



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I – CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

GABRIELY DIAS DANTAS

**TRATAMENTO BIOLÓGICO ANAERÓBIO E AERÓBIO DE LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO**

**CAMPINA GRANDE-PB
2018**

GABRIELY DIAS DANTAS

**TRATAMENTO BIOLÓGICO ANAERÓBIO E AERÓBIO DE LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Engenheiro Sanitarista e Ambiental.
Área de concentração: Saneamento

Orientador: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite

**CAMPINA GRANDE-PB
2018**

É expressamente proibido 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 do trabalho.

D192t Dantas, Gabriely Dias.
Tratamento biológico anaeróbio e aeróbio de lixiviado de aterro sanitário [manuscrito] / Gabriely Dias Dantas. - 2018.
27 p. : il. colorido.
Digitado.
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2018.
"Orientação : Prof. Dr. Valderi Duarte Leite, Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."
1. Lixiviado de aterro sanitário. 2. Tratamento biológico. 3. Resíduos sólidos urbanos. I. Título
21. ed. CDD 628.4

GABRIELY DIAS DANTAS

**TRATAMENTO BIOLÓGICO ANAERÓBIO E AERÓBIO DE LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao departamento de
Engenharia Sanitária e Ambiental da
Universidade Estadual da Paraíba, como
requisito parcial à obtenção do título de
Engenheira Sanitarista e Ambiental.

Área de concentração: Saneamento

Aprovada em: 13/12/2018.

BANCA EXAMINADORA



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



Prof. Ms. Maria Célia Cavalcante de Paula e Silva
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Ms. Elaine Gurjão de Oliveira
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

Dedico aos meus pais, José e Adilza, pela educação e incentivo sempre.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por me dar forças e permitir que este trabalho fosse concluído.

Aos meus pais, José e Adilza, pelo amor, incentivo e apoio incondicional em todos os momentos da minha vida.

As minhas irmãs, Gisele e Jussara, pela motivação, amor e cuidado.

Ao meu namorado, Arthur, por toda paciência, cuidado, amor e companheirismo e por estar presente nos momentos mais difíceis.

Ao senhor Marconi, por toda ajuda e amizade.

Ao meu orientador, professor Valderi, por todo incentivo e confiança.

Às minhas companheiras de trabalho, Evelyne e Carla, por sempre estarem me apoiando.

Aos meus colegas de curso, André, Estephânia, Thays, Andreia, Renan e Alzinete, pelos momentos de amizade.

Agradeço às professoras participantes da banca examinadora que dividiram comigo este momento tão importante e esperado: Elaine Gurjão e Célia Cavalcante.

Ao funcionário da UEPB, Alisson, pela presteza e atendimento quando foi necessário.

Agradeço a todos aqueles que não foram citados aqui, e que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho.

“O saber se aprende com os mestres e os livros. A sabedoria se aprende é com a vida e com os humildes.”

Cora Coralina

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	7
2 REFERENCIAL TEÓRICO	9
2.1 Resíduos Sólidos Urbanos	9
2.2 Definição, Formação e Caracterização do Lixiviado de Aterro Sanitário.....	11
2.3 Tratamento Conjugado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico	11
2.4 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo.....	13
2.5 Pós-tratamento: Filtro Biológico Percolador	14
3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	14
3.1 Localização	14
3.2 Esgoto Doméstico	15
3.3 Lixiviado de Aterro Sanitário	15
3.4 Substrato	15
3.5 Sistema Experimental	16
3.6 Monitoramento do Sistema Experimental	17
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	18
4.1 Potencial hidrogeniônico	18
4.2 Alcalinidade Total	19
4.3 Ácidos Graxos Voláteis	20
4.4 Demanda Química de Oxigênio (DQO)	20
4.5 Nitrogênio Amoniacal	22
4.6 Nitrito e Nitrato	22
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	23
REFERÊNCIAS	24

RESUMO

A disposição inadequada de lixiviado de aterro sanitário pode gerar impactos ambientais negativos, de modo a comprometer a qualidade dos recursos ambientais, devido à sua elevada concentração de nitrogênio amoniacal, compostos recalcitrantes e dependendo da composição química e da idade dos resíduos sólidos presentes no aterro, significativas concentrações de metais pesados. O tratamento biológico conjugado de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto doméstico têm se mostrado como alternativa viável para solucionar este problema. Sendo assim, este trabalho teve por objetivo avaliar a eficiência do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em um sistema constituído de reator UASB seguido de filtro biológico percolador, em escala piloto. Para a realização do trabalho foi utilizado o lixiviado gerado no aterro sanitário da cidade de João Pessoa, e esgoto doméstico originado no edifício Monte Carlo, localizado ao lado da EXTRABES. O sistema experimental foi instalado e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário da Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande – PB, Brasil. O substrato utilizado para alimentação dos reatores foi preparado diariamente e consistiu da mistura de esgoto doméstico mais lixiviado de aterro sanitário. Os parâmetros monitorados semanalmente foram: pH, nitrogênio amoniacal, alcalinidade total, AGV e DQO total e filtrada. O sistema de tratamento biológico (UASB+FBP) apresentou remoção de DQO total de 59,9 % e remoção de DQO filtrada de 44,1 %.

Palavras-Chave: Lixiviado de aterro sanitário. Tratamento biológico. Resíduos Sólidos Urbanos.

1 INTRODUÇÃO

Um maior contingente populacional e a concentração em áreas urbanas resultam em ampliação na utilização dos recursos ambientais, cuja depleção ocorre tanto pela utilização para a produção e consumo, como pelos danos decorrentes do retorno dos resíduos à natureza, após sua utilização pelo homem (GODECKE *et al.*, 2012). Como consequência direta desses processos, há um aumento expressivo na produção de resíduos sólidos urbanos.

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, a geração total de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil no ano de 2017 foi de aproximadamente 78,4 milhões de toneladas. Apenas 71,6 milhões de toneladas foram

¹ Graduanda em Engenharia Sanitária e Ambiental na Universidade Estadual da Paraíba – Campus I.
E-mail: gabrielydias4@gmail.com

devidamente coletadas, registrando um índice de cobertura de coleta de 91,2% para o país, o que evidencia que 6,9 milhões de toneladas de resíduos não foram objeto de coleta. Cerca de 42,3 milhões de toneladas de RSU, ou 59,1% do coletado, foram dispostos em aterros sanitários (ABRELPE, 2017).

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) necessitam de destinação e tratamento adequado. Como opção técnica mais adequada para a destinação final dos RSU é sugerido o aterro sanitário. De acordo com Sá *et al.* (2012) cerca de 55% do peso dos resíduos sólidos urbanos é constituído de matéria orgânica putrescível. Como produto da degradação dessa fração é gerado o lixiviado de aterro sanitário, que é um líquido que apresenta coloração escura, alta concentração de matéria orgânica, de composição bastante variada, o que torna necessário serem estudadas técnicas alternativas que possam ser aplicadas no tratamento desse efluente.

