



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

RISONEIDE BORGES DA SILVA

**TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E
ESGOTO DOMÉSTICO POR PROCESSO ANAERÓBIO SEGUIDO DE AERÓBIO**

CAMPINA GRANDE-PB

2014

RISONEIDE BORGES DA SILVA

**TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E
ESGOTO DOMÉSTICO POR PROCESSO ANAERÓBIO SEGUIDO DE AERÓBIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental do Centro de Ciência e Tecnologia da UEPB, em cumprimento aos requisitos necessários para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

ORIENTADOR: Prof.Dr. VALDERI DUARTE LEITE

CAMPINA GRANDE

2014

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

S586t Silva, Risoneide Borges da.

Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio [manuscrito] / Risoneide Borges da Silva. - 2014.

73 p. : il.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2014.

"Orientação: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental".

1. Impacto ambiental. 2. Aterro sanitário. 3. Tratamento conjugado. 4. Reator UASB. I. Título.

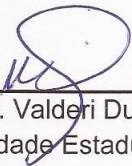
21. ed. CDD 363.728

RISONEIDE BORGES DA SILVA

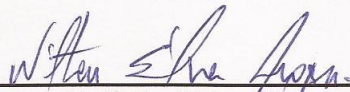
**TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E
ESGOTO DOMESTICO POR PROCESSO ANAEROBIO SEGUIDO DE
AERÓBIO**

Aprovada em 25 de fevereiro de 2014

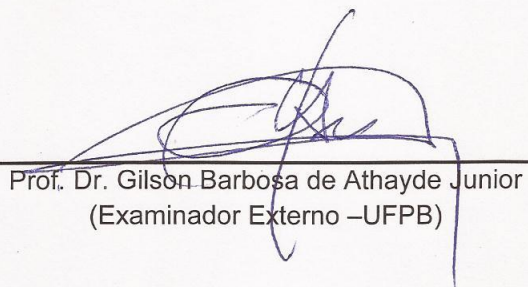
BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Valderi Duarte Leite
(Orientador - Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)



Prof. Dr. Wilton Silva Lopes
(Examinador Interno - Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)



Prof. Dr. Gilson Barbosa de Athayde Junior
(Examinador Externo –UFPB)

DEDICATÓRIA

A Deus, a todos meus familiares em especial minha mãe Josélia Borges pelo apoio e auxílio em todas as etapas da minha vida acadêmica.

AGRADECIMENTOS

A Deus por ser meu refúgio e fortaleza que me sustenta com seu amor e misericórdia, dando-me sabedoria e força em todos os momentos da minha vida. A Ele toda honra e glória;

A minha família, meu alicerce e meu porto seguro que torcem sempre pelo meu sucesso. A minha mãe Josélia Borges por seu amor, dedicação e por acreditar em meu potencial, ao meu pai José e meus irmãos: Risonete Borges, Ronildo Borges e Hildo Borges;

A Sabino da Costa, meu esposo, que esteve ao meu lado, dando seu apoio e incentivo nesta e em outras conquistas;

As minhas avós, Francisca e Severina (*in memória*), perdê-las nesta fase da vida foi difícil, mas a vocês minha eterna gratidão;

Ao orientador, Valderi Duarte Leite, deixo meu singelo agradecimento pela paciência e compreensão, pelos ensinamentos repassados que contribuíram para realização desta pesquisa e pela oportunidade a mim dada no ingresso na pesquisa. “A luta continua”;

Aos professores Wilton Silva Lopes e Gilson Barbosa A. Júnior, por aceitarem participar desta banca de dissertação.

As companheiras da EXTRABES que tanto ajudaram na realização da pesquisa e também pela amizade: Mariah de Sordi, Raquel Lima, Elaine Gurjão, Aline Gurjão e Sayonara Alexandre. Sem vocês teria sido tudo mais difícil;

A amiga Isabelle Almeida pela amizade adquirida, companheirismo e cumplicidade durante o mestrado;

A seu Marcone, pelo companheirismo e ajuda na montagem e manutenção do sistema experimental;

As amigas Crislânne Lemos, Lourdes Carvalho e Sergiana Lucas pela amizade, força e incentivo;

As amizades adquiridas no mestrado e na Extrabes: Juliana, Alane Lima, Raphaella, Aurélia, Cícero, Josué e todos os demais;

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental pelo conhecimento repassado por meio de seus professores;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro;

A todos os demais que contribuíram e mim ajudaram de alguma forma. Obrigada a todos.

“A mente que se abre a uma
nova idéia jamais voltará ao seu
tamanho original”

Albert Einstein

RESUMO

O lixiviado de aterro sanitário possui um elevado nível de poluição, pois apresenta altos teores de nitrogênio amoniacal e compostos orgânicos que causam impactos ambientais se lançados sem tratamento prévio em corpos receptores. Uma das alternativas que pode ser viável e eficiente para o tratamento do lixiviado é o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto doméstico utilizando sistemas de tratamento biológicos. Diante do exposto o presente trabalho de pesquisa objetiva investigar o processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em reator UASB seguido de filtro aeróbio de leito percolador. O sistema experimental foi projetado, construído e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) da Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande – PB, Brasil, constituindo-se de um reator UASB e um filtro aeróbio de leito percolador. O substrato utilizado no tratamento, para alimentação dos reatores era preparado diariamente e consistia da mistura de 99% de esgoto doméstico mais 1% de lixiviado de aterro sanitário (percentagem em volume). A operação do sistema experimental foi dividida em duas etapas, a primeira com duração de seis meses e a segunda de quatro meses. Os resultados obtidos mostraram que a concentração média de DBO_5 do efluente final foi de 90 mg/L e eficiência média de remoção no sistema de 63% na primeira etapa, na segunda etapa a eficiência média de remoção foi de 77% com concentração média do efluente final de 51 mg/L. As eficiências médias de remoção de DQO_{Total} e $N-NH_4^+$ no sistema foi de 85% e 21% respectivamente na etapa 1 e de 89% e 61% na segunda etapa. A concentração de nitrato no efluente do filtro aeróbio percolador, na primeira etapa foi menor com valor médio de 7,6mg/L do que na segunda etapa, média de 36mg/L, onde ocorreu maior nitrificação. Com base nos resultados obtidos tem-se que o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto doméstico constitui-se uma alternativa eficiente e viável para o tratamento de lixiviado por favorecer seu tratamento por processo biológico. Constatou-se ainda que para os indicadores de pH e DBO_5 os valores médios do efluente final encontram-se dentro das condições padrões estabelecidas pelo CONAMA 430/2011, para descarte em corpos aquáticos e o Nitrogênio Amoniacal apresentou valor médio próximo ao padrão estabelecido pela norma citada, sendo que os valores mínimos chegaram a 18 mgN- NH_4^+ /L.

Palavras – Chave: Lixiviado de aterro sanitário; tratamento conjugado; reator UASB; filtro aeróbio percolador.

ABSTRACT

The landfill leachate has a high level of pollution, as it has high levels of ammonia and organic compounds that cause environmental impacts if released untreated into receiving bodies. One of the alternatives that may be feasible and effective for the treatment of leachate treatment is conjugate Sanitary landfill leachate using more domestic wastewater biological treatment systems. Given the above the present research work aims to investigate the treatment process combined landfill leachate and domestic sewage in UASB reactor followed by aerobic trickling filter bed. The experimental system was designed, built and monitored the physical premises of the Experiment Station Biological Treatment of Sewage (EXTRABES), State University of Paraiba, Campina Grande - PB, Brazil, constituting a UASB reactor and an aerobic trickling filter bed. The substrate used in the treatment, to supply the reactors was prepared daily and consisted of mixing 99% of domestic sewage plus 1% of landfill leachate (volume percent). The operation of the experimental system was divided into two phases, the first lasting six months and the second four months. The results showed that the average concentration of the final effluent BOD₅ of 90 mg / L and an average removal efficiency of the system by 63% in the first stage, the second stage the average removal efficiency was 77% with an average concentration of effluent end of 51 mg / L. The average removal efficiencies of COD_{Total} and N-NH₄⁺ in the system was 85% and 21% respectively in step 1 and 89% and 61% in the second stage. The nitrate concentration in the effluent of aeróbiopercolador filter in the first step with an average value was less than 7.6 mg / L in the second stage, average 36mg / L, which was higher nitrification. Based on the results obtained it follows that the conjugate treatment of landfill leachate over sewage constitutes an efficient and viable alternative for the treatment of leachate by favoring their treatment by biological process. It was further observed that for pH indicators and BOD5 mean values of the final effluent are within standard conditions established by CONAMA 430/2011, for disposal in water bodies and Ammoniacal Nitrogen averaged near the standard set by this standard, and the minimum values reached 18 mgN-NH₄⁺/L.

Keywords: Sanitary landfill leachate; combined treatment; UASB reactor; aerobic trickling filter.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1: Desenho esquemático do sistema experimental.	35
FIGURA 2: Gráfico BOX PLOT dos valores de pH obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.	41
FIGURA 3: Gráfico BOX PLOT dos valores de Alcalinidade total obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.	44
FIGURA 4: Gráfico BOX PLOT dos valores de AGV obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.	47
FIGURA 5: Gráfico BOX PLOT dos valores de DBO_5 obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.	49
FIGURA 6: Gráfico BOX PLOT dos valores de DQO_{Total} obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.	52
FIGURA 7: Gráfico BOX PLOT dos valores de $DQO_{Filtrada}$ obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.	54
FIGURA 8: Gráfico BOX PLOT da concentração de sólidos suspensos totais obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.	56
FIGURA 9: Gráfico BOX PLOT da concentração de sólidos suspensos voláteis obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.	59
FIGURA 10: Gráfico BOX PLOT da concentração de Nitrogênio Amoniacal obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.	61
FIGURA 11: Gráfico BOX PLOT das concentrações de nitrito e nitrato do filtro aeróbio obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.	64

FIGURA 12: Gráfico BOX PLOT da concentração de Fósforo Total obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores..... 65

FIGURA 13: Gráfico BOX PLOT da concentração de Ortofosfato obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores. 67

LISTA DE TABELAS

TABELA 1: Composição dos resíduos sólidos em alguns países.	21
TABELA 2: Vantagens e desvantagens do tratamento anaeróbio.	27
TABELA 3: Características físicas e químicas do esgoto doméstico utilizado na pesquisa.	33
TABELA 4: Características físicas e químicas do lixiviado de aterro sanitário utilizado na pesquisa.....	34
TABELA 5: Configurações físicas e operacionais dos reatores.	35
TABELA 6: Características operacionais dos reatores na etapa 1.	37
TABELA 7: Distribuição temporal dos ciclos aplicados na etapa 1.	37
TABELA 8: Características físicas e operacionais dos reatores na etapa 2.	38
TABELA 9: Distribuição temporal dos ciclos aplicados na etapa 2.	38
TABELA 10: Parâmetros monitorados no sistema experimental.	39
TABELA 11: Teste de Variância ANOVA de fator único aplicado aos dados de pH no afluente e efluente dos reatores nas duas etapas do experimento.....	43
TABELA 12: Teste de Tukey aplicado aos dados de pH no afluente e efluente dos reatores.	43
TABELA 13: ANOVA de fator único aplicada aos dados de alcalinidade total no	

afluente e efluente dos reatores. 45

TABELA 14: Teste de Tukey aplicado aos dados de Alcalinidade total no afluente e efluente dos reatores. 46

TABELA 15: ANOVA de fator único aplicada aos dados Ácidos Graxos Voláteis no afluente e efluente dos reatores. 47

TABELA 16: Teste de Tukey aplicado aos dados de AGV no afluente e efluente dos reatores. 48

TABELA 17: Teste de Variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de DBO_5 no afluente e efluente dos reatores nas duas etapas do experimento. 50

TABELA 18: Teste de Tukey aplicado nas duas etapas da concentração de DBO_5 no afluente e efluente dos reatores. 51

TABELA 19: Teste de Variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de DQO_{Total} no afluente e efluente dos reatores nas duas etapas do experimento. 53

TABELA 20: Teste de Tukey aplicado nas duas etapas da concentração de DQO_{Total} no afluente e efluente dos reatores. 53

TABELA 21: Teste de Variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de $DQO_{Filtrada}$ no afluente e efluente dos reatores nas duas etapas do experimento. 55

TABELA 22: Teste de Tukey aplicado nas duas etapas da concentração de $DQO_{Filtrada}$ no afluente e efluente dos reatores. 55

TABELA 23: Teste de Variância ANOVA de fator único aplicado a concentração

de Sólidos Suspensos Totais no afluente e efluente dos reatores.	57
TABELA 24: Teste de Tukey aplicado nas duas etapas da concentração de Sólidos Suspensos Totais no afluente e efluente dos reatores.	58
TABELA 25: Teste de Variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de Sólidos Suspensos Voláteis no afluente e efluente dos reatores.	60
TABELA 26: Teste de Tukey aplicado nas duas etapas da concentração de Sólidos Suspensos Voláteis no afluente e efluente dos reatores.	60
TABELA 27: Teste de Variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de Nitrogênio Amoniacal no afluente e efluente dos reatores.	62
TABELA 28: Teste de Tukey aplicado nas duas etapas da concentração de Nitrogênio Amoniacal no afluente e efluente dos reatores.	63
TABELA 29: Teste de Variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de Fósforo Total no afluente e efluente dos reatores.	65
TABELA 30: Teste de Tukey aplicado nas duas etapas da concentração de Fósforo Total no afluente e efluente dos reatores.	66
TABELA 31: Teste de Variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de Ortofosfato no afluente e efluente dos reatores.	67
TABELA 32: Teste de Tukey aplicado nas duas etapas da concentração de Ortofosfato no afluente e efluente dos reatores.	68

LISTA DE ABREVIACÃO E SIGLAS

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas

AGV: Ácidos Graxos Voláteis

CH₄: Metano

CO₂: Dióxido de carbono

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

COV: Carga orgânica volumétrica

DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO: Demanda Química de Oxigênio

EF: Efluente final

EU: Efluente do reator UASB

EXTRABES: Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário

N-NH₄⁺: Nitrogênio Amoniacal

NO₂⁻: Nitrito

NO₃⁻: Nitrato

pH: Potencial Hidrogeniônico

RSU: Resíduos Sólidos Urbanos

SST: Sólidos Suspensos Totais

SSV: Sólidos Suspensos Voláteis

TDH: Tempo de Detenção Hidráulico

UASB: Upflow Anaerobic Sludge

UEPB: Universidade Estadual da Paraíba

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
2 OBJETIVOS	19
2.1 OBJETIVO GERAL.....	19
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	20
3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	20
3.2 ATERRO SANITÁRIO	22
3.3 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	23
3.4 ESGOTOS DOMÉSTICOS.....	24
3.5 TRATAMENTO BIOLÓGICO DE LIXIVIADO	25
3.5.1 Tratamentos anaeróbios.....	26
3.5.1.1 Reatores UASB	28
3.5.2 Tratamentos aeróbios.....	29
3.5.2.1 Filtro biológico aeróbio	29
3.6 TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO DOMÉSTICO	30
4 MATERIAL E MÉTODOS	32
4.1 ESGOTO DOMÉSTICO	32
4.2 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	33
4.3 SUBSTRATO UTILIZADO.....	34
4.4 SISTEMA EXPERIMENTAL	34
4.5 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL.....	36
4.5.1 Primeira Etapa.....	36
4.5.2 Segunda Etapa.....	38
4.6 PARÂMETROS QUÍMICOS	39
4.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA	40
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	41
5.1 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO	41
5.2 ALCALINIDADE TOTAL	44
5.3 ÁCIDOS GRAXOS VOLÁTEIS.....	46
5.4 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO ₅)	49

5.5 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO(DQO)	51
5.6 SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS	56
5.7 SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS.....	58
5.8 NITROGÊNIO AMONÍACAL.....	61
5.9 NÍTRITO E NÍTRATO	63
5.10 FÓSFORO TOTAL E ORTOFOSFATO.....	64
6 CONCLUSÕES	69
REFERÊNCIAS.....	71

1 INTRODUÇÃO

O crescente aumento populacional e o acelerado desenvolvimento urbano e industrial em todo o mundo geram grande quantidade de resíduos sólidos, impactando o meio ambiente negativamente. O cenário atual aponta sérios problemas de gerenciamento dos resíduos sólidos, desde o acondicionamento adequado, até a correta disposição final.

