figura 10:	Variação temporal da DQO total no afluente e efluente do reator UASB nas duas fases de monitoramento	44
Figura 11:	Variação temporal da DQO filtrada no afluente e efluente do reator UASB nas duas fases de monitoramento	46
Figura 12:	Variação temporal dos sólidos totais voláteis no afluente e efluente do reator UASB nas duas fases de monitoramento	47
Figura 13:	Variação temporal dos sólidos suspensos totais no afluente e efluente do reator UASB nas duas fases de monitoramento	49
Figura 14:	Variação temporal dos sólidos suspensos voláteis no afluente e efluente do reator UASB nas duas fases de monitoramento	50

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

- ABNT** - Associação Brasileira de Normas Técnicas
- AGV** – Ácidos graxos voláteis
- APHA** - American Public Health Association
- ASMJP** - Aterro Sanitário Metropolitano da cidade de João Pessoa
- AT** - Alcalinidade total
- COA** – Carga Orgânica Aplicada
- CONAMA** - Conselho Nacional de Meio Ambiente
- DBO** – Demanda Bioquímica de Oxigênio
- DQO** – Demanda Química de Oxigênio
- ETE** - Estações de Tratamento de Esgotos
- EXTRABES** - Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários
- NTK** - Nitrogênio Total Kjeldahl
- OHPA** – *Obrigate Hydrogen Producing Acetogens*
- PNAD** - Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios
- PAC** - Powered Activated Carbon: carbono ativado
- RSU** – Resíduos sólidos urbanos
- SNIS** – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
- SAFF** - *Submerged Aerobic Fixed Film Reactor*
- SB** - *Sequencing Batch Reator*
- SST** – Sólidos suspensos totais
- SSV** – Sólidos suspensos voláteis
- STV** – Sólidos totais voláteis
- TDH** – Tempo de detenção hidráulica
- UASB** – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

RESUMO

No atual cenário brasileiro 56% das unidades de processamento de resíduos drenam lixiviado, apenas 46,8 % tratam esse lixiviado e 70,4% dos domicílios brasileiros são atendidos por rede coletora de esgotamento sanitário. O desenvolvimento de métodos de tratamento integrado de lixiviado e esgotos domésticos é necessário, visto grande potencial poluidor do lixiviado e as vantagens apresentadas nesse tratamento combinado. O tratamento conjugado de lixiviado com esgotos domésticos em escala real já existe, porém, estudar as faixas de diluições de lixiviado para realização do tratamento conjugado em faixas ótimas é imprescindível. Os objetivos deste trabalho foram estudar o desempenho de reator UASB no processo de tratamento de lixiviado combinado com esgotos domésticos em diferentes proporções, avaliar a influência da carga orgânica aplicada no processo de tratamento conjugado de lixiviado e esgoto doméstico em reator UASB e desenvolver tecnologia de tratamento biológico para resíduos líquidos com elevada carga poluidora. O trabalho foi realizado no período de Fevereiro de 2008 a Fevereiro de 2009. O reator UASB foi construído, instalado e monitorado nas dependências físicas da EXTRABES no município de Campina Grande – PB. O reator UASB foi construído em tubo de PVC com diâmetro de 150 mm, 2,35 m de altura e volume total de 41,5 L e o tratamento consistiu de duas etapas. Na primeira etapa o reator UASB foi alimentado com lixiviado numa proporção de 1 para 9 vezes o volume de esgoto doméstico, o que resultou numa COA de $2,1 \text{ kg m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$. Na segunda fase de operação a fração volumétrica de lixiviado foi diminuída para a proporção de 0,3 para cada 9,7 vezes o volume de esgoto doméstico ou COA de $1,6 \text{ kg m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$. O lixiviado utilizado neste trabalho foi proveniente do Aterro Sanitário Metropolitano da cidade de João Pessoa e era pré-tratado para remoção da carga de amônia em reatores de fluxo pistonado para Stripping de amônia. O esgoto doméstico utilizado neste trabalho foi proveniente da cidade onde o estudo foi realizado, Campina Grande-PB. Em ambas as etapas do tratamento o TDH foi 12 horas e a vazão de 83 L.d^{-1} . O monitoramento do sistema experimental foi realizado no afluente e efluente do reator e as análises referentes aos parâmetros pH, AGV e AT foram realizadas duas vezes por semana. As análises referentes aos parâmetros DQO total e solúvel, STV, SST e SSV foram realizadas semanalmente. Todas as análises foram preconizadas por APHA (1998). Os resultados mostram que o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário diluído em esgotos domésticos em reator UASB é uma alternativa tecnologicamente viável e produz efluente com características satisfatórias para pós-tratamento em lagoas de estabilização. Foram obtidas eficiências de remoção de 44,0; 48,5; 85,4 e 79,9% na primeira etapa e 59,4; 53,6; 92,7 e 89,8% na segunda etapa para os parâmetros de DQO, STV, SST e SSV respectivamente. A segunda etapa apresentou as maiores constantes de decomposição para os parâmetros de STV, SST e SSV. Recomenda-se a continuidade dos estudos de tratamento de lixiviado proveniente de aterro sanitário diluído em esgoto doméstico com COA superior a $1,6 \text{ Kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$.

Palavras-chave: Reator UASB; tratamento conjugado; esgoto doméstico; lixiviado

ABSTRACT

In terms of the actual Brazilian scenario, 56% of the solid's treatment units produce leachate, 46.8% of this leachate is treated and 70.4% of Brazilian residences are sewered. The development of methods to jointly treat landfill leachate and domestic sewage must recognize the great potential that landfill leachate has as a pollutant and the advantages gained by this combined treatment. The combined treatment of leachate and domestic sewage already exists at full-scale but studies on the optimum levels of dilution of the leachate with sewage are yet to be resolved. The objective of this work was to study the efficiency of a UASB reactor treating landfill leachate in combination with different proportions of domestic sewage, evaluate the influence of the organic loading on the treatment process and develop a biological treatment technology for residual liquids with high pollution loads. The study was carried out between February 2008 and February 2009. The UASB reactor was constructed, installed and monitored at EXTRABES in the municipality of Campina Grande – PB. The UASB was constructed in PVC tubing with a diameter of 150mm, 2.35m in height and with a total volume of 41.5L and the treatment consisted of two phases. In the first phase of operation, the UASB reactor was fed with leachate and domestic sewage in ratio of 1:9 by volume respectively, resulting in an AOL of $2.1 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. In the second phase of operation the volumetric fraction of leachate was reduced in the proportion of 0.3 to 9.7 of the volume of domestic sewage or $1.6 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. The leachate used in this study were from the Metropolitan Landfill in the city of Joao Pessoa and pre-treated for removal of the load of ammonia in piston flow for stripping of ammonia. The domestic wastewater used in this study came from the city where the study was conducted in Campina Grande. In both phases the HRT was 12 hours and the flow of 83 L d^{-1} . The influent and effluent of the experimental system were monitored for pH, VFA and TA twice. Analysis of COD, TSS and VSS were monitored weekly. All tests were recommended by APHA (1998). The results show that the combined treatment of landfill leachate diluted domestic sewage in a UASB reactor is technologically feasible alternative and produces effluent with characteristics satisfactory to post-treatment in stabilization ponds. Were obtained removal efficiencies of 44.0, 48.5, 85.4 and 79.9% in the first stage and 59.4, 53.6, 92.7 and 89.8% in the second step for the parameter of COD, STV, TSS and VSS respectively. The second stage had the highest decomposition constants for the parameters of STV, TSS and VSS. It is recommended the continuation of studies of treatment of leachate from landfill diluted sewage with COA than $1.6 \text{ kg COD m}^{-3} \text{ d}^{-1}$.

Keywords: UASB reactor; combined treatment, domestic sewage, leachate

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL-UEPB

R175t Ramos, Patrícia Carvalho de Aquino.
Tratamento conjugado de lixiviado com esgotos domésticos em reator UASB [manuscrito] / Patrícia Carvalho de Aquino Ramos. – 2009.
64 f.: il. color.

Digitado

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologias, Universidade Estadual da Paraíba, 2009.

“Orientação: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite, Departamento de Química”.

1. Esgoto - Tratamento. 2. Lixiviado. 3. Reator UASB. I. Título.

22. ed. CDD 628.3

1.0 INTRODUÇÃO

O atual cenário dos domicílios brasileiros revela preocupação quanto à oferta e qualidade dos serviços públicos de saneamento, que de acordo com a lei 11.445/2007 são: o abastecimento de água, o esgotamento sanitário, a limpeza urbana e o manejo dos resíduos sólidos realizados de formas adequadas à saúde pública e à proteção do meio ambiente (BRASIL, 2007).

Segundo a PNAD - Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios - (BRASIL, 2006) 61,1% das residências brasileiras são atendidas por *serviços públicos de saneamento completo*¹. A pesquisa ainda revelou que 70,4% dos domicílios brasileiros são atendidos por rede coletora de esgotamento sanitário ou esgotam seus dejetos em fossa séptica, 29,6% dos domicílios têm seus dejetos lançados em fossa rudimentar ou à céu aberto, diretamente para uma vala, rio, lago ou mar, ou ainda não possuem sistema de esgotamento sanitário.

O lançamento de esgotos "*in natura*" nos corpos de água ou no solo compromete a qualidade da água utilizada para o abastecimento, irrigação e recreação acarretando sérios inconvenientes à vida aquática e ao uso da água para seus diversos fins. Abbassi e Baz (2008) dizem que o tratamento inadequado de águas residuárias resultou em uma grave deterioração dos recursos hídricos.

Quanto aos resíduos, a Pesquisa Nacional de Amostras por Domicílios aponta que 13,4% dos domicílios não os destinam corretamente, queimando-os, enterrando-os ou jogando-os em terreno baldio, logradouro, rio, lago ou mar. 89,8% das residências brasileiras têm seus resíduos coletados regularmente (BRASIL, 2006). Porém, quanto ao tratamento e à destinação final desses resíduos os dados revelam-se preocupantes: em todo o país, 65% dos municípios brasileiros com população até 100 mil habitantes dispõem os seus resíduos a céu aberto (BRASIL, 2004).

O lixiviado é um líquido poluente gerado pela degradação da fração orgânica dos resíduos mais águas da chuva que percola carreando componentes biológicos e químicos (MARAÑÓN *et al.*, 2006; SLACK *et al.*, 2005). A disposição de resíduos à

¹ Serviços públicos de saneamento completo: acesso conjunto ao abastecimento de água com canalização interna, ligados à rede geral de esgotamento sanitário e/ ou rede pluvial e atendidos com serviço de coleta de resíduos diretamente no domicílio (BRASIL, 2006).

céu aberto ou em aterros, com conseqüente geração do lixiviado, pode acarretar severos problemas ambientais e de saúde pública (ALIMBA *et al.*, 2006; AĞDAĞ e SPONZA, 2005).

Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (SNIS, 2008) apenas 56% das *unidades de processamento de resíduos*² contam com drenagem de lixiviado e somente 46,8 % tratam esse lixiviado.

O tratamento do lixiviado é de extrema importância e necessidade, haja vista seu grande potencial poluidor, e diversas são as técnicas estudadas para tratamento. Dentre as técnicas mais estudadas estão os tratamentos físico-químicos, como a recirculação estudada por Zhao *et al.* (2006), por Sponza e AğDAĞ (2004); a coagulação estudada por Deng e Englehardt (2006); e a precipitação estudada por Kabdaşlı *et al.* (2008). Dentre os tratamentos biológicos aeróbios destacam-se os reatores de lodo ativado (CHAUDHARI *et al.*, 2008) e os *wetlands* (MANNARINO *et al.*, 2006). Dos tratamentos biológicos anaeróbios estão os filtros anaeróbios (FERREIRA *et al.*, 2008; WANG e BANKS, 2007) e reator UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* - reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (LOZADA *et al.*, 2005), objeto deste estudo.

O tratamento combinado de lixiviado mais esgotos domésticos aponta como alternativa favorável à otimização do sistema de tratamento biológico por amenizar condições desfavoráveis aos microrganismos participantes do processo de digestão. Dentre as condições amenizadas estão a grande quantidade de poluentes, metais pesados e compostos orgânicos pouco biodegradáveis (LUNA *et al.*, 2007).

A problemática apresentada gerou as seguintes hipóteses: é possível tratar lixiviado combinado com esgotos domésticos em reator biológico anaeróbio do tipo UASB? A diluição do lixiviado em esgotos domésticos favorecerá a ação dos microrganismos participantes do processo de digestão da matéria orgânica? é possível converter ou remover compostos orgânicos recalcitrantes presentes no lixiviado através do tratamento biológico combinado de lixiviado com esgotos domésticos em reator UASB? Qual a proporção de lixiviado e de esgotos domésticos propício ao bom funcionamento do reator? Estes questionamentos integram-se na

² Unidades de processamento de resíduos: são as unidades de processamento que adotam a disposição no solo como forma definitiva de destinação final dos resíduos domiciliares e públicos. São os Lixões, aterros controlados e aterros sanitários.

tese de que o tratamento conjugado de lixiviado com esgotos domésticos em reator UASB consiste numa alternativa tecnologicamente viável por diluir a carga orgânica e poluente presente no lixiviado e amenizar condições desfavoráveis aos microorganismos participantes da digestão anaeróbia. No entanto, faz-se necessária ampla investigação no sentido de avaliar em que proporções de lixiviado e de esgotos domésticos as eficiências de remoção do reator são melhoradas e quais parâmetros operacionais devem ser aplicados ao reator.

De acordo com Fueyo *et al.* (2003) e com o levantamento bibliográfico realizado para este trabalho há pouca literatura sobre o tratamento anaeróbio de lixiviado combinado com esgotos domésticos. Das experiências de tratamento conjugado de lixiviado e esgotos domésticos consultadas, apenas três utilizam reatores UASB (YANGIN *et al.*, 2002; LIMA, 2002 e DANTAS FILHO, 2003), e destas, duas referem-se ao monitoramento dos parâmetros pH, alcalinidade total, ácidos graxos voláteis e sólidos e suas frações (LIMA, 2002 e DANTAS FILHO, 2003). Porém, os substratos utilizados nestes dois trabalhos eram compostos de esgoto doméstico e lixiviado provenientes de reatores que trataram resíduos vegetais, ou seja, tinham baixa carga orgânica recalcitrante.

O objetivo geral deste trabalho constou em estudar o desempenho de reator UASB no processo de tratamento de lixiviado combinado com esgotos domésticos em diferentes proporções. Os objetivos específicos foram: 1) avaliar a influência da carga orgânica aplicada no processo de tratamento conjugado de lixiviado e esgoto doméstico em reator UASB; 2) desenvolver tecnologia de tratamento biológico para resíduos líquidos com elevada carga poluidora.

2.0 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Resíduos Sólidos

2.1.1 Conceito e classificação

De acordo com a NBR 10004/2004 (BRASIL, 2004) da Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT – Resíduos Sólidos são todos os resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ainda de acordo com a NBR 10.004/ 2004 da ABNT os resíduos sólidos são classificados em:

- a) resíduos classe I - Perigosos;
- b) resíduos classe II – Não perigosos;
 - resíduos classe II A – Não inertes.
 - resíduos classe II B – Inertes.

Resíduos **Perigosos** ou de **Classe I** são todos aqueles que apresentam características que, em função de suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosas, pode apresentar riscos à saúde pública, provocando mortalidade, incidência de doenças ou acentuando seus índices; ou riscos ao meio ambiente, quando o resíduo for gerenciado de forma inadequada. Dentre essas características podem estar a inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade.

Os resíduos **Não perigosos** podem ser **Inertes** ou de **Classe II B** que são quaisquer resíduos que, quando submetidos a um contato dinâmico e estático com água, à temperatura ambiente não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

Os resíduos **Não perigosos Não Inertes** ou de **classe II A** são aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I - Perigosos ou de resíduos classe II B - Inertes. Os resíduos classe II A – Não inertes podem ter propriedades, tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.

2.1.2 Aspectos quantitativos e qualitativos

O Brasil conta com uma população estimada de aproximadamente 190 milhões de habitantes (BRASIL, 2009). Deste total, 82,8% residem em áreas urbanas (BRASIL, 2006) onde o serviço público de limpeza coleta aproximadamente, em nível nacional, 228 mil toneladas de resíduos sólidos urbanos por dia.

A parcela de Resíduos Sólidos provenientes de residências ou quaisquer atividades que gerem resíduos com características domiciliares, bem como os resíduos de limpeza pública urbana, são denominados Resíduos Sólidos Urbanos – RSU – de acordo com o Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA - (BRASIL, 2002).

Os resíduos sólidos produzidos pelos seres humanos, especialmente nos grandes centros urbanos, devido à grande quantidade e ao mau gerenciamento, tornaram-se problemática mundial (RAMOS, 2006).

