



UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS
CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

**AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA CARBONÁCEA EM
FILTROS ANAERÓBIOS TRATANDO LIXIVIADO DE
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

ALDRIM VARGAS DE QUADROS

SÃO LEOPOLDO

2009

ALDRIM VARGAS DE QUADROS

**AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA CARBONÁCEA EM
FILTROS ANAERÓBIOS TRATANDO LIXIVIADO DE
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UNISINOS como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil

Orientadora: Prof^a Dr^a Luciana Paulo Gomes

Co-orientador: Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda

Março/2009

Ficha catalográfica

Q1a Quadros, Aldrim Vargas de
Avaliação da remoção de matéria orgânica carbonácea em
filtros anaeróbios tratando lixiviado de resíduos sólidos urbanos /
por Aldrim Vargas de Quadros. – 2009.
143 f. : il. ; 30cm.

Dissertação (mestrado) — Universidade do Vale do Rio dos
Sinos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2009.
“Orientação: Prof^a. Dr^a. Luciana Paulo Gomes, co-orientação:
Prof. Dr. Luis S. Alcides Miranda, Ciências Exatas.”.

1. Resíduos - Gerenciamento. 2. Resíduos sólidos.
3. Lixiviados. 4. Filtros anaeróbios. I. Título.

CDU 628.544

Catálogo na Fonte:

Bibliotecária Vanessa Borges Nunes - CRB 10/1556

TERMO DE APROVAÇÃO

AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA CARBONÁCEA EM FILTROS ANAERÓBIOS TRATANDO LIXIVIADO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

ALDRIM VARGAS DE QUADROS

Esta Dissertação de Mestrado foi julgada e aprovada pela banca examinadora no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UNISINOS como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL.

Aprovado por:

Prof^a. Dra. Luciana Paulo Gomes
Orientadora

Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda
Co-orientador

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Cláudio de Souza Kazmierczak
Coordenador do PPGE/UNISINOS

Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Júnior
UFSC

Prof^a. Dr^a. Liséte Celina Lange
UFMG

SÃO LEOPOLDO, RS – BRASIL

Março/2009

INSTITUIÇÕES E FONTES FINANCIADORAS



UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS
SINOS – UNISINOS
LABORATÓRIO DE MICROBIOLOGIA DE
RESÍDUOS



PROGRAMA DE PESQUISA EM
SANEAMENTO BÁSICO – PROSAB



CONSELHO NACIONAL DE
DESENVOLVIMENTO CIENTÍFICO E
TECNOLÓGICO - CNPq



CAIXA ECONÔMICA FEDERAL



FINANCIADORA DE ESTUDOS E PROJETOS
– FINEP

Ministério da
Ciência e Tecnologia



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA

Dedicatória

A minha família: Vania, Hélio e Ronieri!!!

Pessoas que sempre acreditaram em meu potencial.

Verdadeiros símbolos da coragem, da vontade e superação.

Nesta caminhada passamos por muitos momentos marcantes.

Obrigado por todo o apoio!

Vocês sabem o quão importante é essa conquista.

Obrigado Deus, por pertencer a essa família.

Agradecimentos

À Professora Dra. Luciana Paulo Gomes, pelo apoio, amizade, confiança e oportunidade concedida durante todos estes anos de trabalho, de fazer parte do Laboratório de Microbiologia de Resíduos em suas atividades de pesquisa.

Ao meu co-orientador Professor Luis Alcides Schiavo Miranda, por toda ajuda prestada, para os mais diversos fins e circunstâncias.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil desta Universidade – PPGEC pela oportunidade de enriquecer meus conhecimentos.

Ao corpo docente do mesmo, que despertou em mim um desejo ainda maior de realizar pesquisas na área.

Aos meus avós paternos e maternos, José Quadros (falecido) e Doralice Virgínia de Quadros; Gabriel Hipólito de Vargas Neto (falecido) e Alvina de Pietro Vargas, pelo incentivo, carinho e confiança depositados.

À Bianca, pelo companheirismo, carinho, pela força, paciência e pelos incentivos em todos os momentos.

Aos colegas e amigos Marcelo Caetano e Marcelo Peruzatto, pelo auxílio de forma direta e indireta na confecção deste trabalho.

Aos colegas do Laboratório de Microbiologia de Resíduos e Geoquímica: Elisa, Marina, Bárbara, Cristiane, Laila, Fabiane, Roger, Fernanda, Jalir, Márcia, Ismael pelo companheirismo, dedicação, disposição e ajuda sempre prestada.

Aos amigos conquistados neste período, em especial da primeira turma do mestrado em Engenharia Civil da UNISINOS: Jéferson, Marcelo Grub, Marília, José Ricardo, Amanda, Émerson, Karina, José Ricardo, Rossana, que de forma direta ou indireta, contribuíram para o meu crescimento profissional.

Aos professores Armando Borges de Castilhos Jr. e Liséte Celina Lange, por se disporem a participar desta banca.

Ao CNPq, CAIXA e FINEP, financiadores do PROSAB que proporcionaram a realização de um sonho.

Lista de Tabelas

Tabela 1. Variações na composição do lixiviado entre as fases: ácida e metanogênica.....	23
Tabela 2. Padrões de emissão que atendem a legislação	25
Tabela 3. Características associadas à espessura do biofilme.....	38
Tabela 4. Características do lixiviado na entrada da ETLix em 2008.....	51
Tabela 5. Características variadas durante o ensaio 3 nos filtros anaeróbios....	54
Tabela 6. Parâmetros de monitoramento do biofilme.	56
Tabela 7. Acompanhamento experimental do Ensaio 3	59
Tabela 8. Avaliação do afluente (TE) dos filtros biológicos e da concentração do efluente de DQO no período de 0 a 237 dias.....	75
Tabela 9. Análise de ANOVA, filtros R1 e R2, no período 0-237 dias e filtros B1 e B2, sendo o parâmetro analisado a DQO.....	76
Tabela 10. Avaliação da concentração de DQO efluente nos filtros biológicos do sistema de 0 a 120 dias.....	77
Tabela 11. Avaliação da concentração de DQO efluente nos filtros biológicos do sistema de 120 a 237 dias.....	78
.....	
Tabela 12. Avaliação da concentração de DQO efluente nos filtros biológicos durante o período de 0 a 237 dias de monitoramento.....	80
Tabela 13. Resumo da eficiência de remoção de matéria orgânica no período de 0 a 237.....	81
Tabela 14. Resumo dos resultados de pH e Eh para os quatro filtros entre 0 e 237 dias.....	87
Tabela 15. Série de Sólidos para o período de 0-237 dias de operação dos filtros.....	88

Tabela 16. Avaliação da concentração de DQO efluente nos filtros biológicos no período de 0 a 540 dias.....	90
Tabela 17. Resumo de eficiências ao longo dos 540 dias.....	92
Tabela 18. Resultados de DQO para filtros de 237 a 540 dias.....	94
Tabela 19. Análise de ANOVA, fator Único, filtros R2 e B2, no período 237-540 dias sendo o parâmetro analisado a DQO.....	95
Tabela 20. Resumo dos resultados de pH e Eh.....	96
Tabela 21. Resultados de ANOVA operando com fluxo ascendente e descendente.....	98
Tabela 22. Apresenta os principais resultados para filtros de 237 a 540 dias.....	99
Tabela 23. Resumo da eficiência para fluxo ascendente e descendente.....	100
Tabela 24. Série de Sólidos com fluxo descendente no período de 237 a 540 dias.....	102
Tabela 25. Eficiências de remoção de matéria orgânica em termos de DQO.....	104

Lista de Figuras

Figura 1. Principais impactos ambientais resultantes da disposição de resíduos em aterro sanitário.....	14
Figura 2. Formação do biofilme.....	34
Figura 3. Fases de desenvolvimento do biofilme.....	39
Figura 4. Resumo das etapas metodológicas.....	48
Figura 5. Resíduos sólidos urbanos gerados e coletados em São Leopoldo – RS.....	49
Figura 6. Resíduos sólidos urbanos destinados ao Aterro Sanitário do município.....	50
Figura 7. Esquema do sistema de tratamento utilizado na pesquisa.....	53
Figura 8. Fluxo de entrada de lixiviado e meios filtrantes usados.....	54
Figura 9. Misturador de superfície no TE.....	54
Figura 10. Meios suportes usado nos filtros anaeróbios: (a) rachão, (b) blocos de concreto.....	61
Figura 11. Resultados de porosidade.....	62
Figura 12. Perfil da geração de biofilme para os filtros estudados.....	64
Figura 13. Relação entre teor de proteínas por massa seca de biofilme gerado no EB1.....	65
Figura 14. Perfil da contagem microbiana para os filtros estudados.....	66

Figura 15. Archeae metanogênicas - sarcinas (estágio inicial de formação) encontradas nos 30 dias de monitoramento – Contraste de Fase.....	67
Figura 16. Mesmo campo visual da Figura 15 agora em Fluorescência.....	67
Figura 17. Archeae metanogênicas (cocos, bacilos e sarcinas) encontradas nos 30 dias de monitoramento – Contraste de Fase.....	67
Figura 18. Cocos, bacilos (pequenos, longos e curvos) e sarcinas encontradas nos 30 dias de monitoramento – Fluorescência.....	67
Figura 19. Archeae metanogênicas (cocos, bacilos e sarcinas) encontradas nos 60 dias de monitoramento – Contraste de Fase.....	68
Figura 20. Cocos, bacilos (pequenos, longos e curvos) e sarcinas encontradas nos 60 dias de monitoramento – Fluorescência.....	68
Figura 21. Archeae metanogênicas (cocos e bacilos) encontradas nos 90 dias de monitoramento –Contraste de Fase.....	68
Figura 22. Cocos, bacilos pequenos, longos e curvos encontradas nos 90 dias de monitoramento – Fluorescência.....	68
Figura 23. Archeae metanogênicas (cocos e bacilos) encontradas nos 120 dias de monitoramento – Contraste de Fase.....	68
Figura 24. Mesmo campo visual da Figura 23 agora em Fluorescência.....	68
Figura 25. Perfil da geração de biofilme para os filtros estudados.....	70
Figura 26. Relação entre teor de proteínas por massa seca de biofilme gerado no EB2.....	71
Figura 27. Perfil da contagem microbiana obtida no EB2 para os filtros estudados.....	72
Figura 28. Desempenho dos filtros anaeróbios para o parâmetro DQO no período de 0 a 237 dias, operados com fluxo de entrada ascendente.....	79
Figura 29. Faixas de DQO (mg/L) obtidas na entrada do sistema de tratamento (TE) e saídas (médias nos filtros com rachão e com blocos).....	81
Figura 30. Contagem de microrganismos para R1 e R2.....	83

Figura 31. Contagem de microrganismos para B1 e B2.....	84
Figura 32. pH para os filtros R1 e R2.....	85
Figura 33. pH para os filtros B1 e B2.....	86
Figura 34. Eh para R1 e R2	86
Figura 35. Eh para B1 e B2.....	87
Figura 36. Desempenho dos filtros anaeróbios para o parâmetro DQO no período de 0 a 540 dias, operados com fluxo de entrada ascendente.....	91
Figura 37. pH para os filtros R2 e B2.....	95
Figura 38. Eh para os filtros R2 e B2.....	96
Figura 39. Contagem de microrganismos obtida para os filtros R2 e B2.....	97
Figura 40. Indica os valores principais do monitoramento.....	99
Figura 41. Contagem de microrganismos de 237 a 540 dias.....	103
Figura 42. Dados de precipitação pluviométrica durante 540 dias de monitoramento do experimento.....	105

Listas de Abreviaturas

ANOVA – Análise de Variância
B1 – Filtro Ascendente com meio suporte bloco de concreto
B2 – Filtro Descendente com meio suporte bloco de concreto
COT – Carbono Orgânico Total
DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO – Demanda Química de Oxigênio
EB1 – Ensaio de Biofilme 1
EB2 – Ensaio de Biofilme 2
ETLix – Estação de Tratamento de Lixiviado
ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
ETA – Estação de Tratamento de Água
FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental
ONG – Organização não governamental
pH – Potencial Hidrogeniônico
PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
PVC – Policloreto de Vinila
R1 – Filtro Ascendente com meio suporte rachão
R2 - Filtro Descendente com meio suporte rachão
RSU – Resíduos Sólidos Urbanos
RSD – Resíduos Sólidos Domésticos
SAB – Soro Albomina Bovina
STF – Sólidos Totais Fixos
STV - Sólidos Totais Voláteis
ST – Sólidos Totais
S_{sed} – Sólidos Sedimentáveis
TE – Tanque de Equalização
TDH – Tempo de Detenção Hidráulica
Y – Produção Específica de Biofilme
VMP – Valor Médio Padrão

Resumo

A geração dos resíduos sólidos urbanos (RSU) se transformou em um dos maiores problemas da atualidade. A quantidade e variedade de materiais descartados, o aumento populacional nas cidades e a crescente geração *per capita*, tornam cada vez mais complexo o seu gerenciamento. A disposição desses resíduos no ambiente se faz em aterros sanitários. Entretanto, a utilização desse método de disposição está atrelada a potenciais impactos ambientais, sendo um dos principais a geração de lixiviado. A geração e a liberação de lixiviado para o meio ambiente são preocupantes em função da sua composição já que contém diferentes compostos, vários deles com potencial poluidor elevado. É fundamental a identificação de alternativas tecnológicas para unidades de tratamento de lixiviado que compatibilizem custos baixos, eficiência de tratamento e atendimento aos padrões sanitários operados no país. Essa pesquisa estudou filtros biológicos anaeróbios com a pretensão de obter a eficiência de remoção de matéria orgânica carbonácea nas unidades. Os filtros instalados para a pesquisa operaram com dois meios suportes: rachão e o bloco de concreto, sendo que variou-se a entrada de lixiviado: fluxos ascendente e descendente, buscando-se identificar as condições ótimas de operação para aplicação em aterros sanitários instalados em municípios brasileiros. Filtros com blocos de concreto como meio suporte demonstraram maior formação de biofilme tanto nas determinações diretas de massa, quanto nas análises de proteínas e contagem microbiana. As morfologias predominantes no biofilme foram bacilos, cocos, sarcinas, filamentos e espirilos. A eficiência de remoção de matéria orgânica nos filtros anaeróbios operados com fluxo ascendente de lixiviado foi de 61% e 56% para rachão e bloco, respectivamente. A operação dos filtros com fluxo de entrada ascendente foi a melhor opção em todas as estações do ano quando se trata de remoção de matéria orgânica. Os resultados obtidos com filtros operados com fluxo ascendente indicam uma maior mistura no sistema, já que no fluxo descendente existe a dificuldade da distribuição homogênea do lixiviado e uma maior formação de lodo no fundo dos filtros estudados.

Palavras chave: resíduos sólidos, lixiviados, filtros anaeróbios

Abstract

Urban solid wastes (USW) have become one of the greatest problems of our time. The amount and variety of materials discarded, the population growth in cities and the rise of *per capita* generation have made their management increasingly complex. Disposal of these wastes in the environment is done in landfills. However, the use of this disposal method is attached to potential environmental impacts, a main one being leachate generation. The generation and discharge of leachate into the environment are a matter for concern because of its composition, since it contains different compounds, some of them with a high potential for pollution. It is essential to identify technological alternatives for leachate treatment units that will render compatible low costs, efficient treatment and compliance with the country's sanitary standards. This research studied anaerobic biological filters intending to obtain the efficiency of carbonaceous organic matter removal in the units. The filters installed for research operate with two main supports: recycled ground concrete and concrete block. The inflow of leachate was varied: ascending and descending flows, seeking to identify the optimal operational conditions to apply in landfills installed in Brazilian municipalities. Filters using concrete blocks as a support medium showed more biofilm formation, both in direct mass determinations, and in the analyses of proteins and microbial counts. The predominant morphologies in biofilm were bacilli, cocci, sarcines, filaments and spirilla. The efficiency of organic matter removal in the anaerobic filters operated with ascending flow of leachate was 61% and 56% for recycled ground concrete and block, respectively. The operation of filters with an ascending inflow was the best choice for all seasons of the year, when dealing with organic matter removal. The results obtained with ascending flow filters indicate greater mixture in the system, since in the descending flow there is the difficulty of homogeneous distribution of leachate, and more bottom sludge formation in the filters studied.

Key words: solid wastes, leachates, anaerobic filters

SUMÁRIO

Dedicatória.....	iv
Agradecimentos	v
Lista de Tabelas	vi
Lista de Figuras	viii
Listas de Abreviaturas	xi
Resumo	xii
Abstract.....	xiii
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	4
2.1 Objetivo Geral	4
2.2 Objetivos Específicos	4
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1 Resíduos Sólidos Urbanos	5
3.2 Aterros Sanitários	11
3.3 Digestão Anaeróbia	16
3.4 Lixiviado	20
3.5 Tratamento de Lixiviado	24
3.5.1 Filtros Anaeróbios	28
3.5.1.1 Meio suporte	29
3.5.1.2 Biofilme	31
3.5.1.3 Desempenho de filtros anaeróbios.....	43
4. METODOLOGIA.....	47
4.1 Caracterização dos resíduos sólidos de São Leopoldo	49
4.2 Caracterização do Lixiviado de São Leopoldo	50
4.3 Filtros Biológicos Anaeróbios	52
4.3.1 Descrição dos filtros anaeróbios	52
4.3.1.1 Unidades	52
4.3.1.2 Operação dos filtros biológicos anaeróbios.....	53
4.3.2 Caracterização dos meios suportes	55
4.3.3 Formação do biofilme	56
4.3.4 Monitoramento do processo de tratamento	57

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	61
5.1 Caracterização dos meios suportes	61
5.2 Formação do biofilme.....	63
5.2.1 Ensaio EB1	63
5.2.2 Ensaio EB2	70
5.2.3 Produção Específica de Biofilme	73
5.3 Monitoramento do processo de tratamento	74
5.3.1 Desempenho dos dois tipos de meio suporte (rachão e blocos de concreto) empregados nos filtros anaeróbios	74
5.3.2 Desempenho dos filtros anaeróbios operados com sistemas distintos de entrada de lixiviado (fluxo ascendente e descendente).....	98
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	106
7. RECOMENDAÇÕES.....	108
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	109
APÊNDICES	120

1 INTRODUÇÃO

A problemática do resíduo sólido urbano vem se agravando na maioria dos municípios em consequência do crescimento demográfico dos centros urbanos. Além disso, os diferentes hábitos da população, o crescimento econômico e o desenvolvimento industrial contribuem para o aumento da produção de resíduos. Nota-se que esse aumento constitui um sério problema com relação ao tratamento e o destino final adequado dessa grande quantidade de resíduos.

Dentre os vários problemas ambientais existentes atualmente, a forma de disposição de resíduos é a que mais preocupa a comunidade, pois além das questões ambientais agrega problemas potenciais de saúde pública, principalmente às populações menos favorecidas.

As formas de destinação final dos resíduos sólidos urbanos são lixões a céu aberto, aterros controlados e aterros sanitários. Existem fatores que contribuem para o uso de métodos inadequados, como é o caso dos lixões. Um dos fatores fundamentais é a falta de investimentos públicos ou de visão ambiental pelos governos municipais, os quais agravam esta situação, assim como a falta de recursos financeiros e de pessoal pouco especializado para abordar essa situação. Desta maneira, o estudo de soluções tecnológicas que associem simplicidade operacional e baixo custo, embasadas em procedimentos científicos, constitui-se uma necessidade.

Entretanto, nas últimas décadas observa-se uma crescente evolução no desenvolvimento tecnológico e científico em diversas áreas, proporcionando o desenvolvimento de novos processos visando à preservação ambiental. Desta forma, o aperfeiçoamento das tecnologias existentes e o desenvolvimento de novos métodos de tratamento de resíduos e sub-produtos, mostra-se relevante para manutenção de condições saudáveis de vida em nosso planeta.

Com relação aos métodos de disposição adequada de resíduos sólidos urbanos, os aterros sanitários representam a principal destinação final dos resíduos sólidos, apesar dos esforços em se reduzir, reutilizar e reciclar. Porém o uso deste método de disposição pode gerar muitos impactos ambientais, por exemplo, emissão de lixiviado, emissão de gases, poluição sonora ou ruídos do funcionamento de máquinas, além do

tráfego dos veículos transportadores e problemas sanitários. Dos impactos citados, a geração de lixiviado, o qual é oriundo da decomposição dos resíduos, a água das chuvas, o escoamento superficial e águas subterrâneas, pode ser considerado, o impacto mais preocupante por causa da sua composição ser comprovadamente variável e do excessivo volume produzido diariamente, uma vez que requer, no tratamento, medidas específicas que possam reduzir o seu potencial poluidor no meio ambiente. Pelas razões expostas, fica estabelecida uma grande variabilidade das características do lixiviado, de aterro para aterro, determinando que não se disponha de uma tecnologia padronizada de tratamento aplicável a todos os casos.

Atualmente o tratamento do lixiviado representa um grande desafio, tendo em vista a variação de suas características em função da heterogeneidade dos resíduos dispostos e da idade do aterro. O lixiviado é um líquido de natureza complexa, tornando-se difícil a determinação de técnicas efetivas de tratamento e não necessariamente a técnica adotada para determinado aterro será aplicável a outros.

A crescente exigência relativa aos padrões de lançamento de lixiviado nos cursos receptores; a necessidade de sistemas de tratamento de alta performance; aliados ao espaço físico cada vez mais reduzido nos centros urbanos e/ou industriais para instalação de sistemas de tratamento; vem motivando inúmeras pesquisas com o objetivo de incorporar novas tecnologias no tratamento de efluentes.

Os tratamentos de lixiviado visam de modo eficiente diminuir os efeitos adversos dos lançamentos deste líquido nos corpos d'água atendendo a valores estabelecidos pela legislação ambiental brasileira, além de constituir-se numa ação fundamental, quando se pretende fornecer saúde pública e desenvolvimento sustentável para a sociedade. Para isso devem-se buscar alternativas tecnológicas que compatibilizem as variáveis, custo e eficiência, de modo a fornecer ao meio-ambiente, condições seguras e ecologicamente sustentáveis, sem descuidar da viabilidade econômica.

Para resolver esta situação, utilizam-se métodos de tratamento, que incluem tanto tratamentos aeróbios quanto anaeróbios.

Nessa pesquisa, estudou-se o tratamento anaeróbio usando filtros biológicos, onde a escolha do processo biológico anaeróbio ao tratamento dos lixiviados está fundamentada sob o ponto de vista técnico-econômico, procedimento consagrado, por proporcionar remoções de matéria orgânica na ordem de 80% ou superiores sem custo

operacional (FLECK, 2003). Esse mesmo autor comenta que os filtros anaeróbios resistem bem às variações físico-químicas do lixiviado e propiciam boa estabilidade, com baixa perda de sólidos biológicos, além de construção e operação muito simples. Uma outra vantagem dos processos anaeróbios é que eles têm uma baixa produção de lodo, cerca de 5 a 10 vezes inferior ao que ocorre em processos aeróbios, não há consumo de energia elétrica, tem baixa demanda de área, reduzindo os custos de implantação, produzem metano, um gás combustível de alto poder calorífico e ainda é possível a preservação da biomassa (colônias de microrganismos anaeróbios) sem alimentação por vários meses, pois as colônias de microrganismos entram num estado de endogenia, sendo reativadas a partir de novas cargas.

Partindo desse contexto, nesse trabalho, é desenvolvido um estudo relativo ao uso associado de filtros anaeróbios nos processos de tratamento de lixiviado. Essa unidade é aplicada no tratamento de lixiviado onde se propõe verificar a eficiência de remoção de matéria orgânica por via anaeróbia, estudo do meio suporte e regime do fluxo de entrada, além da atividade microbiana existente no sistema. A pesquisa faz parte do projeto “Tratamento de Lixiviado de RSD em Unidades Seqüenciais: Filtro Anaeróbio, Reator de Chicanas e Banhado Construído” coordenado/executado pela Unisinos e financiado pela FINEP, CNPq e CAIXA ECONÔMICA FEDERAL dentro do PROSAB – Programa de Pesquisas em Saneamento Básico.

Salienta-se ainda, que o trabalho visa avançar no conhecimento de diferentes questões operacionais e na microbiologia do processo, fato que deve ser ressaltado, pois são poucos os trabalhos que abordam o tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando técnicas anaeróbias. Além disso, poderá possibilitar avanços significativos, prevendo-se resultados inovadores na compreensão da degradação anaeróbia de resíduos sólidos urbanos, o que facilitará sobremaneira a implantação segura de projetos semelhantes.

2 OBJETIVOS

Os objetivos dessa pesquisa estão, a seguir, relacionados:

2.1 Objetivo Geral

Avaliar o processo de biodegradação de lixiviado de aterro sanitário de RSD em filtros biológicos anaeróbios.

2.2 Objetivos Específicos

- Estudar a formação do biofilme nos filtros executados com diferentes meio suporte.
- Avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica carbonácea em filtros biológicos anaeróbios com diferentes meios suportes de rachão e bloco de concreto.
- Avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica carbonácea em filtros biológicos anaeróbios operados com fluxo de entrada de lixiviado com sentido ascendente e descendente.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O trabalho versará sobre resíduos sólidos urbanos, detalhando aqueles de origem doméstica. Inicialmente abordam-se as diversas formas de tratamento e disposição final, principalmente, os aterros sanitários. A revisão bibliográfica versará sobre os principais aspectos relacionados a digestão anaeróbia de RSU e de lixiviado de aterro sanitário utilizando filtro biológico anaeróbio.

3.1 Resíduos Sólidos Urbanos

O crescimento e a concentração populacional em áreas urbanas, o desenvolvimento industrial e tecnológico e a mudança de hábitos de consumo da população são os principais responsáveis pelo aumento na produção de resíduos. Na busca de soluções para os problemas associados à geração de RSU têm sido investigadas várias alternativas de tratamento, processamento, valorização e destino final, com destaque no Brasil para a digestão anaeróbia em aterros sanitários. Os principais problemas ambientais decorrentes dessa forma de disposição estão relacionados à poluição do solo e águas, os quais podem ser vinculados com diversos problemas de saúde pública.

Os resíduos sólidos urbanos compreendem aqueles produzidos pelas inúmeras atividades desenvolvidas em áreas com aglomerações humanas do município, abrangendo resíduos de várias origens, tais como: residencial, comercial, de estabelecimentos de saúde, industriais, da limpeza pública (varrição, capina, poda, e outros), da construção civil e agrícolas.

Os resíduos de origem domiciliar ou aqueles com características similares, (como os comerciais), e os resíduos da limpeza pública gerados são, normalmente, encaminhados para a disposição em aterros sob responsabilidade do poder municipal. Ressalta-se que o gerenciamento de resíduos de origem não domiciliar, (como por

exemplo, os resíduos de serviços de saúde, os industriais ou aqueles gerados no setor da construção civil), são de responsabilidade do gerador, estando sujeitos à legislação vigente.

Conforme MCIDADES/SNSA (2005), a coleta de resíduos sólidos urbanos abrange uma cobertura média de 97,5% da população urbana, com uma frequência média de coleta de duas ou três vezes semanais, sendo que esta coleta é realizada por coletadores e motoristas que trabalham a uma produtividade média de 2.1 kg/habitante/dia. Os resíduos coletados corresponde a 0,8 kg/habitante urbano/dia e 0,58 kg/habitante atendido/dia para a massa de resíduos exclusivamente domiciliares. Dentro desse contexto observa-se que para uma amostra representativa de 127 municípios, gerando-se 15,8 milhões de toneladas de resíduos em 2005, onde os índices relativos estão classificados em: aterro sanitário 68,5%; aterro controlado 25,2% e lixão 6,5%. Quanto a coleta de resíduos serviços saúde, a massa de resíduos corresponde um valor per capita de 0,005 kg/habitante/dia. Quanto à coleta seletiva e triagem de materiais recicláveis na média de 59,2% dos municípios realiza coleta seletiva de resíduos sólidos porta-a-porta, sendo que além disso existe a coleta seletiva não-formal realizada por catadores, os quais estão presentes em 80% dos municípios. Verifica-se também que 4,1 kg/habitante. urbano/ano corresponde a quantidade média de resíduos triados e encaminhados para a reciclagem. O desempenho financeiro municipal indica que 35,4% dos municípios não cobram pelos serviços de limpeza urbana e naqueles que cobram a receita média arrecadada pelos serviços de limpeza urbana é de R\$ 13,84/habitante urbano/ano. O custo médio de serviço de coleta contratado com terceiros chega a R\$ 52,04/tonelada. Sobre as unidades de processamento de resíduos sólidos urbanos, mais de 30% das unidades cadastradas pertencem ao grupo em que o destino é a disposição no solo, 46,8% do total de unidades são operados pelas prefeituras, as quais se destacam lixões e aterros controlados, unidades de manejo de galhadas e podas e unidades de reciclagem de entulho, 46,8% das unidades não apresentam licença ambiental e 51,5% das unidades de disposição no solo não têm impermeabilização da base e 10,6% não fazem recobrimento.

Os aterros existentes no país são operados ou pela iniciativa privada, contratada pelas prefeituras ou por empresas municipais, sob a forma de terceirização. As empresas pagam pela quantidade, em peso de resíduo depositado no aterro (R\$/tonelada).

Depósitos de resíduos sólidos a céu aberto ou lixões são sistemas de disposição desordenada de resíduos, sem compactação ou cobertura dos resíduos, que propicia a poluição do solo, ar e água, bem como, a proliferação de vetores de doenças. Por sua vez, o aterro controlado é outra forma de disposição final, tendo como único cuidado a cobertura dos resíduos com uma camada de solo ao final da jornada diária de trabalho com o objetivo de reduzir a proliferação de vetores de doenças.

A predominância destas formas de destinação final advém de vários fatores, tais como: falta de capacitação técnico-administrativa, baixa dotação orçamentária, pouca conscientização da população quanto aos problemas ambientais ou mesmo falta de estrutura organizacional das instituições públicas envolvidas com a questão no município.

Assim, os municípios brasileiros, estão enfrentando um problema grave de gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos, principalmente na etapa de disposição final. A grande maioria dos municípios de pequeno porte no país depositam seus resíduos inadequadamente em lixões ou aterros controlados. Alternativas tecnológicas de disposição final sustentável de baixo custo e eficientes no atendimento da legislação ambiental aparecem como solução. Visando a minimização do problema, estão sendo realizadas pesquisas aplicadas na área de tratamento e destino final de resíduos sólidos com objetivo de otimizar a técnica, podendo-se citar principalmente os trabalhos vinculados ao PROSAB.

Para definir resíduos sólidos verificam-se algumas dificuldades, pois existem diversas formas e pontos de vista para fazê-lo sendo, em geral, definidos de acordo com a conveniência e preferência de cada um.

Segundo a NBR – 10.004 – “Resíduos Sólidos são todos aqueles resíduos em estados sólidos e semi-sólidos que resultam de atividades da comunidade de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços, de varrição ou agrícola. Incluem-se lodos de ETA (Estações de Tratamento de Água) e ETE (Estação de Tratamento de Esgotos), resíduos gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, e líquidos que não possam ser lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.”

Há vários tipos de classificação dos resíduos sólidos que se baseiam em determinadas características ou propriedades identificadas. A classificação é relevante para a escolha da estratégia de gerenciamento mais viável.

CONSONI & PERES *in* BOFF (2005), classifica os resíduos de diversas formas, entre as quais estão a sua natureza física (seco e molhado), sua composição química (matéria orgânica e inorgânica) e os riscos potenciais ao meio ambiente (perigosos, não inertes e inertes). Outras classificações usam como critério, a sua origem e a possível degradabilidade.

Existe a possibilidade do uso de diversos critérios para a classificação dos resíduos, como a origem (domiciliar, comercial ou público), a tratabilidade (biodegradável, descartável ou reciclável), o grau de biodegradabilidade (facilmente, dificilmente ou não biodegradável) e a reatividade (inerte, orgânico ou reativo), BOFF (2005).

Os resíduos sólidos podem ser classificados em função dos riscos potenciais ao meio ambiente e à sua saúde pública (ABNT, 2004). Para que os mesmos possam ter manuseio e destinação final adequada, os resíduos devem ser enquadrados em uma das classes a seguir apresentadas: Classe I – Resíduos Perigosos: são os resíduos que em função de suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosa, podem apresentar riscos à saúde pública, provocando ou acentuando, de forma significativa, um aumento de mortalidade ou incidências de doenças e/ou riscos ao meio ambiente, quando manuseados ou destinados de forma inadequada, ou ainda apresentarem características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade; Classe II – Resíduos Não Perigosos – esses por sua vez são divididos em duas classes: Classe II A Não-Inertes: são todos os resíduos ou misturas de resíduos, que não se enquadram nas classificações de resíduos “Classe I – Perigosos” ou de resíduos “Classe II B – Inertes” e podem apresentar propriedades como combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água; Classe II B – Resíduos Não-Perigosos Inertes: São aqueles que, por suas características intrínsecas, não oferecem riscos à saúde e ao meio ambiente. Nesse trabalho, foi usado resíduo classe II A para a geração do lixiviado e posterior tratamento. Além disso, quando amostrados de forma representativa, segundo a NBR 10.007 (ABNT, 2004), e submetidos a um contato estático ou dinâmico com água destilada ou deionizada, a temperatura ambiente, conforme teste de solubilização, NBR

10.006 (ABNT, 2004), não têm nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água.

Os resíduos sólidos domésticos, comerciais, públicos, os resíduos sólidos industriais e os resíduos sólidos de serviço saúde são gerados nos centros urbanos. Cada município se organiza de uma maneira particular para solucionar seus problemas com resíduos.

Para CECONNELLO (2005) e GOMES (1995), os resíduos domésticos, quanto a sua degradabilidade podem ser classificados em facilmente degradáveis (alimentos e resíduos de jardinagem), moderadamente degradáveis (papéis, papelão e materiais celulósicos), dificilmente degradáveis (pedaços de pano, retalhos, aparas e serragem de couro, borrachas e madeira, bem como compostos metálicos) e não degradáveis (vidros, metais, plásticos, terra e pedras etc.).

Os RSU quando segregados e dispostos dentro de critérios técnicos adequados permite um aumento da vida útil dos aterros, ganhos ambientais e econômicos, oportunizando a ação de uma cadeia produtiva de trabalho envolvendo a população e todos os envolvidos na coleta, segregação e tratamento, dos quais destacam-se as associações de moradores e/ou cooperativas realizando triagens dos recicláveis e comercialização dos mesmos.

Segundo RIBEIRO (2001) o gerenciamento integrado de resíduos somente se concretizará se a Secretaria Municipal de Meio Ambiente local tiver ação permanente junto a população, priorizando de modo eficaz a Educação Ambiental Formal e Não-Formal através de ações desenvolvidas no âmbito de planejamento estratégico que garanta flexibilidade para participação de parcerias entre as demais Secretarias Municipais, empresas e ONG's que tenham interesse nas questões ambientais.

É comum descrever a composição dos resíduos sólidos domésticos em função dos seus constituintes. Conforme PINTO (2000) é fundamental que se tenha um conhecimento mais profundo da constituição da fração orgânica a ser tratada, em termos qualitativos e quantitativos, não só para que se tenha melhor compreensão das rotas metabólicas, como também para que seja possível reproduzir os experimentos. Os três principais constituintes da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos domésticos são as proteínas, carboidratos e lipídeos.