Nos últimos anos, a quantidade, o volume e a composição dos resíduos sólidos urbanos têm alterado bastante, isso se deve, principalmente, ao aumento populacional, às mudanças nos estilos de vida das pessoas e ao desenvolvimento e consumo de produtos que são menos biodegradáveis (ASASE et al, 2009).

No Brasil, atualmente ainda é muito utilizado o aterro sanitário para destinação final dos resíduos sólidos, causando grandes impactos ambientais, desde a sua construção até sua operação e após seu encerramento (SANTOS e JORDÃO 2012).

A utilização de aterros sanitários gera ampla discussão acerca dos seus subprodutos gerados: lixiviado e biogás. Segundo Oman e Junestedt (2008) o lixiviado contém compostos de natureza orgânica e nitrogenada, dos quais muitos podem causar problemas à saúde pública e ao meio ambiente, se forem lançados sem tratamento na natureza. Para Renou *et al.* (2008) para satisfazer as condições de lançamento do lixiviado nos corpos receptores se faz necessário tratamento adequado do mesmo, que pode ser físico, químico e biológico, bem como a combinações de ambos.

Os principais processos de tratamento biológico podem ser compostos de processo aeróbio como lodo ativado e filtros aeróbios e processo anaeróbio como reator anaeróbio de fluxo ascendente (reator UASB) e filtros anaeróbios. (BOHDZIEWICZ e KWARCIAK 2008).

A busca por alternativas eficientes e viáveis para o tratamento do lixiviado de aterro sanitário apresentou como uma solução conveniente para o tratamento do lixiviado de aterros sanitários o seu tratamento combinado em unidades existentes de tratamento de esgoto doméstico. (SANTOS e JORDÃO 2012).

O tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário mais esgotos domésticos é uma alternativa eficiente para o tratamento de lixiviado, pois otimiza o sistema de tratamento biológico amenizando as condições desfavoráveis aos

microrganismos participantes do processo de digestão, uma vez que as elevadas concentrações de matéria orgânica presente no lixiviado pode ser diluída.

O tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto doméstico em reatores biológicos, anaeróbio e aeróbio, visa proporcionar condições de tratamento favoráveis para se obter um efluente que atenda aos padrões de descarte em corpos receptores.

Portanto, diante do exposto, o presente trabalho objetiva investigar o processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Investigar o processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em reator UASB seguido de filtro aeróbio percolador, com a finalidade de remover material orgânico e nitrogenado.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a carga orgânica aplicada no processo de tratamento de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em reator UASB e filtro aeróbio percolador;
- Avaliar o desempenho dos dois reatores seqüenciais monitorados na remoção de matéria orgânica no processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário quando submetido às concentrações de 1% de lixiviado, “*in natura*”, mais 99% de esgoto doméstico;
- Verificar se o processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto doméstico em reator UASB seguido de filtro aeróbio percolador, produzirá efluente final que atenda aos padrões de descarte preconizados pelo CONAMA 430/2011;
- Variar o tempo de repouso do filtro aeróbio de leito percolador a fim de verificar a eficiência de remoção de matéria orgânica.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

O crescente aumento populacional e econômico tem gerado uma demanda maior por bens de consumo, tal circunstância acaba gerando mais resíduos do que a capacidade de recolhê-los e destiná-los de forma racional. O crescimento industrial e comercial, os avanços tecnológicos e mais elevados padrões de vida, juntamente com uma obsolescência acelerada de produtos e a tendência onipresente para o desperdício na sociedade de hoje, tudo isso contribui para a crescente geração de resíduos sólidos. (AHMED e Q.LAN,2012).

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

Os resíduos sólidos urbanos são materiais heterogêneos (minerais e orgânicos), resultantes das atividades humanas e da natureza, os quais podem ser parcialmente utilizados, gerando, entre outros aspectos, proteção à saúde pública e economia de recursos naturais (FUNASA, 2007).

Os resíduos sólidos urbanos são classificados de acordo com sua composição química e características físicas. De acordo com a NBR 10.004/ 2004 da ABNT os resíduos sólidos são classificados em:

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

- Resíduos não perigosos ou de Classe II que podem ser:

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

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

A composição dos resíduos sólidos urbanos é variável em cada região. Essa variação depende de vários fatores como o número de habitantes, hábitos e costumes da população bem como do poder econômico e nível educacional. A composição dos resíduos sólidos urbanos depende de algumas características de sua fonte geradora, tais como: o número de habitantes, o poder aquisitivo, as condições climáticas, os hábitos e o nível educacional (BOER et al., 2010). Apresenta-se abaixo na Tabela1 a composição dos resíduos em alguns países.

TABELA 1: Composição dos resíduos sólidos em alguns países.

PAÍS	COMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS (%)				
	Matéria orgânica putrescível	Plástico	Vidro	Metal	Papel
Alemanha	61,2	5,8	10,4	3,8	18,0
Holanda	50,3	6,0	14,5	6,7	22,5
Estados Unidos	35,6	6,5	8,2	8,7	41,0
Brasil	65,0	3,0	3,0	4,0	25,0

Fonte: Segala, 2008

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

3.2 ATERRO SANITÁRIO

O tratamento de resíduos sólidos é importante e objetiva alterar as características físicas, químicas ou biológicas dos resíduos, minimizando o risco a saúde pública e a qualidade do meio ambiente. Tal tratamento consiste num conjunto de processos e procedimentos, que antecede a disposição final dos resíduos no solo.

O aterro sanitário é atualmente o método de tratamento de resíduos sólidos urbanos mais utilizado e o que apresenta menor custo. Aterro sanitário é uma forma de disposição final de resíduos sólidos urbanos no solo que utiliza técnicas de engenharia civil e sanitária para espalhar, compactar e cobrir com terra diariamente esses resíduos, objetivando proporcionar o confinamento seguro deles, evitando riscos e danos à saúde pública e minimizando os impactos ao ambiente.

Apesar dos aterros sanitários serem considerados uma solução segura para a disposição final de resíduos sólidos, este tratamento gera rejeitos que causam impactos ambientais, tais como lixiviados e biogás, os quais necessitam ser drenados, coletados e tratados de forma adequada, para que não sejam dispostos no meio ambiente trazendo prejuízo ao solo, ar, águas subterrâneas e superficiais.

Abbas et al, (2009), afirmam que os aterros são construídos com características que objetivam minimizar os efeitos de duas fontes de poluição ao meio ambiente, são elas: lixiviados, definido como a água infiltrada através dos resíduos e o biogás produzido pela fermentação de matéria orgânica. O gás de aterro é produzido pela decomposição anaeróbia de resíduos orgânicos e o lixiviado é um resíduo produzido pela degradação da matéria orgânica presente nos aterros sanitários.

Para Cotman e Gotvajn, (2010), o impacto dos aterros sanitários é também a longo prazo, devido o seu potencial em gerar lixiviados e biogás por muitos anos após o encerramento. Segundo Ahmed e Q.Lan, (2012), os aterros sanitários exigem um acompanhamento ambiental durante sua construção, operação e pós-fechamento, devido a geração de lixiviado, que pode contaminar potencialmente as proximidades das águas superficiais e subterrâneas, se deixado sem tratamento.

3.3 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Lixiviados de aterros sanitários são gerados pela deposição de resíduos sólidos em aterro. No aterro, tais resíduos sofrem alterações físicas, químicas e biológicas, e a degradação da fração orgânica combinada com águas da chuva gera o lixiviado. Para Santos, (2010), lixiviados de aterro sanitário são líquidos escuros e turvos, de odor desagradável, que apresentam em sua composição altos teores de compostos orgânicos e inorgânicos, nas suas formas dissolvida e coloidal, liberados no processo de decomposição do lixo.

Lixiviado é um resíduo líquido constituído basicamente por compostos orgânicos e minerais que se encontram em sua maior parte em estado solúvel. Renou *et al.*, (2008) define lixiviado como os efluentes líquidos gerados devido à percolação de águas pluviais através dos resíduos, dos processos bioquímicos das células e do teor de água inerentes nos próprios resíduos.

Como mencionado por vários autores, o lixiviado é gerado pela umidade natural contida nos resíduos eliminada devido a compactação e pela infiltração e percolação de água de precipitação, irrigação ou subterrânea, através massa de resíduo aterrado (PEDROSO, 2007; MORAVIA, 2007).

A descarga sem tratamento prévio do lixiviado em águas naturais é perigosa, pois lixiviados de aterro sanitário no geral contém grandes quantidades de matéria orgânica (biodegradável e não biodegradável), em que o grupo mais importante são os ácidos húmicos, nitrogênio amoniacal, metais pesados, sais orgânicos e inorgânicos. Para Bohdziewicz e Kwarciak,(2008), lixiviado é uma mistura de compostos orgânicos e inorgânicos e muitos deles têm um impacto negativo para o ambiente. Além disso, lixiviado contém significativa concentração de microrganismos patogênicos. A elevada carga poluidora do lixiviado quando entra em contato com águas superficiais provoca a redução do teor de oxigênio dissolvido, acarretando a morte dos seres aeróbios, e nutrientes como nitrogênio e fósforo podem acelerar o processo de eutrofização dos lagos e represas.

Geração de lixiviados continua a ser uma consequência inevitável da prática de disposição de resíduos em aterros. Isso cria a necessidade de compreender os mecanismos de formação e a caracterização de lixiviados, a fim de garantir a

adequada gestão dos lixiviados visando minimizar os possíveis impactos (COTMAN e GOTVAJN, 2010).

Apesar de o lixiviado conter valores elevados de DBO_5 (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e DQO (Demanda Química de Oxigênio) e metais pesados, a causa mais evidente de sua toxicidade é o nitrogênio amoniacal ($NH_4^+ - N$) o que dificulta seu tratamento por meio de processos biológicos.

3.4 ESGOTOS DOMÉSTICOS

Esgotos domésticos são definidos como o fluxo de águas residuárias provenientes de lares, instituições, escolas, escritórios, hospitais e instalações comerciais e industriais, havendo ainda a presença de águas subterrâneas, águas superficiais e águas de chuva. Esgotos são, essencialmente, a água de abastecimento de uma comunidade após sua utilização em varias aplicações (METCALF e EDDY, 2003).

A geração de esgotos é influenciada por diversos fatores (os mesmos que influenciam o consumo de água) que variam de localidade para localidade (ASANO *et al.*, 2007).

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

De acordo com as características dos esgotos são determinadas os processos de tratamento necessários para os mesmos. Em geral, o tratamento de esgotos pode ser realizado por meio de três processos: tratamento físico, químico e biológico. No tratamento físico objetiva-se eliminar sólidos grosseiros, não interferindo muito na remoção da DBO_5 , compõe essa etapa normalmente o sistema de grade e caixa de areia. A etapa química desse processo consiste na correção de pH e eliminação de agentes patológicos. O tratamento biológico é o principal responsável pela degradação da matéria orgânica.

A maior parte dos municípios que realiza coleta de esgotos domésticos utiliza como destino final os corpos de água, como rios lagos ou até mesmo o mar e, em geral estes efluentes são lançados brutos sem nenhum tratamento prévio. O despejo de matéria orgânica, nutrientes, sólidos e microrganismos nos corpos receptores pode acarretar diversos prejuízos aos organismos aquáticos existentes, ao meio ambiente e à população local, visto que grande parte dos corpos receptores dos efluentes de esgotos domésticos são também utilizados para o abastecimento público.

3.5 TRATAMENTO BIOLÓGICO DE LIXIVIADO

Lixiviado de aterros sanitários contêm altas concentrações de substâncias orgânicas e inorgânicas e possui grande potencial poluidor de águas subterrâneas e superficiais. Estudos demonstram que efeitos adversos podem ser observados no solo, mesmo a grandes distâncias do local de contaminação, assim como alterações na biota aquática. Por esta razão, a implementação de sistemas de tratamento para este efluente é uma medida de proteção do meio ambiente, de manutenção da estabilidade do aterro e uma forma de garantir melhores condições sanitárias e ambientais para a população.

O tratamento biológico de águas residuárias pode alcançar excelentes resultados de remoção de matéria orgânica, desde que estas possuam biodegradabilidade adequada. Ainda, a relação C:N:P deve ser equilibrada em função do tipo de tratamento biológico utilizado. Para tais tecnologias, poluentes específicos em altas concentrações, como por exemplo cloretos e amônia, podem ser tóxicos aos microrganismos decompositores, reduzindo a eficiência do tratamento.

Um dos principais desafios no tratamento de lixiviado é a variabilidade da composição deste efluente. Assim, os processos biológicos são mais efetivos para o tratamento do lixiviado jovem, pois contêm concentrações significativas de ácidos voláteis e portanto possuem maior biodegradabilidade, sendo os mais empregados, talvez em função do alto conhecimento dessas tecnologias para tratamento de esgotos domésticos. Renou *et al* (2008) sugerem que os processos biológicos

devem ser utilizados para o tratamento de lixiviados com relação DBO/DQO, acima de 0,5.

Quando o lixiviado não apresenta características provenientes de um aterro novo, presume-se que houve um decréscimo significativo de sua fração orgânica biodegradável. Neste caso, espera-se também elevada concentração de nitrogênio amoniacal. Isto significa que tanto o tratamento biológico aeróbio como anaeróbio podem ser limitados na remoção desses compostos orgânicos. Este problema pode ser amenizado com associações entre tratamentos biológicos (aeróbio e anaeróbio), biológicos e físico - químicos.