Do quantitativo de resíduos sólidos urbanos produzidos no Brasil, 62% provêm da região Sudeste (LEITE *et al.*, 2006). A região Nordeste apresenta a segunda maior geração de resíduos do país. Isto quer dizer que, das 228.413 toneladas de resíduos produzidos diariamente no país, 18,19% são produzidos na região Nordeste.

Trabalhando-se em termos de produção *per capita* no Brasil, Azevedo (2002) afirma que essa produção é de 0,73 kg hab⁻¹dia⁻¹. A PNSB (BRASIL, 2002) revelou que essa *per capita* está numa faixa entre 0,8 e 1,2 kg hab⁻¹dia⁻¹. Zveibil (2001) mostra que algumas cidades, especialmente nas regiões Sul e Sudeste – como São Paulo, Rio de Janeiro e Curitiba –, alcançam *per capita*s mais elevados, podendo chegar a 1,3kg hab⁻¹d⁻¹, considerando todos os resíduos manipulados pelos serviços de limpeza urbana (domiciliares, comerciais, de limpeza de logradouros, de serviços de saúde e entulhos).

No estado da Paraíba, com 3,6 milhões de habitantes (BRASIL, 2009), e de acordo com a última pesquisa que estimou a produção de resíduos sólidos urbanos do mesmo estado em 2.894 toneladas por dia (BRASIL, 2000), estima-se que a Paraíba seja responsável por aproximadamente 1,27% de todo resíduos produzido diariamente no país. A produção *per capita* de resíduos sólidos urbanos no estado da Paraíba é de aproximadamente 790 g/hab dia.

Segundo Leite *et al.* (2006) a Paraíba contribui para uma relação de distribuição superficial de 13,32 t/km² ano. A atualização dos dados referentes ao quantitativo de resíduos sólidos urbanos coletados, mostra que a relação de distribuição superficial passou de 13,32 (LEITE *et al.*, 2006) para 18,72 t/km²ano. Isto significa que, no estado da Paraíba, a cada ano em uma área superficial de 1km² estão sendo lançadas, em média, 18,72 toneladas de resíduos sólidos urbanos.

A composição dos resíduos varia de comunidade para comunidade, de acordo com os hábitos e costumes da população, número de habitantes do local, poder aquisitivo, variações sazonais, clima, desenvolvimento, nível educacional, variando ainda para a mesma comunidade com as estações do ano (BRASIL, 1999). De acordo com Zveibil (2001) as características dos resíduos podem variar em função de aspectos sociais, econômicos, culturais, geográficos e climáticos, ou seja, os mesmos fatores que também diferenciam as comunidades entre si e as próprias cidades. No Quadro 01 apresenta-se a composição dos resíduos em alguns países.

Quadro 01 Composição dos resíduos sólidos urbanos de alguns países

País	Composição dos resíduos sólidos (%)				
	Orgânico	Plástico	Vidro	Metal	Papel
Alemanha	61,2	5,8	10,4	3,8	18,0
Holanda	50,3	6,0	14,5	6,7	22,5
Estados Unidos	35,6	6,5	8,2	8,7	41,0
Brasil	65,0	3,0	3,0	4,0	25,0

Fonte: Segala, 2008

Pode-se observar que o percentual de matéria orgânica tende a diminuir em países mais desenvolvidos, provavelmente devido ao aumento de alimentos semi-preparados e industrializados (SEGALA, 2008).

No Quadro 02 apresenta-se a variação na composição dos resíduos de algumas cidades brasileiras.

Quadro 02 Composição dos resíduos sólidos urbanos de algumas cidades brasileiras

Cidade - UF	Composição dos resíduos sólidos (%)						Fonte
	Orgânico	Plástico	Vidro	Metal	Papel	Outros	
Belém -PA	45,89	14,98	1,52	2,64	17,06	17,91	Carneiro e Pereira (2007)
Feira de Santana - BA	59,25	3,85	0,96	0,93	2,23	32,78	Campos <i>et al.</i> (2007)
Fortaleza - CE	42,20	14,50	2,10	2,50	6,10	32,50	Lessa e Mota (2007)
Campina Grande - PB	54,40	12,00	2,30	2,30	9,30	19,70	Leite <i>et al.</i> (2007)
Viçosa -MG	48,00	19,00	1,00	0,00	27,00	5,00	Pereira <i>et al.</i> (2007)

Machado *et al.* (2007) diz que a composição dos resíduos urbanos acompanha diretamente as modificações econômicas e as transformações tecnológicas que vem influenciando o modo de vida das populações dos centros urbanos em um ritmo cada vez mais acelerado.

2.1.3 Características físicas, químicas e biológicas

Dentre as características físicas dos resíduos sólidos pode-se citar a geração *per capita*, a composição gravimétrica, o peso específico aparente, o teor de umidade e a compressividade. Alguns desses parâmetros físicos influenciam diretamente na produção de lixiviado nos aterros sanitários, como por exemplo o teor de umidade. O teor de umidade representa a quantidade relativa de água contida na massa de RSU, e pode variar de acordo com a composição dos resíduos e com a estação do ano (CATAPRETA *et al.*, 2005). Quanto maior a quantidade de matéria orgânica presente no resíduo maior o teor de umidade e maior a geração de lixiviado nos aterros e lixões.

Das características químicas dos resíduos destaca-se sua composição química como sendo das mais influentes à contaminação de solos e a composição final de lixiviado gerado na decomposição de matéria orgânica. A composição química consiste na determinação dos teores de cinzas, matéria orgânica, carbono,

nitrogênio, potássio, cálcio, fósforo, resíduo mineral total, resíduo mineral solúvel, gorduras e também a presença de metais pesados.

O conhecimento das características biológicas dos resíduos permite o desenvolvimento de técnicas de controle de mau cheiro, de decomposição da fração orgânica desses resíduos, controle e prevenção de agentes patogênicos e macro e micro vetores.

2.2 Algumas alternativas para o tratamento e disposição final de RSU

O tratamento dos resíduos sólidos consiste num conjunto de unidades, processos e procedimentos, que antecede a disposição final em solo, e alteram as características físicas, químicas ou biológicas dos resíduos, minimizando o risco à saúde pública e à qualidade do meio ambiente. A disposição final consiste no lançamento dos resíduos no solo, garantindo a proteção da saúde pública e a qualidade do meio ambiente (BRASIL, 1993). Tratar um resíduo significa, em suma, transformá-lo de tal maneira que se possa reutilizá-lo posteriormente, ou dispô-los em condições mais seguras e ambientalmente aceitáveis (DO VALLE, 2002).

Sob o nome genérico de tratamento de resíduos são reunidas diversas soluções que visam processá-los com três objetivos principais: 1 – reduzir ou eliminar sua periculosidade; 2 – imobilizar seus componentes perigosos, fixando-os em materiais insolúveis; 3 - reduzir o volume de resíduos que depois de tratados ainda requerem cuidados especiais (DO VALLE, 2002). Dentre tais processos destaca-se a incineração, a compostagem e o aterramento.

2.2.1 Incineração

A incineração é a opção de tratamento de resíduos mais difundida, depois do aterramento (WILLIAMS, 2005). Dentre suas vantagens estão a eficácia na destruição de resíduos patogênicos e organoclorados e sua compactidade. Porém, o investimento financeiro em incineradores de larga escala é alto. Também há grande oposição popular devida emissão de dioxinas, furanos e gases ácidos. Outra preocupação é quanto a destinação das cinzas e dos particulados retidos no sistema de lavagem de gases (DO VALLE, 2002). No Brasil, as poucas usinas de

incineração existentes são utilizadas exclusivamente para incineração de resíduos de serviços de saúde e de aeroportos, em geral, não atendem aos requisitos mínimos ambientais da legislação brasileira (ZVEIBIL, 2001).

2.2.2 Compostagem

A compostagem é o mais antigo método de tratamento de resíduos, praticado desde a história antiga. Pode ser definida como uma biooxidação aeróbia exotérmica de um substrato orgânico heterogêneo, no estado sólido ou semi-sólido, caracterizado pela produção de gás carbônico, água, liberação de substâncias minerais e formação de matéria orgânica estável (FERNANDES e SILVA, 1999). Na prática, isto significa que a partir de resíduos orgânicos com características desagradáveis (odor, aspecto, contaminação por microrganismos patogênicos, entre outros), o processo de compostagem, quando operado dentro de condições adequadas (temperatura, umidade, aeração, relação C/N, pH e granulometria), transforma estes resíduos em composto, que é um insumo agrícola, de odor agradável, fácil de manipular e livre de microrganismos patogênicos.

2.2.3 Aterro Sanitário

Atualmente, o método de tratamento e/ou disposição final de resíduos sólidos urbanos mais utilizado, e que apresenta menor custo, consiste em sua estocagem no solo por intermédio da técnica de aterro sanitário (CASTILHOS JR., 2003). Os resíduos sólidos urbanos acumulados continuamente em aterros não são, contudo, inativos.

De acordo com a NBR 8419 (ABNT, 1992), Aterro Sanitário de Resíduos Sólidos (Urbanos) é a técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos a menor área e volume possíveis, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário.

Para o confinamento da massa de resíduos, os projetos de aterros sanitários prevêm a proteção do solo com a execução de *liners*³ de argila compactada, controle geotécnico das camadas de recobrimento, execução de redes de coleta dos líquidos percolados e seu encaminhamento à estação de tratamento, rede de coleta dos gases resultantes das reações decorrentes da decomposição da matéria orgânica confinada, e rede de drenagem pluvial para impedir que as redes de escoamento de precipitações pluviais ou corpos d'água existentes na área que aumentem o volume dos líquidos percolados. Os projetos prevêm também a implantação das vias de circulação e a altura e inclinação máximas dos taludes de forma a garantir a estabilidade do aterro (SILVEIRA, 2004). A Figura 01 fornece o esquema básico de funcionamento de um aterro sanitário.

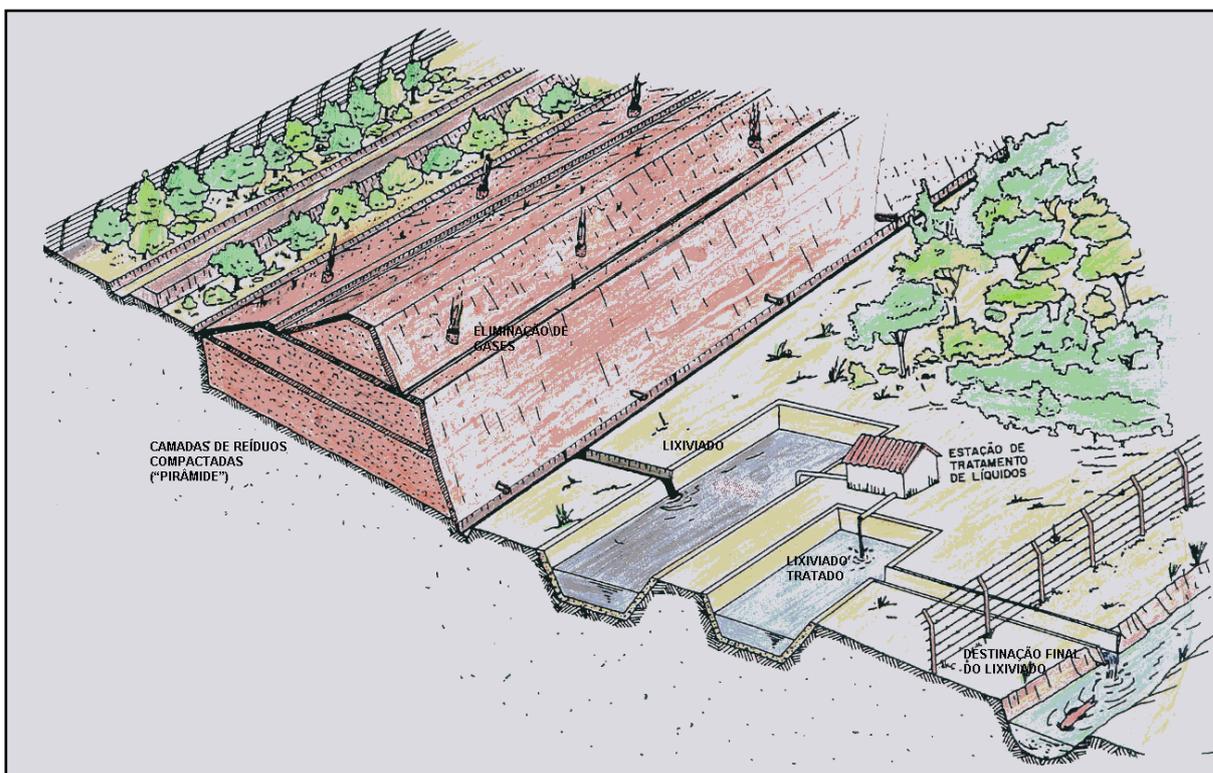


Figura 01 Esquema básico de funcionamento de um aterro sanitário.
Fonte: Adaptado de Guimarães (2000).

No aterro, a grande variedade química dos elementos componentes dos resíduos, sob a influência de agentes naturais (chuva e microrganismos), é objeto de transformações resultantes de mecanismos físico-químicos e biológicos. Dos mecanismos físico-químicos responsáveis pela transformação da matéria destacam-

³ *Liner*: barreira horizontal que impede a progressão dos contaminantes às camadas adjacentes (KNOP, 2007).

se a dissolução dos elementos minerais e seu carreamento pela água de percolação. A dissolução pode ser estequiométrica, se o soluto originado tem composição idêntica àquela do sólido dissolvido, ou seletiva a composição superficial do sólido evolui em consequência de solubilização preferencial de determinados elementos. Porém, o principal responsável pela degradação dos resíduos são os mecanismos biológicos. A presença de microrganismos heterótrofos, os quais oxidam substratos orgânicos para suas necessidades energéticas geram subprodutos resultantes dos metabolismos aeróbio e anaeróbio. O conjunto desses fenômenos conduz à geração de metabólitos gasosos e ao carreamento pela água de moléculas muito diversas, as quais originam os vetores da poluição em aterro sanitário: o biogás e os lixiviados (CASTILHOS JR., 2003).

2.3 Esgotos Domésticos

2.3.1 Geração e coleta

Asano *et al.* (2007); Von Sperling (2007) e Jordão e Pessôa (2005) definem esgotos como o fluxo de águas residuárias provenientes de lares, instituições, escolas, escritórios, hospitais e instalações comerciais e industriais, havendo ainda a presença de águas subterrâneas, águas superficiais e águas de chuva. Esgotos são, essencialmente, a água de abastecimento de uma comunidade após sua utilização em varias aplicações (METCALF & EDDY, 2003).

De maneira geral, a produção de esgotos corresponde aproximadamente ao consumo de água de uma população (ZILBERMAN, 1997; METCALF & EDDY, 2003). O consumo de água e, conseqüentemente, a geração de esgotos em uma localidade variam ao longo do dia (variações horárias), ao longo da semana (variações diárias) e ao longo do ano (variações sazonais) (VON SPERLING, 2007). A geração de esgotos é influenciada por diversos fatores (os mesmos que influenciam o consumo de água) que variam de localidade para localidade (ASANO *et al.*, 2007). Essa variação é função da disponibilidade de água, clima, localização geográfica da comunidade, nível econômico dos habitantes e nível de industrialização (QASIM, 1998).

A fração da água fornecida que adentra a rede coletora na forma de esgoto, chamada de *Coefficiente de Retorno*⁴, varia na faixa de 60% a 100%, sendo o valor usualmente adotado de 80% (VON SPERLING, 2007). Zilberman (1997) diz que a maior parte da água usada em uma comunidade termina sempre no esgoto sendo que apenas 5 a 10% da água é perdida em atividades como rega de jardins e lavagem de carros. Mas, a estimativa da produção de esgotos em função do consumo de água está condicionada à avaliação das perdas e desperdícios (JORDÃO e PESSÔA, 2005).

2.3.2 Caracterização

Os esgotos são constituídos por 99,9% de água, sendo a fração restante (0,1%) composta por sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos e microrganismos (CHERNICHARO, 2005; MARA, 2004; QASIM, 1998).

Fisicamente os esgotos são caracterizados por uma temperatura ligeiramente superior à da água de abastecimento, cor escura que varia do cinza ao preto, odor desagradável e uma turbidez causada por sólidos em suspensão que é maior nos esgotos mais frescos ou mais concentrados (QASIM, 1998; JORDÃO E PESSOA, 2005).

Quimicamente os esgotos são compostos de constituintes orgânicos e inorgânicos, que podem estar suspensos, dissolvidos ou serem sedimentáveis.

De acordo com Henze *et al.* (2008), Asano *et al.* (2007) e Mara (2004) a matéria orgânica é o maior poluente dos esgotos domésticos. Cerca de 70% dos sólidos no esgoto são de origem orgânica e estes compostos são uma combinação de carbono, hidrogênio e algumas de nitrogênio. Os principais componentes orgânicos são as proteínas (40-60%), carboidratos (25-50%) e óleos e gorduras (8-12%) (METCALF & EDDY, 2003; JORDÃO e PESSÔA, 2005). Uréia, o maior constituinte da urina, é outro importante componente orgânico encontrado em fresco nos esgotos domésticos (ASANO *et al.*, 2007).