As proteínas são moléculas mais abundantes das células representando 50% ou mais de seu peso seco. São encontradas em todas as partes da célula, pois são fundamentais para o funcionamento das funções celulares. As proteínas apresentam ainda aproximadamente 16% de nitrogênio em massa (METCALF & EDDY, 1991).

As proteínas são formadas pela condensação de aminoácidos, que se unem por ligações peptídicas. Embora o número de aminoácidos que usualmente compõem as proteínas seja pequeno elas podem apresentar grande complexidade estrutural LEHNINGER, (2002).

Por serem instáveis, as proteínas podem ser decompostas de várias maneiras. No caso de decomposição anaeróbia, as proteínas são hidrolisadas, separando seus aminoácidos componentes. Os aminoácidos podem ser diretamente utilizados pelos microrganismos na síntese de suas próprias proteínas ou então serem também hidrolizados, formando amônia ou o íon amônio, dependendo do pH do meio. A amônia ou o íon amônio pode ser incorporada pelos microrganismos e utilizada no seu anabolismo ou então ser descartada no lixiviado (SOUTO, 2005).

ALLINGER *et al*, (1978) descreve que os carboidratos são formados por cadeias de carbono onde a maioria dos átomos de carbono está associada a um grupamento álcool, e um carbono apresenta-se ligado a um grupo aldeído ou cetona. São formados por carbono, hidrogênio e oxigênio, podendo ser definidos como poliidroxialdeídos e poliidroxicetonas. São exemplos de carboidratos os açúcares, amidos, celulose e fibras vegetais. Os açúcares são facilmente decompostos; as enzimas de certas bactérias os fermentam, produzindo álcool e dióxido de carbono. Os amidos são mais estáveis, porém podem ser convertidos em açúcares pela atividade microbiana ou por ácidos minerais diluídos.

Os lipídeos compreendem os óleos e as gorduras; são ésteres de ácidos graxos com glicerol ou outros álcoois. São formados por carbono, hidrogênio e oxigênio, podendo em certos casos conter outros elementos, como o fósforo. As gorduras estão entre os compostos orgânicos mais estáveis, não sendo facilmente decompostas biologicamente. Óleos e gorduras tendem a envolver superfícies com as quais entram em contato, interferindo na ação dos microrganismos (METCALF & EDDY, 1991).

3.2 Aterros Sanitários

O aumento do número de habitantes no planeta, associado à concentração de grande parcela da população nas cidades, são fatores que agravam a problemática do resíduo sólido urbano e sua destinação adequada. Durante a evolução da ciência, o homem passou a vincular algumas doenças ou vetores, com a destinação incorreta do resíduo sólido urbano que produzia, sendo assim passou a destinar o resíduo sólido urbano para lugares distantes, afastados do seu ambiente.

A necessidade de tratamento dos resíduos surge devido aos seguintes fatores: escassez de áreas para a destinação final do resíduo sólido urbano; disputa pela utilização das áreas remanescentes com as populações da periferia, valorização dos componentes do resíduo sólido urbano como forma de promover a conservação de recursos. De acordo com ZANTA *et al.* (2006), o tratamento dos RSU pode ser feito segundo os processos abaixo:

[...] Tratamentos físicos: objetivam reduzir o volume de resíduo ou imobilizar um componente específico através de operações de secagem, centrifugação, evaporação, sedimentação, floculação, filtração, absorção, destilação, concentração, etc.

Tratamentos químicos: alteram a composição do resíduo de modo a eliminar componentes tóxicos através de reações de neutralização, oxidação, redução e precipitação.

Tratamentos biológicos: aceleram a degradação natural de resíduos que possuem alta carga orgânica através da ação de microrganismos em unidade de compostagem ou em aterros sanitários.

Tratamentos térmicos: processos físico-químicos que utilizam temperaturas elevadas para alterar as características do resíduo e reduzir consideravelmente seu volume. A incineração e a pirólise são os principais tratamentos térmicos empregados para os resíduos sólidos (ZANTA *et al.*, 2006, pg. 11).

Aterro Sanitário é o processo que permite manter os resíduos sólidos confinados sem causar maiores danos ao meio ambiente. É um método em que o resíduo sólido urbano é comprimido através de máquinas que diminuem seu volume. Com o trabalho do trator, o resíduo sólido urbano é empurrado, espalhado e amassado sobre o solo (compactação), sendo, posteriormente, coberto por uma camada de solo, minimizando odores, evitando incêndios e impedindo a proliferação de insetos e roedores.

Para GOMES *et al.*, (2006), aterro sanitário é um biodigestor construído segundo normas de engenharia. Trata-se de uma estrutura encapsulada, usada para a

atenuação das características nocivas dos resíduos sólidos, projetada de forma a favorecer a biodegradação anaeróbia e a conseqüente estabilização dos resíduos sólidos armazenados, na maior parte das vezes, entre as camadas isolantes de material compactado, usualmente solo local.

Conforme IPT (1995) a escolha do método construtivo leva em consideração três fatores: topografia da área; tipo de solo; profundidade do lençol freático. A análise desses fatores determinará o método a empregar. Existem três possibilidades: trincheira, rampa e área.

Método da trincheira - É a técnica mais apropriada para terrenos que sejam planos ou poucos inclinados, e onde o lençol freático esteja situado a uma profundidade maior em relação à superfície.

Método da rampa - Indicado quando a área a ser aterrada é plana, seca e com um tipo de solo adequado para servir de cobertura. A permeabilidade do solo e a profundidade do lençol freático confirmarão ou não o uso desta técnica.

Método da área - É uma técnica adequada para zonas baixas, onde dificilmente o solo local pode ser utilizado como cobertura. Será necessário retirar o material de jazidas que, para economia de transporte, devem estar localizadas o mais próximas possível do local a ser aterrado. No mais, os procedimentos são idênticos ao método da rampa.

Conforme GOMES *et al.*, (2003) antes de confeccionar o projeto é necessário considerar os seguintes aspectos para a escolha de uma área adequada: localização, condições geotécnicas, vias de acesso, clima. Após essa primeira etapa, confecciona-se o projeto com base nas características do município, nos resíduos gerados e nas condições do local disponível. As etapas do projeto são: construção e infra-estrutura básica do sistema proposto (construção do modelo de aterro, movimentação da terra, sistema de impermeabilização, sistema de drenagem e sistema de recirculação de lixiviados).

Com base em IBAM (2008), um sistema de drenagem apropriado garante a proteção do meio ambiente e a saúde dos moradores. Para tanto devem ser drenadas tanto as águas limpas superficiais quanto o lixiviado. A drenagem do lixiviado pode ser feita utilizando-se: tubos de PVC, concreto ou barro perfurado e drenos cegos de brita nº 1 e nº 2. Entre as formas de distribuição dos drenos no terreno, a mais utilizada é a espinha de peixe. Para facilitar o escoamento, os drenos devam apresentar uma

inclinação de 2%. Uma vez captado, o lixiviado deverá passar por algum dos seguintes processos: filtros biológicos; lagoas de estabilização; valos de oxidação; recirculação; tanques de aeração. Na maioria dos casos é suficiente, para o controle da poluição, a drenagem superficial, a boa impermeabilização da base e a cobertura diária do resíduo sólido urbano vazado. Com estas providências, o lixiviado produzido fica contido na massa do resíduo sólido urbano, evitando a contaminação dos corpos d'água.

Cabe ainda salientar que as três formas mais usuais de se construir drenos verticais, que deverão estar instalados em diversos pontos do aterro, são: utilizando-se um tubo guia dentro do qual são colocadas pedras britadas nºs 3 e 4 (ou pedras de mão de até 10 cm), com o tubo sendo elevado à medida que se aumenta a cota do aterro; utilizando-se tubos perfurados de concreto com diâmetro de 0,5 ou 1 metro, que vão sendo sobrepostos conforme a elevação da cota do aterro; utilizando-se uma fôrma feita de tela, onde se colocam pedras de mão, que vai subindo à medida que o aterro sobe.

A diferença básica entre os aterros sanitários e os controlados é que para o primeiro, o sistema de captação e tratamento de lixiviado é dispensável no segundo pressupõe um terreno com características naturais favoráveis (solo pouco permeável e lençol freático profundo, em especial). Por exigir menores recursos para implantação e operação, o aterro controlado apresenta-se como a opção mais acessível à maioria das cidades brasileiras, contudo não é o mais recomendável já que o lixiviado gerado poluirá o meio ambiente.

RUSSO (2003) comenta que mesmo as instalações de reciclagem, incineração e compostagem precisam de um local onde sejam descartados, de forma apropriada, as sobras e os refugos provenientes do processamento do resíduo sólido urbano. Neste caso, o aterro pode servir também como alternativa em situações de emergência motivadas por interrupções eventuais da instalação industrial.

Os resíduos sólidos urbanos acumulados de maneira contínua em aterros sanitários não são, contudo, inativos. Esta mistura de uma grande variedade química, sob a influência de chuva e microrganismos é objeto de evoluções complexas, constituídas pela superposição de mecanismos físicos, químicos e biológicos. Nota-se que principal fator que contribui na degradação dos resíduos é a bioconversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas. O conjunto destes 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 (BOFF, 2005).

A partir da Figura 1, notam-se os principais impactos ao ambiente decorrentes da disposição no solo de resíduos sólidos urbanos. A sua degradação decorre da ação de microrganismos. O líquido gerado a partir desse fenômeno biológico somado a infiltração da chuva chama-se de lixiviado. Quando em contato com solo ou lençol freático, esse líquido apresenta alto poder poluidor, contaminando-os. Nesses ambientes, há geração de gases que causam poluição atmosférica além da proliferação de vetores, como insetos e roedores.

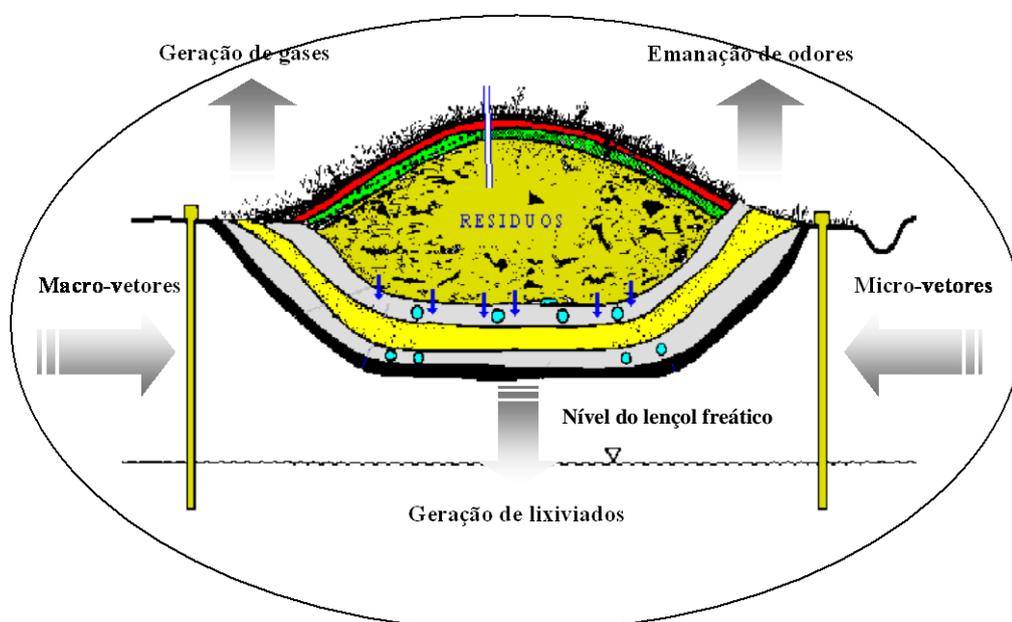


Figura 1. Principais impactos ambientais resultantes da disposição de resíduos em aterro sanitário.

Fonte: CASTILHOS JR. *et al.* (2003).

Entretanto, no aterro sanitário, são necessárias intervenções técnicas para contenção de poluentes líquidos (lixiviado) e gasosos (biogás) produzidos no processo de degradação dos resíduos sólidos.

Em um aterro os gases gerados são o gás metano e o dióxido de carbono, o gás sulfídrico e outros. A presença destes gases no biogás gerado em aterros é um efeito direto do processo de estabilização da matéria orgânica biologicamente decomponível.

Para REICHERT (2007), os maiores problemas para a implantação de aterros são: a possibilidade de se poluir o solo e cursos de água superficiais ou subterrâneos; a necessidade de supervisão constante de modo a garantir a manutenção das mínimas condições ambientais e de salubridade, a geração de gases a partir da decomposição do resíduo sólido urbano aterrado, a necessidade de terrenos disponíveis para a instalação do aterro próximos aos locais de produção do resíduo sólido urbano, já que o custo de transporte é muito elevado na limpeza urbana em virtude do baixo peso específico do resíduo sólido urbano; a resistência dos moradores nas cercanias do aterro que, muitas vezes, por não serem ouvidos e devidamente esclarecidos quanto ao problema, acabam por criar impasses desgastantes para a Administração Municipal.

Os aterros sanitários modernos incorporam uma série de aspectos de projeto e operação, de modo a minimizar os impactos ambientais decorrentes da fase de implantação, operação e encerramento. O aterro deve constituir-se, entre outros aspectos, de sistema de drenagem superficial, sistema de drenagem e tratamento de lixiviados, impermeabilização inferior e superior e sistema de drenagem e tratamento de gases.

Em nosso país, verifica-se que a maioria dos aterros de resíduos não possui critérios de implantação, operação e de monitoramento ou simplesmente, os administradores públicos não os adotam, dificultando, desta forma, o monitoramento dos lixiviados e gases gerados no processo de digestão anaeróbia dos resíduos dispostos (GOMES & MARTINS, 2003).

Segundo RUSSO (2003), efetivamente, o aterro sanitário é um local imprescindível porque é comum em toda a estrutura de equacionamento dos resíduos sólidos. A incógnita é a quantidade de resíduos a serem ali depositados para tratamento e destino final. Quanto maior for a taxa de valorização conseguidas nas fases anteriores (triagem e compostagem) menores serão as quantidades a aterrar, prolongando-se a vida útil do aterro sanitário e diminuindo-se o custo de exploração. Para esse autor ainda, se a escala do aterro for adequada, deposição de uma quantidade mínima de cerca de 200 toneladas por dia, pode haver o aproveitamento do biogás produzido no aterro,

designando-se então de aterro energético. Sem esta deposição mínima não é rentável o aproveitamento energético, e o biogás terá que ser queimado em tocha com tempo de residência mínima de 0,3 segundos na câmara de combustão, a uma temperatura de pelo menos 850 °C, para destruir e minimizar o efeito dos gases nocivos. Quando o aterro sanitário recebe os restos das outras formas de valorização de resíduos é um aterro de rejeitos, sem produção de biogás e sem emissão de lixiviados poluentes. Entre outras, as principais vantagens dos aterros sanitários são as seguintes:

- Grande flexibilidade para receber uma gama muito grande de resíduos;
- Fácil operacionalidade;
- Relativo baixo custo, comparativamente a outras soluções;
- Disponibilidade de conhecimento;
- Não conflitante com formas avançadas de valorização dos resíduos;
- Devolução a utilização do espaço imobilizado durante a fase de exploração;
- Potencializa a recuperação de áreas degradadas;
- Através de processos de bioremediação é possível a reutilização do espaço do aterro várias vezes, com a produção de composto orgânico resultante da matéria orgânica degradada no “bioreator” anaeróbio, após eventual complemento de tratamento aeróbio, em compostagem com vista à higienização.

3.3 Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo biológico no qual um consórcio de diferentes morfotipos de microrganismos, na ausência de oxigênio molecular, promove a transformação de compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em produtos mais simples como metano e gás carbônico (GOMES *et al.*, 2006).

A importância da digestão anaeróbia se evidencia num contexto mais amplo do que apenas o energético, ou seja, a estabilização biológica de resíduos poluentes. Nesses últimos anos, tem se mostrado um processo de grande potencial para o tratamento de lixiviado com elevados teores de matéria orgânica.

Ao descrever a tecnologia da digestão anaeróbia em filtros anaeróbios, é necessário primeiramente, conhecer os fundamentos dos processos biológicos de tratamento de efluentes.

As diversas características favoráveis da tecnologia anaeróbia - baixa produção de sólidos; baixo consumo de energia; baixos custos de implantação e operação; tolerância a elevadas cargas orgânicas; e possibilidade de operação com elevados tempos de retenção de sólidos e baixos tempos de detenção hidráulica, conferem aos reatores anaeróbios um grande potencial de aplicabilidade no tratamento de águas residuárias concentradas e diluídas. As principais desvantagens da tecnologia anaeróbia são relacionadas à remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e patógenos; ao fato da demanda química de oxigênio (DQO) residual ser, na maioria dos casos, elevada para atender os estritos limites de emissão estabelecidos na legislação ambiental; e à maior instabilidade dos reatores anaeróbios (CHERNICHARO, 1997).

Para AQUINO & CHERNICHARO (2005), o sucesso para lidar com distúrbios e desequilíbrios em reatores anaeróbios depende principalmente da identificação das causas do problema e dos fatores que limitam os processos metabólicos envolvidos, e isso só será efetivamente conseguido a partir do entendimento dos fenômenos físico-químico-biológicos que governam o tratamento anaeróbio. Somente a compreensão detalhada dos fundamentos do processo anaeróbio permitirá a identificação das causas de eventuais distúrbios, suas conseqüências a médio e longo prazo, bem como a adoção das corretas medidas de controle e prevenção.

A partir de certas condições favoráveis, pretende-se acelerar o processo da digestão, nos sistemas anaeróbios. Em relação aos projetos de sistemas de tratamento têm-se duas prerrogativas básicas: a) o sistema de tratamento deve manter grande quantidade de microrganismos metabolicamente ativos atuantes no processo da digestão anaeróbia; b) a massa celular e/ou biofilme gerado deve estar em contato com lixiviado para evitar rompimento do biofilme formado (GOMES *et al.*, 2006). Temperatura, pH, presença de nutrientes e a ausência de materiais tóxicos são fatores que influenciam as condições operacionais.

- Temperatura: É um dos fatores ambientais mais importantes na digestão anaeróbia, uma vez que afeta os processos biológicos de diferentes maneiras. Em temperaturas altas, reações químicas e enzimáticas da célula podem ser

processadas de forma mais rápida tornando seu crescimento também rápido ou ocasionando uma total inibição por parte da célula, finalizando com morte celular. Também, sobre uma certa temperatura, proteínas, ácidos nucleicos e outros componentes da célula são sensíveis a altas temperaturas e podem causar uma irreversibilidade, inativando o sistema. Dentre os principais efeitos da temperatura incluem-se as alterações na velocidade do metabolismo das bactérias, no equilíbrio iônico e na solubilidade dos substratos, principalmente lipídios. Em sistemas anaeróbios que operem com temperaturas inferiores a 20°C deve ser estudado, não apenas quanto ao desempenho a ser esperado, como também a forma de operação e monitoramento a ser adotado, dando preferência àqueles capazes de reter maior quantidade de biomassa em seu interior.

- Nutrientes: Nutrientes como o nitrogênio e fósforo são essenciais para todos os processos biológicos. A quantidade de nitrogênio e fósforo, em relação à matéria orgânica presente (expressa em DQO, por exemplo), depende da eficiência dos microrganismos em obter energia para síntese, a partir das reações bioquímicas de oxidação do substrato orgânico. A baixa velocidade de crescimento dos microrganismos anaeróbios, comparados aos aeróbios, resulta em menor requerimento nutricional. Em geral, admite-se que a relação DQO : N : P de 500 : 5 : 1 é suficiente para atender as necessidades de macronutrientes dos microrganismos anaeróbios. Além de nitrogênio e fósforo, o enxofre é também considerado um dos nutrientes essenciais para a metanogênese, além do ferro, cobalto, níquel e zinco. Em revisão de literatura sobre os aspectos nutricionais em processos anaeróbios, DAMIANOVIC (1992) faz referências a vários trabalhos nos quais se comprovou que a presença desses micronutrientes estimulou os processos anaeróbios. Além disso, os substratos nutritivos devem prover fontes de alimentos aos microrganismos (elementos químicos que constituem o material celular e os necessários às atividades enzimáticas), particularmente os elementos minerais que em fracas doses são indispensáveis às reações enzimáticas, como cálcio, magnésio, potássio, sódio, zinco, ferro, cobalto, cobre, molibdênio e manganês. Em fortes concentrações, esses elementos

têm efeito inibidor sobre o processo de fermentação. Por outro lado, os elementos majoritários (Carbono, Nitrogênio, Oxigênio, Fósforo e Enxofre) têm importância fundamental no rendimento dos gases de fermentação.

O sucesso dos sistemas de tratamento anaeróbio se deve a dois fatores principais: as vantagens consideradas inerentes ao processo da digestão anaeróbia em comparação com o tratamento aeróbio e a melhoria do desempenho dos sistemas anaeróbios modernos, tendo-se um aumento muito grande não somente da velocidade de remoção do material orgânico, mas também da porcentagem de material orgânico digerido. O melhor desempenho dos sistemas anaeróbios, por sua vez, é o resultado da melhor compreensão do processo da digestão anaeróbia, que permitiu o desenvolvimento de sistemas modernos, muito mais eficientes que os sistemas clássicos.

Existe uma biodiversidade de espécies microbianas nos processos biológicos de tratamento de resíduos, conseqüentemente nota-se microrganismos versáteis metabolicamente onde podem ser encontrados degradando compostos complexos ou até mesmo moléculas orgânicas simples (VAZOLLER, 1995).

PINEDA (1998) diz que o processo de degradação da matéria orgânica em sistema de disposição final de resíduos sólidos urbanos consiste de duas grandes fases:

a) aeróbia: ocorre nos primeiros dias logo após o aterramento e caracteriza-se pela redução nos níveis de oxigênio, o qual é consumido no processo de degradação, ou liberado pelas pressões exercidas sobre a massa do aterro durante a compactação;

b) anaeróbia: inicia-se na ausência de oxigênio e estende-se até a eliminação completa dos substratos pelas bactérias, ou até que as condições ambientais sejam impróprias para a sobrevivência dos microrganismos.

O tratamento anaeróbio envolve processos metabólicos complexos, que ocorrem em etapas seqüenciais e que dependem da atividade de no mínimo três grupos de microrganismos distintos:

- a) bactérias fermentativas (ou acidogênicas);
- b) bactérias sintróficas (ou acetogênicas);
- c) microrganismos metanogênicos.

A maioria dos microrganismos acidogênicos fermentam açúcares, aminoácidos e ácidos graxos resultantes da hidrólise da matéria orgânica complexa produzindo ácidos

orgânicos, bem como são os primeiros a atuar na etapa sequencial de degradação do substrato e os que mais se beneficiam energeticamente. Cabe salientar que a etapa acidogênica só será limitante do processo se o material a ser degradado não for facilmente hidrolisado. Segundo AQUINO & CHERNICHARO (2005), microrganismos sintróficos convertem compostos como propionato e butirato, em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Os microrganismos acetogênicos “desperdiçam” menos energia formando hidrogênio ao invés de etanol, metanol, etc. Já os microrganismos metanogênicos são os mais importantes do consórcio microbiano, porque a remoção de DQO da fase líquida depende da conversão de acetato. Infelizmente esses microrganismos são de lento crescimento, com um tempo de geração mínimo de 2 a 3 dias AQUINO & CHERNICHARO, (2005), e são extremamente dependentes da manutenção de condições ótimas de crescimento.

3.4 Lixiviado

A disposição final dos resíduos sólidos urbanos consiste em uma das preocupações dos administradores municipais, pois mesmo com o tratamento e/ou aproveitamento, ainda observa-se a geração de rejeitos. No caso específico dos resíduos urbanos, em função da fração orgânica presente, ocorre o aparecimento de um lixiviado com elevada concentração em compostos orgânicos. Esses compostos são formados a partir da decomposição da matéria orgânica dos resíduos urbanos, material que percola pelas camadas do aterro sanitário formando os lixiviados. Como são pouco conhecidas as identidades dos compostos presentes nos lixiviados de aterros sanitários, não há como prever se os tratamentos utilizados são efetivos. Portanto, a identificação destes compostos orgânicos é uma preocupação que vem motivando a pesquisa científica em nível mundial (STRELAU, 2006).

A composição do lixiviado é bastante variável e adquire características poluentes devido ao seu contato com a massa de resíduos sólidos em decomposição. GOMES *et al.* (2006), definem o lixiviado como um líquido escuro, turvo e malcheiroso que exige alta demanda de oxigênio pra estabilização. O lixiviado apresenta valores elevados de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), traços

de metais dissolvidos e amônia, ou seja, constitui-se em um líquido com alto potencial poluidor. Tratando-se assim de um ponto crítico a ser gerenciado no sistema de aterros sanitários (BOFF, 2005). Os lixiviados formam-se a partir da precipitação, escoamentos superficiais, águas subterrâneas ou águas de nascente e ainda, do resultado da decomposição dos resíduos. A água que precipita sobre o aterro, parte escoam superficialmente e o restante infiltra, podendo ficar retida na camada de cobertura ou produzir um fluxo de percolação quando for atingida a saturação desta camada. Existe uma parte do total que se forma como um subproduto na decomposição do material orgânico pela atividade bacteriana, mas esta quantidade é sensivelmente pequena, o que faz com que seja desprezada quando se faz um balanço de água do aterro sanitário (SILVA *et al.*, 2007).

Na maioria dos casos, a precipitação será a principal fonte de umidade que contribui para a geração de lixiviados. As águas das chuvas são geralmente usadas para representar a quantidade total de água que atinge a superfície durante um certo período de tempo para uma dada localidade. Como em todos os casos de infiltração, a situação mais crítica ocorre durante os períodos de chuva contínua, persistentes. Chuvas muito intensas, de curta duração, produzem uma saturação rápida da cobertura do aterro sanitário e diminui a infiltração, perdendo-se grande quantidade de água por meio do escoamento superficial (PINEDA, 1998).

É importante a obtenção dos dados de precipitação, temperatura, radiação e evaporação medidos no local do aterro ou disponibilizados pela mais próxima estação meteorológica. Para assegurar a confiabilidade dos dados, estes devem ser validados e comparados com dados provenientes das outras estações situadas na proximidade. Esses parâmetros podem auxiliar a justificar valores muito acima ou abaixo da média.

GOMES *et al.* (2006) comentam que a quantidade de lixiviado gerado varia de um aterro para outro e ao longo do tempo em um mesmo aterro, devido à interferência das seguintes características: composição dos resíduos sólidos, sua quantidade e densidade; condições meteorológicas do local; geologia e geomorfologia; condições de operação do aterro; idade e natureza dos resíduos sólidos e topografia.

Quando o lixiviado coletado apresenta um pH baixo, os parâmetros como DBO, DQO, nutrientes e metais pesados deverão ser altos. Contudo durante a fase metanogênica, o pH varia entre 6,5 e 7,5 e os valores de DBO, COT, DQO e nutrientes

serão significativamente menores. Devido à cadeia de constituintes existentes no lixiviado e às variações quantitativas sazonais e cronológicas (pelo aumento da área exposta) não se deve considerar uma solução única de processo para seu tratamento (HAMADA & MATSUNAGA, 2000). Alguns autores, como CASTILHOS JR. (2003), sugerem um critério para permitir a decisão na seleção de processos. Quando o lixiviado apresentar DQO elevada (acima de 10.000 mg/L), baixa concentração de nitrogênio amoniacal e uma relação DBO/DQO entre 0,4 e 0,8 e uma concentração significativa de ácidos graxos voláteis de baixo peso molecular, o tratamento pode ser efetuado por ambos os processos, ou seja, anaeróbio e aeróbio.

A composição do lixiviado é bastante variável e adquire características poluentes devido ao seu contato com a massa de resíduos sólidos em decomposição. CHRISTENSEN (2001) *in* TILLMANN (2003), ilustra as mudanças que ocorrem nas características do lixiviado (Tabela 1), resultantes das diferenças entre as fases ácida e metanogênica.

Tabela 1. Variações na composição do lixiviado entre as fases: ácida e metanogênica.

Parâmetro	Fase Ácida		Fase Metanogênica		Média	Faixa
	Média	Variação	Média	Variação		
pH	6,1	4,5-7,5	8	7,5-9		4,5-9
DBO	13000	4000-40000	180	20-550		20 – 57 000
DQO	22000	6000-60000	3000	500-4500		140 – 152 000
DBO/DQO	0,58		0,06			0,02 – 0,80
Sulfato	500	70-1750	80	10-420		8 – 7750
Cálcio	1200	10-2500	60	20-600		10 – 7200
Magnésio	470	50-1150	180	40-350		30 – 15 000
Ferro	780	20-2100	15	3-280		3 – 5500
Manganês	25	0,3-65	0,7	0,03-45		0,03 – 1400
Zinco	5	0,1-120	0,6	0,03-4		0,03 – 1000
Nitrogênio Amoniacal					741	50 – 2200
Cloreto					2120	150 – 4500
Potássio					1085	50 – 3700
Sódio					1340	70 – 7700
Fósforo Total					6	0,1 – 23
Cádmio					0,005	0,0001 – 0,4
Cromo					0,28	0,02 – 1,5
Cobalto					0,05	0,005 – 1,5
Cobre					0,065	0,005 – 10
Chumbo					0,09	0,001 – 5
Zinco					0,17	0,03 – 1000

Observação: Todos os valores em mg/L, exceto pH e DBO/DQO, que são adimensionais. Fonte: CHRISTENSEN in TILLMANN (2003).

REINHART & MCCREANOR (2000) citam que o lixiviado gerado em aterros novos (< 5 anos) tenderá a ter alta resistência orgânica (em grande parte composto de ácidos voláteis) com um pH relativamente baixo (5 a 7). Com o tempo e a estabilização da comunidade metanogênica a resistência orgânica declina e a alta concentração de amônia modera o pH.

Portanto, para que os processos de intervenção nos aterros sanitários se tornem eficientes, é importante o conhecimento mínimo das características físico-químicas e biológicas dos líquidos gerados (lixiviado) durante a degradação dos resíduos sólidos.

3.5 Tratamento de Lixiviado

A geração de lixiviados constitui-se na principal preocupação quanto à degradação ambiental de áreas localizadas próximas ao local de disposição final dos resíduos sólidos urbanos (RSU), uma vez que o tratamento desses efluentes tem se mostrado um grande desafio, pois a alta heterogeneidade e variabilidade de seus parâmetros físico-químicos e biológicos, ao longo do tempo, dificultam a adoção de sistemas eficientes de tratamento. Os processos mais empregados para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários são os processos biológicos. Geralmente ocorrem dificuldades ao utilizar tratamentos biológicos para lixiviados devido à vazão e carga orgânica muito variáveis, baixa eficiência de tratamento para lixiviados antigos ou pouco biodegradáveis.

Conforme FERREIRA *et al.* (2007) para projeto de sistemas de tratamento de lixiviados são empregados parâmetros de esgoto doméstico, muito embora já se saiba que o lixiviado apresente características distintas, deste efluente. Além disso, os vários estudos de caracterização de lixiviados realizados no Brasil se limitam a determinar a matéria orgânica no efluente, em forma de DQO e DBO, sem nenhuma preocupação com a descrição da natureza desta matéria orgânica. Assim, tendo em vista os problemas relacionados às características biológicas, físico-químicas e variação da composição de lixiviados de aterros sanitários, levando-se em conta as dificuldades no seu tratamento por processos biológicos e físico-químicos convencionais, é necessária a

busca de alternativas de tratamento eficientes dentro de um padrão de sustentabilidade técnica e econômica.

O lixiviado produzido em aterros sanitários apresenta elevado potencial poluidor com características muito variáveis, além disso, é a principal preocupação quanto à degradação ambiental. Dessa forma o órgão ambiental exige através de sua legislação que o lixiviado atenda padrões mínimos de emissão em corpos d'água (Tabela 2).

Tabela 2. Padrões de emissão que atendem a legislação

PARÂMETROS	VMP (mg/L)
pH (adimensional)	6,0-8,5
Sólidos Suspensos	≤ 200
Fosfato (Fosfato Total)	1,0
Nitrogênio Total	10
DQO	450

Metais	
Fe	10
Cd	0,1
Cr	0,5
Pb	0,5
Zn	1,0

Fonte: CONSEMA, 2006.

Os métodos de tratamento de lixiviado podem ser divididos em duas grandes categorias: biológicos e físico-químicos, englobando processos físicos ou aqueles que apresentam modificações do afluente por adição de compostos químicos.

O tratamento biológico tem se mostrado pouco eficiente para lixiviados de aterros antigos, já que esses apresentam elevadas concentrações de amônia, cloretos e de compostos recalcitrantes. Além disso, a carência de fósforo na composição desse resíduo, nutriente essencial para a atividade metabólica dos microrganismos, implica na sua adição artificial para assegurar degradação biológica do lixiviado (VIANA *et al.*, 2007).

O despejo inadequado de lixiviado no ambiente poderá reverter-se como um dano à saúde pública da própria comunidade ou até outras comunidades circunvizinhas, pois quando lançado este tipo de efluente para o meio ambiente, sem nenhuma forma de tratamento, se estará poluindo não somente o solo, mas as águas superficiais e subterrâneas e ao ar, mas também proporcionando a oportunidade de provocar a proliferação de vetores transmissores de doenças.

Para FLECK (2003), as tecnologias empregadas nos sistemas de tratamento de lixiviado são semelhantes às do tratamento de esgoto, embora haja diferenças nos valores dos parâmetros considerados para ambos. Sendo assim, existem diversas alternativas para o tratamento de lixiviado de aterros sanitários, entretanto são pontos importantes a serem considerados no dimensionamento de um projeto de tratamento a variação da vazão e da composição do lixiviado dos aterros sanitários.

Esse mesmo autor salienta que durante o período de operação de uma estação de tratamento, além da modificação das características do próprio lixiviado, leis e regulamentações modificar-se-ão, novas tecnologias surgirão enquanto outras evoluirão e fatores econômicos poderão modificar-se, de modo que buscar um sistema flexível é interessante. Cada aterro sanitário gera lixiviados com características particulares, o que demanda uma avaliação do tipo de tratamento viável e eficiente para cada caso, portanto, a escolha entre as diversas alternativas de tratamento depende dos resíduos aterrados e conseqüentemente do lixiviado gerado, bem como das condições técnicas e econômicas de cada município. O objetivo não é tanto encontrar o melhor método de tratamento de lixiviado e impô-lo, mas definir um conjunto de padrões mínimos de eficiência e desempenho ambiental que satisfaçam os padrões mínimos estabelecidos pelo órgão de fiscalização ambiental do município e/ou estadual.

O processo biológico permite a biodegradação dos compostos orgânicos presentes no lixiviado pela ação de microrganismos que os transformam em substâncias mais simples como a água, o gás carbônico e o metano (GOMES, 2003). Esse mesmo processo biológico pode ser empregado no tratamento de lixiviado. Todavia, geralmente ocorrem dificuldades ao utilizar tratamentos biológicos para lixiviado devido à vazão e carga orgânica muito variáveis, a necessidade de uma grande área para implantação (dependendo do tratamento), a baixa eficiência para lixiviado estabilizado ou pouco

biodegradável, e, muitas vezes, o efluente não se enquadra nos padrões estabelecidos pela legislação (SILVA *et al.*, 2000).

