

UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRAULICA E AMBIENTAL
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL – ÁREA SANEAMENTO
AMBIENTAL

ANTONIO LIMA FARIAS FILHO

**UTILIZAÇÃO DE REATORES AERÓBIOS COMO PÓS-
TRATAMENTO DE LIXIVIADO ANTIGO TRATADO POR LAGOAS
DE ESTABILIZAÇÃO**

FORTALEZA
2010

ANTONIO LIMA FARIAS FILHO

**UTILIZAÇÃO DE REATORES AERÓBIOS COMO PÓS-
TRATAMENTO DE LIXIVIADO ANTIGO TRATADO POR LAGOAS
DE ESTABILIZAÇÃO**

Dissertação submetida à Coordenação do
Curso de Pós-Graduação em Engenharia
Civil, da Universidade Federal do Ceará,
como requisito parcial para obtenção do grau
de mestre em Engenharia Civil.

Área de concentração: Saneamento
Ambiental

Orientador: Prof. Dr. André Bezerra dos
Santos

ANTONIO LIMA FARIAS FILHO

**UTILIZAÇÃO DE REATORES AERÓBIOS COMO PÓS-
TRATAMENTO DE LIXIVIADO ANTIGO TRATADO POR LAGOAS
DE ESTABILIZAÇÃO**

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil – Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Dissertação defendida e aprovada em:

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. André Bezerra dos Santos (orientador)
Universidade Federal do Ceará-UFC

Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota
Universidade Federal do Ceará-UFC

Prof. Dra. Maria Estela Aparecido Giro
Faculdade Ateneu-Fortaleza

Dedico a todas as pessoas que contribuíram
para o desfecho dessa jornada!

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Antonio e Maria de Fátima, por ter me ensinado os verdadeiros valores da vida, sempre se esforçando ao máximo. Obrigado por tudo!

Aos meus irmãos, Camila e Mateus, que dos seus jeitos demonstraram apoio e confiança.

A Vanessa meu amor pelo incentivo e apoio nas horas difíceis.

Ao orientador, Prof. Dr. André Bezerra dos Santos, pela sua contribuição ativa neste trabalho e pela sua paciência. Obrigado pela sua confiança, apoio e orientações.

A minha amiga Elisangela Maria pela sua participação ilustre neste trabalho, com a sua consultoria e ajuda sempre disposta a ajudar nas horas difíceis. Obrigado, minha eterna gratidão.

A todos os amigos conquistados nessa caminhada especialmente no LABOSAN que colaboraram na realização deste trabalho: Marcos Érick, Carlos Henrique, Neyliane, Germana, Lívia, Igor Firmino, Ivens, Joana, Márcia Rodrigues, Gabriela, Patrícia, Jose Gilmar, Lucas, dentre outros.

A todos os professores e funcionários do curso de pós-graduação em Engenharia Civil (Posdeha) da Universidade Federal do Ceará, os quais também contribuíram neste trabalho. Shirley, Erivelton, Junior, Xavier. Obrigado a todos!

A FUNCAP pelo financiamento da minha bolsa de mestrado.

A todas as pessoas que contribuíram direta ou indiretamente para a realização desse sonho, são tantas pessoas, desculpa se esqueci de citar o nome de algumas, mas fica registrado a minha gratidão por tudo!

“ A vida nos mostra vários caminhos, cabe a nós sabermos seguir o caminho correto em busca dos nossos sonhos.”

(Antonio lima)

“O futuro pertence àqueles que acreditam na beleza de seus sonhos.”

(Eleanor Roosevelt)

RESUMO

Os sistemas de lagoas de estabilização, bastante presentes em aterros sanitários normalmente não são suficientes para o atendimento aos padrões ambientais de descarte de lixiviado tratado em águas superficiais. Este trabalho avaliou o emprego das tecnologias aeróbias do tipo reator aerado submerso (RAS) e reator em batelada seqüencial (RBS) como opções de pós-tratamento para lixiviado antigo pré-tratado em lagoas de estabilização. A coleta do lixiviado se deu na saída da última lagoa de estabilização do sistema de tratamento de lixiviado (duas anaeróbias em série, seguidas de uma facultativa) localizadas no Aterro Sanitário Metropolitano Oeste (ASMOC), município de Caucaia, Região Metropolitana de Fortaleza, estado do Ceará. Inicialmente foi realizada uma caracterização físico-química do lixiviado efluente e verificação do atendimento aos padrões de descarte. O RAS foi operado em cinco fases, sendo divididas entre esgoto sintético e lixiviado, este último testado com e sem diluição. Avaliou-se o efeito da adição de fonte externa de carbono, etanol, para a fase em que o reator era alimentado com lixiviado sem diluição. O RBS foi confeccionado em acrílico, em formato cilíndrico, com um volume útil de 5,0L, sendo inicialmente estudado o tempo de operação de cada ciclo de 24 horas. Posteriormente, foram avaliados no RBS os tempos totais de ciclo de 12 e 48 horas, além do efeito da adição de etanol no desempenho do reator. Os reatores foram instalados no Laboratório de Saneamento (Labosan) do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA) da Universidade Federal do Ceará (UFC). Eles foram operados na faixa mesofílica, com temperatura ambiente próxima de 27°C. Em relação ao lixiviado tratado, os valores encontrados na caracterização físico-química confirmam a recalcitrância e complexidade do lixiviado, indicando que apenas as lagoas de estabilização, não atendem plenamente os padrões de descarte. A presença de compostos recalcitrantes e tóxicos no lixiviado afluente ao RAS durante um dos períodos de investigação causou diminuição na remoção de DQO, mostrando efeito inibitório nos microrganismos presentes no inóculo. Entretanto, em outra fase de investigação, tanto o RAS quanto o RBS se mostraram eficientes e estáveis na remoção de DQO e nitrogênio amoniacal, mesmo tratando lixiviado sem diluição. A adição de etanol como fonte externa de carbono foi benéfica para suprir as necessidades metabólicas microbianas, fazendo aumentar tanto a eficiência global do RAS e RBS em termos de remoção de matéria orgânica (DQO), assim como na estabilidade operacional dos mesmos. O RAS e o RBS foram também bastante eficientes no processo de nitrificação. O estudo no RBS com os tempos de ciclo de 12, 24 e 48 h revelaram que não houve diferença entre os tempos em relação à remoção dos constituintes analisados, fazendo com que se considerasse 12 h como tempo ótimo de ciclo, de forma a minimizar os custos com volume do reator e tempo de aeração. Como conclusão geral do experimento pode-se dizer que o tratamento biológico aeróbio, tanto utilizando reatores aerados submerso (RAS) quanto reatores em batelada seqüencial (RBS), pode ser considerado uma boa alternativa para o pós-tratamento de lixiviado antigos provenientes de sistemas de lagoas de estabilização, mas ainda requer adequações operacionais ou associações com processos físico-químicos ou de oxidação avançados para o enquadramento de todos os constituintes.

PALAVRAS-CHAVE: Lixiviado, Lagoas de Estabilização, Pós-tratamento, Reator Aerado Submerso (RAS), Reator em batelada sequencial (RBS).

ABSTRACT

The system of stabilization ponds, which is often present in landfills, is usually not efficient to meet environmental standards for disposal of treated leachate on surface waters. This study evaluated the use of submerged aerated reactor (SAR) and sequencing batch reactor (SBR) as post-treatment options for old leachate pre-treated in waste stabilization ponds. The leachate collection took place at the outflow of the last stabilization pond of the treatment system (two anaerobic em series, followed by a facultative pond) located in West Metropolitan Landfill (ASMOC), Caucaia municipality, metropolitan region of Fortaleza, Ceará state. A physical-chemical characterization of the leachate effluent was performed to verify the compliance to reach disposal standards. The SAR was operated in five phases, being divided between synthetic wastewater and leachate, the latter tested with and without dilution. We evaluated the effect of adding an external carbon source, ethanol, for the phase in which the reactor was fed with leachate without dilution. SBR was made of acrylic, in a cylindrical shape with a working volume of 5.0 L and the total time cycle of 24 hours was initially studied. The total time cycles of 12 and 48 hours were also evaluated in the SBR performance, as well as the effect of adding ethanol as carbon source. The reactors were installed at the Laboratory of Sanitation (Labosan) of the Department of Hydraulic and Environmental Engineering (DEHA), Federal University of Ceará (UFC). They were operated in the mesophilic range, with temperature near 27 ° C. Regarding the treated leachate, the physical-chemical characterization confirmed its recalcitrance and complexity, indicating that only the stabilization ponds did not fully meet the standards of disposal. The presence of recalcitrant and toxic compounds in the leachate influent to the SAR during the investigation period decreased COD removal, showing an inhibitory effect on the microorganisms present in the inoculum. However, in another research phase, both the SAR and SBR were stable and efficient on COD and ammonia removals, even when undiluted leachate was used. The addition of ethanol as external carbon source was beneficial to meet the microbial metabolic needs, increasing both the overall efficiency of SAR and SBR in terms of organic matter removal (COD) and operational stability. The SAR and SBR were also quite efficient in the nitrification process. The study with SBR with cycle times of 12, 24 and 48 h showed no considerable difference amongst the constituent removals, so that 12 h was considered as optimal time cycle in order to minimize the costs with reactor volume and aeration time. As a general conclusion of the experiment we can say that the aerobic biological treatment, using either submerged aerated reactor (SAR) or sequencing batch reactors (SBR), can be considered a good alternative for post-treatment of old leachate pre-treated in stabilization ponds, but still requires operational adjustments and associations with physical-chemical or advanced oxidation processes for accomplish all discharge standards.

KEYWORDS: Leachate, Stabilization ponds, Post-treatment, Submerged Aerated Reactor (SAR), Sequencing Batch Reactor (SBR).

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Caracterização dos resíduos sólidos urbanos (RSU) no município de Fortaleza/CE em 2008	19
Figura 2: Distribuição percentual da quantidade diária de lixo coletado no Brasil, por unidade de destino final	19
Figura 3: Ciclo da água no aterro sanitário	20
Figura 4: Entrada do Aterro Sanitário Metropolitano Oeste Caucaia – CE.....	30
Figura 5: Layout das lagoas de tratamento do aterro Sanitário Metropolitano Oeste Caucaia – CE.....	30
Figura 6: Coleta do lixiviado tratado no vertedor da lagoa facultativa.....	31
Figura 7: Fluxograma das fases da pesquisa.....	32
Figura 8: Esquema do RAS-(Reator Aerado Submerso).....	33
Figura 9: Esquema do Reator em Batelada Sequencial (RBS).....	36
Figura 10: Etapas envolvidas na operação do reator de lodos ativados em batelada.....	37
Figura 11: Gráfico Box-plot do pH nos períodos de 2007, 2008 e 2009.....	40
Figura 12: Gráfico Box-plot da alcalinidade nos períodos de 2007, 2008 e 2009.....	41
Figura 13: Gráfico Box-plot de DQO nos períodos de 2007, 2008 e 2009.....	41
Figura 14: Gráfico Box-plot de amônia nos períodos de 2007, 2008 e 2009.....	42
Figura 15: Gráfico Box-plot de nitrito nos períodos de 2007, 2008 e 2009.....	42
Figura 16: Gráfico Box-plot de nitrato nos períodos de 2007, 2008 e 2009.....	43
Figura 17: Gráfico Box-plot de ortofosfato nos períodos de 2007, 2008 e 2009.....	43
Figura 18: Gráfico Box-plot de sulfato nos períodos de 2007, 2008 e 2009.....	44
Figura 19: Gráfico Box-plot de sulfeto nos períodos de 2008 e 2009.....	44
Figura 20: Gráfico Box-plot de cloreto nos períodos de 2007, 2008 e 2009.....	45
Figura 21: Percentuais de atendimento aos padrões de lançamento de efluentes definidos na resolução CONAMA 357/2005.....	46
Figura 22: pH afluente e efluente ao RAS nas fases I, II e III.....	47
Figura 23: DQOtotal afluente e efluente ao RAS nas fases I, II e III.....	48
Figura 24: pH afluente e efluente ao RAS nas etapas 1, 2, 3 e 4 da Fase IV.....	50
Figura 25: Alcalinidade afluente e efluente ao RAS nas etapas 2, 3 e 4 da Fase IV.....	51
Figura 26: A.G.V. do afluente e efluente ao RAS nas etapas 2, 3 e 4 da Fase IV.....	52
Figura 27: DQOtotal afluente e efluente ao RAS nas etapas 1,2,3 e 4 da Fase IV.....	53
Figura 28: Amônia afluente e efluente ao RAS nas etapas 1, 2, 3 e 4 da Fase IV.....	54
Figura 29: pH afluente e efluente ao RAS em relação ao tempo, nas etapas 1, 2, 3 e 4 da Fase IV.....	55
Figura 30: Alcalinidade afluente e efluente ao RAS na Fase V.....	55
Figura 31: AGV afluente e efluente ao RAS na Fase V.....	56
Figura 32: DQOtotal afluente e efluente ao RAS, filtrada e não filtrada, na Fase V.....	57
Figura 33: Amônia afluente e efluente ao RAS na Fase V.....	57
Figura 34: Nitrito e efluente ao RAS na Fase V.....	58
Figura 35: Nitratos afluente e efluente ao RAS na Fase V.....	58
Figura 36: Ortofosfato afluente e efluente ao RAS na Fase V.....	60
Figura 37: pH afluente e efluente ao RBS nas fases I, II e III no RBS.....	61
Figura 38: DQO afluente e efluente ao RBS nas fases I, II e III no RBS.....	62
Figura 39: DQO afluente e efluente ao RBS na fase II RBS.....	62
Figura 40: DQO afluente e efluente ao RBS na fase III.....	63
Figura 41: Concentração da alcalinidade afluente e efluente ao RBS na fase IV.....	64
Figura 42: Concentração dos A.G.V afluente e efluente ao RBS na fase IV.....	64
Figura 43: DQO afluente e efluente ao RBS na fase IV.....	65

Figura 44: Amônia afluente e efluente ao RBS na fase IV.	66
Figura 45: Nitrito afluente e efluente ao RBS na fase IV.	67
Figura 46: Nitrato afluente e efluente ao RBS na fase IV.	67
Figura 47: Ortofosfato afluente e efluente ao RBS na fase IV.	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Sistemas de tratamento de lixiviados mais pesquisados na última década .	22
Tabela 2: Vantagens e Desvantagens dos principais sistemas de tratamento biológico do lixiviado.	25
Tabela 3: São apresentados as principais características do RAS.	33
Tabela 4: Solução de macro-nutrientes.	34
Tabela 5: Solução de micro-nutrientes (elementos traço).	34
Tabela 6: As fases e o período de operação do RAS.	35
Tabela 7: As fases e período de operação do RBS.	38
Tabela 8: Dados meteorológicos do período de janeiro a agosto de 2009.	39

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ASMOC	Aterro Sanitário Metropolitano Oeste Caucaia
AGV	Ácidos graxos voláteis
AF	Afluente
EF	Efluente
AT	Alcalinidade total
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COV	Carga orgânica volumétrica
DEHA	Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental
DQO	Demanda química de oxigênio
LABOSAN	Laboratório de Saneamento
pH	Potencial hidrogeniônico
POA	Processo oxidativo avançado
RAS	Reator aerado submerso
RBS	Reator batelada seqüencial
SEMACE	Superintendência Estadual do Meio Ambiente do Ceará
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UFC	Universidade Federal do Ceará
UASB	<i>Upflow anaerobic sludge blanket</i> (reator de manta de lodo)

SUMÁRIO

1.INTRODUÇÃO	14
2.OBJETIVOS DA PESQUISA	17
3.REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1 Resíduos Sólidos Domiciliares e Aterros Sanitários	18
3.2 Aspectos gerais do lixiviado.....	21
3.3 Tratamento de lixiviado.....	22
3.4 Alternativas de pós-tratamento por processos biológicos	25
4.METODOLOGIA.....	30
4.1 Aterro sanitário utilizado para coleta do lixiviado	30
4.2 Coleta do lixiviado	31
4.3 ConFigurações dos reatores biológicos	31
4.3.1 Reator aerado submerso (RAS)	32
4.3.2 Reator em batelada seqüencial (RBS)	36
5.RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
5.1 Dados meteorológicos do local de estudo	39
5.2 Caracterização físico-química do lixiviado na saída da lagoa facultativa.....	40
5.3 Reator aerado Submerso - RAS.....	47
5.4 Reator Batelada Sequencial-RBS	60
6.CONCLUSÕES.....	69
7.RECOMENDAÇÕES.....	70
8.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	71
APÊNDICE I.....	80

1. INTRODUÇÃO

A disposição final dos resíduos gerados pela atividade humana tem sido fonte de vários estudos, e nos últimos anos, vem se tornando um sério problema ambiental e de saúde pública. O aumento desses resíduos gera maior poluição e degradação do meio ambiente, fazendo com que ocorra uma contaminação nos solos e nos corpos hídricos, maus odores, proliferação de vetores e transmissão de várias doenças.

Dentre as técnicas de disposição final dos resíduos sólidos, o aterro sanitário se configura como uma solução segura de forma a se minimizar os danos ao meio ambiente e à saúde pública. Contudo, ainda são poucos os municípios brasileiros que possuem aterros sanitários para a disposição de seus resíduos sólidos urbanos.

Segundo os dados do SNIS (2007) existiam 834 unidades de processamento de resíduos sólidos (aterro controlado, aterro sanitário, aterro industrial, unidades de compostagem, transbordo, entre outros) cadastradas nos estados brasileiros. Contudo, apenas 13,8% dessas unidades corresponderam a aterro sanitário. Assim, a maior parte dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil ainda é disposta em aterros controlados e lixões, que são pontos de elevada poluição e contaminação do meio ambiente.

O lixiviado é um efluente com elevado potencial poluidor dos corpos hídricos, devido suas altas concentrações de matéria orgânica biodegradável e de difícil biodegradabilidade, tais como: fármacos, compostos inorgânicos, xenobióticos, metais pesados, entre outros. Suas características físico-químicas variam de local para local, sazonalmente, e também ao longo da vida útil de um aterro, apresentando constantes mudanças no que se refere à vazão gerada, à composição química e à concentração. Diante disso, pode-se concluir que um sistema para o tratamento de lixiviados de aterro sanitário deve apresentar uma grande flexibilidade de operação para lidar com tais variações.

Entre os sistemas de tratamento de lixiviado já pesquisados, pode-se destacar a recirculação no próprio aterro sanitário (DIAMADOPOULOS, 1994), tratamentos físico-químicos (AMOKRANE *et al.*, 1997), tratamento por osmose reversa (CHIANESE *et al.*, 1998), tratamento enzimático (ZOUBOULIS, *et al.*, 2001), tratamento por lodos ativados seguido por ultrafiltração e precipitação química ou ultrafiltração e osmose reversa (BOHDZIEWICS *et al.*, 2001), reator anaeróbio de leito fluidizado seguido de reator aeróbio de leito fluidizado (IMAI, *et al.*, 1993), tratamento em reator UASB (KETTUNEN; RINTALA, 1998), tratamento conjunto com esgoto sanitário em reator UASB (LIN, *et al.*, 2000), tratamento conjunto com esgoto sanitário em um sistema australiano de lagoas de

estabilização (CASTRO, 2001), tratamento em reator anaeróbio em batelada seqüencial (TIMUR; ÖZTURK, 1999; KENNEDY; LENTZ, 2000), entre outros.

Entretanto, devido ao custo, o que mais se observa em aterros sanitários é a construção de lagoas anaeróbias e facultativas, que consistem em tanques de contenção ou acúmulo, com eficiência relativamente baixa para tratamento de lixiviados, elevados tempos de detenção hidráulica (TDH), que ocasionam elevadas dimensões e volumes das lagoas. De acordo com Araújo e Momenti (2006), as lagoas são sistemas de tratamento que não conseguem atender a maioria dos requisitos estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, mesmo com longos tempos de detenção hidráulica.

Investigações tecnológicas e científicas estão buscando alternativas para o tratamento e pós-tratamento de lixiviado, a partir de processos biológicos (aeróbio ou anaeróbio), físico-químico, de oxidação avançados (POA), ou a combinação desses processos, no intuito de proteger o meio ambiente e atender aos padrões de lançamento de efluentes em águas superficiais.

Entre as pesquisas, a aplicação de processos biológicos torna-se atrativa pelos baixos custos operacionais quando comparados aos processos físico-químicos ou POAs, embora ainda não exista uma solução que atenda integralmente a todos os limites impostos.

O sistema de lodos ativados é um sistema aeróbio, tendo um fluxo contínuo ou intermitente, amplamente utilizado no tratamento de diversos tipos de esgotos sanitários e industriais. A sua utilização se dá normalmente quando se trata de esgotos de elevada complexidade, quando se necessita de uma elevada qualidade do efluente, ou onde a disponibilidade de área é limitada. O sistema de lodos ativados em batelada seqüencial (RBS) consiste na incorporação de todas as unidades, processos e operações (decantação primária, oxidação biológica e decantação secundária) em um único tanque, podendo ser operado com baixas e elevadas idades de lodo (CONTRERA, 2008). Tal concepção vem sendo utilizada como sistema de tratamento para efluentes industriais complexos e algumas pesquisas apontam uma boa eficiência no tratamento de lixiviados, principalmente em relação à remoção da matéria orgânica. Entretanto, pouco se conhece do emprego do RBS no tratamento de lixiviados antigos pré-tratados em sistemas de lagoas de estabilização.

Outra tecnologia aeróbia compacta é o Reator Aerado Submerso (RAS), que vêm se configurando como uma alternativa robusta para esgotos sanitários, tendo como vantagens: a compactidade, o aspecto modular, a rápida entrada em regime, a resistência aos choques de cargas e etc. (GONÇALVES, 1997). Entretanto, tal concepção ainda carece de investigações

para ser aplicada no tratamento de lixiviados, principalmente aqueles pré-tratados em sistemas de lagoas de estabilização.

Este trabalho investigou a viabilidade de aplicação de reatores biológicos aeróbios, como o reator aerado submerso (RAS) e o reator em batelada sequencial (RBS) no pós-tratamento de lixiviados antigos pré-tratados em um sistema de lagoas de estabilização do aterro Sanitário Metropolitano Oeste Caucaia, localizado na região metropolitana de Fortaleza (CE).

2. OBJETIVOS DA PESQUISA

2.1. Geral

Avaliar o emprego das tecnologias aeróbias do tipo reator aerado submerso (RAS) e reator em batelada seqüencial (RBS) como opção de pós-tratamento para lixiviado antigo pré-tratado em lagoas de estabilização de aterros sanitários.

2.2. Específicos

- Realizar uma caracterização físico-química do lixiviado efluente do sistema de tratamento de lixiviados existente e verificação do atendimento aos padrões de descarte;
- Comparar as flutuações dos constituintes em diferentes épocas do ano;
- Estudar a partida do RAS, verificando o efeito da diluição do lixiviado no seu desempenho e monitorando a sua eficiência quanto à remoção de DQO total e filtrada, compostos nitrogenados, ortofosfatos, alcalinidade e AGV;
- Estudar o efeito da diluição do lixiviado com fonte externa de carbono (etanol) no reator em batelada seqüencial (RBS);
- Avaliar o efeito do tempo de detenção hidráulica (12, 24 e 48 horas) e adição de etanol no desempenho do RBS;
- Avaliar a eficiência do RBS quanto à remoção de DQO total e filtrada, compostos nitrogenados, ortofosfatos e alcalinidade;
- Verificar se os processos biológicos utilizados conseguem produzir efluentes com alguns enquadrados parâmetros nos padrões ambientais.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

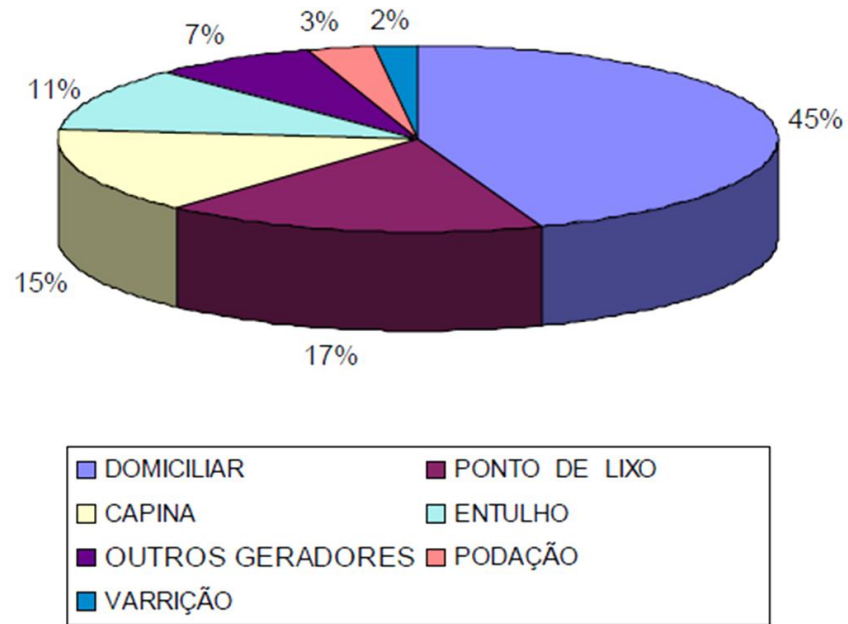
A revisão aborda informações sobre resíduos sólidos domiciliares, e os aterros sanitários, apresentando as características gerais do lixiviado e os sistemas convencionais de tratamento de efluentes. Procura-se dar ênfase aos sistemas de pós-tratamentos utilizados neste estudo, como o reator aerado submerso (RAS) e o reator em batelada sequencial (RBS).

3.1 Resíduos Sólidos Domiciliares e Aterros Sanitários

O crescimento urbano desordenado, principalmente nas populações das grandes capitais do país, gera impactos no meio ambiente e na qualidade de vida do homem. Entre os fatores intervenientes, destaca-se a crescente produção de resíduos sólidos urbanos que demandam medidas e cuidados concretos no intuito de reduzir os impactos no ambiente e na saúde pública (SANTOS; ALVES, 2008).

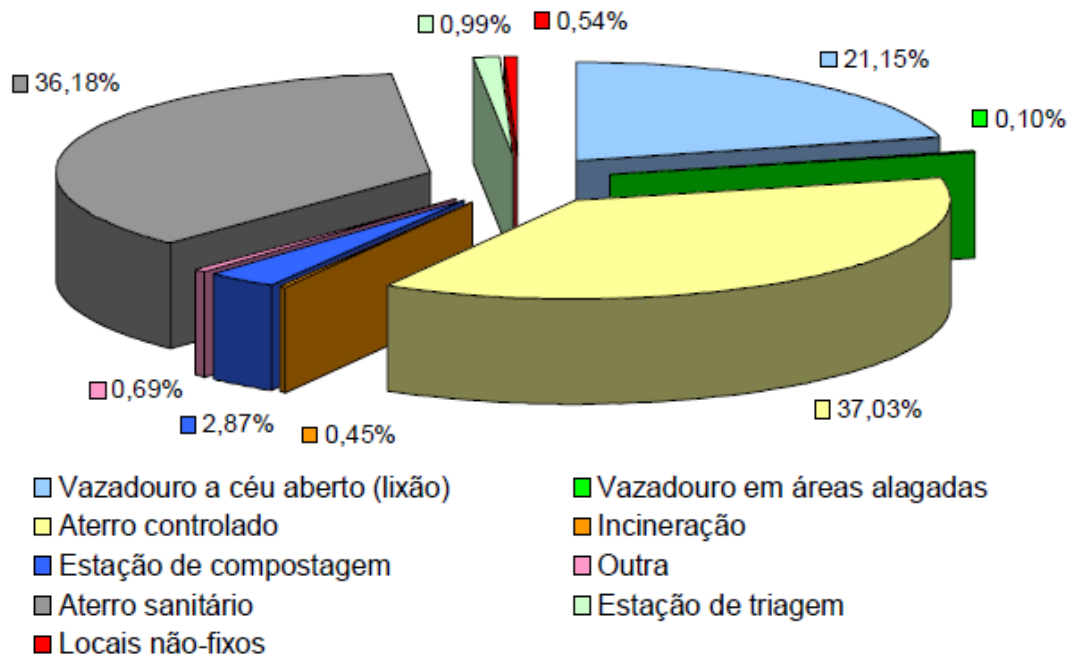
A composição dos resíduos sólidos domiciliares varia muito, principalmente em função dos hábitos culturais, sociais e da situação econômica de cada aglomerado populacional, quer seja representado por um núcleo de favelas, um povoado, um bairro, uma cidade ou uma grande metrópole (CONTRERA 2008). Devido a sua variada composição, que de acordo com Schalch (1984), pode ser dividida em qualitativa e quantitativa, deve-se inicialmente fazer a sua caracterização, para depois propor o tipo de tratamento ou pós-tratamento adequado e, ainda, estudar o aproveitamento ou biodegradabilidade de alguns de seus componentes.