As tecnologias de tratamento de lixiviado baseadas em princípios biológicos são os processos mais utilizados, não só para o tratamento do lixiviado, mas também para outros efluentes em geral. Esses processos de tratamento são baseados na nutrição dos microrganismos com substrato poluente, podendo ser divididos em aeróbios e anaeróbios, dependendo do aceptor de elétrons.

3.5.1 Tratamentos anaeróbios

No processo de tratamento biológico anaeróbio, a matéria orgânica é convertida em substâncias estáveis como o CH_4 . Isso ocorre devido a interação de diferentes tipos de microrganismos. A digestão anaeróbia é uma tecnologia que pode extrair biogás rico em metano a partir da degradação biológica da biomassa, como resíduos sólidos urbanos e efluentes. É um processo de degradação microbiológica de multi-etapa compreendendo a hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (NGES e LIU, 2009). Esta degradação refere-se as reações que reduzem as dimensões de partículas e as tornam solúveis ou quebram cadeias ou ligações duplas ou triplas existentes. Os principais microrganismos empregados nesse processo são as bactérias metanogênicas.

Nos sistemas anaeróbios, a degradação dos compostos orgânicos em metano é eficaz na remoção de material orgânico, pois o gás metano apresenta uma baixa solubilidade em água. Logo a matéria orgânica geralmente medida como demanda

bioquímica de oxigênio (DBO_5) é removida parcialmente da fase líquida na forma de biogás.

Os efluentes de reatores anaeróbios não podem ser diretamente lançados nos corpos d'água requerem, portanto, um pós-tratamento, a fim de alcançar os padrões de lançamento.

Principais vantagens e desvantagens do tratamento anaeróbio são apresentadas na Tabela 2.

TABELA 2. Vantagens e desvantagens do tratamento anaeróbio.

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> - Baixa produção de sólidos, cerca de 5 a 10 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios; - Baixo consumo de energia; - Baixa demanda de área; - Baixos custos de implantação; - Produção de metano, gás combustível de elevado teor calorífico; - Possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses; - Tolerância a elevadas cargas orgânicas; - Aplicabilidade em pequena e grande escala; - Baixo consumo de nutrientes. 	<ul style="list-style-type: none"> - As bactérias anaeróbias são susceptíveis à inibição por um grande número de compostos; - A partida do processo pode ser lenta, na ausência do lodo de semente adaptado; - Alguma forma de pós-tratamento é usualmente necessária; - A bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas; - Possibilidade de geração de maus odores, principalmente na presença de compostos oxidados de enxofres; - Possibilidade de geração de efluentes com aspecto desagradável; - Remoção insatisfatória de nitrogênio, fósforo e patógenos.

Fonte: adaptado de Chernicharo (1997).

Associando com as desvantagens citadas os sistemas anaeróbios possuem baixa capacidade na remoção de nutrientes, sendo necessário um pós-tratamento desses efluentes antes de serem lançados em corpos receptores.

3.5.1.1 Reator UASB

O reator UASB (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente) é um sistema de tratamento anaeróbio de grande potencial no tratamento do lixiviado. Apresenta como vantagens de tratamento: a pequena área requerida, o baixo custo de implantação e a relativa simplicidade de operação. É um reator que não possui qualquer material de enchimento para servir de suporte para a biomassa. A imobilização dos microrganismos ocorre por meio de auto-adesão, formando flocos ou grânulos densos, que se dispõem em camadas de lodo a partir do fundo.

Os processos de tratamento anaeróbios de lixiviados de aterros sanitários em Reator UASB permitiu a remoção completa de DQO 65-76% e remoção de DBO₅ além de 90% (BOHDZIEWICZ e KWARCIAK, 2008)

Para Chernicharo, (2007), O processo de tratamento anaeróbio por reator UASB requer necessariamente um pós-tratamento para polimento do seu efluente e seu enquadramento aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental. Logo deve ser implantado um sistema de pós-tratamento dos efluentes de reatores anaeróbios, objetivando o polimento da qualidade microbiológica, remoção de matéria orgânica e de nutrientes, já que o lançamento remanescente destes constituintes poderia ocasionar sérios problemas ambientais.

Uma das principais características do sistema UASB é sua configuração interna que lhe permite o desenvolvimento de uma grande quantidade de biomassa ativa, de flocos ou de grânulos de alta densidade e sua retenção no reator, o que lhe confere um elevado tempo de retenção celular. Podendo acomodar altas cargas orgânicas, com tempo de detenção hidráulica curto, dependendo das condições operacionais e das características do afluente.

No reator UASB, ocorre a sedimentação dos sólidos suspensos do afluente a ser tratado que devido a sua densidade e a decantação floclulenta ficam retidos no manto de lodo biológico espesso. Para sedimentar o lodo biológico que ascende em direção a saída são instalados separadores de fases na parte superior do reator. Assim o reator UASB desempenha papel de digestor da parte sólida retida e do próprio lodo não totalmente estabilizado.

Além de separador de sólidos é essencial que o UASB tenha uma distribuição uniforme e adequada do efluente no fundo, para evitar a deficiência no contato da biomassa com a água residuária, com surgimento de possíveis zonas mortas.

3.5.2 Tratamentos aeróbios

O tratamento aeróbio utiliza oxigênio para converter a matéria orgânica em produtos inertes (CO_2). Verifica-se uma enorme incorporação de matéria carbonácea como biomassa microbiana (50 a 60%). O material que não é convertido em gás carbônico, ou em biomassa, se torna material não degradado (5 a 10%).

Os processos aeróbios mais importantes e utilizados são os filtros biológicos, o sistema de lodos ativados e as lagoas aeradas.

3.5.2.1 Filtro Biológico Aeróbio

Os filtros biológicos são caracterizados por ser uma configuração de reator na qual se preenche parte do seu volume interno com material de enchimento inerte. O material de enchimento serve como suporte para os microrganismos, que formam películas ou biofilmes na sua superfície, propiciando alta retenção da biomassa no reator. Esses filtros podem ser aeróbios ou anaeróbios, sendo que nos filtros aeróbios é necessário, como condição do processo, uma ampla ventilação através dos interstícios suficiente para manter o suprimento de oxigênio.

Um exemplo de filtro aeróbio, objeto desse estudo é o filtro biológico percolador. O filtro biológico percolador é um processo de biomassa aderida, onde um tanque é preenchido com material suporte (pedra britada ou material plástico) para permitir o crescimento da biomassa (biofilme), em consequência da percolação contínua do esgoto. Assim, a biomassa é responsável pela oxidação bioquímica da matéria orgânica presente no esgoto.

Dessa forma, Jordão e Pessoa (2009) afirmam que o nome dado à tecnologia não retrata o mecanismo do processo. A denominação é incorretamente empregada, pois o processo não realiza qualquer operação de peneiramento ou filtração. Através de processos bioquímicos, as substâncias coloidais e dissolvidas são transformadas em sólidos estáveis em forma de flocos facilmente sedimentáveis.

3.6 TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO DOMÉSTICO.

O tratamento conjugado do lixiviado com esgoto doméstico tem se apresentado como uma forma propícia, haja vista que as altas cargas de material carbonáceo e nitrogenados presentes no lixiviado de diversos aterros, acabam sendo diluídas quando misturadas com esgotos domésticos.

De acordo com Renou *et al* (2008), há poucos anos atrás, o tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico em estações de tratamento de esgotos era uma solução comum para o tratamento de lixiviados. Esta era preferida, em função da sua fácil manutenção e dos baixos custos operacionais. Segundo o autor, esta opção passou a ser amplamente questionada devido à presença de metais pesados e compostos orgânicos inibitórios, com baixa biodegradabilidade, que poderiam reduzir as eficiências de tratamento e aumentar as concentrações efluentes. Por outro lado, um argumento a favor dessa alternativa de tratamento é que a presença de fósforo no esgoto e de nitrogênio no lixiviado poderia acarretar na não necessidade de adição de ambos em seus tratamentos em separado.

Li *et al.*(2009) afirmam que o perigo potencial do lixiviado gerado em aterro sanitário faz com que seja necessário tratá-lo para que possa atender as exigências de descarte em esgotos ou águas naturais, mas devido suas características, o

lixiviado se torna uma preocupação tanto ambiental quanto econômica, devido os custos de tratamento.

Pelo que se pode perceber, atualmente existem duas visões distintas em relação ao tratamento combinado de lixiviados de aterros sanitários com esgoto doméstico: uma delas proveniente dos países desenvolvidos, com grande preocupação em relação ao alcance de metas bastante restritivas para o lançamento de efluentes tratados em corpos d'água; e outra proveniente, principalmente, dos países em desenvolvimento, com dificuldades financeiras e operacionais para implantação de complexas estações de tratamento de efluentes.

A visão dos países desenvolvidos se baseia no pré-tratamento dos seus lixiviados, no próprio aterro sanitário, antes do descarte no sistema público de esgotamento sanitário e assim, utilizam este como um destino final, em vez de utilizar os corpos d'água para este fim. Neste caso, o objetivo é permitir uma maior remoção de poluentes do lixiviado tratado, na estação de tratamento de águas residuárias domésticas.

Uma segunda visão pode ser observada por parte dos países em desenvolvimento, que possuem menos recursos para tratar um efluente tão complexo como é o caso dos lixiviados. Assim, uma diluição deste, na estação de tratamento de esgoto doméstico, em partes consideravelmente menores, permite uma alternativa para o seu tratamento, com custos bastante reduzidos, uma certa facilidade operacional e uma eventual perda de eficiência da estação de tratamento de esgotos, até limites aceitáveis. Portanto, neste caso, valores máximos de diluição são discutidos e testados pela comunidade acadêmica. Porém, segundo Quant *et al* (2009), poucas informações existem atualmente em modelos de fluxo contínuo sobre o tratamento de lixiviado em estações de tratamento de esgoto doméstico.

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

4 MATERIAL E MÉTODOS

O sistema experimental foi projetado, construído e monitorado nas dependências físicas do Laboratório da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) da Universidade Estadual da Paraíba – UEPB na cidade de Campina Grande-PB.

Neste trabalho foi estudado o processo de tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário conjugado com esgoto doméstico em reator UASB seguido de filtro aeróbio percolador.

4.1 ESGOTO DOMÉSTICO

O esgoto doméstico utilizado na preparação do substrato foi coletado do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande, PB, tomada de um de seus interceptores (interceptor Leste ou da “Depuradora” construído com tubos de concreto de 900mm de diâmetro) que passa dentro das dependências da EXTRABES . As características do esgoto doméstico utilizado na pesquisa são mostradas na Tabela 3.

TABELA 3. Características físicas e químicas do esgoto doméstico utilizado na pesquisa.

Parâmetros	Valores médios
pH	7,1
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	65
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	350
AGV (mg H-Ac./L)	150
DQO Total (mgO ₂ /L)	540
DQO Filtrada (mgO ₂ /L)	170
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	120
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	110
DBO ₅ (mgo ₂ /L)	190
Fósforo Total (mg/L)	6,6
Ortofosfato (mg/L)	4,0

4.2 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O lixiviado utilizado para preparação do substrato foi coletado no aterro sanitário da cidade de João Pessoa-PB, que está localizado no Engenho Mussuré no Distrito Industrial a 5 km da BR-101, o qual recebe os resíduos do Consórcio de Desenvolvimento Intermunicipal da Região Metropolitana, constituído pelas cidades de Santa Rita, Bayeux, Cabedelo, Lucena, Conde, Cruz do Espírito Santo e João Pessoa. A coleta do lixiviado no aterro era feita a cada 45 dias, após a coleta o lixiviado era transportado até as dependências da EXTRABES por meio de caminhão tanque e armazenado em reservatórios de fibra de vidro, de onde era caracterizado e retirado para preparação do substrato. As características do lixiviado de aterro sanitário utilizado na pesquisa são mostradas na Tabela 4.

TABELA 4. Características físicas e químicas do lixiviado de aterro sanitário utilizado na pesquisa.

Parâmetros	Valores médios
pH	7,8
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	2100
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	9000
AGV (mg H-Ac./L)	3300
DQO Total (mgO ₂ /L)	18000
DQO Filtrada (mgO ₂ /L)	13000
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	900
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	400
DBO ₅ (mgo ₂ /L)	5000
Fósforo Total (mg/L)	11
Ortofosfato (mg/L)	6,0

4.3 SUBSTRATO UTILIZADO

O substrato consistia da mistura de 99% de esgoto doméstico mais 1% de lixiviado de aterro sanitário (percentagem em volume). O substrato era preparado diariamente, um volume necessário para alimentar os reatores e submetido à caracterização química com frequência semanal.

4.4 SISTEMA EXPERIMENTAL

O sistema experimental foi projetado em escala piloto, sendo constituído de um reservatório de polietileno de 250 litros para armazenamento do substrato, de um

reator UASB, um filtro aeróbio de leito percolador, de uma bomba peristáltica e de demais dispositivos complementares. O meio suporte utilizado para recheio do filtro aeróbio percolador foi brita, caracterizada de acordo com a norma da ABNT NBR 7211, como brita número 19 com volume de vazios de 47%. Na Figura 1 apresenta-se o desenho esquemático do sistema experimental e na Tabela 5 são apresentados os dados dos parâmetros físicos dos reatores.

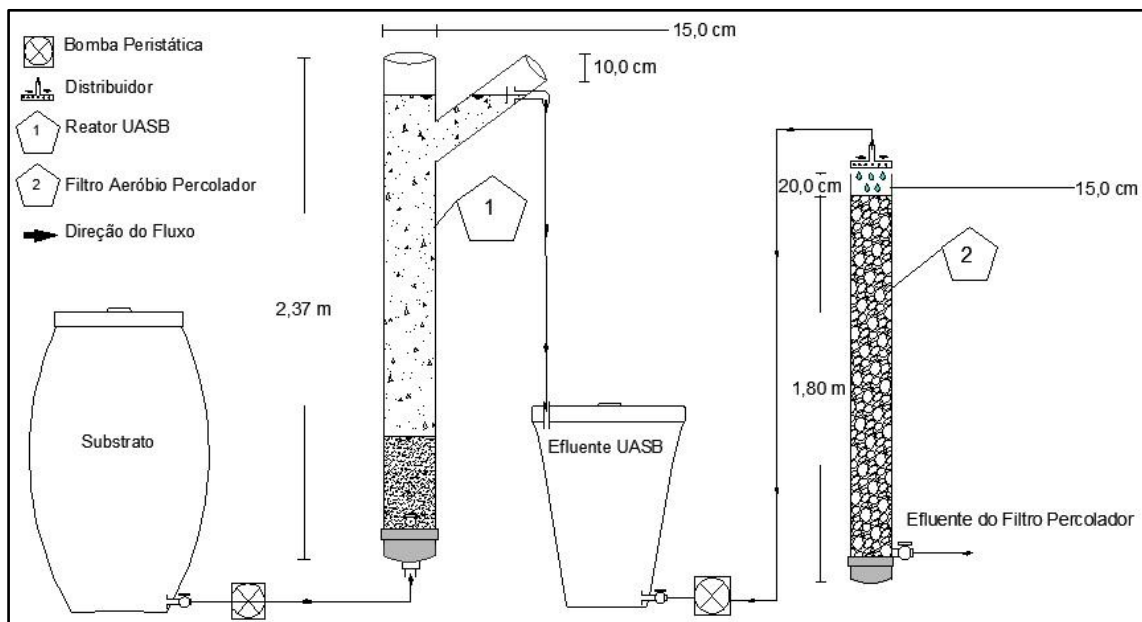


FIGURA 1. Desenho esquemático do sistema experimental

TABELA 5. Configurações físicas e operacionais dos reatores.