Os parâmetros de pH, acidez e alcalinidade são extremamente variáveis e influenciam e são influenciados diretamente pelos processos biológicos que ocorrem nesses esgotos.

⁴ R = vazão de esgotos/vazão de água (VON SPERLING, 2007)

Esgotos são normalmente alcalinos (METCALF & EDDY, 2003). De acordo com Jordão e Pessoa (2005) o pH do esgoto tipicamente varia entre 6,5 e 7,5 e esgotos velhos ou sépticos tem pH inferior a 6,0. A acidez e alcalinidade se relacionam diretamente com o pH e são de particular importância no controle operacional do tratamento por digestão anaeróbia.

Os microrganismos presentes nos esgotos são bactérias, arqueas, vírus, fungos, protozoários e helmintos (QASIM, 1998; METCALF & EDDY, 2003; JORDÃO e PESSÔA, 2005). Os organismos patogênicos apresentam importância particular, pois são expelidos juntamente com os excrementos dos seres humanos e outros animais homeotérmicos que estejam infectados e sejam portadores de doenças sendo responsáveis pela patogenicidade e infectividade dos esgotos e pela transmissão das doenças que, em especial nos países em desenvolvimento, levam ao óbito.

As características físico-químicas e biológicas típicas de esgotos domésticos em países em desenvolvimento encontram-se apresentada de forma sintetizada no Quadro 03.

Quadro 03 Características físico-químicas e biológicas dos esgotos domésticos em países em desenvolvimento

Parâmetro	Unidade	Concentração	
		Faixa	Típico
SÓLIDOS TOTAIS	mg/L	700-1350	1100
• Em suspensão	mg/L	200-450	350
- Fixos	mg/L	40-100	80
- Voláteis	mg/L	165-350	320
• Dissolvidos	mg/L	500-900	700
- Fixos	mg/L	300-550	400
- Voláteis	mg/L	200-350	300
• DBO ₅	mg/L	250-400	300
• DQO	mg/L	450-800	600
• DBO última	mg/L	350-600	450
NITROGÊNIO TOTAL	mg/L	35-60	45
• Nitrogênio orgânico	mg/L	15-25	20
• Amônia	mg/L	20-35	25
FÓSFORO	mg/L	4-15	7
• Fósforo orgânico	mg/L	1-6	2
• Fósforo inorgânico	mg/L	3-9	5
pH	-	6,7-7,5	7,0
ALCALINIDADE	mgCaCO ₃ /L	110-170	140
MICROGANISMOS			
• Coliformes Totais	org/100mL	10 ⁷ -10 ¹⁰	-
• Coliformes Termotolerantes	org/100mL	10 ⁶ -10 ⁹	-
• <i>E. coli</i>	org/100mL	10 ⁶ -10 ⁹	-
• Streptococos fecais	org/100mL	10 ⁴ -10 ⁷	-
• Cistos de protozoário	org/100mL	<10 ⁴	-
• Ovos de helmintos	org/100mL	10 ⁰ -10 ³	-
• Vírus	org/100mL	10 ² -10 ⁴	-

Fonte: Von Sperling e Chernicharo (2005)

A maioria dos municípios que realiza coleta de esgotos domésticos utiliza como destino final os corpos de água, como rios lagos ou mesmo o mar e, em geral estes efluentes são lançados *in natura* sem nenhum tratamento prévio. A introdução de matéria orgânica, nutrientes, sólidos e microrganismos nos corpos receptores pode acarretar diversos prejuízos aos organismos aquáticos existentes, ao meio ambiente e à população local, visto que grande parte dos corpos receptores dos efluentes de esgotos domésticos são também utilizados para o abastecimento. A solução vem do planejamento e implantação de estações de tratamento de esgotos, planejados e projetadas de acordo com a realidade local. Para isso, a estimativa das

concentrações dos principais constituintes dos esgotos brutos é um item essencial no projeto das estações de tratamento de esgotos sanitários.

2.4 Lixiviado

O lixiviado de aterros sanitários é um efluente resultante da ação dos microrganismos sobre a matéria orgânica e inorgânica poluente, que contém, além dos produtos resultantes da degradação biológica, água de chuva infiltrada nos aterros (AMARAL *et al.*, 2007). Ziyang e Youcai (2007) definem lixiviado como um líquido heterogêneo de partículas coloidais de vários diâmetros e uma população complexa de microrganismos. Esse líquido heterogêneo é composto de fortes contaminantes orgânicos e inorgânicos, entre estes, ácidos húmicos, compostos orgânicos xenobióticos, nitrogênio amoniacal, metais pesados e outros sais inorgânicos (WISZNIOWSKI *et al.*, 2007).

A composição e a quantidade do lixiviado gerado em um aterro são bastante variáveis dependendo do tipo de resíduo aterrado, da idade do aterro e de condições climáticas (CINTRA *et al.*, 2001, MORAIS *et al.*, 2006, NECZAJ *et al.*, 2008) entre outros fatores.

Teoricamente, a quantidade de lixiviado produzido num aterro é de $2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ nos primeiros cinco anos de aterramento e de $5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ nos anos sucessivos (JUN *et al.*, 2007). Assim, considerando-se a indicação de Jun *et al.* (2007), num aterro com proporções similares ao Aterro Sanitário Metropolitano da cidade de João Pessoa, no estado da Paraíba, com área de 100 hectares e vida útil de 25 anos (LIMA *et al.*, 2003), seriam produzidos aproximadamente 40.150 m^3 de lixiviado.

Nivala *et al.*, (2007) afirmam que os dois principais interesses em tratar o lixiviado são as concentrações elevadas de matéria orgânica e de nitrogênio amoniacal. O nitrogênio amoniacal age como um dominante poluente ambiental (SLACK *et al.*, 2005).

Um importante fator a ser observado para a tratabilidade de líquidos lixiviados está relacionado à recalcitrância ou impossibilidade de degradação de certas substâncias químicas por processos biológicos convencionais. A recalcitrância resulta da presença de compostos orgânicos refratários e com o

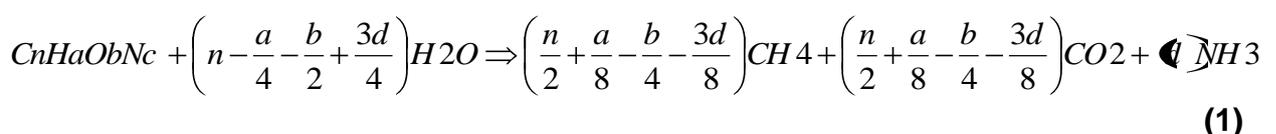
envelhecimento do aterro percebe-se um aumento natural desses compostos em lixiviados antigos (SÁ, 2008; NECZAJ, 2008), ou seja, este se torna cada vez mais difícil de ser tratado em virtude da predominância de compostos menos susceptíveis à degradação. A presença de materiais não biodegradáveis ou recalcitrantes é indicado pela relação DBO/DQO. Um efluente terá mais características de não biodegradabilidade quanto menor for sua relação DQO/DBO. A alta concentração de DQO inerte aeróbia encontrada justifica a baixa biodegradabilidade representada pela baixa relação DBO/DQO (AMARAL *et al.*, 2007)

A relação DBO/DQO também possibilita a estimativa da idade do aterro: para resíduos jovens, onde a atividade biológica corresponde a fase acidogênica, esta relação alcança valores de até 0.83 e diminuem até 0.05, para o aterros velhos onde o último estágio do fermentação, a fase metanogênica, é alcançada (SALEM *et al.*, 2008).

De acordo com Slack *et al.* (2005) alguns dos compostos presentes no lixiviado, como os compostos orgânicos xenobióticos e os metais pesados, podem ser tóxicos, corrosivos, inflamáveis, reativos, carcinogênicos, teratogênicos, mutagênicos, ecotóxicos, bioacumulativos e/ou persistentes. Estudos têm demonstrado que o lixiviado induz a anomalia na morfologia de espermatozoides de ratos (BAKARE *et al.*, 2005), anomalias no DNA de linfócitos humanos (BAKARE *et al.*, 2007) e anomalias cromossômicas na medula óssea de ratos, indicando que o lixiviado é tóxico à mamíferos. Estudos ecotoxicológicos mostram efeitos prejudiciais observados em roedores e espécies aquáticas, mostrando os grandes riscos do lançamento desses efluentes sem tratamento em corpos de água e no solo.

2.5 Fundamentos básicos ao processo anaeróbio

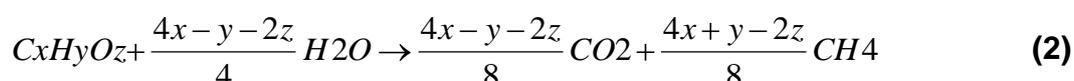
Estequiometricamente, o processo anaeróbio pode ser transcrito através da Equação 01 proposta por Buswell (1930):



Onde $C_nH_aO_bN_c$ representa um composto orgânico genérico, que é completamente reduzido a CH_4 , CO_2 e NH_3 . Porém, nesta equação não é

considerada, de acordo com Chernicharo (1997), a utilização de substrato para produção de biomassa bacteriana.

Já para Van Handel e Lettinga (1994) a digestão anaeróbia é um processo fermentativo caracterizado pela produção de metano (composto orgânico mais reduzido) e o dióxido de carbono. A digestão anaeróbia pode ser considerada como a última fermentação, pois seus produtos são estáveis, no sentido que não suscetíveis de outras fermentações. Van Handel e Lettinga (1994) expressam a digestão anaeróbia, resumidamente, na seguinte equação geral:



É muito importante notar que a digestão anaeróbia é um processo de transformação e não de destruição da matéria orgânica. Como não há participação de um oxidante no processo de digestão anaeróbia, a capacidade de transferência de elétrons do material orgânico permanece intacta no metano produzido.

2.5.1 Aspectos microbiológicos, bioquímicos, termodinâmicos e cinéticos da digestão anaeróbia

O tratamento anaeróbio é um processo natural em que uma variedade de diferentes espécies de dois domínios inteiramente diferentes, Bacteria e Archae, trabalham em conjunto para converter resíduos orgânicos através de uma variedade de intermediários em gás metano (McCarty, 2001). Trata-se de um sistema delicadamente balanceado, onde cada microrganismo tem uma função essencial.

O tratamento anaeróbio envolve processos metabólicos complexos, que ocorrem em etapas sequenciais (Figura 02), e que dependem da atividade de no mínimo três grupos de microrganismos distintos: I - bactérias fermentativas (ou acidogênicas), II - bactérias sintróficas (ou acetogênicas) e III – bactérias metanogênicas.

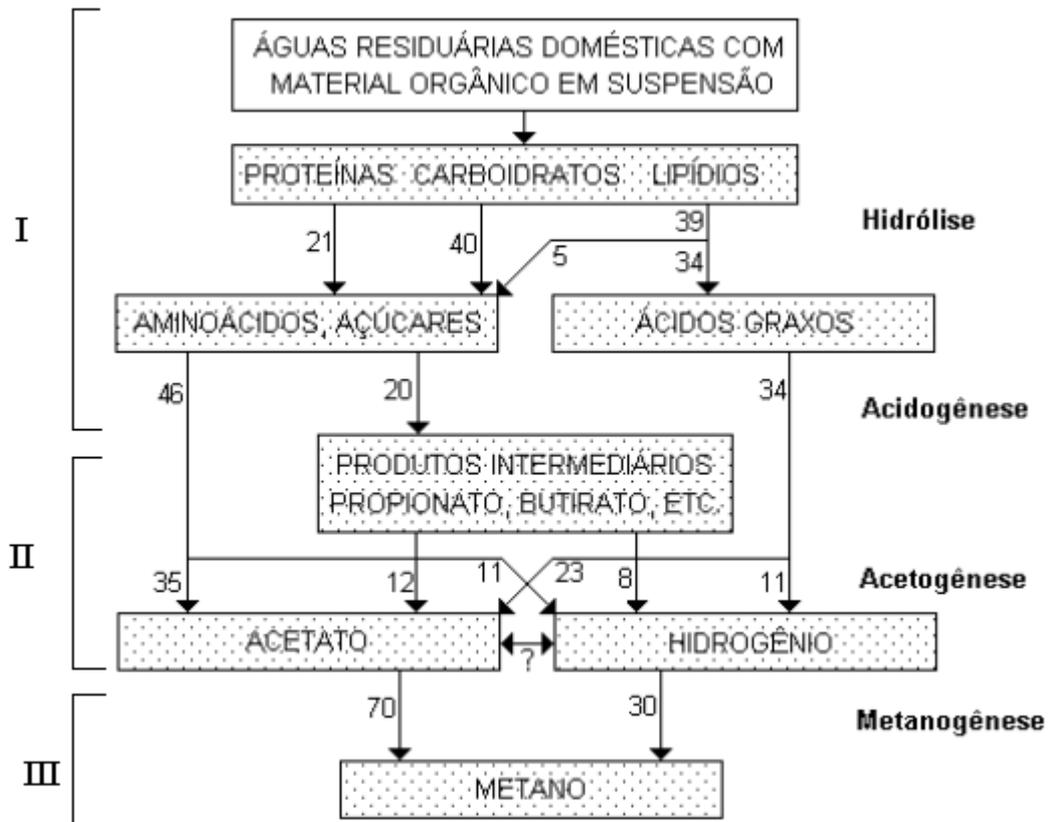


Figura 02 A seqüência de processos na digestão anaeróbia de macromoléculas complexas (os números referem-se a porcentagens expressas como DQO)
Fonte: Adaptado de van Haandel e Lettinga (1994)

Bactérias fermentativas (grupo I) são as primeiras a atuar na etapa seqüencial de degradação do substrato, e são os que mais se beneficiam energeticamente. Na hidrólise diferentes grupos fisiológicos de microrganismos, entre os quais espécies com atividade celulolítica, lipolítica e proteolítica, transformam polímeros em monômeros extracelularmente (Sánchez, 1996) pela ação das exoenzimas. Os carboidratos são transformados em açúcares simples, as proteínas são convertidas a aminoácidos e os lipídeos são quebrados em ácidos graxos de cadeias simples. Bactérias acidogênicas degradam esses monômeros e produzem ácidos orgânicos (principalmente propionato e butirato) e outros produtos intermediários (etanol, acetona, dióxido de carbono e hidrogênio) durante a etapa acidogênica.

Por serem os maiores beneficiados energeticamente, bactérias acidogênicas possuem baixo tempo mínimo de geração e as mais elevadas taxas de crescimento do consórcio microbiano. Desta forma, a etapa acidogênica só será limitante do

processo se o material a ser degradado não for facilmente hidrolisado (AQUINO E CHERNICHARO, 2005).

Como bactérias fermentativas não dispõem, em condições anaeróbias, de um acceptor final de elétrons, como o oxigênio nos processos aeróbios, na digestão anaeróbia o substrato orgânico é ao mesmo tempo utilizado como acceptor e doador de elétrons. Os elétrons resultantes da degradação das moléculas orgânicas são transferidos para o próprio substrato e parte do composto orgânico poluente é oxidada enquanto outra parte é reduzida (AQUINO e CHERNICHARO, 2005).

Choques de carga orgânica em reatores anaeróbios geram excesso de fonte de energia e, conseqüentemente, aumento de microrganismos acidogênicos. Estes utilizam o substrato como acceptor final de elétrons, levando a formação de vários compostos mais reduzidos que o acetato. Tal formação gera a instabilidade nos reatores, pois esses passam a depender da boa atividade não só de organismos metanogênicos, mas também dos microrganismos sintróficos. Kalyuzhnyi (1997) afirma que o aumento da concentração de produtos intermediários como etanol inibe a formação do metano.

Bactérias sintróficas (ou acetogênicas, grupo II na Figura 02) convertem o propionato e o butirato, oriundos da acidogênese, em acetato, hidrogênio e gás carbônico. Durante essa etapa a liberação de hidrogênio para o meio faz com que ele se torne ligeiramente ácido. Por isso, as bactérias sintróficas são também chamadas de produtoras obrigatórias de hidrogênio (OHPA – *Obrigate Hydrogen Producing Acetogens*) (RIBEIRO, 1999).

Na Tabela 01 são apresentados dados comparativos de energéticos de algumas reações comuns na degradação anaeróbia. Observa-se que as reações acetogênicas não são *termodinamicamente desfavoráveis*⁵, apesar de ocorrerem naturalmente em reatores anaeróbios.