A Figura 1 traz uma caracterização dos resíduos sólidos urbanos (RSU) no município de Fortaleza/CE. Observa-se, que a maior parte da fração do lixo coletado é passível de degradação biológica, correspondente à matéria orgânica putrescível dos resíduos domiciliares. Apesar de ser uma técnica de disposição de resíduos atrativa sob o ponto de vista técnico e econômico, apenas 37,1% dos resíduos sólidos gerados nas cidades brasileiras vão para os aterros sanitários, ou seja, a maior parte dos resíduos sólidos urbanos (62,9%) segue para aterros controlados e lixões, impactando o meio ambiente, aumentando o risco de contaminação e ocasionando problemas de saúde pública (SNIS, 2007). Na Figura 2 são mostrados os percentuais do destino final dos resíduos sólidos no Brasil.



Fonte: SANTOS E ALVES 2008.

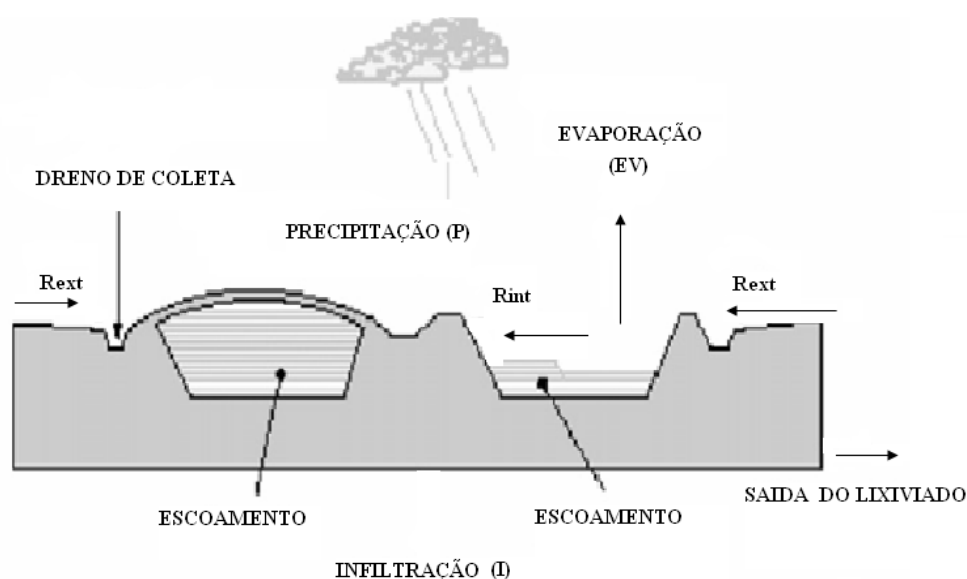
Figura 1 - Caracterização dos resíduos sólidos urbanos (RSU) no município de Fortaleza/CE em 2008.



Fonte: CONTRERA 2008

Figura 2 - Distribuição percentual da quantidade diária de lixo coletado no Brasil, por unidade de destino final.

Na Figura 3 é ilustrado o ciclo da água em um aterro sanitário. A taxa de fluxo do Lixiviado (E) está intimamente ligada à precipitação (P), escoamento superficial (Rint., Rext.) e infiltração (I) ou intrusão, sendo esta a percolação de águas subterrâneas através do aterro. Um aterro deve possuir uma boa impermeabilidade da base, por exemplo, utilizando-se argila, geotêxteis e/ou plástico, para se evitar a contaminação da água subterrânea. O clima também tem uma grande influência na produção de lixiviados, pois afeta a entrada de precipitação (P) e perdas por evaporação (EV). Finalmente, a produção de lixiviados depende da natureza dos próprios resíduos, ou seja, o seu teor de água, grau de compactação no aterro, camadas de cobertura, etc. (LEMA *et al.*, 1988).



Fonte: BILLARD APUD RENOUE *et al.*, 2007.

Figura 3 - Ciclo da água no aterro sanitário.

A idade do aterro está relacionada com o grau de estabilização dos resíduos sólidos, sendo que a relação entre a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) diminui rapidamente com o envelhecimento dos aterros (ABBAS *et al.*, 2009).

Em aterros jovens contendo grandes quantidades de matéria orgânica biodegradáveis, há uma rápida fermentação anaeróbia, resultando na produção de ácidos graxos voláteis (AGV), fase em um aterro sanitário conhecida como fase acidogênica. A medida que o aterro amadurece, os AGVs formados são convertidos em biogás, em uma fase conhecida como metanogênica (WELANDER *et al.*, 1997; WANG *et al.*, 2002; IACONI *et al.*, 2006).

Há muitos fatores que afetam a qualidade de lixiviados como: a idade do aterro, a precipitação, a variação de tempos sazonais, tipo de resíduos e composição (que irá depender do poder aquisitivo da população), qualidade do material de compactação, grau de compactação do resíduo e do material de recobrimento, etc. (BAIG *et al.*; 1999).

3.2 Aspectos gerais do lixiviado

Segundo a ABNT (NBR 8419/1992), percolado é definido como o líquido que passou através de um meio poroso e define *sumeiro* ou *chorume*, como o líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO (demanda bioquímica de oxigênio).

Entretanto vários pesquisadores fazem essa distinção considerando o chorume como sendo o líquido proveniente apenas da decomposição da matéria orgânica presente no lixo, e os lixiviados como sendo a mistura entre o chorume e águas pluviais e/ou do subsolo (fontes) que fluem pela massa de lixo após atingir sua capacidade de campo ou de retenção (CINTRA *et al.*, 2005).

A composição química complexa do lixiviado, a qual inclui contaminantes orgânicos e inorgânicos como ácidos húmicos, amônia, metais pesados, xenobióticos, sais inorgânicos, produtos farmacêuticos, hormônios, etc., é um dos principais problemas para o seu tratamento e lançamento em corpos de água superficiais (IACONI *et al.*, 2006; ROBINSON ; BARR, 1999; IPT/CEMPRE,2000; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; ROCHA *et al.*, 2006).

Estudos realizados estimam que 90-95% dos materiais dispostos em aterros sanitários são de composição desconhecida, o que torna difícil uma avaliação de seus impactos no meio ambiente e a proposição de um tratamento adequado para o lixiviado formado. Assim, há a necessidade de um controle qualitativo e quantitativo do lixiviado, principalmente por meio de análises físico-químicas e toxicológicas, durante tanto o funcionamento quanto após o encerramento dos aterros sanitários (CAMARÃO, *et al.*, 2003; MAHLER *et al.*, 2005; LOBO, 2006; SALEM *et al.*, 2008).

Contrera (2008) ressalta que tal complexidade faz com que ainda não exista na atualidade uma tecnologia definida para o tratamento de lixiviados, sendo que a maioria são soluções parciais e isoladas, como por exemplo: recirculação para as células do aterro sanitário, tratamento conjugado com os esgotos sanitários, lagoas de estabilização, filtros biológicos, reatores anaeróbios, processos físico-químicos de coagulação-floculação,

processos oxidativos avançados (POAs), ozonização, adsorção em carvão ativado, entre outros.

Dentre todos os sistemas de tratamento, ainda são muito utilizados no Brasil e em várias localidades do mundo, os sistemas biológicos por lagoas de estabilização, devido aos baixos custos, eficiência razoável na remoção de matéria orgânica, simplicidade de operação, etc. Entretanto, tais sistemas normalmente não atendem aos padrões de lançamento em corpos de água, requerendo o uso de pós-tratamentos (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; CAPELO NETO *et al.*, 1999; CHENICHARO *et al.*, 2001; VON SPERLING, 2002).

3.3 Tratamento de lixiviado

Atualmente existe uma infinidade de estudos sobre tratamentos de lixiviados gerados em aterros sanitários, os quais buscam atender aos requisitos econômicos e ambientais, e a sua escolha deve levar em consideração a complexidade e a heterogeneidade do lixiviado. As tecnologias aplicáveis ao tratamento de lixiviados são, na sua maioria, similares ao tratamento de esgotos domésticos. Assim, os métodos de dimensionamento são análogos, resguardando-se as diferenças, que são observadas ao analisar os parâmetros de composição do lixiviado, pois este efluente normalmente apresenta concentrações bem mais altas que àquelas referentes ao esgoto doméstico (IPT/CEMPRE, 2000).

Na Tabela 1 é apresentada uma compilação de publicações na última década, e com elas pode-se perceber que, de forma geral, nenhum dos tratamentos biológicos de lixiviados apresentados pela literatura foi capaz de atingir isoladamente, baixos valores de DQO, sendo que a maioria utilizara sistemas mistos. Com essas pesquisas também se pode notar que os reatores biológicos têm um bom comportamento em relação à redução da carga orgânica quando os lixiviados apresentam altas cargas e não causam efeito inibitório.

Tabela 1 - Sistemas de tratamento de lixiviados mais pesquisados na última década.

N	Referencia/ Ano	Tipo de tratamento	Classificaç ão	DQOafl (mg/L)	Remoção DQO (%)
1	GUO <i>et al</i> (2010)	RBS aeróbio+fenton+coagulação	Misto	20.000	83,1
2	LI <i>et al</i> (2009)	SBR aeróbio+coagulação	Misto	100	97,3
3	LIANG E LIU (2008)	Anammox e infiltração em solo	Misto	2.600	71

4	NECZAJ <i>et al.</i> , (2008)	Tratamento conjunto em RBS	Biol.	4.250	98
5	YANG e ZHOU (2008)	Reatores anaeróbios e aeróbios	Biol.	28.100	94
6	ZHANG <i>et al.</i> , (2006)	Fenton	F-Q	8.894	94,3
7	LOUKIDOU e ZOUBOULIS (2001)	RBS aeróbio de leite fluidizado e carvão ativado	Misto	5.000	81
8	UYGUR e KARGI (2004)	Coagulação-floculação e tratamento biológico (RBS)	Misto	10.000	62
9	TSILOGEOR GIS <i>et al.</i> , (2007)	Membrana+RBS	Biol.	2456	88
10	DENG e ENGLEHARDT (2007)	Fenton	F-Q	300	92
11	ALVES e BORGES (2006)	Coagulação+floculação	F-Q	3079	38
12	NECZAJ <i>et al.</i> , (2007)	Sonificação do lixiviado e RBS	Misto	3.500	92
13	NECZAJ <i>et al.</i> , (2008)	Tratamento conjunto em RBS	Biol.	4.250	98
14	BAE <i>et al.</i> , (1999)	Lodos ativados e irradiação elétrica	Misto	3.130	69,3
15	FLECK (2003)	Filtro anaeróbio+filtro biológico+wetland	Biol.	14670	77,7
16	LI <i>et al.</i> , (2008)	RBS aeróbio	Biol.	4672	96
17	CONTRERA (2008)	Reatores aeróbios+reator anaeróbio	Biol.	20000	70
18	FERREIRA <i>et al.</i> , (2009)	Lodos ativados	Biol.	379	90
19	MEHMOOD <i>et al.</i> , (2008)	Oxidação microbiológica	Biol.	1740	75
20	BOHDZIEW IETZ <i>et al.</i> , (2001)	Lodos ativados, ultrafiltração e osmose reversa	Misto	1780	97
21	KARGI e PAMOKOGLU (2003)	Coagulação e precipitação com cal e lodos ativados	Misto	7000	76
22	KURNIAWA	POA e carvão ativado	F-Q	8000	82

N e LO (2009)					
23	ILHAN <i>et al.</i> , (2008)	Eletrocoagulação	Químico	12860	56
24	BULC (2006)	Wetland	Biol.	770	50
25	KURNIAWA N <i>et al.</i> , (2006)	Ozonização e carvão ativado granular	F-Q	8000	86
26	ATMACA (2009)	POA	Químico	2350	72
27	PALANIAN DY <i>et al.</i> , (2009)	Flotação a ar dissolvido	Físico	2667	79
28	IACONI <i>et al.</i> , (2006)	RBS aeróbio+ Fenton	Biol.+Químico	500	78
29	SHENG <i>et al.</i> , (2007)	Reatores anaeróbio + Reator aeróbios com biofilme	Biol.	7800	91
30	Nivala <i>et al.</i> , (2007)	Alagado construído aerado	Biol.	873	60

F-Q = físico-químico; Biol. = biológico e Misto = biológico + físico-químico.

3.4 Alternativas de pós-tratamento por processos biológicos

Devido à complexidade do lixiviado têm-se buscado alternativas e modificações em sistemas que geralmente são aplicados ao tratamento de efluentes domésticos e industriais. Na Tabela 2 tem-se um resumo das principais vantagens e desvantagens dos principais processos biológicos anaeróbios e aeróbios, utilizados no tratamento do lixiviado, de acordo com alguns autores (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; STRELAU, 2006; RODRIGUES *et al.*, 2008; MARÇAL Jr, 2009; JORDÃO; PESSOA, 2005; GODOY, 2007; CHERNICHARO, 2001).

Tabela 2 - Vantagens e Desvantagens dos principais sistemas de tratamento biológico do lixiviado.

Processos Biológicos Anaeróbios	Vantagens	Desvantagens
Lagoas anaeróbias	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Construção, operação e manutenção simples; 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Geração de maus odores;
UASB	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Requerimento de menor área; ▪ Remoção de cargas orgânicas em curto tempo (horas); 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Alta sensibilidade a flutuações de vazões e cargas;
Filtros anaeróbios	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Baixo custo de operação 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Colmatação do meio suporte; ▪ Saída de sólidos no efluente tratado.
Processos Biológicos Aeróbios	Vantagens	Desvantagens
Lodos Ativados de fluxo contínuo	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Fácil operação; ▪ Boa qualidade do efluente. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Elevada demanda energética; ▪ Tratamento e disposição final do lodo biológico.
Reator em batelada sequencial	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Redução do volume do reator; ▪ Capacidade de suportar oscilações de vazão; ▪ Boa qualidade do efluente, principalmente nos níveis de amônia. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Elevada demanda energética; ▪ Tratamento e disposição final do lodo biológico.
Lagoas Aeradas	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Simplicidade de operação; ▪ Boa remoção de DQO e Amônia. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Necessidade de uma lagoa de decantação; ▪ Custo energético.
Lagoas de	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Baixo investimento; 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Demanda de grandes

Estabilização	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Facilidade de operação; ▪ Custo energético praticamente nulo. 	<ul style="list-style-type: none"> áreas; ▪ Geração de odores; ▪ Formação de poluentes aéreos; ▪ Baixa eficiência para degradação de compostos orgânicos refratários; ▪ Vulnerabilidade à variação de vazão e carga orgânica.
Filtros biológicos aeróbios	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Remoção de matéria orgânica; ▪ Ventilação natural; ▪ Operação simples. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Necessidade de área; ▪ Colmatção do leito filtrante; ▪ Necessidade de decantador secundário.
Reator Aerado Submerso	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Resistência aos choques de cargas; ▪ Ausência de clarificação secundária; ▪ Eficiente remoção de compostos orgânicos. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Custos com aeração; ▪ Lavagem do meio suporte.
Biodiscos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Requerimento baixo de área; ▪ Baixa produção de lodo. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Custo elevado de implantação.

A seguir serão descritas as alternativas de pós-tratamento investigadas nesta dissertação.

3.4.1 - Reator em batelada seqüencial (RBS) ou de fluxo intermitente.

Uma variação do processo de lodos ativados é o processo de lodos ativados com fluxo intermitente ou batelada. O princípio do processo consiste na incorporação de todas as unidades, decantação primária, oxidação biológica e decantação secundária em um único tanque (VON SPERLING, 2002). Como são seqüências de tempos pré-estabelecidos nas várias fases, essa tecnologia é também de reatores em batelada seqüencial (RBS), os quais são operados em regime de ciclos, compostos de quatro fases distintas:

- **Enchimento** – É a etapa que ocorre a adição do afluente ao reator. Geralmente o volume a ser colocado é igual ao volume a ser descartado na última etapa. A depender do tipo de tratamento, o enchimento pode ser acompanhado de mistura e aeração;
- **Reação** – Essa etapa tem como objetivo fazer com que ocorra uma maior interação entre os microrganismos e o efluente a ser tratado acelerando as reações iniciadas durante o enchimento. O tempo de duração desta etapa varia de acordo com a composição e

concentração do efluente, qualidade do efluente, concentração da biomassa e temperatura da mistura reacional;

- **Sedimentação** – Nessa fase, a mistura e aeração são interrompidas para permitir a clarificação do líquido. O tempo varia de acordo com a sedimentabilidade da biomassa;
- **Esvaziamento** – Após haver a separação da fase sólida e da fase líquida, ocorre a etapa de descarte.

Como o processo ocorre ao longo do tempo e não do espaço, como no sistema por fluxo contínuo, torna-se possível estabelecer diferentes condições de funcionamento do processo, sendo possível a otimização das diversas etapas, anaeróbia, anóxica e aeróbia, conforme as necessidades requeridas a partir da variação do despejo. O RBS apresenta uma série de vantagens como: a flexibilidade de ajuste no tempo necessário para que as reações ocorram; a reação ocorre num único tanque, reduzindo custos de capital e operação; não há necessidade de retorno de lodo, economizando com bombas de reciclo; não ocorre o varrimento (*wash out*) dos microrganismos do reator biológico, onde as bactérias autotróficas nitrificantes crescem mais lentamente, etc. (RUBINO *et al.*, 2003).

3.4.2 - Reator aerado submerso (RAS).

Os reatores biológicos aeróbios são unidades de tratamento de efluentes que partem do princípio de que os microrganismos contidos nos reatores irão utilizar os substratos orgânicos e inorgânicos presentes nos despejos para a realização das suas atividades metabólicas, com a subsequente remoção dos mesmos da massa líquida e a geração do lodo biológico.

Ultimamente as tecnologias de crescimento aderido do tipo biofiltro aerado submerso (BAS) ou reator aerado submerso (RAS) vêm se configurando como uma boa alternativa para o tratamento de esgotos sanitários e industriais, apresentando como principais vantagens: boa eficiência de remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão; pequena ocupação do solo; o aspecto modular, o que simplifica ampliações futuras; e no caso do BAS a eliminação da decantação secundária, suprimindo problemas de separação de lodo em unidades de clarificação. Como principais desvantagens são apontadas o custo com o sistema de aeração, a necessidade de lavagem do meio filtrante e a baixa capacidade de remoção de nutrientes (CHERNICHARO *et al.*, 1996; GONÇALVES *et al.*, 2001; JORDÃO, PESSOA; 2005).

O RAS é constituído na prática por um tanque preenchido com um material poroso submerso, no qual o esgoto e ar fluem permanentemente. Os biofiltros com meios granulares têm a capacidade de remover compostos orgânicos solúveis e partículas em suspensão presentes no esgoto. O material granular contido no reator é utilizado como meio suporte pelos microrganismos, participando também como meio filtrante. Neste tipo de biofiltro são necessárias lavagens periódicas para eliminar o excesso de biomassa acumulada, reduzindo as perdas de carga hidráulica através do meio. O fluxo do efluente que irá percolar dentro do reator pode ser ascendente ou descendente, sendo o fluxo de ar ascendente, constituindo-se um sistema trifásico, ou seja: fase sólida (meio suporte e o biofilme); fase líquida (efluente); e fase gasosa (aeração artificial) (CHERNICHARO *et al.*, 1996; GONÇALVES *et al.*, 2001; DALTRO FILHO, 2004).

No RAS alguns materiais como pedra, coque, ripas de madeiras e material cerâmico são utilizados como meio suporte, sendo que com o desenvolvimento dos difusores de ar e utilizando um material de contato feito de plástico como polipropileno, inerte aos microrganismos, possuidor de elevada porosidade e área superficial, têm-se gerado ganhos de eficiência nesses sistemas. Como os microrganismos crescem aderidos ao meio suporte, elimina-se a necessidade de recirculação e os distúrbios causados pelo crescimento do lodo de baixa característica de sedimentabilidade. Uma das principais diferenças comparando com os filtros biológicos percoladores convencionais é o fato de que as bolhas de ar geram uma erosão no biofilme, fazendo com que diminua a colmatação dos interstícios do meio suporte e o risco de entupimento. A turbulência gerada pela aeração assegura o bom contato entre o substrato e os microrganismos (AISSE *et al.*, 2001).

De acordo com GONÇALVES *et al.* (2001) para se dimensionar o RAS devem ser adotados como parâmetros de projeto a taxa de aplicação superficial ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$) e a carga orgânica volumétrica (COV), esta última correspondente à matéria orgânica aplicada diariamente por unidade de volume do reator, sendo expressa em termos de $\text{KgDBO}/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$ ou $\text{KgDQO}/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$.

Existem vários aspectos tecnológicos que permitem diferenciar as diversas configurações do RAS ou BAS, entre eles (GONÇALVES *et al.*, 2001; GODOY 2007):

- **Sentido do fluxo hidráulico:** O sentido de fluxo hidráulico (ar e água) determina as principais características operacionais de um RAS. O fluxo de ar só é viável no sentido ascendente, devido ao estado de permanente imersão do meio suporte, sendo que ele

pode ser em: co-corrente, ou seja, fluxos de ar e líquido ascendentes; e contracorrente, ou seja, fluxo de líquido descendente e ar ascendente.

▪ **Tipo de material suporte:** O meio suporte deve cumprir basicamente duas funções: servir de suporte para a fixação dos microrganismos e reter fisicamente os sólidos sedimentáveis presentes no esgoto. Dentre suas principais características ele deve ser inerte, não-biodegradável e indeformável, para que o suporte conserve as suas características de forma e de granulometria; ser resistente à abrasão e às turbulências do processo de lavagem; possuir elevada área superficial e porosidade; ser de fácil aquisição, de baixo custo, entre outras características. No Brasil, os primeiros meios suportes foram pedra brita e argila expandida, contudo nos últimos anos intensificou-se o uso de materiais sintéticos como PVC, plástico, poliuretano, poliestireno, etc., com o objetivo de melhorar a eficiência dos sistemas.

▪ **Sistema de aeração:** A maioria dispõe de um sistema direto de aeração artificial, que pode ser por sopradores, difusores ou tubulações de ar direto. Um aumento na taxa de aeração pode fazer com que ocorra um incremento na turbulência no meio filtrante, provocando uma diminuição na resistência à transferência de massa, tanto entre gás e líquido como entre líquido e sólido, influenciando na atividade microbológica do biofilme e na eficiência do sistema.

▪ **Sistema de lavagem do meio filtrante:** É importante para controlar a colmatação progressiva do leito causada pelo crescimento do biofilme e sólidos suspensos retidos. A lavagem deve ser periódica e dependerá da carga aplicada, das características do efluente e da natureza da biomassa.

▪ **Consumo de energia:** concentra-se na aeração, no suprimento de ar para lavagem e no bombeamento de água de lavagem.

No Brasil, utilizam-se comumente o RAS, associados em série a reatores UASB, sendo utilizados recentemente como unidades de pós-tratamento de efluentes domésticos em pequenos e médios municípios, com o objetivo principal de remoção da matéria orgânica remanescente e nitrogênio amoniacal. Entretanto, não são grandes os relatos do uso de RAS no tratamento de lixiviado, principalmente os pré-tratados em sistemas de lagoas de estabilização.

4.METODOLOGIA

4.1 Aterro sanitário utilizado para coleta do lixiviado

O aterro Sanitário Metropolitano Oeste (ASMOC) localiza-se no município de Caucaia, Região Metropolitana de Fortaleza e abrange uma área de 78,5 ha. Ele encontra-se em operação desde 1991 e recebe, atualmente, aproximadamente 3.100 toneladas/dia de resíduos sólidos provenientes dos municípios de Fortaleza e Caucaia (Figura 4). O sistema de tratamento de lixiviado empregado no aterro consiste de duas lagoas anaeróbias em série e uma lagoa facultativa (Figura 5), cujo efluente tratado é descartado em um riacho conhecido como Garoto.

O ponto de coleta do lixiviado afluente aos reatores foi o vertedor de saída da lagoa facultativa (Figura 6).



Figura 4 - Entrada do Aterro Sanitário Metropolitano Oeste Caucaia – CE

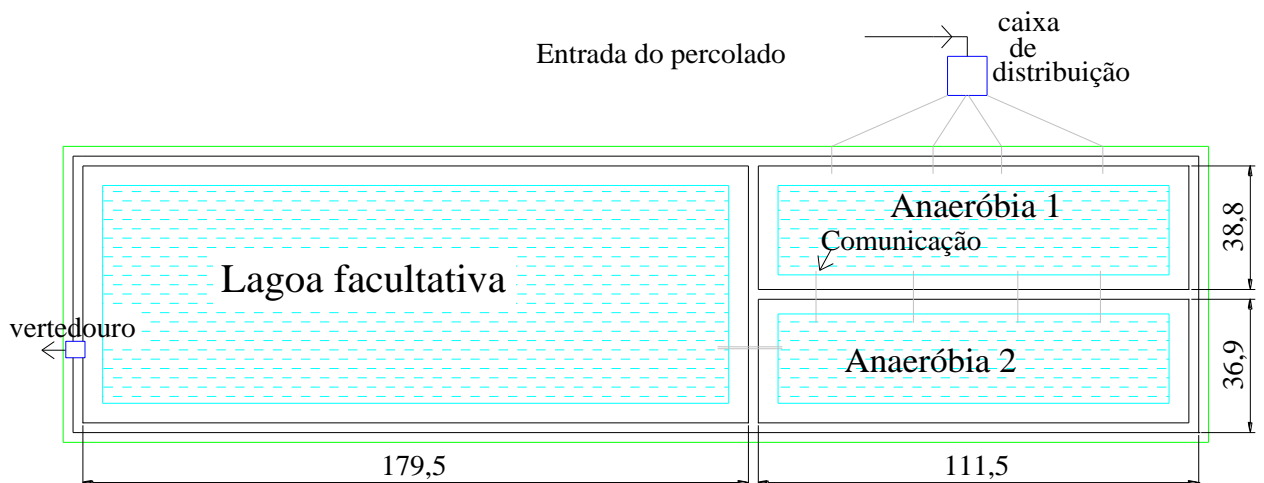


Figura 5 - Layout das lagoas de tratamento do aterro Sanitário Metropolitano Oeste Caucaia – CE.

4.2 Coleta do lixiviado

O lixiviado do ASMOC foi coletado usando amostragem simples e armazenado em reservatórios de 15, 20 e 50 litros de polietileno previamente limpos. A coleta era pontual, na superfície e centro do vertedor de saída da lagoa facultativa, normalmente às 8:30 hs da manhã. As amostras foram armazenadas em recipientes de isopor para preservá-las até a chegada no laboratório; aquelas que não foram imediatamente analisadas eram armazenadas em freezer a 4°C. As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Saneamento – LABOSAN. Os parâmetros estudados na caracterização do lixiviado foram analisados por estatística descritiva (Apêndice I) e representados por gráficos boxplot.

