

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS  
CENTRO DE ENGENHARIAS  
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA



Trabalho de Conclusão de Curso

**Reator Biológico Rotatório no Tratamento do Lixiviado de  
Aterro Sanitário**

RODRIGO ZANATTA

Pelotas, 2016

**RODRIGO ZANATTA**

**Reator Biológico Rotatório no Tratamento de Lixiviado de  
Aterros Sanitários**

Trabalho acadêmico apresentado ao  
Curso de Engenharia Ambiental e  
Sanitária, da Universidade Federal de  
Pelotas, como requisito parcial à  
obtenção do título em Engenharia  
Ambiental e Sanitária.

Orientador: Profº. Drº. Maurizio Silveira Quadro

Pelotas, 2016

Banca examinadora:

Profº. Drº. Maurizio Silveira Quadro - Centro de Engenharias/UFPel -  
Orientador

Profº. Drº. Érico Kunde Corrêa - Centro de Engenharias/UFPel

Profº. MsC. Willian Cézar Nadaleti - Centro de Engenharias/UFPel

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente agradeço a minha família. Meus pais, Imério e Ruthilde, pela motivação e por acreditarem em mim, estando sempre ao meu lado independentemente da situação, me incentivando e dando suporte em todos os momentos da graduação. E às minhas irmãs, Raquel e Raíssa, que estiveram sempre ao meu lado.

Ao professor Maurizio Silveira Quadro, pela oportunidade de trabalharmos juntos e todo o conhecimento passado ao longo destes anos na UFPel. Agradeço a orientação, amizade e dedicação, fazendo deste trabalho possível.

À professora Luciara Corrêa, por ser essa pessoa tão dedicada, amiga e conselheira em todos os momentos.

A todos os professores que tive a oportunidade de conhecer durante a graduação, pelo conhecimento que souberam compartilhar, de maneira especial aos professores da Engenharia Ambiental e Sanitária.

Aos colegas e amigos que estiveram comigo desde o início da graduação. Camila Fávero, Carliana Favretto, Gustavo Ferraz, Rodrigo Corazzari, Mateus Fonseca e Thalles Ferreira, obrigado a todos pelo apoio e pelos momentos vivenciados durante a graduação.

Em especial, aos amigos Gustavo Lima, Gustavo Bittencourt e Matheus Silva que fizeram desta experiência a melhor possível.

À Universidade Federal de Pelotas, pela estrutura e auxílios que foram fundamentais para minha formação.

Às pessoas queridas, que de algum modo, contribuíram em determinado momento na minha graduação.

**MUITO OBRIGADO!**

## **RESUMO**

ZANATTA, Rodrigo. **Reator Biológico Rotatório no tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário.** 2016. 53f. Trabalho de Conclusão de Curso (TCC). Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) produzidos nas cidades requerem disposição e tratamento adequado. Os aterros sanitários surgem como opção técnica mais adequada para a disposição final dos RSU. Como produto da degradação da matéria orgânica dos resíduos nos aterros é gerado um lixiviado de aterro, conhecido como chorume, um líquido espesso, de cor escura e mau cheiro, que deve ser tratado adequadamente antes de dispor no meio ambiente. Devido à composição muito variada do chorume, técnicas alternativas devem ser estudadas para aplicação no tratamento do lixiviado. Os Reatores Biológicos Rotatórios (RBR) surgem como alternativa para o tratamento do efluente de aterros devido à simplicidade na manutenção e operação do equipamento, elevada eficiência na remoção de DBO, baixa necessidade de área devido ao sistema ser compacto e baixa produção de lodo. O reator é constituído por uma série de discos fixados em um eixo rotativo que funcionam como meio de suporte para o crescimento natural da biomassa responsável pelo tratamento do efluente. Este trabalho determinou a eficiência do RBR no tratamento de chorume de aterros. Apesar da baixa biodegradabilidade do efluente utilizado, o reator obteve uma boa eficiência na remoção de DBO e DQO (76%, 40%, respectivamente). A remoção média de Fósforo Total foi de apenas 12,62%. Mais estudos devem ser realizados para verificar a real aplicabilidade do RBR no tratamento do chorume do aterro.

Palavras Chave: Resíduos sólidos urbanos, chorume, tratamento biológico.

## **ABSTRACT**

ZANATTA, Rodrigo. Rotating Biological Contactors for Leachate Landfills Treatment. 2016. 53f. Course Conclusion Paper (TCC). Graduation in Environmental and Sanitary Engineering. Federal University of Pelotas, Pelotas.

Municipal solid waste requires appropriate disposal and treatment. Landfills emerge as the most suitable technical solution for final disposal of solid waste. During the waste's organic matter degradation, a leachate is produced, known as slurry, a thick liquid, with dark color and bad smell, that needs to be properly treated. Because of the leachate varied composition characteristics, alternative techniques should be studied for its treatment. Rotating Biological Contactors (RBC) are an alternative for the treatment landfill's leachate because of its operation and maintenance simplicity, high removal efficiencies of Biological Oxygen Demand, low area requirements, due to the compact system, and low sludge production. The reactor consists of a series of discs attached to a rotating shaft that act as support means for the natural biomass growth responsible for the leachate treatment. This study aims to determine the RBC efficiency landfill leachate treatment. Despite the low biodegradability of the effluent used, the reactor achieved a good efficiency in removing Biological Oxygen Demand and Chemical Oxygen Demand (76%, 40% respectively). The average total phosphorus removal was only 12.62%. More studies need be performed to check the actual applicability of RBC for landfill leachate treatment.

Key Words: Urban solid waste, leachate, biological treatment.

## SUMÁRIO

|  |           |
|--|-----------|
| <b>1. INTRODUÇÃO .....</b>   | <b>12</b> |
| 1.1    OBJETIVOS .....   | 14        |
| 1.1.1 OBJETIVO GERAL.....  | 14        |
| 1.1.2 Objetivo Específico.....                                       | 14        |
| <b>2. REVISÃO DE LITERATURA .....</b>                                | <b>15</b> |
| 2.1    Resíduos Sólidos Urbanos .....                                | 15        |
| 2.2 Lixiviado de Aterros Sanitários .....                            | 17        |
| 2.2.1 Fase Aeróbia .....   | 18        |
| 2.2.2 Fase Anaeróbia Ácida .....                                     | 18        |
| 2.2.3 Fase Metanogênica Instável.....                                | 19        |
| 2.2.4 Fase Metanogênica Estável .....                                | 19        |
| 2.2.5 Fase de Maturação.....   | 19        |
| 2.3 Sistemas de Tratamento Utilizados em Aterros .....               | 22        |
| 2.4 Reatores Biológicos Rotatórios .....                             | 24        |
| 2.5 Parâmetros Operacionais dos Reatores Biológicos Rotatórios ..... | 25        |
| 2.5.1 Tempo de Detenção Hidráulica .....                             | 25        |
| 2.5.2 Velocidade de Rotação dos Discos .....                         | 26        |
| 2.5.3 Carga Hidráulica e Orgânica .....                              | 26        |
| <b>3. MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>                                  | <b>27</b> |
| 3.1 Coleta do Lixiviado .....  | 27        |
| 3.2 Operação do Reator Biológico Rotatório .....                     | 28        |
| 3.3 Caracterização do Lixiviado .....                                | 31        |
| 3.4 Análises Físico-químicas.....                                    | 31        |
| <b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>                               | <b>33</b> |
| 4.1 Biodegradabilidade do Efluente.....                              | 33        |
| 4.2 Análises Físico-Químicas .....                                   | 34        |

|  |           |
|--|-----------|
| 4.2.1 pH.....                                    | 34        |
| 4.2.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) ..... | 36        |
| 4.2.3 Demanda Química de Oxigênio (DQO) .....    | 37        |
| 4.2.4 Remoção de Carga Orgânica.....             | 38        |
| 4.2.5 Fósforo Total .....                        | 40        |
| 4.3 Eficiência do Reator .....                   | 41        |
| 4.3.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio .....       | 41        |
| 4.3.2 Demanda Química de Oxigênio .....          | 43        |
| 4.3.3 Fósforo Total .....                        | 44        |
| <b>5. CONCLUSÃO .....</b>                        | <b>45</b> |
| <b>REFERÊNCIAS.....</b>                          | <b>47</b> |

## **LISTA DE FIGURAS**

|  |    |
|--|----|
| Figura 1. Vista aérea do Aterro Sanitário de Rio Grande .....                                | 27 |
| Figura 2. Material utilizado na coleta e armazenamento do chorume. ....                      | 28 |
| Figura 3. Coleta do chorume .....  | 28 |
| Figura 4. Representação Bidimensional do Reator Biológico Rotatório. ....                    | 29 |
| Figura 5. Reator Biológico Rotatório .....   | 29 |
| Figura 6. Bomba controladora de vazão e motor controlador de velocidade de rotação.<br>..... | 29 |
| Figura 7. Relação DBO5/DQO .....   | 33 |
| Figura 8. Gráfico comparativo entre os valores de pH na entrada e na saída do RBR.<br>.....  | 35 |
| Figura 9. Valores médios de DBO .....  | 36 |
| Figura 10. Valores de DQO .....  | 37 |
| Figura 11. Carga Orgânica de DBO removida.....   | 39 |
| Figura 12. Carga Orgânica de DQO removida .....  | 40 |
| Figura 13. Valores de Fósforo Total na entrada e saída do reator.....                        | 41 |
| Figura 14.Eficiencia da remoção de DBO .....   | 42 |
| Figura 15.Gráfico da eficiência na remoção de DQO.....                                       | 43 |
| Figura 16. Eficiência do reator na remoção de Fósforo Total.....                             | 44 |

## **LISTA DE TABELAS**

|   |    |
|---|----|
| Tabela 1. Características típicas das fases ácida e metanogênica em aterros brasileiros ..... | 20 |
| Tabela 2. Composição do chorume de diferentes idades .....                                    | 21 |
| Tabela 3. Características do reator biológico rotatório. ....                                 | 31 |
| Tabela 4. Caracterização do Lixiviado .....   | 31 |
| Tabela 5. Carga Orgânica de DBO na entrada e saída do reator .....                            | 38 |
| Tabela 6. Carga orgânica de DQO.....  | 39 |

## **LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS**

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem

CENG - Centro de Engenharias

CO - Carga Orgânica

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO - Demanda Química de Oxigênio

ETE - Estação de Tratamento de Efluentes

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

NBR - Norma Brasileira

OD - Oxigênio Dissolvido

pH - Potencial Hidrogeniônico

PNRS - Política Nacional de Resíduos Sólidos

RBC - Rotating Biological Contactor

RBR - Reator Biológico Rotatório

RPM - Rotações por Minuto

RSU - Resíduos Sólidos Urbanos

SDT - Sólidos Dissolvidos Totais

TDH - Tempo de Detenção Hidráulica

UFPel - Universidade Federal de Pelotas

UNT - Unidade Nefelométrica de Turbidez

## **1. INTRODUÇÃO**

O desenvolvimento econômico, crescimento populacional e a descontrolada urbanização vêm sendo acompanhadas por alterações no estilo de vida, nos modos de produção e no consumo de produtos pela população. Um maior contingente populacional e a concentração em áreas urbanas resultam na utilização irresponsável 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 destes processos, há um crescente aumento na produção de resíduos sólidos, tanto em quantidade como em diversidade, principalmente nos grandes centros urbanos (GOUVEIA, 2012).

A NBR 10004 (ABNT, 2004) define os resíduos sólidos como sendo os resíduos em estado sólido e semissólido provenientes de atividade de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. A disposição final dos resíduos sólidos gerados nos municípios sempre foi um grande problema devido ao grande volume produzido e a dificuldade de encontrar áreas adequadas disponíveis para a acomodação do lixo.

Os aterros sanitários são os locais mais adequados para receber os resíduos gerados nos grandes centros urbanos. Segundo Real (2005) a disposição dos resíduos, principalmente o domiciliar, em aterros sanitários, é um processo fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, utilizado para a disposição de resíduos sólidos no solo, que permite um confinamento seguro em termos de controle de poluição ambiental e de proteção à saúde pública.