⁵ $\Delta G^\circ > 0$: Reações termodinamicamente desfavoráveis

Tabela 01 Comparação energética de algumas reações comuns na degradação anaeróbia

Etapa	Reação	ΔG° (kJ/reação)
Acidogênese (I)	$C_6H_{12}O_6 + H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + 2CO_2 + 2H^+ + 4H_2$ glicose acetato	-206
	$C_6H_{12}O_6 + H_2O \rightarrow 2CH_3CH_2COO^- + 2H_2O + 2H^+$ glicose propionato	-358
	$C_6H_{12}O_6 + H_2O \rightarrow CH_3CH_2CH_2COO^- + 2CO_2 + H^+ + 2H_2$ glicose butirato	-255
Acetogênese (II)	$CH_3CH_2COO^- + 3H_2O \rightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$ propionato acetato	+76,1
	$CH_3CH_2COO^- + 2HCO_3^- \rightarrow CH_3COO^- + H^+ + 3HCOO^-$ propionato acetato	+72,2
	$CH_3CH_2CH_2COO^- + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$ butirato acetato	+48,1
Metanogênes e (III)	$CH_3COO^- + H_2O \rightarrow CH_4 + HCO_3^-$ acetato metano	-31
	$H_2 + \frac{1}{4} HCO_3^- + \frac{1}{4} H^+ \rightarrow \frac{1}{4} CH_4 + \frac{1}{4} H_2O$ hidrogênio metano	-33,9
	$HCOO^- + \frac{1}{4} H_2O + \frac{1}{4} H^+ \rightarrow \frac{1}{4} CH_4 + \frac{3}{4} HCO_3^-$ formiato metano	-32,6
Reação global	$CH_3CH_2COO^- + 1,75 H_2O \rightarrow 1,75 CH_4 + 1,25 HCO_3^- + 0,25 H^+$ propionato metano	-56,6

Fonte: Adaptado de Aquino e Chernicharo (2005)

Bactérias metanogênicas (grupo III, Figura 02) produzem metano a partir de duas fontes diferentes, a depender do tipo de bactéria:

1. Bactérias metanogênicas acetoclásticas - convertem o acetato em metano (Equação 7). Microrganismos metanogênicos acetoclásticos são os mais importantes do consórcio microbiano, porque a remoção de DQO da fase líquida depende da conversão de acetato em gás metano.

2. Bactérias metanogênicas hidrogenotróficas - produzem metano a partir da redução de dióxido de carbono ou formiato. Em sistemas de tratamento de esgoto, a remoção de hidrogênio da fase líquida é feita principalmente por microrganismos metanogênicos hidrogenotróficos. A formação de metano por essa via também é chamada de respiração anaeróbia, porque nesse caso o oxigênio na forma combinada (CO_2) é usado como aceptor de elétrons.

A conversão de propionato na presença de microrganismos metanogênicos é termodinamicamente favorável, porém, resulta em pequena quantidade de energia, o que explica as baixas taxas de crescimento de algumas espécies do

consórcio microbiano (de Bok *et al.*, 2004), como mostra a Tabela 01. Segundo Aquino e Chernicharo (2005) as baixas taxas de crescimento de determinadas espécies do consórcio microbiano contribuem para problemas relacionados à estabilidade de reatores anaeróbios, mas, por outro lado, a baixa geração de lodo é uma das grandes vantagens da tecnologia anaeróbia.

Metcalf & Eddy (2003), apresentam o perfil da curva de crescimento padrão de microrganismos num sistema fechado, conforme mostrado na Figura 03, dividido em quatro fases:

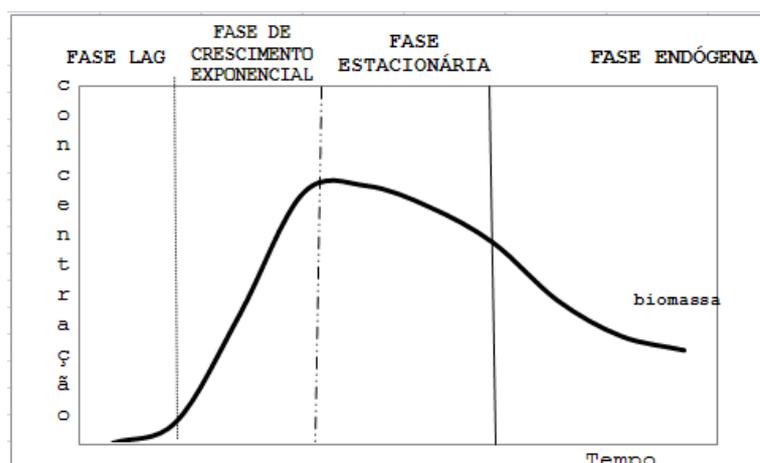


Figura 03 Perfil de Crescimento Bacteriano.
Fonte: Adaptado de Metcalf & Eddy (2003).

A fase de adaptação, ou fase *lag* é o tempo requerido pelo organismo para se adaptar ao seu novo meio e iniciar seu processo de divisão. Na fase de crescimento logarítmica as células dividem-se à taxa determinada por seu tempo de geração e sua habilidade ao processo de alimentação. Na terceira fase a concentração de biomassa permanece relativamente constante. As razões para este fenômeno são que as células consumiram todo o substrato ou nutrientes para crescimento ou que o crescimento de novas células está equilibrado com a morte de células velhas. Durante a fase endógena ou de decaimento a taxa de morte bacteriana excede a produção de novas células. A taxa de morte é usualmente uma função proveniente da viabilidade da população e das características ambientais. Um declínio exponencial da concentração de biomassa pode ser observado. Em alguns casos, a fase de morte logarítmica é o inverso da fase de crescimento logarítmico.

Em processos biológicos de tratamento de resíduos a principal fase no perfil do crescimento microbiano é a do crescimento logarítmico, visto que a taxa de degradação do material orgânico é função do número de microrganismos presentes, espera-se, assim, que a concentração máxima da massa microrganismos seja alcançada.

Além da microbiologia, bioquímica e termodinâmica também o conhecimento da cinética dos processos de conversão biológica é importante para o planejamento dos reatores anaeróbios e para a previsão da qualidade do efluente final (Chernicharo, 1997). Por exemplo, o desempenho de um processo anaeróbio pode ser avaliado através da constante de biodecomposição (k) que indica a velocidade com que o material orgânico foi degradado, e é dado pela expressão matemática representada pela Equação 13:

$$\mu = \mu_0 \cdot e^{-kt} \quad (13)$$

Salienta-se que “ μ ” representa a concentração do substrato num dado instante (mg.L^{-1}), “ μ_0 ” a concentração inicial do substrato ou nutriente limitante (mg.L^{-1}), “ k ” a constante de proporcionalidade (velocidade da reação) e “ t ” o tempo (dia).

Segundo Pavlostalhis e Giraldo-Gomes (1991) muitos autores descrevem o comportamento da hidrólise da matéria orgânica obedecendo a cinética de 1ª ordem tomando-se como base a biodegradabilidade do substrato a pH e temperatura constantes, como descrito na Equação 13.

2.6 Tratamento conjugado de lixiviado e esgotos domésticos

O tratamento conjugado de lixiviado com esgotos domésticos em escala real já existe e é um procedimento que vem sendo aplicado tanto no Brasil como em outros países. A literatura apresenta várias Estações de Tratamento de Esgotos –ETE– que utilizam o sistema de tratamento conjugado de lixiviado com esgotos domésticos: a Estação de Tratamento de Esgoto de Czestochowa que recebe o lixiviado do Aterro Municipal de Czestochowa, na Polônia (NECZAJ *et al.*, 2007); a Estação de Tratamento de Esgoto de Waterloo que recebe lixiviado do aterro de Erb Street, no Canadá, (BOOTH *et al.*, 1996); a ETE de Icarai que recebe lixiviado

do aterro do Morro do Céu, em Niterói – RJ (FERREIRA *et al.*, 2008); a ETE de Barbosa Laje recebe o lixiviado do aterro de Salvaterra em Minas Gerais (FERREIRA *et al.*, 2008); a ETE de Lami que recebe o lixiviado do aterro de Extrema em Porto Alegre – RS.

O desenvolvimento de métodos de tratamento integrado de lixiviado e esgotos domésticos municipais é necessário (WISZNIOWSKI *et al.*, 2007), visto que a disposição de lodos de ETE é responsável pela elevação da taxa de estabilização biológica dentro dos aterros, devido à presença de microrganismos e nutrientes nesses rejeitos, contribuindo para o aumento da produção de lixiviado (QASIM e CHIANG, 1994).

Alguns requisitos são necessários para a viabilidade do tratamento conjugado de lixiviado com esgotos domésticos: facilidade de transporte do lixiviado até a ETE, a capacidade da ETE de assimilar o lixiviado e a compatibilidade do processo de tratamento com as características do lixiviado (CAMPOS *et al.*, 2007a; FACCHIN *et al.*, 2000).

Facchin *et al.* (2000) afirma que a viabilidade e eficiência do tratamento de lixiviado com esgotos domésticos exige o estabelecimento de limites de carga carbonácea e nitrogenada, afim de evitar propagação de cargas de choque no sistema e a sua conseqüente desestabilização. Estudar as faixas de diluições de lixiviado para realização do tratamento conjugado em faixas ótimas, buscando a utilização da máxima capacidade dos sistemas de tratamento sem incorrer em prejuízos aos mesmos é imprescindível. No Quadro 04 estão apresentados trabalhos realizados em níveis nacional e mundial com objetivo de estudar diferentes proporções de lixiviado diluído ao esgoto doméstico e os diferentes tipos de tratamento e reatores aplicados. Percebe-se que não há concordância quanto a proporção de lixiviado adicionado ao tratamento.

Quadro 04 Estudos de diferentes proporções de lixiviado diluído ao esgoto doméstico e os diferentes tipos de tratamento e reatores aplicados

Referência	Proporção de Lixiviado (%)	Tipo de tratamento/Reator
Ferreira <i>et al.</i> (2008)	0,3	Coagulação
	0,3-3,7	Lodo ativado
Facchin <i>et al.</i> (2000)	3,2	Lagoas de Estabilização
de Paula <i>et al.</i> (2008)	1,0; 5,0; 10,0 e 15,0	Reator biológico aeróbio
		Reator biológico anaeróbio
Athayde Jr. <i>et al.</i> (2002)	1, 5 e 15,0	Lagoas de estabilização
Campos <i>et al.</i> (2008)	0,5 e 1,0	Coagulação/floculação
Chaudari <i>et al.</i> (2008)	3,0; 5,0 e 8,0	Reator SAFF ⁽¹⁾
Diamadopoulos <i>et al.</i> (1998)	10,0	SBR ⁽²⁾
Neczaj <i>et al.</i> (2008)	25,0	SBR ⁽²⁾
Yangin <i>et al.</i> (2002)	2, 0 e 2,5	Reator UASB + precipitação química ou volatilização da amônia
Çeçem e Aktas (2001)	6,7; 13,3 e 20,0	Lodo ativado+ PAC ⁽³⁾
Çeçem e Aktas (2004)	5,0 - 25,0	Lodo ativado e Lodo ativado + PAC ⁽³⁾
Neczaj <i>et al.</i> (2007)	10,0	Sonificação + SBR ⁽²⁾
Lima (2002)	NE	UASB
Dantas Filho (2003)	1,0; 5,0 e 15,0	UASB

⁽¹⁾ *Submerged Aerobic Fixed Film Reactor*: reator aeróbio com filme fixo submerso;

⁽²⁾ *Sequencing Batch Reator*: reator sequencial em batelada;

⁽³⁾ *Powered Activated Carbon*: carbono ativado

O tratamento biológico de lixiviado é sempre problemático devido a fatores como: presença de componentes refratários à biodegradação, baixa relação DBO/DQO e alta concentração de nitrogênio amoniacal, que pode chegar a mais 2.500 mg/L (FERNANDES *et al.*, 2006). O tratamento conjugado de líquidos lixiviados com esgotos domésticos proporciona a diluição da amônia que em concentrações muito altas inviabiliza o tratamento biológico do afluente (SILVA *et al.*, 2007).

O uso de esgotos domésticos como doador de elétrons para desnitrificação no biológico tratamento de lixiviado tem ganhado popularidade (ZHOU *et al.*, 2006). A conversão biológica de nitrato a gás nitrogênio necessita de carbono orgânico como doador de elétrons. Portanto, é difícil para as bactérias desnitrificantes a remoção de nitrato de águas residuárias com baixa relação DQO/ nitrogênio amoniacal. A concentração de amônia em lixiviados envelhecidos pode permanecer elevada por muitos anos, assim a relação DQO/nitrogênio amoniacal mantém-se baixa, principalmente em lixiviados mais antigos. Por não haver DQO suficiente para suportar a desnitrificação nesses lixiviados, uma fonte suplementar de carbono

orgânico é necessária para assegurar a desnitrificação adequada. Produtos químicos sintéticos são eficazes, porém, caros. A adição de esgotos domésticos com tal finalidade surge como alternativa eficaz em sistemas de tratamento de lixiviado.

Outro importante aspecto a ser considerado no tratamento combinado de lixiviado com esgotos domésticos é a capacidade de tamponamento que os esgotos domésticos oferecem, com a manutenção da alcalinidade a bicarbonato em níveis adequados e, conseqüentemente, do pH próximo a valores neutros, resultando em condições favoráveis ao tratamento biológico anaeróbio.

Cassini (2003) estudou o tratamento conjugado de lixiviado com esgotos domésticos em reatores anaeróbios tipo UASB obteve resultados bastante satisfatórios. O autor afirma que a eficiência média de remoção de DQO e DBO₅ em sistemas que tratam simultaneamente lixiviado e esgotos domésticos tem sido de 80% e 90% respectivamente, quando aplicada cargas orgânicas de até 4,4 kg DQO m⁻³d⁻¹ e tempo de detenção hidráulica igual a dez horas. Os dados do estudo indicam a viabilidade técnica de tratamento combinado de líquidos lixiviados com esgotos domésticos em reatores do tipo UASB.

3.0 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da pesquisa

O trabalho foi realizado no período de Fevereiro de 2008 a Fevereiro de 2009. O reator UASB foi construído, instalado e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários – EXTRABES- no município de Campina Grande – PB, no bairro do Tambor, com coordenada geográfica de 7° 13' S e 35° 52' W e altitude de 550 m acima do nível do mar.

3.2 Substrato

3.2.1 Esgoto doméstico

O esgoto utilizado neste trabalho foi proveniente da cidade onde o estudo foi realizado, Campina Grande, na Paraíba. O esgoto era coletado do Interceptor Leste da rede coletora de esgotos e bombeado através de uma bomba hidráulica até a caixa de alimentação do substrato. As características do esgoto utilizado na pesquisa são mostradas na Tabela 02.

Tabela 02 Características do esgoto sanitário utilizado na pesquisa

Parâmetros	Esgoto doméstico
DQO total (mg L ⁻¹)	350
Sólidos totais(mg L ⁻¹)	1.200
Sólidos suspensos(mg L ⁻¹)	250
N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	55
pH	7,4
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	400

3.2.2 Lixiviado

O lixiviado utilizado neste trabalho foi proveniente do Aterro Sanitário Metropolitano da cidade de João Pessoa – ASMJP, localizado no município de João Pessoa, capital do Estado da Paraíba, no extremo oriental do Brasil. O ASMJP situa-se na zona rural do município, a 19 km do centro comercial, na zona sudoeste de João Pessoa, em terreno próprio desmembrado da Fazenda Mumbaba III (COMINATO, 2002) e tem capacidade de receber 1100 t/dia de resíduos sólidos urbanos. O ASMJP recebe os resíduos das cidades de João Pessoa, Cabedelo, Bayeux, Conde, Santa Rita, Lucena e Cruz do Espírito Santo, totalizando aproximadamente 986 mil habitantes. O ASMJP pode ser visualizado na Figura 04.



Figura 04 Vista por satélite do Aterro Sanitário Metropolitano da cidade de João Pessoa.

Fonte: Tele Atlas (2007)

O lixiviado era coletado no poço coletor do ASMJP e transportado periodicamente até as dependências da EXTRABES através de caminhões tanque e armazenado. Para melhor rendimento do reator, o lixiviado utilizado neste trabalho tem uma menor carga de amônia. A diminuição da carga de amônia é realizada em reatores de stripping de amônia que funcionam nas dependências da EXTRABES. As características do lixiviado utilizado na pesquisa são mostradas na Tabela 03.

Tabela 03 Características do lixiviado utilizados na pesquisa

Parâmetros	Lixiviado
DQO total (mg L ⁻¹)	2.100
Sólidos totais(mg L ⁻¹)	14.000
Sólidos suspensos(mg L ⁻¹)	400
N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	5,7
pH	9,5
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	53.000

3.3 Sistema experimental

Na Figura 05 apresenta-se um desenho esquemático do reator UASB e demais dispositivos complementares do sistema experimental, composto das seguintes unidades:

- Emissário da rede de esgotamento sanitário (ponto 1);
- Bomba hidráulica (ponto 2);
- Tanque de alimentação do reator UASB (ponto 3);
- reatores de Stripping de amônia do lixiviado (ponto 4);
- Bomba peristáltica (ponto 5);
- Reator UASB (ponto 6);
- Entrada ascendente do substrato no reator (ponto 6a);
- Manta de lodo (ponto 6b);
- Separador de fases (ponto 6c);
- Tubulação de decantação, saída da fase líquida (6d);
- Lagoas de polimento (ponto 7).