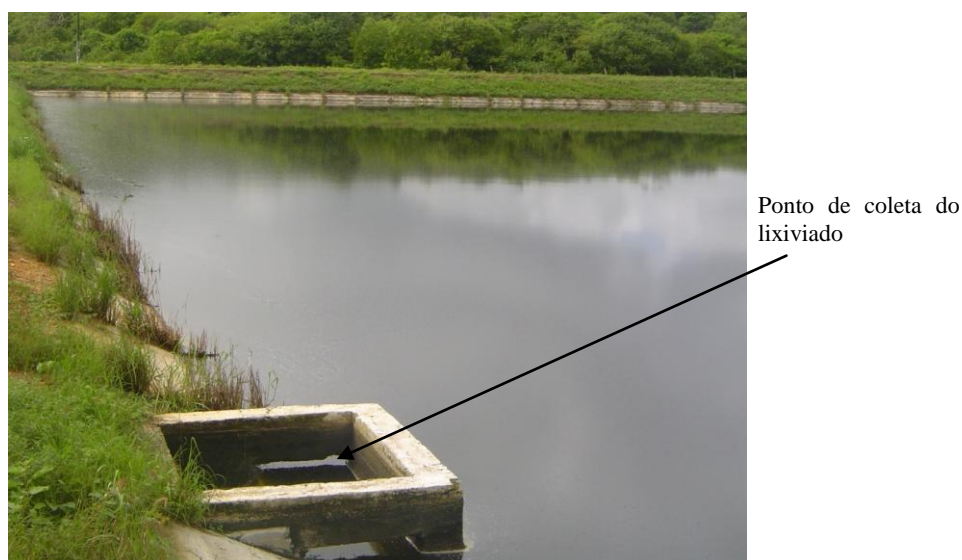


Figura 6 - Coleta do lixiviado tratado no vertedor da lagoa facultativa.

4.3 Configurações dos reatores biológicos

Os dois reatores biológicos utilizados nesta pesquisa, reator aerado submerso (RAS) e reator em batelada seqüencial (RBS), foram confeccionados pela ACS Fibras e Zé do Acrílico, respectivamente.

Os reatores foram instalados no Laboratório de Saneamento (Labosan) do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA) da Universidade Federal do Ceará (UFC). Eles foram operados na faixa mesofílica, com temperatura ambiente próxima de 27°C. A Figura 7 resume as fases deste trabalho.

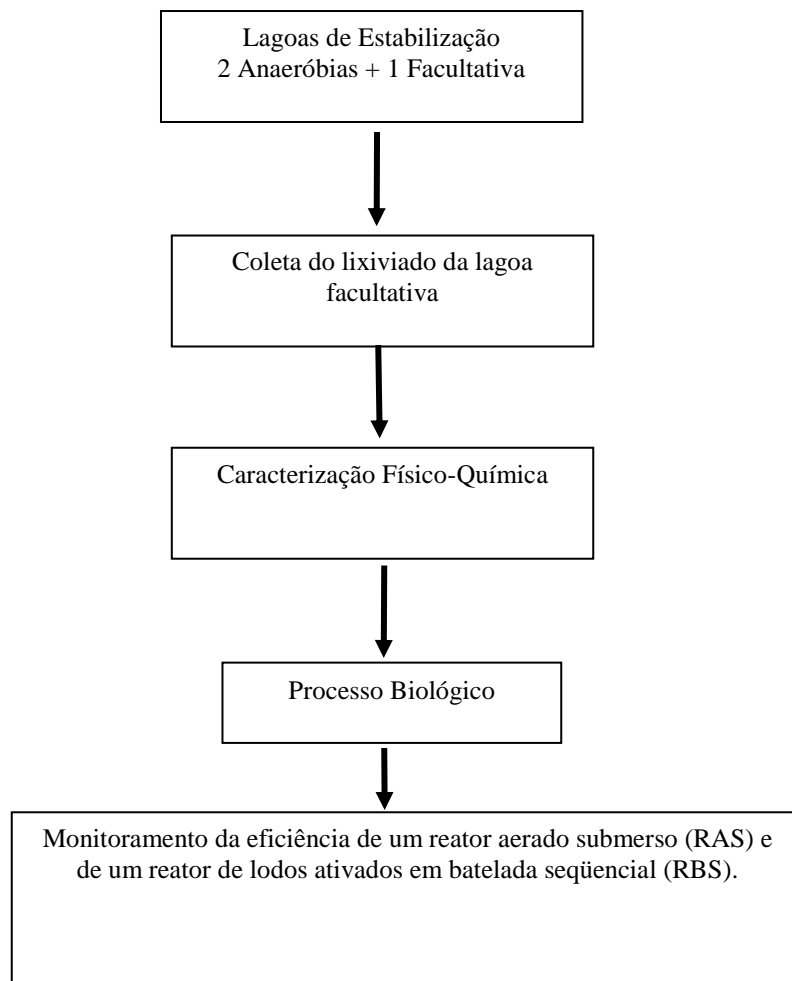


Figura 7 - Fluxograma das fases da pesquisa.

4.3.1 Reator aerado submerso (RAS)

a) Descrição do reator

O RAS (Figura 8) foi projetado para uma carga orgânica volumétrica (COV) de $1\text{kgDQO}/\text{m}^3\cdot\text{dia}$. Ele possuía altura total de 850 mm, tubulações de saída do efluente na parte superior, e registros na parte inferior para entrada do efluente, entrada do ar e descarte do lodo. O meio suporte ocupava uma altura de 600mm, sendo do tipo poliestireno de alto impacto utilizando matéria prima reciclada, com dimensões de 20 x 20 mm, modelo MSS-545, com área $545\text{ (m}^2/\text{m}^3)$ e 90,7% de índices de vazios (Ambientalplast do Brasil). Na Tabela 3 apresentam-se os valores teóricos dos parâmetros adotados no dimensionamento do RAS.

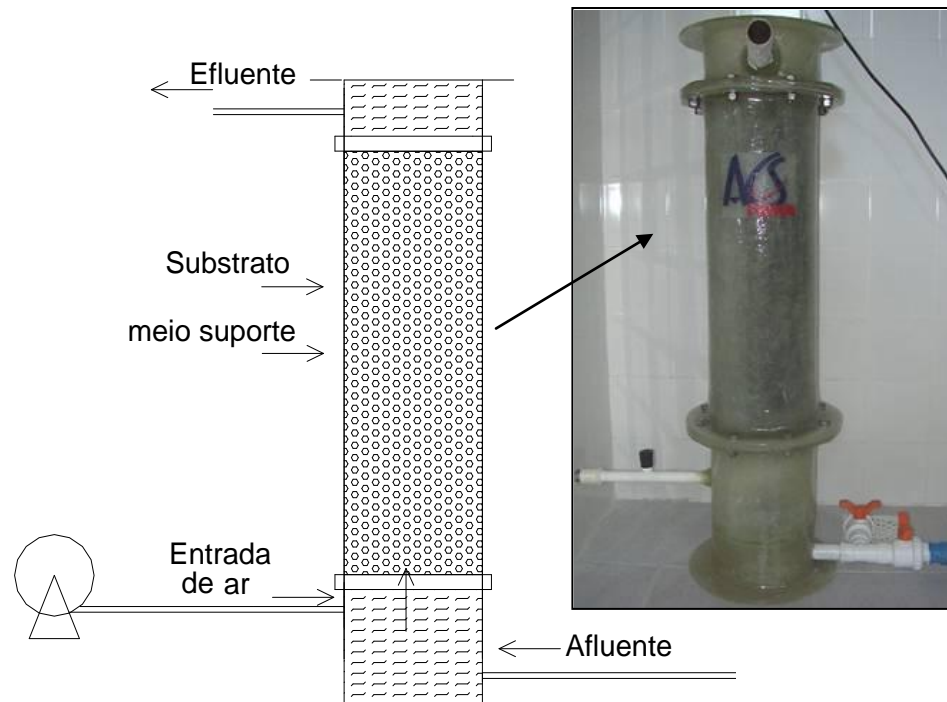


Figura 8 - Esquema do procedimento experimental do RAS (Reator Aerado Submerso).

Tabela 3 - Principais características do RAS.

Parâmetros	Reator
Geometria	Anular
Material	Fibra de vidro
Sentido do fluxo	Ascendente
Volume útil (m ³)	0,019
Volume Total (m ³)	0,0225
Vazão (m ³ /dia)	0,015
Diâmetro interno (mm)	200
Altura útil (mm)	600
TDH (horas)	30,5
Material suporte	Poliestireno de alto impacto (MSS -545)

b) Procedimento Experimental (RAS)

De forma a acelerar a partida do RAS, o reator foi inoculado com lodo proveniente de um sistema de lodos ativados usado no tratamento de uma indústria de cerveja - FEMSA. A alimentação do reator foi realizada por uma bomba diafragma (Prominent Brasil Ltda) e o fornecimento de aeração foi por um compressor de ar direto (SCHULZ - modelo HOBBY JET) com uma vazão máxima de 20 L/min.

O procedimento experimental se iniciou em janeiro 2009, com a fase de aclimatação do inóculo, em que o reator foi alimentado com afluyente sintético com acetato (CH_3COOH) como fonte de carbono e energia, utilizado na concentração de 3,8gDQO/L, o que correspondia a uma carga orgânica volumétrica (COV) de 1kgDQO/m³.dia . O meio basal era composto de macro e micro-nutrientes, conforme concentrações mostradas nas Tabelas 4 e 5. Durante a operação do reator o meio foi tamponado com 0,5 g/L de bicarbonato de sódio, de forma a manter o pH próximo da neutralidade.

Tabela 4 - Solução de macro-nutrientes.

Nutriente	Concentração (mg/L)
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	374
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	154
$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	4
KH_2PO_4	365
K_2HPO_4	665

Tabela 5 - Solução de micro-nutrientes (elementos traço).

Nutriente	Concentração (mg/L)
H_3BO_3	50
$\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	2000
ZnCl_2	50
$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	500
$\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	38
$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	50
$\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	90
$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	2000

NiCl ₂ ·6H ₂ O	92
NaSeO ₃ ·5H ₂ O	162
EDTA	1000
HCl 36%	1

A operação do reator foi dividida em 5 fases (Tabela 6). Depois do período de aclimação foi realizada uma partida do reator utilizando o lixiviado a 25%, depois uma 2ª aclimação devido ao impacto gerado pelo lixiviado; a próxima etapa foi o estudo da diluição do lixiviado com adição de fonte externa de carbono, etanol (C₂H₅OH), na proporção de 0,3mL/L de lixiviado, correspondente a DQO_{adotada} de 0,5g/L. Em seguida, foi realizado o estudo do tratamento do lixiviado sem diluição e sem adição de fonte externa de carbono. As amostras de lixiviado de entrada e saída do RAS foram coletadas três vezes por semana durante os meses de maio, junho, julho e agosto de 2009.

Tabela 6 - Fases de operação do RAS e os respectivos períodos de operação.

Fases	Operação	Período
I	1ª Aclimação	14/01/09 a 31/01/09
II	1ª Partida: Lixiviado 25%	02/02/09 a 06/02/09
III	2ª Aclimação	06/02/09 a 28/02/09
IV*	Estudo da diluição do lixiviado com adição de etanol	02/03/09 a 08/05/09
V	2ª Partida: Lixiviado 100%	11/05/09 a 28/08/09

* A fase IV foi subdividida em 4 etapas.

As Fases I, II, III e IV foram monitoradas pelos parâmetros pH, oxigênio dissolvido e DQO. A Fase IV foi dividida nas etapas 1, 2, 3 e 4, as quais corresponderam às diluições de 10, 15, 25 e 100% de lixiviado com adição de etanol (C₂H₅OH). Na Fase V, a eficiência e operação do RAS foi avaliada pelos parâmetros: pH, oxigênio dissolvido, DQO, Amônia, Alcalinidade total, Ortofosfato, Nitrito e Nitrato.

As análises foram realizadas em duplicatas e de acordo com a metodologia do *Standard Methods for Water and Wastewater* (APHA, 2005), exceto Alcalinidade Total que foi realizada segundo o método de Kapp (BUCHAUER, 1998).

4.3.2 Reator em batelada seqüencial (RBS)

Devido aos problemas iniciais verificados no RAS, ventilou-se a possibilidade de que a toxicidade verificada poderia ser atenuada pela utilização de um tratamento aeróbio mais resistente a problemas de toxicidade. Para tanto, foi feita a avaliação em paralelo do tratamento do lixiviado em um reator em batelada seqüencial (RBS), o qual é descrito a seguir.

a) Descrição do reator RBS

O RBS foi confeccionado em acrílico, em formato cilíndrico, com um volume útil de 5,0L. Ele foi inoculado com lodo proveniente do mesmo sistema utilizado no RAS, ou seja, de um sistema de lodos ativados de uma indústria de cerveja – FEMSA. Foram instaladas três torneiras, uma na parte inferior como ponto de entrada do lixiviado, outra no meio como ponto de descarga do efluente tratado e uma terceira na parte superior para o controle do volume (Figura 9). O suprimento de oxigênio foi realizado por meio de aeradores de aquário, e pedras porosas foram usadas para distribuição do ar ao longo de toda massa líquida.

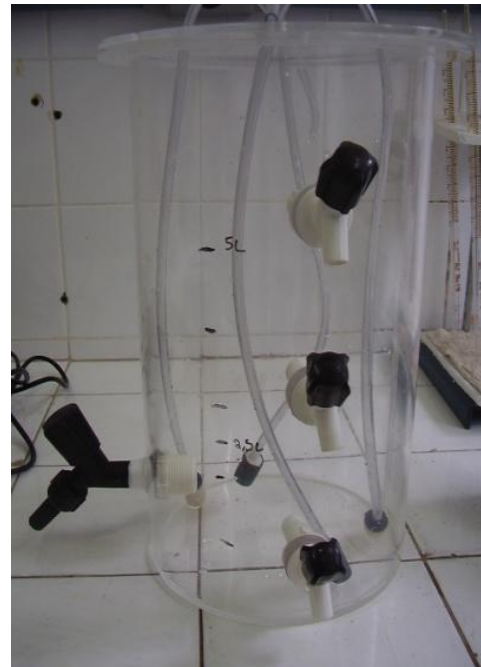
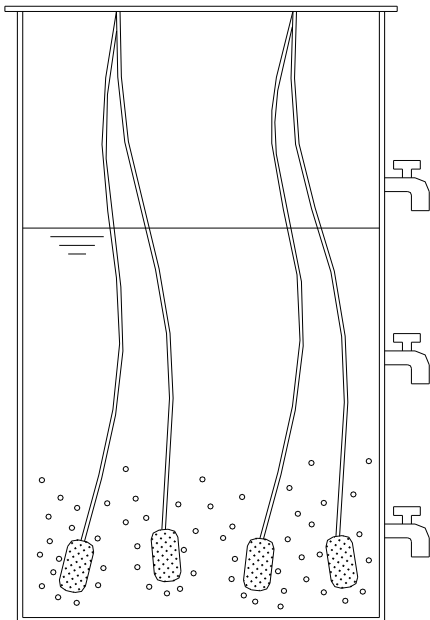


Figura 9 - Esquema do Reator em Batelada Seqüencial (RBS).

b) Procedimento Experimental (RBS)

O período de aclimação do lodo do reator foi de 1 semana. A alimentação se dava pelo uso de um afluente sintético composto de etanol (C_2H_5OH) com carga orgânica volumétrica de 2,5 Kg de DQO/ m^3 .dia, e adição do meio basal com macro e micronutrientes nas mesmas concentrações utilizadas para o reator aerado submerso - RAS (Tabelas 4 e 5). O meio foi tamponado com 0,5 g/L de bicarbonato de sódio, de forma a manter o pH próximo da neutralidade, e o bombeamento foi realizado com uma bomba pneumática com capacidade máxima de recalque de 1,6 L/h. Inicialmente um volume de 2,5 L de lodo foi inoculado no RBS, e era bombeado 1,5 L de esgoto sintético. Após o término dos ciclos de operação descritos a seguir, era retirado 1,5 L de efluente para a realização das análises físico-químicas. O ciclo de operação do reator foi como descrito abaixo (Figura 10):

- *Enchimento* (Entrada do esgoto sintético no reator) durante 1 hora;
- *Reação* (aeração/mistura da massa líquida contida no reator) conforme o TDH ou tempo total de ciclo estudado;
- *Sedimentação* (sedimentação e separação dos sólidos em suspensão do efluente tratado) durante 1,5h;
- *Esvaziamento* (retirada do sobrenadante e repouso do lodo) durante 0,5h.

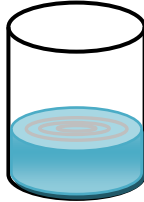
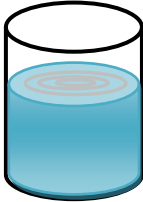
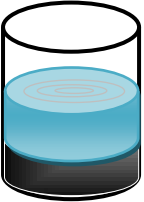

Imagem				
Fase do Ciclo	Enchimento	Reação	Sedimentação	Esvaziamento
Objetivo da Fase	Introdução do Substrato	Biodegradação do substrato	Clarificação do Efluente tratado	Reserva de tempo entre ciclos
Tempo da fase	1h	*	1,5h	0,5h

Figura 10 - Etapas envolvidas na operação do reator de lodos ativados em batelada. * de acordo com o TDH ou tempo total de ciclo.

Os experimentos com o RBS foram divididos em 4 Fases, conforme a Tabela 7. A Fase I correspondeu ao período de aclimação do lodo aeróbio. Na Fase II foram realizados estudos do efeito da diluição do lixiviado (25, 50 e 100%) com adição de fonte externa de carbono (etanol). A solução de etanol foi preparada na concentração de 190g/L, a partir da concentração adotada de 3,8g DQO/L, e dos valores estequiométricos em que 1g etanol corresponde a 2,09g DQO. Essa fase foi realizada em concomitância a fase IV do RAS, com intuito de comparar as eficiências de ambos os sistemas biológicos. Na Fase III foi avaliado o efeito dos tempos de ciclo ou tempos de detenção hidráulica (TDH) de 12, 24 e 48 horas no desempenho do RBS. Por fim, na Fase IV, foi avaliada a eficiência de operação do RBS com lixiviado não diluído, sem adição de etanol, com um TDH de melhor custo-benefício obtido nas etapas anteriores.

Tabela 7 - As fases e período de operação do RBS.

Fases	Operação	Período
I	Aclimação.	01/04/09 a 05/04/09
II	Estudo do efeito da diluição do lixiviado com adição do etanol e TDH 24 horas (25, 50 e 100%).	07/04/09 a 04/05/09
III	Avaliação do TDH de 48 e 12 horas.	11/05/09 a 04/06/09
IV	Avaliação do RBS com lixiviado 100%, TDH 12 horas e sem adição de etanol.	09/06/09 a 28/08/09

Nas Fases I, II e III foram monitorados somente: pH, oxigênio dissolvido e DQO_{total}, enquanto que, na Fase IV, para avaliar a eficiência e operação do RBS, foram determinados os parâmetros: pH, DQO, Amônia, Alcalinidade total, Ortofosfato, Nitrito e Nitrato.

As análises foram realizadas em duplicata e de acordo com a metodologia do *Standard Methods for Water and Wastewater* (APHA, 2005), exceto Alcalinidade Total que foi realizada segundo o método de Kapp (BUCHAUER, 1998).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Dados meteorológicos do local de estudo

Diversos fatores são importantes para se avaliar o desempenho de lagoas facultativas, dentro os quais a temperatura e a velocidade dos ventos são importantes por influenciarem na mistura da lagoa, e a insolação média, por influenciar na atividade fotossintética.

Os dados meteorológicos apresentados na Tabela 8 representam os valores médios dos parâmetros monitorados na estação meteorológica do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará, situada no Campus Pici, estação mais próxima do aterro sanitário ASMOC.

Tabela 8 - Dados meteorológicos do período de janeiro a agosto de 2009.

Parâmetro	Meses							
	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Maió	Junho	Julho	Agosto
Temp. média (°C)	27,9	27,4	27,1	26,7	26,8	27,2	26,9	27,4
Temp. máx (°C)	30,9	30,1	29,6	29,9	29,7	30,2	30	30,4
Evaporação acumulada (mm)	194,3	122,6	102,3	83,8	100,9	143,3	110,8	222
Precipitação acumulada (mm)	141,1	396,1	450	515,3	312,2	236,8	156,5	37,8
Velocidade média dos ventos (m/h)	3,2	2,8	2,1	1,4	1,5	2,8	3,2	3,5
Insolação média (horas)	8,0	6,16	3,59	3,99	4,31	6,95	8,68	9,43

Fonte: Estação Meteorológica do Campus Pici.

Os valores mostrados na Tabela 8 confirmam elevadas temperaturas durante todo o ano, assim como elevadas quantidades de horas de insolação, que afetam positivamente a eficiência de sistemas de lagoas de estabilização. UEHARA (1989) observou que os melhores rendimentos de lagoas facultativas ocorriam em dias ensolarados, céu sem nuvens, temperatura ambiente acima de 20°C e ventos moderados, sendo que a atividade fotossintética das algas só decrescia a partir de temperaturas próximas a 35°C.

5.2 Caracterização físico-química do lixiviado na saída da lagoa facultativa

A estatística descritiva (valor mínimo, máximo, média e desvio padrão) referente à caracterização físico-química do lixiviado proveniente da lagoa facultativa do aterro sanitário ASMOC, entre os períodos de 2007, 2008 e 2009, está apresentada no Apêndice I.

Nas Figuras 11 a 21 são mostrados os Box-plot dos constituintes analisados durante o período de 2007 (estiagem), 2008 (chuva), conforme os dados de Rocha (2010) e, no primeiro semestre de 2009 (chuva), correspondente ao período de operação dos reatores RAS e RBS.

Na Figura 11 observou-se a variação do pH no efluente da lagoa facultativa durante os períodos de 2007, 2008 e 2009. Verificou-se que 90% dos valores encontrados nesse período foram abaixo de 9,5, ou seja, independente do período estudado, o pH encontrou-se na faixa alcalina. Observa-se ainda que a maior variabilidade dos dados ocorreu no ano de 2007, sendo bem próximas a variação do pH nos anos de 2008 e 2009.

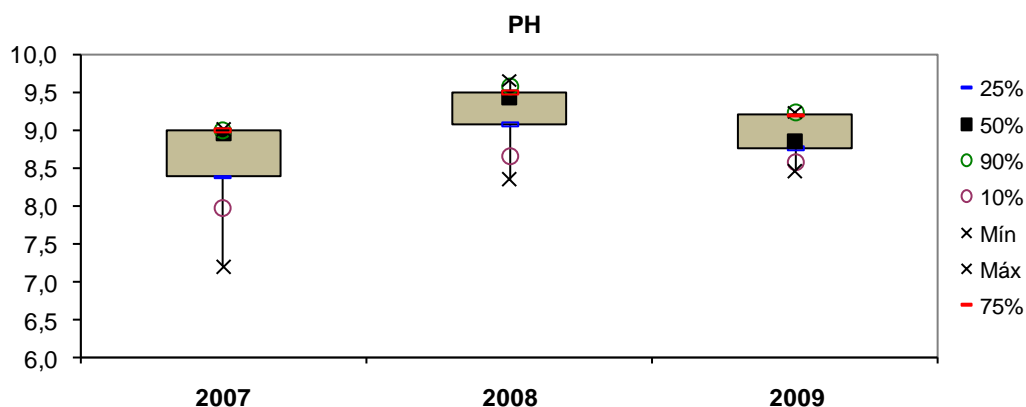


Figura 11 - Gráfico Box-plot do pH nos períodos de 2007, 2008 e 2009.

De acordo com os dados do parâmetro alcalinidade mostrados na Figura 12, observou-se que as menores variações ocorreram no ano de 2007, sendo tal comportamento oposto ao verificado para o pH. Aproximadamente 50% dos dados de alcalinidade nos períodos de 2007, 2008 e 2009 estiveram abaixo de 2500 mg CaCO₃/L, sendo as maiores concentrações encontradas em 2009.

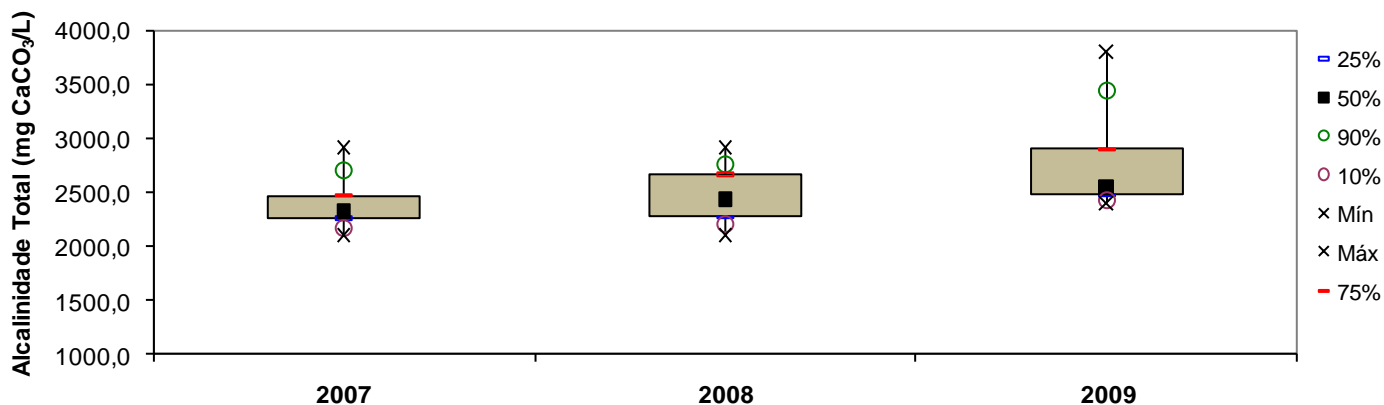


Figura 12 - Gráfico Box-plot da alcalinidade nos períodos de 2007, 2008 e 2009.

Na Figura 13 é mostrada a variação da DQO nos três períodos estudados. Em 2007 (estiagem) o valor máximo encontrado ficou abaixo de 1500 mg O₂/L, sendo o valor médio de 981 mg O₂/L. Nos anos de 2008 e 2009, os quais corresponderam ao período de chuva, ocorreu um aumento significativo nas concentrações, sendo os valores médios de 4365 mg O₂/L e 3534 mg O₂/L, respectivamente. Observa-se ainda uma maior variabilidade dos dados. Provavelmente a chuva contribui para o carreamento dos compostos orgânicos e inorgânicos presentes na massa de lixo do aterro para o sistema de lagoas de estabilização existente.

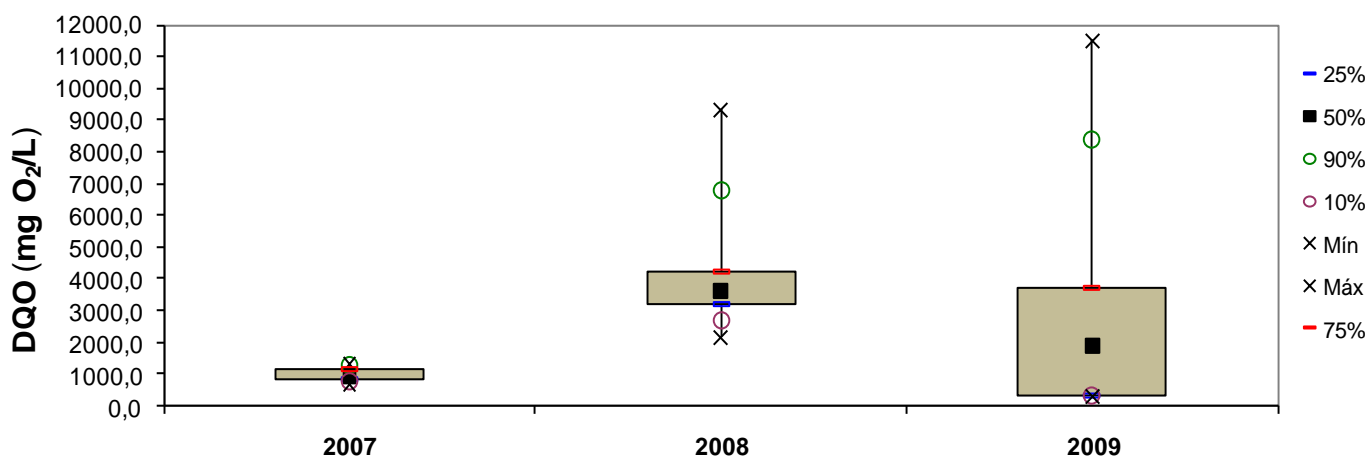


Figura 13 - Gráfico Box-plot de DQO nos períodos de 2007, 2008 e 2009.