Características	Reator Uasb	Filtro Aeróbio
Forma de operação	Fluxo contínuo	Bateada
Altura (m)	2,37	2
Diâmetro (mm)	150	150
Volume (m³)	0,045	0,035
Substrato utilizado	Esgoto doméstico (99%) mais lixiviado de aterro sanitário (1%)	

4.5 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

O monitoramento do sistema experimental foi realizado durante o período de Outubro de 2012 a Julho de 2013. A operação foi dividida em duas etapas a fim de avaliar a carga orgânica e a carga superficial aplicadas ao reator UASB e ao filtro aeróbio com leito percolador respectivamente, nas duas etapas. Para iniciar o monitoramento do experimento foi adotada a carga orgânica volumétrica (COV) de $1,0\text{kgDBO}_5/\text{m}^3.\text{dia}$ para a primeira etapa e $1,5\text{kgDBO}_5/\text{m}^3.\text{dia}$ para a etapa 2 aplicadas ao reator UASB. E por meio da concentração de DBO_5 foi estabelecida a vazão inicial.

O reator UASB era alimentado de forma contínua onde uma bomba do tipo peristáltica aduzia o substrato para entrada do reator sendo a vazão controlada por um dispositivo de controle do fluxo, com ajuste manual. O filtro aeróbio era alimentado de forma intermitente de modo que as bateladas eram programadas com um temporizador digital.

4.5.1 Primeira etapa

A primeira etapa foi realizada no período de Outubro de 2012 a Março de 2013. Nessa etapa a carga orgânica volumétrica aplicada ao reator UASB foi de $1\text{kgDBO}_5/\text{m}^3.\text{dia}$.

Na Tabela 6 são apresentados os parâmetros operacionais aplicados aos reatores na primeira etapa de monitoramento.

TABELA 6. Características operacionais dos reatores na etapa 1.

Características	Reator UASB	Filtro aeróbio
Vazão afluyente (L.dia ⁻¹)	143	42
Carga orgânica volumétrica (kgDBO ₅ /m ³ .dia)	1,0	0,4
Carga hidráulica volumétrica (m ³ /m ³ .dia)	3,17	3
Taxa de aplicação superficial (m ³ /m ² .dia)	—	2,39
Tempo de detenção hidráulica (horas)	7,5	—

Os tempos de enchimento, de reação e de repouso aplicado em cada batelada ao filtro aeróbio de leito percolador são apresentados na Tabela 6.

TABELA 7. Distribuição temporal dos ciclos aplicados na etapa 1.

Alimentação do filtro aeróbio				
Horário da batelada	Tempo de enchimento (minutos)	Tempo de reação (horas)	Tempo de esvaziamento (minutos)	Tempo de repouso do filtro (horas)
08:00	30	6,0	30	1,0
16:00	30	6,0	30	1,0
00:00	30	6,0	30	1,0

O tempo de reação corresponde aquele em que o líquido permaneceu dentro do filtro e o tempo de repouso refere-se ao tempo que o filtro ficou em descanso aerando espontaneamente. Na etapa 1 eram realizadas 3 bateladas a cada ciclo de 24 horas.

4.5.2 Segunda etapa

A segunda etapa foi monitorada no período de Abril a Julho de 2013, com carga orgânica volumétrica aplicada ao reator UASB de $1,5\text{kgDBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{dia}$.

Na Tabela 8 são apresentadas as características físicas e operacionais dos reatores e na Tabela 9 encontra-se a distribuição temporal dos ciclos do filtro aeróbio na etapa 2.

TABELA 8. Características físicas e operacionais dos reatores na etapa 2.

Características	Reator UASB	Filtro aeróbio
Vazão afluyente ($\text{L}\cdot\text{dia}^{-1}$)	227	84
Carga orgânica volumétrica ($\text{kgDBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{dia}$)	1,5	0,6
Carga hidráulica volumétrica ($\text{m}^3/\text{m}^3\cdot\text{dia}$)	5,0	6,0
Taxa de aplicação superficial ($\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{dia}$)	—	4,7
Tempo de detenção hidráulica (horas)	5,0	—

TABELA 9. Distribuição temporal dos ciclos aplicados na etapa 2.

Alimentação do filtro aeróbio				
Horário da batelada	Tempo de enchimento (minutos)	Tempo de reação (minutos)	Tempo de esvaziamento (minutos)	Tempo de repouso do filtro (horas)
08:00	20	20	20	3,0
12:00	20	20	20	3,0
16:00	20	20	20	3,0
20:00	20	20	20	3,0
00:00	20	20	20	3,0
04:00	20	20	20	3,0

Na segunda etapa eram realizadas 6 bateladas a cada ciclo de 24 horas.

4.6 PARAMETROS QUÍMICOS

As amostras eram coletadas e analisadas semanalmente para três diferentes pontos: afluente (substrato), efluente do reator UASB e efluente do filtro aeróbio (efluente final).

As análises dos parâmetros monitorados eram feitas com frequência semanal. Na Tabela 10 são apresentados os parâmetros analisados e seus respectivos métodos preconizados pela American Public Health Association (APHA, 2005).

TABELA 10. Parâmetros monitorados no sistema experimental.

PARÂMETROS	MÉTODOS
pH	Potenciométrico
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	Volumétrico pós-destilação
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	Titulação potenciométrica
AGV (mg H-Ac./L)	Titulação potenciométrica
DQO Total e Filtrada (mgO ₂ /L)	Refluxação Fechada
Sólidos Suspensos Totais e Voláteis	Gravimétrico
DBO ₅ (mgo ₂ /L)	Padrão Modificado
N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	Colorimétrico
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	Salicilato de sódio
P _{Total}	Ácido ascórbico após digestão com persulfato
P-PO ₄ ⁻³	Ácido ascórbico

4.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA

O tratamento estatístico bem como a apresentação dos dados para os parâmetros monitorados no Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio e aeróbio, foram realizados com o auxílio do software Minitab 15.

A apresentação dos dados foi realizada através de representação gráfica do tipo BOX Plot, com o objetivo de descrever a distribuição dos valores médios dos dados amostrais.

Foram aplicadas aos resultados dos parâmetros monitorados as estatísticas descritivas e de variância, ANOVA de fator único, com o intuito de verificar a existência ou não de diferença significativa a 5%. Com o objetivo de verificar em que grupo e local houve ou não diferença significativa dos resultados, foi realizado com o auxílio do software Minitab 15 o teste de Tukey, para analisar a comparação das médias dos indicadores.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados, analisados e discutidos os dados advindos dos parâmetros monitorados no sistema experimental bem como as análises estatísticas dos mesmos. Os resultados são apresentados em duas diferentes etapas de monitoramento do sistema experimental. O afluente e efluentes dos reatores estão nomeados e identificados da seguinte maneira: afluente (substrato), efluente do reator UASB (EU) e efluente do filtro aeróbio ou efluente final (EF).

5.1 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)

O pH é um parâmetro químico que expressa a condição ácida ou básica de um determinado meio. Na Figura 2, construída utilizando-se o recurso estatístico “Box Plot”, apresenta-se o comportamento do pH para os resíduos líquidos afluentes alimentados aos reatores e dos resíduos líquidos efluentes dos reatores nas duas etapas de monitoramento do sistema experimental.

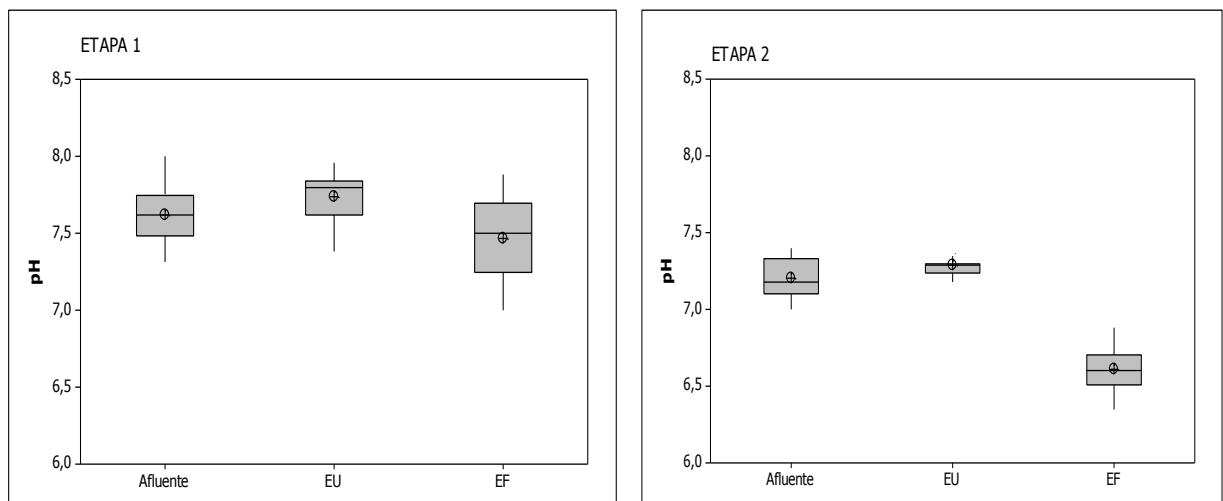


FIGURA 2. Gráfico BOX PLOT dos valores de pH obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

Analisando os dados apresentados, pode-se constatar que os dados de pH do resíduo líquido dos pontos monitorados no sistema experimental obteve-se na primeira etapa valores médios de 7,5; 7,7 e 7,4, para o afluente, EU e EF respectivamente. Na segunda etapa os valores médios obtidos foram de 7,2; 7,3 e 6,6 respectivamente para o afluente, EU e EF.

Observou-se que o pH médio do afluente apresentou valores de 7,5 (primeira etapa) e 7,2 (segunda etapa), encontrando-se próximo a neutralidade e favorecendo o processo de tratamento biológico.

O pH médio do efluente do reator UASB foi de 7,7 na primeira etapa e 7,3 na segunda etapa. Os valores de pH do EU se encontram no intervalo favorável ao processo de digestão anaeróbia. Pois segundo Cheernicharo (2007), os microrganismos produtores de metano tem um crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, embora se possa conseguir estabilidade, na formação de metano numa faixa mais ampla de pH entre 6,0 e 8,0.

O pH do efluente do filtro aeróbio foi alterado com a mudança de etapa baixando de 7,5 para 6,7. Esta redução foi consequência da diminuição da alcalinidade na etapa 2. Segundo Metcalf e Eddy (2003), o pH ideal para a nitrificação situa-se entre 7,2 e 9,0. Mas neste experimento a nitrificação foi baixa na primeira etapa, fato este que pode ser constatado também pela observação dos valores de alcalinidade. O pH de 6,7 na segunda etapa não é ótimo mas ainda está dentro da faixa de ocorrência de nitrificação, pois o processo só não ocorrerá com pH abaixo de 6,0, conforme relataram Metcalf e Eddy (2003).

Nas duas etapas do experimento o pH do efluente final atendeu aos padrões de lançamento em corpos receptores que pode está entre 5,0 e 9,0 de acordo com a Resolução CONAMA 430/2011.

Os dados de pH para o afluente e efluente dos reatores, obtidos durante o período de monitoramento do sistema experimental foram submetidos à análise de variância ANOVA, (Tabela 11).

TABELA 11. Teste de Variância ANOVA de fator único aplicado aos dados de pH no afluente e efluente dos reatores nas duas etapas do experimento.

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	15,01459	5	3,002918	97,06388	0,000	2,289851
Dentro dos grupos	3,712505	120	0,030938			
Total	18,72709	125				

Analisando os dados da Tabela 11 pode ser constatado que as magnitudes dos dados de pH apresentaram diferença significativa, porque o valor de F (97) foi maior que o valor de $F_{\text{crítico}}$ (2,2). Por apresentar essa diferença significativa, os mesmos foram submetidos ao teste de Tukey, (Tabela 12), com o objetivo de identificar em que situações essas diferenças ocorreram.

TABELA 12. Teste de Tukey aplicado aos dados de pH no afluente e efluente dos reatores.

Condição	N	Média	Grupo
EU – Etapa 1	26	7,73	A
Afluente – Etapa 1	26	7,62	A
EF – Etapa 1	26	7,47	B
EU – Etapa 2	16	7,29	C
Afluente – Etapa 2	16	7,19	C
EF – Etapa 2	16	6,61	D

Analisando os resultados obtidos ao submeter os dados de pH ao teste de Tukey (Tabela 10) pode-se constatar que foram gerados quatro grupos distintos. No caso do EU – Etapa 1 e Afluente – Etapa 1, não houve diferença significativa entre si, apresentando comportamentos semelhantes e, como consequência

enquadraram-se no grupo A. Em relação ao EF – Etapa 1 e o EF – Etapa 2 geraram dois grupos distintos sendo eles os grupos B e D respectivamente, ambos apresentaram diferença significativa entre si. O EU – Etapa 2 e o Afluente – Etapa 2 também não apresentaram diferença significativa entre si e como consequência se enquadraram no grupo C.

5.2 ALCALINIDADE TOTAL.

A alcalinidade é um parâmetro químico que representa a capacidade que um sistema aquoso tem em neutralizar ácidos. A alcalinidade total presente em águas residuárias é devida a íons carbonato (CO_3^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-) e hidroxila (OH^-).

Na Figura 3 apresentam-se os dados do comportamento da alcalinidade total para os resíduos líquidos afluentes alimentados aos reatores e dos resíduos líquidos efluentes dos reatores nas duas etapas de monitoramento do sistema experimental.