Os objetivos destes tratamentos são alterar a forma dos constituintes orgânicos, e aumentar a biodegradabilidade do lixiviado, pois apresenta elevada eficiência de remoção de matéria orgânica e inorgânica associada a vantagens de facilidade operacional, flexibilidade no controle de variáveis de processo, simplicidade de equipamentos e facilidade na mudança de escala de produção.

Processo de tratamento anaeróbio é o mais antigo de tratamento de águas residuais, visa reduzir principalmente carga orgânica. O processo envolve decomposição biológica de matéria orgânica e inorgânica na ausência de oxigênio molecular. As moléculas orgânicas são fermentadas por bactérias e ácidos graxos voláteis, os quais são convertidos em metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂).

Existem vantagens e desvantagens do uso de sistemas de tratamento biológico anaeróbio. As vantagens são: elevada eficiência de remoção de matéria orgânica; pouca dose de P necessária; pouca produção de lodo; pouco consumo de energia; possível produção de biogás através do metano gerado. As desvantagens são: metais pesados podem ter digestão obstruída; suscetividade de pH e mudança de temperatura; muita amônia permanece no efluente; temperaturas entre 15 e 35°C; alto tempo de detenção; microrganismos podem ser inibidos pelo meio ácido, causando uma redução na taxa de crescimento e conduzindo carreamento da rede de células microbianas em sistemas de mistura completa.

Existem limitações que se encontram para tratar lixiviado, quando se usa apenas um tipo de sistema de tratamento. Vem sendo estudada uma solução para sanar tais dificuldades. Segundo WISZNIOWSKI *et al.* (2006), estão sendo desenvolvidas tecnologias significativas para tratamento de lixiviado combinando métodos biológicos e físico-químicos. Porém, para atingir padrões estabelecidos em normas necessita-se o desenvolvimento de um tratamento com métodos integrados, por exemplo, uma combinação de métodos químicos, físicos e biológicos.

O tratamento físico-químico combinado com os métodos biológicos de tratamento de lixiviado consiste em eliminar espécies químicas indesejáveis no efluente final, como metais pesados e componentes orgânicos refratários (GOMES, 2003). As principais técnicas utilizadas para este fim são diluição, filtração, coagulação,

floculação, precipitação, sedimentação, adsorção/absorção, troca iônica, oxidação química, osmose reversa, lavagem com ar, ultrafiltração, oxidação, evaporação natural e vaporização (GOMES, 2002).

3.5.1 Filtros Anaeróbios

Nos filtros anaeróbios, objeto de estudo dessa pesquisa, a estabilização da matéria orgânica contida no lixiviado ocorre através da passagem desta por um leito de material suporte inerte. As unidades deste material apresentam uma fina camada de biofilme microbiana aderidos à superfície, além da biomassa bacteriana dispersa retida nos interstícios do material.

Os filtros anaeróbios podem ser utilizados para esgotos concentrados ou diluídos ou tratamento de lixiviados; resistem bem às variações de vazão afluyente; perdem poucos sólidos biológicos; permite várias opções de forma, sentido de fluxo e materiais de enchimento; e têm construção e operação muito simples (CIRNE *et al.*, 2007). Tal reator apresenta-se como uma alternativa viável e, relativamente, bem testada em nível nacional, no que se refere ao seu uso para tratamento de esgotos sanitários. Diversos materiais de enchimento já foram testados (pedra britada N°4, brita comercial, seixo rolado, anéis de eletroduto cortado, escória de alto-forno, anéis de bambu, etc.) e muitos resultados corroboraram a sua boa capacidade de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos. (CIRNE *et al.*, 2007).

FERREIRA *et al.* (2007) conceitua os filtros anaeróbios como unidades de tratamento em que as reações bioquímicas de estabilização da matéria orgânica contida no efluente ocorrem quando da passagem desta através de um leito de material suporte em que as unidades desse material apresentam filmes bacterianos anaeróbios aderidos às suas superfícies, além de biomassa bacteriana anaeróbia dispersa retida nos interstícios do meio. Esses mesmos autores operaram um sistema composto filtro anaeróbio com volume de 2 litros (tempo de detenção hidráulica de 21 horas) para o tratamento de lixiviado onde foi monitorado pH, sólidos suspensos, alcalinidade e DQO para medir a remoção de matéria orgânica, com o objetivo de garantir condições favoráveis à

degradação biológica. No filtro foi estimado eficiência de remoção em 30% da matéria orgânica biodegradável e biodegradabilidade máxima do lixiviado de 60%.

3.5.1.1 Meio suporte

Segundo MARTINS (2003), existem alguns requisitos básicos com relação à seleção do material suporte a ser utilizado em bioreatores. Estes requisitos influenciam na disponibilidade de área superficial para a aderência dos microrganismos, assim como nas características de expansão ou fluidização e na transferência de massa. Quanto maior o diâmetro do material suporte, menor a superfície específica e, dependendo do tipo de material, maior a velocidade superficial para obter-se a expansão ou fluidização desejada, conseqüentemente, maior o consumo de energia. A rugosidade da superfície da partícula é um aspecto importante na fase inicial de formação do biofilme, onde a aderência e a fixação dos microrganismos é o fator principal, permitindo que sejam mantidas condições nas quais os choques entre as partículas ou as forças de cisalhamento provocadas pela movimentação do líquido não desagreguem o biofilme. As superfícies mais rugosas são mais indicadas devido a melhor aderência dos microrganismos nas micro porosidades, que atenuam os efeitos dos choques e esforços do meio líquido.

O tipo de meio suporte utilizado pode conduzir a um diferente equilíbrio da microbiota, afetando diretamente o desempenho e a estabilidade do reator (SILVA *et al.*, 2006).

O objetivo principal do material de enchimento, é permitir acúmulo de grande quantidade de biomassa, com o aumento do tempo de retenção celular, melhorar o contato entre os constituintes do despejo afluente e os sólidos biológicos contidos no reator, atuar como barreira física, evitando que os sólidos sejam carreados para fora do sistema de tratamento e ajudar a promover a uniformização do escoamento do reator (FERNANDES *et al.*, 2006). Esses mesmos autores comentam que geralmente o material para enchimento do filtro é a brita nº 4, entretanto podem ser usados outros tipos de materiais. Para escolha do meio suporte deve-se levar em consideração a disponibilidade local do material a ser utilizado, seus custos de transporte e as propriedades físicas do material: peso unitário (leves e resistentes); superfície específica

(alta) e elevado índice de vazios. Quimicamente o material suporte deve ser inerte, evitando reação com o líquido a ser tratado.

A finalidade do material suporte é reter sólidos no interior do reator, seja através da formação de biofilme na superfície do material suporte, seja através da retenção de sólidos nos interstícios do meio ou abaixo deles (CHERNICHARO, 1997).

A norma Brasileira (ABNT, 1982) preconiza o meio suporte como um material que dever ter granulometria uniforme, podendo variar de 4 a 7 cm ou ser adotada a pedra britada nº 4, que tem um índice de vazios muito baixo, em torno de 50 %, com implicações sobre o volume e a capacidade de acumular lodo ativo.

Outros materiais já foram estudados e experimentados no enchimento de filtros anaeróbios no Brasil como: gomos de bambu; escória de alto forno de siderúrgicas (CHERNICHARO, 1997); seixo rolado classificado (50 a 75 mm) e tijolos cerâmicos vazados de oito furos (ANDRADE NETO *et al.*, 1999).

No estudo conduzido por CAMARGO (2000), onde foram construídos e operados quatro filtros que possuíam bambu como recheio, obteve-se, após 300 dias de operação uma remoção média de DQO e DBO superior a 75%. No que se refere aos sólidos suspensos, esteve próxima a 80%. Somente uma parcela da concentração de nitrogênio orgânico foi transformada em amônia e a remoção de fósforo foi baixa. Salienta-se que em todo este período de operação não foi feito nenhum descarte de excesso de lodo presente no interior do reator. Estes resultados demonstraram que o aproveitamento do bambu como meio suporte mostrou-se adequado e viável, tendo uma eficiência próxima à encontrada na literatura para vários tipos de materiais comumente empregados.

É fundamental observar a escolha do material que servirá de meio suporte, pois o principal problema é a colmatação ou entupimento do recheio. Este problema é mais freqüente nos filtros anaeróbios de fluxo ascendente, contendo pedras e britas (CHERNICHARO, 1997). Os filtros preenchidos com peças de plástico ou outros materiais com grande índice de vazios não têm apresentado problemas de entupimento.

3.5.1.2 Biofilme

A grande amplitude de questões a serem respondidas sobre biofilme conduz ao desenvolvimento de pesquisas em diversas áreas, buscando-se uma melhor compreensão da potencialidade de adesão dos microrganismos sobre determinados suportes, da composição, e da seqüência do processo de formação da biomassa, passos estes fundamentais para a otimização de filtros anaeróbios (ORTEGA, 2001).

Esse mesmo autor afirma que o processo de tratamento anaeróbio de lixiviado encontra-se em uma crescente no ramo da pesquisa. Uma das maiores contribuições para essa evolução foi o desenvolvimento da imobilização celular a qual foi decorrente de um melhor entendimento do processo biológico dentro dos reatores, e particularmente dos mecanismos que permitem a retenção de biomassa ativa dentro das unidades de tratamento. Assim, a existência de condições favoráveis para a imobilização de biomassa ativa no interior dos filtros anaeróbios tem recebido grande atenção nos projetos de tratamento.

Segundo CASAGRANDE (2006), a passagem de lixiviado através da superfície do material suporte faz com que as unidades desse material apresentem filmes bacterianos especializados aderidos as suas superfícies, além de biomassa bacteriana dispersa retida nos interstícios do meio. A retenção de biomassa por adesão dá-se pela capacidade das bactérias de aderirem-se às superfícies livres imersas em sistemas aquosos que apresentem condições para o crescimento de tais organismos, como presença de nutrientes e compostos carbonáceos e ausência de compostos inibidores e tóxicos. Existe outro tipo de retenção de biomassa bacteriana ativa que ocorre nos interstícios ou vazios do reator a qual denomina-se de retenção intersticial.

O crescimento de microrganismos nos processos biológicos de tratamento de efluentes classificam-se em processo de crescimento suspenso e processo de crescimento fixo ou biofilme (METCALFF & EDDY, 2001). Além disso, os processos anaeróbios produzem uma quantidade consideravelmente mais baixa de lodo, contudo no período inicial, o crescimento lento dos microrganismos anaeróbios pode ser visto como um problema, em função da adaptação e colonização ao meio suporte (HIDALGO & GARCÍA-ENCINA, 2001).

Para ORTEGA (2001), a utilização de suportes capazes de imobilizar a biomassa ativa permite aumentar o tempo médio de permanência desta no interior dos reatores, favorecendo o regime de operação contínua e proporcionando sistemas mais estáveis, controláveis e com elevada eficiência de degradação.

WOLFF *et al.* (2001) comentam que a imobilização dos microrganismos em pequenos suportes como biofilmes, possibilita ao reator biológico: reter uma grande concentração de biomassa no seu interior devido a maior área superficial; melhorar o contato da biomassa com o substrato; operar em tempos de retenção hidráulica significativamente reduzidos; melhorar a eficiência na remoção da DQO; diminuir a produção do lodo; e reduzir a área necessária.

Os biofilmes são definidos como populações microbianas, presas em uma matriz de polissacarídeos, que podem se aderir umas as outras e/ou a superfícies ou interfaces (CONSTERTON *et al.*, 1995). Esta definição inclui os agregados (grânulos) e flocos microbianos, além de populações que possam se aderir dentro de espaços porosos (como por exemplo, células aderidas em uma espuma de poliuretano). Mais recentemente ARAÚJO, (2001) definiu biofilme como uma coleção de microrganismos e produtos extracelulares associados a uma superfície sólida, viva ou inanimada.

Nos diferentes estágios da colonização do biofilme nos suportes é importante a presença e o tamanho médio de seus micros e macros poros, onde a biomassa adere. A presença de poros e reentrâncias na superfície do material suporte proporcionam um ambiente menos turbulento para os microrganismos, favorecendo assim a formação inicial do biofilme (PICANÇO *et al.*, 2001).

Segundo ALVES *et al.* (1999), filtros anaeróbios com suportes de alta porosidade e superfície específica apresentam melhores rendimentos do que os reatores com suporte convencional, tanto na partida quanto no equilíbrio do sistema.

a) Fatores que interferem na formação do biofilme

Uma comunidade de biofilme inicia-se quando uma superfície “limpa” é exposta a um ambiente aquoso e se torna condicionada pela presença de constituintes químicos do meio. Os microrganismos se associam à superfície, aderem e, então, fixam-se firmemente. Uma vez que essa colonização primária acontece, a atividade da comunidade é dependente do metabolismo e crescimento das condições da superfície.

Tais atividades metabólicas incluem consumo de substratos, replicação celular e síntese de exopolímeros. A formação de uma matriz extracelular do biofilme ocorre, e essa se acumula na superfície do suporte atuando como aprisionador de nutrientes e, num sistema de cultura mista favorece diferentes microrganismos a participarem da comunidade do biofilme. Sucessivas microcomunidades desenvolvem nichos dentro de determinadas camadas quando o biofilme aumenta. Eventualmente a espessura do biofilme atinge a um estado de equilíbrio dinâmico, em que os processos de produção de filmes microbianos são contrabalanceados pelos processos que reduzem ou removem o biofilme. A conversão contínua de substrato produz excesso de biomassa e produtos metabólicos que são arrastados para o fluido circundante, o que pode contribuir para atrair outras formas de vida, já que tem alimento sobre a superfície do suporte, dando início então a um processo de sucessão ecológica (BRYERS in ARAUJO 2001).

A mesma autora sugere que a formação do biofilme é o resultado de três processos: deposição, metabólico e remoção. Dentre os processos de deposição, destacam-se aderência e pré-condição de superfície do suporte. Os metabólicos incluem consumo de substrato, crescimento celular e replicação, manutenção do biofilme, produção de polímeros extracelulares e influência da aderência no metabolismo microbiano.

Os polímeros extracelulares são produtos metabólicos produzidos e acumulados na superfície das células microbianas. A produção de polímeros extracelulares pode ser limitada por certas condições como: quantidade de carboidratos, nitrogênio, cofatores no meio, temperatura, pH e condições de aeração. Os polímeros extracelulares formam uma camada protetora para as células, protegendo-as da desidratação e de substâncias tóxicas, servem como fonte de carbono e energia, além de manterem os microrganismos perto das fontes alimentares. Os polímeros extracelulares são constituídos de uma variedade de compostos orgânicos, principalmente carboidratos, proteínas, substâncias húmicas e DNA (ARAÚJO, 2001).

Os processos de remoção envolvem a predação, cisalhamento, abrasão e o despreendimento. A Figura 2 ilustra estas etapas.

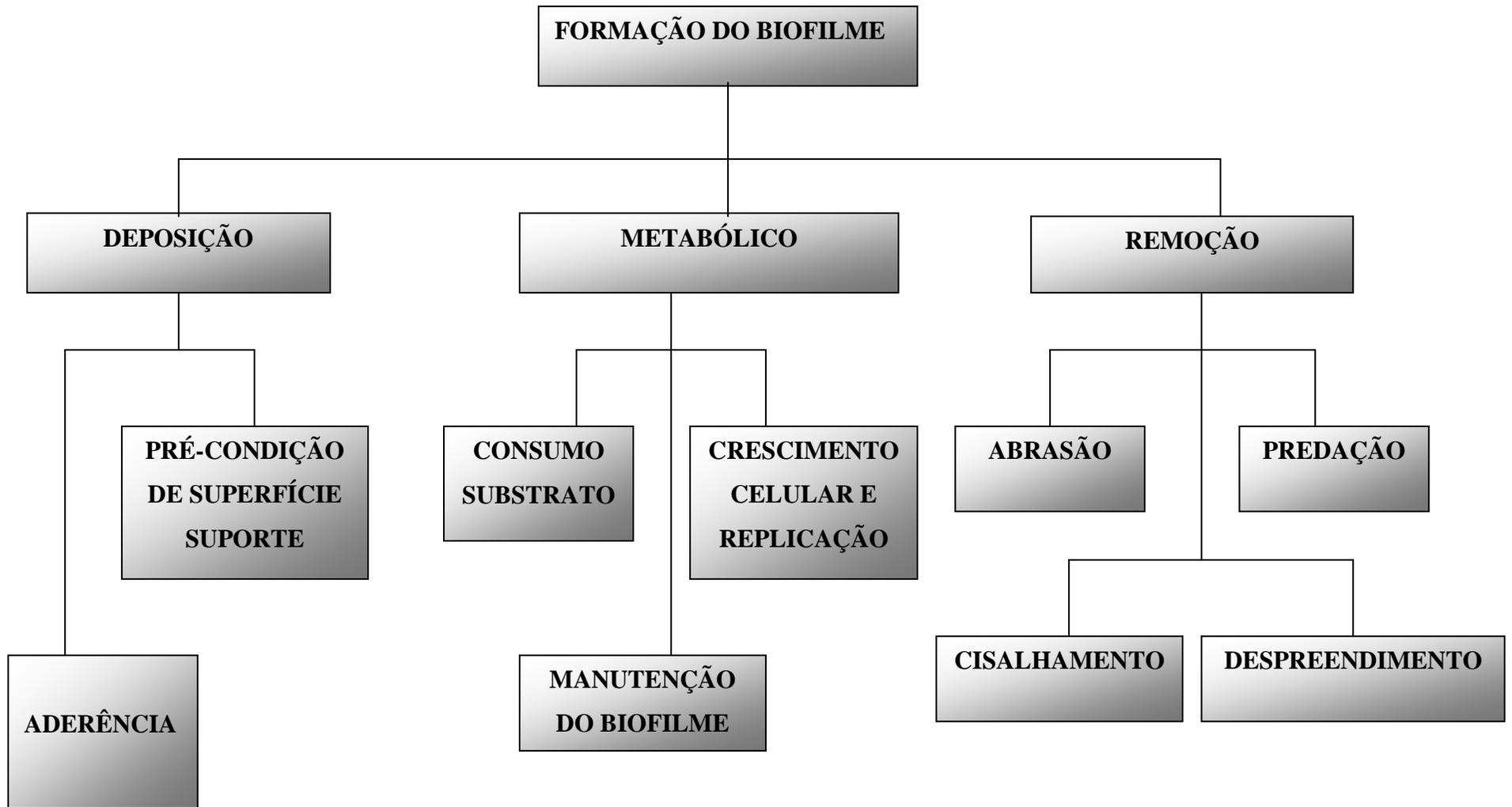


Figura 2. Formação do biofilme.

No biofilme, os compostos necessários para o desenvolvimento bacteriano, tais como, matéria orgânica, oxigênio e micronutrientes, são adsorvidos à superfície. Após a aderência, eles são transportados através do biofilme por mecanismos de difusão, onde são metabolizados pelos microrganismos. Sólidos de natureza coloidal ou suspensa não conseguem se difundir no biofilme, necessitando ser hidrolizados à moléculas de menores dimensões (MARTINS, 2003).

A aderência é influenciada por interações célula-célula, pela presença de moléculas de polímeros na superfície e pela composição do meio (VON SPERLING, 1996).

Segundo CAMPOS & PEREIRA *in* MARTINS (2003), a distribuição espacial dos microrganismos e a forma dos biofilmes nos materiais suporte são bastante distintas. Esses autores relatam que os biofilmes não apresentam superfície lisa e nem distribuição uniforme de microrganismos.

A formação de uma estrutura agregada ao material suporte depende de diversos fatores, incluindo a faixa de tamanho das células dentro da população microbiana e a localização de cada célula individual em relação às outras e ao meio de crescimento, assim como na interface gás/líquido.

O desenvolvimento do biofilme pode ser considerado como o resultado dos processos físicos, químicos e biológicos, existindo três etapas para a formação do biofilme: fixação bacteriana, produção do biofilme e desprendimento do biofilme.

Para MARTINS (2003), as propriedades superficiais do material suporte são importantes na formação inicial do biofilme. A presença de poros e cavidades na superfície do material é indispensável, pois aumentam as zonas de fixação das bactérias. As células aderidas na superfície rugosa podem ser protegidas do desprendimento devido ao cisalhamento, de modo a manterem-se na superfície o tempo necessário para que ocorra a adesão irreversível, o crescimento de uma microcolônia e, posteriormente, o biofilme.

Os meios suporte aplicados nas Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) são, geralmente, materiais granulares de origem mineral. Isto se dá, devido à predominância quase que exclusiva deste tipo de suporte em reatores de biofilmes durante a década de 80, quando as primeiras experiências em escala real ocorreram. Grãos de argila calcinada, xisto expandido, materiais arenosos, pozolana e carvão ativado são também

exemplos, sendo alguns, objetos de patente industrial. Além destes é registrada a utilização de quartzos, blocos de cerâmica, conchas de ostras e de mexilhões, calcário, anéis de plástico, cilindros vazados, blocos modulares de PVC, granito, esferas de polietileno, bambu, escória, poliuretano, bentonita, terra diatomácea, sepiolita, poliamida, etc (CHERNICHARO, 1997).

As características do biofilme variam com as concentrações e as fontes de substrato a que estão sujeitos. As características inorgânicas do biofilme variam de acordo com a composição química do substrato, o que pode afetar sua estrutura, e certamente afetar suas propriedades biológicas e físicas. A presença de cálcio, magnésio e ferro, por exemplo, afetam as ligações intermoleculares entre os exopolímeros excretados pelas bactérias. As características orgânicas variam com a fonte de carbono disponível no substrato para o metabolismo bacteriano, e certos elementos como o nitrogênio, fósforo e enxofre, em concentrações capazes de limitar o crescimento, estimulam a produção de polissacarídeos, que possuem alta propriedade de absorção (MARTINS, 2003).

A produção da biomassa e a taxa de crescimento dependem fortemente do tipo de microrganismos presentes no sistema. Culturas heterogêneas mostraram uma apreciável superioridade sobre culturas puras para o crescimento do biofilme. Existem certas espécies de microrganismos ou grupos fisiológicos que são mais prováveis para aderir e se reproduzir no meio (WOLFF, 1997).

O ambiente hidrodinâmico onde o biofilme se encontra desempenha papel importante na sua formação. A taxa de colonização do suporte e a formação do biofilme são extremamente sensíveis aos efeitos físicos das forças de cisalhamento e do atrito entre as partículas presentes no reator, através das quais a espessura do biofilme é controlada. Segundo BISHOP *et al.* (1995), dentro do biofilme há constante troca da população. Na superfície há multiplicação ativa das células devido à presença de elevada concentração de substrato. Com a fixação na superfície, o substrato poderá ser limitante no interior do biofilme, resultando em decaimento endógeno. A massa do biofilme pode ser perdida devido ao cisalhamento pela passagem do líquido. Crescimentos rápidos tendem a predominar próximo à superfície, enquanto crescimentos lentos ocorrem no seu interior degradando o substrato residual.

Conforme MARTINS (2003), a estrutura externa do biofilme é influenciada pelo balanço entre o desprendimento (resultante das forças de cisalhamento) e o processo de crescimento (resultante da taxa de crescimento superficial específica). As condições ambientais também influenciam no crescimento microbiano. Os fatores físicos em geral atuam como agentes seletivos, enquanto que os fatores químicos podem ou não serem seletivos. Alguns elementos como carbono e nitrogênio, que são usualmente requeridos em quantidades relativamente grandes, podem ser muito importantes na seleção das espécies predominantes.

b) Crescimento do biofilme

O biofilme é composto por duas camadas: a primeira caracterizada pela disponibilidade de oxigênio (metabolismo aeróbio) e a segunda, situada nas camadas próximas ao suporte, privadas de oxigênio (metabolismo anaeróbio).

Em um reator aeróbio, o oxigênio é consumido à medida que penetra no biofilme, até atingir valores que definem condições anóxicas ou anaeróbias. Pode-se ter, portanto, uma camada externa com oxigênio, e outra interna, desprovida deste. O oxigênio dissolvido (OD) é o fator determinante no estabelecimento das camadas. Na camada em condições anóxicas, ocorrerá a redução de nitratos. Em condições anaeróbias, ter-se-á a formação de ácidos orgânicos e a redução de sulfatos. Esta coexistência entre condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias é uma importante característica dos sistemas com biofilmes (VON SPERLING, 1996). A Tabela 3 apresenta as principais características associadas à espessura do biofilme.

Tabela 3. Características associadas à espessura do biofilme.

ESPESSURA DO BIOFILME	CARACTERÍSTICAS
Fina	O filme é fino e frequentemente não cobre toda a superfície do meio suporte; o crescimento bacteriano se dá segundo uma taxa logarítmica; todos os microrganismos crescem nas mesmas condições, com o crescimento sendo similar ao de uma biomassa dispersa.
Intermediária	A espessura do filme torna-se maior; a taxa de crescimento bacteriano torna-se constante; a espessura da camada ativa permanece inalterada, independentemente do aumento da espessura total do biofilme; caso o suprimento de matéria orgânica seja limitado, os microrganismos assumem um metabolismo suficiente apenas para a sua manutenção, não havendo aumento da espessura total do biofilme; caso o suprimento de matéria orgânica seja inferior aos requisitos para manutenção, a estrutura do biofilme torna-se menor.
Elevada	Partes do biofilme podem ser desalojadas do meio suporte; a espessura do biofilme atinge um valor bastante elevado; o crescimento microbiano é contraposto pelo próprio decaimento organismos, pelo consumo por outros organismos e pela tensão de cisalhamento; caso o biofilme continue a crescer, sem ser desalojado do meio suporte, ocorrerá entupimento do leito (colmatação) em reatores de leito fixo ou sua perda.

Fonte: Adaptado de MARTINS (2003).

O crescimento microbiano em suportes sólidos ocorre segundo NGUYEN (1989) *in* MARTINS (2003) em seis fases distintas: fase de latência ou de ativação, fase exponencial ou de aceleração, fase de acumulação linear; fase de estabilização, fase estacionária e fase de queda ou desprendimento (Figura 3).

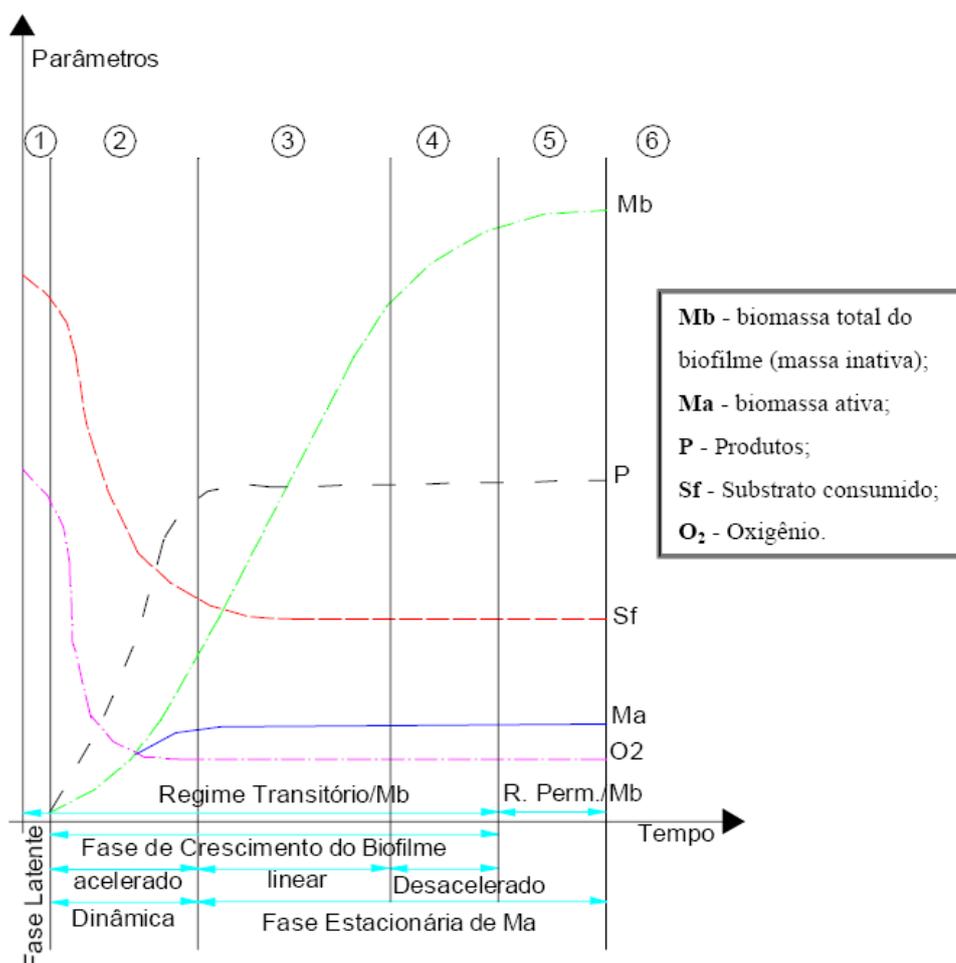


Figura 3. Fases do Desenvolvimento do Biofilme.

Fonte: NGUYEN *in* MARTINS (2003)

A fase de latência ou de ativação (1) corresponde ao fenômeno de adsorção de moléculas orgânicas sobre a superfície áspera do suporte (etapa passiva de fixação) e fixação bacteriana, por meio de forças de interação eletrostáticas ou não-eletrostáticas, e de forças atrativas de Van de Waals (etapa ativa). Ocorre à formação de pequenas colônias dispersas, situadas preferencialmente nas protuberâncias da superfície rugosa. É uma fase muito rápida, onde os microrganismos aclimatam-se ao novo ambiente. É influenciada pela concentração do substrato de entrada e das propriedades da superfície do suporte.

A fase exponencial ou de aceleração (2) corresponde a uma verdadeira explosão do fenômeno, onde os microrganismos ativos, em suspensão, colonizarão o suporte à taxa de crescimento máxima. Estas colônias se ampliam e se espalham por toda a

superfície. Nesta fase, constata-se que as taxas de produção de polissacarídeos e de proteínas aumentam muito rápido; ocorre uma queda extremamente rápida e massiva da concentração do substrato; observa-se um grande consumo de oxigênio, tornando-o limitante, sendo necessário fornecer oxigênio através de uma fonte exterior e uma acumulação muito nítida da biomassa. Segundo TAVARES (1992), nesta fase os microrganismos criam uma matriz gelatinosa e movem-se livremente dentro desta matriz, cobrindo totalmente a superfície do sólido.

A fase de acumulação linear (3) do biofilme correspondente a uma taxa constante de acumulação da biomassa sobre o suporte. No decorrer desta fase, a concentração do substrato na saída do reator fica constante e mínima, o consumo de oxigênio pelos microrganismos é constante e máximo, e a espessura ou a massa do biofilme continua a aumentar de modo linear em função do tempo devido à acumulação da biomassa desativada, pois a biomassa ativa deve atingir um valor constante e máximo. O biofilme é então formado por duas camadas: uma aeróbia e ativa, caracterizada por apresentar teores apreciáveis de oxigênio, e outra anaeróbia e inativa, caracterizada pela ausência de oxigênio (TAVARES, 1992).

A fase de estabilização (4) está ligada aos esforços hidrodinâmicos, onde os efeitos aumentam com a espessura do biofilme e a velocidade do líquido, que impedem as acumulações adicionais do biofilme. Nesta fase, os fenômenos físicos tornam-se preponderantes, sendo que o biofilme torna-se sensível, em particular, às tensões de cisalhamento, sobretudo no caso de um biofilme aeróbio obtido com alta concentração em oxigênio dissolvido, devido à sua estrutura filamentosa pouca aderente. A massa total do biofilme, a espessura, a atividade bacteriana, os teores de proteínas e de polissacarídeos tendem aos valores máximos, enquanto que as concentrações em oxigênio e em substrato na saída ficam sempre constantes. Os sólidos em suspensão aumentam em função da taxa de oxigênio dissolvido.

A fase estacionária (5) é caracterizada por um equilíbrio ecológico entre os microrganismos na fronteira das duas zonas (aeróbia e anaeróbia). Nesta fase, a massa total do biofilme atinge valores máximos, que caracterizam um regime permanente em relação à fase sólida, embora o regime permanente na fase líquida seja estável. Por esta razão é chamada fase estacionária. O desprendimento será igual à acumulação do biofilme, que se traduz por uma velocidade nula de crescimento do biofilme.

Para VON SPERLING (1996), a fase estacionária é caracterizada pela escassez de alimento no meio, a taxa de crescimento bacteriano é igual à taxa de mortandade, ou seja, o número de células é constante.

O desprendimento (6) do biofilme é um fenômeno aleatório que depende do comportamento das bactérias fixas diretamente no suporte e da forte acumulação do biofilme. Caracteriza-se por fatores biológicos como a "lise" celular nas camadas profundas, pelas modificações das interações bactéria-suporte e por fatores físicos, tais como ações de forças da gravidade e das forças tangenciais sobre a massa do biofilme. Nesta fase, os sólidos em suspensão aumentam, ocorre um acréscimo de substrato na fase líquida devido à perda parcial ou total do biofilme e o crescimento de um novo biofilme no lugar onde parte deste se desprende. Observa-se uma queda na massa fixa total de proteínas e de polissacarídeos, e um aumento de sólidos em suspensão, além de um desequilíbrio das concentrações do substrato e da biomassa.

c) Microrganismos presentes nos biofilmes

O aumento do conhecimento microbiológico e bioquímico nos processos de tratamento biológico tem ocasionado considerável melhoria na otimização e na eficiência desses, incrementando, assim, sua aplicabilidade. As bactérias são, sem dúvida, o mais importante elemento na estabilização da matéria orgânica.

É importante ressaltar que os organismos envolvidos na biodigestão anaeróbia apresentam um elevado grau de especialização metabólica. A eficiência do processo anaeróbio depende, portanto, das interações positivas entre as diversas espécies bacterianas, com diferentes capacidades degenerativas. Os intermediários metabólicos de um grupo de bactérias durante a biodigestão podem servir como nutrientes ao crescimento de outras espécies. Assim observa-se a ocorrência de várias reações de degradação dos compostos orgânicos e a dependência das mesmas da presença do hidrogênio formado no sistema (CASAGRANDE, 2006).

De acordo com MARTINS (2003), as principais relações no interior do meio biológico são complexas e estão baseadas em relações de predação e de competição (muitas vezes canibalismo). Os principais microrganismos presentes em lixiviados, de importância no tratamento biológico são:

- **Bactérias:** são as principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. Apresentam-se em formas isoladas ou agregadas, formando colônias de aspecto característico, como filamentos, cachos, etc. Constituem-se no grupo de maior presença e importância nos sistemas de tratamento biológico, pois, além de desempenharem seu papel na depuração da matéria orgânica, as bactérias possuem a propriedade de se aglomerar em unidades estruturais, como flocos, biofilmes ou grânulos. Sua faixa ótima de crescimento ocorre dentro de faixas de temperaturas e pH relativamente limitadas, embora a sua sobrevivência possa ocorrer dentro de faixas bem mais amplas. Segundo METCALF & EDDY (1991), a maior parte das bactérias não suportam valores de pH acima de 9,5 nem abaixo de 4,0 sendo que o ótimo se situa em torno da neutralidade (6,5 a 7,5).
- **Fungos:** são organismos multicelulares, aeróbios, não fotossintéticos, heterotróficos e podem apresentar-se em formas unicelulares ou coloniais e formas filamentosas, geralmente ramificadas. Eles são de grande importância na decomposição da matéria orgânica e podem se desenvolver em condições de baixo pH. A maioria dos fungos são estritamente aeróbios, podem crescer em ambientes com deficiência de nutriente e baixo pH, tornando-se muito importantes no tratamento de águas residuárias industriais. Os fungos necessitam somente da metade da taxa de nitrogênio requerida pelas bactérias (METCALF & EDDY, 1991). HENDRICKX *et al.* (2002), em trabalho experimental com biofiltros constataram uma ligação no crescimento de fungos com a deficiência de nutrientes, onde o fósforo foi identificado como o componente limitante.