O gerenciamento inadequado do lixiviado gerado em aterro sanitário pode causar impactos ambientais negativos, de forma a comprometer a disponibilidade e qualidade dos recursos naturais, devido a sua composição química complexa e seu elevado potencial poluidor. A disposição de forma inadequada desses resíduos apresenta uma ameaça à saúde pública e ao meio ambiente, e por isso, torna-se tão importante a realização do gerenciamento adequado desses resíduos (DIAS, 2017).

O tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico pode se constituir em uma alternativa bastante viável para o tratamento do efluente de aterros e vem sendo cada vez mais utilizado na resolução desse problema, principalmente devido à diminuição das concentrações de nitrogênio amoniacal, compactidade, baixa necessidade de área, redução nos custos de implantação de unidades de tratamento nos aterros. Para a realização desse tratamento são necessários: a viabilidade do transporte do lixiviado até a ETE; a capacidade da estação em assimilar esse efluente; a compatibilidade do processo com as características desse material e a possibilidade do manejo do provável aumento da produção de lodo (MANNARINO *et al.*, 2011).

Nesse sentido, este trabalho objetiva desenvolver alternativa tecnológica eficiente no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Para tanto, será avaliado a eficiência do tratamento de lixiviado de aterro sanitário quanto à remoção de material carbonáceo e nitrogenado, em um sistema constituído de reator UASB e filtro biológico percolador.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Resíduos Sólidos Urbanos

De acordo com a NBR 10004, compreendem-se por resíduos sólidos aqueles que se apresentam nos estados sólido e semissólido que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola e de serviços de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

Quadro 1. Classificação dos resíduos quanto à periculosidade

Classificação	Descrição
Resíduos Classe I – Perigosos	Aqueles que apresentam periculosidade. Oferecem risco à saúde pública e ao meio ambiente, ou uma das características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade
Resíduos Classe II	
Resíduos Classe II A – Não inertes	São aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I – Perigosos ou resíduos de classe II B – Inertes. Os resíduos classe II A – Não inertes podem ter propriedades, tais como: biodegradabilidade, combustibilidade
Resíduos Classe II B – Inertes	São quaisquer resíduos que, quando amostrados de uma forma representativa e submetidos a um contato dinâmico e estático com a água destilada ou deionizada, 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

Fonte: ABNT, 2004.

De acordo com a Lei nº 12.305/2010 (BRASIL, 2010), os resíduos sólidos são classificados quanto à origem em:

- a) resíduos domiciliares: os originários de atividades domésticas em residências urbanas;
- b) resíduos de limpeza urbana: os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana;
- c) resíduos sólidos urbanos: os englobados nas alíneas “a” e “b”;
- d) resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos nas alíneas “b”, “e”, “g”, “h” e “j”;
- e) resíduos dos serviços públicos de saneamento básico: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos na alínea “c”;
- f) resíduos industriais: os gerados nos processos produtivos e instalações industriais;
- g) resíduos de serviços de saúde: os gerados nos serviços de saúde, conforme definido em regulamento ou em normas estabelecidas pelos órgãos do Sisnama e do SNVS;
- h) resíduos da construção civil: os gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis;
- i) resíduos agrossilvopastoris: os gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades;
- j) resíduos de serviços de transportes: os originários de portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários e passagens de fronteira;
- k) resíduos de mineração: os gerados na atividade de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios;

Quanto à periculosidade:

- a) resíduos perigosos: aqueles que, em razão de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade, apresentam significativo risco à saúde pública ou à qualidade ambiental, de acordo com lei, regulamento ou norma técnica;
- b) resíduos não perigosos: aqueles não enquadrados na alínea “a”.

Os dados mais recentes, divulgados pela ABRELPE, mostraram que a geração total de resíduos sólidos urbanos (RSU) no ano de 2017 foi de 78,4 milhões de toneladas, o que representa um crescimento de 1% em relação ao ano de 2016, passando de 212.753 ton/dia para 214.868 ton/dia. O levantamento mostra que grande quantidade desses resíduos continua

sendo destinada em locais impróprios, cerca de 7 milhões de toneladas de resíduos (ABRELPE, 2017).

A questão dos resíduos sólidos urbanos tem sido discutida amplamente em várias áreas do conhecimento. Um grande desafio na área ambiental é a busca por soluções que viabilizem a destinação final adequada dos resíduos sólidos urbanos, visto que estes resíduos podem ocasionar a contaminação do solo, água e atmosfera. Estudos recentes têm desenvolvido tecnologias mais eficientes de disposição dos resíduos, assim como, alternativas que possibilitam o tratamento de efluentes gasosos e líquidos.

2.2 Definição, Formação e Caracterização do Lixiviado de Aterro Sanitário

No Brasil, um dos métodos mais empregados na disposição dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é o aterro, principalmente devido às suas vantagens quanto ao baixo custo e simplicidade. Entretanto, um dos problemas gerados pelos aterros é a produção de lixiviado, o que ocasiona um aumento no custo de disposição dos detritos (SILVA *et al*, 2016).

Segundo a NBR 8419 (ABNT, 1992) aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos (RSU) é a técnica de disposição no solo, sem causar danos à saúde pública e sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Esse método é pautado por princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos urbanos em uma menor área possível, reduzindo os resíduos ao menor volume permissível.

De acordo com a NBR 8419 (ABNT, 1992), lixiviado de aterro sanitário pode ser definido como sumeiro ou chorume, que é um líquido com características de cor escura, mau cheiro e a elevada DBO (demanda bioquímica de oxigênio), produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos; sendo a lixiviação o deslocamento ou arraste, por meio líquido de certas substâncias contidas nos resíduos sólidos urbanos (RSU), e o percolado é o líquido que passou através de meio poroso.

O lixiviado de aterro sanitário apresenta, geralmente, elevadas concentrações de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), nitrogênio amoniacal, toxicidade e compostos recalcitrantes, dificultando o tratamento via processos biológicos, principalmente os provenientes de aterros que apresentam idade elevada (AMOR *et al.*, 2015; ZHANG *et al.* 2017).

2.3 Tratamento Conjugado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico

O tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico é uma alternativa que vem se desenvolvendo e está sendo cada vez mais aplicada para o tratamento

simultâneo de efluentes distintos. Esta combinação possibilita uma redução significativa na carga orgânica aplicada no sistema de tratamento e também possibilita o regulamento do requerimento nutricional dos sistemas biológicos.