Os aterros sanitários, além de receberem o lixo das cidades, também acabam por gerar efluentes e emissões que podem ser prejudiciais ao meio ambiente. Estes efluentes e emissões devem ser devidamente coletados e tratados, a fim de evitar maiores danos ao meio ambiente. Um dos compostos resultantes da decomposição dos resíduos, segundo Ferreira (2001), são gases que podem causar danos à saúde pública e à atmosfera.

Outro composto produzido é o lixiviado de aterro, conhecido como chorume. O chorume é um líquido escuro e turvo, de odor geralmente desagradável, que apresenta em sua composição altos teores de compostos orgânicos e inorgânicos, liberados no processo de decomposição dos resíduos sólidos (SILVA, 2002).

O tratamento do lixiviado representa um grande desafio na operação dos aterros sanitários. O chorume é um efluente muito complexo, apresentando ainda variabilidade de composição, uma vez que cada aterro gera um líquido com características particulares, o que demanda uma avaliação do tipo de tratamento viável e eficiente para cada caso (SILVA, 2002).

Morais et al. (2006) chama atenção para a capacidade do chorume impactar o meio ambiente devido à sua elevada carga orgânica e forte coloração. Devido à esta complexidade na composição do lixiviado se fazem necessárias tecnologias que sejam ao mesmo tempo eficientes no tratamento e financeiramente viáveis.

As técnicas comumente empregadas para tratamento de chorume incluem os tradicionais processos biológicos, aeróbio e anaeróbio, e também uma variedade de processos físico-químicos (BAIG, 1999).

Sistemas físico químicos possuem algumas desvantagens que limitam a utilização destas tecnologias para o tratamento de chorume. Segundo Mello (2011), as principais desvantagens deste tipo de tratamento são o elevado custo operacional (com a utilização de produtos químicos), elevado consumo de energia e altos custos de manutenção.

Os sistemas biológicos mais utilizados no tratamento do chorume são as lagoas aeróbias e anaeróbias. Serafim (2003) chama a atenção para algumas desvantagens das lagoas no tratamento do chorume, como a possível geração de mau cheiro e a necessidade de afastamento das lagoas das zonas urbanas.

Outra desvantagem dos sistemas biológicos apontadas por Quadros et al. (2015) é a sensibilidade dos microrganismos às variações de pH e carga tóxica do efluente. Os autores ainda citam a dificuldade no controle da população de microrganismos e a necessidade de um longo tempo para que o efluente atinja padrões aceitáveis.

Uma alternativa aos sistemas biológicos tradicionais, são os Reatores Biológicos Rotatórios (RBR), também conhecidos como reatores de biodiscos. Fonseca et al. (2010) descreve os reatores de biodiscos como uma série de discos fixados em um eixo rotativo que funcionam como meio de suporte para o crescimento natural da biomassa responsável pelo tratamento do efluente.

Guimarães et al. (2005) destaca as vantagens dos sistemas com biodiscos, que incluem baixos custos de manutenção, baixo requerimento de energia e simples construção e operação. Kawano e Handa (2008) citam ainda a elevada eficiência na remoção de DBO, frequente nitrificação, a baixa necessidade de áreas e a reduzida possibilidade de gerar maus odores como vantagens dos reatores de biodiscos.

Devido às características de eficiência na remoção de poluentes e por se tratar de um sistema compacto, os sistemas com biodiscos aparecem como uma alternativa a ser estudada. Este sistema pode tanto ser utilizado para o tratamento de efluentes no geral como também para o tratamento ou pós-tratamento do lixiviado produzido nos aterros sanitários.

## **1.1 OBJETIVOS**

### **1.1.1 OBJETIVO GERAL**

Avaliar a utilização de Reatores Biológicos Rotatórios (RBR), no tratamento de lixiviado de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos.

### **1.1.2 Objetivo Específico**

- Avaliar a eficiência do sistema de RBR na remoção de DBO, DQO, Fósforo Total.
- Determinar a remoção de carga orgânica, baseada na concentração de DBO e DQO.
- Analisar a Biodegradabilidade do efluente, baseada na relação DBO/DQO.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 Resíduos Sólidos Urbanos**

O aumento dos níveis populacionais, expansão econômica, rápida urbanização e aumento dos bens de consumo acelerou consideravelmente a geração de resíduos sólidos municipais em países em desenvolvimento (MINGHUA et al., 2009).

Nos últimos cinquenta anos, o Brasil alterou sua característica de país agrário para outra, predominantemente urbana (FERRI et al, 2015). Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (IBGE, 2010), no ano 2000 aproximadamente 81% da população brasileira já se encontrava em áreas urbanas, enquanto no ano de 2010 observou-se que cerca de 85% da população brasileira estava concentrada em áreas urbanas.

Mucelin e Bellini (2008) chamam a atenção para o fato de que o desenvolvimento tecnológico contemporâneo está contribuindo para modificações no ambiente, principalmente no meio urbano. Para a proteção da saúde da população e a melhoria de sua qualidade de vida, Heller e Castro (2007) destacam a importância da provisão de serviços adequados de saneamento, como os serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário, gerenciamento de resíduos sólidos, manejo de águas pluviais e controle de vetores.

É inevitável a geração de lixo nas cidades devido à cultura do consumo (MUCELIN e BELLINI, 2008). Segundo dados do Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil divulgado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza e Resíduos Sólidos - ABRELPE (ABRELPE, 2015), no ano de 2005 foram coletados em torno de 60,1 milhões de toneladas de resíduos. Dados mais atuais nos mostram que no ano de 2014 foram coletados no Brasil aproximadamente 71,2 milhões de toneladas de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), representando um acréscimo de 18,5% em um período de 10 anos aproximadamente.

O crescimento das cidades brasileiras não aconteceu de forma planejada, o que impactou a infraestrutura de serviços urbanos, como o sistema de gestão dos resíduos sólidos (FERRI et al, 2015).

Para minimizar estes impactos foi criada a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei Federal N° 12.305, de 02 de agosto de 2010. Segundo Jesus (2013) a PNRS apresenta diretrizes relativas ao manejo integrado dos resíduos e passa a atuar em conjunto com a NBR 10.004/2004 que institui a classificação dos mesmos.

O manejo adequado dos resíduos é uma importante estratégia de preservação do meio ambiente, assim como de promoção e proteção da saúde (GOUVEIA, 2012). Para tanto, destacam-se alguns métodos comumente utilizados no tratamento dos RSU como a incineração, a compostagem e os aterros sanitários.

Segundo Libânio (2002) a incineração é a queima controlada de resíduos sólidos ou semi-sólidos. A incineração é uma alternativa que vem sendo defendida por muitos como sendo a melhor solução, devido à grande redução de volume do material (RITA, 2002). De acordo com o World Health Organization (2007) apesar de pouco utilizada no Brasil, a incineração de resíduos também traz riscos à saúde uma vez que produz quantidades variadas de substâncias tóxicas, como gases, partículas, metais pesados, compostos orgânicos, dioxinas e furanos que são emitidos na atmosfera.

A compostagem é outra técnica aplicada no tratamento de RSU. Libânio (2002) descreve a compostagem como sendo um processo aeróbio de bioestabilização da matéria orgânica. O autor destaca a simplicidade operacional e o vasto conhecimento acerca da produção do composto como pontos positivos desta técnica. Como desvantagem o autor cita a necessidade de uma separação detalhada da fração orgânica dos resíduos dos demais componentes do lixo.

Outra alternativa para o tratamento de resíduos são os aterros sanitários, que são considerados como mais adequados para receber os resíduos. Segundo dados da ABRELPE (ABRELPE, 2015), no ano de 2005 foram destinados adequadamente cerca de 24 milhões de toneladas de resíduos. No ano de 2014 o montante de resíduos destinados adequadamente foi de 41,6 milhões de toneladas, representando um acréscimo de 73,3% na quantidade de resíduos dispostos em locais adequados, como os aterros sanitários.

A NBR 8419 (ABNT, 1992) descreve os aterros sanitários como sendo uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública

e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Real (2005) ainda caracteriza os aterros sanitários como sendo uma instalação de destinação final de resíduos através de sua adequada disposição no solo, sob controle técnico e operacional permanente, de modo que os resíduos, e seus efluentes líquidos e gasosos, não venham a causar danos à saúde pública ou ao meio ambiente.

Souza (2011) destaca outros motivos para a implantação de aterros sanitários como a melhora no controle dos vetores causadores de doenças, compatibilidade com diversos tipos de resíduos e possibilidade de recuperação do biogás para a produção de energia. Cavalcanti (2013) traz algumas desvantagens dos aterros sanitários como, por exemplo, a necessidade de grandes áreas, a falta de mãos de obra especializada para o gerenciamento do aterro e a geração de gases nocivos.

## **2.2 Lixiviado de Aterros Sanitários**

Mello (2011) explica que nos aterros, os resíduos se decompõem ao longo do tempo, dando origem ao chorume, constituindo o problema mais sério na operação dos aterros sanitários.

Segundo a NBR 8849/1985, o lixiviado, também denominado chorume, pode ser definido como líquido percolado resultante da decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, tendo como características: cor escura, mau cheiro, elevada concentração de amônia e DBO. Cavalcanti (2013) resume, dizendo que o chorume é constituído basicamente por água rica em sais, metais pesados e matéria orgânica, todos solúveis.

Cavalcanti (2013) chama a atenção para alguns fatores que interferem nas características químicas, físicas e biológicas do lixiviado como, por exemplo, o tipo de resíduo disposto no aterro, o grau de decomposição, o clima, a idade, a profundidade do aterro e o tipo de operação aplicada no aterro. Assim, a sua composição pode variar de um local para outro ou em um mesmo local em épocas diferentes do ano (TELLES, 2010).

Quando os resíduos chegam ao aterro e são acondicionados, começa o processo de degradação e, consequentemente, a formação do lixiviado. Souto (2009) cita quatro fases distintas na degradação dos resíduos: fase aeróbia, fase anaeróbia

ácida, fase metanogênica instável e fase metanogênica estável, além de uma fase final de maturação.

### **2.2.1 Fase Aeróbia**

Os resíduos recém acondicionados contêm uma elevada quantidade de oxigênio, fazendo com que, nesta fase, a degradação se dê de maneira aeróbia (FARQUHAR E ROVERS, 1973). Cavalcanti (2013) explica que as bactérias aeróbias consomem oxigênio enquanto metabolizam as cadeias de carboidratos complexos, proteínas e lipídios, que estão contidos nos resíduos orgânicos.

Souto (2009) destaca que é muito raro a existência de lixiviado nesta fase. Este lixiviado, quando existente, é normalmente composto por material particulado arrastado pelo escoamento líquido, sais solúveis e pequenas quantidades de matéria orgânica solúvel (MCBEAN, ROVERS E FARQUHAR, 1995).

Cavalcanti (2013) explica que os principais produtos desta fase são água e o ácido carbônico, que aumenta a acidez dos lixiviados. O autor destaca que a esta fase pode durar dias ou meses, dependendo da quantidade de oxigênio disponível.

### **2.2.2 Fase Anaeróbia Ácida**

Nesta fase, por um processo anaeróbio, os microrganismos convertem os compostos originados pelas bactérias aeróbias em ácido Acético, Lático, Fórmico, Álcool, Nitrogênio e Enxofre (CAVALCANTI, 2013). O autor destaca que o nível de dióxido de carbono começa a aumentar, causando a formação de gás carbônico e a diminuição do pH para uma faixa ácida.

Fieira (2014) cita dois processos que acontecem nesta fase: a hidrólise, onde os materiais orgânicos são dissolvidos, e a fermentação, na qual os microrganismos obtém energia com a degradação da matéria orgânica dissolvida. Grandes quantidades de matéria orgânica se dissolvem na água de percolação, resultando em elevadas concentrações de DBO e DQO (SILVA, 2009).

