TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS POR PROCESSOS COMBINADOS

Alberto Dresch Webler

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Orientadores: Claudio Fernando Mahler
Márcia Walquíria de Carvalho Dezotti

Rio de Janeiro
Fevereiro de 2014

TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS POR PROCESSOS COMBINADOS

Alberto Dresch Webler

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE) DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS EM ENGENHARIA CIVIL.

Examinada por:

_____

Prof. Claudio Fernando Mahler, D.Sc.

_____

Prof. Márcia Walquíria de Carvalho Dezotti, D.Sc.

_____

Prof. Marcia Marques Gomes, Ph.D.

_____

Prof. Lídia Yokoyama, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL
FEVEREIRO DE 2014

Webler, Alberto Dresch

Tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos por processos combinados/Alberto Dresch Webler. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2014.

XVI, 88 p.: il.; 29,7 cm.

Orientadores: Claudio Fernando Mahler

Márcia Walquíria de Carvalho Dezotti

Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2014.

Referências Bibliográficas: p. 81 - 88.

1. Tratamento de lixiviado. 2. Tratamento físico-químicos. 3. Tratamento biológico. I. Mahler, Claudio Fernando *et al.* II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil. III. Título.

Dedico esse trabalho com amor e satisfação
aos meus pais Arno João Webler e Agnes Dresch Webler.
A minha irmã
Geovana Dresch Webler e ao meu cunhado
Samuel Teixeira e
a minha namorada Angélica Salame e família.

AGRADECIMENTOS

A Universidade Federal do Rio de Janeiro, especificamente ao Programa de Engenharia Civil – PEC/COPPE pelo ensino de qualidade e dedicação de todos os membros e setores.

Aos meus orientadores Marcia Dezotti e Claudio Mahler por todos os ensinamentos e incentivos na elaboração deste trabalho, pelos quais não tenho palavras suficientes para agradecer, fica aqui o meu muito obrigado.

Aos meus grandes amigos Josiane e Marcos pelo apoio e animo, desde a graduação.

A professora Renata Aguiar, por sempre me incentivar na busca pelo conhecimento, o que foi fundamental para que eu pudesse estar nesse programa de excelência da UFRJ.

A professora Marcia Marques e Lídia Yokoyama pelas sugestões pertinentes e pela disponibilidade.

Aos professores Otto Corrêa, Otávio Pecly, Roldão, Isaac Volschan, Iene Christie Figueiredo, Theóphilo, Lídia Yokoyama, Fabiana Araujo e demais professora da Poli e da COPPE pelo ótimo ensino.

Ao Laboratório de controle de poluição das águas - LABPOL, por possibilitar a realização deste trabalho. Juntamente a equipe ótima de trabalho, Barbara, Sandra, João, Bruno, Felipe, Rafael, Aline, Andressa, Doralice, Antônio, Eduardo, Géssica, que sempre me ajudaram e propiciaram momentos felizes.

Ao Laboratório de Tecnologia Ambiental da EQ/UFRJ, em especial a Professora Magali Cammarota e a técnica Suzana Morais.

Ao técnico Luizão por me motivar e ajuda nas coletas de lixiviados.

Ao laboratório de computação por proporcionar sua infraestrutura impecável, em especial a equipe de técnicos, Orlando, Célio e Amanda.

Aos funcionários Wilma, Jairo, Beth, Maicon pelo exemplo de competência.

Aos meus colegas Rosa, Jônio, Cassiano, Mario, Francesco, Fabrícia, Julia, Flaviano e demais amigos do programa de Engenharia Civil.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) e a Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ) pela bolsa de estudo.

Resumo da Dissertação apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.)

TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS POR PROCESSOS COMBINADOS

Alberto Dresch Webler

FEVEREIRO/2014

Orientadores: Claudio Fernando Mahler
Márcia Walquíria de Carvalho Dezotti.