Nas Figuras 14 a 16 estão apresentadas as formas de nitrogênio analisadas no lixiviado nos períodos de 2007, 2008 e 2009. Observou-se que amônia (Figura 14) independente do período estudado teve uma variação significativa nas concentrações, sendo mais acentuada a variação em 2007 (estiagem), com um valor médio de 41 mg NH₃/L. Nos anos de 2008 e 2009 (chuva), verificou-se que 90% dos valores encontrados foram inferiores

a 70 e 76 mg NH_3 /L, respectivamente, sendo os valores médios de 42 mg NH_3 /L e 36 mg NH_3 /L, respectivamente. Em relação a esse parâmetro, todos os valores ficaram bastante acima do valor limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 397/08 e Portaria n° 154/2002 da SEMACE (20 mg NH_3 /L e 5 mg NH_3 /L, respectivamente).

Em relação ao nitrito e nitrato (Figura 15 e 16) observou-se que no período de 2007 (estiagem) os valores máximos de concentração foram de 0,3 e 2,1 mg/L, respectivamente; em termos médios, os valores encontrados foram de 0,13 e 1,15 mg/L, respectivamente. Em 2008 período de (chuva) as concentrações máximas de nitrito e nitrato foram aproximadamente o dobro das concentrações obtidas em 2007, apresentando uma maior variação para o parâmetro nitrato, sendo o valor médio de 2,89 mg/L. No período de 2009 (chuva) ocorreram maiores variações na concentração destes constituintes, sendo os valores médios de 8,46 e 4,60 mg/L para o nitrito e nitrato, respectivamente.

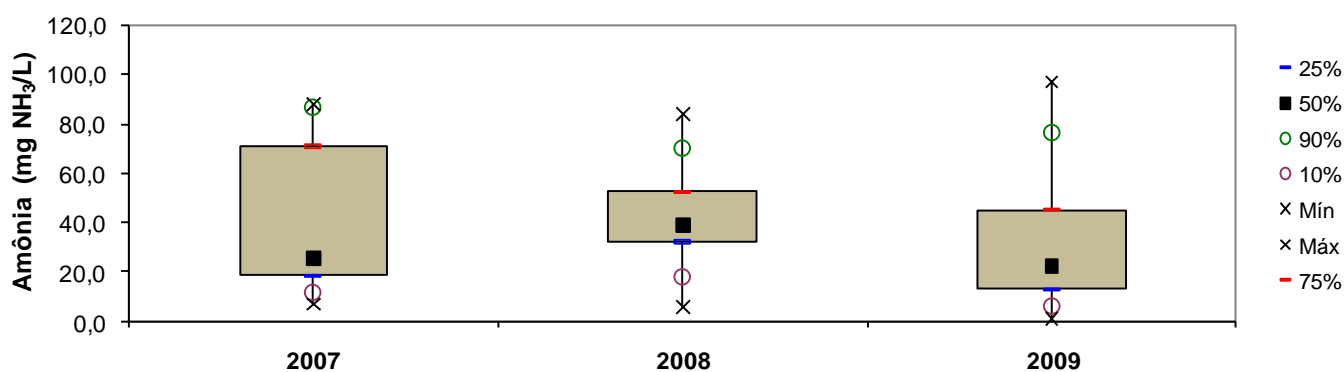


Figura 14 - Gráfico Box-plot de amônia nos períodos de 2007, 2008 e 2009.

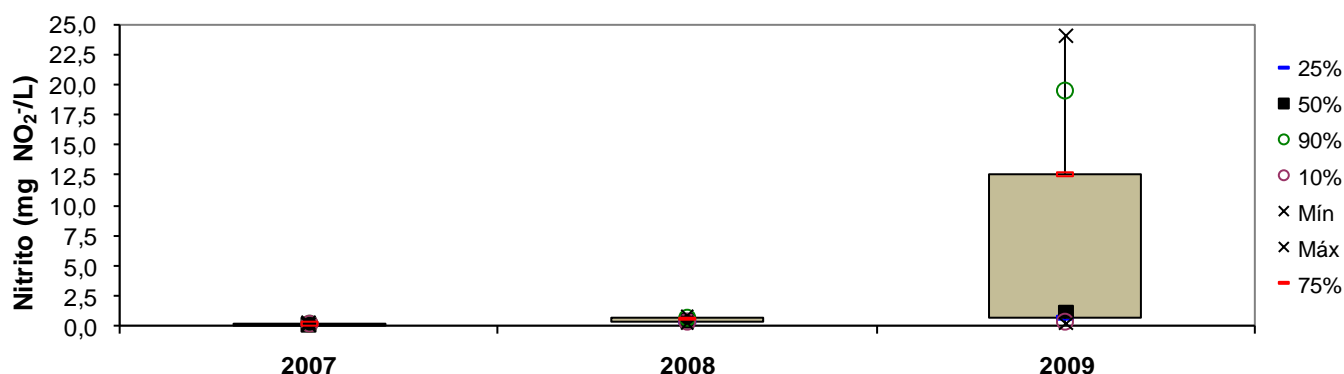


Figura 15 - Gráfico Box-plot de nitrito nos períodos de 2007, 2008 e 2009.

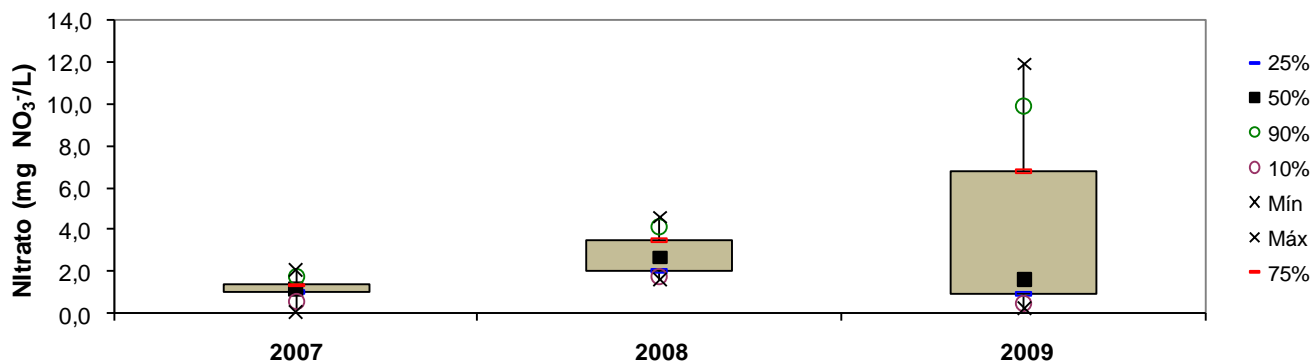


Figura 16 - Gráfico Box-plot de nitrato nos períodos de 2007, 2008 e 2009.

Na Figura 17 são mostradas as concentrações de ortofosfato nos períodos analisados. No período de 2007 (estiagem), verificou-se uma pequena variação nas concentrações, sendo os valores mínimo e máximo 0,2 e 3,0 mg PO₄³⁻/L, respectivamente, tendo como valor médio 1,68 mg PO₄³⁻/L. Em 2008 período de (chuva) foi encontrada uma maior variação, atingindo um valor máximo de 10 mg PO₄³⁻/L e um valor médio de 3,78 mg PO₄³⁻/L. Em 2009 período de (chuva) todos os valores estiveram abaixo do limite de detecção, com valores inferiores a 0,001 mg PO₄³⁻/L.

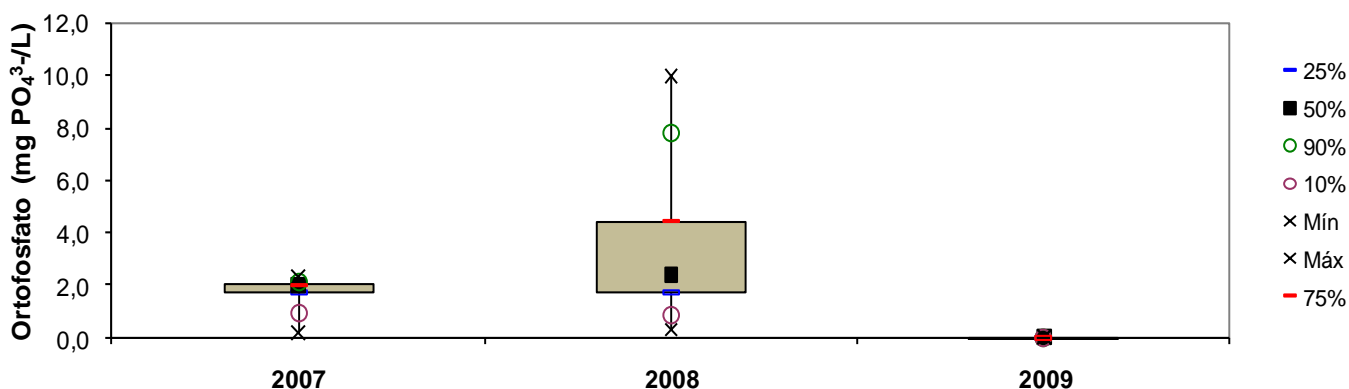


Figura 17 - Gráfico Box-plot de ortofosfato nos períodos de 2007, 2008 e 2009.

Os gráficos Box-plot para os parâmetros sulfato, sulfeto e cloreto são mostrados nas Figuras 18, 19 e 20, respectivamente. Percebe-se que no período de 2008 (chuva) houve uma maior concentração de sulfato em relação ao sulfeto, apresentando valores médios de 419 mg SO₄²⁻/L e 232 mg S²⁻/L, respectivamente. Em 2009 período de (chuva) o processo foi inverso, ou seja, houve uma maior concentração de sulfeto do que sulfato, com valores médios de 201 mg SO₄²⁻/L e 21 mg S²⁻/L.

Souto e Povinelli (2007) realizaram um estudo de compilação de dados de 25 aterros sanitários e verificaram que as concentrações de sulfeto no lixiviado eram pequenas (em torno de 78% dos casos abaixo de 10 mg/L), contudo as concentrações de sulfato foram mais altas, sendo que 77 % dos casos estiveram na faixa de valores de zero a 1800 mg/L. Analisando os períodos estudados obteve-se o valor máximo de concentração de sulfato de 1418 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{L}$ e, para o sulfeto foi obtido 410 mg S^{2-}/L , valores que estiveram parcialmente em desacordo com as observações de SOUTO E POVINELLI (2007).

Em relação às concentrações de cloreto, observou-se um declínio nas concentrações efluentes no período de 2007 a 2009. Entretanto, as concentrações ainda são bastante elevadas, sendo a média no ano de 2009 de 1322 mg Cl^-/L . De acordo com Segato e Silva (2000) a origem dos íons cloretos encontrados no lixiviado é geralmente devido a tubos de PVC, negativos de filmes e raios-X, os quais contribuem para o aumento da concentração desse constituinte.

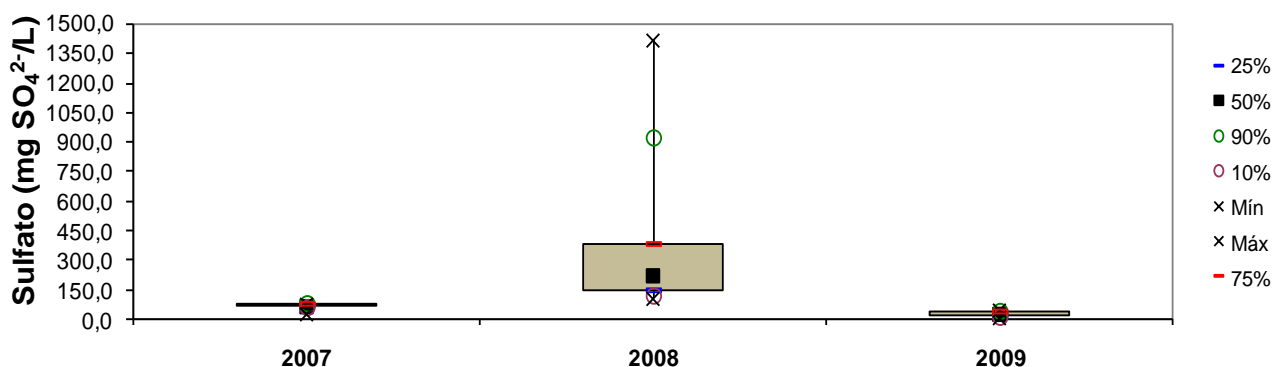


Figura 18 - Gráfico Box-plot de sulfato nos períodos de 2007, 2008 e 2009.

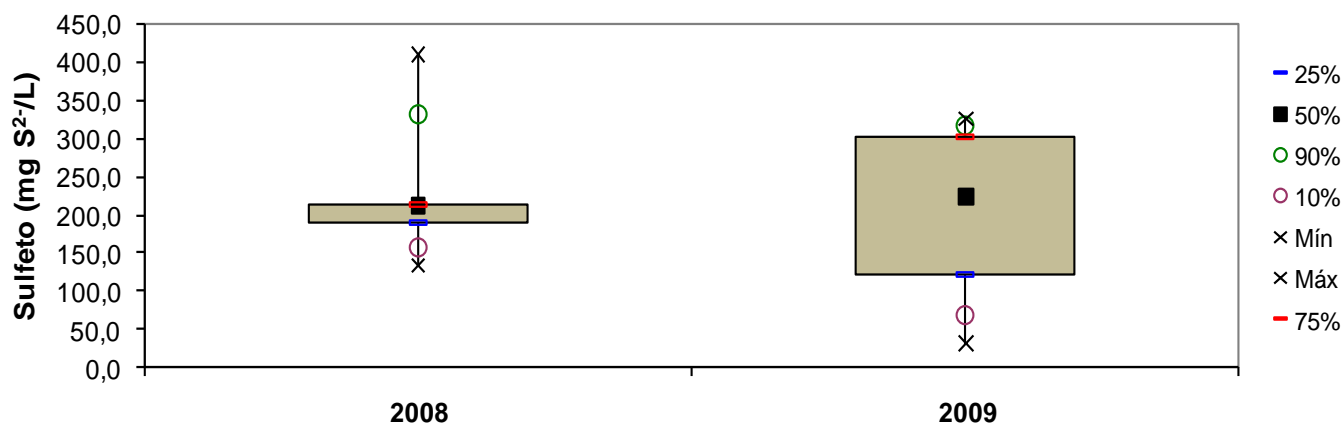


Figura 19 - Gráfico Box-plot de sulfeto nos períodos de 2008 e 2009.

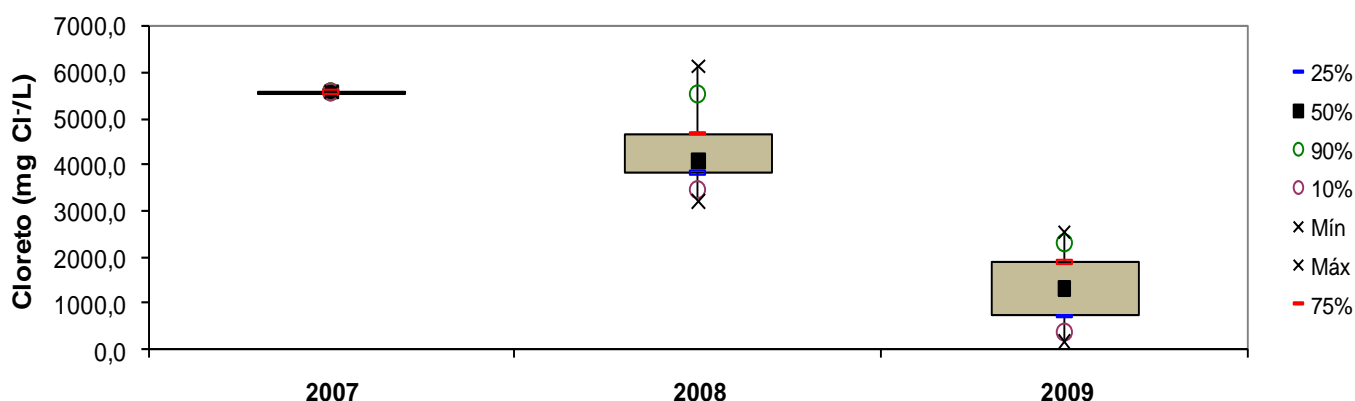


Figura 20 - Gráfico Box-plot de cloreto nos períodos de 2007, 2008 e 2009.

Os percentuais de atendimento de todos os parâmetros monitorados em relação aos padrões de lançamento de efluentes definidos na resolução CONAMA nº 357/2005, Resolução CONAMA nº 397/08 e Portaria nº 154/2002 da SEMACE são mostrados na Figura 21.

O padrão de nitrogênio amoniacal total, de acordo com a Resolução CONAMA nº 397/08, para lançamento de efluentes é de 20 mg N-NH₃/L. Entretanto, a Portaria nº 154/02 da SEMACE estabelece 5 mg N-NH₃/L. A média obtida para amônia, de 22,4 mg N-NH₃/L, foi superior aos limites padrão estabelecidos por ambas as normas.

A Portaria nº 154/02 da SEMACE e a resolução CONAMA nº 397/08 definem, como valores máximos, para Sulfato e Sulfeto, as concentrações de 500 mg/L e 1 mg/L, respectivamente. O valor médio obtido para o sulfato encontra-se bem abaixo dos limites padrão, enquanto que para o sulfeto o valor médio obtido foi aproximadamente 200 vezes acima do limite padrão.

Já para o parâmetro DQO, a Portaria nº 154/02 da SEMACE estabelece o valor de 200 mg/L, sendo que o lixiviado apresentou-se em valor médio, aproximadamente, 9 vezes mais elevado.

Devido a alguns constituintes importantes estarem em desacordo com a legislação, faz-se necessário a realização de estudos de pós-tratamento do referido lixiviado antes do seu lançamento no corpo receptor, os quais foram realizados em sistemas aeróbios do tipo aerado submerso (RAS) e batelada seqüencial (RBS), cujos resultados estão descritos a seguir.

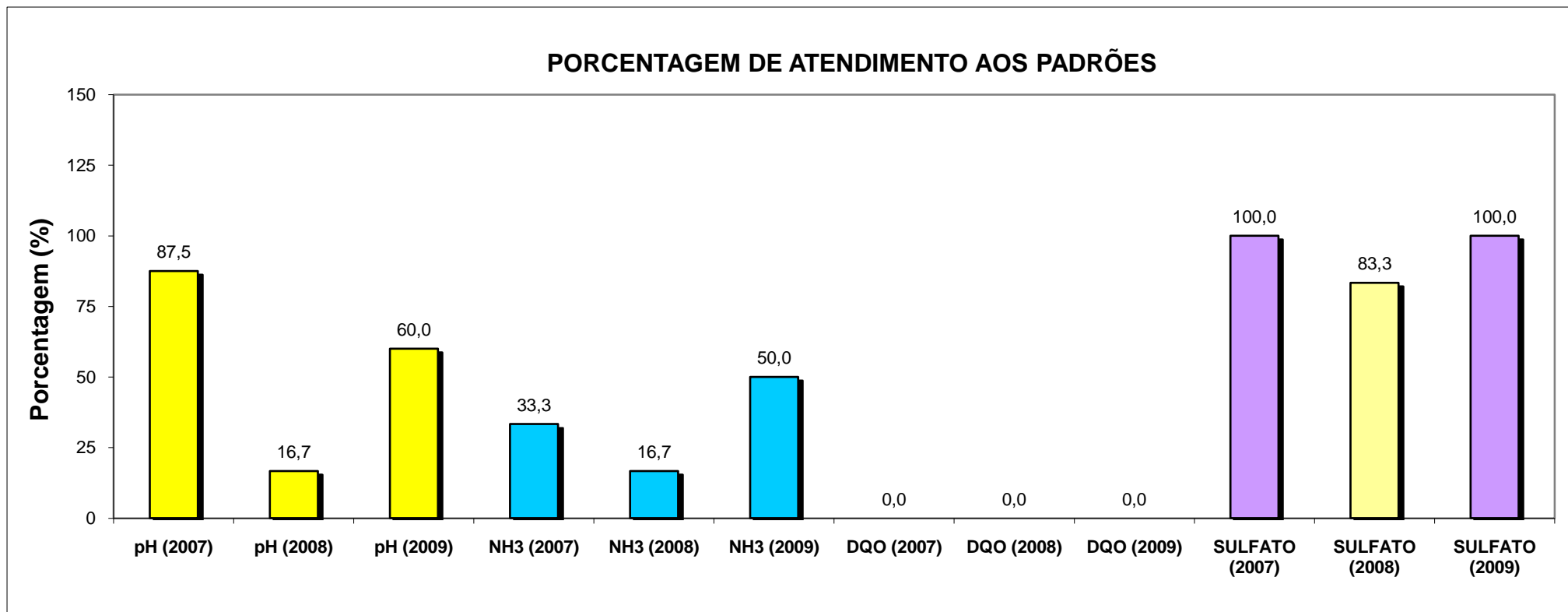


Figura 21 - Percentuais de atendimento aos padrões de lançamento de efluentes definidos na Resolução CONAMA nº 357/2005, Resolução CONAMA nº 397/08 e Portaria nº 154/02 da SEMACE.

5.3 Reator aerado Submerso - RAS

O reator areado submerso (RAS) foi estudado como opção de pós-tratamento para o lixiviado proveniente do sistema de lagoas de estabilização do ASMOC. Os resultados serão apresentados de acordo com as 5 fases de operação do reator descritas no capítulo da metodologia (Tabela 6), sendo que para as fases iniciais de operação (Fases I, II e III), os resultados foram agrupados para facilitar a compreensão.

a) Fases I, II e III

As Fases I e III corresponderam à aclimação do lodo com efluente sintético, enquanto que na fase II, foi realizada a primeira partida do reator com o lixiviado diluído a 25%. Os valores de pH e DQO durante o desenvolvimento das fases I, II e III são mostrados na Figura 22 e 23, respectivamente.

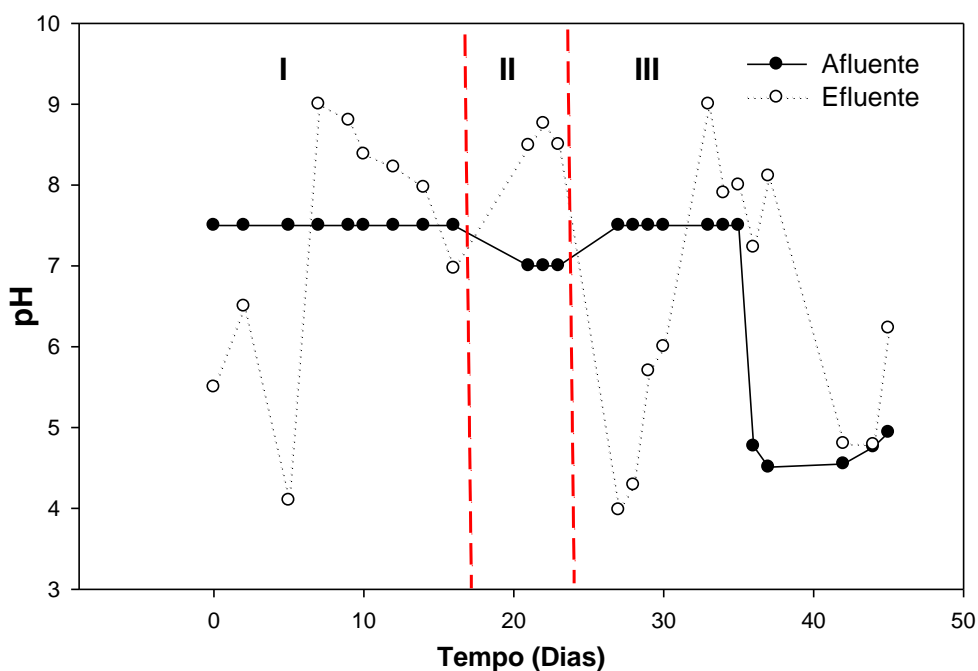


Figura 22 - pH afluente e efluente ao RAS nas fases I, II e III.

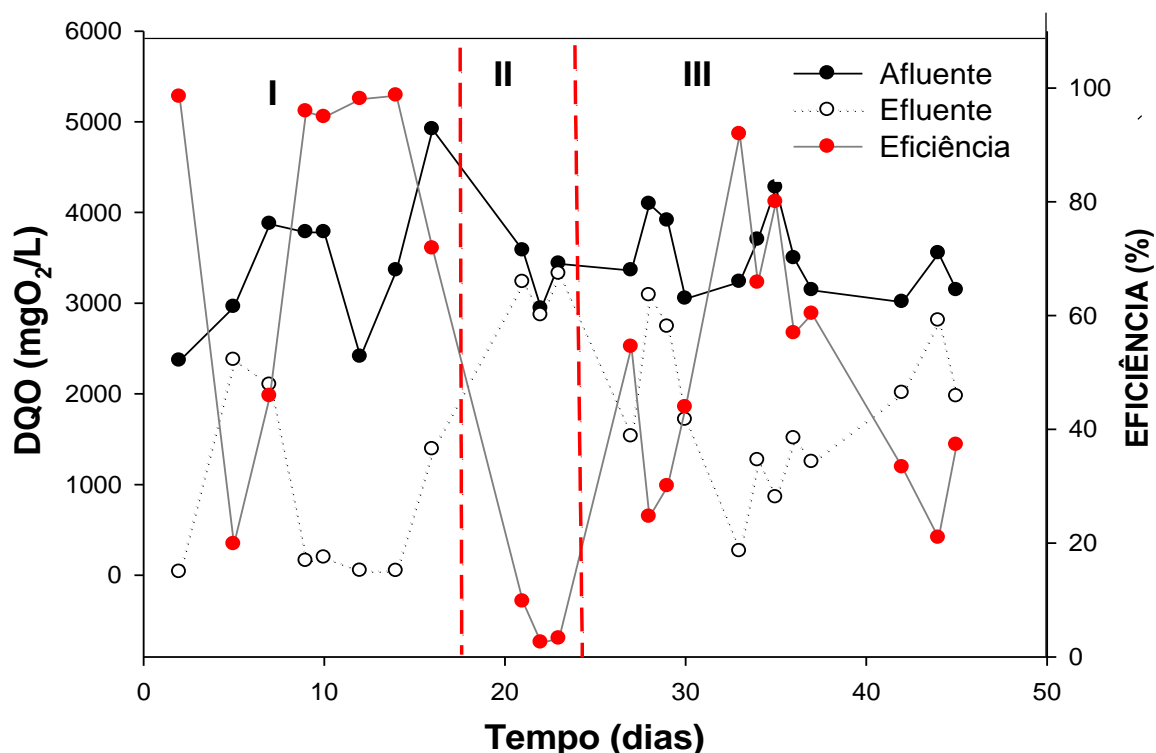


Figura 23 - DQO_{total} afluente e efluente ao RAS nas fases I, II e III.