### **2.2.3 Fase Metanogênica Instável**

Esta fase corresponde à transição entre as fases ácida e metanogênica propriamente ditas (SILVA, 2009). As bactérias consomem os ácidos produzidos anteriormente formando acetato, transformando, assim, o aterro em um ambiente mais neutro, onde as bactérias metanogênicas começam a se estabelecer (CAVALCANTI, 2013). O tempo para o resíduo atingir a fase metanogênica varia de alguns meses a décadas (SILVA, 2009).

### **2.2.4 Fase Metanogênica Estável**

Na fase metanogênica estável, a população de microrganismos acetogênicos e metanogênicos se torna suficientemente grande para consumir os ácidos orgânicos voláteis produzidos pelos microrganismos acidogênicos (SILVA, 2009). Em função do consumo dos ácidos, há uma elevação no pH da massa de resíduos, favorecendo as atividades metanogênicas (FIEIRA, 2014).

A DBO diminui porque os ácidos voláteis e outros compostos orgânicos facilmente biodegradáveis, que são responsáveis pelos valores elevados de DBO na fase ácida, agora são quase totalmente consumidos e convertidos em gases dentro do próprio aterro (SILVA, 2009). As características do lixiviado da fase metanogênica são bastante estáveis (SOUTO, 2009)

### **2.2.5 Fase de Maturação**

Depois de encerrado o aterro, o lixiviado tende a um pH em torno de 7 com concentrações relativamente baixas de compostos orgânicos e inorgânicos (SOUTO, 2009). Segundo Aristizábal (2010) nesta fase o lixiviado possuirá ácido húmicos e fúlvicos que são de difícil degradação biológica.

Na Tabela 1 abaixo, Pellinson (2013) traz uma comparação entre as características dos parâmetros nas fases ácida e metanogênica.

Tabela 1. Características típicas das fases ácida e metanogênica em aterros brasileiros

| Parâmetros           | Fase ácida |        | Fase metanogênica |        |
|----------------------|------------|--------|-------------------|--------|
|                      | Mínimo     | Máximo | Mínimo            | Máximo |
| pH                   | 4,4        | 8,4    | 5,9               | 9,2    |
| Turbidez (UNT)       | 100        | 540    | 0,02              | 620    |
| DBO (mg/L)           | 1          | 55000  | 3                 | 17200  |
| DQO (mg/L)           | 90         | 100000 | 20                | 35000  |
| NTK (mg/L)           | 1,7        | 3000   | 0,6               | 5000   |
| Nitrito (mg/L)       | -          | -      | ND                | 70     |
| Nitrato (mg/L)       | ND         | 260    | ND                | 270    |
| Fósforo Total (mg/L) | ND         | 45     | ND                | 80     |
| ST (mg/L)            | 400        | 45000  | 200               | 29000  |

ND: Não detectável pelo método

Fonte: adaptado Souto (2009)

Cavalcanti (2013) resume os lixiviados em dois tipos, o “novo” e o “velho”, classificados de acordo com o grau de decomposição do resíduo. Moravia (2007) caracteriza o “lixiviado novo” por apresentar compostos orgânicos biodegradáveis, baixa concentração de nitrogênio amoniacal e elevada concentração de ácidos graxos voláteis de baixa massa molecular. O autor caracteriza o “lixiviado velho” por apresenta baixa concentração de material orgânico biodegradável, elevada concentração de nitrogênio amoniacal e de compostos orgânicos refratários. Pelinson (2013) destaca que os lixiviados novos são mais passíveis de tratamento biológico, enquanto os lixiviados velhos requerem tratamentos complementares pois apresentam reduzida fração de matéria orgânica.

A seguir, é apresentado uma tabela com a composição do chorume em diferentes idades (Tabela 2):

Tabela 2. Composição do chorume de diferentes idades

| Parâmetros                                | 1 ano       | 5 anos | 16 anos |
|---|-------------|--------|---------|
| pH  | 5,2 - 6,4   | 6,3    | -       |
| Conduтивidade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) | 600-9000    | -      | -       |
| DBO (mg/L)                                | 7500-28000  | 4000   | 80      |
| DQO (mg/L)                                | 10000-40000 | 8000   | 400     |
| Nitrogênio Amoniacal (mg/L)               | 56-482      | -      | -       |
| Nitrato (mg/L)                            | 0,2-0,8     | 0,5    | 1,6     |
| Fósforo Total (mg/L)                      | 25-35       | 12     | 8       |
| Cloreto (mg/L)                            | 600-800     | 1330   | 70      |
| SDT (mg/L)                                | 10000-14000 | 6794   | 1200    |

Fonte: Adaptado ITP (2000).

A decomposição da matéria orgânica, origem do chorume, pode contaminar o solo e as águas superficiais ou subterrâneas pela contaminação do lençol freático (GOUVEIA, 2012). Segundo Zanta et al. (2006), no meio aquático a carga orgânica carreada pelo lixiviado reduz a concentração de oxigênio dissolvido, acarretando na mortandade da fauna aquática. Os nutrientes como nitrogênio e fósforo podem causar a eutrofização e produtos químicos podem ser tóxicos ou biocumulativos na cadeia alimentar.

Segundo Bacelar (2010) a quantidade de percolado gerado em um aterro pode ser calculada através do balanço hídrico, levando em consideração todos os fatores que influenciam direta e indiretamente na formação do lixiviado como o teor de umidade do lixo e do material de cobertura, infiltração da água superficial, consumo de água nas reações químicas evaporação e drenagem do percolado.

Para a quantificação do lixiviado gerado também pode ser utilizado o Método Suíço, um método mais simples aplicado em regiões onde não se dispõe de muitos dados (REICHERT et al., 2002). Este método baseia-se na equação a seguir:

$$Q = \frac{P.A.k}{t} \quad (1)$$

onde,

Q - Vazão média do lixiviado (L/s);

P - Precipitação média anual (mm);

A – Área do aterro ( $m^2$ );

k – Grau de compactação dos resíduos (adimensional);

t – número de segundos em um ano (s).

A percolagem do chorume pode ocorrer não apenas enquanto o aterro está em funcionamento, mas também depois de sua desativação, uma vez que os produtos orgânicos continuam a degradarem (GOUVEIA, 2012). De acordo com Marinheiro et al. (2000) os lixiviados constituem uma emissão líquida potencialmente poluente que exige o conveniente tratamento (gestão, drenagem e tratamento propriamente dito).

O chorume é bem mais agressivo que esgoto e precisa de um tratamento adequado (SERAFIM et al, 2003). Segundo Marinheiro et al. (2000) devido ao lixiviado de aterro possuir uma carga orgânica mais elevada que o esgoto, com variações sazonais e de ano para ano, consoante o envelhecimento do aterro, a simples transposição dos sistemas de tratamento de esgoto para o tratamento de lixiviados tem-se revelado insuficiente para atingir os parâmetros de qualidade de descarga no meio hídrico receptor.

### **2.3 Sistemas de Tratamento Utilizados em Aterros**

O chorume, por possuir caráter altamente tóxico, deve ser submetido a tratamentos adequados antes de ser lançado ao ambiente ou a redes coletoras de esgoto (FIEIRA, 2014). Dentre os métodos mais utilizados destacam-se o tratamento biológico, a recirculação através do aterro sanitário e o tratamento físico-químico (NAKAMURA, 2012).

A técnica da recirculação de chorume é uma das formas mais conhecidas e empregadas na promoção da digestão acelerada dos resíduos sólidos urbanos confinados em aterros (LIBÂNIO, 2002). Na recirculação do chorume pelos aterros ocorre uma redução no volume devido à evaporação e um aumento nas taxas de degradação anaeróbia (FIEIRA, 2014). Segundo Libânio (2002) a técnica de recirculação combina uma etapa de pré-tratamento anaeróbio no interior do aterro com a perda por evaporação dos líquidos recirculado.

Outra técnica bastante utilizada são os tratamentos biológicos. Cavalcanti (2013) destaca que os sistemas biológicos de tratamento são bastante eficientes quando o lixiviado é novo. Segundo Reisdörfer (2001) os sistemas de tratamento biológico também podem ser utilizados no tratamento de lixiviados velhos, porém, neste caso, há a necessidade de utilização de processos complementares para se atingir padrões aceitáveis.

Cavalcanti (2013) explica que nos processos biológicos, os microrganismos (bactérias, fungos e protozoários) convertem a matéria orgânica presente no efluente em dióxido de carbono, água e material celular e que nos processos anaeróbios há a formação de gás metano. Diferentes tratamentos biológicos podem ser aplicados ao chorume dos aterros, destacando-se as lagoas de estabilização e o sistema de lodos ativados (CEMPRE, 2010).

Fieira (2014) caracteriza as lagoas como sendo reservatórios escavados no solo com proteção adequada nos taludes e fundo. A autora destaca ainda que o sistema de lagoas depende da área disponível para a sua construção, da topografia do local, do grau de eficiência desejado no tratamento e da verba disponível para a implementação do projeto. Telles et al. (2010) chama a atenção para o fato de que a necessidade de uma grande área disponível para a construção das lagoas é a principal desvantagem deste sistema.

Segundo Fieira (2014) no processo de lodos ativados, a síntese celular e a oxidação das substâncias orgânicas ocorrem nos reatores, contendo uma massa já estabelecida de microrganismos. Bacelar (2010) relata que os sistemas de lodo ativado têm sido bastante empregados no tratamento de lixiviados. O autor destaca, porém, que este sistema requer uma complementação com algum tratamento terciário de filtração, como osmose reversa, nanofiltração ou ultrafiltração.

Rita (2002) traz outras desvantagens do sistema de lodo ativado como o alto custo de operação devido à necessidade de fornecimento de oxigênio, a geração de grande quantidade de lodo e uma baixa eficiência na remoção de cor. Entre os principais inconvenientes dos processos biológicos, destacam-se, a dificuldade no controle da população de microrganismos e a necessidade de um tempo relativamente longo para que os efluentes atinjam padrões aceitáveis (SERAFIM et al, 2003).

De acordo com Serafim et al. (2003) tratamentos baseados em processos químicos são capazes de promover a degradação ou até mesmo a mineralização da matéria poluente, mas apresentam o inconveniente de ter que adicionar mais compostos químicos a um meio que já se encontra muito agressivo.

Tratamentos físico químicos, como por exemplo, os processos oxidativos avançados são uma tecnologia limpa, com alto poder de destruição de poluentes e muito eficiente no tratamento de substâncias recalcitrantes (MORAIS, 2005). Estes processos, segundo Reisdörfer (2011) possuem como desvantagem o seu alto custo. Rodrigues (2005) explica que esta técnica tem como vantagem a possibilidade de ser aplicada em aterros antigos, onde os chorumes apresentam baixa biodegradabilidade e altas concentrações de compostos recalcitrantes.

De modo geral, o lixiviado de aterros, quando submetido aos sistemas convencionais de tratamento de efluentes, como os citados anteriormente, ainda apresentam elevadas concentrações de poluentes, principalmente de carga orgânica, que representa riscos de impacto ambiental e à saúde pública (CECCONELLO, 2005).

De maneira geral, não há tecnologia que, atuando isoladamente, consiga tratar um efluente tão complexo como o lixiviado (MELLO, 2011). Novas tecnologias, como os sistemas reatores biológicos rotatórios, devem ser estudadas e testadas visando a otimização e eficiência no processo de tratamento do chorume.

## 2.4 Reatores Biológicos Rotatórios

Segundo Kawano e Handa (2008), o sistema de Reatores Biológicos Rotatórios é similar ao processo de lodos ativados, uma vez que ambos os processos possuem alta eficiência de tratamento. O diferencial é que 95% do material orgânico encontra-se aderido ao meio suporte, enquanto que no processo de lodos ativados encontra-se em suspensão no líquido. (FONSECA et al., 2010).