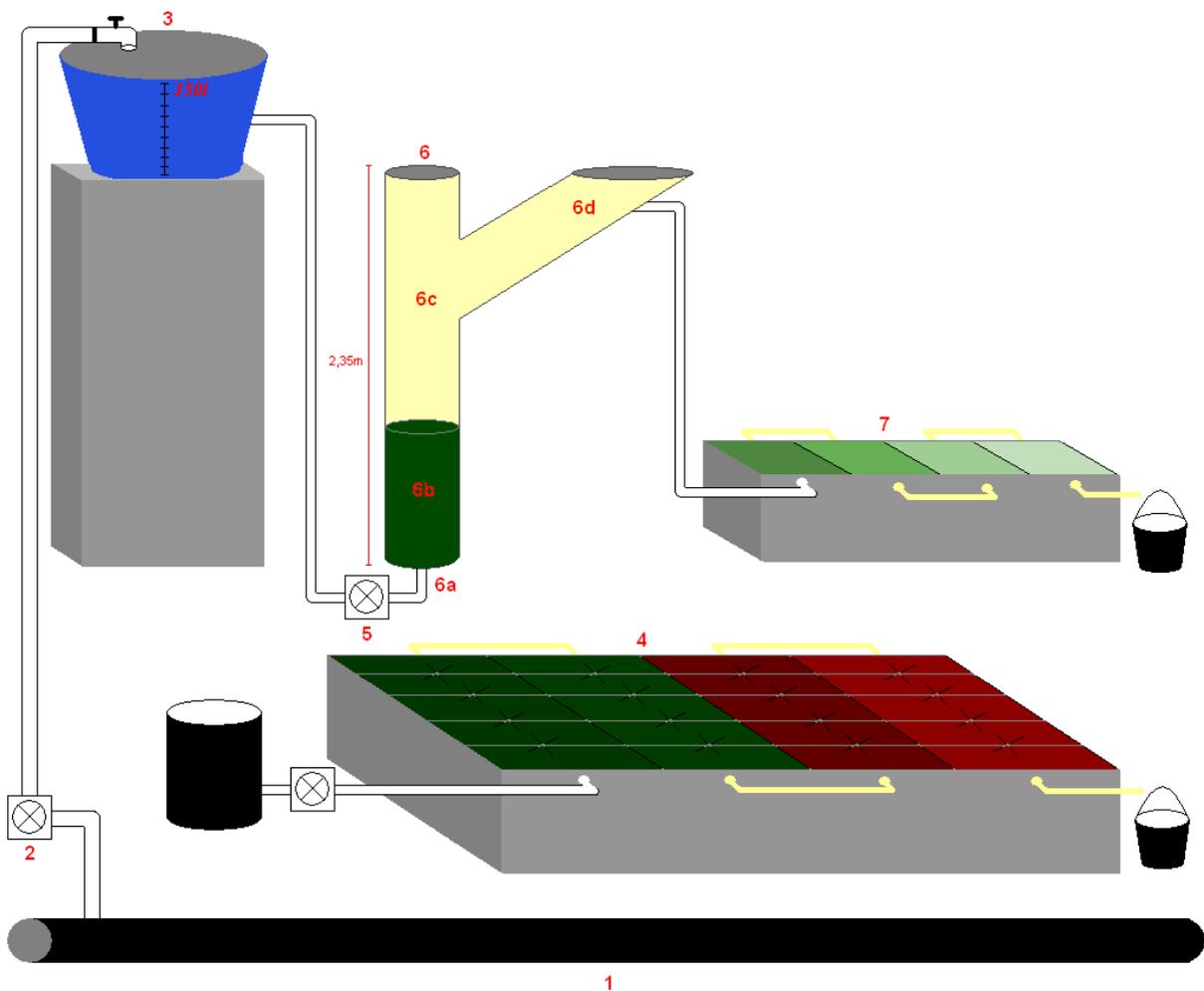


Figura 05 Reator UASB e demais dispositivos utilizados no sistema experimental.

A operação do sistema iniciava com a preparação do substrato para alimentação do reator UASB. A preparação da mistura se realizava no tanque de alimentação (ponto 3), o qual consistia numa caixa de cimento/amianto com volume de 250 L. Com o auxílio de uma escala graduada assegurava-se a leitura dos volumes da mistura de esgoto e lixiviado gasto diariamente. A homogeneização dos resíduos líquidos era feita manualmente. O esgoto sanitário adicionado no tanque de alimentação provinha do emissário da rede de esgotamento sanitário (ponto 1) sendo transportado através de uma bomba (ponto 2). O lixiviado acrescentado no tanque de alimentação era pré tratado em reatores de stripping de amônia (ponto 4). Após o pré-tratamento nos reatores de stripping de amônia, o lixiviado era transportado para o tanque de alimentação através de baldes plástico.

Após a preparação da mistura, uma bomba dosadora tipo peristáltica (ponto 5) aduzia a mistura para a entrada do reator UASB (ponto 6a). A vazão era fixada por um dispositivo de controle da velocidade do fluxo, sendo monitorada diariamente e ajustada manualmente.

O reator UASB (reator anaeróbico de fluxo ascendente e manta de lodo) foi construído em tubo de PVC com diâmetro de 150 mm e 2,35 m de altura. Com um volume total de 41,5 L e TDH de 12h, apresenta estrutura simplificada, como apresentado por Van Haandel (1999), com separador de fases em forma de “braço” (6c), separando os gases no tubo vertical, ou corpo, e os sólidos do efluente na tubulação de decantação (ponto 6d) inclinada a mais ou menos 60°.

O reator é constituído de uma câmara de digestão inferior, preenchida com lodo de esgoto inoculado que ocupa aproximadamente 1/4 do volume do reator (ponto 6b), por onde o substrato entra em fluxo ascendente (ponto 6a). O separador de fases (ponto 6c) facilita a sedimentação do lodo não floculado carregado pelo fluxo do substrato. Há a separação da fase líquida, que sai pelo braço (ponto 6d) e da fase gasosa que sobe pelo tubo vertical.

O fluxo ascendente ao reator UASB exercia uma pressão sobre as camadas posteriores, forçando o transbordamento do sobrenadante numa quantidade igual ao volume de mistura introduzido. O efluente então descia por gravidade para uma série de lagoas de polimento (ponto 7).

3.4 Operação do Reator UASB

Na Tabela 04 são apresentados os parâmetros operacionais referentes as duas etapas de monitoramento do reator UASB, consistindo de diferentes frações de esgoto doméstico e lixiviado e cargas orgânicas aplicadas.

Tabela 04 Parâmetros operacionais utilizados durante as duas etapas de monitoramento do reator UASB tratando diferentes frações da mistura de esgoto doméstico e lixiviado.

Etapa	Composição do Substrato	COA ($kg.m^{-3}.dia^{-1}$)	Tempo de detenção hidráulico (h)	Vazão Média ($L.dia^{-1}$)	Tempo de duração da Etapa (dia)	Período da Etapa (dia)
1	10% lixiviado + 90% esgoto	2,1	12	83	238	0 ao 238
2	3% lixiviado+ 97% esgoto	1,6	12	83	167	239 ao 375

Analisando a Tabela 04 observa-se que a vazão do líquido afluyente aduzida foi fixada em $83\text{L}\cdot\text{dia}^{-1}$ e o tempo de detenção hidráulica do reator UASB foi de 12 horas durante todo período de monitoração.

Na primeira etapa de operação, o reator UASB foi alimentado com lixiviado numa proporção de 1 para 9 vezes o volume de esgoto doméstico, o que resultou numa COA de $2,1\text{ kg m}^{-3}\text{dia}^{-1}$. Na segunda etapa de operação a fração volumétrica de lixiviado foi diminuída para a proporção de 0,3 para cada 9,7 vezes o volume de esgoto doméstico ou $1,6\text{ kg m}^{-3}\text{ dia}^{-1}$.

3.5 Monitoramento do sistema experimental

O monitoramento do sistema experimental foi realizado no afluyente e efluente do reator UASB. As análises foram realizadas em consonância com os métodos preconizados por APHA (1998). No Quadro 05 estão enumeradas todas as análises realizadas, sua frequência e as seguintes metodologias.

Quadro 05 Análises realizadas, frequência e a metodologia aplicada.

Análise	Frequência	Método
<i>pH</i>	Duas vezes por semana	Potenciométrico
<i>AT</i>	Duas vezes por semana	Titulométrico
<i>AGV</i>	Duas vezes por semana	Titulométrico
<i>DQO total e solúvel</i>	Semanal	Titulométrico
<i>STV</i>	Semanal	Gravimétrico
<i>SST</i>	Semanal	Gravimétrico
<i>SSV</i>	Semanal	Gravimétrico

4.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados e discutidos os dados advindos do processo de monitoração do sistema experimental, primeiramente apresenta-se o comportamento da variação temporal dos parâmetros monitorados nas duas etapas do tratamento. Em seguida são apresentados e discutidos os dados cinéticos determinados.

4.1 Potencial Hidrogenioiônico

O pH é o termo que expressa a intensidade da condição ácida ou básica de um determinado meio e é definido como logaritmo negativo da concentração de íon hidrogênio. É um parâmetro importante no controle operacional das estações de tratamento, principalmente na digestão anaeróbia (JORDÃO E PESSÔA, 2005).

Na Figura 06 apresenta-se o comportamento da variação temporal do pH do resíduo líquido afluyente e efluente do reator UASB nas duas etapas de monitoramento.

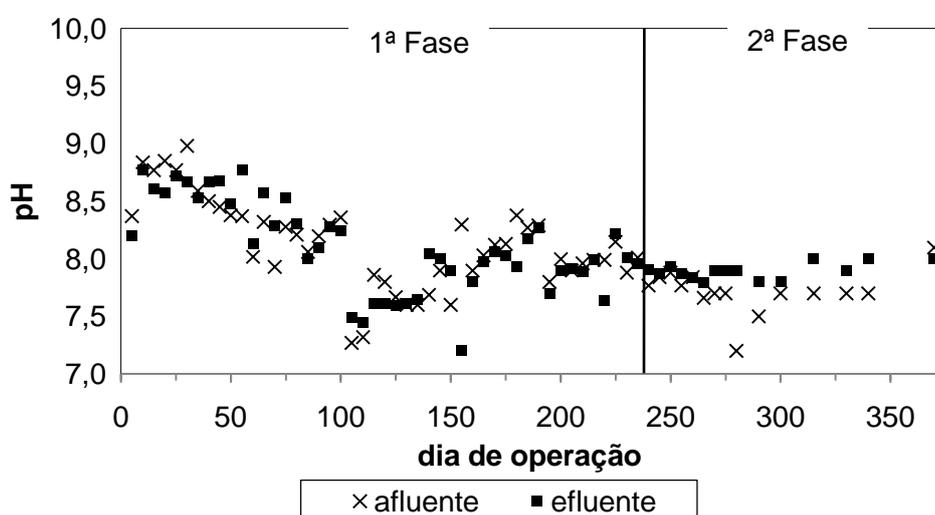


Figura 06 Variação temporal do pH no afluyente e efluente do reator UASB nas duas etapas de monitoramento

Analisando-se o comportamento do pH do resíduo líquido afluyente e efluente do reator UASB, pode-se constatar que na primeira etapa do tratamento os valores de pH do resíduo afluyente variaram de um mínimo de 7,3 a 9,0. Salienta-se

que os valores de pH superiores a 7,2 podem ser explicados pela adição de 10% (% em volume) de lixiviado na preparação do substrato.

No lixiviado em seu estado “*in natura*” o pH situava-se na faixa de 7,5. Porém, o lixiviado utilizado neste trabalho para preparação do substrato, foi proveniente de reator de fluxo pistonado, aplicados para a realização do processo de *stripping* de amônia. No processo de *stripping* de amônia ocorreu naturalmente a elevação do pH do lixiviado, chegando a alcançar o patamar de 10 unidades de pH. Portanto, quando da utilização deste lixiviado para preparação do substrato utilizado na alimentação do reator UASB, ocorria conseqüentemente a elevação do pH. No efluente do reator UASB, na primeira etapa, o pH variou de 7,2 a 8,8.

Na segunda etapa do tratamento pode-se constatar uma significativa redução do pH do resíduo líquido afluente ao reator, haja vista nesta etapa do trabalho ter sido utilizado apenas 3% de lixiviado (% em volume) para a preparação do substrato. Nesta segunda etapa o pH afluente ao reator variou de 7,2 a 8,1 e no efluente do reator a variação de pH foi de 7,8 a 8,0.

O monitoramento do pH indicou que não ocorreu “azedamento”, que se dá pelo acúmulo de ácidos formado pelo processo incompleto de degradação, além de indicar que a concentração de íon hidrogênio no meio (pH igual ou menor que 7,2) não está inibindo o processo de digestão anaeróbia (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005).

Os dados apresentados na Tabela 05 referem-se aos valores mínimos e máximos do pH afluente e efluente durante cada etapa experimental.

Tabela 05 Valores referentes as leituras potenciométricas de pH realizadas nas amostras do afluente e efluente do reator UASB durante as duas etapas de monitoramento.

pH				
	Primeira Etapa		Segunda Etapa	
Pontos	(mínimo)	(máximo)	(mínimo)	(máximo)
Afluente	7,3	9,0	7,2	8,1
Efluente	7,2	8,8	7,8	8,0

Durante a segunda etapa do experimento, com a adição de 3% de lixiviado, observa-se maior estabilidade operacional, comprovado pela menor faixa de oscilação entre mínimo e máximo, tanto no afluente quanto no efluente do reator. A

melhoria da capacidade de tamponamento foi garantida pela maior quantidade de esgotos presentes na mistura (DANTAS FILHO, 2003).

4.2 Ácidos Graxos Voláteis

Na Figura 07 estão apresentados os valores de ácidos graxos afluente e efluente ao reator.

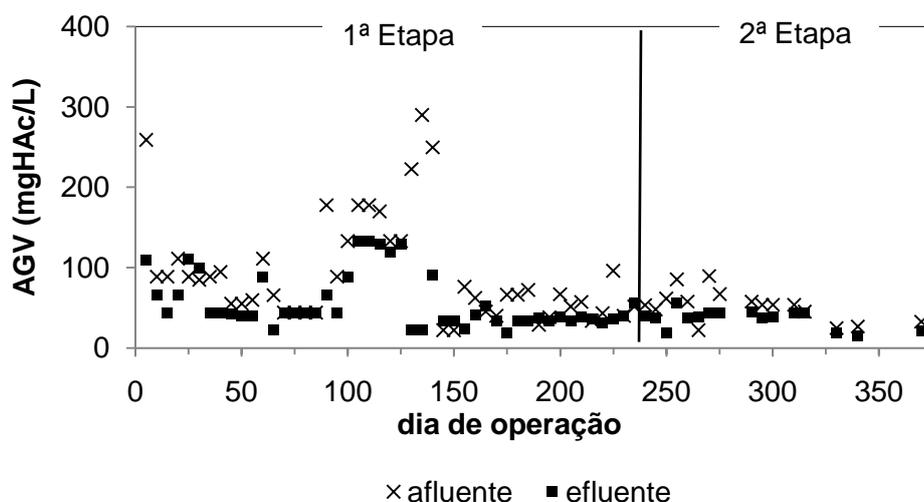


Figura 07 Variação temporal dos ácidos graxos voláteis no afluente e efluente do reator UASB nas duas etapas de monitoramento.

Analisando o comportamento das curvas apresentadas na Figura 07, pode-se constatar que a concentração de AGV nos líquidos efluentes foi de 57 mgHAc L⁻¹ na primeira etapa e de 36 mgHAc L⁻¹ na segunda etapa, o que indica menor produção de AGV em reatores UASB operando com menor carga orgânica (2,1 kg m⁻³d⁻¹ e 1,6 kg m⁻³d⁻¹ durante a primeira e segunda etapas, respectivamente).

Os dados apresentados na Tabela 06 referem-se aos valores mínimos e máximos e a média dos ácidos graxos voláteis afluente e efluente durante cada etapa experimental.

Tabela 06 Valores referentes as leituras titulométricas de AGV realizadas nas amostras do afluente e efluente do reator UASB durante as duas etapas de monitoramento.

AGV (mg HAc L ⁻¹)						
Pontos	Primeira Etapa			Segunda Etapa		
	Faixa		Média	Faixa		Média
Afluente	22	290	93	22	90	52
Efluente	19	230	57	19	65	36

Observou-se ampla faixa de variação da concentração de ácidos graxos voláteis no reator na primeira etapa de operação. Porém, não acarretou prejuízo ao reator, visto que os valores de pH não excederam a faixa ótima. O acúmulo de ácidos graxos durante a primeira etapa de monitoramento pode ser resultado da não observância das condições ideais de crescimento microbiano, tais como ausência de nutrientes ou presença de compostos tóxicos. Aquino e Chernicharo (2005) explicam que esse acúmulo de AGV ocorrerá durante condições de instabilidade, sejam elas devido a choques de carga ou a presença de compostos tóxicos. Os mesmos autores ainda afirmam que fatores como condições ótimas de crescimento microbiano, ausência de fatores de estresse, sem a acumulação significativa de ácidos graxos voláteis são raramente observados, devido às variações na concentração, composição e vazão do afluente e as mudanças de condições ambientais (temperatura, ausência temporária de nutrientes, presença temporária de compostos tóxicos).