Na Fase I, verifica-se que o pH do efluente reduziu rapidamente de 7 para 4, ou seja, logo após o início de aclimação do reator. Este fato indicou a formação de ácidos durante a utilização do acetato pelos microrganismos aeróbios presentes no reator. Assim, pode-se observar que o lodo aeróbio utilizado na partida do sistema não havia perdido a sua atividade biológica de degradação. Depois dessa verificação, adicionou-se 0,5 g/L de bicarbonato de sódio para o tamponamento do efluente sintético. O pH médio do efluente sintético de entrada (afluente) e saída (efluente) do reator foi, respectivamente, 7,5 e 8,2. A remoção média de DQO_{total} foi de 95,1%, o que indicou boa atividade biológica do lodo inoculado no RAS para acelerar a partida do sistema. Com esses bons resultados de aclimação do lodo, decidiu-se dar partida do reator com lixiviado diluído (25%) e sem adição de macro e micronutrientes, denominada de Fase II.

Na Fase II foi realizada a primeira partida do RAS utilizando o lixiviado a 25% diluído. O pH do lixiviado bruto era 9,2, mas após a diluição, o mesmo era corrigido para 7 com HCl. O pH afluente e efluente foram em média de 7 e 8,5, respectivamente. Entretanto, observou-se, nessa fase, elevada toxicidade do lixiviado no processo de remoção de DQO_{total}, atingindo valores de apenas 3,2% de remoção.

Provavelmente, este fato ocorreu devido às características do lixiviado utilizado, sendo este bastante concentrado, pois a concentração de DQO_{total} do lixiviado sem diluição era superior $10.000 \text{ mgO}_2/\text{L}$ (Apêndice I) e também, a presença de outros elementos, que podem ter sido tóxicos aos microrganismos, inibindo o processo. A característica recalcitrante e tóxica do lixiviado também foi observada por MORAIVA *et al.*, (2007). Os autores estudaram, em escala de bancada, procedimento de partida em sistema de tratamento aeróbio para lixiviados de aterros sanitários estabilizados. Eles verificaram que a melhor partida seria empregando lixiviado diluído 10 vezes, com adição de inóculo e em fluxo intermitente, com cargas periódicas para que forneça substrato aos microrganismos envolvidos na degradação sem conferir-lhes toxicidade, que é inerente ao lixiviado.

A Fase III foi um período de readaptação do lodo, buscando-se verificar se os elementos presentes no lixiviado concentrado, utilizado na fase II, haviam causado completa toxicidade ao reator ou apenas inibição da atividade microbiana. Ocorreu, no início desta fase, a queda brusca do pH, não ter ocorrido colapso total do reator na fase II, mas sim, uma inibição. Para garantir a readaptação dos microrganismos optou-se em adicionar, inicialmente, $1,0 \text{ g/L}$ de bicarbonato de sódio no efluente sintético e, após uma semana de operação, retornou-se à adição de $0,5 \text{ g/L}$, conforme foi feito na fase I. O pH médio na saída do reator ficou em torno de 6,2 e na entrada manteve-se em 7,5. Foi obtida nesta fase uma remoção média de DQO_{total} em torno de 49,2%, resultado que comprovou a presença de compostos inibidores da atividade microbiana do reator.

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) nas fases I e III, se situou próxima de $2 \text{ mgO}_2/\text{L}$, enquanto que, na Fase II, ele foi mantido em torno de $5,5 \text{ mgO}_2/\text{L}$. Esse valor médio indicou que o OD não foi um fator limitante para a ineficiência da 1ª partida do reator.

Um dos fatores que pode ter contribuído para essa redução no desempenho dos microrganismos da Fase III foi a constante falta de energia elétrica, conseqüentemente, queda no suprimento do oxigênio, variável limitante ao processo. Este fato também ocasionou a queima do compressor de ar direto e substituição por 5 aeradores de aquário para a fase seguinte do experimento (Fase IV).

b) Fase IV

A fase IV foi subdividida nas etapas 1, 2, 3 e 4, as quais corresponderam, respectivamente, às diluições de 10, 15, 25 e 100% do lixiviado. Nesta fase foi adicionado etanol como fonte externa de carbono (0,3 mL/L de lixiviado). Segundo Contrera (2008), a adição de etanol também se faz necessária, mesmo em pequenas concentrações e por algum período de tempo, para se manter a biomassa ativa quando o sistema de tratamento estiver recebendo, momentaneamente, uma elevada carga de matéria recalcitrante ou inerte.

As variações dos valores de pH afluente e efluente ao longo da Fase IV são mostrados na Figura 24. Observa-se que o pH afluente manteve-se entre 6,8-7,6, enquanto que, o pH efluente variou entre 6,7-7,9, ou seja, não houve diferenças entre os valores de pH afluente e efluente ao RAS, apesar de ser um período de chuvas em que outros compostos poderiam ser carregados e alterar as características do lixiviado, e nem com as taxas de diluições estudadas (10%, 15%, 25% e 100%). Em todas as etapas da Fase IV, o oxigênio dissolvido foi mantido em torno de 6 mgO₂/L com a utilização de 5 aeradores de aquário.

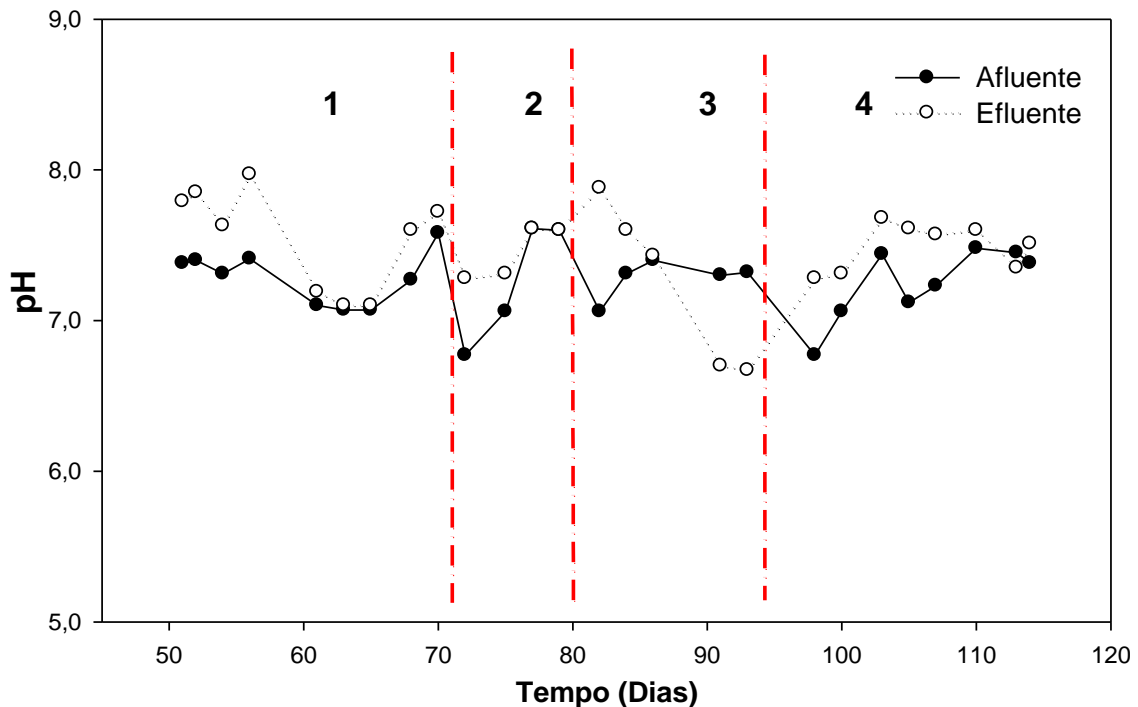


Figura 24 - pH afluente e efluente ao RAS nas etapas 1, 2, 3 e 4 da Fase IV.

Segundo Metcalf ; Eddy (2003), o pH na faixa de 7,2-8,0 é considerado ideal para nitrificação, logo, os valores de pH medidos nesta fase, indicaram boa condição de

nitrificação no reator. Na Figura 25 é possível verificar que durante a fase IV não houve possibilidade de acidificação do sistema, devido ao consumo de AGVs e a manutenção da alcalinidade.

Na Figura 25 é mostrado o comportamento da alcalinidade total nas etapas 2 (15%), 3 (25%) e 4 (100%), não sendo medida na etapa 1. O aumento da alcalinidade do afluente ao RAS foi proporcional ao percentual de lixiviado adicionado. A concentração média da alcalinidade total, no afluente, foi de 415, 520 e 1280 (mg CaCO₃/L) para as etapas 2, 3 e 4, respectivamente. No efluente, para as mesmas etapas, as concentrações foram de 330, 280 e 435 (mg CaCO₃/L). Constatou-se, uma redução da alcalinidade no sistema, ou seja, consumo da alcalinidade nos processos de degradação da matéria orgânica e nitrificação. Como não se verificou esgotamento da alcalinidade nem diminuição do pH no reator, não foi necessário a adição de fonte de alcalinidade externa, como realizado nas fases I e III (bicarbonato de sódio).

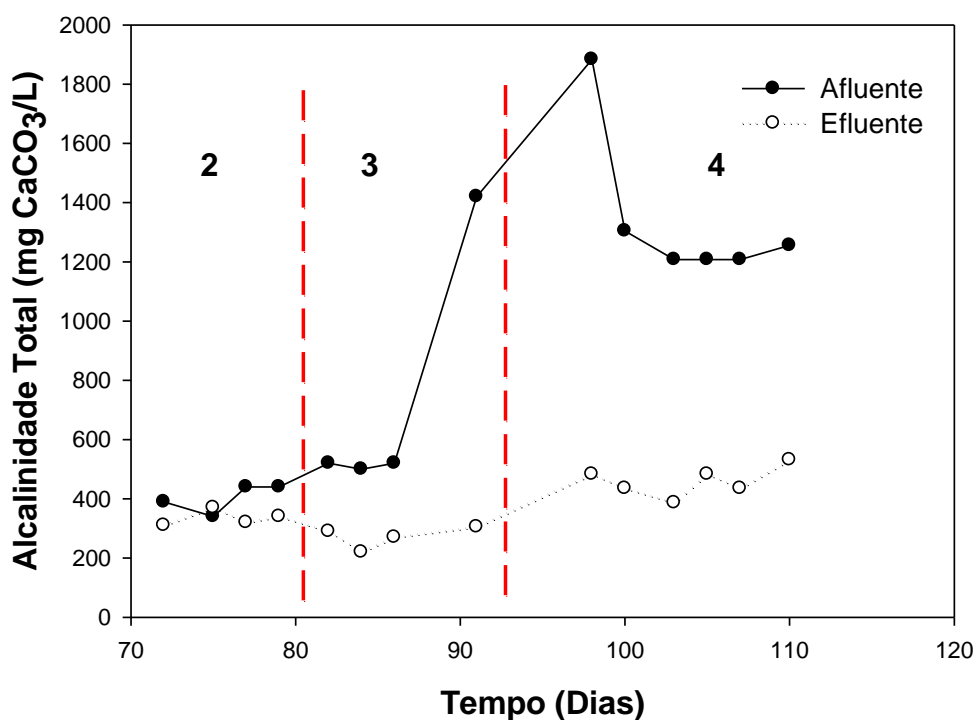


Figura 25 - Alcalinidade afluente e efluente ao RAS nas etapas 2, 3 e 4 da Fase IV.

Na Figura 26 verifica-se que houve uma oscilação na concentração de ácidos graxos voláteis (AGV) no afluente ao RAS, enquanto que no efluente ocorreu um acréscimo ao longo da fase IV. Na etapa 4, a concentração de AGV no efluente aumentou rapidamente

em relação à fase 3, indicando produção de ácidos, provavelmente decorrente do uso do lixiviado sem diluição e não ser mais o período chuvoso.

Contrera (2008) relembra que os ácidos voláteis podem ser considerados como importantes componentes dos lixiviados de aterros sanitários, pois são o produto final de processos fermentativos e hidrolíticos de gorduras, proteínas e carboidratos que constituíam a matéria orgânica presente nos resíduos. De acordo com o referido autor, as concentrações desses ácidos nos lixiviados podem variar bastante com a idade do aterro sanitário, ou seja, os lixiviados de aterros sanitários ditos “jovens”, ou mesmo das frações mais jovens de aterros velhos costumam apresentar elevadas concentrações de AGV; porém, em aterros sanitários mais velhos, a concentração desses ácidos pode ser muito baixa ou mesmo até inexistir nos lixiviados. Neste caso, apesar de o aterro sanitário ASMOC já possuir mais de 10 anos de operação, ele ainda varia bastante quanto à concentração de AGV no lixiviado afluente devido o aterro está em pleno funcionamento e receber resíduos de composição variada.

Concluiu-se que os resultados de pH, alcalinidade e AGV, durante a Fase IV, indicaram que o RAS manteve uma boa estabilidade.

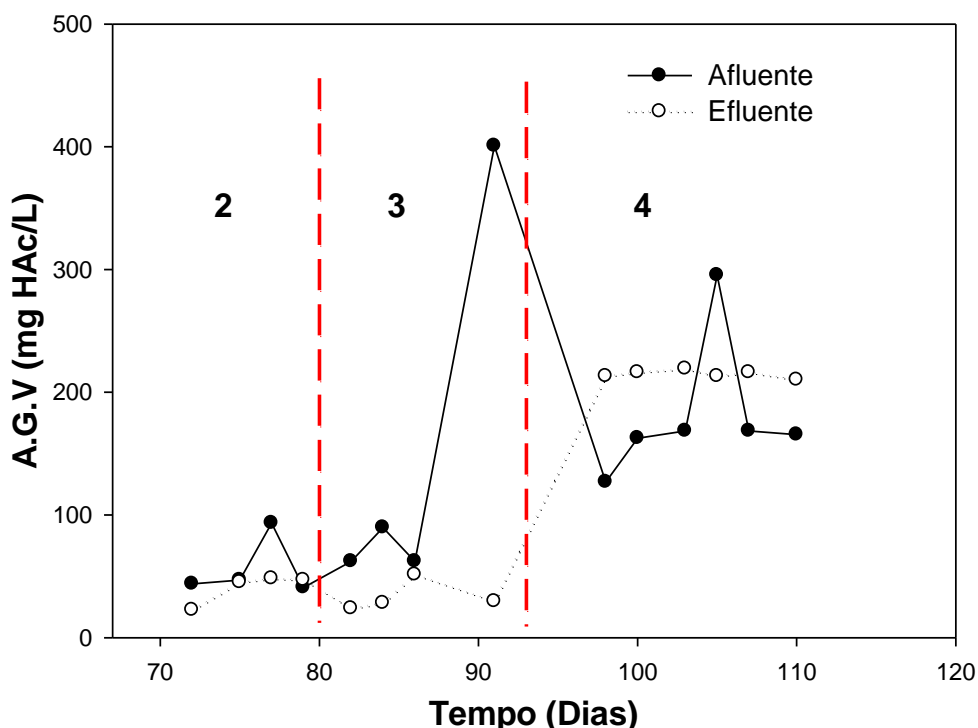


Figura 26 - AGV afluente e efluente ao RAS nas etapas 2, 3 e 4 da Fase IV.

Nas etapas 1 (10%), 2 (15%) e 3 (25%), os percentuais de remoção de DQO_{total} obtidos foram de 48,0%, 73,9% e 69,7%, respectivamente. A etapa 4 foi com o lixiviado sem

diluição e com adição de etanol, pois se verificou que o lixiviado apresentava baixa DQO_{total} afluente ao RAS (Apêndice I), devido ao início do período de inverno. Nesta etapa, a remoção média de DQO_{total} foi aproximadamente 60%. Esse percentual mostrou que o colapso verificado na fase II havia sido por causa da elevada concentração de compostos recalcitrantes e/ou tóxicos presentes no lixiviado, mesmo utilizando um lixiviado diluído (25%).

Na Figura 27 verifica-se o aumento gradativo da DQO do afluente com a adição de lixiviado. A DQO filtrada foi semelhante à DQO total, indicando que a matéria orgânica encontrava-se totalmente dissolvida no efluente.

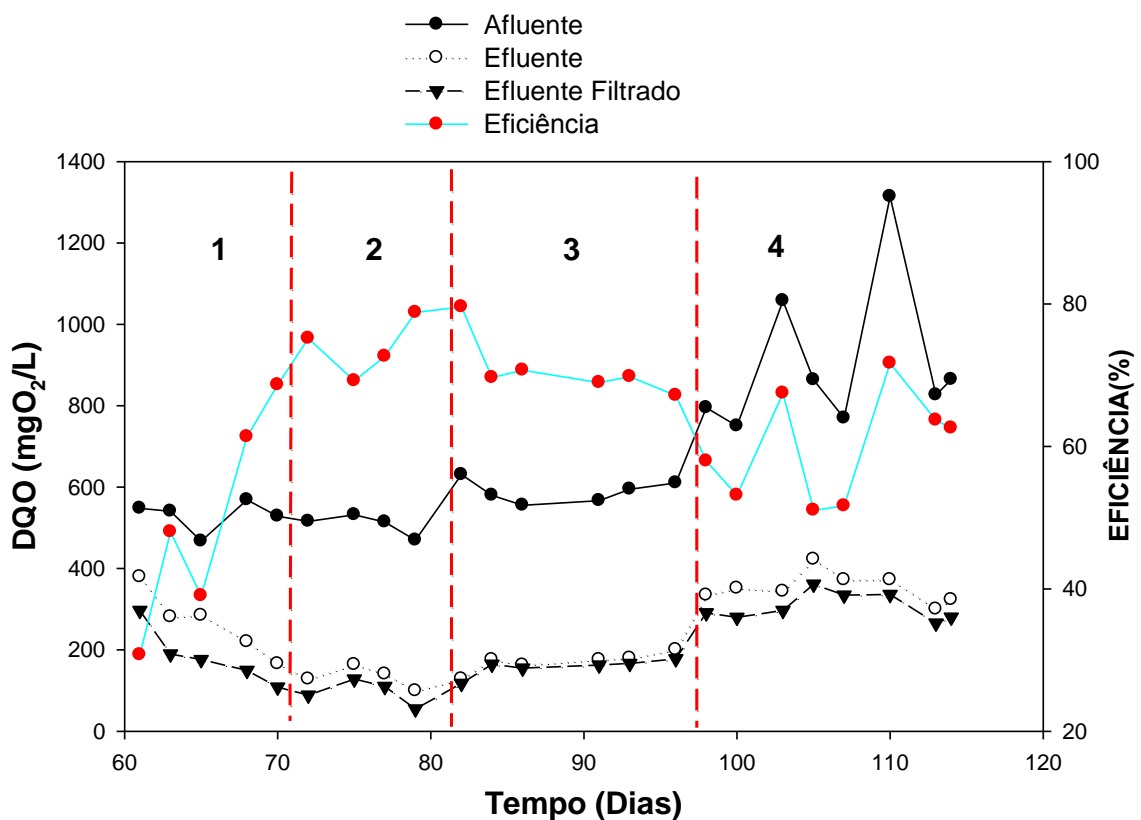


Figura 27 - DQO_{total} afluente e efluente ao RAS nas etapas 1,2,3 e 4 da Fase IV.

Na Figura 28 são mostradas as variações na concentração de amônia afluente e efluente. Observou-se que nas etapas 1 (10%), 2 (15%) e 3 (25%), os valores de entrada de amônia foram abaixo de 100 mg/L, e não ocorreu uma redução acentuada nessas etapas, sendo obtidos os valores de remoção 9,66% ($\pm 3,85$), 14,14% ($\pm 21,27$) e 52,00% ($\pm 9,42$), respectivamente. Contudo, na etapa 4 houve um aumento na concentração de amônia na entrada do RAS, com valor médio de 169,40 mgNH₃/L e o reator apresentou um percentual de remoção 89,13% ($\pm 17,67$). Adicionalmente, pode-se inferir que o aumento da capacidade de

nitrificação se deu pelo crescente desenvolvimento de bactérias nitrificantes aderidas ao meio suporte.

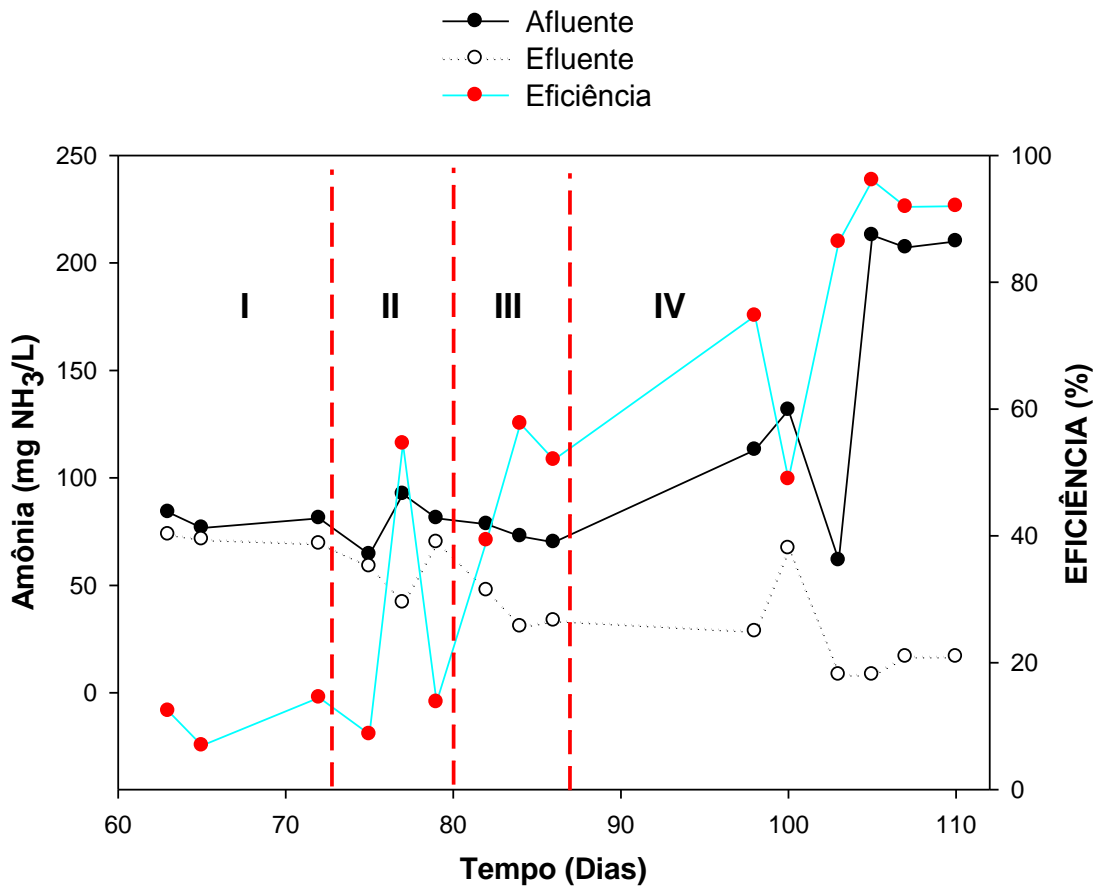


Figura 28 - Amônia afluente e efluente ao RAS nas etapas 1, 2, 3 e 4 da Fase IV.

Como foram obtidos bons resultados de remoção de DQO_{total} e amônia, nesta etapa 4, optou-se em testar o lixiviado sem fonte externa de carbono (etanol), iniciando-se, assim, a Fase V.

c) Fase V

A fase V durou 120 dias e foi realizada com lixiviado 100% e sem adição de etanol. Além dos parâmetros de pH, OD, DQO, amônia, alcalinidade e AGV foram analisados os nitritos, nitratos e fosfatos.

Nesta fase de operação, verificou-se que os valores médios do pH do lixiviado afluente e efluente do RAS foram 7,5 e 6,8 respectivamente, o que indicava que o reator continuava com uma boa capacidade de tamponamento e estava trabalhando dentro da faixa considerada ótima para os processos biológicos. Na Figura 29 são mostrados os perfis do pH

ao longo da Fase V para o lixiviado afluente e efluente ao RAS. A concentração de oxigênio dissolvido (OD) média foi de 7 mg/L, não sendo limitante ao processo de oxidação biológica e nitrificação.

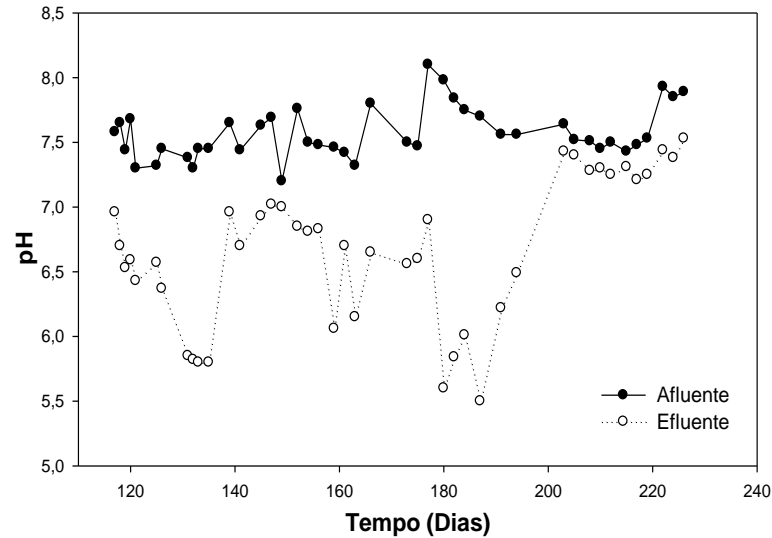


Figura 29 - pH afluente e efluente ao RAS em relação ao tempo, nas etapas 1, 2, 3 e 4 da Fase IV.

Os valores da alcalinidade total e dos ácidos graxos voláteis (AGVs) do lixiviado afluente e efluente são mostrados nas Figuras 30 e 31, respectivamente.

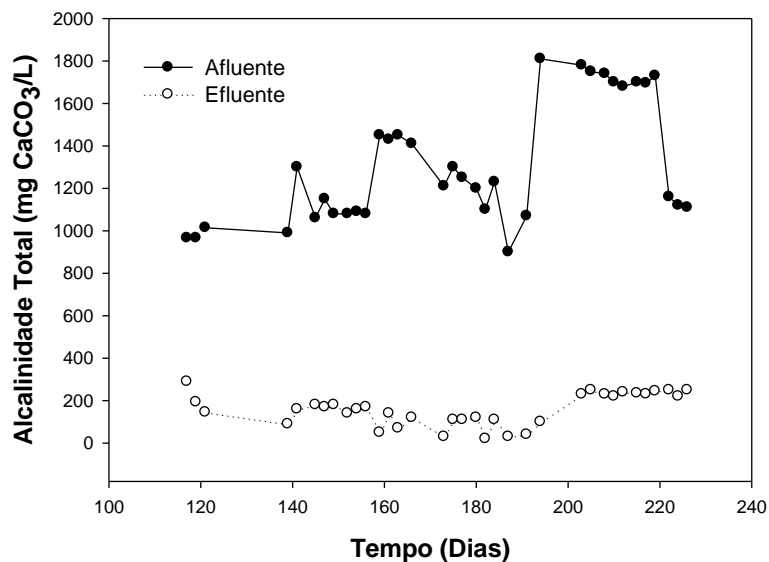


Figura 30 - Alcalinidade afluente e efluente ao RAS na Fase V.