Além dos GROTENHUIS *et al.* (1991), observaram a justaposição entre archeas metanogênicas em filtros anaeróbios. Os meios suportes estudados estavam recobertos por uma biomassa densa, onde microrganismos estavam imobilizados. Pode-se supor que a imobilização ocorre em lugares ótimos para a sobrevivência desses organismos específicos.

3.5.1.3 Desempenho de filtros anaeróbios

Apesar de estudos em escala piloto e de laboratório contribuírem para o desenvolvimento de relações entre os diversos fatores de projeto e operacionais, não se consegue desenvolver ainda uma relação geral e de aceitação irrestrita que possa ser utilizada para o projeto de filtros anaeróbios em escala plena (CHERNICHARO, 1997).

YOUNG *in* CHERNICHARO (1997) reuniu dados operacionais de diversos filtros anaeróbios e os relacionado estatisticamente, determinou os principais parâmetros que influenciam o desempenho desses sistemas, que são:

- Tempo de detenção hidráulica;
- Concentração do afluente;
- Área superficial do meio suporte;
- Declividade do sistema;
- Carga orgânica.

Para CHERNICHARO (1997) os *habitats* de microrganismos em sistemas aquosos, como digestores anaeróbios são bastante diversos, de forma que a sobrevivência e o crescimento destes depende de fatores como a temperatura, disponibilidade de nutrientes e estratificação. Os microrganismos muitas vezes superam a instabilidade do ambiente em que vivem pela adesão a uma superfície, isso se deve a excepcional capacidade adesiva das bactérias e por existirem condições para o seu crescimento, como a presença de nutrientes e compostos carbonáceos e ausência de compostos inibidores e tóxicos.

Recentemente, o desenvolvimento de filtros anaeróbios favorece a retenção de bactérias no digestor, essa retenção é de suma importância na tecnologia do processo, pois aumenta a velocidade de degradação dos compostos orgânicos, viabilizando a adoção do tratamento anaeróbio para grandes volumes de lixiviado.

Para IWAI (2005) as vantagens do tratamento anaeróbio sobre o aeróbio são a geração do gás metano como subproduto e a baixa produção de lodo biológico ou material em suspensão, além de não requerer introdução de equipamentos de aeração, diminuindo o consumo de energia. Entre as desvantagens destacam-se: Os microrganismos são inibidos pelo meio ácido (o que pode causar uma redução na taxa de crescimento e conduzir ao carreamento da rede de células microbianas em sistemas

de mistura completa); são sensíveis à presença de alguns metais; exigência de temperatura entre 15 e 35°C; tempos de detenção relativamente longos; Remoção incompleta de matéria orgânica; redução limitada de nitrogênio amoniacal. Esse mesmo autor diz que sistemas como filtros podem operar com tempos de detenção menores que 24 horas, considerando-se cargas orgânicas variando entre 11 e 70 kg DQO/m³.dia e eficiências entre 50 e 90%. Ele concluiu que sistemas de manto de lodo para tratamento de lixiviado com tempo de detenção de 1 dia e cargas orgânicas média de 15 kgDQO/m³.dia, promovem um tratamento eficiente sem necessidade de tamponamento e empregando a recirculação do lixiviado. Os resultados do tratamento anaeróbio têm uma relação DBO/DQO menor que 0,3, a DQO atinge valores entre 1000 e 3000 mg/L e um conteúdo de nitrogênio amoniacal relativamente alto, entre 500 e 1000 mg/L.

FERNANDES, *et al.* (2006) realizaram um trabalho para verificar as eficiências de remoção de DQO e DBO e comprovar a eficiência do sistema de filtro anaeróbio com biofilme, comparativamente ao tipo de meio suporte utilizado e ao tratamento de lixiviado novo e antigo. Concluiu-se que as eficiências de remoção de DBO e DQO foram superiores quando da existência de um biofilme aderido ao meio de suporte. O filtro anaeróbio com meio suporte de pedra britada n° 5 (rachão) apresentou o melhor desempenho entre os dois estudados, em termos de eficiência de remoção de carga orgânica do lixiviado em todos os ensaios.

Segundo SILVA (2002), os filtros anaeróbios e os sistemas híbridos têm se mostrado eficientes na remoção de metais (na forma de sulfetos) e DQO. Isso ficou evidenciado em ensaios realizados com o chorume do Aterro Sanitário de Bandeiras-SP, utilizando um reator anaeróbio híbrido de fluxo ascendente com manto de lodo e filtro biológico anaeróbio.

O filtro anaeróbio de fluxo ascendente consiste numa coluna contendo um material de suporte, no interior do qual é possível reter elevadas quantidades de biomassa, aderida na sua superfície, e dispersa pelos espaços vazios da matriz, encontrando-se esta normalmente na forma de agregados floculentos (ALVES *et al.*, 1995). Os meios de suportes utilizados em filtros anaeróbios têm sido em geral, de características muito variadas, quer em termos dos materiais utilizados (pedras, tubos de PVC, esponja de poliuretano, argila expandida, etc). Num filtro anaeróbio de fluxo ascendente, normalmente a maior parte da biomassa (cerca de 60 a 90% da biomassa

total) não está aderida na superfície do suporte, mas sim aprisionada nos espaços intersticiais da matriz (ALVES, *et al.*, 1995). A proporção relativa das duas formas de biomassa dependem do tipo de suporte e condições operatórias. Verificou-se ainda, em estudos realizados com vários tipos de suporte em filtros anaeróbios, que o meio que retinha mais sólidos biológicos, aderidos e em suspensão não era o que conduzia à melhor eficiência do sistema o que parece estar de acordo com a constatação de que o desempenho destes sistemas também não é diretamente relacionado com a porosidade do meio. A conclusão geral é que parece não haver um parâmetro definido que seja claramente dominante relativamente a outros, em termos da sua influência sobre a eficiência dos filtros anaeróbios. Pensa-se que o mais importante será provavelmente a capacidade do meio redistribuir o fluxo dentro da matriz, permitindo um eficiente contacto entre o substrato e a biomassa contida no reator (SONG & YONG, 1986). Apesar de, num filtro anaeróbio de fluxo ascendente, a biomassa se encontrar preferencialmente oclusa na matriz e não aderida na superfície do suporte, não significa que o fenômeno da adesão deva ser ignorado neste tipo de reator.

Conforme BIDONE *et al.* (2007) filtros anaeróbios de fluxo ascendente podem ser aplicados no tratamento de lixiviado, principalmente com o objetivo de remoção de matéria orgânica. Na literatura especializada, poucos são os dados de reatores desse tipo utilizando meio suporte de tamanho real. Além disso, as condições de operação dos filtros existentes em escala real dificilmente apresentam similaridade e as características dos afluentes aplicados a eles são muito variáveis.

ANDERSON *et al.* (1991) compararam meios porosos e não porosos como suporte para imobilização de biomassa num filtro anaeróbio e observaram que o reator recheado com material suporte poroso apresentou uma maior eficiência, e verificaram que num filtro anaeróbio de fluxo ascendente, normalmente a maior parte da biomassa (cerca de 60 a 90% da biomassa total) não está aderida na superfície do suporte, mas sim aprisionada nos espaços intersticiais da matriz. A proporção relativa das duas formas de biomassa depende do tipo de suporte e condições de operação.

O processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos com baixa concentração de sólidos é realizado com substrato contendo em média cerca de 5% em peso de sólidos totais. Os problemas de ordem técnica associada a este tipo de tratamento estão relacionados ao estudo das configurações de reatores que possam

viabilizar uma boa eficiência de transformação do material carbonáceo em um período relativamente curto de tempo. Neste trabalho também foi estudado o processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos com baixa concentração de sólidos em um reator anaeróbio compartimentado com volume de 2200 litros, operado com tempo de retenção de sólidos de 90 dias (LEITE *et al.*, 2004).

SOUTO (2005) testou em um sistema composto por filtro anaeróbio utilizando anéis de polietileno com $\frac{3}{4}$ " de diâmetro, operando em batelada, a hipótese de que o uso de uma taxa de recirculação variável do lixiviado de um reator tratando a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos domésticos poderia acelerar a degradação deste substrato em comparação com um sistema idêntico, porém que operasse com taxa de recirculação constante. Nos filtros anaeróbios até o 35º dia a DQO residual do filtro controle se equivaleu a do reator de sólidos, dando a idéia de que o filtro ainda não havia começado a degradar a matéria orgânica. Segundo os autores este efeito pode ter sido consequência da elevada carga orgânica aplicada ou o TDH pequeno. O filtro anaeróbio do sistema experimental conseguiu manter o pH acima de 7,0 em todo o período de funcionamento.

BIDONE *et al.* (2007) realizaram um estudo em escala real sobre tratamento de lixiviado de aterro sanitário em um sistema composto por dois filtros anaeróbios de fluxo ascendente associados em série, com objetivo de verificar a eficiência do sistema na remoção de matéria orgânica. As eficiências obtidas nos filtros anaeróbios foram: no primeiro filtro, 56 % na remoção de DBO, 52% na remoção de DQO e 50% na remoção de COT; no segundo filtro, obtiveram-se: 7% na remoção de DBO, 6% na remoção de DQO e 5% na remoção de COT. Esses resultados permitiram a constatação de que quase totalidade da remoção de matéria orgânica facilmente biodegradável ocorreu no primeiro filtro, indicando que, para o tratamento do lixiviado em questão, não é interessante a utilização de dois filtros anaeróbios de fluxo ascendente em série.

Apesar da boa eficiência dos filtros anaeróbios entre 10 a 30% da matéria orgânica não é degradada, o que impede que seu efluente atenda a legislação brasileira quanto à remoção de DBO, tornando necessário um pós-tratamento.

Conforme PEREIRA-RAMIREZ *et al.* (2003), os reatores anaeróbios em geral não produzem um efluente que se enquadre completamente nos padrões da legislação ambiental, necessitando de pós-tratamento aeróbio para completar a remoção da matéria

orgânica e proporcionar a remoção de constituintes pouco afetados durante o tratamento anaeróbio como nutrientes e patógenos.

Além disso, BIDONE *et al.* (2007) comenta que em experiências com lodos ativados, filtros biológicos percoladores, lagoas de estabilização, processos físico-químicos, combinação desses, ou ainda, diluição do lixiviado em estações de tratamento de esgoto sanitário, têm redundado, na maioria dos casos, pouco interessantes ambiental e economicamente. As eficiências apresentadas por esses processos na remoção de $DBO_{5,20}$, DQO, COT e N-amoniaco não atendem, de maneira geral, os valores estabelecidos pela legislação ambiental brasileira — Resolução N° 357 do CONAMA, de março de 2005, que dispõe sobre o lançamento de efluentes líquidos em corpos receptores. Ainda, alguns dos referidos processos apresentam grande complexidade operacional, implicando em sistemas que envolvem custos altos e que não são apropriados à realidade brasileira.

4. METODOLOGIA

O desenvolvimento experimental da pesquisa dividiu-se em: 1) caracterização dos resíduos e lixiviados estudados (etapas 4.1 e 4.2 da Figura 4 a seguir) e, 2) tratamento de lixiviado em filtros anaeróbios (etapa 4.3 da Figura 4). A Etapa 4.3, descrita em detalhes na sequência, foi integrada pelas seguintes etapas: 4.3.1) descrição dos filtros anaeróbios; 4.3.2) caracterização dos meios suportes; 4.3.3) formação do biofilme e 4.3.4) monitoramento do processo de tratamento.

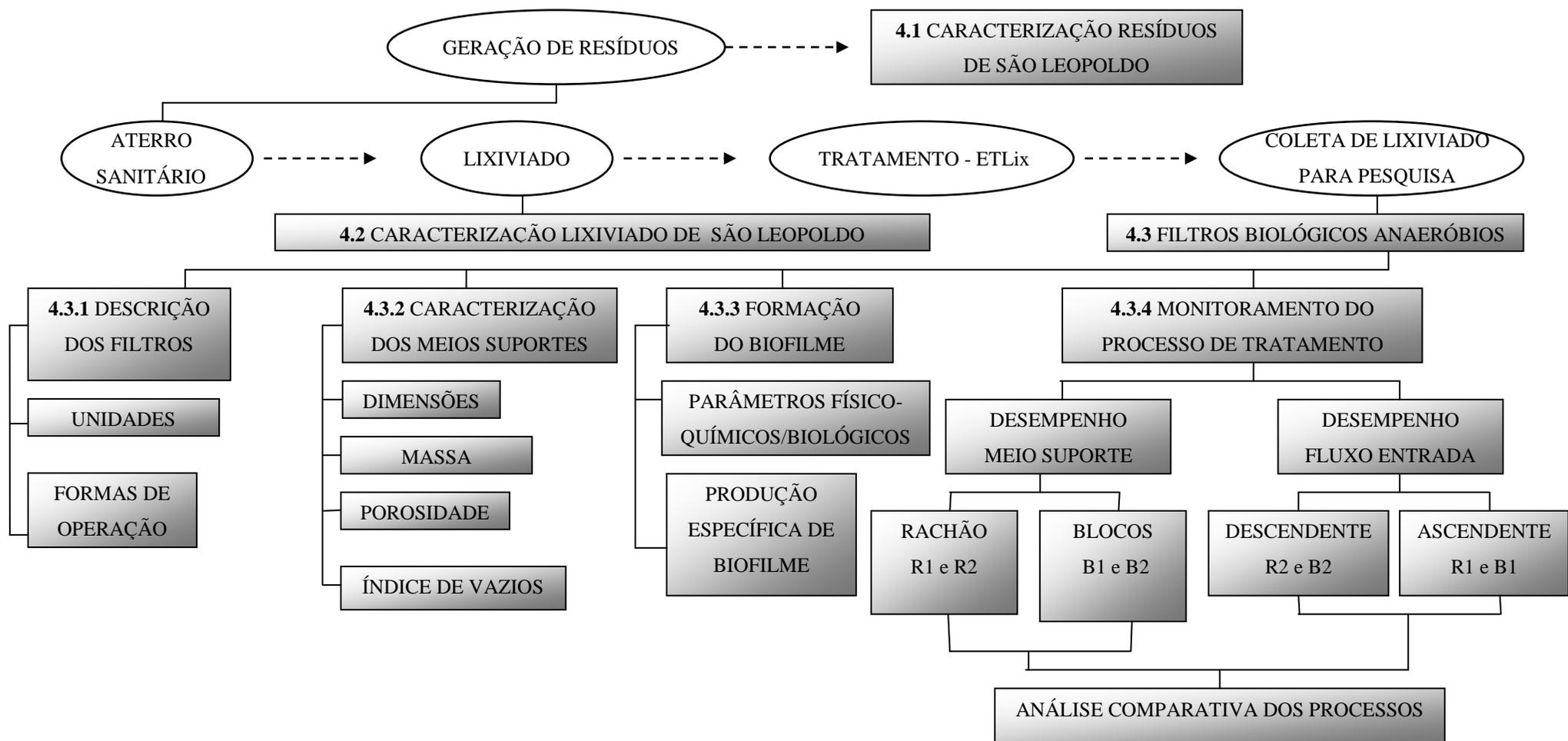


Figura 4. Resumo das etapas metodológicas.

4.1 Caracterização dos resíduos sólidos de São Leopoldo

Para qualquer análise de tratamento de lixiviado de aterro sanitário é necessário primeiramente conhecer os resíduos que irão gerar o mesmo.

A Figura 5 apresenta a caracterização física média dos RSU que chegam na Central de Triagem, portanto indica o tipo de resíduo gerado pela população de São Leopoldo. Conforme caracterização física dos resíduos gerados e coletados no município de São Leopoldo, a matéria orgânica é maior parcela dentre os tipos de resíduos gerados pela população. Já a Figura 6 indica, após a triagem (eficiência de 10% nos recicláveis), o material que é efetivamente disposto no aterro sanitário em operação no município. Esse sistema de tratamento/disposição final é operado pela empresa SL Ambiental desde outubro de 2003.

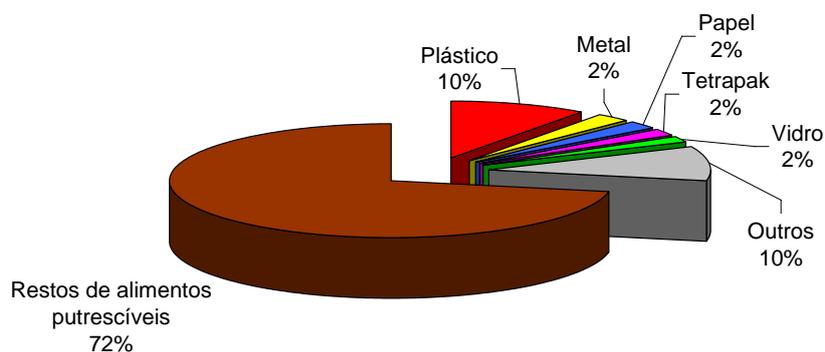


Figura 5. Resíduos sólidos urbanos gerados e coletados em São Leopoldo – RS.

Fonte: SL Ambiental (2008).

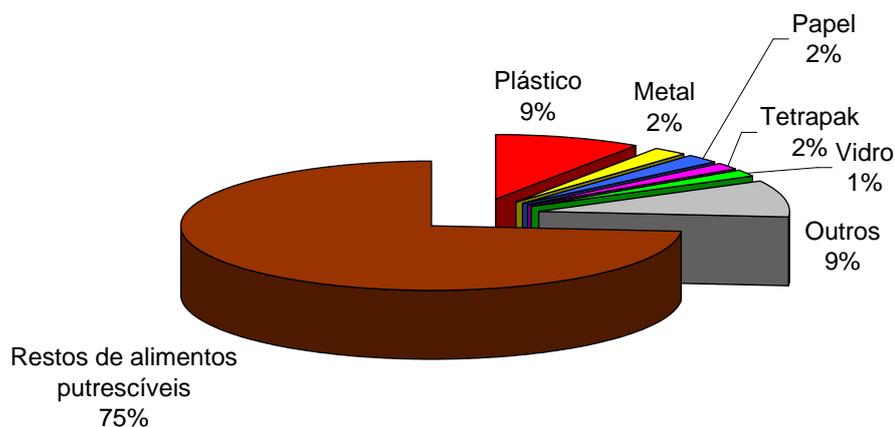


Figura 6. Resíduos sólidos urbanos destinados ao Aterro Sanitário do município.

Fonte: SL Ambiental (2008).

4.2 Caracterização do Lixiviado de São Leopoldo

Os resíduos dispostos no Aterro Sanitário (tratamento biológico de RSU), são conseqüentemente, os responsáveis pela geração do lixiviado estudado nesta pesquisa. Esse é monitorado na ETLix de São Leopoldo trimestralmente ao longo do ano, conforme exigências da licença de operação do órgão ambiental do RS (FEPAM).

O lixiviado gerado apresentou os valores médios apresentados na Tabela 4. São resultados de amostras coletadas na entrada da Estação de Tratamento de Lixiviados (ETLix) do Aterro de Sanitário de São Leopoldo.

Tabela 4. Características do lixiviado na entrada da ETLix em 2008.

Parâmetros	Dez/07	Mar/08	Jun/08	Set/08	Dez/08
pH	7,8	8,5	7,7	8,0	7,9
DBO (mg/L)	1.201	2.495	2.402	1.571	1.672
DQO (mg/L)	3.200	7.056	6.860	4.606	4.785
Fósforo Total (mg/L)	38,40	18,40	10,70	13,60	10,90
Nitrogênio Total (mg/L)	365	596	853	1.152	817
SST (mg/L)	108	279	332	393	263
SSed. (mL/L)	1,0	0,5	3,0	3,0	0,5
Col. Totais (NMP/100mL)	1,1E+05	2,0E+05	1,3E+06	1,4E+06	2,6E+05
Col. Termotolerantes (NMP/100mL)	8,0E+04	1,0E+05	6,8E+05	6,8E+05	8,0E+04
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	4,7	0,5	--	0,7	0,5

Fonte: SL Ambiental, (2008)

O monitoramento é importante, pois informa a qualidade do lixiviado que está entrando no sistema de tratamento. Através dos parâmetros físico-químicos e biológicos verifica-se que o lixiviado é um líquido que apresenta alta heterogeneidade e variabilidade. Cabe salientar que o lixiviado é a principal preocupação quanto à degradação ambiental uma vez que apresenta alto poder poluidor. Partindo desse contexto, o órgão ambiental exige através das licenças exigidas emitidas que o lixiviado atenda padrões mínimos de emissão em corpos d'água.

No caso da ETLix de São Leopoldo, o sistema de tratamento é composto de um tanque de equalização (volume útil = 95 m³); 2 lagoas anaeróbias (volume útil = 459 m³ cada lagoa); 4 lagoas facultativas (volume útil = 779 m³ cada lagoa); 2 lagoas de maturação (volume útil = 500 m³ cada lagoa). O TDH médio no sistema todo é de 90 dias.

Nesta dissertação será abordado o sistema de tratamento do tipo filtros anaeróbios, a seguir descrito.

4.3 Filtros Biológicos Anaeróbios

A pesquisa com os filtros anaeróbios está subdividida em: descrição dos filtros, caracterização dos meios suportes, formação do biofilme e no monitoramento do processo de tratamento.

4.3.1 Descrição dos filtros anaeróbios

Esta etapa contempla a descrição da unidade, massa, porosidade e índice de vazios.

4.3.1.1 Unidades

O sistema experimental foi composto por 4 filtros biológicos anaeróbios com volume de 500 L, utilizando reservatórios de fibra de vidro e instalados no Anexo II do Laboratório de Microbiologia de Resíduos da Unisinos. As unidades experimentais operaram em paralelo e foram preenchidas com brita nº 5 (popularmente conhecido como rachão - filtros R1 e R2) e com blocos de concreto (filtros B1 e B2) como material suporte.

Além dessas unidades de tratamento, foi instalado um reservatório de 1000 L, como tanque de equalização (TE), com a função de armazenar e homogeneizar o lixiviado recebido da ETLix (Estação de Tratamento de Lixiviado de São Leopoldo). O lixiviado recebido da ETLix também era armazenado em um reservatório de 0,5m³ e outros dois de 0,92m³ cada (reservatórios auxiliares). O lixiviado alimenta os filtros biológicos anaeróbios, já descrito na Tabela 4.

Os pontos de amostragem para o monitoramento do processo são os seguintes: TE – registro na saída do tanque e Filtros anaeróbios (R1, R2, B1 e B2) – registro intermediário. Nos filtros anaeróbios a determinação de Eh ocorre em tubulação inserida dentro do sistema, para evitar contato do eletrodo com o ar, significando determinação nas condições anaeróbias de operação.

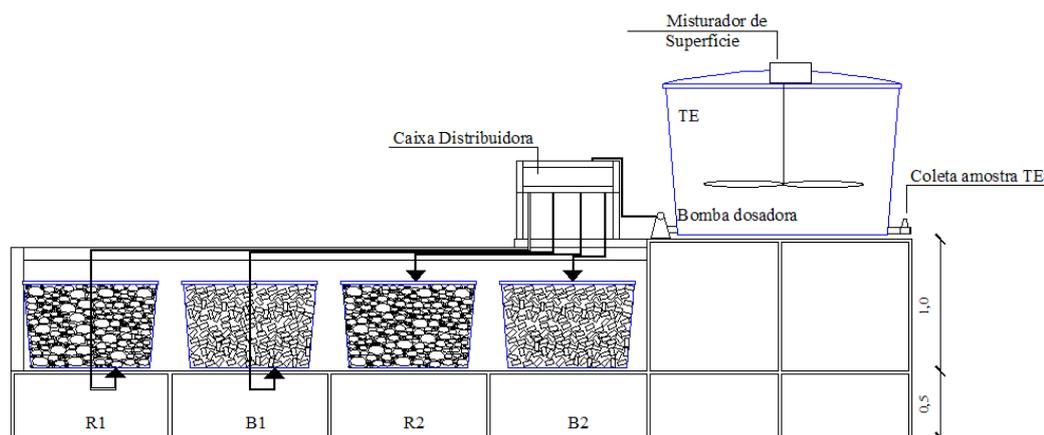


Figura 7. Esquema do sistema de tratamento utilizado na pesquisa.

4.3.1.2 Operação dos filtros biológicos anaeróbios

A operação dos filtros foi dividida em três etapas, nominadas: Ensaio 1, 2 e 3. Nos dois primeiros ensaios, trabalhou-se com dois objetivos principais: iniciar a ambientação microbiológica no sistema e treinar a equipe na amostragem e na realização das análises de monitoramento do processo de tratamento. Estas etapas da pesquisa, foram realizadas pela equipe do projeto maior (PROSAB 5), acontecendo anteriormente à esta dissertação. O Ensaio 1 teve duração de 76 dias e o Ensaio 2 prolongou-se por mais 42 dias, ambos correspondendo à operação em batelada dos quatro filtros. O TDH adotado foi de 10 dias, com vazão de 20L/dia para cada filtro, valores inferiores aos estudados por FLECK (2003): 60dias de TDH. Ressalte-se ainda que todos os filtros, neste período inicial, possuíam fluxo ascendente para a entrada de lixiviado.

Posteriormente a esta ambientação (Ensaio 1 e 2), no que foi chamado Ensaio 3, os filtros biológicos foram operados de duas formas distintas (Tabela 5): em um primeiro período (0 a 237 dias) com fluxo hidráulico ascendente para todas as unidades (R1, R2, B1 e B2). No segundo período da pesquisa (237 a 540 dias) modificou-se o fluxo de entrada de lixiviado das unidades B2 e R2 para o sentido descendente, conforme Figura 8.

Tabela 5. Características variadas durante o ensaio 3 nos filtros anaeróbios

PERÍODOS	MEIO SUPORTE	FLUXO ENTRADA
0-237 dias	R1 / R2 / B1 / B2	Ascendente
237-540 dias	R1 / B1	Ascendente
	R2 / B2	Descendente

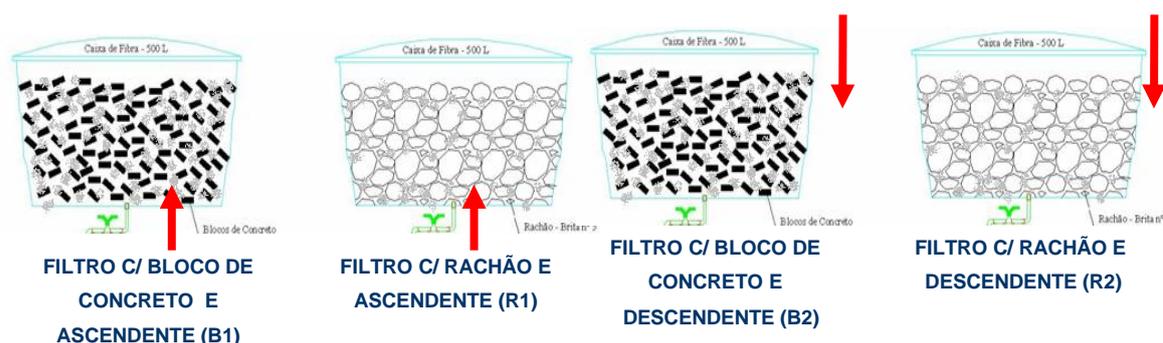


Figura 8. Fluxo de entrada de lixiviado e meios filtrantes usados.

Também este foi o momento em que uma bomba e uma caixa distribuidora foram instaladas, permitindo a operação em contínuo. No TE (a partir dos 273 dias de operação) foi instalado um misturador (Figura 9), com objetivo de promover a remoção da amônia livre presente no lixiviado, bem como manter o líquido homogêneo, principalmente no que se refere ao teor de sólidos em suspensão.



Figura 9. Misturador de superfície no TE.

4.3.2 Caracterização dos meios suportes

Para caracterizar os meios suportes utilizados determinaram-se dimensões, massa, porosidade e índice de vazios.

4.3.2.1 Dimensões: foram realizadas medições de comprimento, largura e altura dos blocos de concretos e rachões usados como meio suporte. Foram feitas 10 medições em blocos e rachões, escolhidos aleatoriamente, usando uma régua (precisão de 1 mm) a fim de obter-se a média representativa dos dois tipos de meio suporte estudados.

4.3.2.2 Massa: nos materiais utilizados como meios suportes realizaram-se determinações de massa dos meios suportes. Foram feitas 30 medições nos blocos e rachões. A balança utilizada foi uma semi-analítica com um erro de 10g, capacidade mínima e máxima de 200 g e 50 kg, respectivamente. A massa do agregado é importante, pois está diretamente relacionada ao crescimento do biofilme (imobilização de microrganismos e material orgânico no meio suporte).

4.2.2.3 Porosidade: realizou-se nos meios suportes (rachão e bloco de concreto) ensaio de porosimetria por intrusão de mercúrio conforme método descrito por KAZMIERCZAK *et al.* (2007). O objetivo de realizar o ensaio de porosidade neste trabalho é avaliar qual meio suporte apresenta um maior tamanho de poros, contribuindo para formação do biofilme. Dessa forma, degradando a matéria orgânica existente no lixiviado. A característica que determina a utilização em engenharia de muitos materiais é a sua porosidade. Para CAMARGO (2000), a forma, o tamanho e o volume de poros que um material apresenta pode tornar esse material útil para uma determinada aplicação, no caso desse trabalho, como meio suporte nos filtros anaeróbios.

4.2.2.4 Índice de vazios: para confirmação do volume de lixiviado dentro dos filtros, determinou-se índice de vazios, conforme norma NBR 9778 (ABNT, 2005).

EEA (2008), afirma que nos processos anaeróbios a eficiência do contato entre as bactérias e a matéria orgânica está no material de enchimento e no seu índice de

vazios que serve de suporte para as bactérias. No filtro anaeróbio o biofilme é imobilizado pela sua agregação a corpos de enchimento que se encontram no mesmo. O lixiviado escoar pelos vazios entre os corpos. Sendo que quanto maior os vazios no reator melhor será o tratamento. É importante que os vazios não sejam muito pequenos para que não ocorra o entupimento dos mesmos. Esta dimensão depende da natureza da água residuária (concentração de sólidos em suspensão).

4.3.3 Formação do biofilme

Para o monitoramento do crescimento do biofilme foram realizados dois ensaios específicos, a seguir descritos.

Para estudo da formação do biofilme utilizou-se dois reservatórios de 500 L, onde foram colocadas as pedras (rachões e blocos de concreto), numeradas, pesadas e retiradas aleatoriamente a cada mês para análises e exames.

Cada reservatório correspondeu a um ensaio realizado, sendo nominados como: EB1 e EB2.

A coleta de amostras para estudo do biofilme, em cada ensaio, foi feita a cada mês por um período de 120 dias. Usou-se uma espátula para raspagem do biofilme úmido, onde o material coletado foi acondicionado em um becker. As amostras eram pesadas e encaminhadas para laboratório, sem qualquer preservação. A Tabela 6 indica as análises e exames realizados.

Tabela 6. Parâmetros de monitoramento do biofilme.

Parâmetros de monitoramento	Métodos	Referência
Massa	Gravimétrico	APHA, 1995
Série de Sólidos	Gravimétrico	APHA, 1995
DQO	Refluxo fechado, método colorimétrico (método Merck)	APHA, 1995
Contagem microbiana	Contagem em fotografias de acompanhamento microscópico	GOMES <i>et al.</i> , 2002b
Proteínas	Método de Lowry	LOWRY <i>et., al.</i> 1951

A partir da determinação do biofilme gerado em cada pedra, partiu-se para o perfil desse valor para cada filtro. Assim realizou-se primeiramente ensaio de primeiramente a determinação da densidade de cada pedra (rachão e bloco). Após isso se empregou a densidade e o volume ocupado pelos meios suportes nos filtros (índice de vazios) para obter o peso total do meio suporte em cada filtro. Com o peso e a massa unitária obteve-se a estimativa do número de pedras existentes em cada filtro.

Além disto, acompanhou-se a evolução dos teores de DQO do lixiviado e crescimento do biofilme ao meio suporte ao longo dos ensaios EB1 e EB2. Os valores de DQO do filtro são aqueles monitorados na entrada dos mesmos, ou seja, os amostrados no TE.

Para avaliar o aumento ou redução do biofilme empregando-se as determinações anteriores (DQO e Proteínas) foi calculada a produção específica de biofilme (LERTPOCASOMBUT in MARTINS, 2003) (Equação 1):

$$Y = \frac{X_e}{S_{consumido}} \dots\dots\dots (1)$$

Onde:

Y= produção específica de biofilme

X_e = teor de proteínas suspensa no líquido (mg/L)

S_{consumido} = concentração de substrato consumido em termos de DQO (mg/L), ou seja, DQO_{final} – DQO_{inicial}

4.3.4 Monitoramento do processo de tratamento

A qualidade do lixiviado foi monitorada coletando-se amostras no TE - Tanque de Equalização e na saída dos quatro filtros. O monitoramento no TE permitiu acompanhar possíveis alterações na qualidade do lixiviado utilizado na alimentação dos bioreatores, durante o período em que este ficava estocado, bem como para obterem-se os valores de entrada nos filtros.

A Tabela 7 mostra as análises realizadas para o monitoramento do processo de tratamento, indicando as amostras a serem coletadas e a frequência, além dos métodos e referências para cada parâmetro.

Tabela 7. Acompanhamento experimental do Ensaio 3.

Amostras	Frequência	Parâmetros de monitoramento	Método	Referência
TE	Diário	pH	Potenciométrico	APHA, 1995
	Semanal	Série de Nitrogênio	Nitrogênio Amoniacal : método Titulométrico e Nitrogênio orgânico: método Macro Kjeldahl	APHA, 1995
	2 vezes por semana	DQO	Refluxo fechado, método colorimétrico (método Merck)	APHA, 1995
	Mensal	Série de Sólidos	Gravimétrico	APHA, 1995
R1	Diário	pH	Potenciométrico	APHA, 1995
R2				
B1	Semanal	Série de Nitrogênio	Nitrogênio Amoniacal : método Titulométrico e Nitrogênio orgânico: método Macro Kjeldahl	APHA, 1995
B2				
	Semanal	DQO	Refluxo fechado, método colorimétrico (método Merck)	APHA, 1995
	Mensal	Série de Sólidos	Gravimétrico	APHA, 1995
	Diário	Eh	Potenciométrico	APHA, 1995
	Mensal	Contagem	Contagem em fotografias de acompanhamento microscópico	GOMES <i>et al.</i> , 2002b
	Semanal	Proteínas	Método de Lowry	LOWRY, <i>et. al.</i> , 1951

Realizou-se, a partir do ensaio 3, o qual é o foco deste trabalho, a análise de desempenho relacionando os tipos diferentes de meios suportes: Rachão (R1 e R2) e Blocos (B1 e B2); e também o fluxo de entrada de lixiviado: ascendente (R1 e B1) e descendente (R2 e B2).