A presença de AGV no reator pesquisado concorda com o apresentado na literatura. Lima (2002) observou maior concentração de AGV (efluente com 121 mgHAc L⁻¹) com parâmetros operacionais semelhantes à primeira etapa de operação (tempo de detenção hidráulica, 12h; carga orgânica aplicada, 2,3 kg m⁻³d⁻¹ e vazão, 77,9Ld⁻¹).

4.3 Alcalinidade Total

Alcalinidade total é um parâmetro que se relaciona diretamente com o pH e indica a capacidade de tamponamento da água (JORDÃO E PESSOA, 2005). Capacidade de tamponamento pode ser entendida como a capacidade de uma solução de amenizar mudanças bruscas de pH (CHERNICHARO, 2007) e está relacionada a presença de bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos.

Na Figura 08 estão apresentados os valores de alcalinidade total afluente e efluente ao reator.

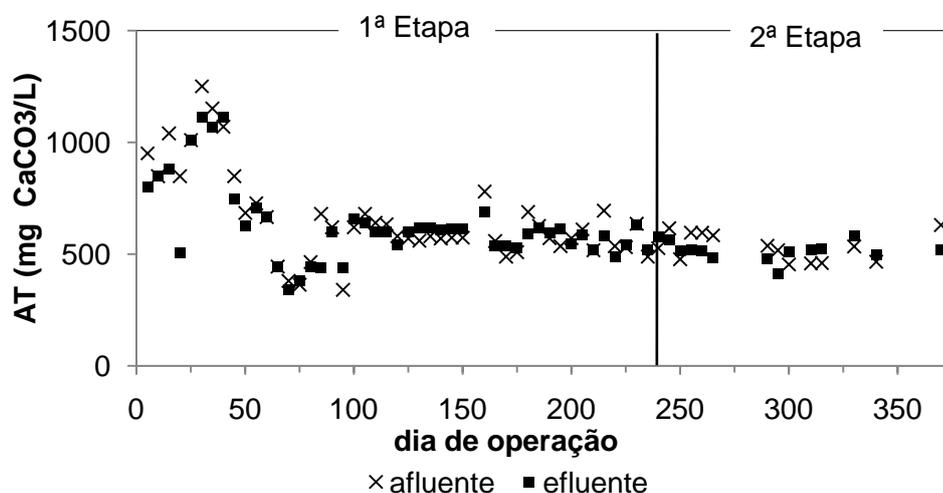


Figura 08 Variação temporal da alcalinidade total no afluente e efluente do reator UASB nas duas etapas de monitoramento.

Percebe-se que no segundo mês de operação há uma redução da alcalinidade, provavelmente devido ao acúmulo de AGV observado durante esse mesmo período. Essa diminuição não provocou variação do pH, indicando boa capacidade de tamponamento do efluente. Os dados indicam que, a alcalinidade total, a qual é a soma da alcalinidade afluente mais a alcalinidade gerada, foi suficiente para manter a estabilidade do processo, mesmo com variações na produção de ácidos graxos voláteis no início do tratamento.

Os dados apresentados na Tabela 07 referem-se aos valores mínimos e máximos da alcalinidade total afluente e efluente durante cada etapa experimental.

Tabela 07 Valores referentes às leituras titulométricas de AT realizadas nas amostras do afluente e efluente do reator UASB durante as duas etapas de monitoramento.

AT (mg CaCO ₃ L ⁻¹)					
Pontos	Primeira Etapa			Segunda Etapa	
	Faixa		Média	Faixa	Média
Afluente	340	1252	659	455	630
Efluente	340	1111	631	415	516

Na Tabela 08 observa-se que houve diminuição da concentração de alcalinidade total afluente e efluente ao reator na segunda etapa. Na primeira e segunda etapas a média da alcalinidade total nos líquidos efluentes foi, respectivamente de 631 e 516 mg CaCO₃ L⁻¹.

4.4 Relação Ácidos Graxos Voláteis/Alcalinidade Total

Na Figura 09 estão apresentados os valores da relação entre ácidos graxos voláteis e alcalinidade total nos líquidos efluentes ao reator UASB durante as duas etapas de monitoramento do sistema experimental.

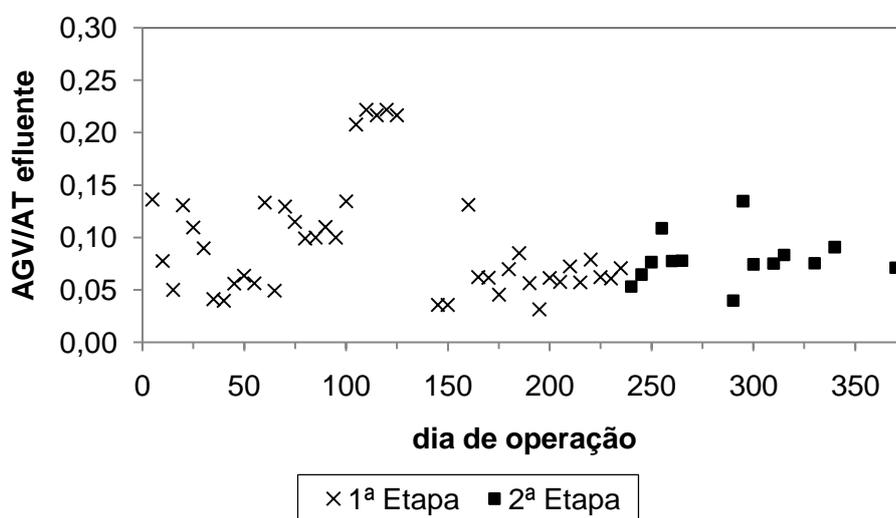


Figura 09 Variação temporal da relação AGV/AT efluente do reator UASB nas duas etapas de monitoramento efluente.

A relação ácidos graxos voláteis/alcalinidade total variou de 0,03 a 0,22, demonstrando que a alcalinidade a bicarbonatos sempre predominou no sistema,

criando condições favoráveis para o aumento da eficiência de bioestabilização da massa de DQO (METCALF & EDDY, 2003). No trabalho realizado por Leite *et al.* (2009), a relação AGV/AT manteve-se numa faixa mais alta que a observada neste trabalho, variando de 0,04 a 0,49. Porém, em ambos os trabalhos a relação AGV/AT manteve-se abaixo de 0,3, valor recomendado por Chernicharo (2007). Busato e Pawlowsky (2005) em trabalho com reatores UASB também obteve valores de AGV/AT abaixo de 0,3 concluindo que o reator operou em condições estáveis.

Observa-se maior oscilação na relação AGV/AT até o quarto mês de operação, justificado pelos mesmos fatores que causaram aumento na produção de ácidos graxos voláteis e instabilidade da alcalinidade total no mesmo período: variações na concentração, composição e vazão do afluente, mudanças de condições ambientais, ausência de nutrientes ou presença de compostos tóxicos.

A relação de AGV/AT durante as duas etapas de operação não sofreu grandes variações, sendo a média dessa relação de 0,09 e 0,08 na primeira e segunda etapas respectivamente.

4.5 Demanda Química de Oxigênio

4.5.1 Demanda Química de Oxigênio Total

Na Figura 10 estão apresentados os valores de demanda química de oxigênio total afluente e efluente ao reator.

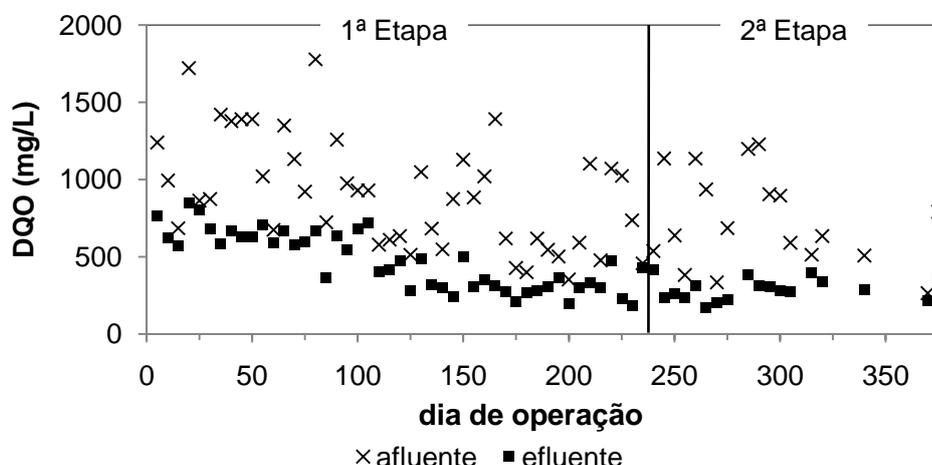


Figura 10 Variação temporal da DQO total no afluente e efluente do reator UASB nas duas etapas de monitoramento

A matéria orgânica expressa na forma de DQO apresentou grande variação no afluente em decorrência da composição instável dos esgotos utilizados na preparação do substrato. Observa-se que a amplitude na faixa de variação do efluente foi menor que a do afluente devido a estabilidade operacional refletida na remoção de DQO do reator.

A remoção de DQO obtida na primeira etapa de monitoramento (44,0%), onde o reator operou com carga orgânica de 2,1 kg DQO m⁻³d⁻¹ não foi satisfatória, estando bem abaixo das remoções relatadas na literatura para reatores UASB com parâmetros operacionais semelhantes. Segundo Cassini (2003) remoções de até 80% de DQO podem ser alcançadas em tratamentos conjugados de lixiviado com esgotos domésticos em reatores tipo UASB. Porém, o lixiviado utilizado no trabalho realizado por Cassini (2003) foi proveniente de reatores que tratam resíduos vegetais e foram aplicadas cargas orgânicas de até 4,4 kg DQO m⁻³d⁻¹ e tempo de detenção hidráulica de 10 horas.

A baixa remoção de DQO deve-se à compostos orgânicos recalcitrantes presentes em grande quantidade no lixiviado. Este fato pode estar ligado a carência de aclimação da biomassa microbiana, uma vez que o sistema iniciou a operação com maior porcentagem de lixiviado (10%) e conseqüentemente maior carga orgânica e poluente que os demais reatores anaeróbios encontrados na literatura.

A remoção média de DQO na segunda etapa do trabalho foi de 59,4%. Em estudos anteriores, Yangin *et al.* (2002) relataram remoções de 64% de DQO em reatores UASB tratando lixiviado diluído em esgoto doméstico, com parâmetros operacionais semelhantes aos utilizados na segunda etapa de monitoramento do reator (2% de lixiviado, TDH de 0,52 d e COA de 0,88). Lima (2002) obteve remoções de 61% de DQO no tratamento de lixiviado combinado com esgotos domésticos, bem similar a observada na segunda etapa deste trabalho. Contrera (2008) tratando lixiviado sem diluição em filtro anaeróbio com biomassa imobilizada em espuma de poliuretano apresentou eficiências superiores a 70%, em termos de remoção de DQO, com DQO afluente da ordem de 11.000 mg L⁻¹.

De Paula *et al.*(2008), operando reatores na batelada aeróbios e anaeróbios, percebeu que as taxas de decaimento da DQO são maiores em tratamentos onde as taxas de diluição do lixiviado são maiores, o que justificam os dados que mostram

que na primeira etapa de monitoramento, com maior proporção de lixiviado, obteve-se menores remoções de DQO.

Os dados indicam que o efluente apresenta características satisfatórias para pós-tratamento em lagoas de estabilização. Jordão e Pessoa (2005) determinam que a remoção de DQO em lagoa de estabilização é de 70-83%. A remoção de 70% da DQO no efluente final do reator monitorado implica na produção de um efluente final com DQO de aproximadamente 90 mg L^{-1} , que atende aos critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos em corpos de água da maioria dos estados brasileiros.

4.5.2 Demanda Química de Oxigênio Filtrada

Na Figura 11 estão apresentados os valores de demanda química de oxigênio filtrada no afluente e efluente do reator.

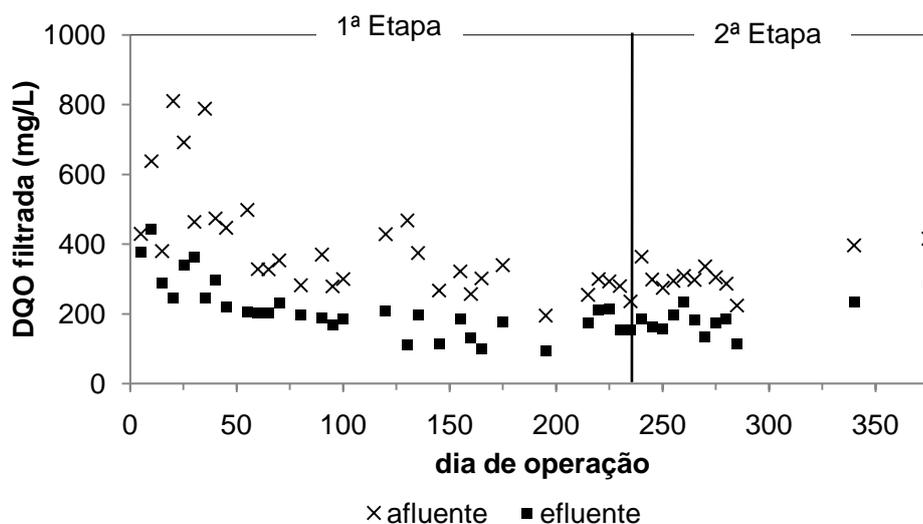


Figura 11 Variação temporal da DQO filtrada no afluente e efluente do reator UASB nas duas etapas de monitoramento.

Amaral *et al.* (2007) afirmam que apesar da DQO ser o parâmetro preferido para quantificar a matéria orgânica em águas residuárias, como o lixiviado, apresenta como principal desvantagem não diferenciar a matéria orgânica não biodegradável da inerte. Pesquisas mostram que 40% da DQO solúvel efluente presente em lixiviados de reatores UASB correspondem a fração inerte. A eficiência média na remoção de DQO filtrada foi menor que a remoção de DQO total, o que

indica que grande parte matéria orgânica que está sendo removida do sistema está em suspensão ou é sedimentável. A matéria orgânica recalcitrante presente no lixiviado é dificilmente digerida, o que explica a baixa remoção de DQO filtrada e, conseqüentemente a alta concentração de DQO efluente.

Não há grande diferença na eficiência de remoção da DQO filtrada na primeira e segunda etapas de operação, sendo estas de 36,9% e 37,4%, respectivamente, abaixo das remoções relatadas na literatura. Outros trabalhos apresentam eficiências de remoção de DQO solúvel de 61% em reatores UASB operando com carga de 2,3 kg DQO m⁻³d⁻¹ e TDH de 12 horas (Lima, 2002) e 69% em reatores UASB com 1% de lixiviado, carga de 2,3 kg DQO m⁻³d⁻¹ e TDH de 10 horas (DANTAS FILHO, 2003). Ambos os trabalhos utilizaram lixiviado proveniente da digestão anaeróbia de resíduos vegetais. A ineficiência nas remoções da fração solúvel de DQO é resultado da fração inerte ou recalcitrante da matéria orgânica presente no lixiviado de aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos.

4.6 Sólidos Totais Voláteis

Figura 12 mostra o perfil dos sólidos totais voláteis nos líquidos afluentes e efluentes dos reator UASB.

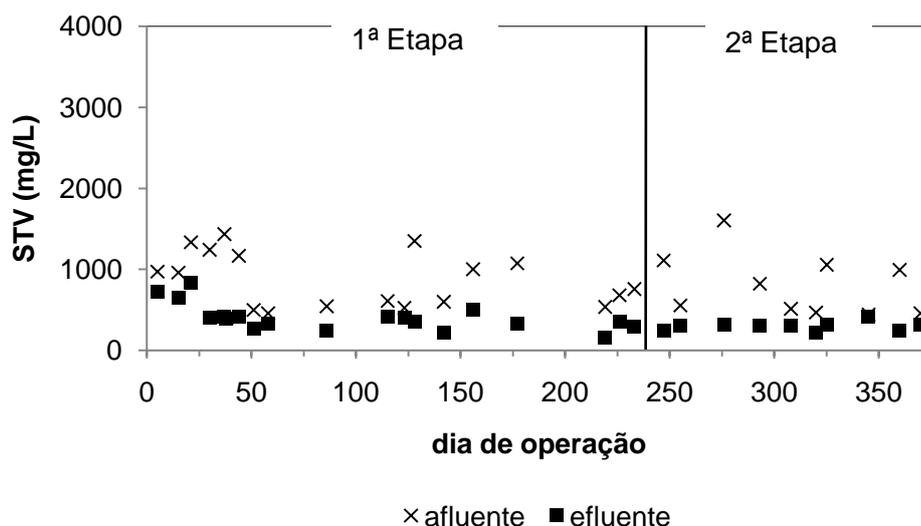


Figura 12 Variação temporal dos sólidos totais voláteis no afluente e efluente do reator UASB nas duas etapas de monitoramento

Os dados indicam que, mesmo com grandes variações afluentes, causadas pela variação desse parâmetro nos esgotos domésticos, o reator operou com boa capacidade de remoção de STV e em condições estáveis.