Segundo Mello (2011) o RBR corresponde a um conjunto de discos fixados paralelamente em um eixo horizontal, onde parte do disco fica submerso no líquido e a outra parte, cerca da metade, exposta ao ar. Fonseca et al. (2010) explica que os discos funcionam como meio de suporte para o crescimento natural da biomassa,

formando assim o biofilme, composto de microrganismos responsáveis pelo tratamento do esgoto.

As bactérias aeróbias ficam na superfície do disco formando um biofilme cuja concentração vai aumentando cada vez mais até que haja um desprendimento do disco (TOMAZ, 2010). Estes sistemas são projetados para girar com rotação lenta, o que faz com que o biofilme prolifere por toda a superfície dos discos, mas que também haja uma exposição cíclica da biomassa, em condições aeróbica e anaeróbica (FONSECA et al., 2010).

Em todos os reatores com biomassa fixa os processos metabólicos de conversão ocorrem no interior do biofilme (GONÇALVEZ et al. 2001). Uma pequena porção do biofilme se desprende na massa líquida e absorve matéria orgânica à medida que o eixo gira (SCHIMANKO, 2008). Gonçalvez et al. (2001) destacam que os reatores podem atingir tratamento a nível secundário, nitrificação e desnitrificação.

Dentre as vantagens do RBR, segundo TOMAZ (2010), pode-se destacar a simplicidade na manutenção e operação do equipamento, elevada eficiência na remoção de DBO, baixa necessidade de área devido ao sistema ser compacto e baixa produção de lodo. Outra vantagem é a resistência às variações do pH sem comprometer sua operação (BORZACCONI ET AL., 1996).

## **2.5 Parâmetros Operacionais dos Reatores Biológicos Rotatórios**

### **2.5.1 Tempo de Detenção Hidráulica**

Segundo Aristizábal (2010) sistemas com altos Tempos de Detenção Hidráulica (TDH) melhoram a difusão da biomassa no disco e, consequentemente, aumentam a eficiência na remoção de poluentes.

Na literatura, em trabalhos utilizando RBR em escala piloto para o tratamento de efluentes, pode-se encontrar TDH que variam de 24 horas (QUADRO et al., 2003) até 72 horas (MARINHEIRO et al., 2000).

### **2.5.2 Velocidade de Rotação dos Discos**

A velocidade de rotação dos discos é um fator importante pois a transferência de oxigênio para a água depende do giro do disco (DI PALMA L. y VERDONE, 2008 *apud* ARISTIZÁBAL, 2010). O autor destaca que com maiores velocidades de rotação se obtém maior oxigenação e maiores taxas de remoção.

Segundo Kawano e Handa (2008) a velocidade de rotação promove o contato entre a biomassa e o efluente, possibilita a remoção do excesso de biomassa e aera o efluente. Os autores destacam que o aumento da velocidade incrementa o efeito de cada um destes fatores, porém há uma velocidade ótima que varia em função das condições do efluente e que acima desta velocidade não há um aumento significativo na eficiência do processo.

Em outros trabalhos, podemos encontrar velocidades rotacionais dos discos que variam de 2 rpm (QUADRO et al. 2003) até 21 rpm (RANA y KHARE, 2002).

### **2.5.3 Carga Hidráulica e Orgânica**

Segundo Gonçalvez et al. (2001) a taxa de aplicação de matéria orgânica, baseada na DBO solúvel, que é consumida pela biomassa, controla as máximas taxas de utilização do oxigênio. Os autores destacam que a aplicação de altas taxas orgânicas pode levar ao desenvolvimento de um biofilme mais pesado, crescimento de organismos prejudiciais, redução de oxigênio dissolvido e também a deterioração total da performance do processo. Metcalf&Eddy (1991) *apud*Gonçalvez et al. (2001) sugerem limites máximos de 39 a 59 gDBO/m<sup>2</sup>.dia para reatores biológicos rotatórios.

### **3. MATERIAIS E MÉTODOS**

O trabalho foi desenvolvido no Centro de Engenharias (CENG) da Universidade Federal de Pelotas (UFPel). O Reator Biológico Rotatório foi construído e operado na sala 101, enquanto as análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Análises de Água e Efluente do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, sala 102.

#### **3.1 Coleta do Lixiviado**

Foi utilizado o chorume proveniente do Aterro Sanitário da Cidade de Rio Grande, localizado às margens da BR-392, no Estado do Rio Grande do Sul. O aterro recebe os resíduos da Cidade de Rio Grande com uma população, no ano de 2010, de aproximadamente 197.000 habitantes (IBGE, 2010). O aterro foi implementado no ano de 2010 e é gerido pela empresa Rio Grande Ambiental S.A. Segundo informações divulgadas pela Rio Grande Ambiental S.A. o aterro possui uma vida útil estimada de 19 anos e uma capacidade de recebimento de resíduos de 170 toneladas diárias.

Na figura 1 abaixo, é apresentada a área do aterro, assim como o local onde o chorume foi coletado:



Figura 1. Vista aérea do Aterro Sanitário de Rio Grande

O chorume foi coletado e acondicionado em galões de 25 litros, para posterior tratamento no sistema. A coleta foi realizada com um balde com corda e os galões foram preenchidos com o auxílio de um funil (Figura 2). O estudo foi desenvolvido durante o período de março a junho de 2016.



Figura 2. Material utilizado na coleta e armazenamento do chorume. Fonte: autor.

O chorume foi coletado em um tanque localizado imediatamente antes das lagoas utilizadas para o tratamento do mesmo (Figura 3).



Figura 3. Coleta do chorume. Fonte: autor.

### 3.2 Operação do Reator Biológico Rotatório

O reator utilizado no trabalho foi adaptado de Quadro et al. (2003). O RBR era composto por um reator de fibra de vidro e resinas. Através do reator havia um eixo metálico que sustentava 30 discos dispostos uniformemente em 2 grupos de 15 discos. Cada disco possuía 0.3 m de diâmetro e havia 1 cm de distância entre os discos, conforme as figuras 4 e 5 a seguir:

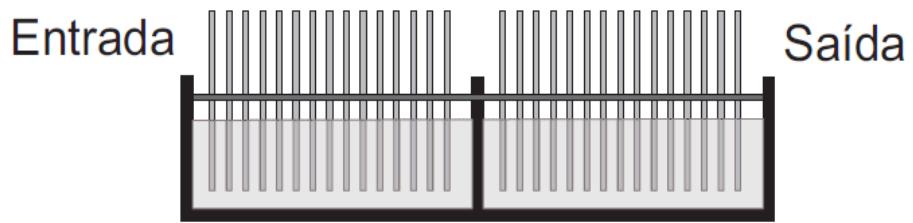


Figura 4. Representação Bidimensional do Reator Biológico Rotatório. Fonte: autor.

5a)



5b)



Figura 5. Reator Biológico Rotatório. Fonte: autor

A velocidade rotacional dos discos e a vazão do efluente eram controladas através de bomba e motor, conforme a figura 6.

6a)



6b)



Figura 6. Bomba controladora de vazão (6b) e motor controlador de velocidade de rotação (6a). Fonte: autor.

Cada um dos discos possui uma área específica de  $0,14\text{ m}^2$ , totalizando uma área de  $4,24\text{ m}^2$ . Cada face dos discos era coberta por uma espuma de polímero plástico e ficavam com 40% de sua área submersa no efluente. A rotação era realizada

por um motor elétrico com variador de velocidade, operando em uma velocidade de 1 rpm.

O reator possuí um volume útil de 24 litros. A alimentação foi realizada através de uma bomba peristáltica com controlador de variação da vazão. A vazão utilizada no projeto foi de 0,33L/h, determinada para que obtivéssemos um Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) de 72 horas, calculado segundo a equação abaixo.

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (2)$$

Onde:

TDH é o Tempo de Detenção Hidráulico em horas;

V é o volume do reator em Litros e;

Q é a vazão de entrada em L/h.

Também foi calculado a Carga Orgânica (CO) do efluente baseado na concentração de DBO. A CO foi calculada a partir da formula abaixo:

$$CO(DBO) = \frac{C(DBO)*Q}{A} \quad (3)$$

Onde:

CO (DBO) é a Carga Orgânica de DBO, em g/m<sup>2</sup>.d;

C (DBO) é a concentração de DBO no efluente, em g/L;

Q é a vazão na entrada do reator, em L/d e;

A é a área total dos discos, em m<sup>2</sup>.

A inoculação do RBR foi realizada com a biomassa de um Reator Biológico Aerado de uma planta de tratamento de efluentes de uma empresa de arroz da região. O período de adaptação dos microrganismos foi de 2 semanas.

A Tabela 3 apresenta os parâmetros de projeto do reator biológico rotatório.

Tabela 3. Características do reator biológico rotatório.

| Parâmetro                                     | Valor |
|---|-------|
| Volume do Reator (L)                          | 24    |
| Número de Discos                              | 30    |
| Espaço entre Discos (cm)                      | 1     |
| Diâmetro dos Discos (m)                       | 0.3   |
| Área Superficial de 1 Disco (m <sup>2</sup> ) | 0.14  |
| Área Superficial Total (m <sup>2</sup> )      | 4.24  |
| Área Submersa (%)                             | 40    |
| Vazão (L/h)                                   | 0.33  |
| Tempo de Detenção Hidráulica (h)              | 72    |
| Velocidade de Rotação (rpm)                   | 1     |

### 3.3 Caracterização do Lixiviado

O efluente utilizado no trabalho foi caracterizado em laboratório. Os parâmetros físico-químicos analisados para a caracterização do chorume foram pH, DBO, DQO e Fósforo Total. As concentrações, valores máximos, mínimos e média, são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Caracterização do Lixiviado

| Parâmetro            | Mínimo  | Médio             | Máximo  |
|----------------------|---------|-------------------|---------|
| pH                   | 7.80    | 8.32 ± 0.31       | 8.69    |
| DBO (mg/L)           | 429.73  | 892.26 ± 435.21   | 1524.32 |
| DQO (mg/L)           | 2602.23 | 3750.62 ± 1195.81 | 5358.25 |
| Fósforo Total (mg/L) | 16.38   | 27.72 ± 7.98      | 37.51   |

### 3.4 Análises Físico-químicas

As coletas para análise dos parâmetros físico-químicos foram realizadas 2 vezes por semana. Foram realizadas coletas na entrada do reator e após 72 horas era realizada a coleta do efluente tratado na saída do reator. Para este trabalho foram realizadas coletas de 7 amostras na entrada e saída do reator.

Os parâmetros analisados foram a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Carga Orgânica removida pelo sistema, Fósforo Total e pH. Os procedimentos para análise dos parâmetros seguiram o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1992).

A partir das análises laboratoriais, foram calculadas as concentrações dos parâmetros na entrada e saída do reator. Estes valores serão apresentados em gráficos. Os valores médios na entrada e saída do reator, assim como o respectivo desvio padrão, também foram calculados.

A biodegradabilidade do chorume também foi calculada através da relação DBO5/DQO. A quantidade de carga orgânica removida foi calculada através da diferença entre a CO da entrada e da saída do reator.

Por fim, foi calculada a eficiência na remoção de cada parâmetro e este valor foi comparado com outros encontrados na literatura.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Biodegradabilidade do Efluente

A razão  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  muitas vezes é usada como um indicativo da biodegradabilidade do lixiviado (SOUTO, 2009). Iwai (2005) destaca que relações entre 0,4 e 0,6 são indicadores da melhor biodegradabilidade. Um lixiviado com baixa relação  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$ , supõe-se baixas concentrações de ácidos graxos e quantidades relativamente altas de combinações entre ácidos húmicos e fúlvicos (SILVA, 2009).

Em aterros antigos, a relação  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  situa-se normalmente na faixa entre 0,05 e 0,2. Como resultado dessa variação nas características do chorume, o projeto de sistemas de tratamento é bastante complexo (IWAI, 2005).

A biodegradabilidade do efluente foi calculada através da relação  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$ . Os valores encontrados para o lixiviado de aterro utilizado neste trabalho estão descritos no gráfico abaixo (Figura 7).