Para o parâmetro DQO analisado foi realizada análise de variância (ANOVA) a qual considera todos os grupos em uma única análise, mostrando se existe ou não uma variação significativa entre as médias de qualquer um dos filtros operados. Esta ferramenta executa uma análise de variância simples dos dados de duas ou mais amostras. A análise testa a hipótese de que cada amostra é tirada da mesma distribuição de probabilidade de base contra a hipótese alternativa de que as distribuições de probabilidades de base não são as mesmas para todas as amostras (BUSSAB, 1988).

Desta forma geraram-se comparações: entre R1 e R2 e entre B1 e B2, com o objetivo de observar se houve diferença entre as unidades que utilizaram o mesmo meio suporte; e entre a média dos filtros R1 e B1 (fluxo ascendente) e R2 e B2 (fluxo descendente) visando avaliar se a direção do fluxo de operação influencia significativamente a remoção de matéria orgânica.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados correspondem às etapas de pesquisa estabelecida na metodologia (Figura 4) contemplando: caracterização dos meios suportes, formação do biofilme e monitoramento do processo de tratamento.

5.1 Caracterização dos meios suportes

As medições realizadas indicam que dimensões médias dos blocos de concreto são 0,23 x 0,11 x 0,07 m, respectivamente, comprimento, largura e altura.

Uma vez que o rachão é um agregado irregular quanto ao seu formato, decidiu-se apenas medir suas duas maiores dimensões, obtendo-se 0,22 e 0,23 metros. Como esperado as determinações dos blocos foram bem mais similares entre si, com desvios padrões entre 0,48 e 0,75 metros correspondendo a 2% a 6,8%) em relação a média . Para os rachões este desvio padrão ficou na faixa de 12,1%.



Figura 10. Meios suportes usado nos filtros anaeróbios: (a) rachão, (b) blocos de concreto.

FERNANDES *et al.* (2006), usou dois diferentes materiais como meio suporte: blocos de concreto com dimensões (11 x 8 x 23cm), similar a essa pesquisa e pedra britada n° 4 (dimensões entre 12 e 16 cm), diferente dessa pesquisa.

A massa média determinada para os blocos de concreto foi $4,270 \pm 0,093$ g, enquanto que para o rachão o valor obtido foi $3866 \pm 1,062$ g.

Os resultados obtidos nas determinações das massas dos blocos de concreto apresentaram um comportamento homogêneo, com baixo coeficiente de variação (2,2%). Entretanto, nos exames no rachão, observaram-se valores muito maiores, com 27,5% de coeficiente de variação, confirmando heterogeneidade deste material. Essa é uma característica importante para a avaliação de desempenho, além de que o material adquirido comercialmente, deve apresentar um bom controle de qualidade no que diz respeito à sua caracterização, antes de seu emprego nos filtros anaeróbios. A Figura 11 apresenta os dados obtidos a partir do ensaio de porosidade. O objetivo deste ensaio foi avaliar a microestrutura dos blocos de concreto e rachão a fim de observar a formação e o desenvolvimento do biofilme em suas superfícies.

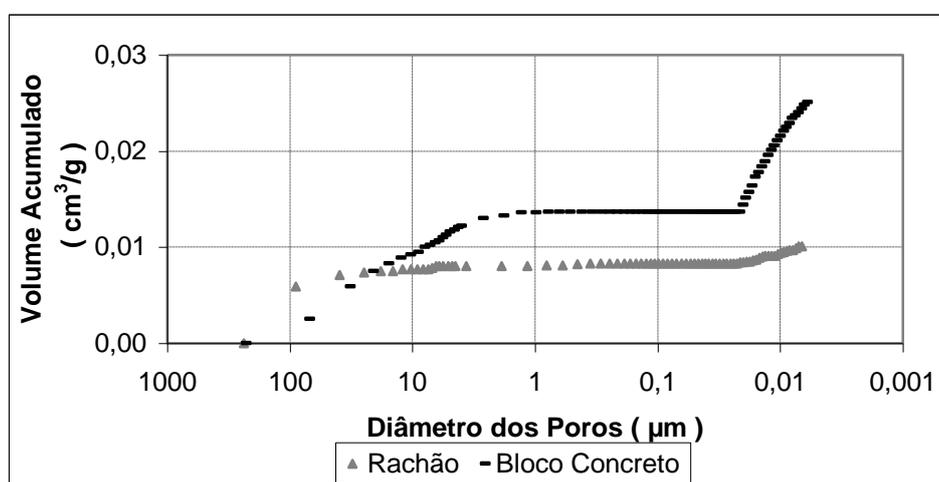


Figura 11. Resultados de porosidade.

Estando o volume de mercúrio intrudido diretamente relacionado à porosidade, pelo gráfico da Figura 13 confere-se a maior porosidade dos blocos de concreto em relação ao rachão. Esta característica será discutida conjuntamente com os resultados do ensaio de biofilme, quando se espera comprovar que a maior porosidade facilita a formação do biofilme. PIKANÇO *et al.* (2001), concluíram que tanto a porosidade quanto à espessura do biofilme influenciaram na eficiência de remoção de matéria orgânica. Além disso, esses mesmos autores comentam que durante a formação do biofilme nos meios suportes é importante a presença e o tamanho médio de seus micros e macros poros, onde a biomassa adere. A presença de poros e reentrâncias na superfície do material suporte proporciona um ambiente menos turbulento para os

microrganismos, favorecendo assim a formação inicial do biofilme. Segundo INCE (1999), filtros anaeróbios com suportes de alta porosidade e superfície específica apresentam melhores rendimentos do que os reatores com suporte convencional, tanto na partida quanto no equilíbrio do sistema.

O índice de vazios obtido nos filtros com rachão e blocos de concreto foi de 46,6 % e 49,1%, respectivamente. A partir desses resultados observa-se que os filtros com rachão poderão conter um volume maior de lixiviado, mesmo que este material não tenha apresentado uma forma definida, mas observou-se que as pedras “se encaixam mais facilmente”, contrastando com os blocos de concreto que possuem uma tendência a colocar-se de forma menos aleatória.

5.2 Formação do biofilme

O desenvolvimento do biofilme está diretamente relacionado ao tipo de suporte empregado, indicando que as interações dos microrganismos pelo suporte ocorrem por diferentes mecanismos, dependendo de como o suporte se apresenta no sistema.

5.2.1 Ensaio EB1

Nesse ensaio, as amostras de biofilme coletadas nos blocos em 90 dias apresentaram 5500 a 12600 mg/L de sólidos totais, sendo 40,4% desses valores correspondendo a sólidos voláteis. Para o caso dos rachões, na mesma data de amostragem (90 dias) os valores foram de 2500 a 6000 mg/L de ST, confirmando o crescimento inicial maior do biofilme nos blocos de concreto, meio suporte com maior porosidade conforme já apresentado na Figura 11.

A Figura 12 apresenta a evolução da formação do biofilme e o acompanhamento da DQO no Ensaio EB1. Os resultados já estão corrigidos para massa seca de biofilme.

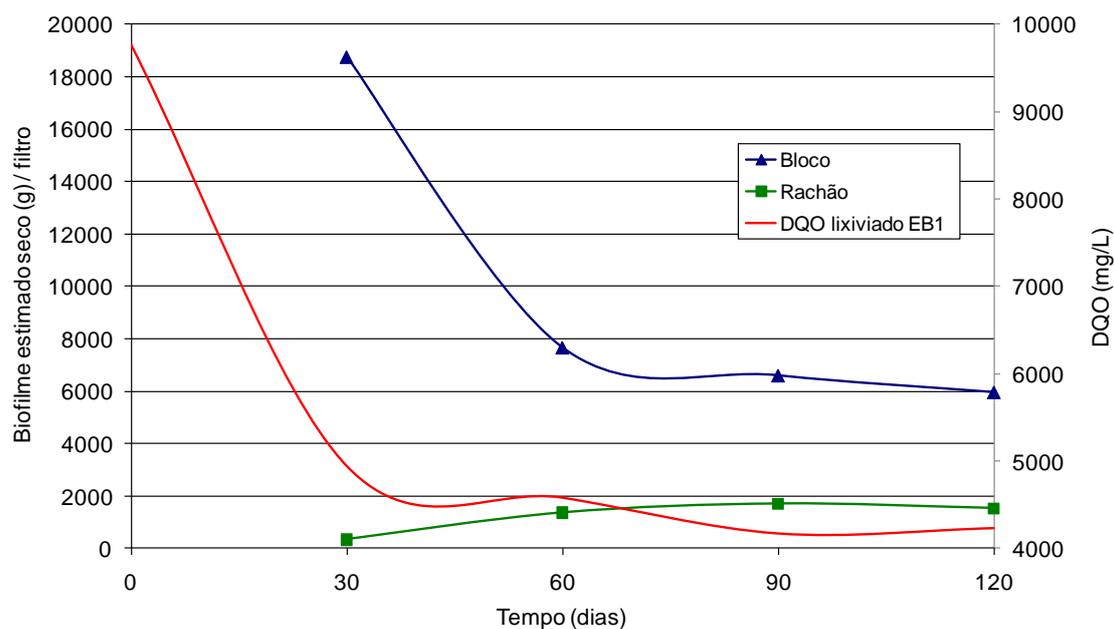


Figura 12. Perfil da geração de biofilme obtida no EB1 para os filtros estudados.

Na Figura 12, pode observar uma DQO inicial de 9800 mg/L que ao longo do período de monitoramento diminui, principalmente entre 0 e 30 dias. Isso pode ser atribuído a formação do biofilme nos meios suportes estudados. Nos materiais de recheio, verifica-se que o desenvolvimento do biofilme foi maior no meio suporte bloco. Para HIRASAWA *et al.* (2003), a porosidade do material é uma propriedade importante na adesão microbiana. Essa variação de massa (g) do crescimento do biofilme está relacionada à natureza do material suporte. Por isso, quanto maior a porosidade ou rugosidade de sua superfície, melhor se desenvolverá o biofilme, influenciando diretamente na retenção celular na superfície (ALVES *et al.*, 1999).

O EB1 apresentou DQO, concentração de massa e uma diversidade superior ao do EB2. Isso se deve provavelmente a concentração de matéria orgânica diferente aplicada em cada ensaio.

A Figura 13 apresenta os resultados da razão entre o teor de proteínas no biofilme por massa seca no biofilme de cada material suporte.

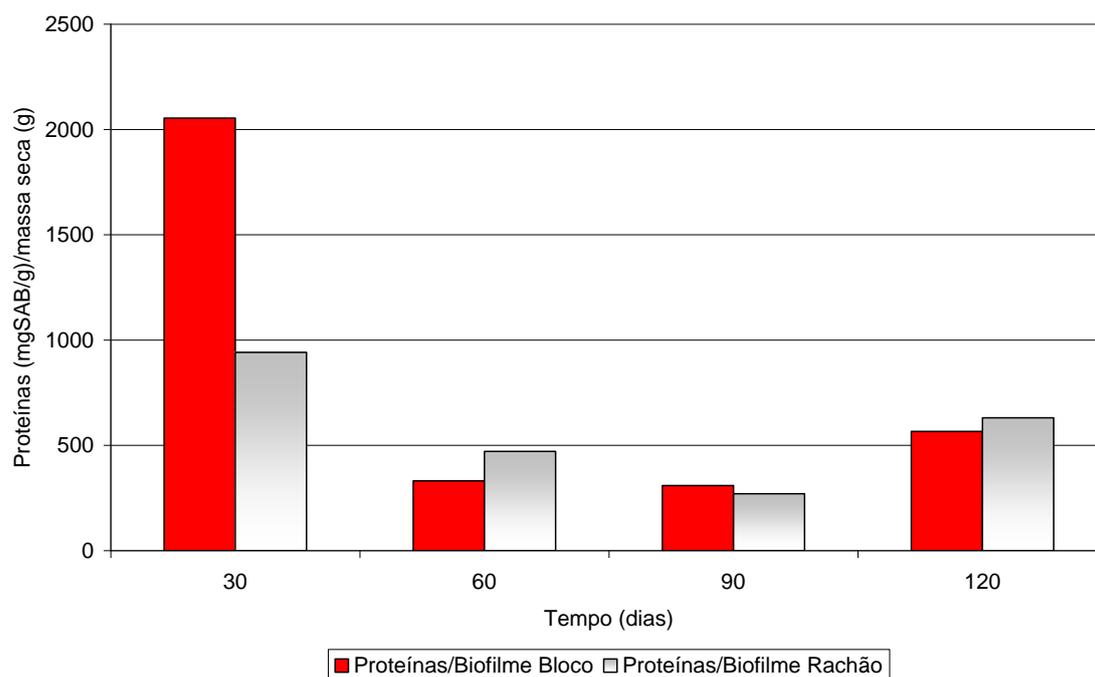


Figura 13. Relação entre teor de proteínas por massa seca de biofilme gerado no EB1.

A Figura 13 apresenta valores iniciais maiores de massa de biofilme correspondendo a maiores quantidades de proteínas. As proteínas podem ser consideradas medidas indiretas do teor de biofilme no material suporte. Além disso, nos 30 dias iniciais, verifica-se uma maior razão entre proteínas e biofilme, determinando a fase inicial de aderência e crescimento do biofilme no meio suporte.

Para comparar a massa celular do biofilme, a Figura 14 apresenta os resultados da contagem microbiana realizada nas amostras do biofilme ao longo dos 120 dias de monitoramento.

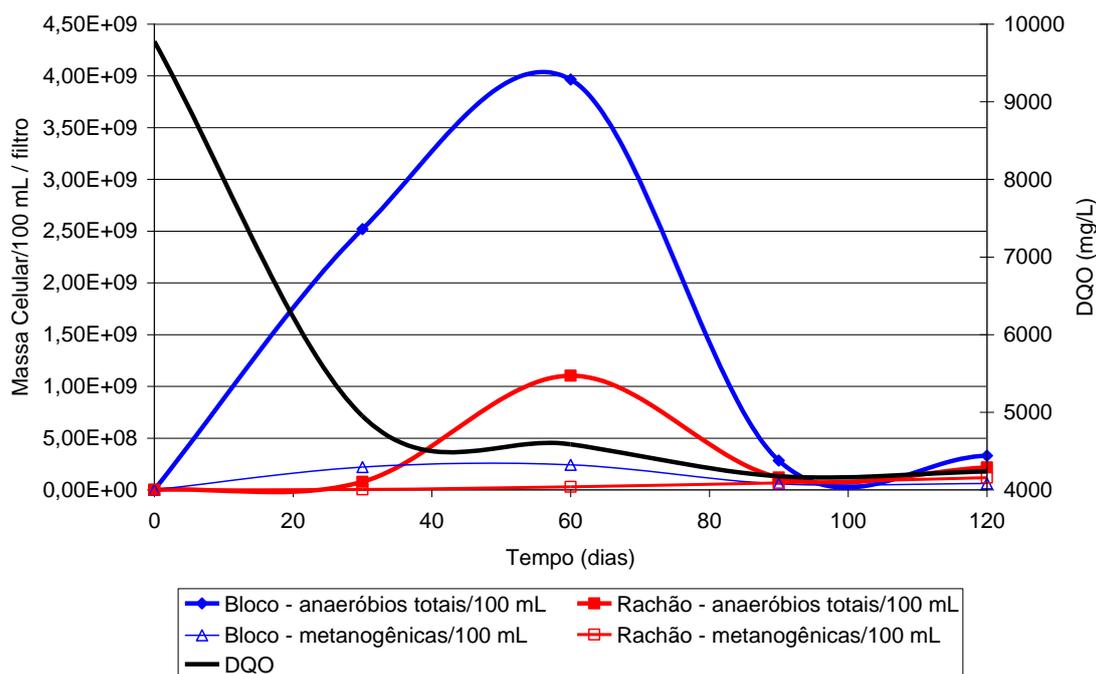


Figura 14. Perfil da contagem microbiana obtida no EB1 para os filtros estudados.

Durante o período de 30 a 60 dias de monitoramento, houve um aumento no número de microrganismos anaeróbios totais no ensaio 1. Já nas próximas amostragens percebeu-se um decréscimo no número de anaeróbios. Sabe-se que o lixiviado é muito variável e heterogêneo. Todo o material particulado, além das espécies e dos componentes orgânicos formam o biofilme. O decréscimo observado a partir dos 60 dias provavelmente devem ser a reações e/ou fenômenos biológicos que ocorrem entre microrganismos e o meio. Conforme RABAH & DAHAB (2004) estudando reatores de leito fluidizado de alta performance utilizando esgoto, observaram que ao longo do tempo dentro de um filtro anaeróbio, ocorrem mudanças quanto à flora microbiana, principalmente devido à competição de substrato e espaço. Esses mesmos autores relatam que grande concentração de microrganismos era observada no início dos experimentos sendo que a mesma diminuía gradualmente. Isto era atribuído ao crescimento constante do biofilme e podendo variar de acordo com o índice de vazios dentro do reator. Percebe-se um baixo grau de difusibilidade nas zonas inferiores do filtro anaeróbio em virtude do acúmulo de sólidos nesta região. Normalmente nesta região existem biopartículas mais densas, que formam um biofilme mais espesso.

Sendo assim, os morfotipos microbianos predominantes podem variar em cada período de amostragem por causa da variação e da quantidade dos substratos que estão no meio. Nota-se que nas Figuras 15 a 24 no ensaio 1 (EB1), uma predominância de bacilos curtos, cocos, e bacilos longos, além de archeas metanogênicas.

Através da microscopia óptica, com a observação do biofilme aderido aos materiais suportes, foi verificada a ocorrência e predominância de algumas morfologias. Conforme MADIGAN *et al.* (2000), cocos são células esféricas que quando agrupadas aos pares recebem o nome de diplococos. Quando o agrupamento constitui uma cadeia de cocos estes são denominados estreptococos. Cocos em grupos irregulares, lembrando cachos de uva recebem a designação de estafilococos. Já o bacilo é a designação comum às bactérias do gênero *Bacillus*, são chamados assim porque possuem forma de bastonetes. As sarcinas apresentam morfologias similares a cocos, por isso são colônias formadas por vários cocos em arranjos cúbicos.

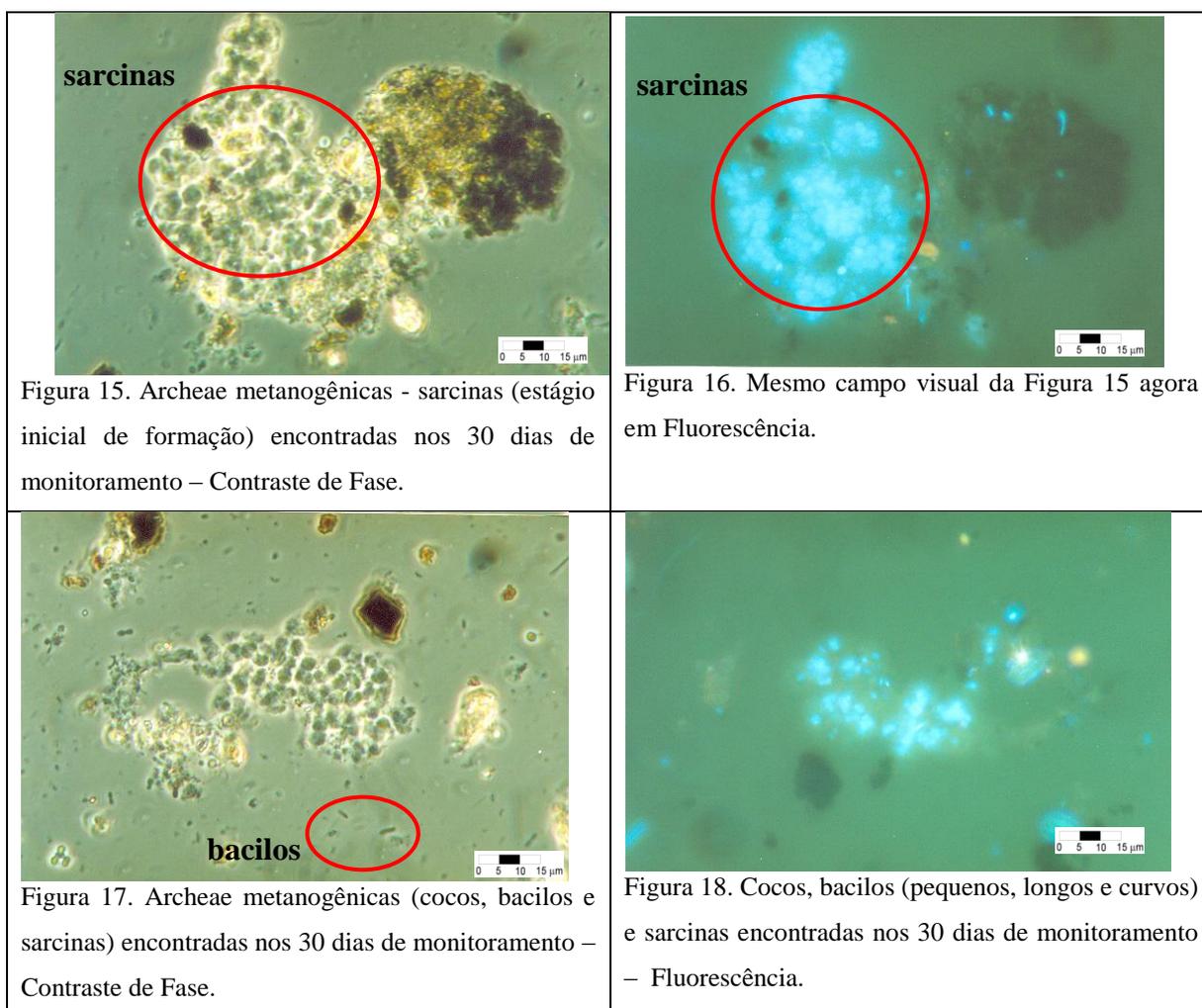




Figura 19. Archeae metanogênicas (cocos, bacilos e sarcinas) encontradas nos 60 dias de monitoramento – Contraste de Fase.

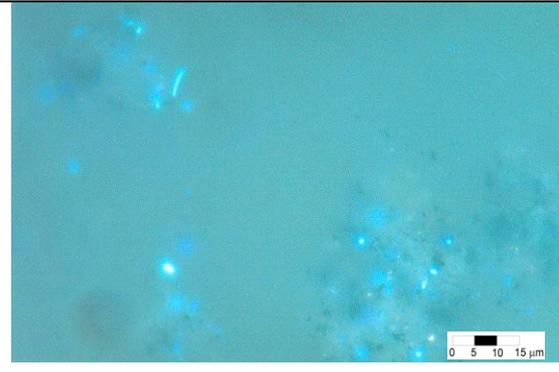


Figura 20. Cocos, bacilos (pequenos, longos e curvos) e sarcinas encontradas nos 60 dias de monitoramento – Fluorescência.



Figura 21. Archeae metanogênicas (cocos e bacilos) encontradas nos 90 dias de monitoramento –Contraste de Fase.

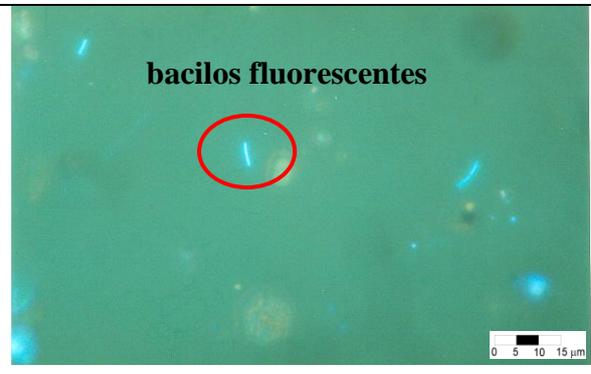


Figura 22. Cocos, bacilos pequenos, longos e curvos encontradas nos 90 dias de monitoramento – Fluorescência.



Figura 23. Archeae metanogênicas (cocos e bacilos) encontradas nos 120 dias de monitoramento – Contraste de Fase.

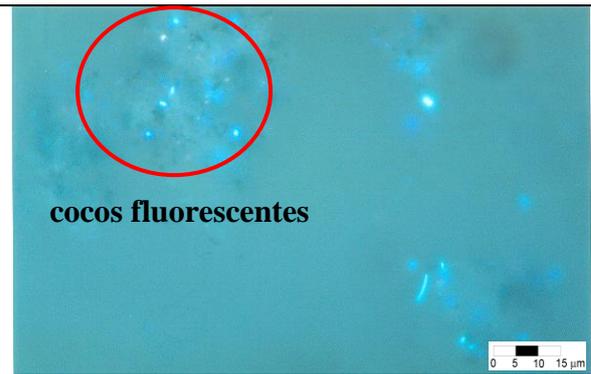


Figura 24. Mesmo campo visual da Figura 23 agora em Fluorescência.

A partir dos resultados alcançados no ensaio do biofilme verificou-se a presença predominantemente de bacilos, cocos, sarcinas filamentos e espirilos. CARNEIRO (2005) identificou algumas morfologias e formas de agrupamentos encontradas nas amostras de lixiviado: sarcinas, cocos, bacilos, cocobacilos, filamentos, diplococos, espirilos, bacilos em paliçada e cocos esporulados. MENDONÇA *et al.* (2001) verificaram a presença microrganismos metanogênicos (*Methanobacterium sp* e *Methanosaeta sp.*) no biofilme gerado.

Considerando as archeas metanogênicas, nos meios suportes (blocos de concreto e rachões), predominaram estruturas celulares semelhantes à *Methanosarcina* (Figura 16). Quanto aos resultados de archeas metanogênicas, no biofilme formado nos blocos de concreto encontrou-se uma quantidade superior ao biofilme formado nos rachões, uma vez que o material mais poroso apresentou colonização mais uniforme dos microrganismos. HIRASAWA *et al.* (2003), estudando o tratamento de esgoto em reatores anaeróbios, avaliando o biofilme gerado, observaram que a cerâmica porosa apresentou maior porcentagem de archeas metanogênicas e menor porcentagem de bactérias redutoras de sulfato. O polietileno, provavelmente por ser material não-poroso, apresentou condição menos favorável de retenção de archeas metanogênicas. De acordo com HARENDRANATH *et al.* (1996), os materiais com superfícies lisas, tais como PVC e porcelana, não mostraram nenhuma característica estrutural de adesão e crescimento microbiano; o material poroso apresentou maior área superficial de adesão do que o de superfície lisa. Esses resultados são similares ao encontrados nesta pesquisa, onde a superfície porosa do bloco apresentou maior adesão de biofilme gerado em relação ao rachão, o qual tinha superfície menos porosa.

Acredita-se que, em materiais não porosos, a existência de pequenas cavidades com tamanho semelhante ao das células favorece a fixação dos microrganismos, protegendo-os dos efeitos da tensão de corte, isto é, um tipo de tensão gerado por forças aplicadas em sentidos opostos, porém em direções semelhantes no material analisado. Nem todas as archeas metanogênicas têm a mesma tendência para aderir a determinadas superfícies; considerando materiais poliméricos com diferentes hidrofobicidades, e usando culturas puras de 4 bactérias metanogênicas, VERRIER *et al.* (1988), concluiu que *Methanotherix soehngenii* prefere superfícies hidrofóbicas, *Methanospirillum hungatei* prefere superfícies hidrofílicas, *Methanosarcina mazei* MC3 não tem tendência

para aderir a nenhum dos materiais testados e *Methanobrevibacter arboriphilicus* adere indiscriminadamente a todas as superfícies. Outros autores referem que *Methanosarcina barkeri*, em cultura pura, não adere, verificando-se, no entanto que integra o biofilme formado por uma cultura mista, provavelmente por incorporação no biofilme já existente.

5.2.2 Ensaio EB2

Esse ensaio foi realizado com lixiviado diferente do anterior. Enquanto no EB1 o lixiviado usado possuía 9800 mg/L de DQO, no Ensaio EB2 esse valor foi de 3900 mg/L. As Figuras 25, 26 e 27 apresentam os resultados obtidos para EB2.

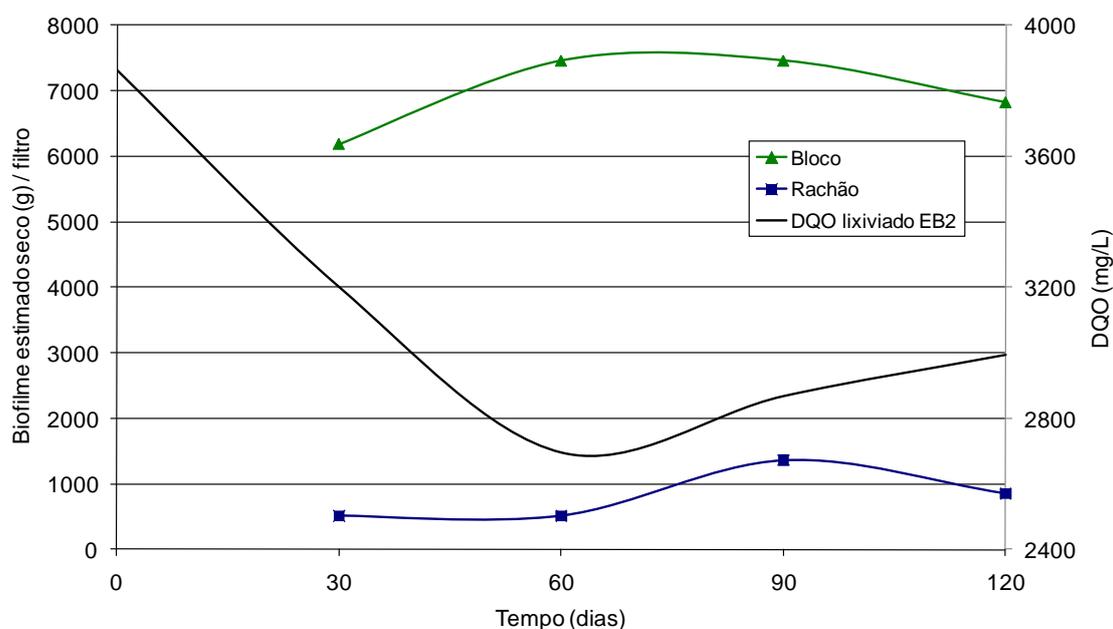


Figura 25. Perfil da geração de biofilme obtida no EB2 para os filtros estudados.

Na Figura 25, observa-se um decaimento mais lento, mas uniforme, observando-se no período uma redução de 25% em termos de DQO no lixiviado, situação diferente da apresentada em EB1 (60% de redução de DQO). Isso pode ser atribuído a diferente concentração inicial de lixiviado usado nos ensaios.

A relação DBO/DQO determinada para os lixiviados empregados nos ensaios EB1 e EB2 foi de 0,5 e 0,3, respectivamente. Observa-se desta forma que efetivamente os ensaios foram realizados com lixiviados classificados como “novo e instável” e “moderadamente estável”, segundo SWANA (1997) apud EL FADEL *et al.*, (2002).

Quando a DQO é baixa, geralmente é mais lento o processo de redução de matéria orgânica nos filtros anaeróbios, já que o material presente, embora orgânico, deva ser de difícil degradabilidade. AMARAL (2008) constatou em lixiviado de células de aterros antigos (20 a 10 anos de aterramento) uma predominância de matéria orgânica de baixo peso molecular (proteínas em sua grande maioria), contudo justificou sua presença pela toxicidade do meio a qual impediu a pronta degradação do material orgânico.

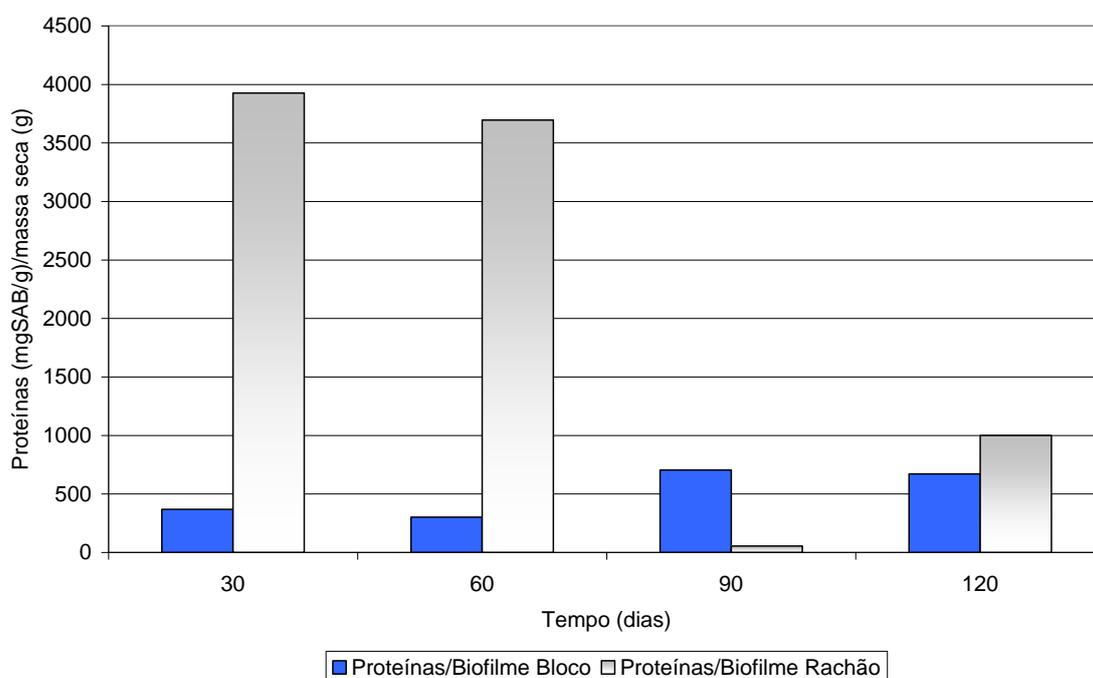


Figura 26. Relação entre teor de proteínas por massa seca de biofilme gerado no EB2.

Na Figura 25, observa-se uma DQO inicial de 3900 mg/L que ao longo do período de monitoramento diminui, principalmente entre 0 e 60 dias, diferentemente do que ocorreu com o EB1. Isso pode ser atribuído a diferente concentração de lixiviado usado nos ensaios. Além disso, quando a DQO é baixa, geralmente é mais lento o processo de redução de matéria orgânica nos filtros anaeróbios devido ao baixo peso

molecular. AMARAL (2008) constatou em lixiviado de células de aterros antigos (20 a 10 anos de aterramento) uma predominância de matéria orgânica de baixo peso molecular (proteínas em sua grande maioria), contudo justificou sua presença pela toxicidade do meio a qual impediu a pronta degradação do material orgânico.

Partindo desse contexto os resultados do EB2 observado na Figura 26, diferentemente do EB1, apresentou um perfil do teor de proteínas por biofilme. Nos 60 dias de ensaio, o meio suporte rachão apresentou uma razão do teor de proteínas por biofilme superior ao do meio suporte bloco de concreto. A relação proteína/massa seca biofilme nos blocos e nos rachões apresentaram comportamentos inversos nos dois ensaios. Isto pode estar atribuído a fato de que a DQO não diferencia a matéria orgânica entre biodegradável e inerte, além de que outros elementos podem interferir nos resultados analíticos, como a presença de cloretos, manganês, etc. A fração de DQO inerte passa pelo tratamento inalterada, podendo mascarar o resultado de tratabilidade biológica, dificultando assim o estabelecimento de um critério de limitação expresso em termos de DQO (GERMILI *et al.*, 1991).