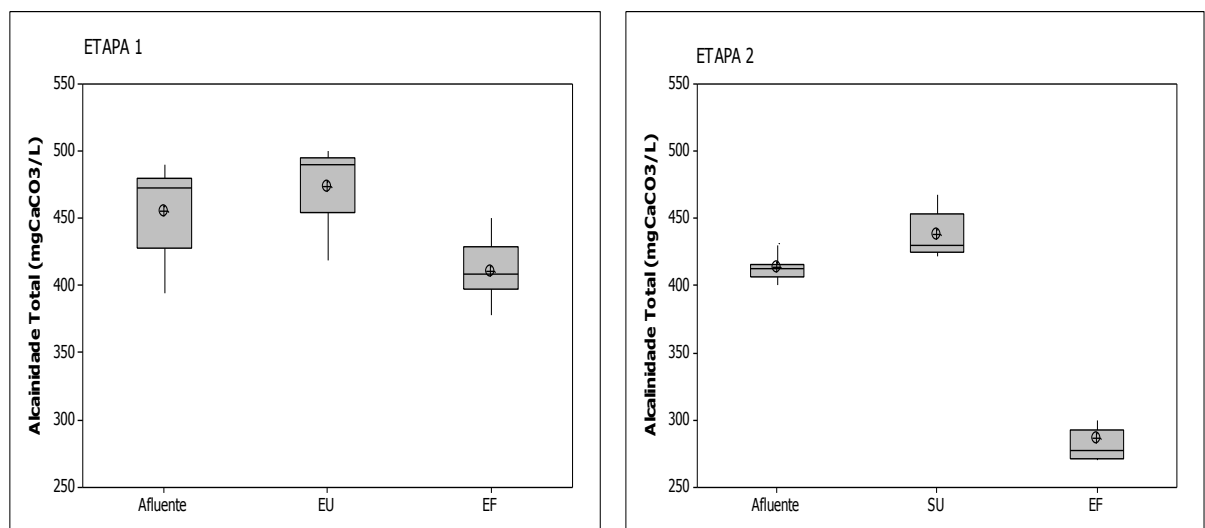


FIGURA 3. Gráfico BOX PLOT dos valores de Alcalinidade total obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

A Alcalinidade total do afluente apresentou concentração média para a primeira e segunda etapas, respectivamente, de 471 mgCaCO₃/L e 412 mgCaCO₃/L. Verifica-se que ocorreu um aumento da alcalinidade na fase anaeróbia, com concentração média do efluente do reator UASB de 489 mgCaCO₃/L na primeira etapa e 440 mgCaCO₃/L na segunda etapa. Esse aumento de alcalinidade no reator anaeróbio deve-se ao processo de amonificação.

No efluente do filtro aeróbio é possível observar considerável diferença entre as duas etapas, tendo sido verificado um consumo de alcalinidade de 14% na primeira etapa com concentração média de 407 mgCaCO₃/L, indicando baixo consumo porque o processo de nitrificação foi mínimo. Na segunda etapa o consumo foi de 35% com concentração média de 285 mgCaCO₃/L ocorrendo maior nitrificação e estabilização do sistema.

Na Tabela 13, são apresentados os resultados da análise estatística, ANOVA, para os valores de alcalinidade total no afluente e efluente dos reatores durante o monitoramento do sistema experimental.

TABELA 13. ANOVA de fator único aplicada aos dados de alcalinidade total no afluente e efluente dos reatores.

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	401142,4	5	80228,48	142,1516	0,000	2,289851
Dentro dos grupos	67726,43	120	564,3869			
Total	468868,8	125				

Observou-se após a aplicação da ANOVA, para os dados de alcalinidade total que tal parâmetro apresentou diferença significativa, uma vez que o valor de F (142) foi maior do que o F crítico (2,28). Por causa da diferença encontrada nos dados da alcalinidade, os resultados foram submetidos ao teste de Tukey, (Tabela14).

TABELA 14. Teste de Tukey aplicado aos dados de Alcalinidade total no afluente e efluente dos reatores.

Condição	N	Média	Grupo
EU – Etapa 1	26	474	A
Afluente – Etapa 1	26	455,4	A B
EU – Etapa 2	16	438	B
Afluente – Etapa 2	16	413,7	C
EF – Etapa 1	26	411	C
EF – Etapa 2	16	286,5	D

Analisando os resultados obtidos do teste de Tukey para os dados de Alcalinidade total constatou-se que foram gerados quatro grupos distintos (A, B, C, D). Observou-se que não houve diferença significativa entre o EU – Etapa 1 e o Afluente – Etapa 1, pois apresentaram comportamentos semelhantes ambos se enquadrando no grupo A. Entre o Afluente – Etapa 1 e o EU – Etapa 2 também não houve diferença significativa, ambos enquadrando-se no grupo B. Também ocorreu comportamento semelhante entre o Afluente – Etapa 2 e o EF – Etapa 1, ambos enquadrando-se no grupo C. O EF – Etapa 2 apresentou diferença significativa com relação as demais médias se enquadrando no grupo D.

5.3 ÁCIDOS GRAXOS VOLÁTEIS

Na Figura 4 apresenta-se o comportamento dos ácidos graxos voláteis do afluente e efluente dos reatores durante o monitoramento do sistema experimental.

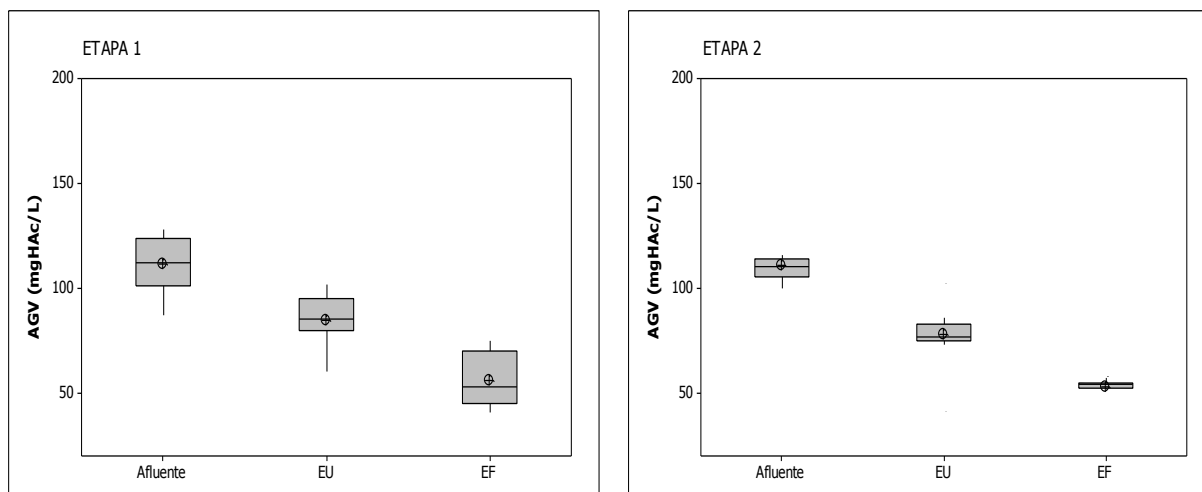


FIGURA 4. Gráfico BOX PLOT dos valores de AGV obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

Observa-se na Figura 4 que a concentração de AGV no efluente do reator UASB foi de 85mgHAc/L na primeira etapa e de 77mgHAc/L indicando nestas condições menor produção de ácidos graxos voláteis em reatores UASB operando com maior carga orgânica.

Pode-se constatar que a concentração média de AGV do afluente, na primeira etapa foi de 111mgHAc/L e do Efluente final 56mgHAc/L com eficiência média de redução de 49% . Na segunda etapa a concentração média do AGV foi de 109mgHAc/L para o afluente e 52mgHAc/L para o efluente final com eficiência média de redução de 53%.

Os valores de AGV obtidos com o monitoramento do sistema experimental foram submetidos a ANOVA, (Tabela 15).

TABELA 15. ANOVA de fator único aplicada aos dados Ácidos Graxos Voláteis no afluente e efluente dos reatores.

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	62326,43	5	12465,29	92,19911	0,000	2,296109
Dentro dos grupos	15007,16	111	135,1996			
Total	77333,59	116				

Observou-se com os dados apresentados na Tabela 15 que os valores de AGV no afluente e efluente dos reatores apresentaram diferença significativa, porque $F (92,19)$ foi superior ao valor de $F_{\text{crítico}} (2,29)$. Com o objetivo de determinar essa diferença, os resultados foram submetidos ao teste de Tukey, Tabela 16.

TABELA 16. Teste de Tukey aplicado aos dados de AGV no afluente e efluente dos reatores.

Condição	N	Média	Grupo
Afluente – Etapa 1	23	111	A
Afluente – Etapa 2	16	110	A
EU – Etapa 1	23	84	B
EU – Etapa 2	16	77	B
EF – Etapa 1	23	56	C
EF – Etapa 2	16	53	C

Observando-se os resultados obtidos após o teste de Tukey na Tabela 16, constatou-se que foram gerados três grupos distintos (A, B, C), quanto aos dados de ácidos graxos voláteis. Portanto não houve diferença significativa entre os seguintes pares de pontos: Afluente – Etapa 1 e Afluente – Etapa 2, apresentaram comportamentos semelhantes e por consequência se enquadraram no grupo A; EU – Etapa 1 e EU – Etapa 2 enquadraram-se no grupo B e o EF – Etapa 1 e EF – Etapa 2 que se enquadraram no grupo C.

5.4 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO₅)

A Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) expressa à quantidade de matéria orgânica presente no esgoto doméstico que é passível a biodegradação. Constitui-se um dos principais indicadores para o tratamento de águas residuárias, pois a sua redução deve atender aos padrões ambientais de lançamentos em corpos aquáticos e também é um parâmetro utilizado para determinar cargas orgânicas e volumétricas aplicadas ao sistema de tratamento.

Na Figura 5 apresenta-se o comportamento da DBO₅ no afluente e efluente dos reatores.

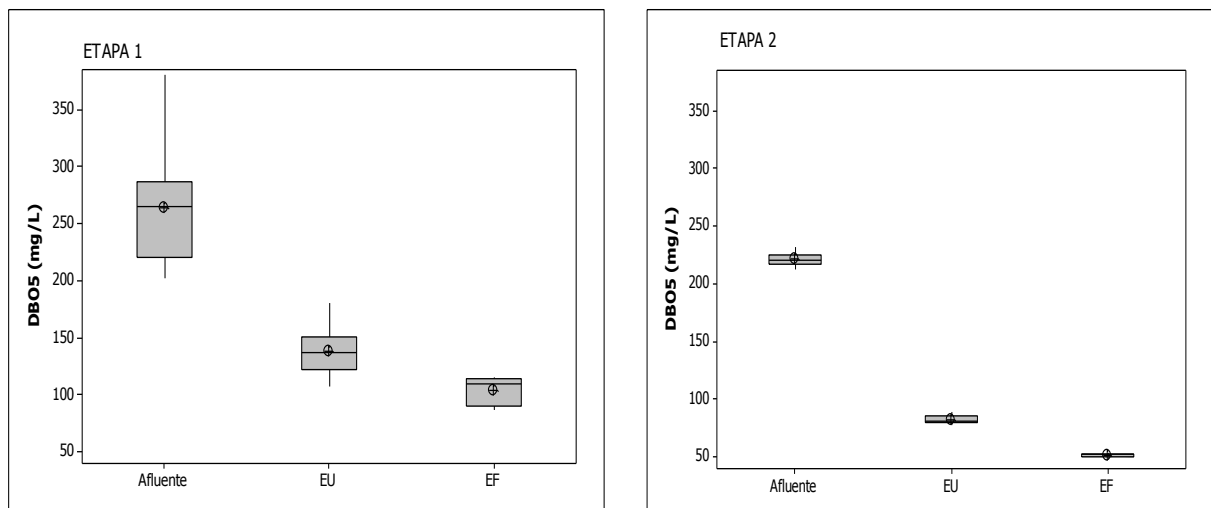


FIGURA 5: Gráfico BOX PLOT dos valores de DBO₅ obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

Analisando os dados de DBO₅, do afluente e efluente dos reatores obtidos durante o monitoramento do sistema experimental, apresentados na Figura 5, verificou-se redução da concentração de DBO₅ no efluente dos reatores. A concentração média de DBO₅ do afluente foi de 265 mg/L na primeira etapa e 221 mg/L na segunda etapa. Os valores médios de DBO₅ do efluente do reator UASB foram de 137 mg/L e 81 mg/L na primeira e segunda etapas, respectivamente, tendo o reator UASB eficiência média de remoção de 48% na etapa 1 e 63% na etapa 2,

constatando-se maior eficiência na segunda etapa, em que operou com carga orgânica volumétrica de 1,5 kgDBO₅/m³.dia.

A concentração média de DBO₅ do efluente final foi de 90mg/L (primeira etapa) e 52 mg/L (segunda etapa), destacando-se eficiência total na remoção de DBO₅ no sistema, de 60% na primeira etapa e 76% na segunda etapa . O aumento do tempo de repouso do filtro aeróbio na etapa 2 contribui para maior remoção de DBO₅.

Para que o efluente final possa ser lançado em um corpo aquático é necessário que obedeça aos padrões de lançamento estabelecidos pelo CONAMA 430/2011, em que o valor máximo de DBO₅ é de 120mg/L.

Observa-se que nesse sistema experimental reator UASB seguido de filtro aeróbio percolador foi produzido um efluente final com concentrações médias de 90 e 52mg/L, encontrando-se em ambas as etapas dentro dos padrões estabelecidos pelo CONAMA 430/2011.

Os resultados de DBO₅ obtidos com o monitoramento do sistema experimental foram submetidos ao teste estatístico ANOVA (Tabela 17).

TABELA 17. Teste de Variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de DBO₅ no afluente e efluente dos reatores nas duas etapas do experimento.

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	410083,9	5	82016,78	154,1651	0,000	2,353809
Dentro dos grupos	35112,42	66	532,0063			
Total	445196,3	71				

Analisando os resultados obtidos da DBO₅ no afluente e efluente dos reatores (Tabela 17), constatou-se a existência de diferenças significativas entre os dados analisados, pois o valor de F foi superior ao valor de F crítico. Por existir esta diferença significativa entre os resultados, aplicou-se o teste de Tukey com nível de confiança 95% (Tabela 18).

TABELA 18. Teste de Tukey aplicado nas duas etapas da concentração de DBO_5 no afluente e efluente dos reatores.

Condição	N	Média	Grupo
Afluente – Etapa 1	12	263,50	A
Afluente – Etapa 2	12	220,17	B
EU – Etapa 1	12	138,17	C
EU – Etapa 2	12	103,42	D
EF – Etapa 1	12	81,75	D
EF – Etapa 2	12	51,58	E

Observando os resultados obtidos do teste de Tukey (Tabela 18) para os dados de DBO_5 , pode-se constatar que foram gerados 5 grupos distintos, dos quais o EU- Etapa 2 e o EF – Etapa 1 não apresentaram diferença significativa, enquadrando-se ambos no grupo D.

5.5 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO).

A Demanda química de oxigênio é um parâmetro importante, pois quantifica a matéria orgânica que é passível a oxidação química.

Na Figura 6 apresenta-se o comportamento da variação de $\text{DQO}_{\text{Total}}$ nos reatores.