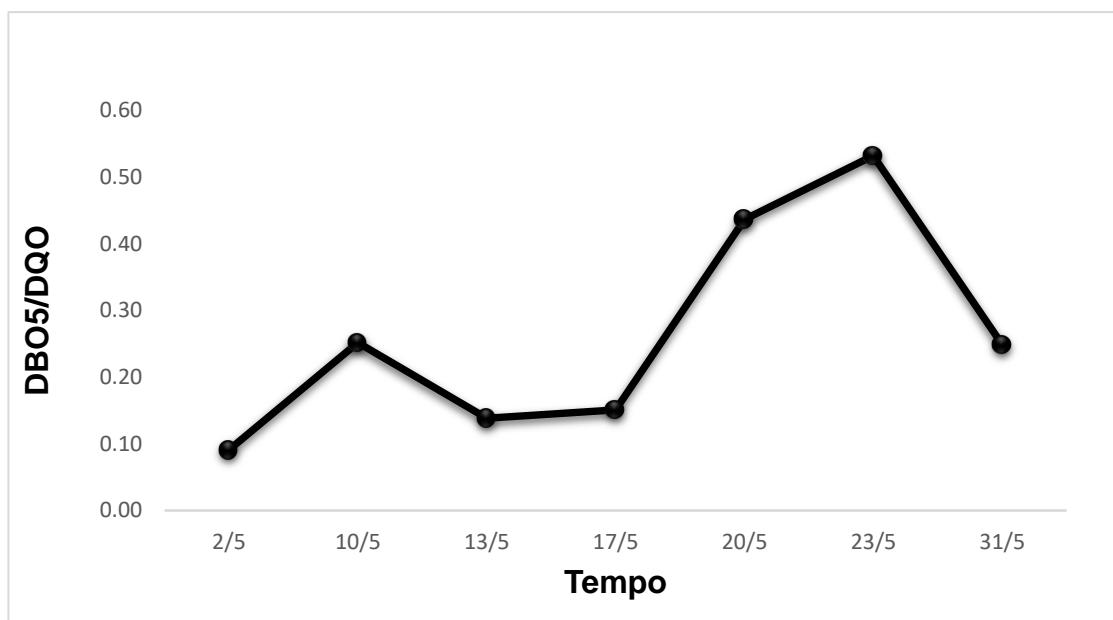


Figura 7. Relação  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$

Assim como as concentrações de DBO e DQO se mostraram bastante variadas, a relação  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  também apresentou bastante variação. Na entrada do

reator os valores variaram de 0,09 na primeira amostragem à 0,53 na amostragem do dia 23/05.

A média da relação  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  na entrada do reator foi de  $0,27 \pm 0,18$ . Na literatura, encontramos valores mais elevados da relação  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  utilizados em reatores biológicos rotatórios. Aristizábal (2010) alimentou seu RBR com lixiviado de aterro com uma relação  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  média de 0,5. Tomaz (2010) alimentou o biodisco para o tratamento de águas cinza com uma relação  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  de 0,34.

Como citado anteriormente, valores menores que 0,2 de  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$ , desencorajam o tratamento biológico de efluentes. Apesar de obter algumas relações abaixo deste valor, o sistema ainda obteve uma eficiência satisfatória na remoção de DBO.

## 4.2 Análises Físico-Químicas

### 4.2.1 pH

Souto (2009) descreve o pH como sendo a medida da concentração de íons hidrogênio presentes na fase líquida. O autor cita ainda que o pH afeta os processos químicos e biológicos e pode ser usado como indicativo das condições predominantes no meio.

Silva (2009) destaca que o pH do chorume de aterros varia entre neutro e básico, sendo ácido apenas em lixiviados de aterros novos.

O pH do efluente apresentou valores acima de 7 durante todo o experimento, tanto na entrada quanto na saída do reator, indicando uma característica mais básica do chorume utilizado. O valor médio do pH na entrada do RBR foi de  $8,32 \pm 0,33$ .

Durante o tratamento do efluente, na maioria das amostras, houve um aumento no pH. Apenas na quinta amostra, no dia 20/05, foi encontrada uma redução no pH do efluente na saída do reator. A média do pH na saída do reator foi de  $8,97 \pm 0,28$ .

No gráfico a seguir, Figura 8, podemos ver uma comparação entre os valores de pH na entrada e na saída do reator para cada amostragem realizada:

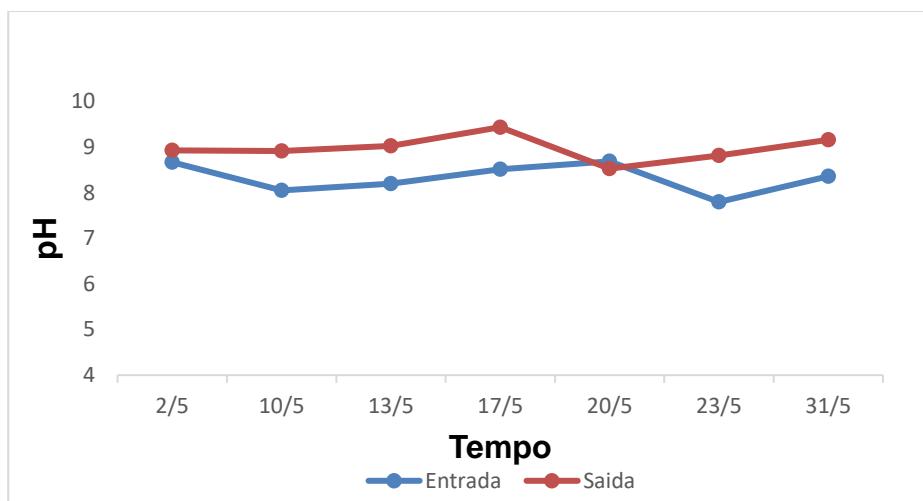


Figura 8. Gráfico comparativo entre os valores de pH na entrada e na saída do RBR.

Os valores de pH encontrados no trabalho, e seu comportamento, condizem com alguns outros valores encontrados na literatura. Behling et al. (2003) utilizando o RBR para tratar efluentes de petróleo encontrou valores de pH médios na entrada e na saída do reator de  $8,0 \pm 0,4$  e  $8,9 \pm 0,2$ , respectivamente. Os autores, utilizando o sistema para tratar efluentes de indústrias de carnes, encontraram valores médios de  $6,6 \pm 0,3$  e  $8,1 \pm 0,2$  na entrada e na saída do reator. Os valores encontrados por Behling et al. (2003) apresentam a mesma tendência de aumento de pH verificada no trabalho atual.

Aristizábal (2010), utilizando um Reator Biológico Rotatório para o tratamento de lixiviado de aterro, encontrou valores similares aos verificados neste trabalho. Os valores do autor foram de  $8,38 \pm 0,42$  na entrada do reator e também apresentaram um aumento na saída, verificando-se uma média de 8,95. O autor atribui este aumento no pH do efluente tratado à degradação de Ácidos Graxos Voláteis (AGV), que são um dos principais componentes do lixiviado de aterro.

Na amostra do dia 20/05 houve uma inversão no comportamento do pH no reator. Nas outras amostras houve sempre um aumento no pH final em relação à entrada. Na amostra citada, houve uma diminuição no pH. Isto pode ter ocorrido como consequência de uma redução da atividade microbiana, que não consumiu os ácidos graxos presentes no efluente.

#### 4.2.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A DBO, segundo Valente et al. (1997), indica a concentração de matéria orgânica biodegradável através da demanda de oxigênio necessária para que os microrganismos realizem a respiração.

Os valores encontrados para a DBO na entrada do reator apresentaram grande variação, variando de 429 mg/L à 1524 mg/L. A DBO média na entrada do RBR foi de  $892,26 \pm 434,96$  mg/L. Valores bastante variados de DBO na entrada e saída do Reator Biológico Rotatório, utilizado no tratamento de chorume, também foram verificados por Aristizábal (2010). Na entrada do reator, o autor encontrou valores que variaram de 2028 mg/L à 8040 mg/L, com um valor médio de  $4378 \pm 1899$  mg/L.

Na saída do reator foram verificados valores que estavam entre 77,01 mg/L e 511 mg/L. O valor médio de DBO do efluente tratado foi de  $213,13 \pm 168,86$ . Aristizábal (2010) encontrou valores que variaram de 136 mg/L à 251 mg/L, com um valor médio de  $199 \pm 46$  mg/L para o lixiviado tratado com um RBR.

No gráfico da Figura 9, encontra-se uma comparação entre os valores de DBO na entrada e saída do reator:

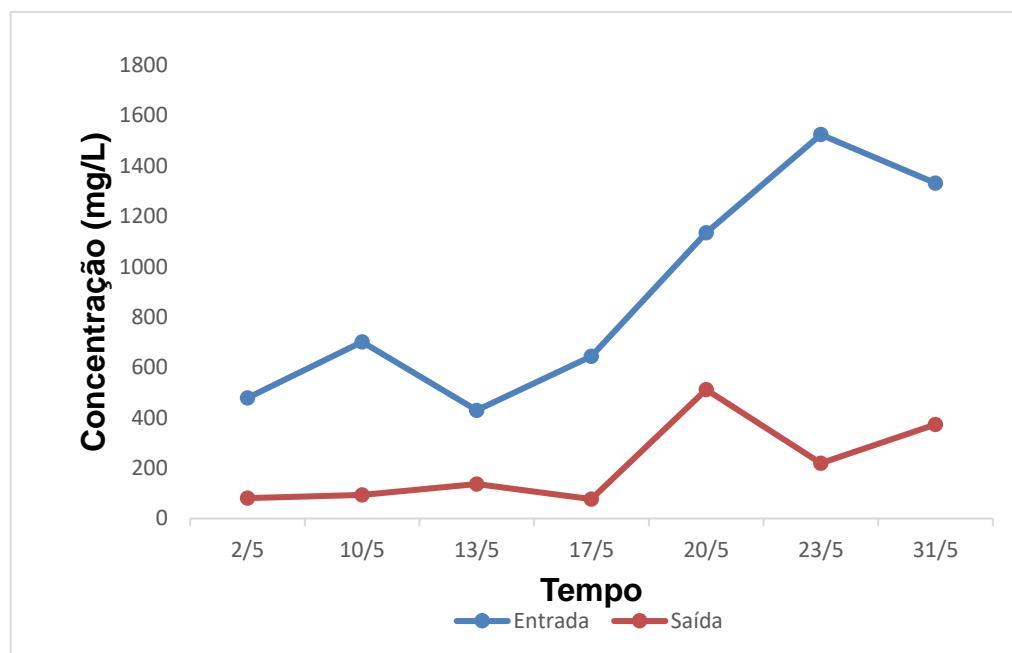


Figura 9. Valores médios de DBO

#### 4.2.3 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO é a análise mais comum para quantificar a matéria orgânica presente em lixiviados (PELINSON, 2013). Valente et al. (1997) definem a DQO como sendo um indicador da necessidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica presente no efluente.

A DQO, assim como a DBO, também apresentou valores bastante diversificados. Foram verificados, na entrada do reator, valores de DQO que variaram de 2606,23 mg/L à 5358,25 mg/L.

Aristizábal (2010) também obteve valores bastante variados de DQO na entrada do reator no tratamento de lixiviado de aterro. O autor encontrou valores de DQO na entrada do reator de 7759 a 11118 mg/L.

Na saída do reator, os valores encontrados variaram de 662,07 mg/L à 3493,55 mg/L. Aristizábal (2010) encontrou valores de 2769 a 3759 mg/L.

Na figura 10, apresentam-se os valores de DQO do efluente bruto e tratado utilizado no sistema.