O meio suporte bloco de concreto apresenta maior biofilme formado em relação ao rachão em ambos os ensaios (EB1 e EB2).

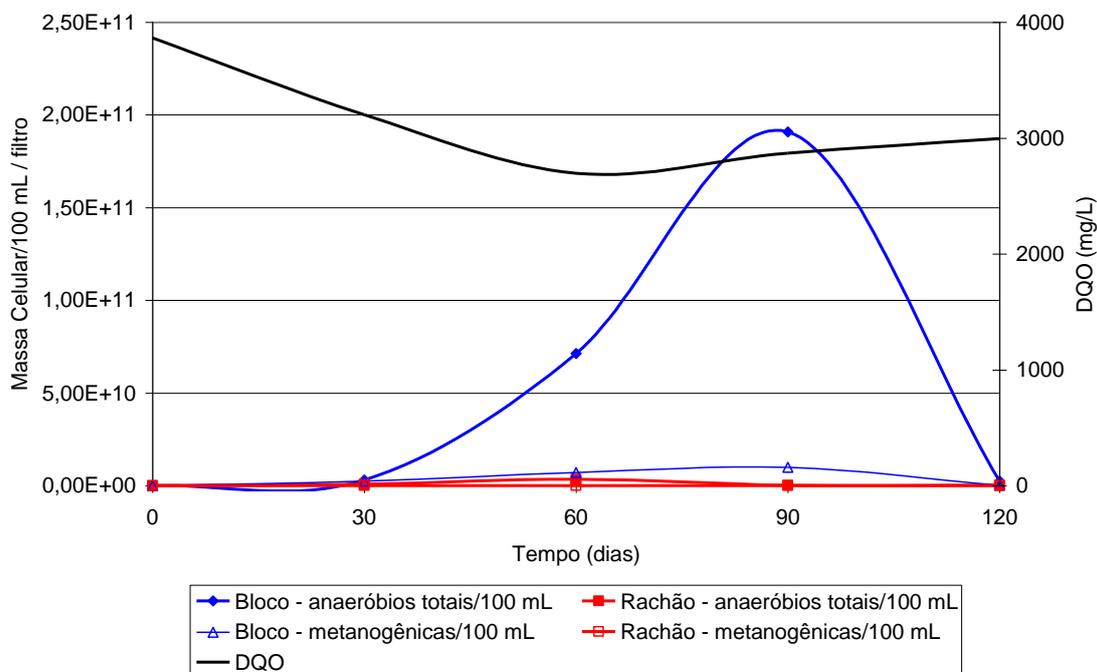


Figura 27. Perfil da contagem microbiana obtida no EB2 para os filtros estudados.

O comportamento dos resultados da Figura 27 pode ser atribuído a diferente concentração e composição do lixiviado utilizado neste ensaio em relação ao EB1.

Segundo MARTINS (2003) é fato observar que haja oscilações (picos) acentuadas nos gráficos, por tratar-se de um processo biológico, onde vários fatores tais como OD, pH, temperatura, distribuição do gás no leito podem estar influenciando no crescimento e desenvolvimento do biofilme. Essa mesma autora fala que a contínua alimentação de substrato possibilita que ocorra constante renovação dos produtos celulares e um maior número de microrganismos tendendo o biofilme a um crescimento até que o mesmo alcance o “equilíbrio dinâmico aparente”. Este equilíbrio é muito difícil de ser encontrado, pois depende das condições operacionais do reator e da composição do lixiviado. Conforme será apresentado no monitoramento dos filtros, para os filtros estudados neste trabalho, esse equilíbrio ocorre por volta dos 120 dias de ensaio.

5.2.3 Produção Específica de Biofilme

O comportamento do processo biológico pode ser também avaliado através da produção específica de biofilme (Y), determinada pela quantidade de proteínas no lixiviado (material em suspensão) e pela DQO consumida, calculado de acordo com a Equação 1 (ítem 4.3.3).

No ensaio EB1 a produção específica de biofilme determinada em 120 dias foi de 0,61 mgSAB/mg DQO consumida, enquanto que para o EB2 o resultado foi de 0,81 mgSAB/mg DQO consumida. Embora o lixiviado tratado no ensaio EB1 tenha partido de concentração de DQO de 9800 mg/L e no EB2 de 3900 mg/L, em termos de produção específica de biofilme os resultados não confirmam essa diferença das faixas de concentração, provavelmente porque não é toda a DQO que está disponível para geração de biofilme (DQO inerte).

Os resultados de Y podem ser influenciados pela porosidade do material a ser utilizado como meio suporte, situação comprovada e apresentada na Figura 11.

O comportamento dos meios suportes quanto ao Y foi similar para ambos ensaios, sendo que, o filtro com meio suporte bloco de concreto apresentou maior Y. MARTINS

(2003) constatou que a produção específica média de lodo (Y) variou entre 0,2 e 0,69 mg de proteínas suspensas no material /mg DQO consumida, sendo que os valores encontrados usando meio suporte PVC e PET foram 0,2 e 0,62, em um período de 111 dias de monitoramento.

HEIN DE CAMPOS (2001), estudando a utilização de reator de leito fluidizado trifásico aeróbio em sistema de tratamento combinado de águas residuárias, observou a produção de lodo elevada, onde pode estar atribuído ao maior despreendimento de biofilme e, conseqüentemente provocando uma menor eficiência em termos de remoção de DQO. Esse autor em seu trabalho obteve 0,19 mg de proteínas suspensas no material/mg DQO consumida.

5.3 Monitoramento do processo de tratamento

Os resultados do monitoramento do processo de tratamento estão subdivididos na avaliação comparativa entre os desempenhos dos dois tipos de meio suporte (rachão e blocos de concreto) e posteriormente na avaliação do regime de fluxo de lixiviado nos filtros (ascendente e descendente).

5.3.1 Desempenho dos dois tipos de meio suporte (rachão e blocos de concreto) empregados nos filtros anaeróbios

O período de 0 a 237 dias é o que permite analisar se os filtros com mesmo tipo de suporte R1 e R2, além de B1 e B2, operaram e obtiveram comportamentos semelhantes. Durante esse tempo os 4 filtros foram operados com fluxo de entrada ascendente. Inicialmente avaliou-se o comportamento da DQO no período para cada filtro. Na Tabela 8 apresenta os valores principais encontrados.

Tabela 8. Avaliação do afluente (TE) dos filtros biológicos e da concentração do efluente de DQO no período de 0 a 237 dias.

Filtro /TE	DQO (mg/L)			Representação Gráfica (Box plot)
	Mínimo	Mediana	Máximo	
TE	2799	3270	5410	
R1	1856	2485	3467	
R2	1821	2317	2854	
B1	2555	3000	4276	
B2	1804	2453	3089	

Os valores do TE variaram, uma vez que era o local de recebimento, armazenamento e mistura do lixiviado que provinha do aterro sanitário de São Leopoldo, a ser usado nos filtros anaeróbios. Os filtros apresentam valores homogêneos provavelmente devido a retenção de sólidos.

Na Tabela 9, ao aplicar-se ANOVA, testou-se a hipótese de que as médias de R1 e R2, assim como as de B1 e B2, fossem iguais, para o período estudado.

Tabela 9. Análise de ANOVA, filtros R1 e R2, no período 0-237 dias e filtros B1 e B2, sendo o parâmetro analisado a DQO.

R1 e R2						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	Valor-P	F crítico
Entre grupos	60211112	30	2007037	5,5	1,23E-05	1,8
Dentro dos grupos	9814700	27	363507,4			
Total	70025812	57				
B1 e B2						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	69808456	30	2326949	11,5	7,68E-09	1,9
Dentro dos grupos	5259384	26	202284			
Total	75067840	56				

Os resultados de ANOVA indicam que a hipótese investigada é verdadeira, considerando-se os filtros B1 e B2, bem como os filtros R1 e R2, significativamente semelhantes dois a dois.

Verificou-se um desempenho um pouco melhor para os filtros operados com rachão (valores de saída de DQO menores). Como os resultados de crescimento do biofilme apontaram um melhor desempenho inicial dos blocos, realizaram-se as mesmas avaliações para o período de 0 a 120 dias (antes do equilíbrio do sistema) e de 120 a 237 dias. No primeiro período (0 a 120), durante a formação principal do biofilme, observou-se uma variação maior dos valores monitorados conforme *Box plot* nas Tabelas 10 e 11.

Tabela 10. Avaliação da concentração de DQO efluente nos filtros biológicos do sistema de 0 a 120 dias.

Filtro	DQO (mg/L)			Representação Gráfica (Box plot)
	Mínimo	Mediana	Máximo	
R1	1559	3247	4896	
R2	1443	2445	4668	
B1	1608	3896	4866	
B2	1706	3331	5086	

As Tabelas 10 e 11 indicam resultados que em ambos os períodos apontaram ainda menores valores de DQO nos filtros com rachão, correspondendo a um melhor

desempenho. Esse resultado somado aos resultados com monitoramento do biofilme confirmam a similaridade do comportamento dos dois meios suportes.

Tabela 11. Avaliação da concentração de DQO efluente nos filtros biológicos do sistema de 120 a 237 dias.

Filtro	DQO (mg/L)			Representação Gráfica (Box plot)
	Mínimo	Mediana	Máximo	
R1	2113	2401	3126	<p>R120237</p>
R2	2252	2384	2770	<p>R2120237</p>
B1	2656	2892	3297	<p>B1120237</p>
B2	2137	2448	2481	<p>B2120237</p>

A Figura 28 apresenta o comportamento da média dos valores obtidos para os filtros com rachão e com blocos (já que a avaliação anterior resultou em similaridade das médias). No mesmo gráfico incluiu-se a DQO de entrada, medida no TE, para posterior avaliação de desempenho.

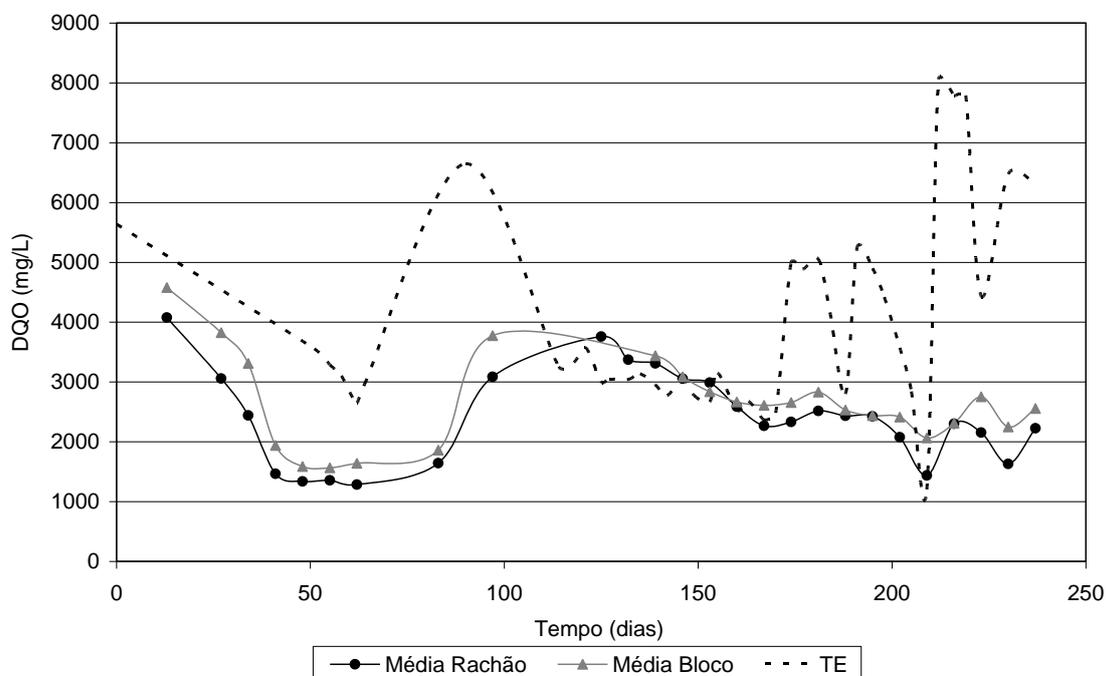


Figura 28. Desempenho dos filtros anaeróbios para o parâmetro DQO no período de 0 a 237 dias, operados com fluxo de entrada ascendente.

O processo de tratamento usando filtros anaeróbios com meio suporte blocos promoveu uma eficiência média de remoção de matéria orgânica entre 0 e 237 dias de monitoramento de 52% para o filtro B1 e 60% para o filtro B2.

O processo de tratamento usando filtros anaeróbios com meio suporte rachão promoveu uma eficiência média de remoção de matéria orgânica no mesmo período de monitoramento de 63% para o filtro R1 e 61% para o filtro R2.

A Tabela 12 e a Figura 29 indicam, por períodos monitorados, estas remoções e a eficiência de remoção total entre 0 e 237 dias por filtros e na Tabela 13, já que as análises estatísticas indicaram similaridade entre os dois filtros de cada tipo de meio suporte, apresenta-se o resumo do monitoramento do período.

Tabela 12. Avaliação da concentração de DQO efluente nos filtros biológicos durante o período de 0 a 237 dias de monitoramento.

TE Filtro	0-51 dias	Efic. %	50-83 dias	Efic. %	83-139 dias	Efic. %	174-230 dias	Efic. %	Efic. Total %
TE (mg/L) (Entrada)	5638		2832		6714		4809		
R1 (mg/L) (Saída)	1356	76	1559	45	3393	49	1440	81	63
R2 (mg/L) (Saída)	1319	77	1727	39	3225	52	1821	76	61
B1 (mg/L) (Saída)	1719	70	1918	32	3784	44	2785	63	52
B2 (mg/L) (Saída)	1454	74	1804	36	3089	54	1707	77	60

Durante o processo de tratamento do lixiviado, a eficiência total, durante o período de 0 a 237 dias, foi de 63%, 61%, 52% e 60% para os filtros R1, R2, B1 e B2. De certa forma os resultados foram similares, porém o filtro anaeróbio com meio suporte rachão, mais especificamente, R1, apresentou melhores resultados em relação aos demais filtros para esse período de pesquisa.

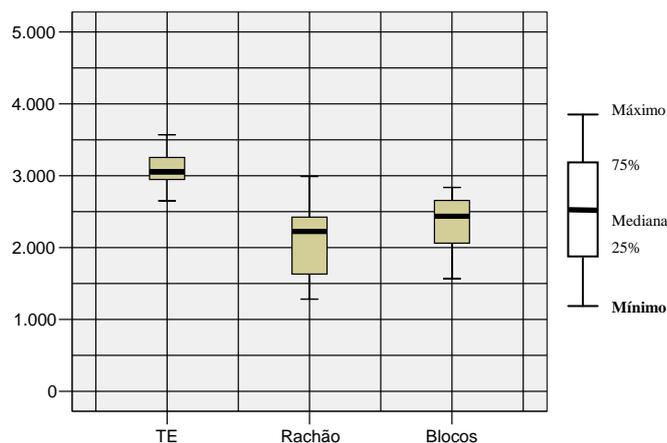


Figura 29. Faixas de DQO (mg/L) obtidas na entrada do sistema de tratamento (TE) e saídas (médias nos filtros com rachão e com blocos).

Tabela 13. Resumo da eficiência de remoção de matéria orgânica no período de 0 a 237.

TE	0-51	Efic.	50-83	Efic.	83-139	Efic.	174-230	Efic.	Efic.
Filtro	dias	%	dias	%	dias	%	dias	%	Total %
Rachão									
(mg/L)	1338	77	1643	42	3309	51	1631	79	62
(Saída)									
Bloco									
(mg/L)	1587	72	1861	34	3437	49	2246	70	56
(Saída)									

A verificação do TDH médio nos filtros deu-se pela relação entre o volume útil de cada um dos filtros e a vazão de lixiviado aplicada em cada uma dessas unidades. Assim, o TDH médio resultou em 10 dias em cada um dos filtros. A eficiência total para filtros recheados com rachão foi de 62% e 56% para filtros contendo blocos.

De forma a comparar-se as eficiências obtidas, na seqüência apresentam-se outros trabalhos que estudam o mesmo sistema de tratamento. FLECK (2003) relata que os resultados envolvendo reatores operando com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 56 dias produziram uma remoção de DQO de 72,3%. O meio suporte utilizado no estudo foram pedras britadas n° 5. A partir dos resultados dessa pesquisa observa-se que a eficiência de remoção foi superior ao trabalho de FLECK (2003) principalmente haja vista que o TDH aqui estudado foi seis vezes menor.

LANGENHOFF *et al.* (2000), obtiveram uma remoção de 70% em filtros anaeróbios com temperatura média de 20° C, usando resíduo líquido diluído com uma concentração de 500 mg/L em um reator de 10 L de volume. Já o trabalho de GULSEN (2004), operando um reator de 1,65 m de altura e 10 cm de diâmetro interno obteve-se uma média de remoção de 80% com 240 dias de operação usando filtro fluidizado anaeróbio tratando lixiviado, cujo tempo de detenção hidráulica foi de 1 dia.

Na pesquisa realizada por COLIN *et al.* (2007), foi usado filtro anaeróbio contendo pedaços de bambu conseguindo eficiências médias de remoção da ordem de 87% com fluxo horizontal durante 200 dias de monitoramento. CAMARGO (2000) trabalhou com quatro filtros que possuíam bambu como recheio, obtendo após 300 dias de operação uma remoção de DQO superior a 75%.

REICHERT *et al.* (2000), obtiveram uma eficiência de remoção de 80% a partir de valores entre 30000-40000 mg/L, com vazão 0,89 L/dia, usando rachão como enchimento dos filtros. O tempo de detenção hidráulica foi de 33 dias. Embora a eficiência de remoção nesta pesquisa seja maior que na dissertação, cabe salientar que existem dois fatores que diferem, o TDH e a concentração do lixiviado.

Neste período também foi realizada a contagem de microrganismos nos sistemas estudados. As Figuras 30 e 31 apresentam estes resultados para os conjuntos de filtros rachão e blocos de concreto, respectivamente.

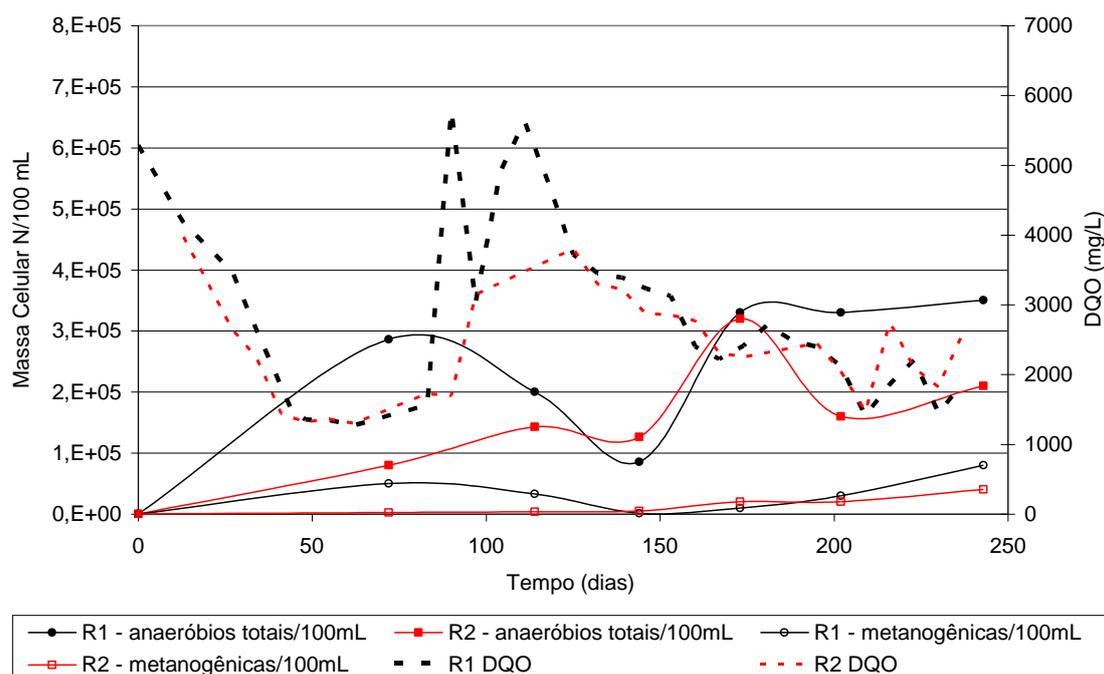


Figura 30. Contagem de microrganismos para R1 e R2.

As unidades R1 e R2 representando filtros anaeróbios com meio suporte racho apresentaram os seguintes resultados quantitativos sob avaliação em contraste de fase e fluorescência. A observação sob fluorescência ocorre pela presença do co-fator F_{420} , responsável pela coloração azul-verde das células autofluorescentes quando expostas à ultravioleta leve com o comprimento de onda de 420 nm, caso das archeas metanogênicas (GARCIA *et al.*, 2000).

- R1 = 2,60E+05 anaeróbios totais/100 mL
- R2 = 1,70E+05 anaeróbios totais/100 mL

Sob análise de fluorescência, os valores obtidos para contagem de massa celular:

- R1 = 3,40E+04 metanogênicas/100 mL
- R2 = 1,50E+04 metanogênicas/100 mL

Para PINEDA (1998), os processos metabólicos de digestão anaeróbia apresentam-se da seguinte maneira: a) bactérias fermentativas (ou acidogênicas); b) bactérias sintróficas (ou acetogênicas) e c) microrganismos metanogênicos. A primeira fase, a maioria dos microrganismos acidogênicos fermentam açúcares, aminoácidos e ácidos graxos resultantes da hidrólise da matéria orgânica complexa produzindo ácidos orgânicos, bem como são os primeiros a atuar na etapa sequencial de degradação do

substrato e os que mais se beneficiam energeticamente. Em relação a esse trabalho os valores que representam os microrganismos metanogênicos correspondem a 13% e 9% do total de microrganismos anaeróbios para R1 e R2, confirmando fase inicial do processo de digestão anaeróbia.

Os resultados de DQO variaram ao longo do monitoramento em função do consumo da matéria orgânica pelos microrganismos presentes no sistema.

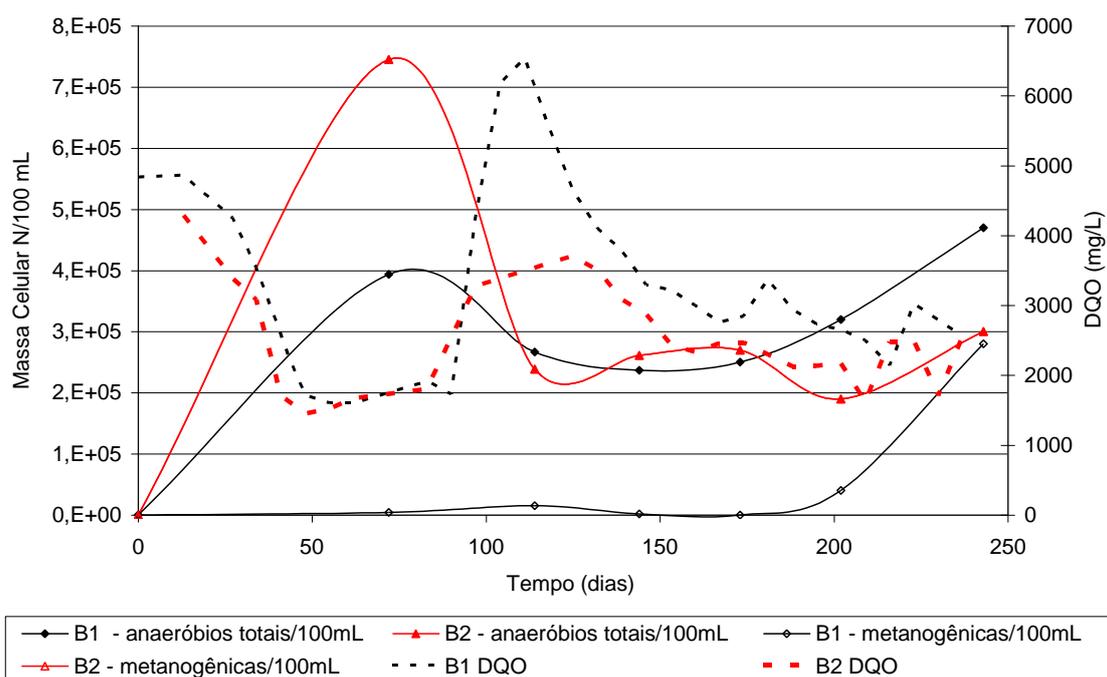


Figura 31. Contagem de microrganismos para B1 e B2.

As unidades B1 e B2 representando filtros anaeróbios com meio suporte bloco de concreto apresentaram os seguintes resultados quantitativos sob avaliação microscópica, já citada anteriormente:

- B1= 3,20E+05 anaeróbios totais/100 mL
- B2 = 3,30E+06 anaeróbios totais/100 mL

Sob análise de fluorescência, os valores obtidos para contagem de massa celular:

- B1= 5,70E+04 metanogênicas/100 mL
- B2 = 2,75E+04 metanogênicas/100 mL

Os valores que representam as metanogênicas correspondem a 18% e 0,9% do total de microrganismos anaeróbios para B1 e B2.

Os resultados dos filtros B1 e B2 demonstram comportamentos diferentes encontrados nos filtros contendo rachão. Provavelmente condições como temperatura, pH e quantidades de nutrientes e cargas tóxicas podem influenciar na quantidade número de microrganismos existentes (GOMES *et al*, 2006).

Ao observar os resultados de contagem B1, B2, R1 e R2, constatou-se que o meio suporte bloco de concreto apresentou maior quantidade de microrganismos anaeróbios.

As Figuras 32 e 33, para rachão e as Figuras 34 e 35 para blocos apresentam o monitoramento do pH e Eh nos filtros no período de 0 a 237 dias.

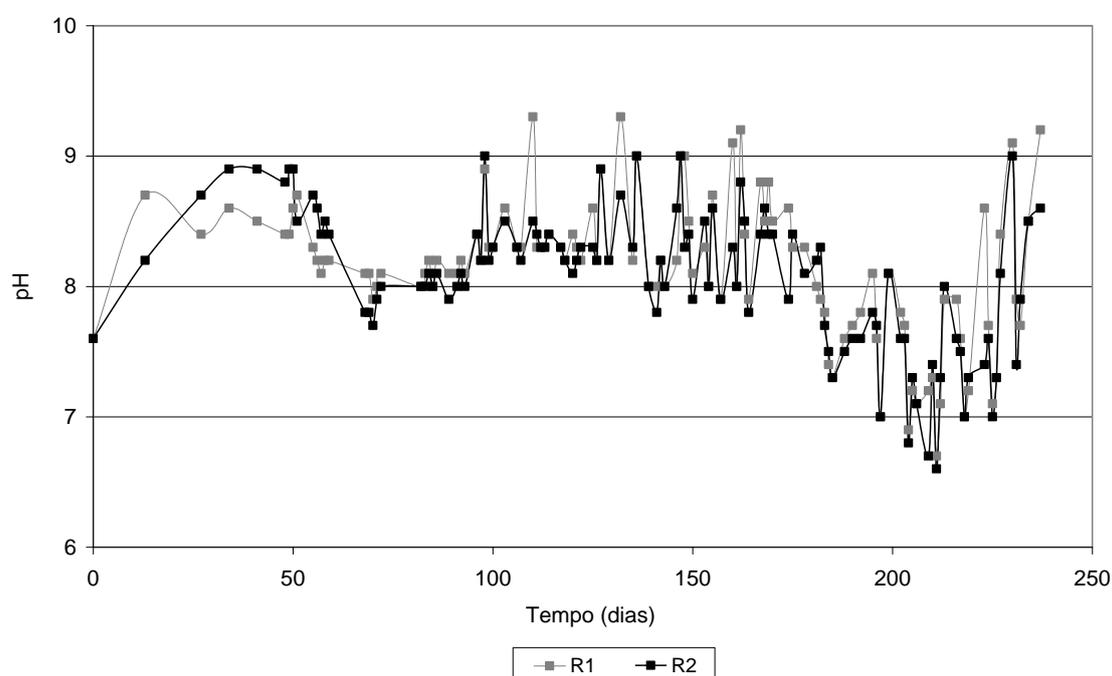


Figura 32. pH para os filtros R1 e R2.

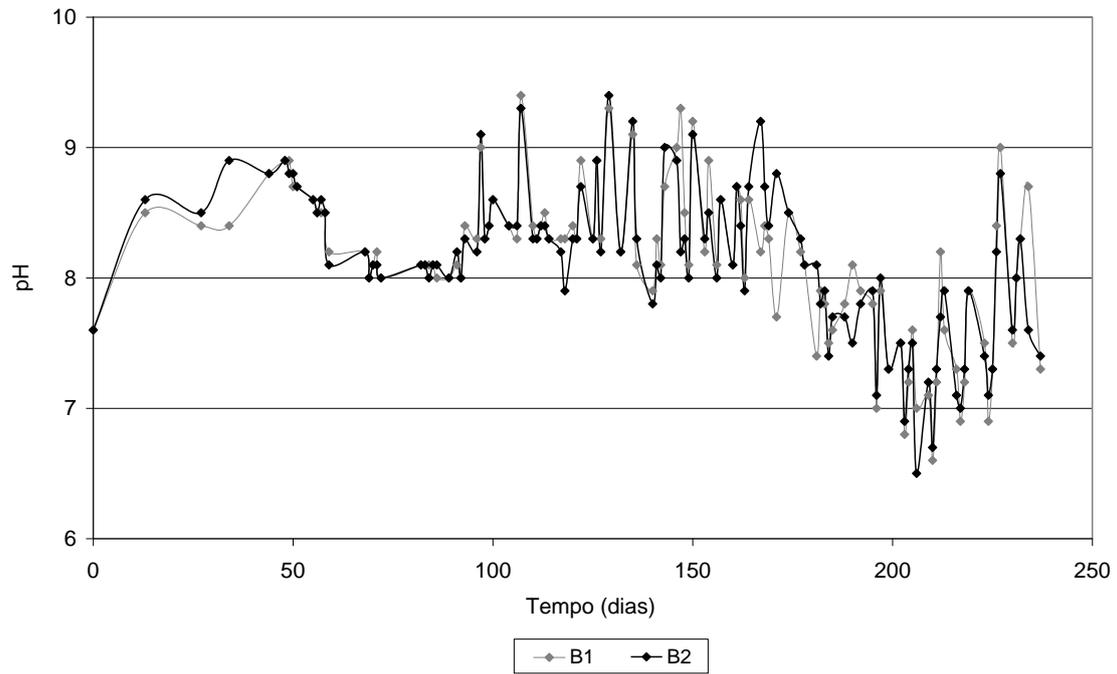


Figura 33. pH para os filtros B1 e B2.

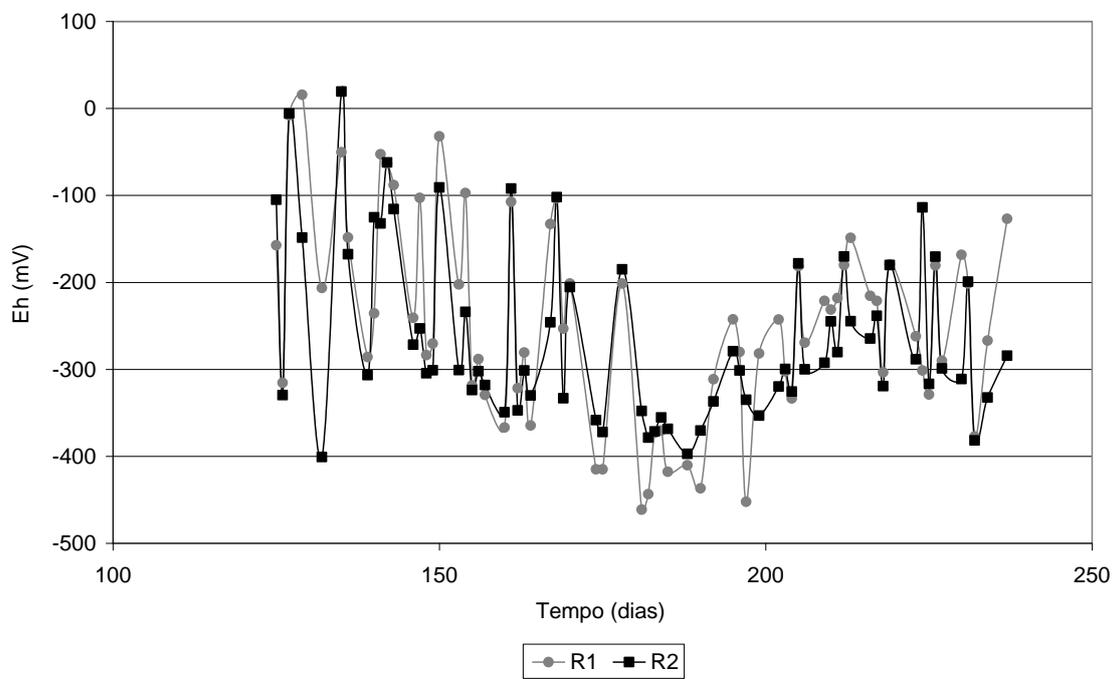


Figura 34. Eh para R1 e R2.

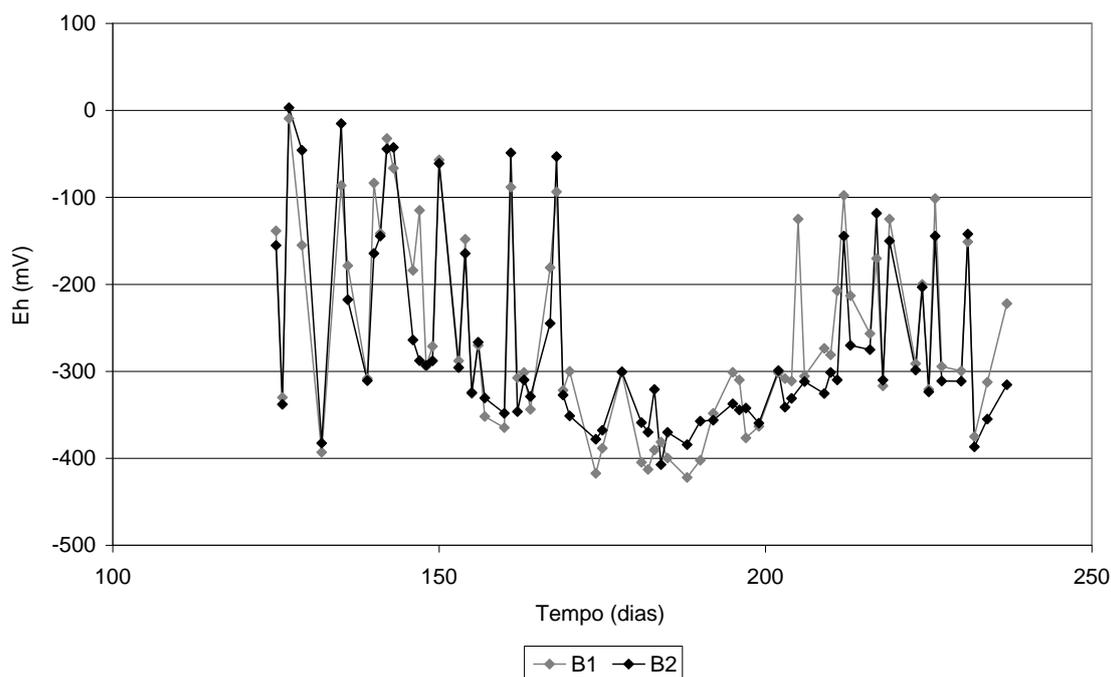


Figura 35. Eh para B1 e B2

A Tabela 14 apresenta um resumo dos resultados de pH e Eh para R1, R2, B1 e B2 para 237 dias com fluxo ascendente.