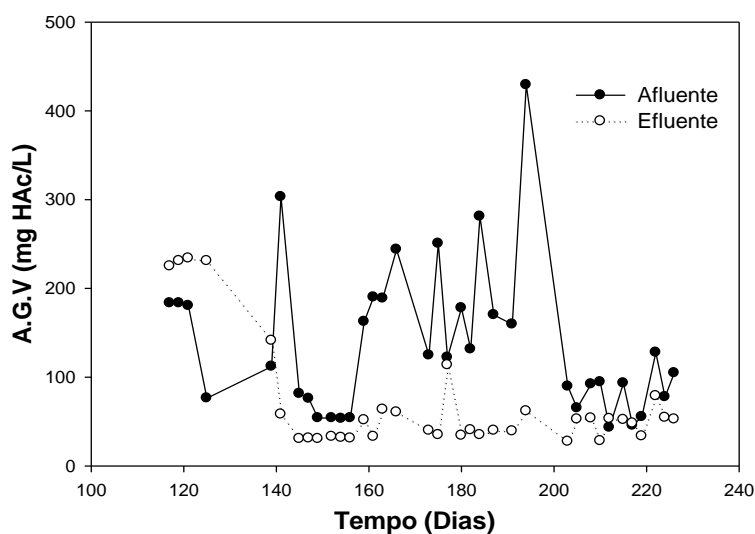


Figura 31 - AGV afluente e efluente ao RAS na Fase V.

Em termos de valores médios de alcalinidade afluente e efluente, verificou-se 1346 e 159 mg CaCO₃/L, respectivamente, o que correspondeu a uma redução na alcalinidade de entrada em torno de 88% ($\pm 6,19$). O consumo de aproximadamente 90% da alcalinidade total foi importante tanto para o combate aos ácidos formados durante a degradação da matéria orgânica biodegradável, quanto para promover a nitrificação, em que são necessários 7,14 g de alcalinidade (mg CaCO₃) para oxidar 1 g de N-amoniacal.

▪ Remoção da matéria orgânica

O reator apresentou uma eficiência média em termos de remoção de DQO_{total} de 31,1%. A DQO afluente média foi de 376,2 mg/L e a do efluente de 259,2 mg/L, sendo a variação temporal mostrada na Figura 32.

Observou-se que a DQO do lixiviado afluente ao RAS era baixa e, possivelmente, continha uma grande fração não biodegradável, o que justificou os baixos valores de eficiência encontrados. Stephenson *et al.*(2003) estudaram a viabilidade de um filtro aerado para tratamento de lixiviado com DQO afluente de 786 mg/L, sendo obtida uma remoção de DQO_{total} de 36%, possivelmente devido ao fato de o lixiviado conter uma grande fração não biodegradável. Em relação à DQO filtrada, verificou-se que ela foi praticamente igual à DQO total, indicando que não houve perda de sólidos no sobrenadante, semelhante à Fase IV (Figura 32).

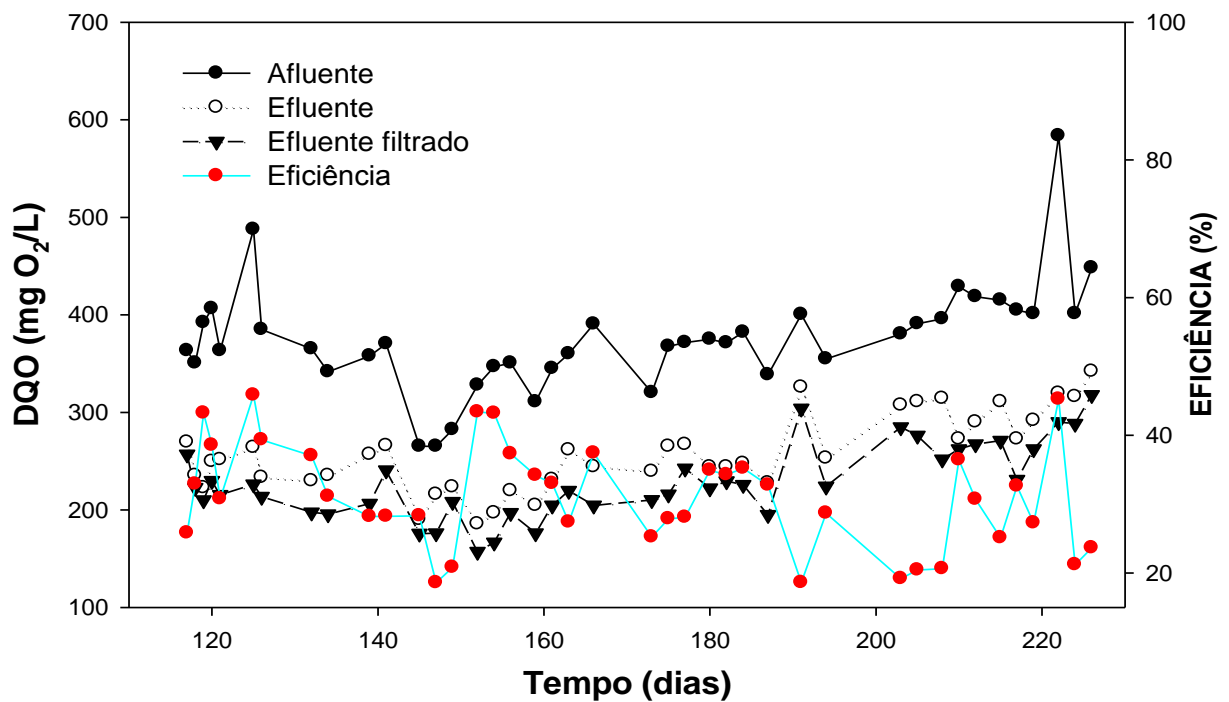


Figura 32 - DQO_{total} afluente e efluente ao RAS, filtrada e não filtrada, na Fase V.

▪ *Remoção das formas nitrogenadas e fosforadas*

Os valores de nitrogênio amoniacal afluente e efluente ao RAS são mostrados na Figura 33. O valor médio de eficiência de remoção obtido foi de 98,6%. Verificou-se que houve uma redução acentuada do nitrogênio amoniacal, por meio da nitrificação, sendo atingido valores abaixo de 20 mg NH₃/L, limite de descarte definido na Resolução CONAMA nº 397/08, portanto, o lixiviado atendeu a referida norma.

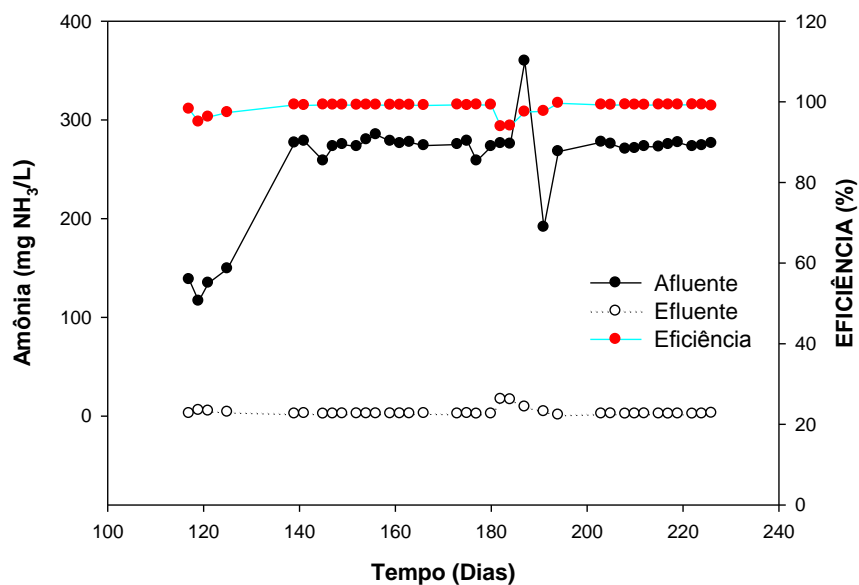


Figura 33 - Amônia afluente e efluente ao RAS na Fase V.

Nas Figuras 34 e 35 são mostrados os valores de nitrito e nitrato, afluente e efluente ao RAS, respectivamente.

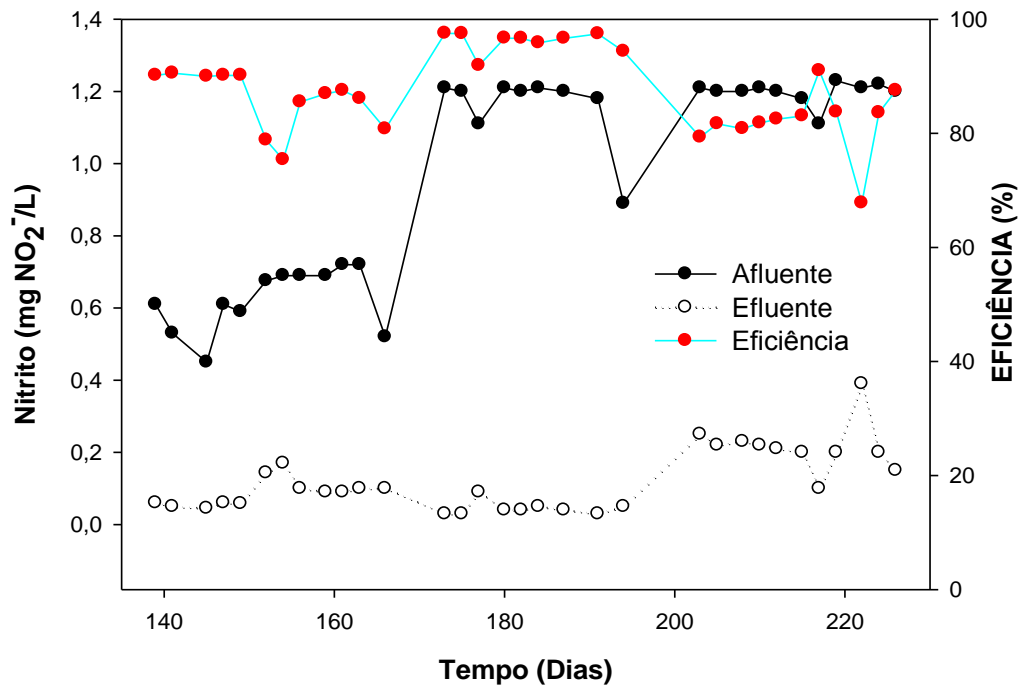


Figura 34 - Nitrito afluente e efluente ao RAS na Fase V.

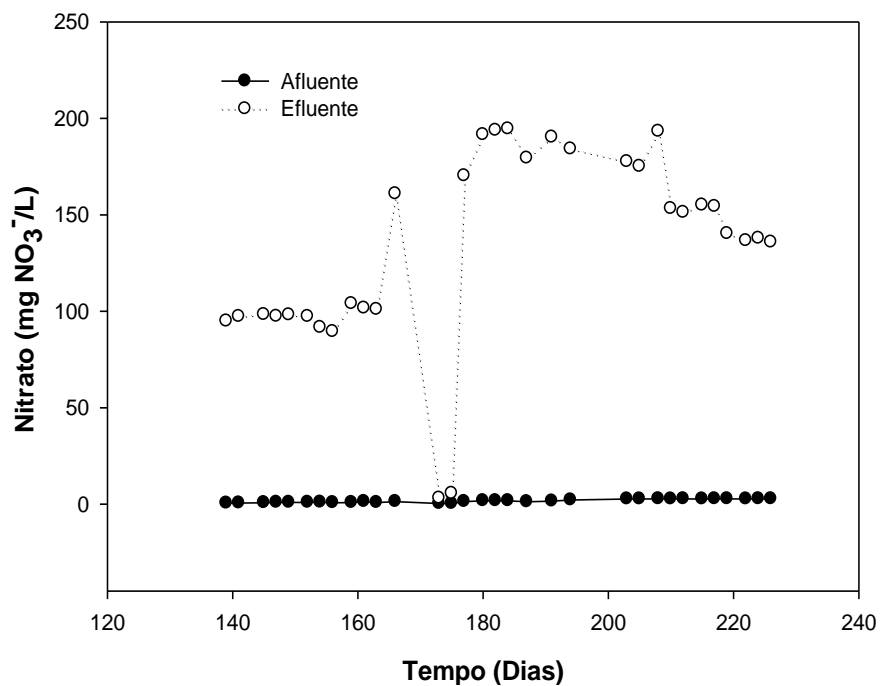


Figura 35 - Nitrato afluente e efluente ao RAS na Fase V.

Observou-se que o nitrogênio amoniacal convertido em nitrito foi imediatamente convertido em nitrato, já que não houve acúmulo de nitrito no reator (Figura 34), e as concentrações de nitrato aumentaram significativamente (Figura 35). Em relação ao nitrato, o lixiviado afluente e efluente ao RAS apresentaram valores médios de $1,65 (\pm 0,88)$ mg NO_3^-/L e $132,93 (\pm 50,01)$ mg NO_3^-/L , respectivamente, indicando um aumento de aproximadamente 80 vezes. Para os nitritos, os valores médios do afluente e efluente foram $0,97 (\pm 0,28)$ mg NO_2^-/L e $0,12 (\pm 0,09)$ mg NO_2^-/L , respectivamente, o que representou uma eficiência de remoção de nitritos de 87,5%.

Jokela *et al.*, (2002) trataram chorume (composição: 60-170 mg/L de N-NH_4^+ e 230-1300 mg/L de DQO) em biofiltros utilizando recheio de tijolo triturado. Foram alcançadas remoções de mais de 90% de amônia, aplicando uma carga de 0,110 – 0,130 kg $\text{N-NH}_3/\text{m}^3\text{d}$ e TDH de 1,4 dias. Os autores observaram que chorume com alta DQO diminuía o processo de nitrificação, provavelmente devido à inibição das bactérias nitrificantes, normalmente mais sensíveis e de crescimento mais lento do que as bactérias heterotróficas, ou mesmo devido a um efeito de competição por nutrientes ou OD.

Magri *et al.*, (2007) estudaram dois biofiltros aerados submersos com diferentes meios suportes (cascas de ostras e tampas de polietileno) para o pós-tratamento de efluentes de tanque séptico e verificaram que os referidos reatores foram efetivos na nitrificação (BAS 1: 100% e BAS 2: 62%), tendo em vista a formação de nitratos.

Na Figura 36 é mostrada a variação temporal da concentração afluente e efluente de ortofosfato, sendo os valores médios de 314,1 e 171,2 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{L}$, respectivamente, o que representa uma remoção média de 41,2%. Tendo em vista a presença de vários metais pesados e outros cátions no afluente, o principal mecanismo de remoção de P foi provavelmente via precipitação, muito embora não se possa esquecer do mecanismo de assimilação biológica.

Para o fósforo, os limites são definidos de acordo com o escoamento do corpo hídrico. Para ambientes lênticos, o limite é de 0,03 mg/L P e, para os intermediários é de 0,05 mg/L P. Considerando que, o lançamento de efluente não pode comprometer o corpo hídrico receptor, constatou-se nessa situação que esses valores médios obtidos foram bem elevados para serem lançados nesses tipos de corpos d'água.

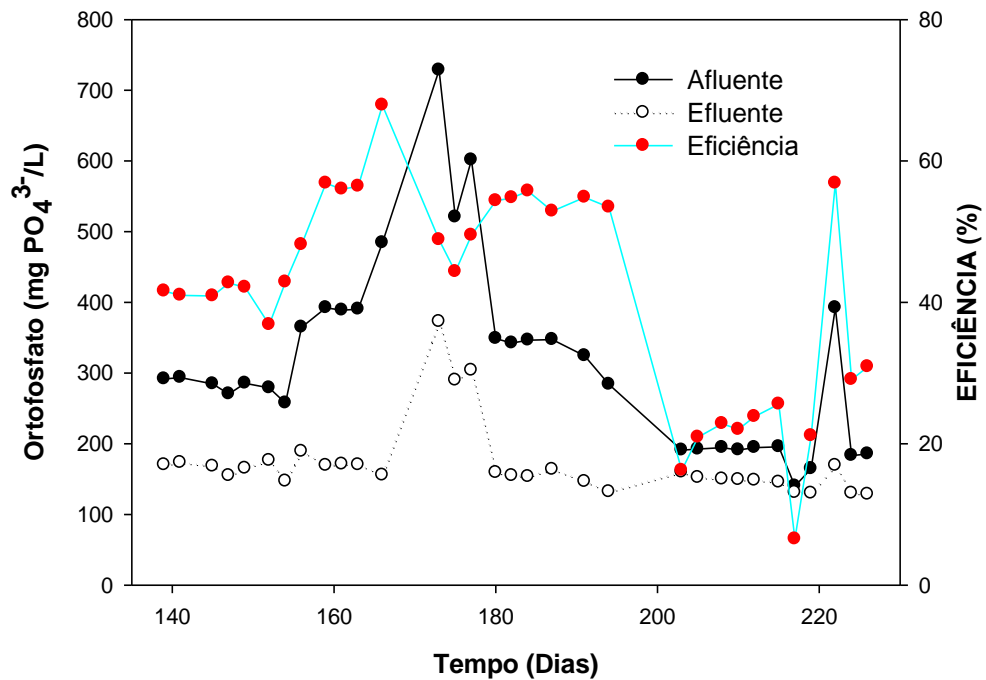


Figura 36 - Ortofosfato afluente e efluente ao RAS na Fase V.

5.4 Reator em Batelada Sequencial - RBS

O reator em batelada sequencial (RBS) foi iniciado a partir da resposta do reator aerado submerso (RAS) com o lixiviado a 25%, quando foi verificada elevada toxicidade, com o intuito de avaliar o comportamento de ambos os reatores biológicos no pós-tratamento do mesmo lixiviado. Os resultados serão apresentados de acordo com as fases de operação do reator descrita na Tabela 7.

a) Fases I, II e III

Os valores de pH e DQO durante o desenvolvimento das Fases I, II e III são mostrados nas Figuras 37 e 38, respectivamente.

Na fase I pode-se observar que o pH médio do efluente sintético de entrada (afluente) e saída (efluente) do reator foi, respectivamente, 6,91 e 5,3. Percebe-se que houve uma formação de ácidos durante a utilização do etanol pelos microrganismos aeróbios, presentes no reator, mostrando que, o lodo aeróbio utilizado na partida do sistema estava ativo. Em virtude desse resultado, adicionou-se 0,5 g/L de bicarbonato de sódio para o tamponamento do efluente sintético. Em relação à DQO, o reator apresentou uma remoção acentuada em relação às fases subsequentes devido à natureza altamente biodegradável do

etanol. A DQO afluyente média era de 2782,6 mg O₂/L, sendo a DQO efluente de 208,5 mg O₂/L, correspondendo a uma eficiência média de remoção de 92,5%.

Na fase II foram realizados estudos de diluições com o lixiviado, nas concentrações de 25, 50, 100%, respectivamente, utilizando o reator com um TDH de 24 horas. O pH médio afluyente e efluente foi de 7,4 e 6,3, respectivamente (Figura 37).

Na Figura 39 está mostrado o comportamento da DQO de acordo com as diluições. Com o lixiviado diluído a 25%, obteve-se uma remoção média de 56,8%, mostrando que o reator sofreu um impacto devido à presença do lixiviado e de possíveis compostos recalcitrantes contidos nele. Com o lixiviado a 50%, foi obtida uma remoção média de 73,65%, indicando um aumento na eficiência de remoção em relação à diluição anterior. Possivelmente, os microrganismos já estavam adaptados ao lixiviado. Com o lixiviado a 100%, a remoção foi, em média, de 64,41%.

Em termos de valores médios obtidos nesta fase, a remoção de DQO foi de 65,5%, valor considerado satisfatório face à recalcitrância do lixiviado.

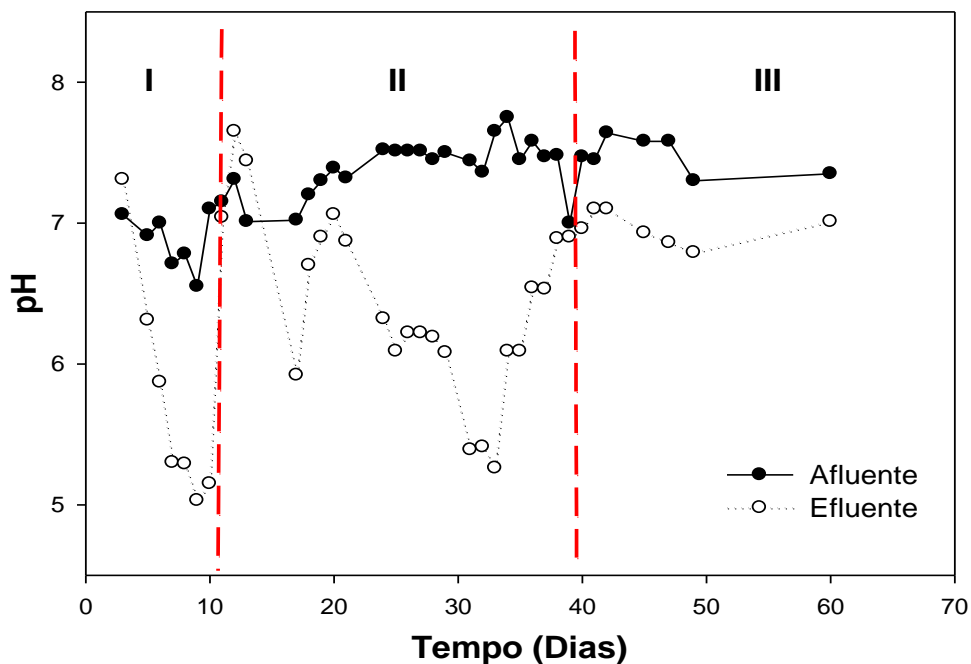


Figura 37- pH afluyente e efluente ao RBS nas fases I, II e III no RBS.

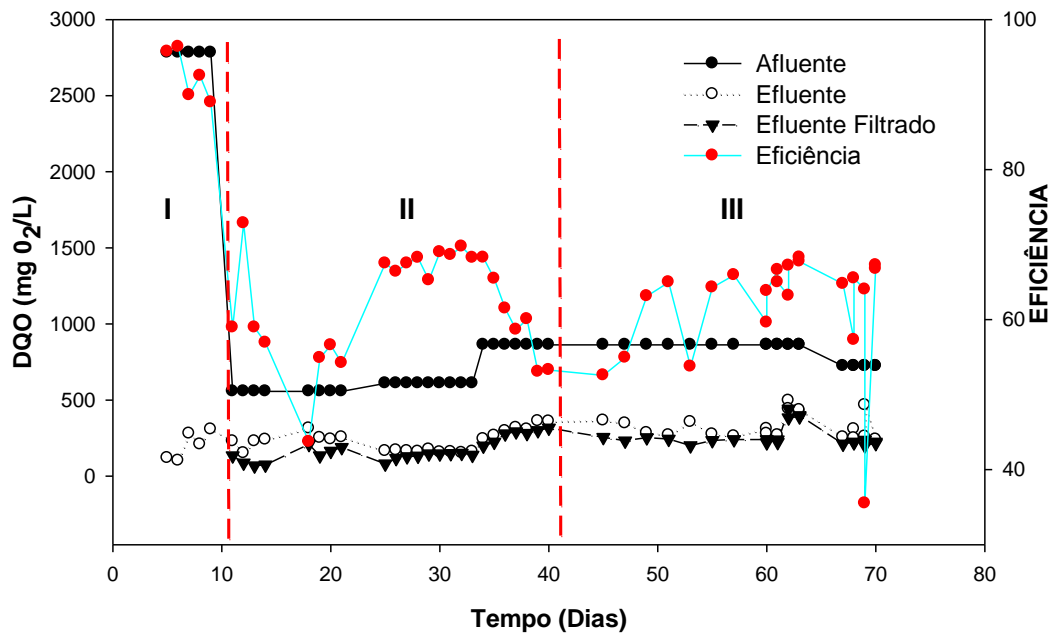


Figura 38 - DQO afluente e efluente ao RBS nas fases I, II e III no RBS.

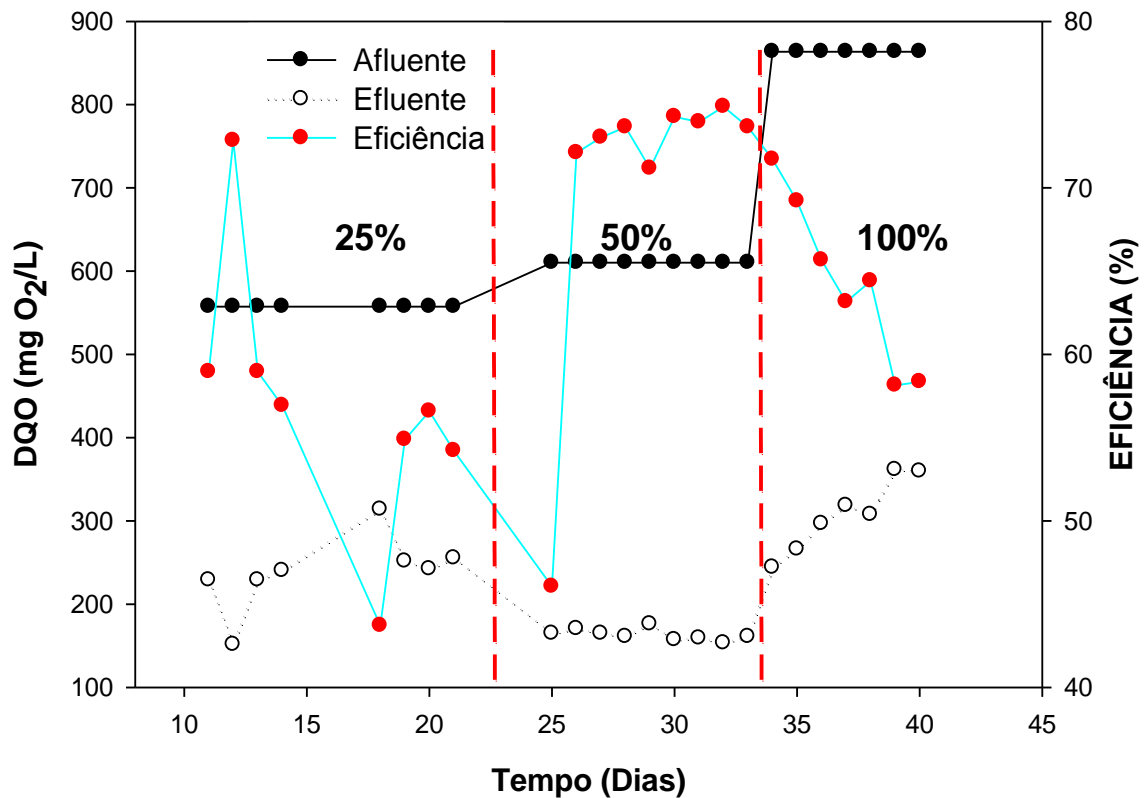


Figura 39 - DQO afluente e efluente ao RBS na fase II do experimento.

A fase III foi um período onde se testou o lixiviado a 100%, avaliando-se os tempos totais de ciclo ou TDH de 12 e 48 horas. O pH médio afluente e efluente foi, em média, de 7,5 e 6,9, respectivamente (Figura 37). As remoções de DQO encontradas para os

TDHs de 12 e 48 horas foram 64,9 e 63,1%, respectivamente. Assim, não houve diferença entre os TDHs estudados, em relação à remoção dos constituintes analisados, fazendo com que se considerasse 12 h como tempo ótimo de ciclo, de forma a minimizar os custos com volume do reator e tempo de aeração. Tal TDH foi utilizado na fase IV do experimento.