Um estudo realizado por El-Gohary e Kamel (2016) apresentou a análise da eficiência do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário através de três processos de tratamento biológico: aeróbio, anaeróbio e anaeróbio/aeróbio. Foram utilizadas três concentrações de lixiviado em cada tratamento, nas proporções de 5,9%, 25% e 50%. Estes correspondem a valores médios de DQO de 1.166, 4.207 e 7.830 mgO₂/L. Utilizando-se a proporção de 5,9%, o tratamento que se mostrou mais eficiente foi o anaeróbio/aeróbio. Com o aumento para 50%, os valores de remoção de DQO e DBO via processo anaeróbio/aeróbio foram de 52,2% e 54,8%, respectivamente. Outra etapa que merece destaque é o pré-tratamento do lixiviado e dessorção de amônia, que proporcionou um aumento nos valores de remoção de DQO e DBO, como é o caso do tratamento anaeróbio com proporção de 50% de lixiviado que passou de 37,5 e 40,5% para 64,4 e 67,2%.

De acordo com Oliveira (2015), o tratamento conjugado de lixiviado com esgotos domésticos pode ser uma alternativa viável, em virtude do seu baixo custo e facilidade de operação. Em seu estudo, foi avaliado o processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em reator UASB seguido de filtro biológico percolador. A proporção de lixiviado utilizada no tratamento foi de 10%. O tratamento proporcionou uma eficiência de remoção de DQO total de 46% no reator UASB, e 57% no sistema UASB+FBP.

Yuan *et al* (2016) avaliaram o efeito da adição de LAS ao tratamento dos efluentes municipais e o seu efeito no processo de nitrificação. O sistema foi constituído de três reatores sequenciais de batelada, e foram utilizadas três proporções de lixiviado (com e sem tratamento): 2,5%, 5% e 10%. O estudo mostrou que a proporção de lixiviado de 2,5% melhorou a eficiência de remoção de nutrientes do sistema sem comprometer a remoção de DQO, uma vez que a remoção de DQO foi de aproximadamente 87% com e sem pré-tratamento. Ao utilizar as proporções de 5% e 10% de lixiviado, a eficiência de remoção de DQO foi reduzida para 80% e 63%, respectivamente. Observou-se que a alta concentração de amônia no lixiviado não impactou no processo de nitrificação.

Campos (2012) utilizou uma série de lagoas de estabilização rasas na avaliação da eficiência de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto sanitário. Nesse estudo, a proporção utilizada de lixiviado foi de 1% e os resultados mostraram que a alcalinidade obteve uma redução de 30%, alcançando o valor de 292 mgCaCO₃/L. A

eficiência de remoção de DQO, DBO e Nitrogênio Amoniacal foi de 49%, 69% e 86%, respectivamente.

Silva (2014) analisou um sistema composto por reator UASB seguido de filtro aeróbio percolador, utilizado para tratar lixiviado de aterro sanitário conjugado com esgoto doméstico, na proporção de 1%, com o objetivo de remover material orgânico e nitrogenado em lixiviado. O estudo mostrou-se como uma alternativa viável e eficiente para o tratamento de lixiviado, obtendo eficiências de remoções de DBO₅ de 76%, DQO total de 89%, DQO solúvel de 73% e Nitrogênio Amoniacal 61%.

Campos (2013) realizou um estudo sobre o processo de coagulação/floculação no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. O lixiviado foi combinado com esgoto doméstico nas proporções de 0, 0,5, 2,0 e 5,0%. Os coagulantes utilizados foram o cloreto férrico, sulfato de alumínio, Tanfloc SG, Tanfloc SL e Panfloc Hiper Plus, em diferentes concentrações (20, 40 e 60 mg.L⁻¹). Com relação às remoções de DQO, o coagulante Tanfloc SG proporcionou melhores eficiências de remoção do que os outros coagulantes, em todas as condições analisadas.

2.4 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo

De acordo com Paixão Filho (2017), a escolha do processo biológico a ser empregado no tratamento de LAS deve ser de baixo custo, ou seja, sem a necessidade de adição de uma fonte externa de carbono, robusto, baixa produção de lodo, de alta carga como os reatores UASB. A utilização de reatores UASB pode ser considerada como uma alternativa para remoção de matéria orgânica de LAS. A realização do tratamento de LAS em reator UASB em escala piloto mostrou um bom desempenho de remoção de DQO (65 - 75%) mesmo com uma baixa temperatura (13 a 23 °C).

A proporção de lixiviado adicionada ao esgoto doméstico para o tratamento em uma ETE é um parâmetro fundamental para o bom funcionamento do processo nos reatores biológicos. Em um estudo realizado por Santos (2009), observou-se que o reator UASB operando com uma proporção de 1% de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico mostrou uma eficiência máxima de remoção de DQO (72,9%) e DBO (80,2%).

Há diversos estudos que evidenciam o uso de reatores UASB como sendo uma tecnologia viável no tratamento de lixiviado quando empregado em condições ótimas, temperatura e tempo de detenção hidráulica adequados. No entanto, a operação dessa tecnologia em escala real possibilita a existência de uma redução drástica de eficiência, pois há bastante dificuldade no controle da temperatura e ocorrem variações sazonais na

composição do lixiviado. Singh e Mittal (2012) realizaram um estudo acerca do tratamento de lixiviado do aterro em Okhla de Nova Deli, e obtiveram uma eficiência de remoção de DQO superior a 60% quando a toxicidade ($LC_{50} = 12,35$) para o peixe *Poecilia reticulata*. Contudo, esse sistema apresentou uma redução na remoção de DQO com o aumento da toxicidade do lixiviado ($LC_{50} = 1,22$).

2.5 Pós-tratamento: Filtro Biológico Percolador

Com o intuito de promover um equilíbrio entre as vantagens e desvantagens dos sistemas de tratamento anaeróbio e aeróbio, estudos recentes demonstram que há viabilidade na combinação destes processos, em especial com uma primeira etapa anaeróbia seguida de um pós-tratamento aeróbio. Segundo Metcalf & Eddy (2003), as altas concentrações de oxigênio e os longos tempos de retenção celular nos filtros biológicos percoladores, podem criar condições adequadas para o crescimento e acumulação de populações heterotróficas, principalmente na presença de matéria orgânica.

A percolação dos efluentes no meio suporte dos filtros biológicos possibilita o crescimento bacteriano na superfície do material, formando uma película ativa (biofilme), constituída por colônias gelatinosas de microrganismos (*zooglea*) de espessura máxima de 2 a 3 mm (METCALF & EDDY, 2003).