Tabela 14. Resumo dos resultados de pH e Eh para os quatro filtros entre 0 e 237 dias.

R1 e R2				
Parâmetro	Valor mínimo	Valor máximo	Valor médio	Desvio Padrão
pH (adimensional)	6,0	9,7	8,1	0,51
Eh (mV)	- 479,6	-5,9	- 229,7	-112,0
B1 e B2				
pH (adimensional)	6,6	9,4	8,1	0,5
Eh (mV)	- 422,1	- 0,1	- 261,2	-110,7

Quanto ao monitoramento do processo de tratamento comparando as médias dos filtros com bloco e rachão, observa-se que o pH ficou entre 6,7 e 9,4. O Eh ficou entre -0,4 a -441 mV, indicando uma condição anaeróbia no sistema, conforme também descrito por FERNANDES *et al.* (2006). Para efluentes tratados em reatores anaeróbios, COSTA & KATO (2001), relatam que os valores situam-se entre -300 a - 400 mV. De

acordo com FLECK (2003), na fase anaeróbia os valores deste parâmetro variará entre -600 e -300 mV, caracterizando o desenvolvimento dos organismos anaeróbios.

Ainda, CASTILHOS JÚNIOR, *et al.* (2003), comentam que esses parâmetros são importantes para o acompanhamento do processo de decomposição dos resíduos sólidos urbanos, indicando a evolução da degradação microbiológica da matéria orgânica e a evolução global do processo de estabilização da massa de resíduos.

Na Tabela 15 resume os resultados para o monitoramento de sólidos nos filtros durante os 237 dias iniciais de tratamento.

Tabela 15. Série de Sólidos para o período de 0-237 dias de operação dos filtros.

Tanque de Equalização				
Parâmetros	Valor mínimo	Valor máximo	Valor médio	Desvio padrão
STV (mg/L)	1900	4230	2570	±840
STF (mg/L)	4020	6730	4995	±1120
ST (mg/L)	5000	10000	7200	±1690
Rachão				
Parâmetros	Valor mínimo	Valor máximo	Valor médio	Desvio padrão
STV (mg/L)	1290	2700	1940	±500
STF (mg/L)	3730	7910	5700	±1200
ST (mg/L)	5020	10610	7640	±1600
Blocos de Concreto				
Parâmetros	Valor mínimo	Valor máximo	Valor médio	Desvio padrão
STV (mg/L)	1340	3750	2170	±720
STF (mg/L)	4190	9250	5970	±1480
ST (mg/L)	5530	13000	8240	±2110

ORTEGA *et al.* (2001) observaram maior retenção de sólidos voláteis nos suportes porosos e com maior tamanho de poros. Segundo os autores, materiais com poros fechados foram colonizados apenas superficialmente, enquanto que materiais com poros abertos foram colonizados também em seu interior. Diante desse contexto, observou-se um contraste quanto aos resultados obtidos na série de sólidos nesta dissertação, uma vez que o filtro contendo rachão obteve melhores resultados de

remoção de matéria orgânica em relação aos do bloco, pois possivelmente com o fechar dos poros do bloco de concreto, devido à presença do biofilme, os valores dos sólidos em ambos os suportes ficaram similares.

BOFF (2005) observou que o comportamento dos filtros anaeróbios quanto à remoção de sólidos foi maior nos blocos no período inicial de monitoramento, entretanto o filtro com rachão equiparou-se na remoção de sólidos ao longo do experimento, ou seja, comportamento similar ao dessa pesquisa. Partindo desse contexto, para EEA (2008) essa dimensão depende da concentração de sólidos em suspensão, os quais constituem parte do lixiviado.

LUNA *et al.* (2002), dizem que os sólidos totais voláteis representam à fração teoricamente orgânica presente no substrato, sendo assim, quanto maior a concentração de sólidos totais voláteis, maior a taxa de bioconversão do resíduo. A redução de sólidos totais voláteis foi associada ao equilíbrio estabelecido entre os diferentes grupos de microrganismos responsáveis pelo processo de bioestabilização da matéria orgânica.

Os teores de sólidos, não apresentaram o mesmo perfil de redução da DQO. Verificou-se um aumento de sólidos nos dias que se inseriu um novo lixiviado nos filtros anaeróbios, comprovado pelas oscilações.

LEITE *et al.* (2004), comentam que nos processos de tratamentos biológicos, a eficiência de transformação de material orgânico está associada à presença de uma equilibrada massa bacteriana, que seja capaz de suportar as variações de cargas orgânicas aplicadas, à presença de materiais com características tóxicas no substrato e às variações das condições ambientais. Eles comentam que o filtro anaeróbio com leito filtrante de rocha de arenito, o tempo de detenção hidráulica (TDH) de 30 dias foi o que teve uma melhor eficiência de remoção de DQO, cerca de 82%.

Como os filtros R1 e B1 continuaram a serem operados até os 540 dias com este mesmo sentido de fluxo, toda a análise foi realizada para o período inteiro (0 a 540 dias), ou seja, para conferir o desempenho dos dois tipos de meio suporte (Tabela 16, Figura 36).

Tabela 16. Avaliação da concentração de DQO efluente nos filtros biológicos no período de 0 a 540 dias.

Filtro /TE	DQO (mg/L)			Representação Gráfica (Box plot)
	Mínimo	Mediana	Máximo	
TE	2410	3368	5245	
R1	1924	2401	2758	
B1	2000	2332	2656	

Os resultados apresentados (mínimo, máximo e mediana) demonstram uma similaridade quanto a remoção de matéria orgânica nas unidades estudadas (R1 e B1) durante o período de 0 a 540 dias, operando com fluxo ascendente.

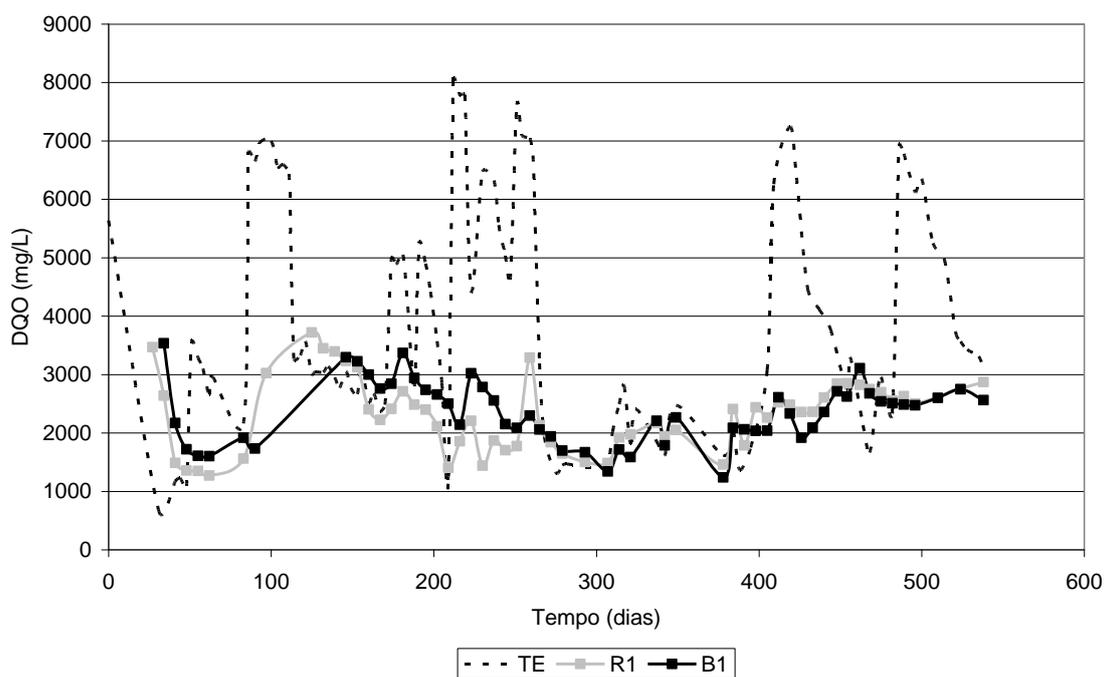


Figura 36. Desempenho dos filtros anaeróbios para o parâmetro DQO no período de 0 a 540 dias, operados com fluxo de entrada ascendente.

Verifica-se a partir dos resultados obtidos, que R1 e B1 são semelhantes no período de 0 a 540 dias. Os dados de saída foram inferiores ao de entrada (TE), comprovando que as unidades absorveram matéria orgânica, mesmo com variação do lixiviado de entrada durante o período analisado.

A Tabela 17 apresenta o resumo das eficiências ao longo dos 540 dias.

Tabela 17. Resumo de eficiências ao longo dos 540 dias.

TE Filtro	0-51 dias	Efic. %	50-83 dias	Efic. %	83-139 dias	Efic. %	174-230 dias	Efic. %	237-268 dias	Efic. %	419-482 dias	Efic. %	482-538 dias	Efic. %	Efic. Total %
TE (mg/L) (Entrada)	5638		2832		6714		4809		6256		5548		6066		
R1 (mg/L) (Saída)	1356	76	1559	45	3393	49	1440	81	2132	66	2554	54	2872	53	61
B1 (mg/L) (Saída)	1719	70	1918	32	3784	44	2785	63	2058	67	2508	55	2561	58	56

Em 540 dias de operação com fluxo ascendente a eficiência média de remoção de matéria orgânica em termos de DQO foi de 61% para o filtro R1 e 56% para o filtro B1, conforme Tabela 16.

Analisando todo o período, concluiu-se a partir do desempenho verificado (análise da remoção de matéria orgânica) que o filtro operado com fluxo ascendente e meio suporte rachão foi maior.

Operando com fluxo descendente, no período de 237 a 540 dias comparou-se os filtros R2 e B2 (Tabela 18), onde se verifica e comprova-se com o teste ANOVA (Tabela 19) a semelhança de desempenho dos filtros em termos de remoção de matéria orgânica, monitorada pelo parâmetro DQO, ou seja, para fluxo descendente não houve diferença significativa entre os meios suportes utilizados.

Tabela 18. Resultados de DQO para filtros de 237 a 540 dias.

Filtro /TE	DQO (mg/L)			Representação Gráfica (Box plot)
	Mínimo	Mediana	Máximo	
TE	1937	3094	5150	
R2	1743	2632	3483	
B2	1848	2636	3499	

Os resultados apresentados (mínimo, máximo e mediana) demonstram uma similaridade quanto a remoção de matéria orgânica nas unidades estudadas (R2 e B2) durante o período de 237 a 540 dias, operando com fluxo descendente, quando comparados com valores de entrada (TE), uma vez que os valores mínimo, mediana e máximo variaram de 1750 mg/L a 1850 mg/L, 2600 mg/L e 3400 mg/L, respectivamente. Com relação ao TE, essa grande dispersão de dados, talvez decorra da recepção, movimentação e armazenamento de lixiviado de forma periódica (transporte de lixiviado do aterro para a área de pesquisa a cada 15 dias em média). Ao contrário nos

filtros, há possivelmente uma retenção de sólidos no filtro, os sólidos se sedimentam ao fundo do filtro auxiliando na formação do biofilme.

Tabela 19. Análise de ANOVA, fator Único, filtros R2 e B2, no período 237-540 dias sendo o parâmetro analisado a DQO.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	69240316	34	2036480	16,4	1,932E-13	1,8
Dentro dos grupos	4333738	35	123821,1			
Total	73574054	69				

As Figuras 37 e 38 apresentam o comportamento desses filtros para o período de operação com fluxo descendente segundo o pH e o Eh, respectivamente.

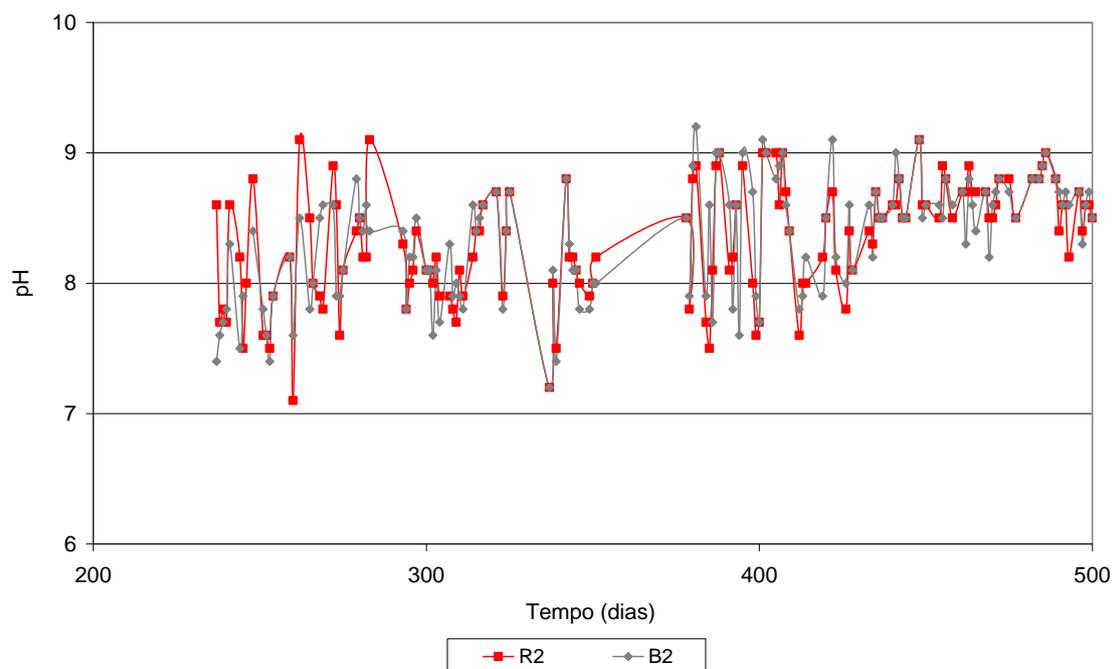


Figura 37. pH para os filtros R2 e B2.

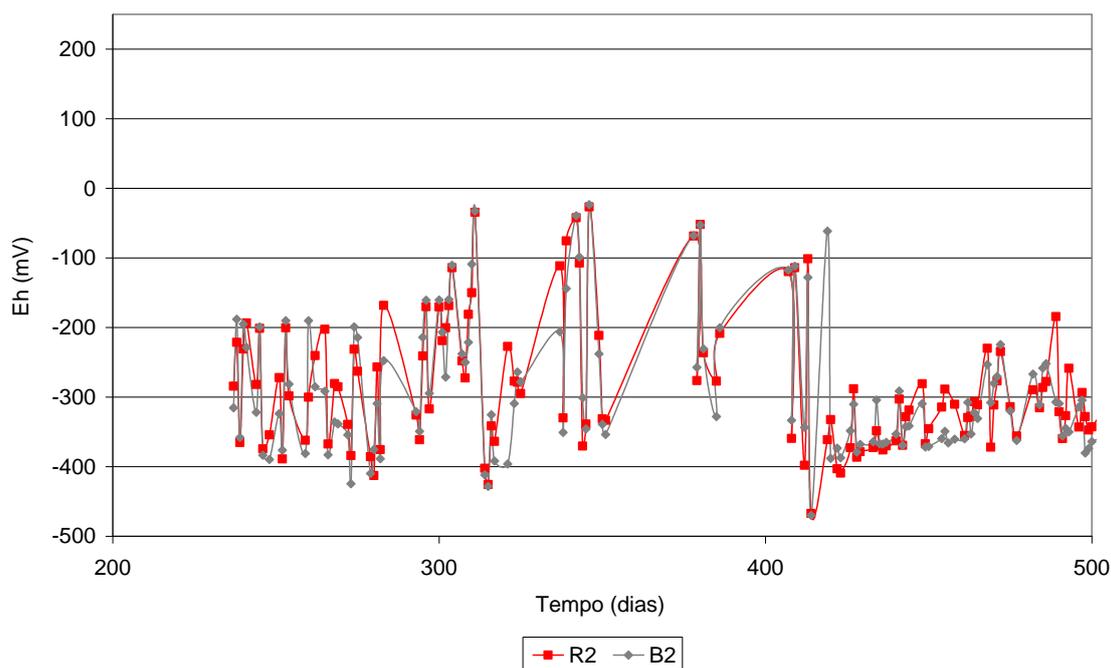


Figura 38. Eh para os filtros R2 e B2.

A Tabela 20 apresenta um resumo dos resultados de pH e Eh para R2 e B2 com (fluxo descendente) de 237 a 540 dias.

Tabela 20. Resumo dos resultados de pH e Eh.

Parâmetro	Valor mínimo	Valor máximo	Valor médio	Desvio Padrão
pH (adimensional)	7,1	9,2	8,3	0,44
Eh (mV)	- 470,1	-23,4	- 297,2	86,6

O potencial redox dos meios anaeróbios é virtualmente negativo. Na digestão anaeróbia, a fase inicial é caracterizada por valores positivos do potencial redox (meio oxidante), promovendo a ação dos microrganismos aeróbios. Na fase anaeróbia o mesmo variará entre -330 e -600mV, caracterizando o desenvolvimento dos organismos anaeróbios (FLECK, 2003), citação confirmada por esse trabalho.

A Figura 39 apresenta os resultados obtidos de contagem para R2 e B2 com (fluxo descendente) de 237 a 540 dias.

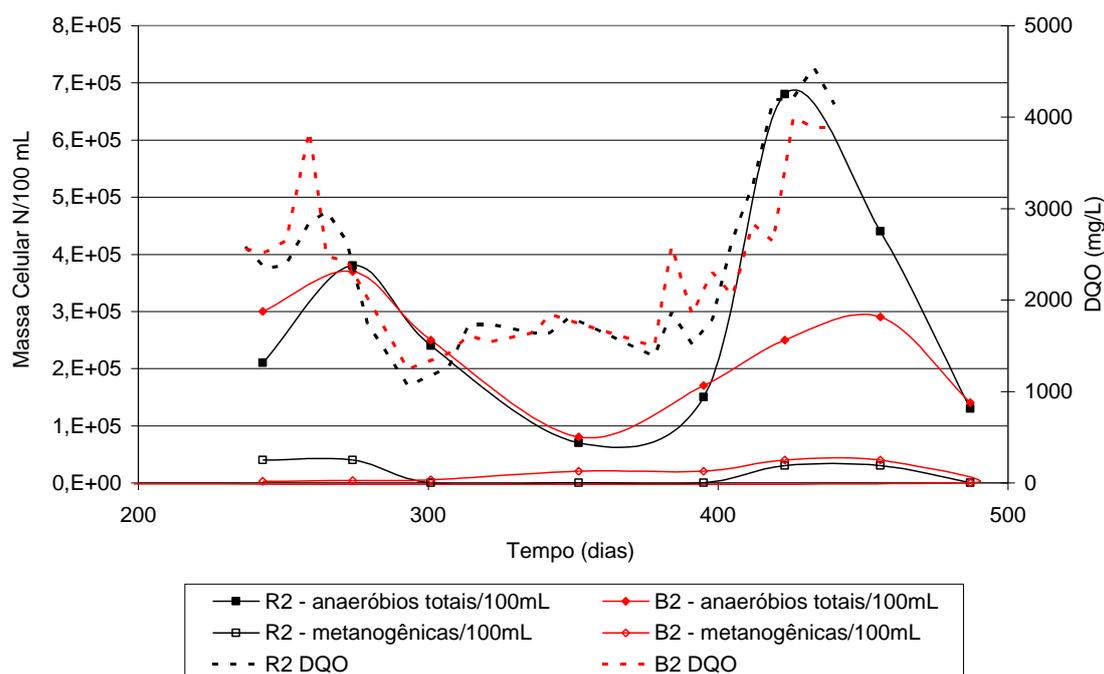


Figura 39. Contagem de microrganismos obtida para os filtros R2 e B2.

As unidades R2 e B2 representando filtros anaeróbios operados com fluxo de entrada descendente, entre 237 e 540 dias, apresentaram os seguintes resultados quantitativos sob avaliação do contraste de fase e em fluorescência:

- R2= 2,90E+05 anaeróbios totais/100 mL
- B2 = 2,30E+05 anaeróbios totais/100 mL

Sob análise de fluorescência, os valores obtidos para contagem de massa celular:

- R2= 1,75E+04 metanogênicas/100 mL
- B2 = 3,50E+04 metanogênicas/100 mL

Os valores que representam as metanogênicas correspondem a 6% e 15% do total de microrganismos anaeróbios para R2 e B2.

Segundo FLECK (2003), na digestão anaeróbia, o pH evolui de valores baixos, próximos a 4,0, na fase de produção de ácidos, à faixa de 6,8 - 7,2, característica da metanogênese (há indicações de que a digestão possa processar-se em uma faixa de pH entre 6,0 e 8,0 em casos extremos). O rebaixamento excessivo do pH nessa última fase determina a inibição das bactérias metanogênicas (as mesmas são bastante mais sensíveis ao pH baixo do que aos ácidos que o determinam). Com o decorrer da

estabilização da matéria orgânica e o consumo dos ácidos, há uma tendência à elevação do pH dos lixiviados.

Ainda que similares os filtros R2 e B2 segundo resultados anteriores, as eficiências em termos de remoção de matéria orgânica (DQO), foram, respectivamente, 52 % e 51 %.

5.3.2 Desempenho dos filtros anaeróbios operados com sistemas distintos de entrada de lixiviado (fluxo ascendente e descendente)

Testou-se semelhança entre R1 e B1, ambos operados com fluxo ascendente e R2 e B2, fluxo descendente durante o período de 237-540 dias. A Tabela 21 indica os resultados do teste ANOVA.

Tabela 21. Resultados de ANOVA operando com fluxo ascendente e descendente.

R1 e B1 – Ascendente						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	11919705	34	350579,6	7,5	2,83E-08	1,8
Dentro dos grupos	1589516	34	46750,47			
Total	13509221	68				
R2 e B2 – Descendente						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	69240316	34	2036480	16,4	1,932E-13	1,8
Dentro dos grupos	4333738	35	123821,1			
Total	73574054	69				

A partir da similaridade encontrada, foi realizada a avaliação dos fluxos de entrada de lixiviado, possível no segundo período (237-540 dias) quando se verificou os desempenhos em termos de DQO indicados na Tabela 22 e Figura 40.

Tabela 22. Apresenta os principais resultados para filtros de 237 a 540 dias.

Filtro /TE	DQO (mg/L)			Representação Gráfica (Box plot)
	Máximo	Mediana	Mínimo	
TE (mg/L)	5567	2410	1520	
Ascendente (mg/L)	2567	2236	1930	
Descendente (mg/L)	3410	2566	1743	

Embora similares (Anova) verificou-se uma tendência de melhores resultados pelos filtros operados com fluxo ascendente, conforme Tabela 22.

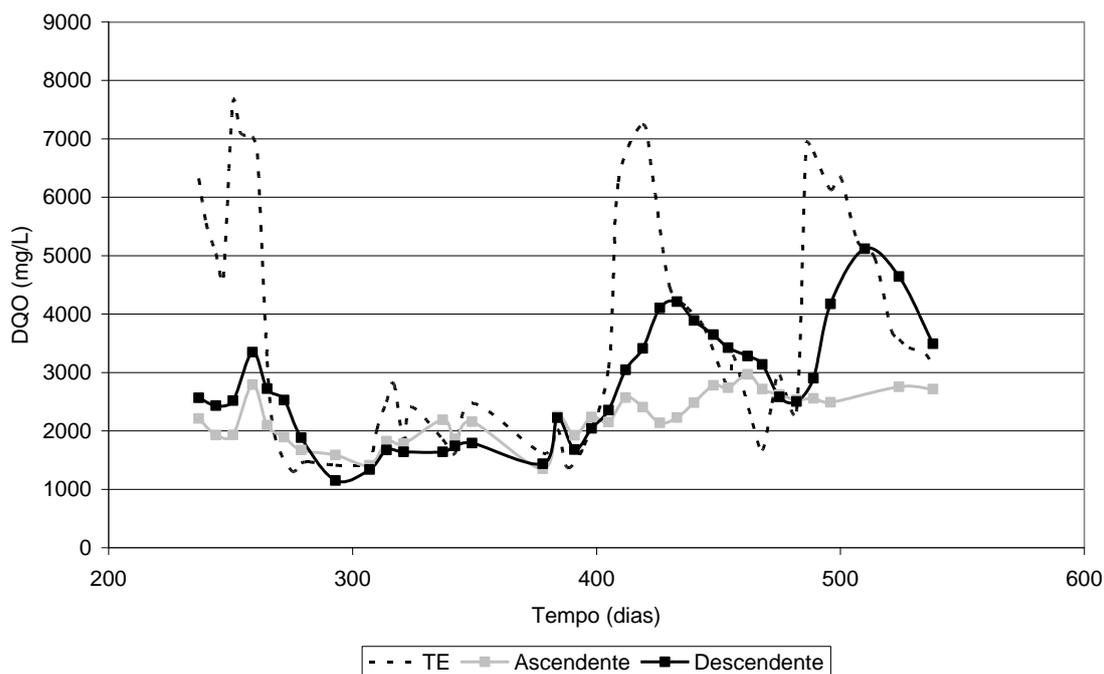


Figura 40. Indica os valores principais do monitoramento.

A Tabela 23 apresenta o resumo de eficiência para esse período de fluxo ascendente e descendente.

Tabela 23. Resumo da eficiência para fluxo ascendente e descendente.

TE Filtro	237-268 dias	Efic. %	419-482 dias	Efic. %	482-538 dias	Efic. %	Efic. Total %
TE (mg/L) (Entrada)	6256		5548		6066		
Ascendente (R1 e B1) (mg/L)	2132	66	2554	54	2872	53	59
(Saída)	2058	67	2508	55	2561	58	
Descendente (R2 e B2) (mg/L)	2968	53	2289	59	3483	43	51
(Saída)	2476	60	2712	51	3499	42	

O processo de tratamento usando filtros anaeróbios avaliando o regime de fluxo de entrada ascendente e descendente a partir do 237º dia promoveram uma remoção global de matéria orgânica de 59% e 51% com concentrações mínimas e máximas de 2058 mg/L e 2872 mg/L (fluxo ascendente), 2289 mg/L e 3499 mg/L (fluxo descendente).

A pesquisa realizada por BIDONE (2007) obteve uma eficiência de remoção de matéria orgânica de 55%, com TDH de 7,6 dias, usando filtros com fluxo ascendente, tratando lixiviado do aterro sanitário de Minas do Leão.

YOUNG (1991) registrou o desempenho de um filtro anaeróbio com leito suporte de módulos sintéticos, volume de 540 m³ e operando sob temperatura do meio líquido igual a 36º C. O TDH do filtro era igual a 7 dias e, para DQO afluente de 400 mg/L, as eficiências obtidas foram de 39% na remoção de DQO. O trabalho não cita a altura dos filtros, nem o valor da superfície específica do leito suporte. Possivelmente as “baixas” eficiências obtidas no filtro devem-se às pequenas concentrações iniciais de matéria orgânica.

A eficiência de remoção obtida por FLECK (2003) foi superior ao desta pesquisa, pois apresentou TDH superior a 50 dias, com uma concentração de entrada e saída, de 14.670 e 5.345 mg/L. Esse autor usou o mesmo material suporte, entretanto apresentou uma eficiência de 77,7% na remoção de DQO. A partir dos resultados referidos, é possível inferir-se que as elevadas eficiências do tratamento deveram-se ao

largo TDH aplicado no processo. Talvez por isso essa pesquisa apenas alcançou em torno de 60% de remoção.

CIRNE *et al.* (2007), apresentaram uma melhor performance, atingindo 80% de eficiência de remoção trabalhando com esgoto, sendo superior à eficiência obtida nesta dissertação.

Em relação à pesquisa citada anteriormente, ANDRADE NETO *et al.* (1999), obtiveram resultados parecidos à pesquisa apresentada. Considerando-se a remoção entre a DQO, o filtro com fluxo descendente propiciou 60% e o filtro com fluxo ascendente 58%; nos resultados.

Em ambos os estudos citados acima, utilizaram-se filtros anaeróbios associado a um decanto-digestor, com diferentes meios suportes, porém com regime de alimentação igual a esta pesquisa. A eficiência de remoção de DQO para ANDRADE NETO *et al.* (1999) foi semelhante, ao contrário de CIRNE *et al.* (2007), que alcançou uma eficiência global de 80%.

Os estudos de YOUNG (1991) indicaram que o TDH de filtros anaeróbios de fluxo ascendente tratando lixiviado de aterro sanitário necessariamente deve ser da ordem de vários dias e não de horas. Dessa forma usando filtros anaeróbios de fluxo ascendente e descendente obteve o TDH foi de 9 dias.

SARTI (2006) avaliou o desempenho de dois reatores anaeróbios onde o monitoramento ao longo de 70 dias de operação revelou similaridade no comportamento das configurações ensaiadas (fluxo ascendente e descendente), que apresentaram eficiências médias de remoção de DQO e sólidos suspensos ao redor de 60% e 75%, respectivamente.

FERREIRA *et al.* (2007), obtiveram uma remoção de 60% usando filtro anaeróbio de fluxo ascendente recheado por brita com granulometria igual a 3, com tempo de detenção de 21 horas. Além da brita apresentar uma área superficial menor do que a usada nesta dissertação, o TDH também foi menor. Diante dos resultados obtidos nesta pesquisa, pode ser constatar que quanto maior o TDH e granulometria, alcançou-se melhor desempenho de remoção de matéria orgânica.

Em estudo recente desenvolvido por SPAGNI *et al.* (2008), tratando lixiviado de aterro sanitário, obteve-se uma eficiência de remoção de 30-40% durante 900 dias de experimento, usando um reator seqüencial com volume de 24 L.

PICANÇO *et al.* (2001), desenvolveram uma pesquisa no tratamento de lixiviado o qual usaram um reator com diferentes meios suportes (espuma de poliuretano, PVC, tijolo refratário e uma cerâmica porosa) operando durante 149 dias, alcançaram uma remoção média de DQO de 68,3%,

Diante dessas citações, é possível fazermos uma comparação com os resultados encontrados neste trabalho. Os resultados mencionados por FERREIRA (2007) e PICANÇO *et al.* (2001), foram inferiores ao dessa pesquisa, provavelmente por que o TDH foi menor para tratamento de lixiviado avaliando diferentes regimes de alimentação.

A Tabela 24 apresenta um resumo da série de sólidos no período de 237 a 540 dias, avaliando o fluxo descendente.

Tabela 24. Série de Sólidos com fluxo descendente no período de 237 a 540 dias.

Tanque de Equalização				
Parâmetros	Valor mínimo	Valor máximo	Valor médio	Desvio padrão
STV (mg/L)	1362	5530	3075	±1578
STF (mg/L)	3909	9980	7430	±2076
ST (mg/L)	6607	14700	10506	±3395
Ascendente				
Parâmetros	Valor mínimo	Valor máximo	Valor médio	Desvio padrão
STV (mg/L)	3243	7467	5217	±1565
STF (mg/L)	3179	7373	5125	±1546
ST (mg/L)	6917	13873	10372	±2686
Descendente				
Parâmetros	Valor mínimo	Valor máximo	Valor médio	Desvio padrão
STV (mg/L)	2727	6708	4882	±1418
STF (mg/L)	3187	7384	5137	±1548
ST (mg/L)	6852	13869	10361	±2770

A faixa de variação para a série de sólidos (ST, STV e STF) dos filtros de fluxo ascendente ficou entre 6917 a 13873 mg/L, 3243 a 7467 mg/L e 3179 a 7373 mg/L, respectivamente, ao longo do período de análise. Os valores para a série de sólidos

foram muito variados, sendo que em alguns períodos o lixiviado do TE apresentou maior concentração de material particulado do que nos filtros.

A Figura 41 apresenta os resultados da contagem de microrganismos no fluxo ascendente e descendente no período de 237 a 540 dias.

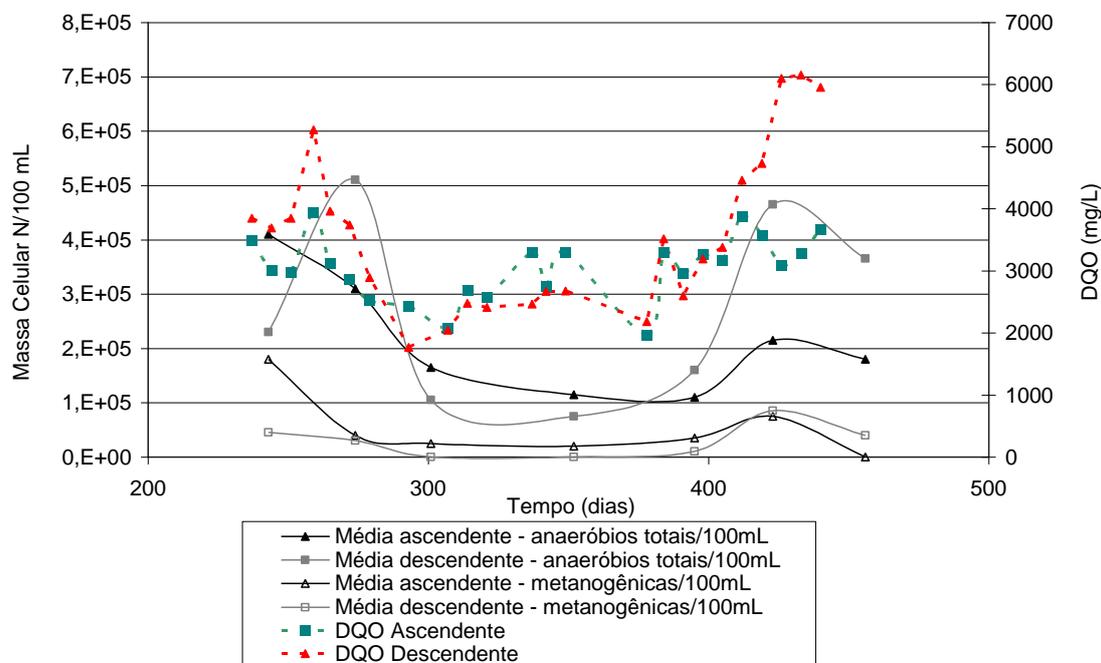


Figura 41. Contagem de microrganismos de 237 a 540 dias.

Quanto ao monitoramento microbiológico (contagem de anaeróbios totais) os valores variaram ao longo do monitoramento. Houve uma redução da biomassa celular de anaeróbios totais e archeas para regime de fluxo ascendente. Entretanto para o fluxo descendente, os valores cresceram entre 237 – 290 dias. Neste mesmo período houve mudanças operacionais no TE – religação do misturador de superfície, proporcionando novas condições aplicadas ao meio, onde provavelmente pode ser refletido nos filtros.