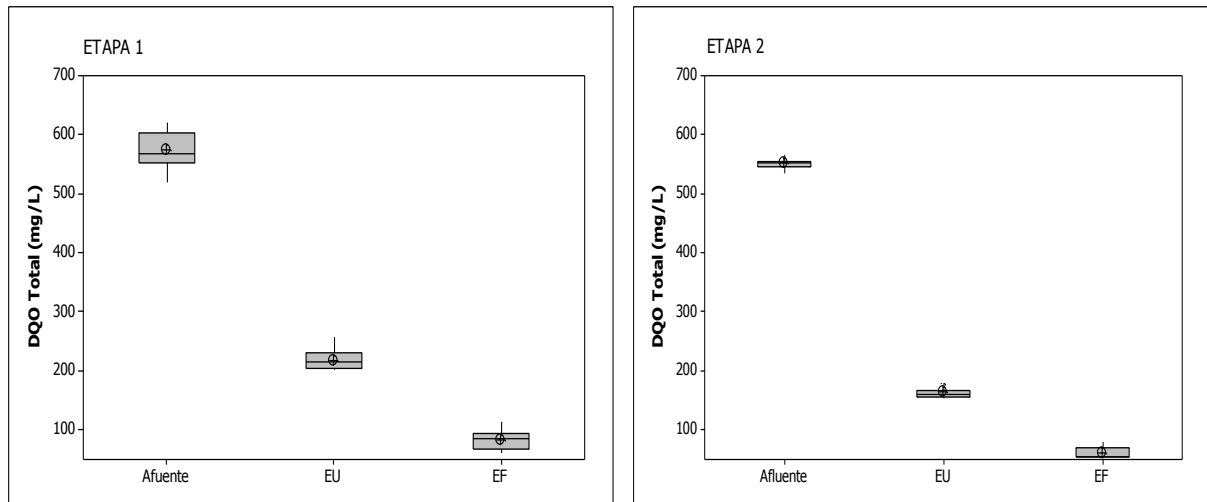


FIGURA 6: Gráfico BOX PLOT dos valores de DQO_{Total} obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

Analisando os dados apresentados na Figura 6 observa-se que a concentração de DQO_{Total} do afluente apresentou valores médios de 567 mg/L na primeira etapa e 553 mg/L na segunda etapa. O reator UASB teve menor desempenho na remoção de DQO_{Total} na etapa 1, com 60% de eficiência média operando com carga orgânica volumétrica de 1,0kgDBO₅/m³.dia. Enquanto na etapa 2 a eficiência média de remoção foi de 70% operando com a carga orgânica volumétrica de 1,5kgDBO₅/m³.dia. Observa-se que com o aumento da carga orgânica volumétrica do reator UASB na segunda etapa houve maior remoção de matéria orgânica na fase anaeróbia.

Ramos (2009) tratando substrato da mistura de 3% de lixiviado de aterro sanitário e 97% de esgoto doméstico utilizando reator UASB com parâmetros operacionais semelhante aos utilizados na segunda etapa de monitoramento (TDH de 12h e carga orgânica volumétrica de 1,6kg/m³.dia), obteve remoção de DQO total de 59,4%.

O filtro aeróbio produziu um efluente final com concentração média de DQO_{Total} de 86 e 61mg/L, respectivamente nas etapas 1 e 2. Portanto, a eficiência média de remoção de DQO_{Total} em todo o sistema foi de 85% na primeira etapa e 89% na segunda etapa. Destaca-se que houve maior remoção de DQO_{Total} no filtro aeróbio na segunda etapa que operou com maior tempo de repouso.

Os resultados de DQO_{Total}, obtidos com o monitoramento do sistema experimental foram submetidos à análise de variância, ANOVA, (Tabela 19).

TABELA 19. Teste de Variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de DQO_{Total} no afluente e efluente dos reatores nas duas etapas do experimento.

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	4490147	5	898029,4	2150,022	0,000	2,309202
Dentro dos grupos	40097,65	96	417,6838			
Total	4530245	101				

Observando os dados apresentados na Tabela 19, constatou-se que para a DQO_{Total} do afluente e efluente dos reatores, ocorreram diferenças significativas uma vez que o valor de F (2150) foi maior que o valor de F_{crítico} (2,3). Assim os dados de DQO_{Total} foram submetidos ao teste de Tukey (Tabela 20).

TABELA 20. Teste de Tukey aplicado nas duas etapas da concentração de DQO_{Total} no afluente e efluente dos reatores.

Condição	N	Média	Grupo
Afluente – Etapa 1	17	574,65	A
Afluente – Etapa 2	17	552,24	B
EU – Etapa 1	17	218,06	C
EU – Etapa 2	17	164,71	D
EF – Etapa 1	17	84,00	E
EF – Etapa 2	17	61,47	F

Analisando os resultados obtidos após submeter os dados de DQO_{Total} ao teste de Tukey, apresentado na Tabela 20, observou-se que existe diferença significativa nos dados de DQO_{Total} dos resíduos líquidos do afluente e efluente dos

reatores, haja vista, os resultados advindos da aplicação do teste de Tukey gerarem seis diferentes grupos (A,B,C,D, E e F).

Na Figura 7 apresenta-se o comportamento da DQO Filtrada no afluente e efluente dos reatores.

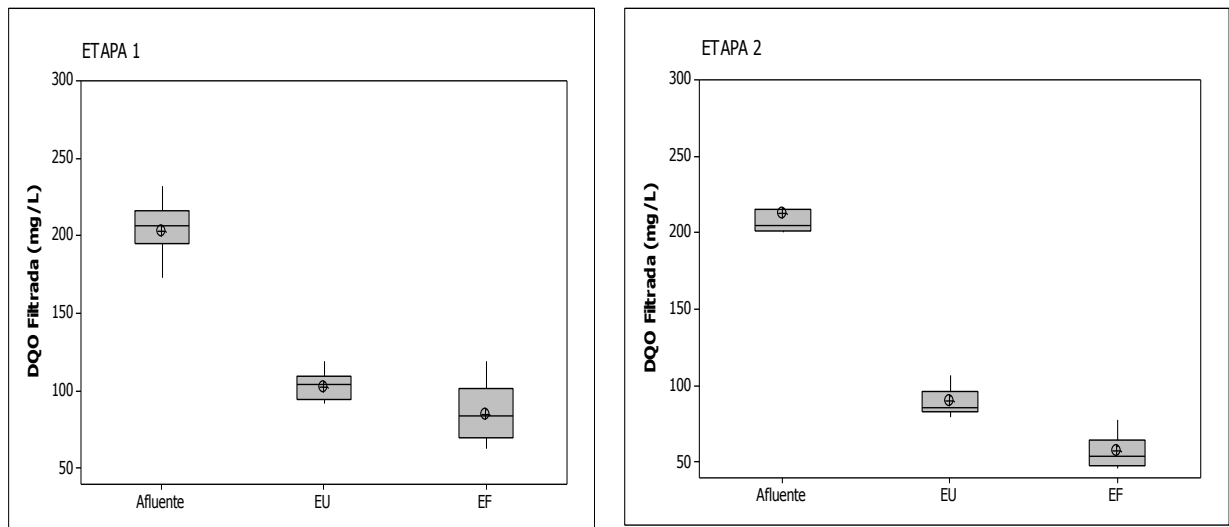


FIGURA 7. Gráfico BOX PLOT dos valores de DQO Filtrada obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

Observa-se com os dados da DQO Filtrada apresentados na Figura 7 que o valor médio do afluente foi de 207mg/L na primeira etapa e 205mg/L na segunda etapa. A eficiência média de remoção de DQO Filtrada no reator UASB foi de 50% na etapa 1 e 58% na etapa 2. A concentração média de DQO Filtrada do efluente final foi de 84 mg/L (etapa 1) e 54 mg/L (etapa 2). Constatou-se com os resultados apresentados uma eficiência média de remoção de DQO Filtrada no sistema de 57% na primeira etapa e 73% na segunda etapa.

A eficiência média de remoção de DQO Filtrada foi menor que a remoção de DQO Total, indicando possivelmente que a maior parte de matéria orgânica que foi removida do sistema estivesse em suspensão ou fosse sedimentável.

Os resultados da análise de variância ANOVA, para os dados de DQO Filtrada do afluente e efluente dos reatores nas duas etapas de monitoramento, são apresentados na Tabela 21, haja vista a necessidade da constatação ou não da existência de diferença, no que concerne a magnitude dos valores.

Constatou-se a existência de diferença significativa entre os dados analisados, pois o valor de F (237) foi superior ao $F_{\text{crítico}}$ (2,3). Com o intuito de determinar essas diferenças significativas os resultados de DQO Filtrada foram submetidos ao teste de Tukey (Tabela 22).

TABELA 21. Teste de Variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de DQO Filtrada no afluente e efluente dos reatores nas duas etapas do experimento.

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	283075,2	5	56615,04	237,0271	0,000	2,341828
Dentro dos grupos	17197,54	72	238,8547			
Total	300272,7	77				

TABELA 22. Teste de Tukey aplicado nas duas etapas da concentração de DQO Filtrada no afluente e efluente dos reatores.

Condição	N	Média	Grupo
Afluente – Etapa 2	13	212,9	A
Afluente – Etapa 1	13	203,3	A
EU – Etapa 1	13	102,6	B
EU – Etapa 2	13	90,1	B C
EF – Etapa 1	13	84,7	C
EF – Etapa 2	13	57,46	D

Analisando os resultados obtidos com o teste de Tukey (Tabela 22) para a DQO Filtrada observou-se que foram gerados quatro grupos distintos, constatando-se

que não houve diferença significativa entre o Afluente – Etapa 2 e o Afluente – Etapa 1, pois ambos apresentaram comportamentos semelhantes se enquadrando no grupo A. O EU – Etapa 1 e o EU – Etapa 2 também não apresentaram diferença significativa entre si, e enquadraram-se no grupo B. O EU – Etapa 2 e o EF – Etapa 1 também apresentaram comportamentos semelhantes e como consequência se enquadraram no grupo C. Apenas o EF – Etapa 2 apresentou diferença significativa com relação aos demais grupos se enquadrando no grupo D.

5.6 SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS

Na Figura 8 apresentam-se os valores das concentrações de sólidos suspensos totais do afluente e efluente dos reatores nas duas etapas de monitoramento.

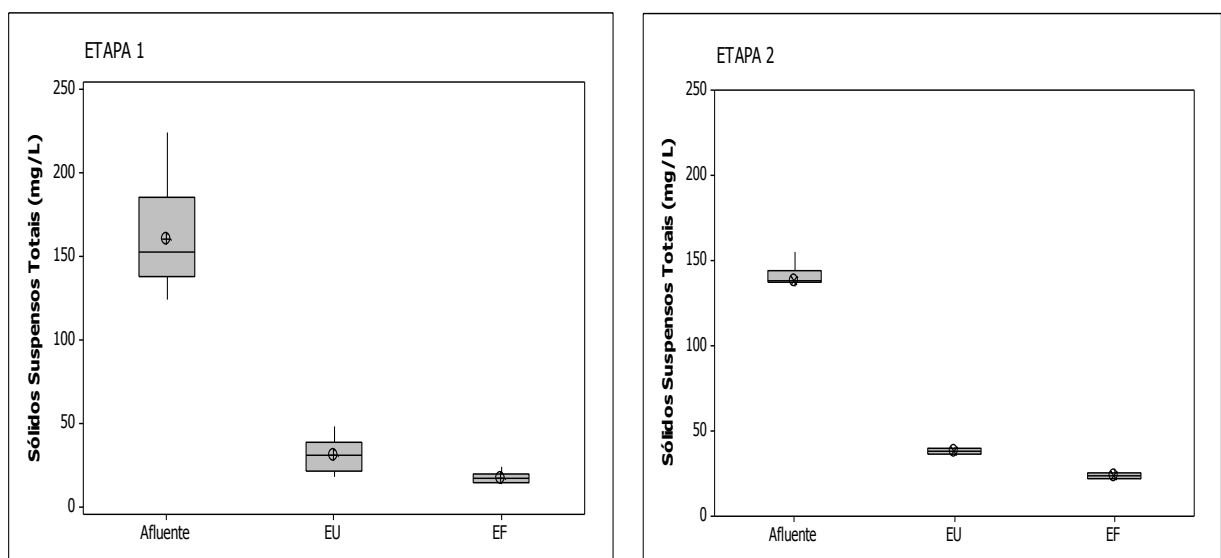


FIGURA 8. Gráfico BOX PLOT da concentração de sólidos suspensos totais obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

A concentração média de sólidos suspensos totais do afluente foi de 152 mg/L na primeira etapa e 138mg/L na segunda etapa. O reator UASB removeu 80%

de SST na etapa 1 com concentração média de 31mg/L e na segunda etapa houve remoção de 73% com valor médio de SST de 38mg/L. Alvarez *et al.* (2006) em um sistema semelhante de tratamento de esgotos domésticos em reator UASB obtiveram remoções de SST de 85%.

A concentração média de SST do efluente final foi 18 mg/L e 24 mg/L nas etapas 1 e 2, respectivamente. A eficiência média de remoção de sólidos suspensos totais em todo o sistema foi de 88% na primeira etapa e 83% na segunda etapa. Constatou-se de modo geral que mesmo com a variação nas concentrações de sólidos suspensos totais do afluente, o sistema apresentou estabilidade produzindo efluentes finais nas duas etapas sem grandes variações nas concentrações.

Os resultados de sólidos suspensos totais obtidos com o monitoramento do sistema experimental foram submetidos ao teste estatístico ANOVA (Tabela 23).

TABELA 23. Teste de Variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de Sólidos Suspensos Totais no afluente e efluente dos reatores.

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	355051,2	5	71010,24	435,7882	0,000	2,309202
Dentro dos grupos	15642,88	96	162,9467			
Total	370694,1	101				

Analisando os dados apresentados na Tabela 23 constatou-se diferença significativa entre os resultados, pois o valor de F (435,7) foi superior ao valor de $F_{\text{crítico}}$ (2,31). Com o objetivo de determinar essas diferenças significativas os resultados de Sólidos Suspensos Totais foram submetidos ao teste de Tukey (Tabela 24).

TABELA 24. Teste de Tukey aplicado nas duas etapas da concentração de Sólidos Suspensos Totais no afluente e efluente dos reatores.

Condição	N	Média	Grupo
Afluente – Etapa 1	18	160	A
Afluente – Etapa 2	16	142	B
EU – Etapa 2	16	38	B
EU – Etapa 1	18	31	C D
EF – Etapa 2	16	24	D E
EF – Etapa 1	18	18	E

Observando os resultados obtidos com o teste de Tukey para os resultados de SST (Tabela 24), constatou-se que foram formados cinco grupos distintos. O Afluente – Etapa 1 e o EU – Etapa 1 apresentaram diferença significativa entre si e geraram dois grupos diferentes, sendo eles os grupos A e C, respectivamente. O Afluente – Etapa 2 e o EU – Etapa 2 não houve diferença significativa entre si, ambos se enquadrando no grupo B. O EU – Etapa 1 também apresentou comportamento semelhante ao EF – Etapa 2 e ambos se enquadraram no grupo D. O EF – Etapa 2 e o EF – Etapa 1 não apresentaram diferença significativa entre si enquadrando-se no grupo E.