Programa: Engenharia Civil

O tratamento de lixiviados de áreas de disposição de resíduos apresenta complexibilidade devido à elevada variabilidade, toxicidade, recalcitrância, DQO, a amônia e entre outras. Dessa forma, visando aplicar técnicas combinadas para o tratamento de lixiviado, este estudo realizou a aplicação de diversos processos de tratamento como *air stripping*, coagulação/floculação, ozonização combinadas com o tratamento por lodos ativados com/sem inserção de carvão ativado, avaliando a toxicidade e microscopia do lodo em uma área de disposição de resíduos sólidos urbanos, no estado do Rio de Janeiro – Brasil, em 2013. Os resultados apontaram uma redução na DQO de 58,1% e na cor de 85,6% utilizando o processo de coagulação/floculação. O processo *air stripping* foi realizado sob pH acima de 12, e reduziu os níveis de amônia para abaixo de 60 $mg.l^{-1}$. O processo de ozonização, com absorção de ozônio de 397 $mg.O_3.l^{-1}$ e 2376 $mg.O_3.l^{-1}$ apresentou melhores resultados com aumento de 59,4% na relação DBO_5/DQO. Desse modo elevou a DBO de 272 para 364 e 324 $mg.l^{-1}.O_2$ e reduziu a DQO de 852 para 736 e 630 $mg.l^{-1}.O_2$, respectivamente. Para a aplicação do processo de lodos ativados com/sem carvão ativado, os seis lixiviados com diferentes pré-tratamentos apresentaram resultados distintos, sendo que uma melhor eficiência foi constatada quando se aplicou lodo ativado sem carvão ativo com lixiviado pré-tratado com *air stripping*, coagulação/floculação e ozonização com 400 $mg.O_3$, o que resultou em uma redução máxima de 90,6% na DQO do lixiviado e acima de 99% nos níveis de amônia.

Abstract of Dissertation presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

LEACHATE TREATMENT URBAN SOLID WASTE LANDFILL IN COMBINED PROCESSES

Alberto Dresch Webler

FEBRUARY /2014

Advisors: Claudio Fernando Mahler
Márcia Walquíria de Carvalho Dezotti.

Department: Civil Engineering

Waste disposal leachate treatment presents complexity due to high variability, toxicity, recalcitrance, COD, ammonia and so forth. This work aims to study the application of combined techniques of leachate treatment such as air stripping, coagulation/flocculation and ozonation. These techniques were combined with activated sludge process with and without insertion of activated carbon. Toxicity and microscopy of sludge in an area of disposal of solid waste disposal in Rio de Janeiro State - Brazil was evaluated in 2013. The results showed COD reduction of 58.1% and 85.6% of color using the process of coagulation/flocculation. The air stripping process was performed under pH above 12, and reduced ammonia levels below 60 mg $.l^{-1}$. The ozonation process with ozone absorption of 397 and 2376 mg. $O_3.l^{-1}$ showed better results with an increase of 59.4% of BOD/COD ratio. BOD increased from 272 to 364 and 324 mg.$l^{-1}.O_2$ and decreased COD from 852 to 736 and 630 mg.$l^{-1}.O_2$ respectively. The six types of leachate with different pre-treatments showed different results for the activated sludge process with / without activated charcoal. Better efficiency was observed when activated sludge was applied without charcoal with leachate pre - treated with air stripping, coagulation/flocculation and ozonation of 400 mg.$O_3.l^{-1}$. This process resulted in a leachate COD reduction of 90.6% and ammonia reduction above 99%.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇAO..... 1