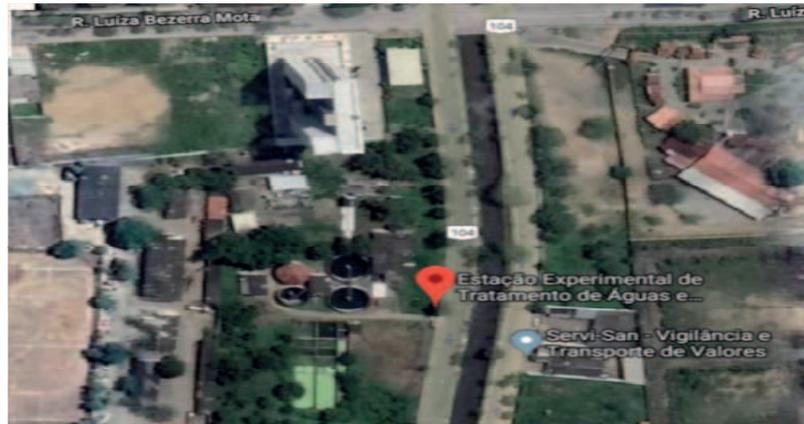
A remoção de matéria orgânica e a nitrificação podem ser obtidas nos filtros biológicos percoladores, quando operados com baixas cargas orgânicas. Em virtude da competição entre as bactérias heterotróficas e as bactérias autotróficas, uma nitrificação eficiente no FBP ocorrerá depois que a concentração de matéria orgânica tenha sido significativamente reduzida (DUDA, 2010).

3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

3.1 Localização

O estudo foi realizado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário (EXTRABES), situada no município de Campina Grande, da Região Nordeste do Brasil, de clima tipicamente tropical, localizado a 120 km da capital João Pessoa, no Estado da Paraíba.

Figura 1. Localização da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário.



Fonte: Google Earth (2018)

3.2 Esgoto Doméstico

O esgoto doméstico utilizado no experimento, para a preparação do substrato, foi proveniente do prédio residencial Monte Carlo, localizado na R. Luíza Bezerra Mota, 865-911 - Catolé, Campina Grande - PB, 58410-603, ao lado do terreno pertencente a EXTRABES, o qual é conduzido para uma caixa de polietileno, com capacidade para 10 m³, e coletado diariamente, através de bomba afogada e aduzido para uma caixa de 500 litros, de polietileno.

3.3 Lixiviado de Aterro Sanitário

O lixiviado utilizado para a preparação do substrato foi oriundo do Aterro Sanitário de João Pessoa, que possui uma área de 100 hectares e está localizado na bacia do rio Mumbaba. Funciona desde agosto de 2003, e foi construído para ter uma vida útil de 25 anos. Compõe o sistema o centro de triagem do aterro sanitário, que atende a 20 bairros da capital, o equivalente a um percentual de 30% da população, atingindo aproximadamente 350 mil habitantes.

O lixiviado gerado neste aterro foi disposto em lagoas devidamente impermeabilizadas para a acumulação destes líquidos. Após a coleta, o lixiviado foi armazenado em reservatórios de polietileno, transportado até as dependências da EXTRABES, realizando-se em seguida, a caracterização do mesmo.

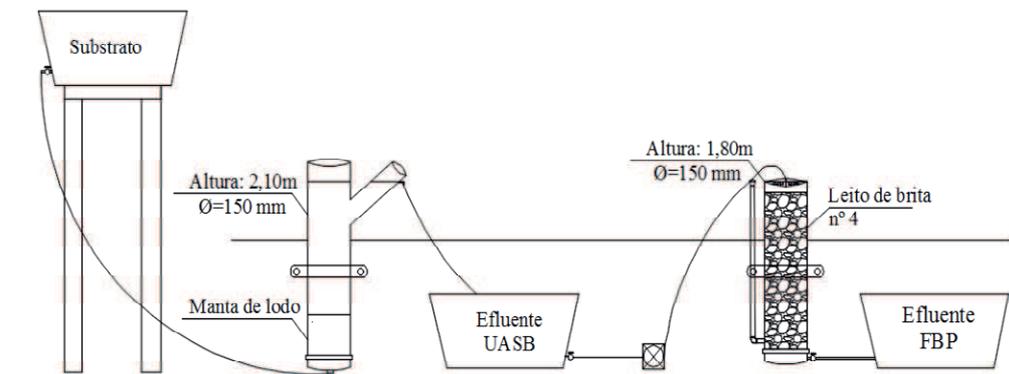
3.4 Substrato

O substrato consistiu da mistura de 97,5% de esgoto doméstico mais 2,5% de lixiviado de aterro sanitário (percentagem em volume), sendo preparado diariamente e submetido à caracterização química com frequência semanal. O substrato (ED+LAS) foi preparado diariamente, de modo que a concentração de DQO média atingisse um valor de 700 mg/L.

3.5 Sistema Experimental

O trabalho experimental foi realizado na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário (EXTRABES), da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). O sistema de tratamento biológico (UASB+FBP) foi construído em escala piloto, com tubos de PVC e instalado na área externa do laboratório, constituído basicamente de reservatórios para armazenamento do afluente e efluente e bomba peristáltica para alimentação do filtro biológico percolador. Na Figura 2 apresenta-se um esquema do sistema de tratamento.

Figura 2. Desenho esquemático do sistema experimental de tratamento biológico.



Fonte: Dados da pesquisa

Na Tabela 1 são apresentados os parâmetros operacionais do sistema de tratamento biológico constituído de reator UASB seguido de FBP.

Tabela 1. Parâmetros operacionais do UASB e do FBP no tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto doméstico.

PARÂMETROS	REATOR UASB	FBP
Vazão Afluente (L.dia ⁻¹)	252	102
Carga Orgânica Volumétrica (kgDQO/m ³ .dia)	4,2	1,8
Carga hidráulica volumétrica (m ³ /m ³ .dia)	6,0	6,0
Taxa de aplicação superficial (m ³ /m ² .dia)	-	5,7
Tempo de Detenção Hidráulica (horas)	4	-

Fonte: Dados da pesquisa

O filtro biológico percolador foi alimentado em fluxo intermitente, com tempo de duração de cada ciclo correspondente a 04 horas, totalizando um quantitativo de seis ciclos diários. Na Tabela 2 são apresentados o tempo de alimentação, descarga e repouso aplicados em cada batelada ao filtro aeróbio com leito percolador.

Tabela 2. Distribuição temporal dos ciclos aplicados ao filtro aeróbio com leito percolador.

Horário da batelada	Tempo de alimentação (minutos)	Tempo de descarga (minutos)	Tempo de repouso do filtro (horas)
08:00	40	20	3,0
12:00	40	20	3,0
16:00	40	20	3,0
20:00	40	20	3,0
24:00	40	20	3,0
04:00	40	20	3,0

Fonte: Dados da pesquisa

3.6 Monitoramento do Sistema Experimental

O monitoramento do sistema experimental foi realizado através de coleta de amostras do substrato, efluente UASB e efluente do filtro biológico percolador. As análises foram realizadas em consonância com os métodos preconizados por APHA (2012). Na Tabela 3 são apresentados os parâmetros monitorados, os procedimentos metodológicos e sua frequência de amostragem.