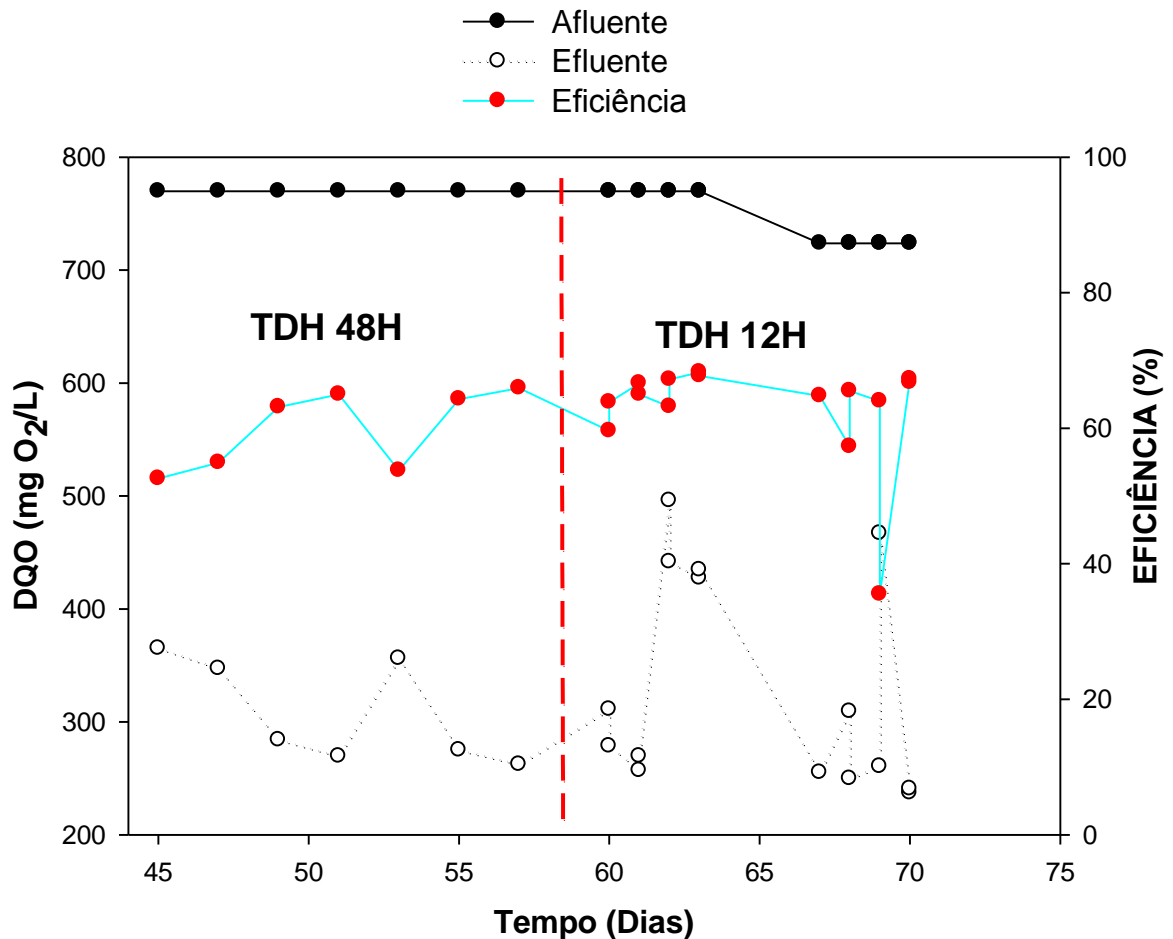


Figura 40 - DQO afluyente e efluente ao RBS na fase III.

b) Fase IV

Depois de investigado o efeito das diluições e os tempos totais de ciclo ou TDH no desempenho do RBS, iniciou-se a fase IV, que consistia no tratamento do lixiviado sem fonte externa de carbono e operado com um TDH de 12 horas.

Os valores médios encontrados para alcalinidade total do lixiviado afluyente e efluente foram 1342 e 227 mg CaCO₃/L, respectivamente (Figura 41). Essa redução da alcalinidade mostrou que aproximadamente 80% da alcalinidade foi consumida, tanto no combate aos ácidos formados durante a degradação da matéria orgânica biodegradável, quanto para promover a nitrificação. Mesmo com elevado consumo da alcalinidade, o pH

manteve-se próximo da neutralidade durante o estudo. Os valores médios encontrados para AGV do lixiviado afluente e efluente foram 127,00 e 45,15 mg HAc/L, respectivamente (Figura 42).

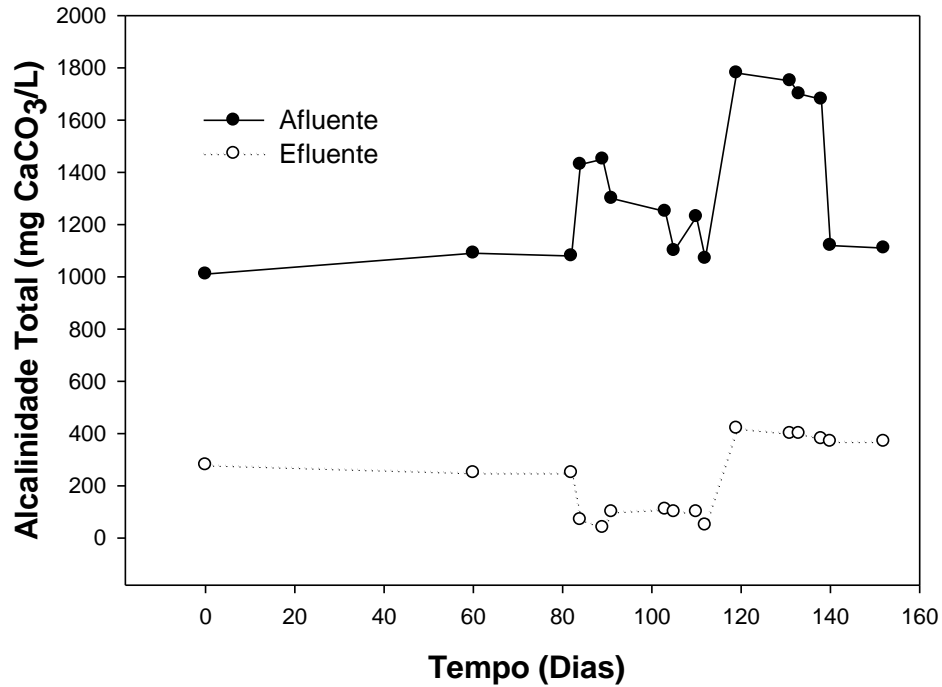


Figura 41 - Alcalinidade afluente e efluente ao RBS na fase IV.

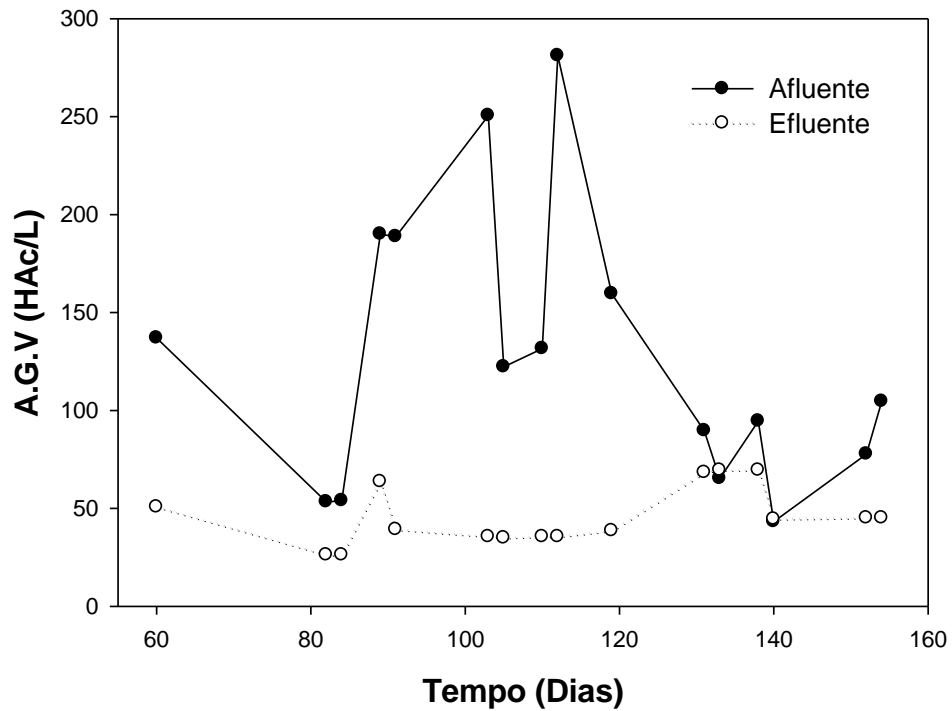


Figura 42 - AGV afluente e efluente ao RBS na fase IV.

▪ *Remoção de matéria orgânica*

Nesta fase o reator apresentou uma eficiência média em termos de remoção de DQO_{total} de 32,5%. A concentração afluyente média de DQO foi de 391 mg/L e do efluente de 264 mg/L, sendo a variação temporal ao longo das várias bateladas realizadas mostrada na Figura 43. Observou-se que, a DQO do lixiviado afluyente ao RBS estava muito baixa e, possivelmente, continha uma grande fração de compostos não biodegradáveis, o que justificaria os baixos valores de eficiência encontrados para o reator. Os valores de $DQO_{filtrada}$ do efluente foram próximos aos valores da DQO_{total} , indicando que não houve perda de sólidos durante a operação do reator. Outros estudos também atribuíram a baixa remoção de matéria orgânica devido à baixa biodegradabilidade do lixiviado. Contrera (2008), utilizando um sistema de lodos ativados em batelada após um reator anaeróbio, também obteve eficiências na faixa de 20 a 30%, de remoção de DQO, atribuindo tal situação à complexidade do lixiviado e à baixa biodegradabilidade.

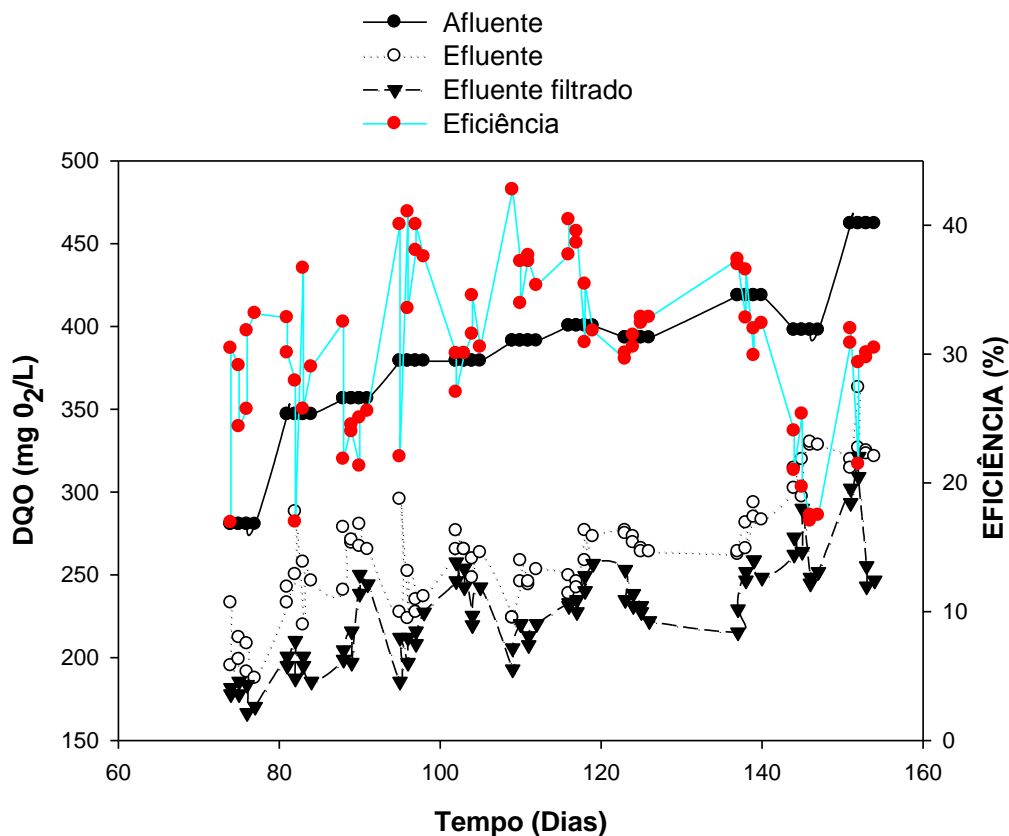


Figura 43 - DQO afluente e efluente ao RBS na fase IV.

▪ *Remoção de formas nitrogenadas e fosforadas*

Conforme mostrado na Figura 44 os valores de nitrogênio amoniacal afluente e efluente ao RBS, foram de 259,2 mgNH₃/L e 2,1 mgNH₃/L, respectivamente, correspondendo a uma eficiência média de remoção de 99,2%. Verificou-se que houve uma redução acentuada do nitrogênio amoniacal no RBS por meio da nitrificação, sendo atingido valores abaixo de 20 mgNH₃/L, limite de descarte definido na Resolução CONAMA n° 397/08. Cybis *et al.* (2004) avaliaram a eficiência de um RBS na remoção de nitrogênio presente em esgoto doméstico com baixa DQO e obtiveram uma remoção média de 88% em três bateladas de oito horas.

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) média, mantida no reator na fase de aeração foi de 7 mg/L, não sendo, portanto, limitante ao processo de remoção de DQO ou nitrificação. Ruiz *et al.*, (2006) estudaram o processo de nitrificação-desnitrificação biológica para remoção de nitrogênio em esgotos via acúmulo de nitrito. Os autores avaliaram a influência do oxigênio dissolvido (OD) na etapa de nitrificação e verificaram que a conversão da amônia foi prejudicada quando o OD foi de 0,5 mg/L, sendo possível remover amônia e acumular nitritos em 1,4 mgOD/L e entre 1,7-5,0 mgOD/L o processo de nitrificação não foi afetado.

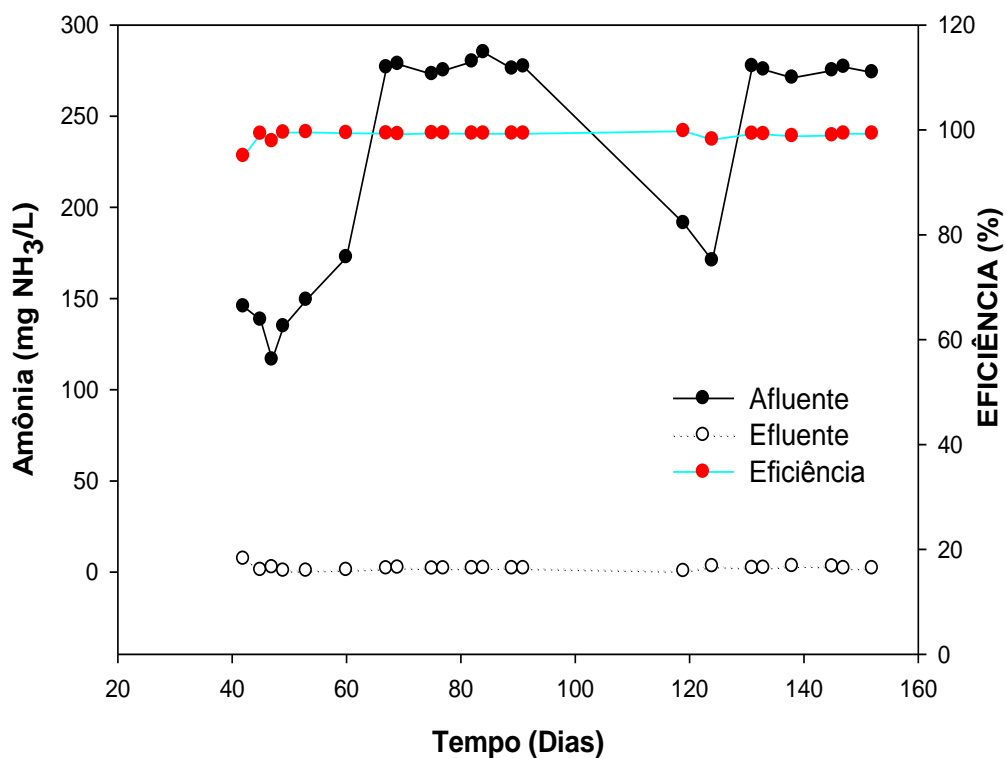


Figura 44 - Amônia afluente e efluente ao RBS na fase IV.

Nas Figuras 45 e 46 são mostrados os valores de nitrito e nitrato afluente e efluente ao RBS, respectivamente. Obteve-se uma remoção média de 92,5% de nitrito, ou seja, houve uma conversão do nitrogênio amoniacal em nitrito e imediatamente a nitrato, já que não houve acúmulo de nitrito no reator (Figura 45), enquanto as concentrações de nitrato aumentaram (Figura 46). Em relação ao nitrato, o lixiviado afluente e efluente apresentaram valores médios de 2,0 e 84,4 mgNO₃⁻/L, respectivamente.

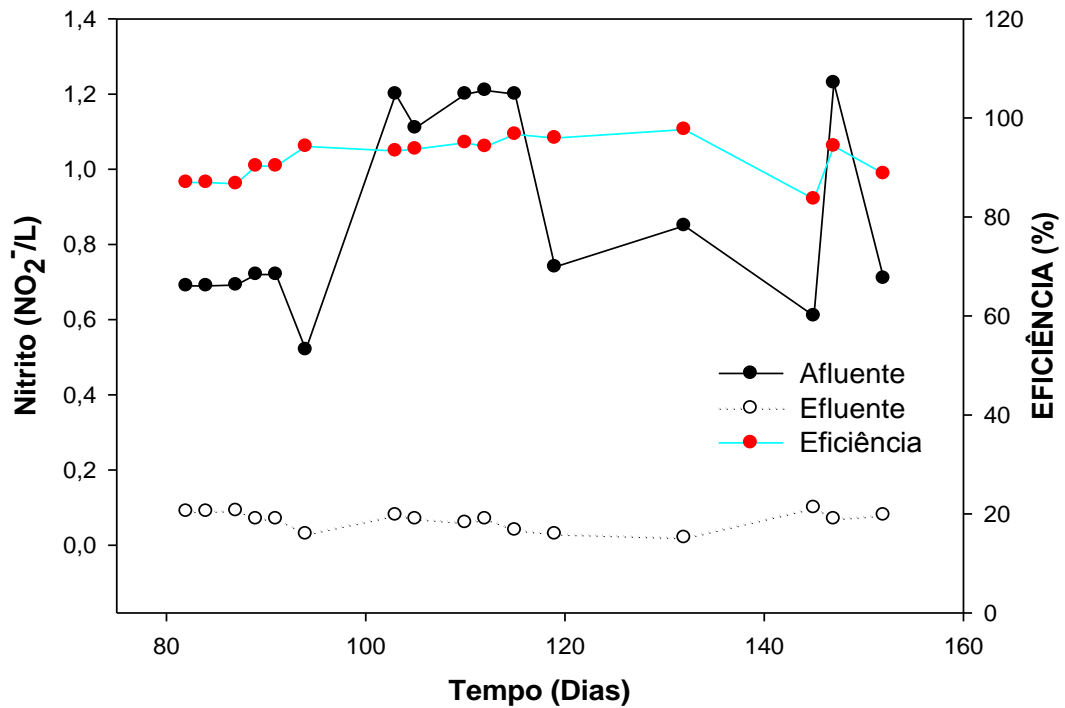


Figura 45 - Nitrito afluente e efluente ao RBS na fase IV.

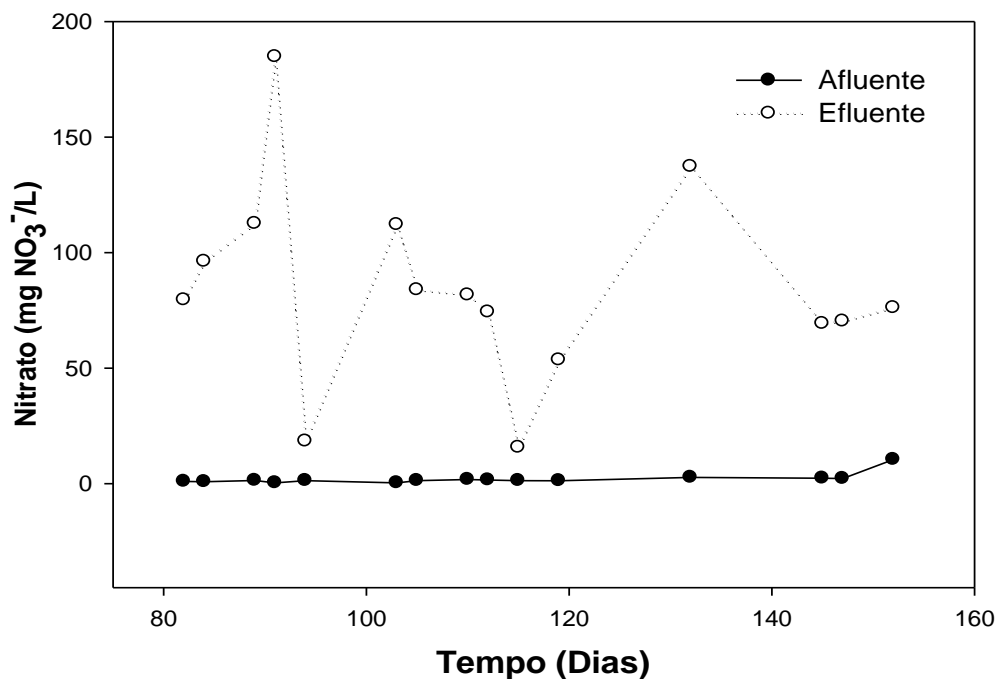


Figura 46 - Nitrato afluente e efluente ao RBS na fase IV.

A capacidade de desnitrificação do sistema poderia ser melhorada, aumentando-se o tempo para a fase anóxica no total de ciclos do RBS, assim como a idade de lodo. Entretanto, não era objetivo principal do trabalho tal otimização. Neczaj et al. (2008) obtiveram uma redução de mais de 80% do Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), no estudo de cotratamento de efluente de laticínio e lixiviado recalcitrante de aterro sanitário utilizando um reator em batelada seqüencial aeróbio-anóxico.

Na Figura 47 é mostrada a variação temporal da concentração afluente e efluente de ortofosfato, sendo que, os valores médios obtidos foram: 336,5 e 169,1 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{L}$, respectivamente, o que representou uma remoção média de 49,8%. Tendo em vista a presença de vários metais pesados e outros cátions no afluente, o principal mecanismo de remoção de P foi provavelmente via precipitação, muito embora não se possa esquecer o mecanismo de assimilação biológica. Sponza e Atalay (2004) estudaram o efeito da DQO e NO_3^-/N em um sistema em batelada anaeróbio/anóxico na remoção de $\text{PO}_4^{3-}/\text{P}$, e verificaram que o consumo máximo de P foi obtido entre 800 e 1500 mg $\text{NO}_3^-/\text{N}/\text{L}$ e 2000-4000 mg DQO/L, o que correspondeu uma razão DQO/ NO_3^- entre 2 e 3,75.

Para o fósforo, os limites são definidos de acordo com o escoamento do corpo hídrico. Para ambientes lênticos, o limite é de 0,03 mg/L P, e para os intermediários é de 0,05 mg/L P. Considerando que, o lançamento de efluente não pode comprometer o corpo hídrico receptor, constatou-se nessa situação que esses valores médios obtidos foram bem elevados para serem lançados nesses tipos de corpos d'água.

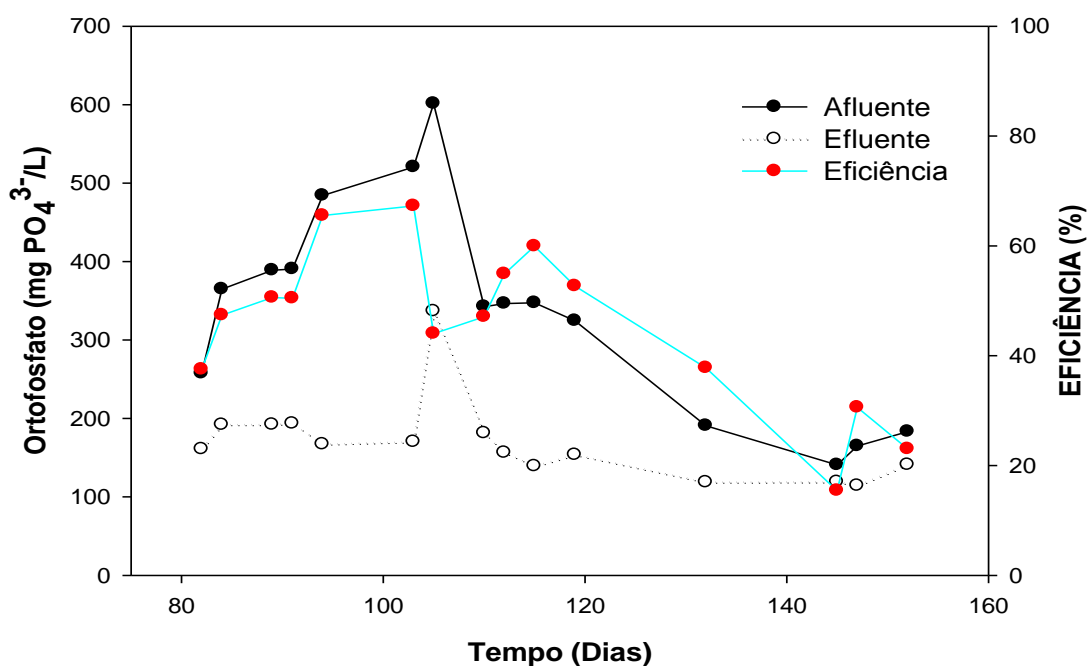


Figura 47 - Ortofosfato afluente e efluente ao RBS na fase IV.

6. CONCLUSÕES

- A etapa de reconhecimento, ou seja, a caracterização do lixiviado proveniente do sistema de lagoas de estabilização do aterro ASMOC deixa clara a necessidade de pós-tratamento desse tipo de efluente antes do seu lançamento no corpo receptor, visando atender as legislações ambientais vigentes, mostrando assim a sua recalcitrância e complexidade.
- Observaram-se flutuações consideráveis entre os constituintes nos anos analisados e épocas do ano, indicando que os sistemas de tratamento do lixiviado têm que ser altamente flexíveis para suportar essas variações e possibilitar o enquadramento nos padrões de descarte;
- A presença de compostos recalcitrantes e tóxicos no lixiviado afluyente ao RAS durante um dos períodos de investigação causou diminuição na remoção de DQO, mostrando efeito inibitório nos microrganismos presentes no inóculo. Entretanto, em uma outra fase de investigação, tanto o RAS quanto o RBS se mostraram eficientes e estáveis na remoção de DQO e nitrogênio amoniacal, mesmo tratando lixiviado sem diluição;
- A adição de uma fonte externa de carbono (etanol), no período do estudo das diluições do lixiviado, tanto no RAS como no RBS aumentou a eficiência global do sistema em termos de remoção de matéria orgânica (DQO), assim como na estabilidade operacional dos mesmos, se mostrando benéfico para suprir as necessidades metabólicas dos microrganismos aeróbios em algumas fases da pesquisa;
- O RAS e o RBS se mostraram altamente eficientes no processo de nitrificação, sendo uma excelente alternativa para o pós-tratamento do nitrogênio amoniacal, o qual é encontrado em altas concentrações em lixiviado antigo;
- O estudo no RBS com os tempos de ciclo de 12, 24 e 48 h revelaram que não houve diferença entre os tempos em relação à remoção dos constituintes analisados, fazendo com que se considerasse 12 h como tempo ótimo de ciclo, de forma a minimizar os custos com volume do reator e tempo de aeração;
- Como conclusão geral do experimento pode-se dizer que o tratamento biológico aeróbio, tanto utilizando reatores aerados submerso (RAS) quanto reatores em batelada seqüencial (RBS), pode ser considerado uma boa alternativa para o pós-tratamento de lixiviado antigos provenientes de sistemas de lagoas de estabilização, mas ainda requer

adequações operacionais ou associações com processos físico-químicos ou de oxidação avançados para o enquadramento de todos os constituintes.