2. OBJETIVOS 2

2.1. Objetivos gerais 2

2.2 Objetivos específicos 2

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA 3

3.1. Resíduos Sólidos..... 3

3.1.1. Tratamento de resíduos sólidos urbanos 4

3.1.2 Formas de disposição 8

3.2 Lixiviado 13

3.2.1. Características físico-química do lixiviados 13

3.2.2 Produção de lixiviados 16

3.3. Tratamento de lixiviados 18

3.3.1. Tratamento biológico 19

3.3.2. Tratamento físico-químico 23

4. MATERIAL E MÉTODOS 33

4.1. Procedimento de coleta e preservação das amostras de lixiviados..... 33

4.2. Caracterização do lixiviado 33

4.3.1 Metodologia analítica 34

4.4. Teste de tratabilidade 37

4.4.1 Coagulação e floculação 37

4.4.2. Remoção de nitrogênio amoniacal por *Air Striping* 38

4.4.3. Ozonização..... 39

4.4.4 Lodos Ativados 40

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO..... 45

5.1. Testes de Coagulação/floculação 46

5.2. Air Stripping 49

5.3. Processos biológicos por lodos ativados 51

5.4. Ozonização 58

5.5. Teste de tratabilidade B por lodo ativado 60

5.5.1. Teste de tratabilidade B1 por lodo ativado 61

5.5.2. Teste de tratabilidade B2 por lodo ativado 64

5.6.1. Teste de tratabilidade C1 por lodo ativado 68

5.6.2. Teste de tratabilidade C2 por lodo ativado 70

5.7. Observações microscópicas do Lodo 73

5.8. Toxicidade 76

6. Considerações finais 79

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 81

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de um aterro sanitário. 9
Figura 2. Grupos de tamanho de acordo com o percentual brasileiro de produção de resíduos sólidos urbanos. 12
Figura 3. Forma de disposição: aterro semi-mecanizado, em Villanueva, Honduras. .. 13
Figura 4. Número de artigos produzidos sobre tratamento de lixiviados por ano: SCOPUS resultados do período de 1998 a 2013 (Palavra chave: "Landfill Leachate Treatment"). Número de publicações (barras) e percentual (linha)..... 19
Figura 5. Sistema Microtox, ModernWater. 37
Figura 6. Equipamento *Jar test,* Digimed. 38
Figura 7. Remoção de amônia do lixiviado bruto por *air stripping*. 39
Figura 8. Reator biológico por lodos ativados com carvão ativado. 41
Figura 9. Diagrama e ordenamentos dos ensaios realizados para o tratamento de lixiviado. 44
Figura 10. Eficiência do processo de coagulação/floculação na remoção de cor e DQO em diferentes pH. 48
Figura 11. Eficiência de remoção de cor e DQO com diferentes dosagens de $FeCl_3$ nos ensaios de coagulação/floculação em pH 5,0. 49
Figura 12. Aspecto do lixiviado bruto (a) e tratado por *air stripping* (b). 50
Figura 13. Aspecto do lixiviado bruto (a), pré-tratado por coagulação/floculação (b) e por coagulação/floculação + *air stripping* (c). 50
Figura 14. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com *air stripping* + esgoto sanitário no reator de lodos ativados em batelada. 53
Figura 15. Redução de amônia do lixiviado pré-tratado com *air stripping* + esgoto sanitário por lodos ativados no reator A1. 54
Figura 16. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com *air stripping* com tratamento por lodos ativados. 54
Figura 17. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação e *air stripping* + esgoto sanitário no reator de lodos ativados em batelada. 56
Figura 18. Redução de amônia do lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação + *air stripping* + esgoto sanitário por lodos ativados no reator A2. 57

Figura 19. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação + *air stripping* com tratamento por lodos ativados. 57
Figura 20. DQO, DBO e razão DBO/DQO para amostras ozonizadas sob diferentes concentrações de ozônio absorvido. 59
Figura 21. Resposta no parâmetro cor para amostras ozonizadas sob diferentes concentrações..... 60
Figura 22. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação, *air stripping* e ozônio em 400 mg.O_3.l^{-1} + esgoto sanitário no reator de lodos ativados em batelada..... 62
Figura 23. Redução de amônia do lixiviado pré-tratado com coagualação/floculação + *air stripping* + ozonização em 400 mg.O_3.l^{-1} + esgoto sanitário por lodos ativados no reator B1. 63
Figura 24. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com *air stripping* + coagulação/floculação + ozonização com 400 mg.O_3.l^{-1} absorvido com tratamento por lodos ativados. 64
Figura 25. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação, *air stripping* e ozônio em 2400 mg.O_3.l^{-1} + esgoto sanitário no reator de lodos ativados em batelada..... 65
Figura 26. Redução de amônia do lixiviado pré-tratado com coagualação/floculação + *air stripping* + ozonização em 2400 mg.O_3.l^{-1} + esgoto sanitário por lodos ativados no reator B2. 66
Figura 27. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com *air stripping* + coagulação/floculação + ozonização com 2400 mg.O_3.l^{-1} absorvido com tratamento por lodos ativados. 66
Figura 28. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação, *air stripping* e ozônio em 400 mg.O_3.l^{-1} + esgoto sanitário no reator de lodos ativados com carvão ativo. 69
Figura 29. Redução de amônia do lixiviado pré-tratado com coagualação/floculação + *air stripping* + ozonização em 400 mg.O_3.l^{-1} + esgoto sanitário por lodos ativados no reator C1. 69
Figura 30. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com *air stripping* + coagulação/floculação + ozonização com 400 mg.O_3.l^{-1} com tratamento por lodos ativados com carvão ativo em pó..... 70