Tabela 3. Parâmetros, procedimentos metodológicos e frequência de amostragem para o tratamento biológico.

PARÂMETROS	MÉTODOS	FREQUÊNCIA
pH	Potenciométrico	1 x semana
AT (g CaCO ₃ /L)	Potenciométrico	1 x semana
AGV (g H-Ac./L)	Potenciométrico	1 x semana
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	Micro Kjeldahl	1 x semana
DQO total (mgO ₂ /L)	Titulométrico	1 x semana
DQO filtrada (mgO ₂ /L)	Titulométrico	1 x semana
Nitrito (mg/L)	Colorimétrico	1 x semana
Nitrato (mg/L)	Salicilato de Sódio	1 x semana

Fonte: Dados da pesquisa

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os dados obtidos na caracterização química do lixiviado “*in natura*” do aterro sanitário na preparação do substrato para alimentação do reator UASB estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Dados da caracterização química do lixiviado “*in natura*” e do esgoto doméstico.

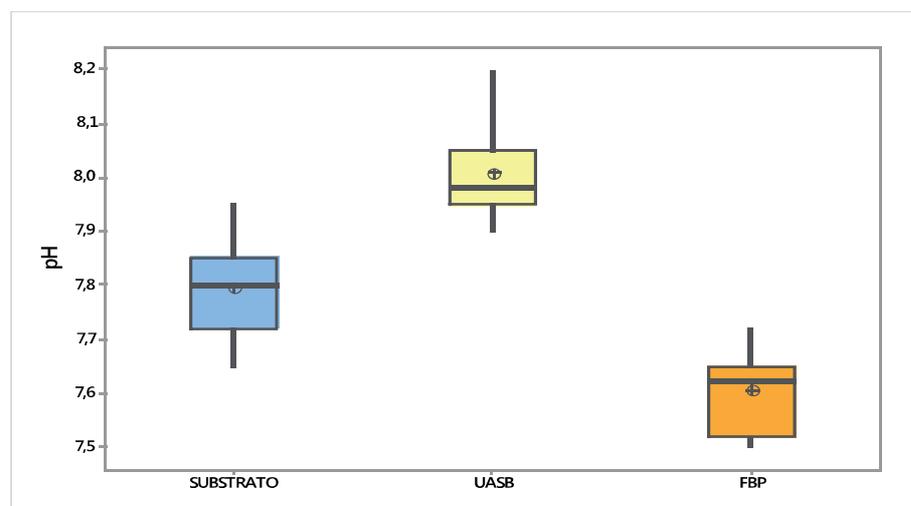
PARÂMETROS	ESGOTO DOMÉSTICO (valor médio)	LIXIVIADO “ <i>IN NATURA</i> ” (valor médio)
pH	7,3	8,3
AT (g CaCO ₃ /L)	365,5	9715
AGV (g H-Ac./L)	99,23	415,1
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	96	2161,6
DQO total (mgO ₂ /L)	626,67	3540,27

Fonte: Dados da pesquisa

4.1 Potencial hidrogeniônico

O pH expressa a intensidade da condição ácida ou básica de qualquer substância, sendo um parâmetro de extrema importância nos sistemas de tratamento de águas residuárias. Analisando o comportamento do potencial hidrogeniônico do substrato (Figura 3), constatou-se que o pH variou de 7,65 a 7,95, apresentando valor médio correspondente a 7,79. Durante a digestão anaeróbia, o pH atingiu valor médio correspondente a 8. Esse aumento do pH ocorreu devido a produção de alcalinidade pelas bactérias metanogênicas na forma de amônia, dióxido de carbono e bicarbonato.

Figura 3. Comportamento dos valores de pH no sistema experimental



Fonte: Dados da pesquisa

De acordo com Chernicharo (2007), a faixa de pH entre 6,6 e 7,4 corresponde a uma condição ótima nos processos de digestão anaeróbia, embora se possa conseguir estabilidade na formação de metano numa faixa mais ampla de pH, entre 6,0 e 8,0.

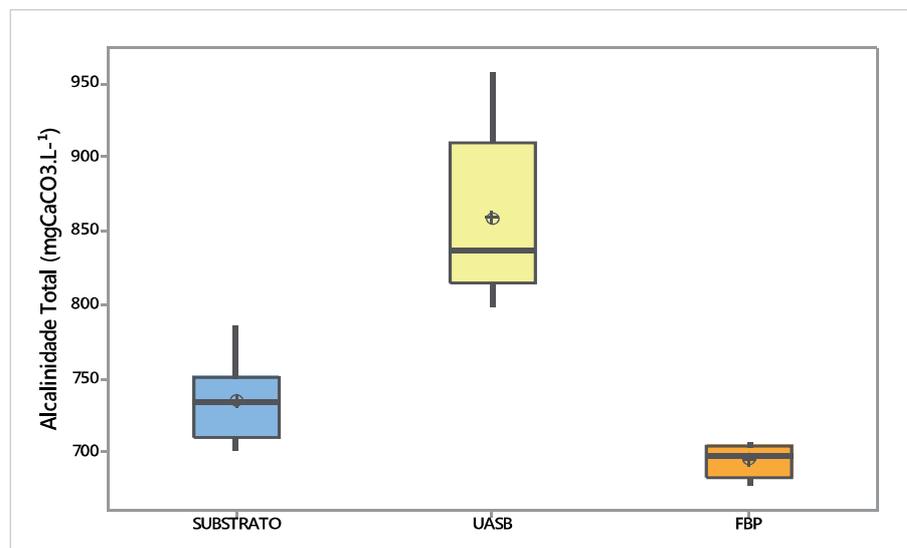
Segundo Metcalf e Eddy (2003), a faixa de pH onde ocorre o processo de nitrificação é de 7,5 a 8,6, e valores fora desse intervalo podem inibir o processo. No FBP o valor médio de pH é de 7,6, ocorrendo decréscimo nos valores de pH, indicando condições favoráveis ao processo de nitrificação.

4.2 Alcalinidade Total

Metcalf e Eddy (2016) descrevem a alcalinidade total como resultado da presença de íons bicarbonato (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e hidroxila (OH^-), cálcio, magnésio, sódio, potássio. Nas águas residuárias, a alcalinidade é um parâmetro de monitoramento importante e é constituída por espécies químicas que poderão contribuir para o tamponamento dos processos biológicos de tratamento de resíduos, evitando variações bruscas do pH (OLIVEIRA,2015; MIORIM, 2017).