5.7 SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS

Na Figura 9 apresenta-se o comportamento da concentração de sólidos suspensos voláteis no substrato e efluente dos reatores, no monitoramento do sistema experimental.

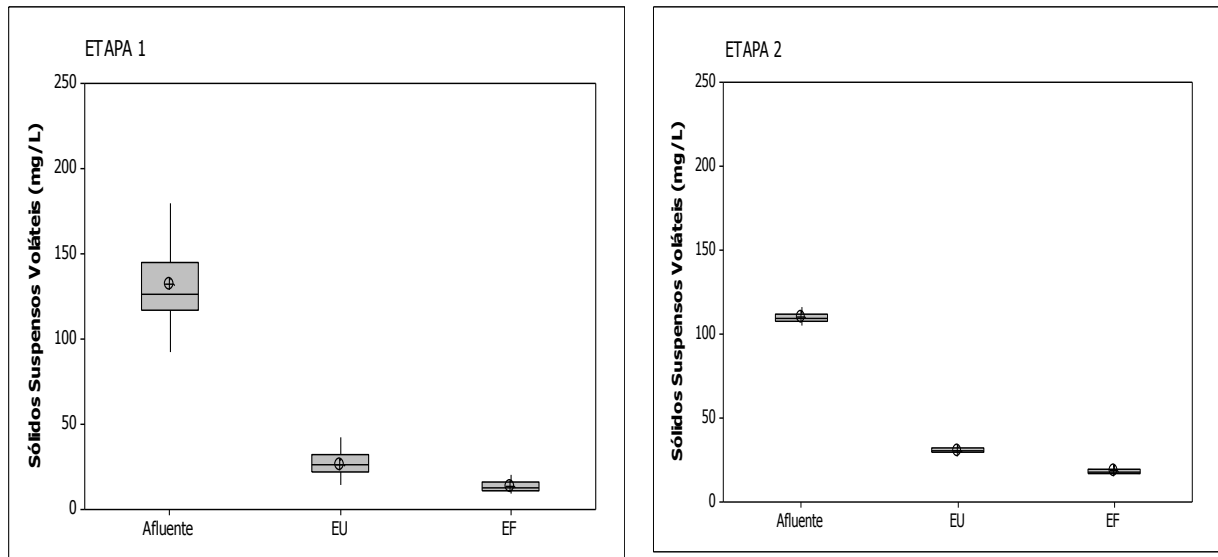


FIGURA 9. Gráfico BOX PLOT da concentração de sólidos suspensos voláteis obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

Observando os dados apresentados de SSV na Figura 9, pode-se constatar que a concentração média do afluente foi de 126 mgSSV/L na primeira etapa e 110 mgSSV/L na segunda etapa. O reator UASB teve eficiência média de remoção de SSV de 80% na etapa 1 com concentração média de 26 mgSS/L e na etapa 2, eficiência média de 72% e concentração de 31 mgSSV/L. Tawfik *et.al* (2008), tratando esgoto doméstico em reator UASB com TDH de 24h e carga orgânica de 1,9kgDQO/m³.dia, obtiveram remoção de 75% de SSV.

A remoção total de sólidos suspensos voláteis no sistema experimental foi de 90% com concentração média do Efluente final de 13 mgSSV/L na etapa 1. Na segunda etapa removeu 83% de SSV e concentração média de 18mg/L.

Os resultados de sólidos suspensos voláteis obtidos no monitoramento do sistema experimental foram submetidos à análise de variância ANOVA (Tabela 25), a fim de verificar se houve ou não diferença significativa entre os dados.

TABELA 25. Teste de Variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de Sólidos Suspensos Voláteis no afluente e efluente dos reatores.

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	224159,8	5	44831,96	292,897	0,000	2,31127
Dentro dos grupos	14388	94	153,0639			
Total	238547,8	99				

Com os resultados obtidos na Tabela 25, observou-se que houve diferença significativa para os dados de sólidos suspensos voláteis, pois o valor de F(293) foi maior que o valor de $F_{\text{crítico}}$ (2,31). Para verificar a diferença significativa foi aplicado o teste de Tukey aos dados monitorados, (Tabela 26).

TABELA 26. Teste de Tukey aplicado nas duas etapas da concentração de Sólidos Suspensos Voláteis no afluente e efluente dos reatores.

Condição	N	Média	Grupo
Afluente – Etapa 1	18	132	A
Afluente – Etapa 2	14	109	B
EU – Etapa 2	16	31	C
EU – Etapa 1	18	26	C
EF – Etapa 2	16	18	C D
EF – Etapa 1	18	13	D

Analisando os resultados obtidos com o teste de Tukey pode-se constatar que foram gerados quatro grupos distintos. O Afluente – Etapa 1 e o Afluente – Etapa 2

apresentaram diferença significativa entre si e se enquadraram no grupo A e B respectivamente. O EU– Etapa 2, EU – Etapa 1 e o EF – Etapa 2 apresentaram comportamentos semelhantes entre si e por consequência ambos se enquadraram no grupo C. O EF – Etapa 2 também apresentou comportamento semelhante ao EF – Etapa 1, não havendo diferença significativa entre os mesmos e por consequência se enquadraram no grupo D.

5.8 NITROGÊNIO AMONIACAL

Na Figura 10 apresenta-se o comportamento do N-NH_4^+ no afluente e efluente dos reatores nas duas etapas de monitoramento do sistema experimental.

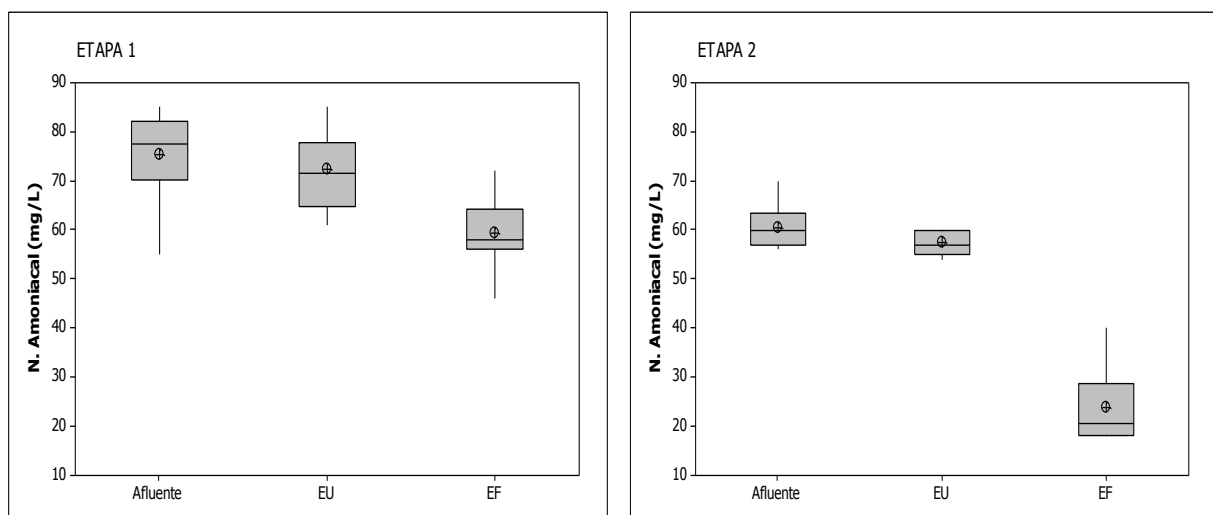


FIGURA 10. Gráfico BOX PLOT da concentração de Nitrogênio Amoniacal obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

De acordo com a figura 10 pode-se observar que a concentração de nitrogênio amoniacal do afluente foi de $75\text{mgN-NH}_4^+/\text{L}$ e $61\text{mgN-NH}_4^+/\text{L}$ nas etapas 1 e 2 respectivamente. No reator UASB a concentração de N. Amoniacal aumentou em alguns dias de monitoramento, ou seja, não houve remoção de nitrogênio amoniacal devido a amonificação. Resultando em um efluente com concentração média de 72mg/L na etapa 1 e na segunda com concentração média de N-NH_4^+ 57mg/L .

A eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal no filtro aeróbio percolador foi de 18% na etapa 1 e 58% na etapa 2, indicando que apenas na etapa 2 o processo de nitrificação foi eficiente devido ao aumento do tempo de repouso do filtro nesta etapa.

A eficiência média de remoção de N-NH_4^+ no sistema experimental foi de 21% na segunda etapa e 61% na etapa 2. O efluente final apresentou concentração média de N-NH_4^+ de $24\text{mgN-NH}_4^+/\text{L}$ na etapa mais eficiente (etapa 2). Apenas em alguns dias do monitoramento a concentração de nitrogênio amoniacal apresentou valor mínimo de 18mg/L , atendendo aos padrões de lançamento proposto pelo CONAMA 430/2011, apenas nesses dias.

Os resultados de N-NH_4^+ foram submetidos ao teste estatístico ANOVA, a fim de verificar a existência de diferença significativa (Tabela 27).

TABELA 27. Teste de Variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de Nitrogênio Amoniacal no afluente e efluente dos reatores.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	30438,47	5	6087,694	138,7237	0,000	2,293911
Dentro dos grupos	5002,729	114	43,88359			
Total	35441,2	119				

Analisando os dados apresentados na Tabela 27, constatou-se a existência de diferença significativa entre os pontos, uma vez que o valor de F (138,7) foi superior ao valor de $F_{\text{crítico}}$ (2,29).

Com o objetivo de verificar a existência de diferenças significativas o resultado da ANOVA foi aplicado o teste de Tukey (Tabela 28).

TABELA 28. Teste de Tukey aplicado nas duas etapas da concentração de Nitrogênio Amoniacal no afluente e efluente dos reatores.

Condição	N	Média	Grupo
Afluente – Etapa 1	24	75	A
EU – Etapa 1	24	72	A
Afluente – Etapa 2	16	60	B
EF – Etapa 1	24	59	B
EU – Etapa 2	16	57	B
EF – Etapa 2	16	24	C

Analisando os dados de N-NH_4^+ apresentados na Tabela 28, observou-se que foram formados três grupos distintos (A, B, C). Constatou-se que o Afluente – Etapa 1 e o EU – Etapa 1 se enquadraram no mesmo grupo (A), pois apresentaram comportamentos semelhantes. Não houve diferença significativa também entre o Afluente – Etapa 2, EF – Etapa 1 e EU – Etapa 2, ambos enquadrando-se no grupo B. Apenas o EF – Etapa 2 apresentou diferença significativa em relação aos demais grupos se enquadrando no grupo C.

5.9 NITRITO E NITRATO

Na Figura 11 apresenta-se o comportamento de nitrito e nitrato do efluente do filtro aeróbio nas duas etapas do monitoramento do sistema experimental.

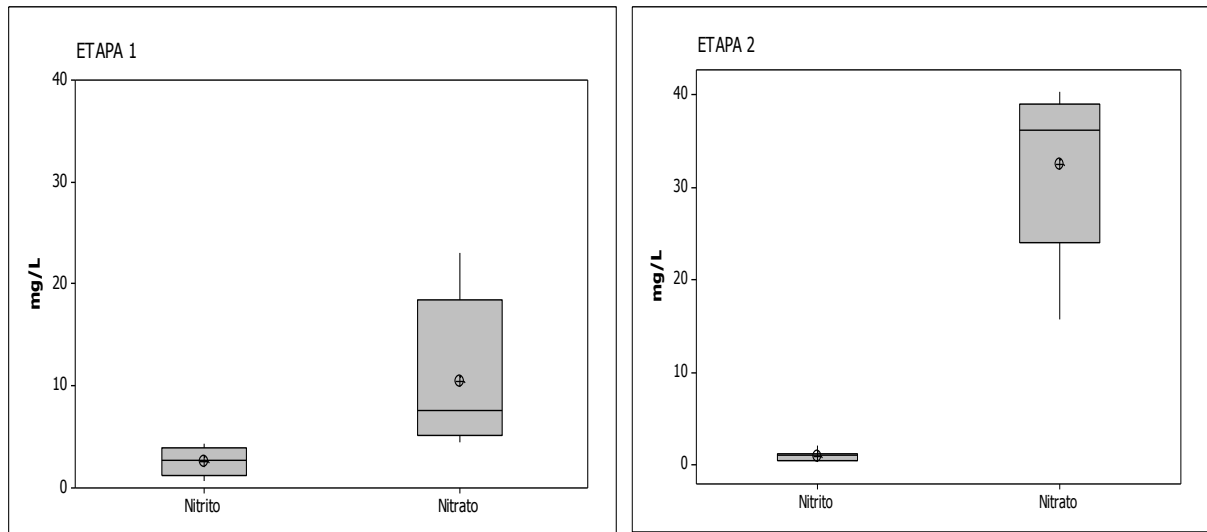


FIGURA 11. Gráfico BOX PLOT das concentrações de nitrito e nitrato do filtro aeróbio obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

A concentração média de N-NO_2^- e N-NO_3^- foi 2,5 e 10,4mg/L respectivamente na primeira etapa. Na segunda etapa a concentração média de N-NO_2^- foi de 0,9mg/L e N-NO_3^- 32mg/L. Constatou-se que a concentração de nitrato na etapa 1 foi baixa e mínima a conversão do nitrogênio amoniacal. E na etapa 2 verificou-se maior concentração de nitrato, ou seja, ocorreu nitrificação e conseqüentemente maior conversão de nitrogênio. A ocorrência de nitrificação na segunda etapa deve-se possivelmente a mudança no monitoramento do filtro, em que se aumentou o tempo de repouso do mesmo e por conseqüência favoreceu as condições aeróbias.

5.10 FÓSFORO TOTAL E ORTOFOSFATO

A Figura 12 apresenta as concentrações de fósforo total do afluente e efluente dos reatores nas duas etapas do monitoramento do sistema experimental.