Assim, os resultados indicam melhores desempenho para filtros operados com fluxo ascendente, talvez por permitir uma maior mistura no sistema, já que no fluxo descendente existe a dificuldade da distribuição homogênea do lixiviado e uma maior formação de lodo no fundo dos filtros.

Em todas as estações do ano, os melhores resultados de remoção de matéria orgânica foram verificados em filtros operados com fluxo ascendente (Tabela 25).

Tabela 25. Eficiências de remoção de matéria orgânica em termos de DQO.

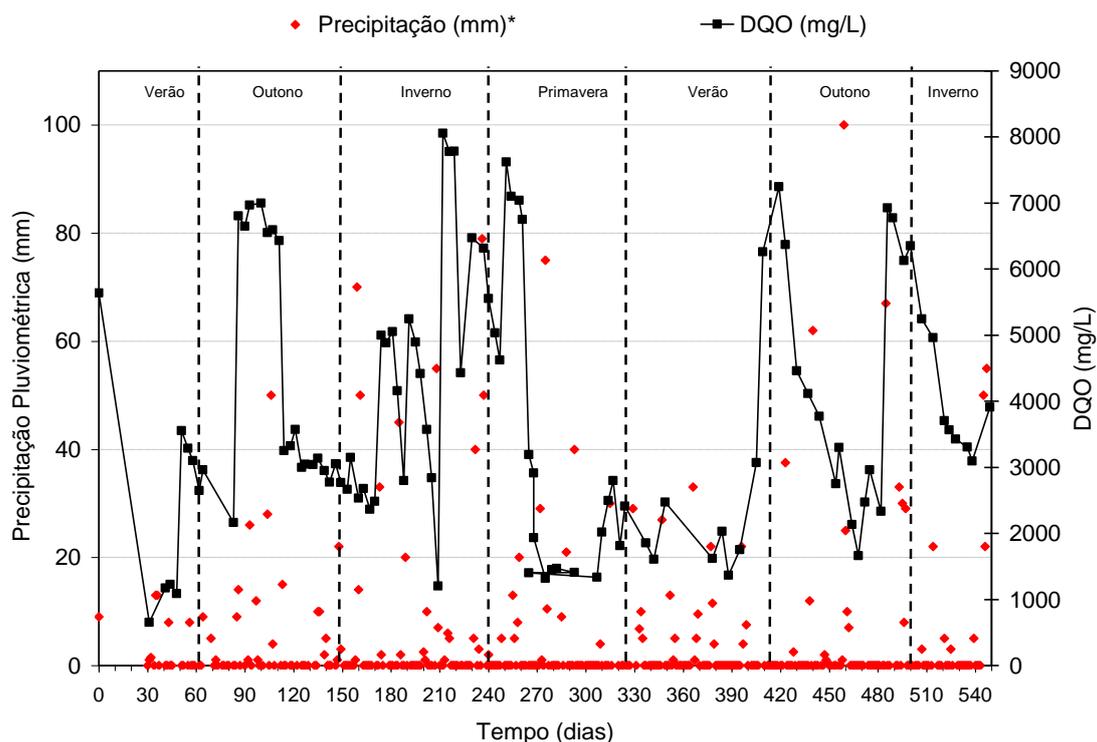
Estação	Período	Fluxo de Entrada	Eficiências (%)			
			R1	R2	B1	B2
Verão	0-51	Ascendente	53	59	41	51
Outono	55-83	Ascendente	51	48	40	41
Outono	83-139	Ascendente	36	44	31	34
Inverno	142-174	Ascendente	26	17	9	21
Inverno	174-230	Ascendente	65	63	50	62
Primavera	237-268	Descendente/Ascendente	66	58	64	55
Primavera	268-324	Descendente/Ascendente	19	21	16	24
Verão	337-409	Descendente/Ascendente	19	20	32	18

A Tabela 24 também indica que a temperatura ambiente influencia (igualmente em todos os filtros) a remoção de matéria orgânica. Em seu trabalho, SILVA (2007) observou que a sazonalidade, constituída pela temperatura e precipitação influenciaram nos resultados do lixiviado a ser tratado.

Os dois períodos com repetições no período avaliado foram o verão e o outono. Nos dois, o segundo período foi de resultados mais acanhados, indicando bom desempenho dos filtros até aproximadamente 300 dias.

O pior período ocorreu no inverno (rigoroso em 2008, com temperatura média de 12°C), durante os dias 142 e 174. Essa situação confere a afirmação de que os processos biológicos de tratamento “sofrem” com baixas temperaturas ambiente.

A Figura 42, na mesma linha de análise das condições climáticas, indica que a precipitação não influenciou a qualidade do lixiviado que foi tratado nos filtros. No caso da Figura 42, a DQO é medida no TE, ou seja, o lixiviado monitorado na entrada dos filtros.



*http://www2.defesacivil.rs.gov.br/estatistica/pluviometro_consulta.asp

Figura 42. Dados de precipitação pluviométrica durante 540 dias de monitoramento do experimento.

Em termos de emissão de efluente no meio ambiente, durante todo o período analisado, os filtros geraram lixiviado que demandam ainda um tratamento complementar (valores de DQO na saída na faixa de 2800 mg/L).

A Portaria SSMA/RS 05/89 exige DQO em valores menores que 360 mg/L para sistemas com vazões <math>< 200 \text{ m}^3/\text{dia}</math>.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste trabalho estudou-se o comportamento de filtros biológicos anaeróbios utilizando diferentes meios suportes (rachão e bloco) e diferentes fluxos de entrada de lixiviado no sistema (ascendente e descendente), além da observação do desenvolvimento de biofilme em filtros recheados com rachão e bloco. Com os resultados obtidos neste trabalho podem-se fazer as seguintes considerações:

- Quanto à formação do biofilme observou-se que ambos os ensaios apresentaram resultados parecidos mesmo utilizando lixiviado diferente. Filtros com blocos de concreto como meio suporte demonstraram maior formação de biofilme, proteínas e contagem microbiana. Esse fato pode ser atribuído à porosidade do meio suporte. Entretanto, um biofilme maior, não necessariamente colaborou para uma melhor eficiência, já que os filtros utilizando meio suporte rachão apresentaram remoções de material orgânico em valores mais elevados.
- O monitoramento do pH identificou resultados entre 6,7 e 9,4. O Eh ficou entre -0,4 a -441 mV, condição anaeróbia no sistema.
- A contagem de anaeróbios foi maior para os filtros com blocos no período inicial em relação aos filtros recheados por rachão. Posteriormente ao longo do monitoramento, observou-se um equilíbrio na contagem dos anaeróbios totais e archeas metanogênicas em ambos os filtros.
- As morfologias predominantes nos filtros foram: bacilos, cocos, sarcinas, filamentos e espirilos.
- A avaliação de eficiência dos filtros ao longo dos períodos monitorados resultou nas seguintes verificações:
 - No período de 0 a 237 dias de operação, obteve-se para os filtros (R1, R2, B1 e B2) as eficiências de remoção de matéria orgânica de 63%, 61%, 52% e 60%.

- No período de 0 a 120 dias e 120 a 237 dias de operação, evidenciou-se nos blocos o crescimento de biofilme, entretanto a eficiência de remoção de matéria orgânica carbonácea foi superior no filtro contendo rachão.
- No período de 0 a 237 dias de operação com fluxo ascendente a eficiência média para os filtros com meio suporte rachão e bloco de concreto foi de 62% e 56%.
- Operando de forma ascendente no período de 0 a 540 dias a eficiência média de remoção de matéria orgânica em termos de DQO foi de 61% para o filtro R1 e 56% para o filtro B1.
- Avaliando o fluxo descendente no período de 237 a 540 dias de operação os filtros R2 e B2 apresentaram comportamentos similares na remoção de matéria orgânica.
- A temperatura é um fator abiótico que pode influenciar no rendimento do sistema.
- O fluxo de entrada ascendente foi melhor em todas as estações do ano quando se trata de remoção de matéria orgânica.

Assim, os resultados indicam melhores desempenho para os filtros operados com fluxo ascendente, talvez por permitir uma maior mistura no sistema, possivelmente porque no fluxo descendente existe a dificuldade da distribuição homogênea do lixiviado e uma maior formação de lodo no fundo dos filtros.

7. RECOMENDAÇÕES

Em vista das conclusões aqui apresentadas, recomenda-se para futuros trabalhos:

- Testar outros meios suportes, notadamente com o uso de resíduos de outras atividades;
- Estudos sobre o biofilme: espessura e composição, isolamento e identificação de espécies existentes no biofilme, conhecimento de espécies e suas relações para o controle eficiente do filtro;
- Avaliação econômica desse tipo de sistema, avaliando o custo-benefício e sua aplicabilidade no mercado em escala real de operação.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10004**: Resíduos sólidos: Classificação. Rio de Janeiro, 63 p. 2004.

_____. **NBR 8419**: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 7 p.1992.

_____. **NBR 9778/2005**: Determinação da absorção de água, Índice de vazios e Massa específica. Rio de Janeiro, 2005.

ALVES, Maria Madalena; MOTA, Manuel; NOVAIS, Júlio Maggiolly. A new device to select microcarriers for biomass immobilization: application to an anaerobic consortium. **Water Environment Research**. 71 (2), 209-217. 1995.

ALLINGER, N.L; CAVA, M.P.; JONGH, D.C.; JOHNSON, C.R.; LEBEL, N.A.; STEVENS, C.L. **Química Orgânica**. 2^a ed. Rio de Janeiro: Guanabara. 1978. 961 p.

AMARAL, M. C. S. **Caracterização de Lixiviados Empregando Parâmetros Coletivos e Identificação de Compostos**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFMG), Belo Horizonte, 2007. 270p.

ANDERSON, G.K., CAMPOS, C.M.M., CHERNICHARO, Carlos Augusto L., SMITH, L.C. Evaluation of the Inhibitory Effects of Lithium when Used as a Tracer For Anaerobic Digesters, **Water Res.**, 25:7, 755-760, 1991.

ANDRADE NETO, Cícero Onofre de; ALÉM SOBRINHO, Pedro.; CHERNICHARO, Carlos Augusto L.; NOUR, Edson A. **Filtros Anaeróbios**. In: Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo, Programa PROSAB, Rio de Janeiro, ABES-RJ, 64 p. 1999.

APHA, 1995: AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION (Ed.). **Standard methods for examination of water and wastewater**. 19. ed. Washington: Apha, 1995.

AQUINO, F. Sérgio de; CHERNICHARO, Carlos Augusto L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 10, n. 2, p. 152-161, abr-jun. 2005.

ARAÚJO, Juliana Calábria. **Biofilmes anaeróbios: Desenvolvimento e caracterização filogenética usando a hibridação in situ com sondas fluorescentes**. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo, USP, 2001.

BIDONE, Ricardo Figueira; HARTMANN, Fernando.; ROSA, Adriano Locatelli; SOUTO, Gabriel D'Arrigo Brito; POVINELLI, Jurandyr. **Filtros Anaeróbios Aplicados ao Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário**. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte – MG, ABES. 8p. 2007.

BISHOP, P.L.; ZHANG, T.C.; FU, Y. **Effects of biofilm struture, microbial distributions and mass transport on biodegradation processes**. Water Science & Tecnology, 31(1) p.143-152; 1995.

BOFF, Ricardo Dalpiaz. **Aterros sanitários: duas perspectivas tecnológicas – filtros anaeróbios para tratamento de lixiviados e sistemas de recirculação de lixiviados**. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo. 2005.

BUSSAB, Wilton De Oliveira, **Análise de variância e de regressão**. 2ª Edição. Atual: São Paulo, 1988.

CAMARGO, S. A. R. **Filtro anaeróbio com enchimento de bambu para tratamento de esgotos sanitários**. Faculdade de Engenharia Civil, UNICAMP. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), 2000.

CASAGRANDE, Everson. **Avaliação da eficiência de rochas de arenito como meio filtrante em filtros anaeróbios para tratamento de chorume**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), 2006.

CASTILHOS JR., Armando Borges; MEDEIROS, Péricles A.; FIRTA, Ioana N.; LUPATINI, Giancarlo.; SILVA, Joel D. Principais Processos de Degradação de Resíduos Sólidos Urbanos. In: Castilhos Jr., Armando Borges de; LANGE, Lisete Celina; GOMES, Luciana Paulo.; PESSIN, Neide. (Orgs.). **Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte**. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 294p. 2003.

CECONNELLO, Catiane Maria. **Pós Tratamento de Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos Utilizando Leitões Cultivados**. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Arquitetura) – Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo . 2005.

CHERNICHARO, A. L. **Reatores anaeróbicos**. Belo Horizonte: UFMG. 13 p. 1997.

CIRNE, Alvamar Roberto Coelho; ANDRADE NETO, Cícero Onofre; MELO, Henio Normando de Souza; ARAUJO, André Luis Calado. **Avaliação Comparativa de Filtros Anaeróbios contendo diferentes materiais de enchimento**. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte – MG. ABES. 7p. 2007.

COLIN, X.; FARINET, J.L.; ROJAS, O.; ALAZARD, D. Anaerobic treatment of cassava starch extraction wastewater using a horizontal flow filter with bamboo as support. *Bioresource Technology* 98, 1602–1607, 2007.

CONSTERTON, J.W., LEWANDOWSKI, Z., CALDWELL, D.E., KORBER, D.R. AND LAPPIN-SCOTT, H.M. Microbial biofilms. **Annuary Review of Microbiology** 49, pp. 711–745, 1995.

CONSEMA - CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – CONSEMA. Resolução Nº 128 de 2006. 9p.

DAMIANOVIC, M.H.R.Z. **Estudo do efeito de nutrientes no desempenho de reatores de manta de lodo em escala de bancada alimentados com efluente de processamento de milho**. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 1992.

EEA – Empresa de Engenharia Ambiental Ltda. **Curso de Tratamento de Esgoto**, 1999. Disponível em: <www.comitepcj.sp.gov.br>. acesso em: junho de 2008.

EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. **Waste Management**, v. 22, p.269-282, 2002.

FERNANDES, Fernando; COSTA, Rejane Helena R; GOMES, Luciana P.; FERREIRA, João Alberto; BEAL, Laudemir L.; CASTILHOS JR, Armando Borges; SILVA, Sandra Márcia C.; CAMPOS, Juacyara C.; LOPES, Deize D.; BOFF, Ricardo D.; SILVA, Joel D. Tratamento Biológico de Lixiviados de Resíduos Sólidos Urbanos. In: CASTILHOS Jr., Armando Borges de (Orgs.). Gerenciamento de **Resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Rio de Janeiro: Abes, 2006. 494 p.

FERREIRA, Cyntia Fantoni Alves; MORAVIA, Wagner Guadagnin. AMARAL, Miriam Cristina Santos. LANGE, Lisete Celina SPERLING, Marcos Von. **Implantação de um Sistema Filtro Anaeróbico e Lagoas de Polimento no Tratamento de Lixiviados de Aterro Sanitário**. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte – MG. ABES. 7p. 2007.

FLECK, Eduardo. **Sistema Integrado por Filtro Anaeróbico, Filtro Biológico de Baixa Taxa e Banhado Construído Aplicado ao Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário**. Dissertação de Mestrado. UFRGS. Porto Alegre, RS, 2003.

GARCIA, J.L. **Taxonomic, Phylogenetic, and Ecological Diversity of Methanogenic Archaea**. *Anaerobe* – Review Article. 6: 205-226, 2000.

GERMILI, E.; ORHON, D.; ARTAN, N. Assessment of the initial inert soluble COD in industrial wastewaters. **Water Science and Technology**. v. 23, p. 1077-1086, 1991.

GOMES, Luciana Paulo. **Avaliação da atividade bacteriana anaeróbia celulolítica do chorume originado em sistemas de disposição de resíduos sólidos urbanos a céu aberto (lixão)**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, 1995.

GOMES, Luciana Paulo ; CAETANO, Marcelo Oliveira ; QUADROS, Aldrim Vargas de ; DUTRA, Camila Costa ; COMASSETTO, Fernanda ; STODUTO, Leonardo; OLIVEIRA, Fábio de . Trincheiras em série para disposição final de resíduos sólidos urbanos. In: Armando Borges de Castilhos Júnior; Lisete Celina Lange; Luciana Paulo Gomes; Neide Pessin. (Org.). **Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades**. 1 ed. São Carlos - SP: Rima Artes e Textos, 2002, v. 1, p. 19-27.

GOMES, Luciana Paulo e MARTINS, Flávia Burmeister. Projeto, Implantação e Operação de Aterros Sustentáveis de Resíduos Sólidos Urbanos para Municípios de Pequeno Porte. In: Castilhos Jr., Armando Borges de; LANGE, Lisete Celina; GOMES, Luciana Paulo; PESSIN, Neide. (Orgs.). **Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte**. Rio de Janeiro: RiMa, , p. 294. 2003.

GOMES, Luciana Paulo. LANGE, Lisete Celina.; JUCÁ, José Thomé F.; FERNANDES, Fernando; SILVA, S.M.C.P. Processos e Monitoramento da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos. In: CASTILHOS Jr., Armando Borges de (Orgs.). Gerenciamento de **Resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Rio de Janeiro: Abes, 494 p. 2006.

GROTEHUIS, J. T. C., SMIM, T.C., PLUGGE, M., YUANSHENG, A. A. VAN LAMMEREN, M., STAMS, A. J. M., AND ZEHNDER, A. J. B.. Bacteriological Composition and Structure of Granular Sludge Adapted to Different Substrates. **Applied and Environmental Microbiology**, july, p. 1942-1949. 1991.

GULSEN, Hakki, TURAN, Mustafa. Anaerobic Treatability of Sanitary Landfill Leachate in a Fluidized Bed Reactor. **Turkish J. Eng. Env. Sci.** vol. 28, p. 297-305. Turquia. 2004.

HAMADA, Jorge e MATSUNAGA, Ivo. **Concepção do Sistema de Tratamento de Chorume para o Aterro Sanitário de Ilhéus – BA**. Anais do IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental. Porto Seguro. 2000.

HARENDRANATH, C. S.; ANUJA, K.; SINGH, A.; GUNASEELAN, A.; SATISH, K.; LALA, K. Immobilization in fixed film reactors: an ultrastructural approach. **Water Science and Technology**, 33(8):7-15. 1996.

HENDRICKX, T.L.G.; MESKUS, E.; KEISKI, R.L. **Influence of the nutrient balance on biofilm composition in a fixed film process**. *Water Science and Technology* V.46 (4-5), p. 7-12; 2002.

HIDALGO, M.D., GARCIA-ENCINA P.A. Biofilm development and bed segregation in a Methanogenic fluidized bed reactor. **Water Research** 36 (2002) 3083–3091. 2001.

HIRASAWA, Julia Sumiko; SILVA, Ariovaldo José; ZAIAT, Marcelo; FORESTI, Eugênio, VARESCHE, Maria Bernadete A. **Avaliação da Comunidade Microbiana Anaeróbia usando a Hibridação *in situ* Fluorescente em Reator Sulfetogênico operado com Diferentes Materiais Suportes**. XIV SINAFERM 2003, Universidade Federal de Santa Catarina, SC, 2003.

HEIN DE CAMPOS, R. **Utilização de Reator de Leito Fluidizado Trifásico Aeróbio em Sistema de Tratamento Combinado de Águas Residuárias**. Dissertação de Mestrado, UFSC, Florianópolis –SC, 113 p.; 2001.

INCE, O.; INCE, B. Kasapgil.; DONNELLY, T. **Attachment, strength and performance of a porous media in na upflow anaerobic filter treating dairy wastewater**. *In*: International Symposium of Biofilms on IAWQ. New York. 1999.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL, 2004. **Cartilha de Limpeza Urbana**. Disponível em: <www.resol.com.br>, acesso em: janeiro de 2008.

IPT – INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Resíduo sólido urbano Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. São Paulo. 1 ed. 278p. 1995.

IWAI, Cristiano Kenjii. **Tratamento de chorume através de percolação em solos empregados como material de cobertura de aterros para resíduos sólidos urbanos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial). Universidade Estadual Paulista, Bauru, 2005.

KAZMIERCZAK, Cláudio S., BREZEZINSKI, D.E., COLLATTO, Décio, Influência das características da base na resistência de aderência à tração e na distribuição de poros de uma argamassa. **Estudos Tecnológicos**. Vol 3, n. 1:47-58, (Jan/Jun 2007) ISSN 1808-7310.

LANGENHOFF, ALETTE A. M., DAVID C. STUCKEY, M. **Treatment of dilute wastewater using an anaerobic baffled reactor: effect of low temperature**. *Wat. Res.* Vol. 34, No. 15, pp. 3867±3875, 2000.

LEITE, Valderi Duarte; LOPES, Wilton Silva; SOUZA, José Tavares; PRASAD, Shiva. **Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos**. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 9, n. 4, p. 280-284, out/dez. 2004.

LEHNINGER, A.L. **Bioquímica**. São Paulo: Edgard Blücher. Vol 1. Tradução da 2ª edição Americana. 7ª reimpressão. 2002.

LOWRY, O.H.; ROSENBROUGH, N.J., LEWIS FARR, A. & RANDALL, R.J. Protein measurement with the folin phenol reagent. **J. Biol. Chem.**, 193: p. 265-275, 1951.

LUNA, M.L.D; Leite, V.D.; PRASSAD, S.; LOPES, W.S.; SOUSA, M.A. **Comportamento dos sólidos totais e sólidos totais voláteis em reator anaeróbio com baixa concentração de sólidos**. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (SIBESA). ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 8p. 2002.

MADIGAN, MICHAEL T.; MARTINKO, JOHN M.; PARKER, JACK. **Brock biology of microorganisms**. 9. ed. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 1044 p. ISBN 0-13-081922-0, 2000.

MARTINS, Cláudia Lavina. **Comportamento de Reator de Leito Fluidizado Trifásico Aeróbio Utilizando Diferentes Materiais Suporte**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC, Florianópolis, 2003.

MCIDADES. SNSA. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2005**. Brasília: 394 p. 2007.

METCALF & EDDY, **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse**. Mc Graw Hill, 3ª ed.; 1991.

METCALF & EDDY, **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. 4th ed. McGraw-Hill, Singapore, 2001.

ORTEGA, Fernando dos Santos; ROCHA, K. M.; ZAIAT, Marcelo.; PANDOLFELLI, Vitor Carlos. Aplicação de espumas de cerâmicas produzidas via “gelcasting” em biorreator para tratamento anaeróbio de águas residuárias. **Cerâmica**, 47(304):199-203, 2001.

PEREIRA-RAMIREZ, Orlando. QUADRO, Maurizio S.; ANTUNES, Rul M.; KOETZ, Paulo R. Influência da Carga Orgânica Aplicada no Pós-Tratamento de Águas Residuárias de suinocultura por Contactores Biológicos Rotatórios e Reator Anóxico. **R. bras. Agrociência**, v. 9, n. 4, p. 413-420, out-dez, 2003.

PINEDA, M., Samuel Ignácio. Manejo y disposición de residuos solidos urbanos. **ACODAL (Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental) – Panamericana** Formas e Impresos, 98 p. 1998.

PINTO, D.M.C.R. **Avaliação da partida da digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos inoculados com lixiviado**. Tese de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 175p.

PICANÇO, Aurélio Pessoa; SASSIM, Márcio Nemer Machado; ZAIAT, Marcelo; BLUNDI, Carlos Eduardo. **Avaliação da atividade biológica do biofilme formado em materiais suportes de filtros anaeróbios de fluxo ascendente**. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa, 7p. 2001.

RABAH, FAHID K.J; DAHAB, M.F. Biofilm and biomass characteristics in high-performance fluidized-bed biofilm reactors, **Water Research**. 38 4262–4270, 2004.

REICHERT, G.A., COTRIM, S.L.S. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário realizado em filtro anaeróbio em leito de brita construído sob o aterro: concepção de projeto**. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental 2000. Porto Alegre. p. 6, 2000.

REICHERT, Geraldo Antônio. **Resíduos sólidos: Gerenciamento de Aterros Sanitários**: Guia do Profissional em Treinamento: Nível 2 /, Ministério das Cidades - São Leopoldo: UNISINOS: ReCESA, 92 p. 2007.

REINHART, Debra R.; MCCREANOR, Philip T. **Medical Waste Management: Where Does the Solid Waste Go?** Laboratory Medicine,[S.I]. v. 31 n.3 p. 141-145 mar. 2000.

RIBEIRO, Divanir. **Educação Ambiental: Destino dos Resíduos Sólidos Domésticos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2001.

RUSSO, Mário Augusto Tavares. **Tratamento de Resíduos Sólidos**. Universidade de Coimbra, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil, 2003.

SARTI, Arnaldo; SAKAMOTO, Isabel Kimiko; VARESCHE, Maria Bernadete Amâncio; ZAIAT, Marcelo; FORESTI, Eugênio. Tratamento de esgoto sanitário utilizando reatores anaeróbios operados em bateladas sequenciais (escala piloto). **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 11, n. 1, p. 73-82, jan/mar. 2006.

SILVA, Alessandra Cristina. **Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade do Efluente Bruto e Tratado**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2002.

SILVA, A. J., HIRASAWA, J.S., VARESCHE, M.B., FORESTI, E., ZAIAT M. Evaluation of support materials for the immobilization of sulfate-reducing bacteria and methanogenic archaea. *Anaerobe*, v.12, p.93-98, 2006.

SILVA, J.D. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série – estudo em escala piloto**. Tese de doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, SC. 218 f, 2007.

SL AMBIENTAL. **Caracterização do lixiviado - Relatório de atividades**. São Leopoldo (RS), 2008.

SONG, K.-H., YOUNG, J.C. Media Design Factors for Fixed-Bed Filters, **J. Water Pollut. Control Fed.**, 58:2, 115-121, 1986.

SOUTO, Gabriel D'Arrigo Brito. **Efeito da variação gradual da taxa de recirculação do lixiviado em reatores anaeróbios híbridos na digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2005.

SPAGNI, A. S. MARSILI-LIBELLI AND M. C. LAVAGNOLO. Optimisation of sanitary landfill leachate treatment in a sequencing batch reactor . **Water Science & Technology**, 58.2, 2008.

STRELAU, João Renato Mendonça. **Estudo Comparativo de Métodos de Extração para Determinação de Compostos Orgânicos em Lixiviados de Aterros Sanitários por Cromatografia Gasosa Acoplada a Espectrometria De Massas (Gc/Ms)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.

TAVARES, Célia Regina Granhen. **Tratamento Aeróbio de efluentes em Bio-reatores de leito fluidizado trifásico**. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, 1992.

TILLMANN, Angela. **Avaliação da Eficiência Ambiental de Trincheiras para Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos Operados com Recirculação de Lixiviado**. UNISINOS. São Leopoldo, RS. 2003.

VIANA, Ana Silvia Pereira Santos; FIGUEIREDO, Iene Crhistie; CANTANHEDE, Álvaro. **Avaliação do Cotratamento Biológico de Lixiviados de Aterros Sanitários com Esgoto Doméstico no Município do Rio de Janeiro**. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte – MG. ABES. 7p. 2007.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Vol.1. - Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos, Ed. DESA-UFMG, 2 ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental- Universidade Federal de Minas Gerais; 243 p; 1996.

ZANTA, Viviana Maria; MARINHO, M.J.; LANGE, Lisete Celina.; PESSIN, Neide. Resíduos Sólidos, Saúde e Meio Ambiente: Impactos Associados aos lixiviados de Aterro Sanitário. In: CASTILHOS Jr., Armando Borges de (Orgs.). **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Rio de Janeiro: Abes, 494 p. 2006.

YOUNG, J.C. Factors Affecting the Design and Performance of Upflow Anaerobic Filters, **Water Sci. Technol.**, 24:8, 133-155, 1991.

WISZNIOWSKI, J., ROBERT. D., SURMACZ-GORSKA, J., MIKSCH, K. E WEBER, J.V. Landfill leachate treatment methods: a review. **Environ. Chem. Lett.** 4:51-61. 2006.

WOLFF, Delmira Beatriz. **Estudo da Tratabilidade de um Efluente Têxtil por Biomassa Fixa através de um Reator de Leito fluidizado Trifásico Aeróbio**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina, 1997.

WOLFF, Delmira Beatriz; CAMPOS, Rosane Hein; HOFFMANN, Heike; LAPOLLI, Flávio Rubens; FILHO, Paulo Belli; COSTA, Rejane Helena Ribeiro. **Avaliação do biofilme desenvolvido em reator de leito fluidizado no tratamento de esgoto sanitário**. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa, 8p. 2001.

APÊNDICES

Apêndice A - Resultados da formação do biofilme

Ensaio Biofilme 1

Proteínas

Tempo (dias)	Proteínas estimada mgSAB/L biofilme seco /filtro - rachão	Proteínas estimada mgSAB/L biofilme seco /filtro - bloco	Proteínas/Biofilme mg/g - Rachão	Proteínas/Biofilme mg/g - Bloco
30	320199,8	38541906,1	941,2	2053,3
60	641279,0	2543671,5	471,3	331,3
90	459000,9	2042369,7	269,8	308,9
120	964782,0	3377247,4	630,2	565,5

DQO

Tempo (dias)	DQO (mg/L) Lixiviado
0	9777
33	4950
63	4586
90	4176
120	4237

Biofilme

Tempo (dias)	DQO (mg/L)	Biofilme ESTIMADO SECO (g)/FILTRO (bloco)	Biofilme ESTIMADO SECO (g)/FILTRO (rachão)
0	5638		
30	3146	18770	340
60	2298	7679	1361
90	5109	6612	1701
120	5037	5972	1531

Contagem de anaeróbios

Tempo (dias)	Filtro	N anaeróbios totais/100mL/filtro	N metanogênicas/100mL/ filtro
30	Rachão	7,69E+07	3,62E+06
30	Bloco	2,52E+09	2,20E+08
60	Rachão	1,10E+09	2,79E+07
60	Bloco	3,96E+09	2,42E+08
90	Rachão	1,19E+08	6,70E+07
90	Bloco	2,83E+08	5,76E+07
120	Rachão	2,16E+08	1,18E+08
120	Bloco	3,30E+08	6,05E+07

Ensaio Biofilme 2

Proteínas

Tempo (dias)	Proteínas estimada mgSAB/L biofilme seco /filtro - bloco	Proteínas estimada mgSAB/L biofilme seco /filtro - rachão	Rachão Proteínas/biofilme (mg/g)	Blocos Proteínas/biofilme (mg/g)
30	2273910	2003668,5	3926,5	367,6
60	2248206,503	1885524,5	3694,9	301,1
90	5257208,503	73200,8	53,8	704,2
120	4580019,482	849661,9	999,0	671,0

DQO

Tempo (dias)	DQO (mg/L)
0	3864
30	3202
60	2697
90	2869
120	2995

Biofilme

Tempo (dias)	Biofilme ESTIMADO SECO (g)/FILTRO (bloco)	Biofilme ESTIMADO SECO (g)/FILTRO (rachão)
0		
30	6185,7	510,3
60	7465,5	510,3
90	7465,5	1360,8
120	6825,6	850,5

Contagem de anaeróbios

Tempo (dias)	Filtro	N anaeróbios totais/100mL/filtro	N metanogênicas/100mL/ filtro
30	Rachão	7,65E+08	4,34E+07
30	Bloco	3,09E+09	2,43E+09
60	Rachão	3,44E+09	8,31E+07
60	Bloco	7,12E+10	7,00E+09
90	Bloco	1,91E+11	9,95E+09
90	Rachão	1,06E+08	8,65E+07
120	Bloco	2,37E+09	2,37E+08
120	Rachão	1,56E+08	6,22E+06

Apêndice B - Resultados gerais de DQO nos filtros.

TE		R1	R2	B1	B2
Tempo (dias)	DQO (mg/L)				
0	5638	5287	5141	4837	5086
13		4182	3970	4866	4287
27		3467	2645	4256	3392
31	654				
34		2637	2245	3536	3080
41	1175	1487	1443	2168	1706
44	1229				
48	1090	1356	1319	1719	1454
51	3554				
55	3286	1348	1361	1608	1523
58	3101				
62	2650	1270	1296	1603	1673
64	2962				

continua na outra página ...

...continuação

83	2162	1559	1727	1918	1804
86	6805				
90	6648	5778	1698	1732	5665
93	6970				
97		3026	3147	4276	3271
100	6997				
104	6550	4896	4927	6175	5457
107	6597				
111	6432	5621	5386	6543	5696
114	3254				
118	3326	4733	4668	5556	4789
121	3571				
125	2997	3720	3796	4632	3712
127	3047				
132	3042	3450	3292	4103	3504
135	3136				
139	2948	3393	3225	3784	3089
142	2772				
146	3054	3232	2873	3297	2873
149	2770				
153	2668	3126	2854	3225	2448
155	3151				
160	2532	2401	2770	3000	2327
163	2675				
167	2364	2223	2309	2760	2458
170	2483				
174	4999	2413	2252	2844	2468
177	4886				
181	5051	2713	2317	3368	2294
184	4160				
188	2799	2485	2384	2940	2124
191	5245				
195	4898	2399	2449	2736	2137
198	4416				
202	3571	2113	2038	2656	2169
205	2839				
209	1203	1403	1470	2501	1623
212	8060				
216	7780	1856	2743	2140	2478
219	7788				
223	4432	2207	2098	3020	2481
230	6473	1440	1821	2785	1707
237	6319	1868	2580	2555	2553
240	5557				
244	5036	1705	2338	2150	2523
247	4622				
251	7622	1774	2387	2085	2649
254	7105				
259	7041	3289	2844	2296	3848
261	6749				
265	3190	2132	2968	2058	2476
268	2916				
268	1937				

continua na outra página ...

...continuação

272		1842	2632	1941	2423
275	1319				
279	1449	1647	1744	1697	2020
282	1468				
293	1409	1503	1058	1667	1240
265	1401				
307	1334	1483	1260	1339	1415
310	2019				
314	2496	1924	1728	1717	1613
317	2801				
321	1812	1976	1737	1585	1541
324	2410				
337	1855	2168	1633	2209	1648
342	1610	1941	1639	1786	1848
349	2473	2050	1809	2266	1771
378	1619	1458	1383	1239	1490
384	2033	2410	1864	2088	2586
388	1366				
391		1786	1515	2062	1841
395	1751				
398		2436	1783	2036	2301
405	3072	2263	2666	2039	2045
409	6259	2525	3256	2609	2833
419	7246	2482	4185	2332	2636
423	6369				
426		2357	4211	1918	3996
430	4461				
437	4116	2362	4541	2091	3883
440		2608	4139	2359	3638
444	3773				
448		2845	3655	2713	3638
454	2751	2848	3398	2624	3449
456	3299				
462		2825	3092	3108	3467
464	2132				
468	1662	2751	3299	2677	2975
472	2475				
475	2960	2695	2164	2541	2995
482	2332	2554	2289	2508	2712
486	6929				
489	6777	2628	2970	2485	2827
496	6126	2501	4606	2473	3740
500	6353				
507	5248				
510		4221	5470	2600	4762
514	4964				
521	3704				
524	3564	2758	4752	2748	4532
528	3427				
535	3309				
538	3094	2872	3483	2561	3499