A Figura 4 apresenta as concentrações de alcalinidade total do substrato afluente e dos efluentes do reator UASB e filtro biológico percolador (FBP). No substrato afluente, a concentração média de alcalinidade total foi de $735,3 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. No reator UASB houve um aumento da concentração de alcalinidade total, conferindo capacidade de tamponamento e alcançando uma concentração média de $858,3 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Este acréscimo está diretamente relacionado às reações de amonificação e remoção de ácidos graxos voláteis (AGV) (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994). No FBP observa-se redução da alcalinidade total devido a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito. O consumo médio de alcalinidade total no FBP foi de $163 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, apresentando efluente com concentração média de $695,3 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$.

Figura 4. Concentração de alcalinidade total no sistema de tratamento.

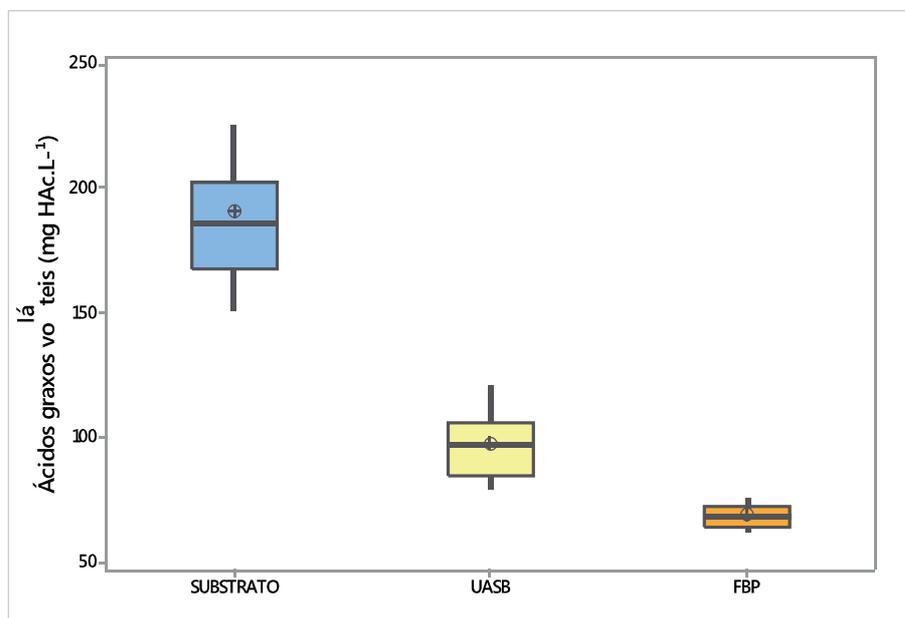


Fonte: Dados da pesquisa

4.3 Ácidos Graxos Voláteis

Na Figura 5 estão apresentados os dados da concentração média de ácidos graxos voláteis do substrato afluente, dos efluentes do reator UASB e do FBP. A concentração média de AGV do substrato afluente foi de 191 mgHAc.L⁻¹, e os efluentes do reator UASB e do FBP mantiveram-se com concentrações médias de 97 e 69 mgHAc.L⁻¹, respectivamente. O sistema apresentou eficiência de remoção de AGV de 63,9 %. Este decréscimo nos valores de AGV ocorre devido à assimilação dos ácidos graxos voláteis e conversão a metano, pelas metanogênicas (OLIVEIRA, 2015).

Figura 5. Concentração de AGV no sistema de tratamento.

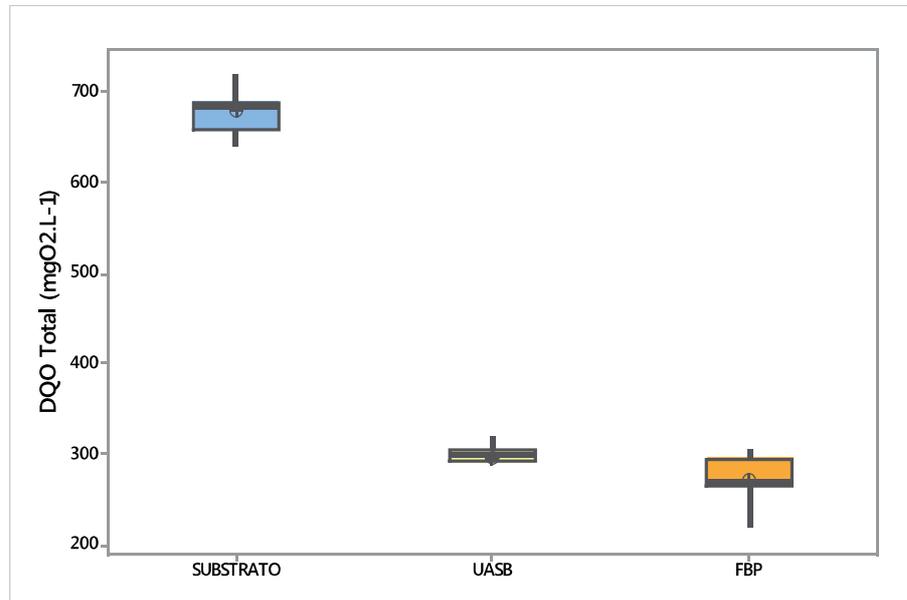


Fonte: Dados da pesquisa

4.4 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Conforme apresentado na Figura 6, a concentração média de DQO total do substrato afluente foi de 679 mg.L⁻¹. No reator UASB foi possível obter eficiência de remoção de 56,4 %, com concentração média de 296 mg.L⁻¹. O sistema (UASB+FBP) apresentou eficiência de remoção de DQO total de 59,9%. Miorim (2017) analisando o desempenho de reator UASB no tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico (3% de LAS) obteve resultados semelhantes, alcançando uma eficiência de 54,7% na remoção de DQO total.

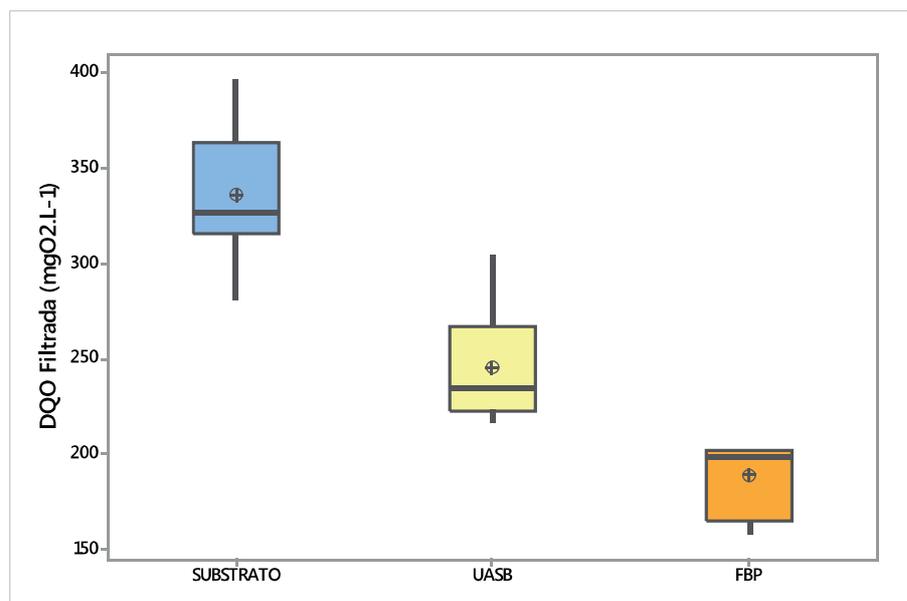
Figura 6. Concentração de DQO Total no sistema de tratamento.