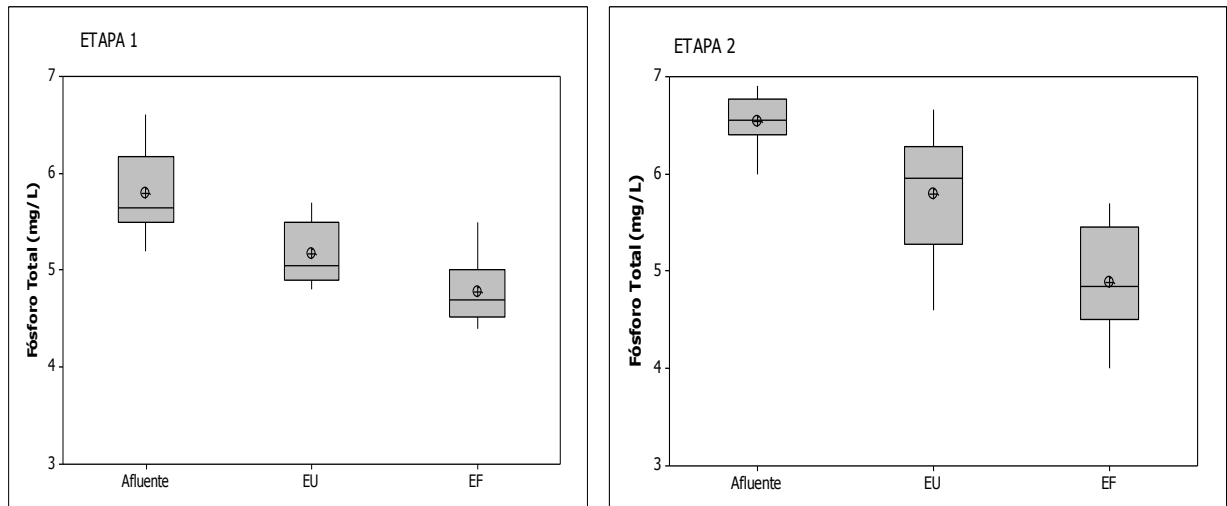


FIGURA 12. Gráfico BOX PLOT da concentração de Fósforo Total obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

Analisando os dados da Figura 12 observou-se que as concentrações médias do afluyente foram 5,7mg/L na primeira etapa e 6,5mg/L na etapa 2. A concentração média do efluente do reator UASB foi de 5,2mg/L e 5,8mg/L respectivamente nas etapas 1 e 2. O efluente final teve concentração média basicamente igual nas duas etapas 4,78mg/L (Etapa 1) e 4,8mg/L (Etapa 2). Ou seja, o sistema removeu apenas 17% de fósforo total na primeira etapa e 26% na segunda.

A baixa remoção de fósforo total era prevista, porque para remoção de fósforo por via biológica é necessária uma concentração mínima de nitrato.

Para verificar ou não a existência de diferença significativa entre os dados foi aplicado aos resultados de fósforo total o teste de variância ANOVA de fator único, (Tabela 29).

TABELA 29. Teste de Variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de Fósforo Total no afluyente e efluente dos reatores.

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	38,92011	5	7,784022	40,45573	0,000	2,303493
Dentro dos grupos	19,625657	102	0,192408			
Total	58,545767	107				

Observando os dados apresentados na Tabela 29 pode-se constatar a existência de diferença significativa entre os pontos de amostragem, pois o valor de F (40,4) foi superior ao valor de $F_{\text{crítico}}$ (2,30).

Com o objetivo de verificar a existência de diferença significativa foi aplicado o teste Tukey (Tabela 30).

TABELA 30. Teste de Tukey aplicado nas duas etapas da concentração de Fósforo Total no afluente e efluente dos reatores.

Condição	N	Média	Grupo
Afluente – Etapa 2	16	6,5	A
Afluente – Etapa 1	20	5,79	B
EU – Etapa 2	16	5,78	B
EU – Etapa 1	20	5,2	C
EF – Etapa 2	16	4,88	C
EF – Etapa 1	20	4,78	C

Observando a Tabela 30 constatou-se que apenas o Afluente – Etapa 2 apresentou diferença significativa se enquadrando no grupo A. O Afluente – Etapa 1, e EU – Etapa 2 apresentaram comportamentos semelhantes se enquadrando no grupo B. E o EU – Etapa 1, EF – Etapa 2 e EF – Etapa 1 não apresentaram diferença significativa entre si, ambos enquadraram-se no grupo C.

A Figura 13 mostra os resultados das concentrações de Ortofosfato no afluente e efluente dos reatores durante o monitoramento do sistema experimental.

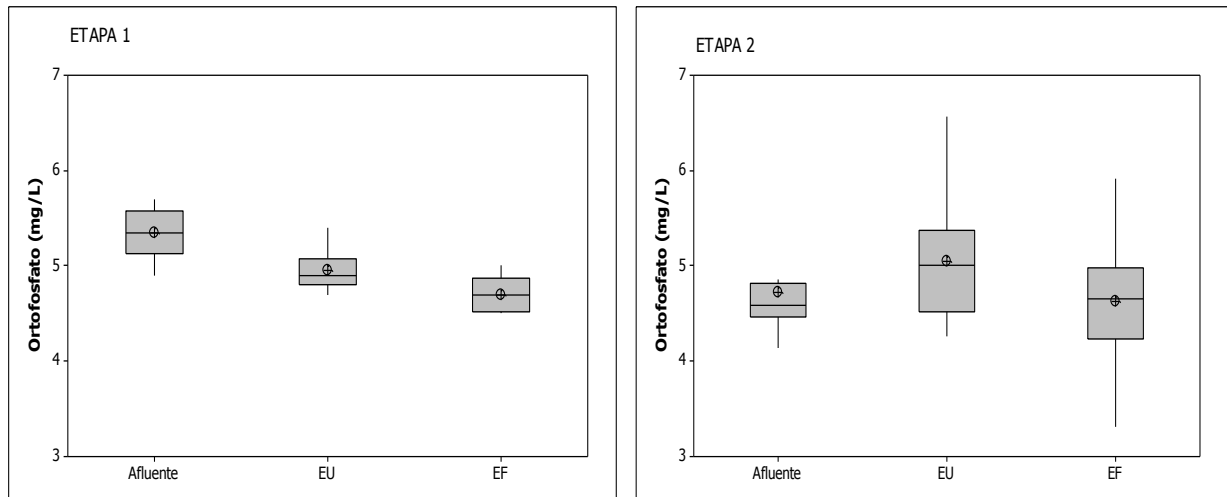


FIGURA 13. Gráfico BOX PLOT da concentração de Ortofosfato obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

Observando os dados contidos na Figura 13 pode-se constatar que os valores médios do afluente nas duas etapas tiveram valores semelhantes 5,34mg/L (Etapa 1) e 4,7mg/L (Etapa 2). O Efluente UASB na primeira etapa apresentou concentração média de 4,9mg/L e na segunda etapa 5mg/L. Observa-se que a concentração de ortofosfato aumentou no reator UASB, o que pode ser atribuído a mineralização dos compostos orgânicos. O sistema apresentou valor mínimo de remoção de ortofosfato, 12% na primeira etapa e 2% na Etapa 2.

Os resultados de Ortofosfato foram submetidos à análise de variância ANOVA, a fim de verificar a existência de diferença significativa, (Tabela 31).

TABELA 31. Teste de Variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de Ortofosfato no afluente e efluente dos reatores.

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	6,773526	5	1,354705	7,275117	0,000	2,303493
Dentro dos grupos	18,9935	102	0,186211			
Total	25,76702	107				

Observou-se com a análise de variância (Tabela 31) que houve uma pequena diferença significativa com o valor de F (7,27) maior que o valor de $F_{\text{crítico}}$ (2,30). Para descobrir em que ponto houve diferença significativa os resultados foram submetidos ao teste de Tukey (Tabela 32).

TABELA 32. Teste de Tukey aplicado nas duas etapas da concentração de Ortofosfato no afluente e efluente dos reatores.

Condição	N	Média	Grupo
Afluente – Etapa 1	20	5,3	A
EU – Etapa 2	16	5,0	A B
EU – Etapa 1	20	4,9	A B
Afluente – Etapa 2	16	4,7	B
EF – Etapa 1	20	4,7	B
EF – Etapa 2	16	4,6	B

Observando os resultados apresentados na Tabela 32 pode-se constatar que foram gerados dois grupos distintos. O Afluente – Etapa 1, EU – Etapa – 2 e EU – Etapa 1 não apresentaram diferença significativa entre si, ambos se enquadraram no grupo A. E o Eu – Etapa 2, Eu – Etapa 1, Afluente – Etapa 2, EF – Etapa 1 e EF – Etapa 2 apresentaram comportamentos semelhantes não apresentando diferença significativa entre si e se enquadrando no grupo B.

6 CONCLUSÕES

Considerando os resultados das análises dos dados dos parâmetros investigados neste trabalho de pesquisa, pode-se concluir que:

- O tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto doméstico em reator UASB seguido de filtro aeróbio percolador, constitui-se uma alternativa eficiente e viável para o tratamento de lixiviado por favorecer seu tratamento por processo biológico.
- Com os resultados obtidos a partir do monitoramento do sistema experimental pode-se destacar que o aumento da carga orgânica aplicada ao reator UASB de $1,0\text{kgDBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{dia}$ para $1,5\text{kgDBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{dia}$ influenciou positivamente à remoção de material carbonáceo expresso em termos de DBO_5 e DQO.
- Na etapa 2, o filtro aeróbio percolador foi monitorado com maior tempo de repouso, o que contribuiu significativamente para o desempenho do processo de nitrificação.
- A eficiência total do tratamento é destacado obtendo remoções de DBO_5 de 60% na primeira etapa e 76% na segunda, DQO total de 85% e 89% nas etapas 1 e 2 respectivamente, DQO filtrada 53% (etapa 1) e 73% (etapa 2) e Nitrogênio Amoniacal 21% na primeira etapa e 61% na etapa 2.
- Para os indicadores de pH e DBO_5 os valores médios do efluente final encontram-se dentro das condições padrões estabelecidas pelo CONAMA 430/2011, para descarte em corpos aquáticos. O Nitrogênio Amoniacal apresentou valor médio de $24\text{mgN-NH}_4^+/\text{L}$ na etapa 2, próximo ao padrão

estabelecido pela norma citada e os valores mínimos chegaram a 18mg N-NH₄⁺/L.

REFERÊNCIAS

- ABBAS, A. A. ABBAS; JINGSONG, G.; PING, L. Z.; YING YA, P.; AL-REKABI, W. S. **Review on Landfill Leachate Treatments**. In: GUO JINGSONG (Ed.). American Journal of Applied Sciences, 2009.
- AHMED, F. N.; Q.LAN, C. **Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review**. Desalination. V.287 p. 41-54, 2012.
- ÁLVAREZ, J. A.; RUIZ, I.; GÓMES, M. PRESAS, J.; SOTO, M. Start-up alternatives and performance of an UASB pilot plant treating diluted municipal wastewater at low temperature. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 1640–1649, 2006.
- APHA - **American Public Health Association Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**, 19. WASHINGTON: APHA, AWWA, WPCF, 2005.
- ASANO, T.; METCALF & EDDY; LEVERENZ, H. L.; TSUCHIHASHI, R.; TCHOBANOGLIOUS, G. **Water Reuse: issues, technology, and applications**. New York - USA: McGraw-Hill Professional, 2007.
- ASASE, M. et al. **Comparison of municipal solid waste management systems in Canada and Ghana: A case study of the cities of London, Ontario, and Kumasi, Ghana**. Elsevier. Waste Management. p. 2779-2786, 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, NBR - 7211. **Agregados para concreto-Especificação**, Rio de Janeiro, ABNT, 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, NBR – 10.004. **Resíduos Sólidos – classificação**. Rio de Janeiro, ABNT, 2004.
- BOER, E. D.; JEDRCZAK, A.; KOWALSKI, Z.; KULCZYCKA, J.; SZPADT, R. **A review of municipal solid waste composition and quantities in Poland**. Waste Management[S.I.], v. 30, n. 3, p. 369-377, 2010.
- CASSINI, S. T. (Coord.). **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**. Rio de Janeiro - RJ: PROSAB, 2003.
- CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias –Volume 5: Reatores anaeróbios**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. Belo Horizonte, p. 245,1997.
- CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias– Reatores Anaeróbios – Vol. 5 2ª Edição**. Editora UFMG - Belo Horizonte, 308 p. 2007.
- CONAMA. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. Resolução Nº 430 de 13 de maio de 2011.

COTMAN, M.; GOTVAJN, A. Z. **Comparison of different physico-chemical methods for the removal of toxicants from landfill leachate.** Journal of Hazardous Materials [S.I.], v. 178, n. 1-3, p. 298-305, 2010.

FUNASA. **Manual de saneamento.** 3.ed. rev. Brasília. ISBN 85-7346-045-8, 408p. , 2007.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** 4ª edição. Rio de Janeiro - RJ: ABES, 2005.

JORDÃO, E.P e PESSOA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos.** 5ª Edição. ABES, Rio de Janeiro, 940 p. 2009.

KWARCIAK, A.; BOHDZIEWICZ, J. **The application of hybrid system UASB reacto-RO in landfill leachate treatment.** Desalination. v.222 p. 128-134, 2008.

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 172 p.408–415, 2009.

METCALF & EDDY, I.; TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater Engineering: treatment and reuse.** 4ª ed. McGraw-Hill: New York - USA, 2003.

MORAVIA, W. G.. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas.** Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2007.

NGES, I. A.; LIU, J. **Effects of anaerobic pré-treatment on the degradation of dewatered- sewage sludge.** Renewable Energy. V. 34 p. 1795-1800, 2009.

ÖMAN, C. B.; JUNESTEDT, C. **Chemical characterization of landfill leachates - 400 parameters and compounds.** Waste Management[S.I.], v. 28, n. 10, p. 1876-1891, 2008.

PEDROSO, M. A. R. **Análise do desempenho ambiental de 5 aterros de resíduos não perigosos abrangidos pelo regime PCIP.**Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Universidade Técnica de Lisboa. Portugal, 2007.

QASIM, S. R. **Wastewater treatment plants: planning, design, and operation.** 2ª ed. Lancaster - UK: CRC Press, 1998.

QUANT, B., FUDALA-KSIAZEK, S., LUCZKIEWICZ, A., KULBAT, E., OLANCZUK-NEYMAN, K., JANKOWSKA, K. e CZERWIONKA, K. **Landfill Leachate Treatment at the Municipal Wastewater Treatment Plant.** In: XII International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2009.

RAMOS, P. C. A. **Tratamento conjugado do lixiviado com esgotos em reator UASB**. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande – PB. 2009 74 p.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. **Landfill leachate treatment: Review and opportunity**. Journal of Hazardous Materials[S.I.], v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.

SANTOS, A. S. P. **Aspectos técnicos e econômicos do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em lagoas de estabilização**. Tese de Doutorado (Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil)- COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ, 2010.

SANTOS, A. S. P. e JORDÃO, E. P. **Pesquisa em escala de demonstração do tratamento combinado de lixiviado**. DAE-SP, Nº 189, pag. 26-39, 2012.

SEGALA, K (Coord.). **Manual on municipal solid waste integrated management in Latin American and Caribbean cities**. Montevideo - MN: IDRC, 2008.

TAWFIK, A.; SOBHEY, M.; BADAWY, M. **Treatment of a combined dairy and domestic wastewater in an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor followed by activated sludge (AS system)**. Desalination, v. 227, p. 167-177, 2008.