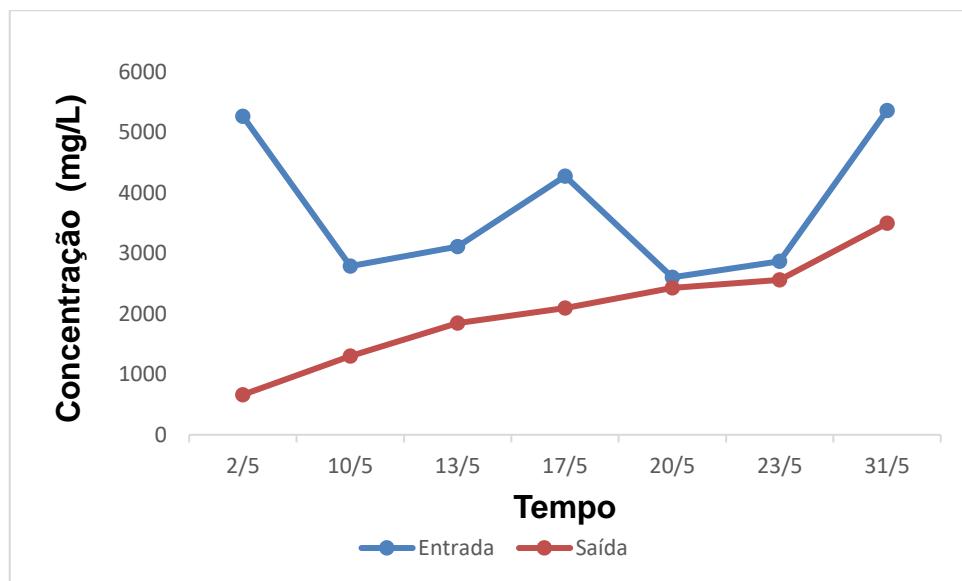


Figura 10. Valores de DQO

A concentração média de DQO na entrada do reator foi de  $3750,61 \pm 1195,81$  mg/L. Fonseca et al. (2010), tratando efluentes domésticos com um RBR, encontrou valores médios de DQO mais baixos na entrada do reator, de  $1019 \pm 203$  mg/L.

Aristizábal (2010), no tratamento de chorume de aterro com RBR, encontrou valores médios na entrada do reator de  $9990 \pm 1016$  mg/L.

Na saída do reator, a concentração média de DQO foi de  $2054,13 \pm 914,34$  mg/L. Fonseca et al. (2010) encontrou valores médios de  $248 \pm 81$  mg/L no efluente doméstico tratado com um RBR. Aristizábal (2010) encontrou, na saída do reator, valores médios de  $3361 \pm 434$  mg/L.

#### **4.2.4 Remoção de Carga Orgânica**

A carga orgânica (CO) do efluente na entrada do reator foi calculada utilizando a Equação 3, conforme descrito anteriormente. Para a determinação da CO, foi utilizada como base a concentração de DQO e DBO determinadas em laboratório.

Os valores de carga orgânica de DBO na entrada do reator variaram de 0,8 a  $2,85$  g/m<sup>2</sup>.d. O reator foi alimentado com uma carga orgânica de DBO média de  $1,67 \pm 0,81$  g/m<sup>2</sup>.d. Aristizábal (2010) alimentou o RBR com uma carga orgânica de DBO com lixiviados com uma CO que variava de 4 a 16 g DBO/m<sup>2</sup>.d.

Na tabela 5 são apresentados os valores obtidos de CO na entrada e saída do reator.

Tabela 5. Carga Orgânica de DBO na entrada e saída do reator

| <b>Data</b> | <b>CO Entrada (g/m<sup>2</sup>.d)</b> | <b>CO Saída (g/m<sup>2</sup>.d)</b> |
|-------------|---------------------------------------|-------------------------------------|
| 2/5         | 0.89                                  | 0.15                                |
| 10/5        | 1.31                                  | 0.17                                |
| 13/5        | 0.8                                   | 0.25                                |
| 17/5        | 1.2                                   | 0.14                                |
| 20/5        | 2.12                                  | 0.96                                |
| 23/5        | 2.85                                  | 0.41                                |
| 31/5        | 2.49                                  | 0.7                                 |
| Média       | 1.67                                  | 0.4                                 |

Após o tratamento, houve uma redução na CO DBO. Os valores de CO do efluente tratado foram de 0,14 à 0,96 g/m<sup>2</sup>.d., apresentando uma média de  $0,4 \pm 0,32$

$\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ . O sistema obteve uma eficiência média na remoção de CO de DBO de 77,07  $\pm 12,46 \%$ .

A quantidade de carga orgânica de DBO removida pelo sistema é apresentada na Figura 11.

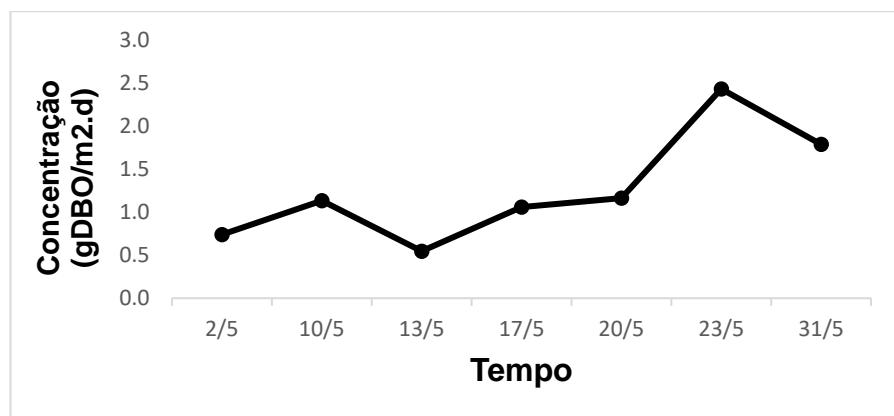


Figura 11. Carga Orgânica de DBO removida

Os valores de carga orgânica de DQO na entrada do reator variaram de 5,21 a 10,01  $\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ . O reator foi alimentado com uma carga orgânica de DQO média de 7,01  $\pm 2,23 \text{ g/m}^2\cdot\text{d}$ . Aristizábal (2010) alimentou seu RBR com cargas orgânicas mais elevadas que as utilizadas neste trabalho. A carga orgânica média na entrada do reator foi de 18 g DQO/ $\text{m}^2\cdot\text{d}$ , com valores que variaram de 20 a 80 g/d.

Os valores de CO de DQO estão descritos na Tabela 6.

Tabela 6. Carga orgânica de DQO

| Data  | CO Entrada ( $\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ ) | CO Saída ( $\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ ) |
|-------|--|--|
| 2/5   | 9.83                                       | 1.24                                     |
| 10/5  | 5.21                                       | 2.43                                     |
| 13/5  | 5.80                                       | 3.45                                     |
| 17/5  | 7.98                                       | 3.91                                     |
| 20/5  | 4.86                                       | 4.53                                     |
| 23/5  | 5.35                                       | 4.78                                     |
| 31/5  | 10.01                                      | 6.53                                     |
| Média | 7.01                                       | 3.84                                     |

Após o tratamento, houve uma redução na CO DQO. Os valores de CO do efluente tratado foram de 1,24 à 6,53 g/m<sup>2</sup>.d., apresentando uma média de  $3,84 \pm 1,7$  g/m<sup>2</sup>.d. O sistema obteve uma eficiência média na remoção de CO de DQO de  $40,66 \pm 27,5\%$ .

A quantidade de CO de DQO removida no processo estão apresentados na Figura 12:

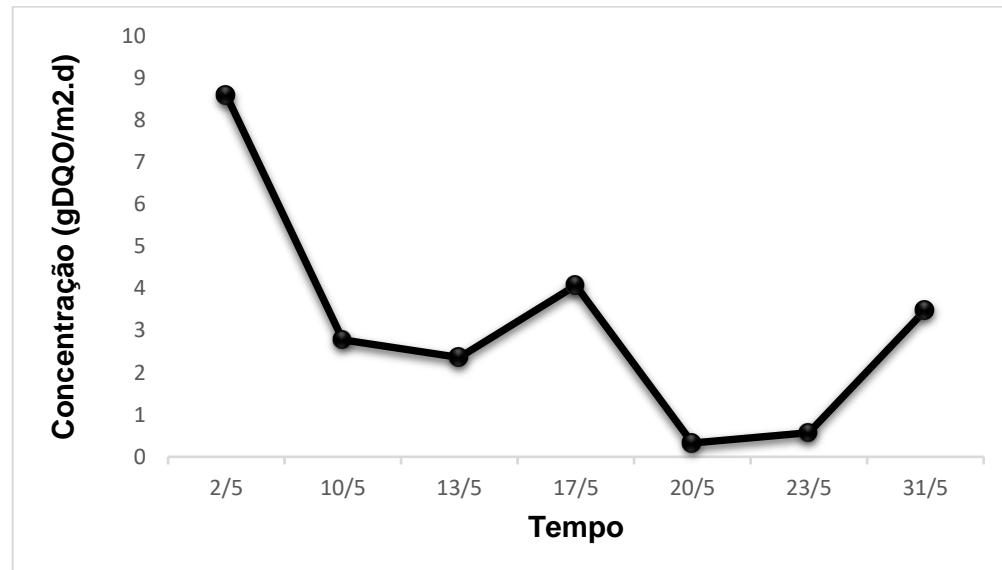


Figura 12. Carga Orgânica de DQO removida

Podemos observar nas figuras 11 e 12 que os valore de CO de DQO e DBO na entrada do reator não são muito elevados e apresentam grande variação. Os baixos valores de carga orgânica, se comparados com outros valores da literatura, são reflexo das baixas concentrações de DQO e DBO do efluente.

#### 4.2.5 Fósforo Total

O fósforo é um elemento fundamental aos processos energéticos dos seres vivos, sendo o nutriente limitante no caso de tratamento de lixiviados devido a suas concentrações máximas não serem superiores a poucas dezenas de miligramas por litro (SOUTO,2009). Normalmente o chorume apresenta baixas concentrações de fósforo, cuja deficiência limita o tratamento biológico (IWAI,2005).

O parâmetro fósforo total apresentou valores bastante peculiares. A média na entrada do reator foi de  $27,72 \pm 7,99$  mg/L. A concentração média de fósforo na saída

do reator foi de  $23,1 \pm 7,18$  mg/L. Abaixo são apresentados os valores obtidos durante o período do experimento (Figura 13).

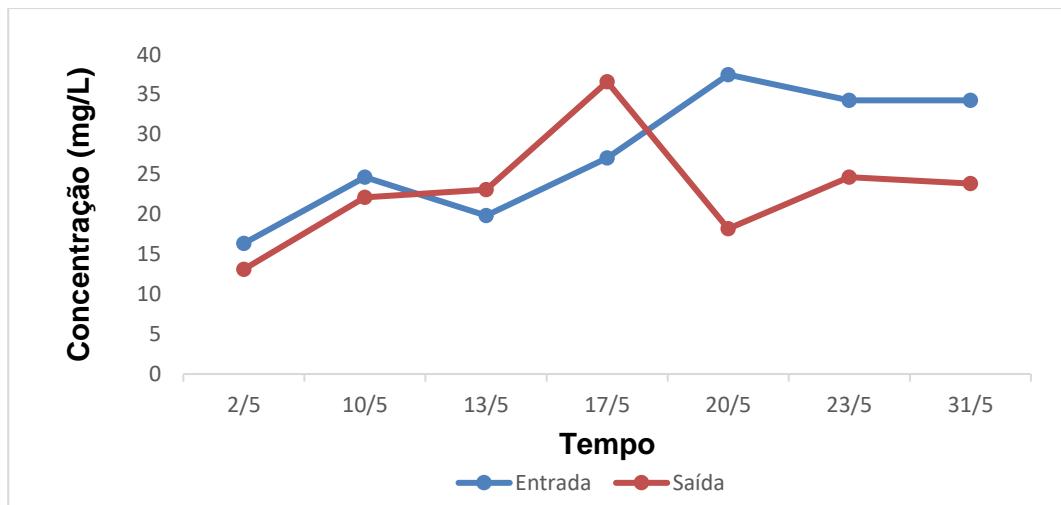


Figura 13. Valores de Fósforo Total na entrada e saída do reator.