Fonte: Dados da pesquisa

Na Figura 7 estão apresentados os dados da DQO filtrada do substrato afluente e dos efluentes do reator UASB e do FBP. Observa-se que o substrato afluente apresentou concentração média de DQO filtrada de 336,4 mg O₂.L⁻¹. O efluente do reator UASB apresentou concentração média de 245,6 mg O₂.L⁻¹, ocorrendo a remoção de 26,9 % da DQO afluente. O efluente final, após FBP apresentou concentrações em torno de 188 mgO₂.L⁻¹, alcançando uma remoção de 44,1 %.

Figura 7. Concentração de DQO Filtrada no sistema de tratamento.

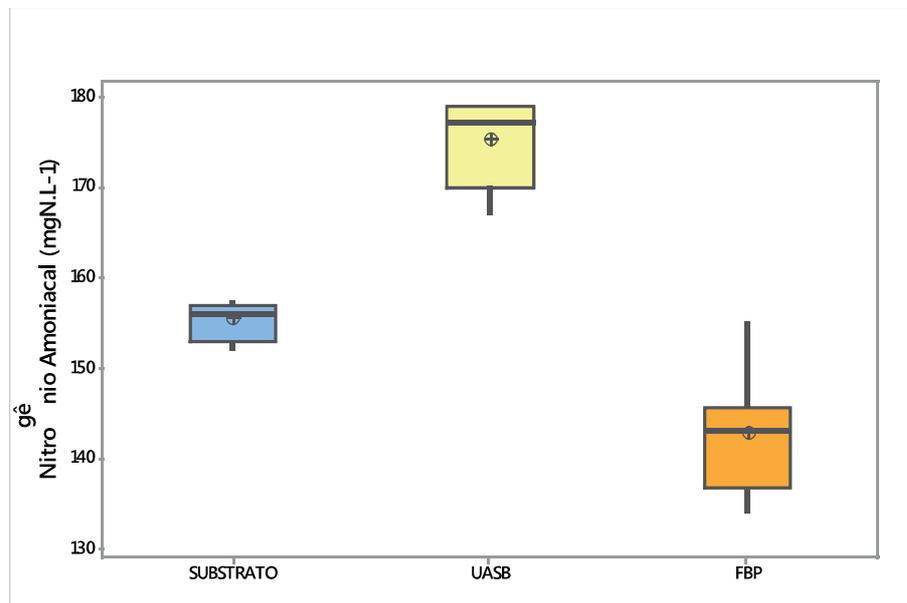


Fonte: Dados da pesquisa

4.5 Nitrogênio Amoniacal

De acordo com a Figura 8, a concentração média de nitrogênio amoniacal do substrato afluente foi de 155,5 mg N-NH₄⁺.L⁻¹. O reator UASB apresentou aumento na concentração de nitrogênio amoniacal, devido a etapa de amonificação, produzindo efluente cuja concentração corresponde a 175,3 mg N-NH₄⁺.L⁻¹. No FBP ocorre a conversão do nitrogênio amoniacal, na presença de oxigênio, a nitrito e, posteriormente a nitrato, durante o processo de nitrificação. A eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal no efluente do FBP foi de 10,71 %, produzindo efluente com concentração de 142,8 mg N-NH₄⁺.L⁻¹.

Figura 8. Concentração de Nitrogênio Amoniacal no sistema de tratamento.

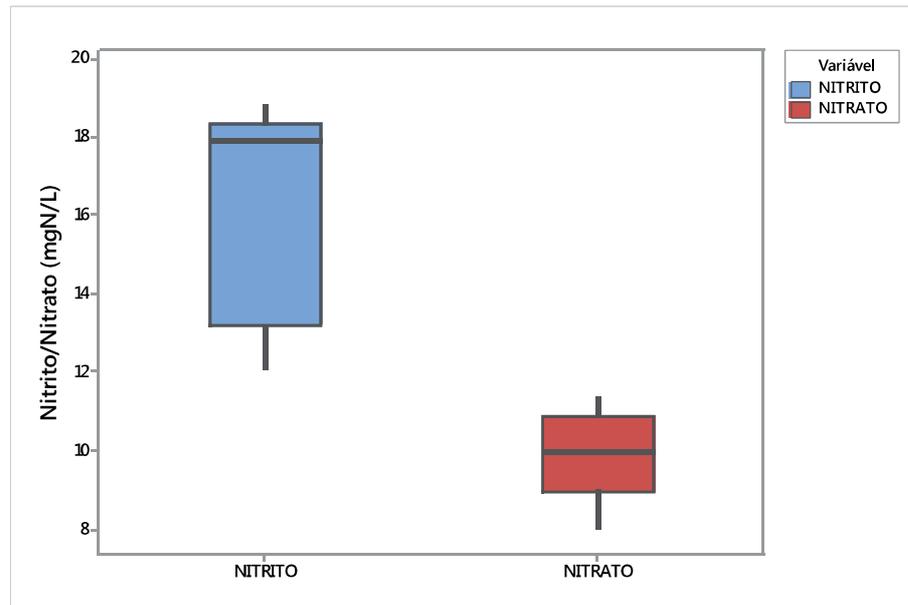


Fonte: Dados da pesquisa

4.6 Nitrito e Nitrato

Os dados referentes ao processo de nitrificação no filtro biológico percolador são apresentados na Figura 9. Observa-se que a concentração média de nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻) foram de 18,23 mg.L⁻¹ e 9,88 mg.L⁻¹, respectivamente. Tais valores indicam que o FBP não apresentava condições satisfatórias de conversão de nitrogênio amoniacal a nitrito e, posteriormente a nitrato. As concentrações de amônia ainda apresentam valores elevados, necessitando de maior quantidade de oxigênio dissolvido para promover o desenvolvimento do biofilme.

Figura 9. Concentração de Nitrito/Nitrato no filtro biológico percolador.