7. RECOMENDAÇÕES

- Reproduzir a operação do RAS incluindo a etapa de recirculação parcial do efluente para as lagoas anaeróbias existentes, para se verificar a capacidade de desnitrificação e remoção biológica do fósforo;
- Estudar um tratamento conjunto aeróbio-anóxico com vista a promover também a desnitrificação;
- Estudar processos não biológicos de pós-tratamento de lixiviados como os Processos de Oxidação Avançada tipo catálise homogênea e heterogênea;
- Implantar um dos sistemas biológicos estudados em escala piloto, recebendo o efluente do sistema de tratamento de lagoas de estabilização do ASMOC e avaliar a eficiência e estabilidade operacional;
- Realizar estudos de ecotoxicidade para avaliação da eficiência global dos processos de tratamento.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBAS A. A.; GUO J.; CHEN Y.; LIU Z.; CHEN P. **Treatment of Landfill Leachate Using a Combined Stripping, Fenton, SBR, and Coagulation Process.** Journal of Hazardous Materials, 2009.
- AISSE, M.M.; LOBATO, M.B.; BONA, A. A.; BARBOSA, L. P.; ALÉM SOBRINHO, P. A. **Avaliação do sistema reator UASB e biofiltro aerado submerso para o tratamento de esgoto sanitário.** In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa. Anais em CD ROM, 2001.
- AMOKRANE, A.; COMEL, C. E VERON, J. **Landfill leachates pretreatment by coagulationfloculation.** *Water Research*, vol. 31, No. 11, 2775-2782p. (1997).
- AMORIM. A. K. B.; LANGE, L. C.; JUCÁ. J. F. T.; MOREIRA. F. A.; MORAVIA. W.G.; MORETTO, M. R. D.; SILVA, F. M. S.; LINS, E. A. M. **Tratamento físico-químico de lixiviados: Estudos em escala de bancada com precipitação química, coagulação/floculação, adsorção em carvão ativado e reagente Fenton.** In: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras/Luciana Paula Gomes (coordenadora). Rio de Janeiro: ABES, 2009.
- APHA – AWWA – WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 21th edition. American Public Health association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2005.
- AQUINO, SÉRGIO F.; CHERNICHARO, CARLOS A. L. **Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle.** Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), Vol. 2, n. 10, abr./jun.. 152-161p, 2005.
- ARAÚJO, J. C. **Estudo da eficiência do tratamento de efluentes domésticos da cidade de Araraquara-SP na remoção de hormônios sexuais.** 84 f. (Mestrado em Ciências – Química Analítica) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT (1992) NBR 8419 – **Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro, ABNT.

ATMACA E.; **Treatment of landfill leachate by using electro-Fenton method**, Journal of Hazardous Materials, Vol.163, 109–114p, 2009.

AUGUSTO C. C.; LÚCIA A. V.; FRANCI G. R.; **Estudos sobre o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB a través de biofiltros aerados submersos**, In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, México, D.F, 1996.

BAE, B.; JUNG, E.; YU-RI, K.; HANG-SIK, S. **Treatment of landfill leachate using activated sludge process and electron-beam radiation**. Water research. Vol 33, nº11, 2669-2673p,1999.

BAIG, S.; COULOMB, I.; COURANT, P.; LIECHTI, P. **Treatment of landfill leachates: Lapeyrouse and Satrod case studies**, Ozone Sci. Eng. 21, 1–22p. (1999).

BOHDZIEWICZ, J.; BODZEK, M.; GÓRSKA J. **Application of pressure-driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate**. Process Biochemistry, Vol. 36, Issue 7, February 2001, 641-646p, 2001.

BOHDZIEWICZ, J.; BODZEK, M.; GÓRSKA J.; **Application of pressure-driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate**. Process Biochemistry, Vol. 36, Issue7, 641-646p, 2001.

BUCHAUER, K. A. **Comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to waste-water and sludge treatment process**. Water SA, v. 24, p. 49-56, 1998.

BULC, T. G.; **Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment**. Ecological Engineering, Vol. 26, Issue 4, 365-374p, 2006.

- CAMPOS, J. R. **Alternativas para Tratamento de Esgotos - Pré-Tratamento de Águas para Abastecimento**, publicação nº 09, Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari, Americana, SP. 1994.
- CAPELO NETO, J., MOTA, S. **Caracterização e avaliação da tratabilidade biológica do percolado gerado no Aterro Sanitário Oeste, em Caucaia, Ceará**. In: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. Rio de Janeiro, RJ, Anais CD rom, 1999.
- CASTRO, M. C. A. A. **Avaliação de um sistema australiano de lagoas no tratamento conjunto de esgoto sanitário e líquidos percolados gerados em aterro sanitário**. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, SP, 214p, 2001.
- CHENICHARO, C. A. L.; DANIEL, L. A.; SENS, M.; CORAUCCI FILHO, B. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistema de desinfecção**. In: Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios/ Carlos Augusto Chernicharo (coord.). Belo Horizonte. Projeto PROSAB, 544p, 2001.
- CHERNICHARO, C.A.L., VON SPERLING, M., DA SILVA, P.C., GONÇALVES, R.F. **Tratamento de Efluentes de Curtumes Através de Filtros Anaeróbios Seguidos por Biofiltros Aerados**. DESA – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA/UFGM. 10 p.(1996).
- CHIANESE, A.; RANAURO, R.; VERDONE, N. **Treatment of landfill leachate by reverse osmosis**. Water Research, Vol. 33, 647-652p, 1999.
- CINTRA, I. S.; LIBANIO, P. A. C.; COSTA, B. M.; CHENICHARO, C. A. de L.). **Influência da recirculação de chorume cru e chorume inoculado nas fases de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos**. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, MS. Anais em CD room, 2005.

- CONTRERA, R. C. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em batelada seqüencial**. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, SP, 789p, 2008.
- CONTRERA, R.C.; ZAIAT, M.; SCHALCH, V. **Tratamento biológico de lixiviados de aterros sanitários utilizando reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF)**. Minerva, São Carlos, Vol.2, n.1,65-74p, 2006.
- CYBIS, L. F. de A.; SANTOS, A. V. dos; GEHLING, G, R. **Eficiência do reator seqüencial em batelada (RBS) na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico com DQO baixa**. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, vol.9, jul/set,260-264p, 2004.
- DALTRO FILHO, J. Saneamento ambiental: doença, saúde e o saneamento da água. São Cristóvão: Editora UFS; Aracaju: Fundação Oviêdo Teixeira. 332p. 2004.
- DENG, Y. **Physical and oxidative removal of organics during Fenton treatment of mature municipal landfill leachate**. Journal of Hazardous Materials, 146. 334-340 p, 2007.
- DIAMADOPOULOS, E.; **Characterization and treatment of recirculation-stabilized leachate**. Water research. Vol. 28, 2439p. 1994.
- EIKELBOOM, D. H. **Process Control of Activated Sludge Plants by Microscopic Investigation**, Manual, Asis/IWA, 156p, Londres, Reino Unido (2000).
- F. WANG, D.W. SMITH, M.G. EL-DIN, **Application of advanced oxidation methods for landfill leachate treatment**, J. Environ. Eng. Sci. Vol. 2, 413–427p, 2003.
- FERREIRA J. A.; FRANCO R. S. O.; BILA D. M.; FIRMINO C. M.; **Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterros de residuos sólidos urbanos e esgoto doméstico pelo processo de lodos ativados**, In: 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. Recife - PE. 2009.

FLECK, E. **Sistema Integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** Dissertação de Mestrado. UFRGS. Porto Alegre, Setembro 2003.

GODOY, T. G. de. **Biofiltro aerado submerso aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB, sob condições hidráulicas desfavoráveis – Estudo em escala real.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 179 f, 2007.

GONÇALVES, R. F.; CHENICHARO, C. A. de L.; ANDRADE NETO, C. O. de; SOBRINHO, P. A.; KATO, M. T; COSTA, R. H. R. da C.; AISSE, M. M.; ZAIT, M. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme.** In: Pós-tratamento de efluentes anaeróbios. Carlos Augusto Chenicharo (coord.). Belo Horizonte. Projeto PROSAB, 544p, 2001.

GONÇALVES, R.F, ARAÚJO, V.L, CHERNICHARO, C.A.; **Tratamento secundário de esgotos sanitário através da associação em série de Reatores UASB e Biofiltros Aerados Submersos.** Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal do Espírito Santo, 12 p. (1997).

GUO J. S.; ABBAS A. A.; CHEN Y. P.; LIU Z.; FANG F. CHEN P.; **Treatment of landfill leachate using a combined stripping, Fenton, SBR, and coagulation process.** Journal of Hazardous Materials Volume 178, Issues 1-3, 699-705p.(2010).

IACONI, C. D.; RAMADORI, R.; LOPEZ, A.; **Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate.** Journal Eng. Biochem. Vol. 31, 118p, 2006.

ILHAN, F.; KURT, U.; APAYDIN, O.; GONULLU, M. T.; **Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes.** Journal of Hazardous Materials, Vol. 154, Issues 1-3, 381-389p, 2008.

IMAI, A.; MATSUSHIGE, K.; INAMORI, Y. E SUDO, R. **Removal of refractory organics and nitrogen from landfill leachate by the microorganism-attached activated carbon fluidized bed process.** Water Research, Vol. 27, No. 1, 143-145p, 1993.

IPT/CEMPRE. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado/**Coordenação: Maria Luiza Otero D´Almeida, André Vilhena – 2.ed. São Paulo, 2000.

J.M. LEMA, R. MENDEZ, R. BLAZQUEZ, **Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review,** Water Air Soil Pollut, 223–250p, 1988.

JOKELA, J. P. Y.; KETTUNEN, R.H.; SORMUNEN, K.M.; RINTALA, J. A. **Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale in-situ denitrification.** Water Research 36. 4079-4087p, 2002.

JORDÃO, E. P., PESSOA, C.A. **Tratamento de Esgotos domésticos.** 4.ed.- Rio de Janeiro: ABES, 932 p, 2005.

KARGI, F. E.; PAMUKOGLU, M. Y.; **Aerobic biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation.** Enzyme and Microbial Technology, Vol. 33, 588-595p, 2003.

KENNEDY, K.J. E LENTZ, E. M. **Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors.** Water Research, Vol. 34, Issue 14, 3640-3656p. 2000.

KETTUNEN,R. H. E RINTALA, J. A. **Performance of an on-site UASB reactor treating leachate at low temperature.** Water Research, Vol. 32, Issue 3, 537-546p, 1998.

KURNIAWAN, T. A.; LO, W.H.; CHAN, G. Y. S.; **Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone-GAC adsorption treatment.** Journal of Hazardous Materials, Vol. 137, Issue 1, 443-455p, 2006.

- KURNIAWAN, T. A.; LO, W.H.; **Removal of refractory compounds from stabilized landfill leachate using an integrated H₂O₂ oxidation and granular activated carbon (GAC) adsorption treatment**, Water Research, Vol.43, 4079 – 4091p, 2009.
- LI H.; ZHOU S.; SUN Y.; FENG P.; LI J.; **Advanced treatment of landfill leachate by a new combination process in a full-scale plant**, Journal of Hazardous Materials, Vol.172 408–415p, 2009.
- LI J.P.; HEALY M.G.; ZHAN X.M.; RODGERS M.; **Nutrient removal from slaughterhouse wastewater in na intermittently aerated sequencing batch reactor**, Bioresource Technology Vol. 99, 7644–7650p, 2008.
- LIANG, Z. E LIU, J. **Landfill leachate treatment with a novel process: Anaerobic ammonium oxidation (Anammox) combined with soil infiltration system**. Journal of Hazardous Materials, Vol. 151, 202-212p, 2008.
- LIN, C.-Y.; BIAN, F.-Y.; CHOU, J. **Co-digestion of leachate with septage using a UASB reactor**. Bioresource Technology, Vol. 73, Issue 2, 175-178p, 2000.
- LÔBO, E. M. P. dos S; SOBRINHO, M.A. da M; ALVES, M.C.M; JUCÁ, J.F.T. **Caracterização do percolato produzido no aterro metropolitano – PB e no aterro da Muribeca – PE**. In: VIII SIBESA – Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Natal. Anais CD rom, 2006.
- LOUKIDOU, M. X.; ZOUBOULIS, A. I. **Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment**. Environmental Pollution 111 – 273-281p, 2001.
- MAGRI, M. E.; SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. **Aplicação de biofiltros aerados submersos com os meios suportes: cascas de ostras e tampas de polietileno no pós-tratamento de efluentes de um tanque séptico**. In: 24° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. Belo Horizonte - MG. Anais CD rom, 2007.

- MAHLER, C; FERREIRA, M. A; GUNTER, W. **Studies of landfill leachate in Brazil.** Thenth International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia - 3-7 October, Italy, 2005.
- MARÇAL Jr, E. Curso de tratamento de esgotos. Empresa de Engenharia Ambiental. Disponível em: <<http://www.comitepcj.sp.gov.br>> Acesso em: 13 dezembro de 2009.
- MEHMOOD M.K.; ADETUTU E.; NEDWELL D.B.; BALL A.S.; **In situ microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons**, Bioresource Technology, Vol.100, 2741–2744p 2008.
- METCALF, L., EDDY, H.P. Wastewater Engineering: treatment, disposal reuse. McGraw-Hill, 4a ed., 2003, 1819p.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, Resolução nº 397, de 3 de abril de 2008.
- MOMENTI, J.T. **Processo anaeróbio conjugado com Processos Oxidativos Avançados (POA) no tratamento dos efluentes do processo industrial de branqueamento da polpa celulósica.** Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de São Carlos, 2006. 140 f.
- MONTEIRO, V.E.D. **Analises Físicas, Químicas e Biológicas no estudo do comportamento do aterro da Muribeca.** Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003. 232 f.
- MORAIVA, W. G.; SANTOS, M. C.; ALVES, C. F.; LANGE, L. C.; ALVEZ, L. K. **Estudo de diferentes métodos de partida de sistema de tratamento aeróbio para lixiviados de aterro sanitário estabilizado em escala de bancada.** 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, 2007.

- NECZAJ, E.; KACPRZAK, M.; KAMIZELA, T.; LACH, J.; OKONIEWSKA, E. **Sequencing batch reactor system for the co-treatment of landfill leachate and dairy wastewater.** *Desalination*, Volume 222, Issues 1-3, 404-409p. (2008).
- NECZAJ, E.; KACPRZAK, M.; LACH, J.; OKONIEWSKA, E. **Effect of sonication on combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in SBR reactor.** *Desalination*, Vol. 204, 227-233p, 2007.
- NECZAJ, E.; KACPRZAK, M.; LACH, J.; OKONIEWSKA, E. **Sequencing batch reactor system for the co-treatment of landfill leachate and dairy wastewater.** *Desalination*, Vol.222, 404-409p, 2007.
- NIVALA, J.; HOOS, M.B.; CROSS, C.; WALLACE, S.; PARKIN, G.; **Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland.** *Science of The Total Environment*, Vol. 380, Issues 1-3, 19-27p, 2007.
- NTAMPOU, X.; ZOUBOULIS, A. I.; SAMARAS P. **Appropriate combination of physico-chemical methods (coagulation/flocculation and ozonation) for the efficient treatment of landfill leachates.** *Chemosphere*, Vol. 62, Issue 5, 722-730p, 2006.
- OLIVEIRA, R.; **Avaliação do desempenho de uma serie longa de lagoas de estabilização tratando esgoto domestico.** Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários- EXTRABES. Relatório Técnico. Processo 320.303/84-5 (NV). 1993.
- PALANIANDY P.; ADLAN M. N.; AZIZ H. A.; MURSHED M. F.; **Application of dissolved air flotation (DAF) in semi-aerobic leachate treatment,** *Chemical Engineering Journal*, Vol.157, 316–322p, 2009.
- PICANÇO, A. P.; SALGADO, M. T.; SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. **Two-phase anaerobic systems applied to the digestion of municipal solid wastes (MSW).** IN: SIMPOSIO INTERNAZIONALE DE INGEGNERIA SANITARIA E AMBIENTAL , 2004, Taormina. ,Anais, 2004.

- PICKBRENNER, K. **Uso de reator seqüencial em batelada (RSB) para pós-tratamento de efluente de reator aneróbio**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.
- RIVAS, F. J.; BELTRÁN, F.; GIMENO, O.; ACEDO, B.; CARVALHO, F. **Stabilized leachates: ozoneactivated carbon treatment and kinetics**. Water Research, Vol. 37, Issue 20, 4823-4834p, 2003.
- ROBINSON H.D.; BARR M.J.; **Aerobic biological treatment of landfill leachates**, Waste Management & Research, Vol. 17, 478-486p, 1999.
- ROCHA, E. M. R.; **Avaliação de Sistemas de Pós-Tratamentos de Lixiviados por Processos Biológicos e Oxidativos Avançados e o Desenvolvimento Analítico para Detecção e Quantificação de Compostos Recalcitrantes**. Tese de doutorado. Universidade Federal do Ceara-UFC. (2010).
- ROCHA, E. M. R.; MOTTA, M.; JUCÁ, J. F. T.; SILVA, V. L.; **Avaliação da redução da carga orgânica do percolado gerado no aterro da Muribeca - PE**. In. VIII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Cd room 2006.
- RODRIGUES J. A. D.; CANTO C. S. A.; RATUSZNEI S. M.; ZAIAT M.; FORESTI E.; **Feasibility of nitrification/denitrification in a sequencing batch biofilm reactor with liquid circulation applied to post-treatment**. Bioresource Technology, Vol. 99, Issue 3, 644-654p, 2008.
- ROJAS, J. A. R.; Tratamiento de Aguas Residuales – Teoría y Principios de Diseño, Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería, 1.232p, Bogotá, Colômbia 2000.
- RUBINO F.F.; ARAÚJO O. Q. F., COELHO M .A. Z.; **Remoção Biológica de Nutrientes em Reator Batelada Sequencial**, 2^o Congresso Brasileiro de P&d em Petróleo & Gás, Rio de janeiro, RJ, 2003.

RUIZ, G.; JEISON, D.; RUBILAR, O.; CIUDAD, G.; CHAMY, R.; **Nitrification-denitrification via nitrite accumulation for nitrogen removal from wastewaters.** Bioresource Technology, Vol. 97, 330-335p. 2006.

S. BAIG, I. COULOMB, P. COURANT, P. LIECHTI, **Treatment of landfill leachates: Lapeyrouse and Satrod case studies,** Ozone Sci. Eng. Vol.21, 1–22p, 1999.

SALEM, Z.; HAMOURI, K.; DJEMAA, R.; ALLIA, K. **Evaluation of landfill leachate pollution and treatment.** Desalination 220. 108-114p, 2008.

SANTOS, G. O. ; ALVES, C. B. **Aspecto quantitativos e qualitativos dos resíduos sólidos urbanos (RSU) de Fortaleza, Ceara, Brasil.** 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, 2008.

SCHALCH, V. **Análise Comparativa do comportamento dos aterros sanitários e correlação dos parâmetros do processo de digestão anaeróbia.** Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, SP, 219p, 1992.

SCHALCH, V. **Produção e características do chorume em processo de decomposição do lixo urbano.** Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, SP, 103p, 1984.

SEGATO, L.M.; DA SILVA, C.L. **Caracterização do chorume do aterro sanitário de Bauru.** XXVII Congresso interamericano de ingenieria sanitaria y ambiental. Porto Alegre-RS. 2000.

SHENG D.; RUO H., LIU X.; ZHANG Z.; **Characteristics of the bioreactor landfill system using an anaerobic–aerobic process for nitrogen removal,** Bioresource Technology, Vol. 98, Issue 13, 2526-2532p, 2007.

Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento-SNIS.; Disponível em: <<http://www.snis.gov.br>> Acesso em: 14 abril de 2010.

SOUTO V. S.; **Utilização de reatores híbridos de fluxo contínuo e em bateladas seqüenciais para remoção conjunta de carbono e nitrogênio de esgoto urbano.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis – SC. 250p. 2007.

SOUTO, G. B.; POVINELLI, J. **Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES -Belo Horizonte (MG). Anais cd rom, (2007).

SPONZA, D. T.; ATALAY, H. **Influence of nitrate and COD on phosphorus, nitrogen and dinitrotoluene (DNT) removals under batch anaerobic and anoxic conditions.** Anaerobe 10, 287–293p, 2004 SPONZA, D. T.; ATALAY, H. **Influence of nitrate and COD on phosphorus, nitrogen and dinitrotoluene (DNT) removals under batch anaerobic and anoxic conditions.** Anaerobe 10, 287–293p, 2004.

STEPHENSON, T.; POLLARD, S. J. T.; CARTMELL, E. **Feasibility of biological aerated filters (BFAS) for leachate treatment.** In: Ninth International Waste Management and Landfill Symposium. 6-10 October, Italy. Sardinia, 2003.

STRELAU, J. R. de M. **Estudo comparativo de métodos de extração para determinação de compostos orgânicos em lixiviados de aterros sanitários por cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massa (GC/MS).** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006. 501f.

STRELAU, J. R. de M. **Estudo comparativo de métodos de extração para determinação de compostos orgânicos em lixiviados de aterros sanitários por cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massa (GC/MS).** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006. 501f.

TCHOBANOGLIOUS e BURTON. **Wastewater Engineering Treatment, Disposal, and Reuse.** Metcalf & Eddy, Inc. Series: McGraw-Hill Series in Wastewater Resources and Environmental Engineering. 3rd Edition, McGraw-Hill, Inc., New York, N.Y., USA 1991.

- TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGILI, S. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues**. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering. 1993.
- TIMUR, H. E ÖZTURK, I. **Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate**. *Water Research*, Vol. 33, Issue 15, 3225-3230p, 1999.
- TSILOGEORGISA J.; ZOUBOULIS A.; SAMARAS P.; ZAMBOULIS D.; **Application of a membrane sequencing batch reactor for landfill leachate treatment, Desalination** Vol.221, 483–493p, 2007.
- U. WELANDER, T. HENRYSON, T. WELANDER, **Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology**, *Water Research* Vol. 31 2351–2355p, 1997.
- UEHARA, M. Y.; **Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas**. São Paulo. CETESB, 91 p. ISSN 0103-2623. 1989.
- UYGUR, A.; KARGI, F.; **Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor**. *Journal of Environmental Management*, Vol. 71, Issue 1, 9-14p, 2004.
- van HAANDEL, A., MARAIS, G. **O comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para projetos e operação**. Campina Grande, 1999. 488p.
- VAZOLLER, R. F. **Manual Técnico do Curso de Ecologia da Digestão Anaeróbia** , CETESB, 100-107p, São Paulo 1989.
- von SPERLING, M., **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias: Lodos Ativados**. 2^o Ed., Ed. UFMG: Belo Horizonte, Vol.4, 2002.
- WANG, Z.-P.; ZHANG, Z.; LIN, Y.-J.; DENG, N. S. ;TAO, T.; ZHUO, K. **Landfill leachate treatment by a coagulation–photooxidation process**. *Journal of Hazardous Materials*, Volume 95, Issues 1-2, 11 November 2002, Pages 153-159.

WEF Wastewater Biology: The Microlife, A Special Publication, Water Environment Federation, Virginia, Estados Unidos, 1995.

WISZNIOWSKI, J; ROBERT, D; SURMAEZ-GORSKA, J; MIKSCH, K; WEBER, J.V.
Landfill leachate treatment methods: A review. Environ. Chem Lett, 51-61p, 2006.

YANG, Z. E ZHOU, S. **The biological treatment of landfill leachate using a simultaneous aerobic and anaerobic (SAA) bio-reactor system.** Chemosphere, In Press, Corrected Prof., Available online 18 June 2008.

ZHANG, H.; CHOI, H. J.; HUANG, C. **Treatment of landfill leachate by Fenton's reagent in a continuous stirred tank reactor.** Journal of Hazardous Materials, B136. 618-623p, 2006.

ZOUBOULIS, A. I.; LOUKIDOU, M. X.; CHRISTODOULOU, K. (2001) **Enzymatic treatment of sanitary landfill leachate.** Chemosphere, Vol. 44, 1103-1108p, 2001.

ZOUBOULIS, A. I.; LOUKIDOU, M. X.; CHRISTODOULOU, K.; **Enzymatic treatment of sanitary landfill leachate.** Chemosphere, Vol. 44, Issue 5, 1103-1108p, 2001.

APENDICE I

Caracterização do lixiviado na lagoa facultativa (ASMOC)													
Parâmetro	Unidade	<i>Estiagem (2007)</i>				<i>Chuva (2008)</i>				<i>Chuva (2009)</i>			
		n°	Mín	Máx.	Média ± D.P	n°	Mín	Máx.	Média ± D.P	n°	Mín	Máx.	Média ± D.P
pH	-	8	7,20	9,00	8,6 ± 0,6	6	8,35	9,66	9,2 ± 0,5	5	8,46	9,24	8,9 ± 0,32
Temp.	°C	5	27,30	29,30	28,3 ± 0,7	5	27,50	32,00	29,5 ± 1,9	-	-	-	29,5 ± 1,9
Alcalin_Total	CaCO ₃	6	2.100,40	2.915,00	2.404,4 ± 283,6	6	2.400,00	3.800,00	2775,8 ± 513,3	5	630,00	4.100,00	1590,40 ± 1424,56
Condutividade	S/cm	7	12.100,00	19.460,00	14940 ± 2764,3	6	9.620,00	17.420,00	15.043,3 ± 2815,1	-	-	-	-
DBO		7	85,70	760,80	501,2 ± 243,6	3	92,30	415,90	279,6 ± 167,7	-	-	-	-
DQO _{total}	mg O ₂ /L	8	669,70	1.323,80	980,5 ± 229	6	2.147,30	9.327,20	4.365,3 ± 2541,7	5	287,52	11.512,60	3533,99 ± 4674,78
DQO _{filtrada}	mg O ₂ /L	7	686,00	1.177,20	914,9 ± 182,7	6	1.164,90	8.045,50	3.414,5 ± 2445,8	-	-	-	-
DBO/DQO	-	7	0,10	0,89	0,5 ± 0,3	3	0,03	0,19	0,1 ± 0,1	-	-	-	-
Amônia	mgNH ₃ /L	6	7,00	88,20	41,5 ± 35,8	6	5,60	84,00	42,5 ± 26,2	3	1,25	97,20	35,81 ± 42,37
Nitrito	mgNO ₂ ⁻ /L	8	0,09	0,25	0,1 ± 0,1	6	0,25	0,80	0,5 ± 0,2	3	0,14	24,09	8,46 ± 13,55
Nitrato	mgNO ₃ ⁻ /L	7	<0,1	2,10	1,1 ± 0,7	6	<0,1	4,60	2,9 ± 1,3	3	0,23	11,93	4,6 ± 6,39
Ortofosfato	mgPO ₄ ⁻³ /L	7	<0,1	2,33	1,5 ± 0,8	6	0,30	10,00	3,2 ± 3,9	5	0,001	0,001	0,001 ± 0
Sulfato	mgSO ₄ ⁻² /L	4	22,50	73,30	58,0 ± 24,1	5	99,20	422,40	465,2 ± 548	2	1,70	41,20	21,45 ± 27,93
Cloretos	mgCl/L	1	-	-	5.581,0	6	1.512,00	6.138,00	3.909,4 ± 1537,9	4	148,54	2.540,03	1322,40 ± 1027,56
Sulfetos	mg S ²⁻ /L	-	-	-	-	5	133,40	410,80	231,5 ± 105,2	4	30,69	326,00	201,12 ± 136,37
Sólidos Totais	mg/L	6	7.633,00	14.946,00	9977,7 ± 2834,3	3	10.480,00	12.881,00	11.639,7 ± 1202,6	-	-	-	-
Sól.Suspens.Totais	mg/L	6	112,00	211,00	177 ± 67,4	3	188,00	447,00	284,3 ± 141,7	-	-	-	-
Sól.Dissolv. Totais	mg/L	6	7.521,00	14.735,00	9.800,6 ± 2.787,4	3	10.262,00	12.434,00	11.355,3 ± 1.086,1	-	-	-	-