Através dos dados da Figura 13, podemos observar que por duas vezes consecutivas, o sistema obteve um aumento na concentração de fósforo. Nas amostras dos dias 13/05 e 17/05 a concentração de fósforo no efluente tratado foi maior que na entrada do reator. Isto pode ter ocorrido por um desprendimento da biomassa dos biodiscos que pode ter causado o aumento na concentração.

Na literatura, há trabalhos onde é possível encontrar valores altos de fósforo na alimentação do RBR. Aristizábal (2010) alimentou seu reator com um lixiviado que apresentava uma concentração média de fósforo de  $30,4 \pm 8,9$  mg/L. Na saída do reator o autor obteve um valor médio de  $20,3 \pm 5,6$  mg/L.

#### 4.3 Eficiência do Reator

##### 4.3.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio

Apesar dos valores variados de DBO na entrada do RBR, a eficiência na remoção de DBO foi satisfatória. A eficiência do sistema variou de 54,92% a 88,05%. A eficiência média foi de  $76,95 \pm 12,36\%$ . Fonseca et al. (2010) utilizando o reator biológico rotatório no tratamento de efluentes domésticos atingiu uma eficiência média na remoção de DBO de 78%, valor próximo ao obtido no presente trabalho.

A Figura 14 mostra as eficiências obtidas na remoção de DBO em casa amostra coletada:

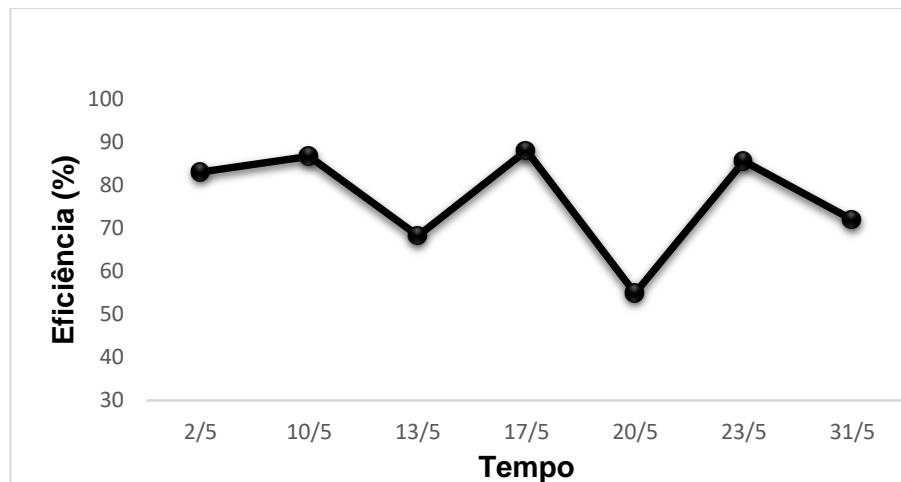


Figura 14.Eficiencia da remoção de DBO

Aristizábal (2010) obteve valores elevados de eficiência utilizando o RBR no tratamento do chorume. Em seu trabalho, o autor obteve uma eficiência média na remoção de DBO de 95%. Silva (2007) explica que mesmo com uma fração biodegradável elevada, há fatores que podem reduzir a eficiência na remoção de DBO em um sistema. O autor cita como exemplo de compostos tóxicos que podem interferir no tratamento biológico, os metais pesados, que podem inibir a atividade microbiana.

Tomaz (2010) obteve resultados ainda mais satisfatórios na remoção de DBO do efluente utilizando o RBR. O autor verificou uma eficiência de 93,4% na remoção de DBO. É possível que esta elevada eficiência se deva ao fato de que o efluente utilizado no trabalho, água cinza clara, possuía uma DBO média na entrada do reator de 150 mg/L, valor bem reduzido quando comparado ao chorume produzido em aterros sanitários.

Apesar de obter uma eficiência satisfatória na remoção de DBO, a amostra do dia 20/05 apresentou a remoção mais baixa no período de estudo. Apenas 54% da DBO foi removida. É possível que o pH tenha interferido na eficiência do sistema, uma vez que houve uma diminuição do pH nesta amostra, o que pode ter interferido na atividade microbiana no reator.

#### 4.3.2 Demanda Química de Oxigênio

O reator apresentou eficiências na remoção de DQO extremamente variadas, com valores de 87,42%, na primeira amostragem dia 02/05, chegando a 6,75% na amostragem do dia 20/05. Valores médios de eficiência predominaram durante o período de estudo. A eficiência média do sistema foi de  $40,66 \pm 27,5\%$ . Aristizábal (2010) destaca que a DQO restante é composta por compostos extremamente difíceis de serem degradados biologicamente, como ácidos fúlvicos e húmicos.

As eficiências obtidas na remoção de DQO pelo sistema estão representadas no gráfico abaixo (Figura 15):

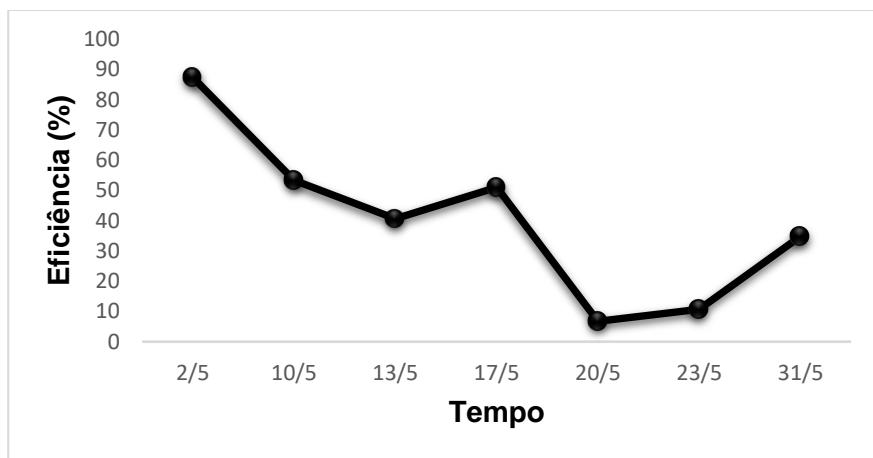


Figura 15. Gráfico da eficiência na remoção de DQO.

Fonseca et al. (2010) obteve uma média de 76% de eficiência utilizando RBR no tratamento de esgoto de ETE. Tomaz (2010) encontrou uma eficiência na remoção de DQO de água cinza clara de 86,3%. Em seu estudo, Aristizábal (2010) obteve uma eficiência média na remoção de DQO no tratamento de chorume com biodiscos de  $68\% \pm 7,5\%$ .

Behling et al. (2003) obteve uma eficiência média de  $76,1 \pm 5,9\%$  na remoção de DQO. O efluente tratado pelos autores com o RBR era proveniente da produção de petróleo e possuía uma DQO média na entrada de  $666 \pm 88$  mg DQO/L.

A remoção de DQO em outros trabalhos se mostrou mais eficiente. A amostragem do dia 20/05 apresentou a menor eficiência em todo o experimento. Como citado anteriormente, é possível que a mudança no comportamento do pH

tenha interferido na atividade microbiana, reduzindo a eficiência na remoção de DQO e DBO do efluente.

#### 4.3.3 Fósforo Total

O sistema obteve uma eficiência média na remoção de fósforo de  $12,62 \pm 29,59\%$ . Tomaz (2010) obteve uma eficiência de 32,7% na remoção de fósforo no tratamento de agua cinza com o reator de biodiscos.

Na Figura 16, estão representados os as eficiências obtidas na remoção de fósforo em cada amostra.

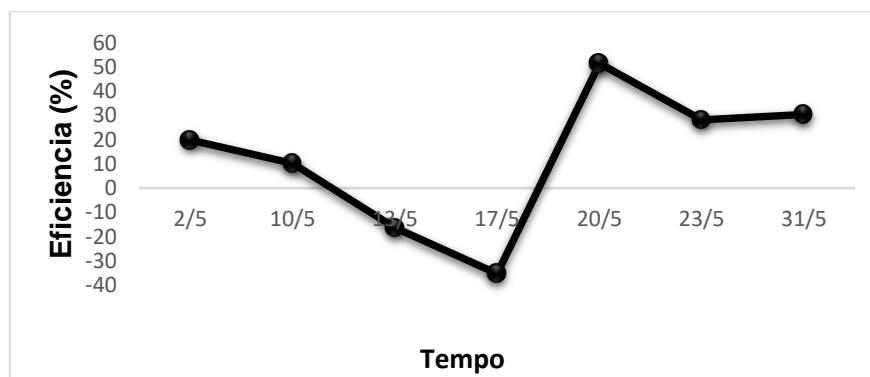


Figura 16. Eficiência do reator na remoção de Fósforo Total.

As amostras que obtiveram um incremento na concentração de fósforo foram seguidas pela amostragem que apresentou a maior eficiência na remoção de fósforo durante o estudo. O ponto que obteve a maior porcentagem de remoção de fósforo também foi o que apresentou a maior concentração na entrada do reator.

Durante o estudo, foi possível verificar que as maiores eficiências na remoção de fósforo se deram quando o efluente apresentou uma concentração de fósforo na entrada do reator maior de 30 mg/L. Quando o efluente apresentou concentrações menores a eficiência não foi tão satisfatória.

## **5. CONCLUSÃO**

Neste estudo, o pH do efluente tanto na entrada do reator com na saída apresentou um comportamento previsível que também foi observado em outros trabalhos. Após o tratamento é normal que haja um aumento no pH do efluente de biodiscos, como observado em outros trabalhos. Apenas uma amostra apresentou um comportamento diferente.

Apesar dos baixos valores de biodegradabilidade indicados pela relação DBO5/DQO, que desencorajam o tratamento biológico do efluente, o desempenho do RBR neste trabalho atingiu valores satisfatórios na remoção de DBO, com eficiência média de 76,95%.

A remoção de DQO não atingiu valores tão satisfatórios. Apenas na primeira amostra foi obtida uma eficiência elevada. A média de remoção ficou em torno de 40,66%. Houve uma amostra que obteve apenas 6,75% de eficiência na remoção de DQO. O mesmo ponto foi o que apresentou o menor valore na remoção de DBO.

Os menores valores de remoção de DBO e DQO, coincidiram com a única amostra na qual o pH na saída do reator foi menor que na entrada. Através do ocorrido, é possível inferir que o pH pode influir no comportamento do reator. Após a amostragem onde o pH apresentou um comportamento diferente, o mesmo voltou ao normal nas outras amostragens, como também houve uma melhora na remoção de DBO e DQO.

O parâmetro fósforo total não apresentou valores satisfatórios, ocorrendo inclusive aumento na concentração de fósforo no final tratamento em 2 amostras. As amostras que apresentaram um acréscimo na concentração de fósforo no efluente tratado, precederam a amostra do dia 20/05, que apresentou valores anormais de pH, como também redução na eficiência na remoção de DBO e DQO.

Na amostra do dia 20/05, ocorreu a maior eficiência na remoção de fósforo. É possível que a redução do pH e da atividade microbiana no consumo de substâncias orgânicas tenha favorecido a remoção de fósforo do efluente. Porém mais estudos devem ser realizados afim de verificar esta hipótese.

De maneira geral, o Reator Biológico Rotatório mostrou um bom potencial de aplicação no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, principalmente na remoção de compostos que contribuem para a DBO do efluente. Mais amostras devem ser realizadas para verificar a real eficiência do reator.

## REFERÊNCIAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8.849** - *Apresentação de Projetos de Aterros Controlados de Resíduos Sólidos Urbanos - Procedimento.* Rio de Janeiro, Brasil, 1985
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419:** apresentação de projetos de aterro sanitário. Rio de Janeiro, 1983.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004:** Classificação. Rio de Janeiro, 2004.
- ABRELPE. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. São Paulo: 2015.
- ARISTIZÁBAL,Juan David Pérez. Aplicación y evaluación de unreactor de contactores biológicos rotativos (RBC o biodiscos) a escala laboratorio como tratamiento de los lixiviados generados em el relleno sanitario de La Pradera. 2010
- BACELAR, Harley Alves da Mata. TRATAMENTO DE LIXIVIADOS PRODUZIDOS EM ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS POR MEIO DE EVAPORAÇÃO FORÇADA. 2010. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- BAIG, I. COULOMB, P. COURANT e P.LIECHTI, "Treatment of landfill leachates: lapeyrouse and satrod case studies", Ozone Science &Engineering, vol. 21, pp. 1–22, 1999.
- BORZACCONI, L., LÓPEZ, I., ARCIA, E., CARDELINO, L., CASTAGNO, Á. & VIÑAS, M. (1996). "Comparación de tratamientos aerobios y anaerobios aplicados a lixiviado de relleno sanitario." Acessado em Abril de 2016 de: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresldua/mexico/01147e20.pdf>.
- BRASIL, MINISTÉRIO DA JUSTIÇA. (2010). Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências (Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010). Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Retrieved from [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/lei/l12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/lei/l12305.htm).

CAVALCANTI, Alessandro Sampaio. **Estudo da aplicação de foto-fenton solar como tratamento de chorume proveniente do aterro sanitário de Cachão Paulista-SP.** Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo - 2013.

CECCONELLO, C. M. *Pós-tratamento de lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos utilizando leitos cultivados*. Dissertação de Mestrado. Universidade de Passo Fundo. Faculdade de Engenharia e Arquitetura. MG. 2005.

CEMPRE. **Manual de gerenciamento integrado**. 3 ed. São Paulo: CEMPRE, 2010.

DA SILVA, Fernanda Barbosa. Tratamento combinado de lixiviados de aterros sanitários. 2009. Tese de Doutorado. Dissertação de Mestrado, Escola Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil. 117 p. Disponível em:< <http://tpqb.eq.ufrj.br/download/tratamento-de-lixiviados-de-aterrossanitarios.pdf>>[consultado em abril de 2016].

FARQUHAR, G.J.; ROVERS, F.A. Gas production during refuse decomposition. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 2, n. 4, p. 483-495, 1973.

FERREIRA, João Alberto; ANJOS, Luiz Antonio dos. Aspectos de saúde coletiva e ocupacional associados à gestão de resíduos sólidos municipais. Caderno Saúde Pública. Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Maio/Junho 2001.

FERRI, Giovane Lopes; CHAVES, Gisele de Lorena Diniz; RIBEIRO, Glaydston Mattos. Análise e localização de centros de armazenamento e triagem de resíduos sólidos urbanos para a rede de logística reversa: um estudo de caso no município de São Mateus, ES. **Production**, v. 25, n. 1, p. 27-42, 2015.

FIEIRA, Clarice. Avaliação da eficiência das lagoas de tratamento do aterro municipal do Município de Francisco Beltrão. 2014.

FONSECA, Sandra Parreiras P. et al. II-153-Avaliação de uma Estação de Tratamento de Esgoto Compacta, do tipo Discos Biológicos Rotativos–DBR.

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

GONCALVES, R. F. ; CHERNICHARO, C. A. L. ; ANDRADE NETO, C. O. ; ALÉM SOBRINHO, P. ; KATO, M. T. ; COSTA, R. H. R. ; AISSE, M. M. ; ZAIAT, M. .Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme.In: Car<sup>l</sup> Augusto Lemos Chernicharo. (Org.). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. 1 ed. Belo Horizonte: FINEP, 2001, v. , p. 171-278.

GOUVEIA, Nelson. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social Solidurbanwaste: socio-environmental impacts and prospects for sustainable management with social inclusion. 2012.

GREENBERG, A. E.; et al, Standard Methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. 18th edition 1992, Washington.

GUIMARÃES, C.; PORTO, P.; OLIVEIRA, R.; MOTA, M. (2005). Continuous decolourization of a sugar refinery wastewater in a modified rotating biological contactor with *Phanerochaetechrysosporium* immobilized on polyurethane foam disks. ProcessBiochemistry, n. 40, p.535-540

HELLER, Léo; CASTRO, José Esteban. Política pública de saneamento: apontamentos teórico-conceituais. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 12, n. 3, p. 284-295, 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. (2010). Censo 2010: população do Brasil é de 190.732.694 pessoas. IBGE. Retrieved from [http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia\\_visualiza.php?id\\_noticia=17662](http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=17662).

IPT– Instituto de Pesquisas Tecnologicas do Estado de Sao Paulo. *Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado*. 2a ed. Sao Paulo, 2000.

IWAI, C. K. Tratamento de chorume através da percolação em solos empregados como material de cobertura de aterros para resíduos sólidos urbanos. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia de Bauru. UNESP - SP. 2005

JESUS, Willian Ferraz de. Caracterização das formas de destinação final impostas pela política nacional de resíduos sólidos e identificação de seus principais aspectos e potenciais impactos. 2013.

KAWANO, Mauricy; HANNA, Rosângela M. Filtros Biológicos e Biodiscos.**Anais: Semana de Estudos da Engenharia Ambiental**, 2008.

LIBÂNIO, Paulo Augusto Cunha. Avaliação da eficiência e aplicabilidade de um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de chorume. **Belo Horizonte**, 2002.

MARINHEIRO, L.; OLIVEIRA, Rosário; RUSSO, Mário Augusto Tavares. Remoção de compostos de azoto em lixiviados de aterros sanitários por biodiscos anaeróbios escala piloto. 2000.

MÁXIMO, V. A., **Tratamento por coagulação-flocação dos lixiviados do Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Florianópolis**. Dissertação (Mestrado), UFSC, Florianópolis, SC, Brasil, 2007.

McBEAN, E.A.; ROVERS, F.A.; FARQUHAR, G.J. **Solid waste landfill engineering and design**. Englewood Cliffs, New Jersey, EUA: Prentice-Hall PTR, 1995. 521 p.

MELLO, Victor F.B. de. Otimização do tratamento de lixiviados e corantes por processos físico-químicos. 2011.

MINGHUA, Z., XIUMIN, F., ROVETTA, A., QICHANG, H., VICENTINI, F., BINGKAI, L., GIUSTI, A., YI, L., 2009. Municipal solid waste management in Pudong New Area, China. *Journal of Waste Management* 29, 1227–1233.

MORAIS, J.L. *Estudo da Potencialidade de Processos Oxidativos Avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de lixiviado de Aterro Sanitário*. Tese de Doutorado em Química, UFPR, Curitiba, 2005.

MORAIS, Josmaria Lopes de; SIRTORI, Carla; PERALTA-ZAMORA, Patrício G.. Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatálise heterogênea integrada a processo biológico convencional. *Quím. Nova*, São Paulo, v. 29, n. 1, fev. 2006 . Disponível em [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-40422000000100005&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422000000100005&lng=pt&nrm=iso) Acesso em 28 mar. 2016

MORAVIA, W. G. **Estudo de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas.** Dissertação (Mestrado) apresentado ao Programa de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Escola de Engenharia. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte – MG. 2007

MUCELIN, Carlos Alberto; BELLINI, Marta. Lixo e impactos ambientais perceptíveis no ecossistema urbano. **Sociedade & natureza**, v. 20, n. 1, p. 111-124, 2008.

NAKAMURA, Cláudia Yukie. **Estudo de um sistema de lagoas de estabilização no tratamento do lixiviado e da água subterrânea no entorno de aterros sanitários em Minas Gerais.** 145 f. Dissertação (Pós-Graduação em Engenharia Civil) Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2012.

PEIXOTO, A. L. C. **Ozonização catalítica do chorume proveniente do antigo aterro controlado da cidade de Guaratinguetá – SP utilizando os íons Fe<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup>, Zn<sup>2+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, Ni<sup>2+</sup> e Cr<sup>3+</sup>.** 211f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) Escola de Engenharia de Lorena - USP, Lorena, 2008.

PELINSON, Natália de Souza. Estudo de tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário submetido à eletro-oxidação como pré-tratamento a um sistema de lodos ativados operado em batelada. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

QUADRO, Maurizio et al. INFLUÊNCIA DA CARGA ORGÂNICA APLICADA NO PÓS-TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA POR CONTACTORES BIOLÓGICOS ROTATÓRIOS E REATOR ANÓXICO. Current Agricultural Science and Technology, v. 9, n. 4, 2003.

QUADROS, A. V. et al. TRATAMENTO BIOLÓGICO UTILIZANDO CHORUME DE RESÍDUOS INDUSTRIAS PERIGOSOS. **Blucher Chemical Engineering Proceedings**, v. 1, n. 2, p. 7754-7761, 2015.

RANA, N. S. & KHARE, M. (2002). "Design Criteria for a Rotating Biological Contactor System for Treatment of Urinal Wastewater." International Journal of Environmental Studies 59(1): 11pp.

REAL, José Luiz Gerlach. **Riscos ambientais em aterros de resíduos sólidos com ênfase na emissão de gases.** 2005. Tese de Doutorado. UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO.

REICHERT, G.A.; Cotrim, S.L.S.; RODIGHERI, E. *Geracao de Lixiviado em Aterro Sanitario Municipal.* Anais: XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitaria e Ambiental. Cancun, Mexico, 2002.

REISDÖRFER, Gustavo. Avaliação do processo de lodos ativados operando um reator sequencial em batelada para tratamento de chorume em escala piloto. 2011.

RITA, Fábio . Desempenho de um reator UASB em escala piloto para o tratamento anaeróbio de líquidos percolados de resíduos sólidos urbanos. 2002.

RODRIGUES, F.S.F. *Aplicacao da Ozonizacao e do Reativo de Fenton com pretratamento de chorume com os objetivos de reducao da toxicidade e do impacto no processo biologico.* Dissertacao de Mestrado em Engenharia Civil. COPPE/UFRJ,Rio de Janeiro, 2005.

SCHIMANKO, H. *Sistemas de tratamento do lixiviado de aterro sanitário.* Monografia de Graduação – Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria-RS. 44 p. 2008

SERAFIM, Aline Camillo et al. Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamento. **III Fórum de Estudos Contábeis. Rio Claro: Centro Superior de Educação Tecnológica,** p. 6-7, 2003.

SILVA, Alessandra Cristina. **TRATAMENTO DO PERCOLADO DE ATERRO SANITARIO E AVALIACAO DA TOXICIDADE DO EFLUENTE BRUTO E TRATADO.** 2002. Tese de Doutorado. UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO.

SILVA, J. D. D. (2007). Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série: estudo em escala piloto. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental Florianopolis, Universidade Federal de Santa Catarina.  
**Doutor em Engenharia Ambiental.: 218**

SOUTO, GDB. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros—estudo de remoção do nitrogênio amoniacial por processo de arraste com ar.** 371 p. 2009. Tese de

Doutorado. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) -Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

SOUZA, A. L. **Efeito do Íon Metálico Férrico na Catálise do Processo de Ozonização do Chorume Proveniente do Aterro Sanitário da Cidade de Cachoeira Paulista-SP** Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo, Lorena, 2011.

TELLES,C.A.S.**Processos Combinados para o Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário.** 22-23f.Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro, 2010.

TELLES, Dirceu D..et al. **Reuso da água: conceitos e práticas.** 2 ed. rev., atual. São Paulo, SP: Edgard Blucher, 2010.

VALENTE, José Pedro Serra; PADILHA, Pedro Magalhães; SILVA, Assunta Maria Marques. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu - SP. **Eclet. Quím.**, São Paulo , v. 22, p. 49-66, 1997 . Available from <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-46701997000100005&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-46701997000100005&lng=en&nrm=iso)>. access on 20 June 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-46701997000100005>.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Population health and waste management: scientific data and policy options. Report of a WHO workshop Rome, Italy, 29-30 March 2007. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2007.

ZANTA, V. M.; MARINHO, M.J. do R.; LANGE, L.C.; PESSIN, N. *Resíduos Sólidos, Saúde e Meio Ambiente: Impactos Associados aos Lixiviados de Aterro Sanitário*. In: Armando Borges de Castilhos Junior. (Org.). Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com enfase na Proteção de corpos d'água: Prevenção, Geracão e Tratamento de Lixiviados de Aterros.