Fonte: Dados da pesquisa

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O reator UASB apresentou bom desempenho na remoção de material carbonáceo, apresentando eficiências de 56,4% de DQO total e 26,9% de DQO filtrada, no entanto, produziu efluente com elevadas concentrações de cargas poluidoras, necessitando de um pós-tratamento. O sistema (UASB+FBP) se mostrou eficiente na remoção de material carbonáceo, removendo 44,1% de DQO filtrada e 59,9% de DQO total.

O sistema se mostrou eficiente na remoção de material carbonáceo, no entanto, as concentrações dos parâmetros analisados encontram-se com valores que não atendem aos padrões de lançamento em corpos aquáticos, necessitando de otimização no processo de tratamento.

Para futuras pesquisas, ficam como sugestões, analisar proporções maiores de lixiviado de aterro sanitário, monitoramento das espécies microbianas presentes no lodo anaeróbio e como estes microrganismos se comportam mediante a adição de lixiviado de aterro sanitário no processo de tratamento.

BIOLOGICAL TREATMENT ANAEROBIC AND AEROBIC OF LANDFILL LEACHATE

ABSTRACT

The inadequate disposal of landfill leachate can generate negative environmental impacts, in order to compromise the quality of environmental resources, due to their high concentration of ammoniacal nitrogen, recalcitrant compounds and, depending on the chemical composition and age of the solid residues present in the landfill, significant concentrations of heavy metals. The conjugated biological treatment of landfill leachate plus domestic sewage has been shown as a viable alternative to solve this problem. Therefore, the objective of this work was to evaluate the efficiency of the combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in a system consisting of a UASB reactor followed by a percolator biological filter on a pilot scale. The leachate generated in the sanitary landfill of the city of João Pessoa and domestic sewage originated in the Monte Carlo building, located next to EXTRABES, was used to perform the work. The experimental system was installed and monitored in the physical facilities of the Experimental Station of Biological Treatment of Sanitary Sewage (EXTRABES) of the State University of Paraíba, Campina Grande - PB, Brazil. The substrate used to feed the reactors was prepared daily and consisted of the mixture of domestic sewage plus leachate from landfill. The parameters monitored weekly were: pH, ammoniacal nitrogen, total alkalinity, AGV and total and filtered COD. The biological treatment system (UASB + FBP) showed total COD removal of 59.9% and filtered COD removal of 44.1%

Keywords: Landfill leachate. Biological treatment. Urban Solid Waste.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION (WPCF).

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20. ed. Washington, D.C.: APHA; AWWA; WPCF, 2012.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil – 2017.** São Paulo: ABRELPE, 2017.

AMOR, C.; TORRES-SOCÍAS, E.; PERES, J.A.; MALDONADO, M.I.; OLLER, I.; MALATO, S.; LUCAS, M.S. **Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined with Fenton and solar photo-Fenton processes.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 286. p. 261-268, 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **Resíduos sólidos – classificação.** NBR - 10004. São Paulo: ABNT, 2004.

CAMPOS, A. R. C. **Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas.** 2012. 98 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2012.

CAMPOS, J. C.; MACHADO, B. S.; BLONSKI, M. E. D.; BILA, D. M.; FERREIRA, J. A. Evaluation of coagulation/flocculation process in the landfill leachate treatment at the municipal wastewater treatment plant. **Rev. Ambient. Água**, v. 8, n. 3, p. 43-53, 2013.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias– Reatores Anaeróbios** – Vol. 5 2ª Edição. Editora UFMG - Belo Horizonte, p. 308, 2007.

DIAS, A. C. **Lodos Ativados com Adição de Carvão Ativado no Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico.** 71p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental, Meio Ambiente). Instituto de Tecnologia. Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2017.

DUDA, R.M. **Desempenho de sistema composto por reatores anaeróbios em série seguido de filtro biológico percolador no tratamento de águas residuárias de suinocultura.** Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária), Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2010.

EL-GOHARY, F.A., KAMEL, G. **Characterization and biological treatment of pre-treated landfill leachate.** *Ecological Engineering*, v.94, p. 268–274, 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857416303093?via%3Dihub>

GODECKE, M. V.; NAIME, R.H.; FIGUEIREDO, J. A. S.; **O consumismo e a Geração de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil.** *Revista Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v(8), nº 8, p. 1700-1712, 2012.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; MOREIRA, J. C. T. **Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública – revisão bibliográfica.** *Cad. Saúde Colet.*, v.19, n. 1, p. 11 – 19, 2011.

METCALF e EDDY. Inc. **Wasterwater Engineering treatment disposal and reuse.** 4 ed., New York, McGraw – Hill Book, 1815p. 2003.

MIORIM, M. **Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio em reator UASB**. 87f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Unisinos, São Leopoldo, 2017.

OLIVEIRA, E. G. DE. **Tratamento conjugado anaeróbio e aeróbio de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico**. 2015. 62 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2015.

PAIXÃO FILHO, J. L.. **Lixiviado de aterro sanitário: alternativas de tratamento para o cenário brasileiro**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2017.

SÁ, L. F.; JUCÁ, J. F. T.; MOTTA SOBRINHO, M. A. **Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar**. Revista Ambiente & Água, Taubaté, v. 7, n. 1, p. 204-217, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.815>.

SANTOS, A. F. M. S. **Tratamento anaeróbio de chorume em conjunto com esgoto sanitário**. 2009. 166p. Tese (Doutorado em tecnologia ambiental e recursos hídricos). Escola de engenharia de Pernambuco. Universidade federal de Pernambuco. Recife, 2009.

SILVA, R. B. **Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio**. 2014. 73f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2014.

SILVA, F.C.V.; FONSECA, A.; SARAIVA, A.I.; BOAVENTURA, R.A.R.; VILAR, J.P.V. **Scale-up and cost analysis of a photo-Fenton system for sanitary landfill leachate treatment**, Chemical. *Chemical Engineering Journal*, v. 283, p. 76-88, 2016.

SINGH, V.; MITTAL, A. K. **Toxicity and treatability of leachate: application of UASB reactor for leachate treatment from Okhla landfill**. Water Science & Technology, v.65, n.10, p.1887-1894. New Delhi, 2012.

VAN HANDEEL, A.C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Epgraf, 1994, 240p.

YUAN, Q.; JIA, H.; POVEDA, M. **Short-term and long-term studies of the co-treatment of landfill leachate and municipal wastewater**. WIT Transactions on Ecology and The Environment, v. 202, WIT Press, 2016.

ZHANG, F.; PENG, Y.; MIAO, L.; WANG, Z.; WANG, S.; LI, B. **A novel simultaneous partial nitrification Anammox and denitrification (SNAD) with intermittent aeration for cost-effective nitrogen removal from mature landfill leachate.** *Chemical Engineering Journal*, v. 313, p. 619-628, 2017.