Observa-se que na segunda etapa de monitoramento houve um crescimento da taxa de remoção de sólidos totais voláteis. Na primeira etapa a remoção média de STV no reator foi de 48,5%. Na segunda etapa a remoção média foi de 53,6%, atingindo picos de até 80% aos 276 dias de operação, o que indica boa eficiência de retenção de sólidos totais voláteis no interior do reator, compatível com outros trabalhos relatados. Lima (2002) observou retenção média de sólidos totais voláteis de 53% e 55% tratando lixiviado diluído em esgotos domésticos em reator UASB com concentrações afluentes de 489,3 mg STV L⁻¹ e 756 mg STV L⁻¹ respectivamente. Dantas Filho (2003) atingiu 65% de eficiência na remoção de STV de substrato de lixiviado e esgoto doméstico em reator UASB com concentrações de 1425 mg STV L⁻¹. Leite *et al.* (2009) tratando apenas lixiviado proveniente de resíduo orgânico em reator anaeróbio alcançou eficiência de aproximadamente 80% . O lixiviado proveniente apenas de resíduo orgânico, apesar das altas concentrações, 18.750 a 32.670 mg STV L⁻¹, apresenta características favoráveis ao tratamento biológico, pela baixa recalcitrância e ausência de alguns poluentes presentes nos resíduos sólidos urbanos.

4.7 Sólidos Suspensos Totais

Na Figura 13 são apresentados os valores de sólidos suspensos totais no afluente e efluente do reator.

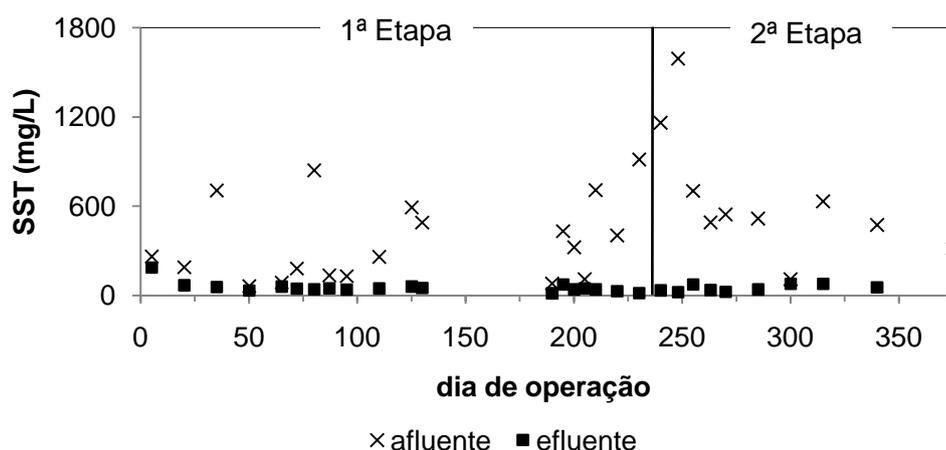


Figura 13 Variação temporal dos sólidos suspensos totais no afluente e efluente do reator UASB nas duas etapas de monitoramento

As concentrações de sólidos suspensos totais atingiram picos de mínimo e máximo iguais as faixas de 65 a 914 no afluente da primeira etapa e 108 a 1592 mg SST L⁻¹ no afluente da segunda etapa. No efluente essas concentrações foram de 14 a 189 mg SST L⁻¹ na primeira etapa e 24 mg SST L⁻¹ a 80 mg SST L⁻¹ na segunda etapa. A variação de sólidos suspensos totais no substrato afluente deve-se à variação desse parâmetro nos esgotos domésticos, a qual decorre, dentre outros fatores, da grande infiltração existente no sistema coletor de esgotos.

A remoção média de sólidos suspensos totais foi de 85,4 % na primeira etapa e 92,7% na segunda etapa. Houve um notável aumento da concentração de sólidos suspensos totais afluente no início da segunda etapa de operação, o que não afetou a eficiência de remoção de sólidos suspensos totais do sistema. A média de SST no efluente final foi de 53 mg SST L⁻¹ e 24 mg SST L⁻¹, na primeira e segunda etapas, ambas atendendo ao valor máximo permitido pela maioria das legislações estaduais que exige valores inferiores a 60 mg L⁻¹ (VERSIANI E JORDÃO, 2005). O comportamento do sistema em relação ao parâmetro SST foi bastante semelhante ao observado e discutido para DQO. De um modo geral, ocorrem grandes variações nas concentrações de SST no substrato, sem contudo afetar substancialmente a estabilidade operacional do reator, que foi capaz de produzir efluentes sem grandes variações nas suas concentrações. No trabalho realizado por Gomes e Chernicharo (2005) o reator UASB monitorado apresentou comportamento divergente, recebendo afluentes com grandes variações de concentração e produzindo efluentes com altos teores de sólidos suspensos totais,

até 150 mg SST L⁻¹. Os autores sugeriram que a frequência de descarte do lodo deveria ser revista a fim de garantir um efluente com menores teores de sólidos.

4.7 Sólidos Suspensos Voláteis

Na Figura 14 apresenta-se o comportamento da evolução temporal das concentrações de sólidos suspensos voláteis no substrato afluente e efluente ao reator UASB.

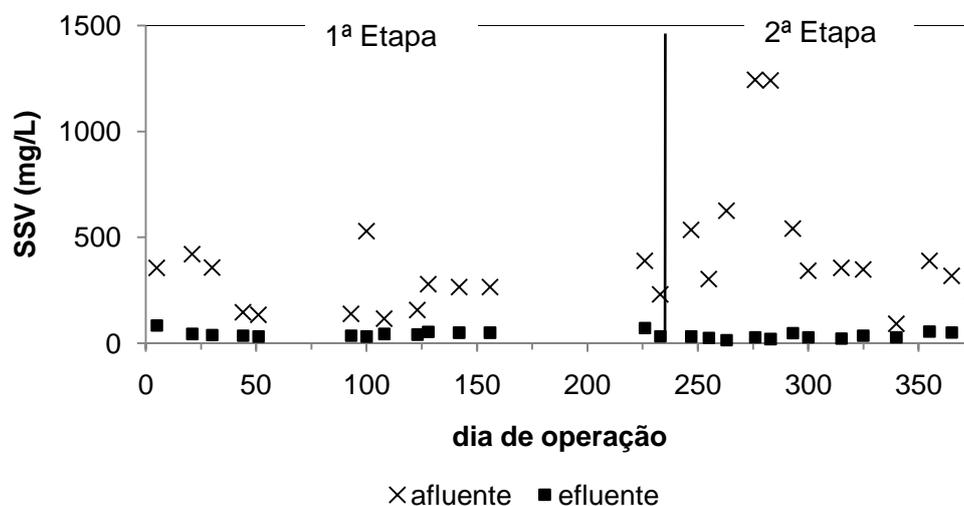


Figura 14 Variação temporal dos sólidos suspensos voláteis no afluente e efluente do reator UASB nas duas etapas de monitoramento

Para as concentrações de sólidos suspensos voláteis os picos de mínimo e de máximo no afluente foram de 92 e 1244 mg SSV L⁻¹, com média de 384 mg SSV L⁻¹. No efluente, como mostra a Figura 14, os picos de mínimo e de máximo foram de 16 mg SSV L⁻¹ e 85 mg SSV L⁻¹ respectivamente, com valor médio de 40,3 mg SSV L⁻¹.

A remoção média de sólidos suspensos voláteis no reator foi de 79,9% na primeira etapa e 89,8% na segunda etapa, maior que a remoção obtida por Dantas filho (2003) para afluentes com concentração de 349 mg SSV L⁻¹ (80,5%). A remoção foi também superior a obtida por Lima (2002) que tratou afluentes com concentrações de 161,2 mg SSV L⁻¹, 275 mg SSV L⁻¹ e 273 mg SSV L⁻¹, e removeu 67%, 79% e 44% dos sólidos suspensos voláteis presentes no substrato. Ambos os trabalhos citados também trataram uma mistura de lixiviado diluído em esgotos domésticos em reatores UASB.

4.8 Parâmetros cinéticos

O desempenho do processo anaeróbio foi avaliado através da constante de biodecomposição, que indica a velocidade com que o material orgânico foi degradado e é dado pela expressão matemática representada pela equação:

$$\mu = \mu_0 \cdot e^{-kt}$$

A Tabela 08 apresenta as equações exponenciais as quais foram ajustadas com os dados obtidos na primeira e segunda etapas do experimento.

Tabela 08 Equações exponenciais ajustadas com os dados experimentais obtidos durante as duas etapas do experimento.

Parâmetros	Etapas	
	1ª	2ª
DQO	$DQO = 904 \cdot e^{-0,0081t}$	$DQO = 739 \cdot e^{-0,0031t}$
STV	$STV = 850 \cdot e^{-0,0616t}$	$STV = 771 \cdot e^{-0,0733t}$
SST	$SST = 364 \cdot e^{-0,1471t}$	$SST = 654 \cdot e^{-0,2088t}$
SSV	$SSV = 271 \cdot e^{-0,1412t}$	$SSV = 507 \cdot e^{-0,2145t}$

Analisando os dados apresentados na Tabela 08 observa-se que a maior constante de biodecomposição foi obtida na primeira etapa experimental para o parâmetro de DQO. A segunda etapa apresentou as maiores constantes de decomposição para os parâmetros de STV, SST e SSV. Vale salientar que a segunda etapa apresentou a menor carga orgânica aplicada e menor porção de lixiviado. Para o parâmetro de STV a constante assumiu os valores de 0,0616 e 0,0733 com remoção de 48,5 e 53,6%, respectivamente na primeira e segunda etapas de operação. Para SST a constante assumiu valores crescentes de 0,1471 e 0,2088 para taxas de remoções também crescentes de 85,4 e 92,7%, respectivamente na primeira e segunda etapas de operação. O mesmo aconteceu para o parâmetro de SSV, onde obteve-se constantes de 0,1412 e 0,2145 e remoções de 79,9 e 86,8%.

Porém, observa-se na Tabela 08 que para DQO, a constante (k) assumiu os seguintes valores: 0,0081 e 0,0031 e a eficiência média de remoção foi 44% e 59,4%, o que indica que a primeira etapa, apesar de apresentar maior constante de

biodegradação para o parâmetro de DQO, alcançou menor eficiência de remoção. Este fato pode estar ligado a maior carga orgânica recalcitrante encontrada no substrato da primeira etapa devida maior fração de lixiviado. Ou seja, apesar de apresentar maior constante de biodegradação, a remoção não permitiu geração de efluente com menores concentrações, devida presença de maior porção de matéria orgânica recalcitrante.

5.0 CONCLUSÕES

O levantamento de dados obtidos durante o desenvolvimento do presente trabalho permitiu as seguintes conclusões.

- O tratamento conjugado de lixiviado proveniente de aterro sanitário com carga de amônia previamente removida diluído em esgotos domésticos em reator UASB é uma alternativa tecnologicamente viável.

- As maiores eficiências de remoção foram obtidas durante a segunda etapa de operação para os parâmetro de DQO, STV, SST e SSV, com remoções de respectivamente 44,0; 48,5; 85,4 e 79,9 na primeira etapa e 59,4; 53,6; 92,7 e 89,8% na segunda etapa.

- Eficiências de remoção de 88,9% e 84,7% foram alcançadas para os parâmetros SST e SSV durante a segunda etapa.

- O reator UASB tratando mistura combinada de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico apresenta efluente com características satisfatórias para pós-tratamento em lagoas de estabilização nas duas etapas de monitoramento.

6.0 RECOMENDAÇÕES

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

- Continuar trabalhando com esta mesma alternativa tecnológica, tratando mistura de lixiviado proveniente de aterro sanitário diluído em esgoto doméstico com carga orgânica superior a $1,6 \text{ Kg DQO m}^{-3}\text{d}^{-1}$.
- Realizar quantificação do biogás e sua utilização.
- Determinar parâmetros cinéticos com a finalidade de projetar sistemas em escala real.

7.0 REFERÊNCIAS

1. ABBASSI, B.; BAZ, I. A. Integrated wastewater management: a review. In: BAZ, I. A. OTTERPOHL, R. WENDLAND, C (Ed.). **Efficient Management of Wastewater: Its Treatment and Reuse in Water Scarce Countries**. [S.l.]: Springer, 2008
2. AĞDAĞ, O. N.; SPONZA, D. T. Anaerobic/aerobic treatment of municipal landfill leachate in sequential two-stage up-flow anaerobic sludge blanket reactor (UASB)/completely stirred tank reactor (CSTR) systems. **Process Biochemistry**. v. 40, n. 2, p. 895-902, 2005
3. AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, L. C.; AQUINO, S. F.; GONÇALVES, F. M. Avaliação da DQO solúvel inerte a processos aeróbio e anaeróbio presente em lixiviados de aterro sanitário. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG, 2007
4. ASANO, T.; METCALF & EDDY; LEVERENZ, H. L.; TSUCHIHASHI, R.; TCHOBANOGLIOUS, G. **Water Reuse: issues, technology, and applications**. New York - USA: McGraw-Hill Professional, 2007
5. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS E TÉCNICAS - ABNT. **NBR 10004/2004**; Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro - RJ: ABNT, 2004
6. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 8419**. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro – RJ: ABNT, 1992
7. ALIMBA, C. G.; BAKARE, A. A.; LATUNJI, C. A. Municipal landfill leachates induced chromosome aberrations in rat bone marrow cells. **African Journal of Biotechnology**, v. 5, n. 22, p. 2053-2057, 2007
8. APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**, 20 ed. Nova York - USA, 1998
9. AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A.L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AVGs) em reatores anaeróbios sob estresse; causas e estratégias de controle. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 10, n. 2, p. 153-161, Rio de Janeiro-RJ: ABES, 2005
10. ATHAYDE JR., G. B.; CARVALHO, C. M.; LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SILVA, S. A.; SOUSA, J. T. Uso de lagoas de estabilização para tratamento conjugado de percolado e águas residuárias domésticas. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Vitória – ES, 2002
11. AZEVEDO, J. de . Informações Estatísticas dos Resíduos Sólidos no Brasil e em algumas de suas Capitais. In: X Simpósio sobre Meio Ambiente, 2002, São

Gonçalo -RJ. **Anais**. São Gonçalo -RJ : Universidade Salgado de Oliveira (UNIVERSO), 2002

12. BAKARE, A. A.; PANDEY, A. K.; BAJPAYEE, M.; BHARGAV, D.; CHOWDHURI, D. K.; SINGH, K. P.; MURTHY, R. C.; DHAWAN, A. DNA damage induced in human peripheral blood lymphocytes by industrial solid waste and municipal sludge leachates. **Environmental and Molecular Mutagenesis**. v. 48, n. 1, p. 30 – 37, 2007
13. BOOTH, S. D. J.; UFER, D. PEREIRA, G. Assessing the impact of a landfill leachate on a Canadian Wastewater Treatment Plant . **Water Environment Research**. v. 68, n. 7, p. 1179-1186, 1996
14. BRASIL. **Cadernos MCidades**; Saneamento ambiental. Brasília - DF: Ministério das Cidades, 2004
15. BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente - **CONAMA**. Resolução Nº 005, 1993
16. BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente - **CONAMA**. Resolução Nº 308, 2002
17. BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Contagem da população 2007** . Disponível em <http://www.ibge.gov.br>, último acesso em 16 de Março de 2009
18. BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Geociências**. Área Territorial Oficial. Disponível em <http://www.ibge.gov.br>, último acesso em 17 de Março de 2009
19. BRASIL. **Lei 11.445 de 05 de Janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Disponível em: www.ceset.unicamp.br, último acesso em 08 de Fevereiro de 2009
20. BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. PNSB – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (2000). **Banco de dados**. 2002, disponível em <http://www.ibge.gov.br>, último acesso em 18 de Janeiro de 2009
21. BRASIL. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Saneamento**. 3ª ed. Brasília - DF: MS, 1999
22. BRASIL. **PNAD – Pesquisa nacional por amostra de domicílios**. 2006. <http://www.ibge.gov.br>. Último acesso em 06 de Janeiro de 2009
23. BUSATO, R.; PAWLOWSKY, U. Desempenho de um filtro anaeróbico de fluxo ascendente como tratamento de efluentes de reator UASB: estudo de caso da

ETE de Imbituva. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Campo Grande - MS, 2005

24. BUSWELL, A.M.; AND S.L. NEAVE. **Laboratory Studies of Sludge Digestion**. Illinois State Water Survey: Champaign – IL, 1930
25. CAMPOS, A. C. A.; DIAS, S. F.; DE CONTO, S. M.; VAZ, L. M. Caracterização de resíduos sólidos de Feira de Santana – Bahia. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG: ABES, 02 a 07 de setembro de 2007
26. CAMPOS, J. C.; YOKOYAMA, L.; FERREIRA, J. A. BILA, D. M.; MANNARINO, C. F. Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos em estação de tratamento de esgoto: resultados preliminares. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG, 2007a
27. CARNEIRO, P. F.; PEREIRA, J. Almir R.. Análise da relação entre as características físicas dos resíduos sólidos domiciliares (SD) e o padrão socioeconômico dos municípios de Belém e Ananindeua- Pará. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG: ABES, 02 a 07 de setembro de 2007
28. CASSINI, S. T. (Coord.). **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**. Rio de Janeiro - RJ: PROSAB, 2003
29. CASTILHO JR., A. B. (Coord). **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Florianópolis - SC: PROSAB, 2003
30. CATAPRETA, C. A. A.; SIMÕES, G. F.; BATISTA, H. P.; OLIVEIRA, A. F. G.; OLIVEIRA, L. C. M. Influência da umidade e fatores operacionais na compactação de resíduos sólidos urbanos no aterro sanitário de belo horizonte, MG. **Anais**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande - MS, 2005
31. ÇEÇEN, F.; AKTAS, O. Aerobic co-treatment of landfill leachate with domestic. **Wastewater Environ Eng Sci**. v. 21, n. 3, 2004
32. ÇEÇEN, F.; AKTAS, O. Effect of PAC addition in combined treatment of landfill leachate and domestic wastewater in semi-continuously fed batch and continuous-flow reactors. **Water SA**. v. 27, n. 2, p. 177- 188, 2001
33. CHAUDHARI, R. J.; BASHEER, F.; FAROOQ, I. H. Combined Treatment of Landfill Leachate and Domestic Wastewater in Submerged Aerobic Fixed Film (SAFF) Reactor. **Asian Journal of Water, Environment and Pollution**. v. 5, n. 2, p. 97-101, 2008

34. CHERNICHARO, C. A. L. (Org.) **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte - MG: FINEP, 2001
35. CHERNICHARO, C. A. L. **Anaerobic Reactors**. v. 4. IWA Publishing: London – UK, 2007
36. CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte - MG: Editora Segrac, 1997.
37. CINTRA, I. S.; COSTA, B. M. P.; LIBÂNIO, P. A. C.; CHERNICHARO, C. A. L. Estudo da aclimação de biomassa aeróbia na degradação de chorume de aterro sanitário. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. João Pessoa - PB, 2001
38. COMINATO, L. G. N. (Coord.). **Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa**: Estudo de Impacto Ambiental. Volume I. Disponível em http://www.sudema.pb.gov.br/arq/estudos_ambientais/aterro_sanitario_-_jpa/1EIAtxt/3-EIA_texto1.doc. João Pessoa – PB, 2002
39. CONTRERA, R.C. **Estudo da tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em bateladas seqüenciais e em um filtro biológico anaeróbio contínuo de fluxo ascendente**. Tese. (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo. São Carlos – SP, 2008
40. DANTAS FILHO, F. F. **Tratamento biológico conjugado de lixiviado e esgoto doméstico em reator UASB**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal da Paraíba / Universidade Estadual da Paraíba - PRODEMA, Campina Grande-PB, 2003
41. DE BOK, F. A. M.; PLUGGE, C. M.; STAMS, A. J. M. Interspecies electron transfer in methanogenic propionate degrading consortia. **Water Research**, v. 38, p. 1368-1375, 2004
42. DENG, Y.; ENGLEHARDT, J. D. Treatment of landfill leachate by the Fenton process. **Water Research**. v. 40, n. 20, p. 3683-3694, 2006
44. DE PAULA, R. A. S.; LARA, J. V.; LANGE, L. C. Elaboração de uma metodologia para o estudo da taxas de diluição do lixiviado de aterros sanitários em co-tratamento com esgotos domésticos em tratamentos biológicos. XIII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belém – PA, 2008
45. DIAMADOPOULOS, E.; SAMARAS, P.; DABOU, X.; SAKELLAROPOULOS, G. P. Combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in a

sequencing batch reactor. **Water Science and Technology**. v. 36, n. 2-3, p. 61-68, 1997

46. DO VALLE, C. E. **Qualidade ambiental: iso 14000**. 4ª Ed. SENAC: São Paulo - SP, 2002
47. FACCHIN, J. M. J.; COLOMBO, M. C. R.; COTRIM, S. L. S. REICHERT, G. A. Avaliação do tratamento combinado de esgotos e lixiviado de aterro sanitário da ETE de Lami (Porto Alegre) após o primeiro ano de operação. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Fortaleza – CE, 2000
48. CASTILHOS JÚNIOR., A. B (coord.) **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Florianópolis - SC: FINEP, 2006 (PROSAB)
49. FERNANDES, F. SILVA, S. M. C. P. **Manual prático para a compostagem de biossólidos**. Rio de Janeiro - RJ: ABES, 1999
50. FERREIRA, C. F. A.; MORAIVA, W. G.; LANGE, L. C.; VON SPERLING, M. Estudo de sistemas lagoas e filtros anaeróbios no tratamento de lixiviados de aterro sanitário. XIII SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belém – PA, 2008
51. FUEYO, G.; GUTIÉRREZ, A.; BERRUETA, J. Kinetics of anaerobic treatment of landfill leachates combined with urban wastewaters. **Waste Management Research**. 21: 145-154, 2003
52. GOMES, M. R.; CHERNICHARO, C. A. L. Experiência operacional e análise de desempenho do sistema de tratamento de esgoto de Bonito-MS. **Anais**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande - MS, 2005
53. GUIMARÃES, L. T. **Utilização do Sistema de Informação Geográfica (SIG) para identificação de áreas potenciais para disposição de resíduos na Bacia do Paquequer, município de Teresópolis**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro - RJ, 2000.
54. JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4ª edição. Rio de Janeiro - RJ: ABES, 2005
55. JUN, D.; YONGSHENG, Z.; HENRY, R. K.; MEI, H. Impacts of aeration and active sludge addition on leachate recirculation bioreactor **Journal of Hazardous Materials**, v. 147, n. 1-2, p. 240-248, 2007

56. HENZE, M.; VAN LOOSDRECHT, C. M.; EKAMA, G.A.; BRDJANOVIC, D. **Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling, and Design**. London - UK: IWA Publishing, 2008
57. KABDAŞLI, I.; ŞAFAK, A.; TÜNAY, O. Bench-scale evaluation of treatment schemes incorporating struvite precipitation for young landfill leachate. **Waste Management**. v. 28, n. 11, p. 2386-2392, 2008
58. KALYUZHNYI, S. V. Batch anaerobic digestion of glucose and its mathematical modeling. II. Description, verification and application of model. **Bioresource technology**. 59: 259-248, 1997
59. KNOPO, A. **Estudo do comportamento de liners atacados por ácido sulfúrico**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre - RS, 2007
60. KOSHY, L.; PARIS, E.; LING, S.; JONES, T.; BÉRUBÉ, K. Bioreactivity of leachate from municipal solid waste landfills — assessment of toxicity. **Science of The Total Environment**. v. 384, n. 1-3, p. 171-181, 2007
61. LEITE, B.; PAWLOWSKY, U. Alternativas de minimização de Resíduos em uma Indústria de Alimentos da Região Metropolitana de Curitiba. **Rev. de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 10, n. 2, p. 96 – 105, 2005
62. LEITE, V. D.; SILVA, S. A.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; PRASAD, S. Resíduos Sólidos Urbanos no Estado da Paraíba: aspectos conjunturais. **Anais**. I Simpósio Nordeste de Saneamento Ambiental. João Pessoa - PB: ABES: 2006
63. LEITE, V. D.; SILVA, S. A.; SOUSA, J. T.; MESQUITA, E. M. N.. Análise quali-quantitativa dos resíduos sólidos urbanos produzidos em Campina Grande, PB. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007
64. LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; PRASSAD, S.; SILVA, S. A. Tratamento anaeróbico de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.13, n.2, p.190–196, 2009
65. LIMA, J. D.; SILVA NETO, R. F.; FLORES NETO, J. P.; NÓBREGA, C. C. CODIAM - Consórcio de Desenvolvimento Intermunicipal da Área Metropolitana de João Pessoa -PB como solução de destinação final dos RSU. 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Joinville – SC, 2003

66. LIMA, M. C. S. **Alternativa de tratamento biológico de resíduos líquidos de elevada carga poluidora**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal da Paraíba / Universidade Estadual da Paraíba – PRODEMA, Campina Grande – PB, 2002
67. LESSA, E. R.; MOTA, S.. Estudo de caracterização física dos resíduos sólidos com características domiciliar e comercial de Fortaleza-CE. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007
68. LOZADA, P. T.; RODRÍGUEZ, J. A.; BARBA, L. E.; MORÁN, A.; NARVÁEZ, J. Tratamiento anaerobio de lixiviados en reactores UASB. **Ingeniería & Desarrollo**. n. 18, Jul-Dic, 2005
69. LUNA, Y.; OTAL, E.; VILCHES, L. F.; VALE, J.; QUEROL, X.; PEREIRA, C. F. Use of zeolitised coal fly ash for landfill leachate treatment: a pilot plant study. **Waste Management**. v. 27, p. 1877-1883, 2007
70. MACHADO, I. P.; FERRAZ, J. L.; BIZZO, W. A. Análise qualitativa da composição dos resíduos domiciliares em cidade brasileiras. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG, 2007
71. MARA, D. **Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries**. Reino Unido - UK: Earthscan, 2004
72. MARAÑÓN, E.; CASTRILLÓN, L.; FERNÁNDEZ, Y.; FERNÁNDEZ, E. Anaerobic treatment of sludge from a nitrification-desnitrification landfill leachate plant. **Waste Management**. v. 26, p. 869–874, 2006
73. MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; CAMPOS, J. C.; RITTER, E. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterro sanitário – experiências no aterro sanitário de Piraie no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 11, n. 2, p. 108-112, 2006
74. McCarty, P.L. The development of anaerobic treatment and its future. **Water Science and Technology**. v. 44, n. 8, p. 149–156, 2001
75. METCALF & EDDY, I.; TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater Engineering: treatment and reuse**. 4ª ed. McGraw-Hill: New York - USA, 2003
76. MORAIS, J. L.; SIRTORI, C.; PERALTA-ZAMORA, P. G. Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogênea integrada a processo biológico convencional. **Quim. Nova**, v. 29, n. 1, p. 20-23, 2006
77. NECZAJ, E.; KACPRZAK, M.; KAMIZELA, T.; LACH, J.; OKONIEWSKA, E. Sequencing batch reactor system for the co-treatment of landfill leachate and dairy wastewater. **Desalination** v. 222, n. 1-3, p. 404-409, 2008

78. NIVALA, J.; HOOS, M. B.; CROSS, C.; WALLACE, S.; PARKIN, G. Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. **Science of the Total Environment**. v. 380, p. 19-27, 2007
79. PAVLOSTATHIS, S. G.; GIRALDO-GOMEZ, E. Kinetics of anaerobic treatment: a critical review.: critical review. **Environmental Control**, v. 21, p. 411-490, 1991
80. PEREIRA, S. C. M.; AZEVEDO, M. A.; MAGALHÃES, D. C.; YAMADA, F. Metodologia empregada na elaboração do plano de gerenciamento integrado para resíduos sólidos gerados na cidade de Viçosa-MG. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007
81. QASIM, S.R.; CHIANG, W. **Sanitary Landfill Leachate: Generation, Control and Treatment**. Technomic Publishing Co., INC: Lancaster, USA, 1994
82. QASIM, S. R. **Wastewater treatment plants: planning, design, and operation**. 2ª ed. Lancaster - UK: CRC Press, 1998
83. RIBEIRO, N. J. N. S. **Estudos dinâmicos do processo de digestão anaeróbia com vistas ao desenvolvimento de um sistema inteligente de supervisão baseado em conhecimento**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia do Ambiente) - Universidade do Minho, Braga – PRT, 1999
84. SÁ, L. F. **Evaporação natural do lixiviado do aterro da Muribeca através de um Destilador Solar**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco. Recife - PE, 2008
85. SALEM, Z.; HAMOURI, K.; DJEMAA, R.; ALLIA, K. Evaluation of landfill leachate pollution and treatment. **Desalination**. v. 220, n. 1-3, p. 108-114, 2008
86. SÁNCHEZ, G. M. M. **Digestión anaeróbia**. Mérida - YUC. : UADY, 1996
87. SEGALA, K (Coord.). **Manual on municipal solid waste integrated management in Latin American and Caribbean cities**. Montevideo - MN: IDRC, 2008
88. SILVA, S. M. C. P.; HOSSAKA, S. L.; FERNADES, F.; SOBRINHO, P. A. Remoção prévia de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário visando posterior tratamento biológico. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG, 2007
89. SILVEIRA, A. M. M. **Estudo do peso específico de Resíduos Sólidos Urbanos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro - COPPE. Rio de Janeiro - RJ, 2004

90. SLACK, R. J.; GROW, J. R.; VOULVOULIS, N. Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate. **Science of the Total Environment**. v. 337, p. 119-137, 2005
91. SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - 2006. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2008. Brasília - DF: MCIDADES. SNSA.
92. SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; CAVALCANTI, P. F. F.; FIGUEIREDO, A. M. F. Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semi-árido nordestino. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro - RJ, v. 10, n. 3, 2005 . Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo>. Último acesso em: 28 Jun 2008
93. SPONZA, D. T.; AĞDAĞ, O. N. Impact of leachate recirculation and recirculation volume on stabilization of municipal solid wastes in simulated anaerobic bioreactors. **Process Biochemistry**. v. 39, n. 12, p. 2157-2165, 2004
94. TELE ATLAS. **Aterro Sanitário Metropolitano da cidade de João Pessoa**, 2007. Imagem de satélite. Google Earth 7°13'06.54"S, 34°57'28.14"O; 1.44 km de altitude do ponto de visão.
95. VAN HAANDEL, A. C., LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande - PB: Epgraf, 1994
96. VAN HAANDEL, A.C., CAVALCANTI, P.F.F., SOUSA, F.P. Efeito da Proporção Área/Profundidade sobre o Desempenho de um Reator UASB. 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Rio de Janeiro - RJ, 1999
97. VERSIANI, B. M.; JORDÃO, E. P.; VOLSCHAN JÚNIOR, I.; DEZOTTI, M. W. C.; AZEVEDO, J. P. S. Fatores intervenientes no desempenho de um reator UASB submetido a diferentes parâmetros operacionais. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Campo Grande - MS, 2005
98. VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. (Org.). **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. v. 2. London - UK: IWA Publishing, 2005,
99. VON SPERLING, M. **Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal; Biological Wastewater Treatment Series** v. 1. IWA Publishing: London - UK 2007

100. WANG, Z.; BANKS, C. J. Treatment of a high-strength sulphate-rich alkaline leachate using an anaerobic filter. **Waste Management**. v. 27, n. 3, p. 359-366, 2007
101. WISZNIOWSKI, J.; SURMACZ-GÓRSKA, J.; ROBERT, D.; WEBER, J.-V. The effect of landfill leachate composition on organics and nitrogen removal in an activated sludge system with bentonite additive. **Journal of Environmental Management**. v. 85, n.1, p. 59-68, 2007
102. YANGIN, C.; YALMAZ, S. ALTINBAS, M.; OZTURK, I. A new process for the combined treatment of municipal wastewater and landfill leachates in coastal areas. **Water Science and Technology**. v. 46, n. 8, p. 111-118, 2002
103. ZHAU, K. L.; LIU, X.; QI, X.; LIU, Z. Landfill leachate production, quality and recirculation treatment in Northeast China. **Journal of Environmental Science**. v. 18, n. 4, p. 625-628, 2006
104. ZHOU, S.; ZHANG, H.; SHI, Y. Combined treatment of landfill leachate with fecal supernatant in sequencing batch reactor. **Univ SCIENCE B**. v. 7, n. 5, p. 397-493, 2006
105. ZILBERMAN, I. **Introdução à engenharia ambiental**. Canoas-RS: Editora ULBRA, 1997
106. ZIYANG, L.; YOUCAI, Z. Size-fractionation and characterization of refuse landfill leachate by sequential filtration using membranes with varied porosity. **Journal of Hazardous Materials**. v. 147, n. 1-2, p. 257-264, 2007
107. ZVEIBIL, V. Z. (coordenador técnico). **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro-RJ: IBAM, 2001