Figura 31. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação, *air stripping* e ozônio em 2400 mg.O_3.l^{-1} + esgoto sanitário no reator de lodos ativados com carvão ativo. 71
Figura 32. Redução de amônia do lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação + *air stripping* + ozonização em 2400 mg.O_3.l^{-1} + esgoto sanitário por lodos ativados no reator C2. 72
Figura 33. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com *air stripping* + coagulação/floculação + ozonização com 2400 mg.O_3.l^{-1} com tratamento por lodos ativados com carvão ativo em pó. 72
Figura 34. Fotografia no teste A. Figura 34a e 34b do lodo inicial com aumento de 40x, com presença de rotífero e um *Epistylis*, respectivamente. Figura XC no teste A1 C com aumento em 100x, com presença de *Epistylis* e *Litonotus* e figura XD com aumento 100X com apresentação do *Epistylis*. 74
Figura 35. Fotografia no teste B. Figura 35a e 35b do lodo inicial com aumento de 40x, com presença de rotífero e um *Epistylis*, respectivamente. Figura 35c, no teste B1 com aumento em 100x, com presença de *Epistylis* e figura 35d no teste B2 com aumento 100X com apresentação da colônia *Epistylis*. 75
Figura 36. Fotografia no teste C. Figura 36a e 36b do lodo inicial com aumento de 40x, com presença de *Podophrya* e bactéria filamentisas. Figura 36c no teste C1 com aumento em 400x, com presença de *Podophyra* e no teste C2 na figura 36d com aumento 100X com apresentação do *Epistylis*. 76

LISTA DE TABELA

Tabela 1. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos no Rio de Janeiro – RJ e em Cáceres - MT. 5
Tabela 2. Íons que podem ser encontrados no chorume e possíveis fontes. 14
Tabela 3. Características dos lixiviados conforme a idade do aterro 15
Tabela 4. Características do lixiviado brasileiro 16
Tabela 5. Dados percentuais da concentração de NH_4^+ e NH_3 em função do pH em águas residuais. 26
Tabela 6. Principais características da coagulação. 29
Tabela 7. Processos oxidativos avançados 31
Tabela 8. Características do tratamento por POA. 32
Tabela 9. Teste de tratabilidade A, A1 e A2 por processos biológicos com lixiviados pré-tratados. 43
Tabela 10. Teste de tratabilidade B, B1 e B2 por processos biológicos com lixiviados pré-tratados. 43
Tabela 11. Teste de tratabilidade C, C1 e C2 por processos biológicos com lixiviados pré-tratados. 43
Tabela 12. Características físico-químicas do lixiviado bruto durante a primeira e segunda coleta. 45
Tabela 13. Teste de tratabilidade por processos biológicos com diferentes lixiviados pré-tratados. 51
Tabela 14. Características do lixiviado pré-tratado por *air stripping,* coagulação/floculação + *air stripping* e esgoto sanitário, utilizado no ensaio A, A1 e A2. 52
Tabela 15. Percentual de esgoto sanitário, lixiviado pré-tratado por *air stripping* e água destilada no reator A1. 52
Tabela 16. Percentual de esgoto sanitário, lixiviado pré-tratado por coagulação/floculação + *air stripping* no reator A2. 55
Tabela 17. Características do lixiviado pré-tratado por, coagulação/floculação + *air stripping* + ozonização e esgoto sanitário, utilizado no ensaio B1 e B2. 61
Tabela 18. Percentual de esgoto sanitário, lixiviado pré-tratado por coagulação/floculação + *air stripping* +ozonização em 400 $mg.O_3.l^{-1}$ no reator B1. 61

Tabela 19. Percentual de esgoto sanitário, lixiviado pré-tratado por coagulação/floculação + *air stripping* +ozonização em 400 mg.O_3.l^{-1} no reator B2. 64
Tabela 20. Características do lixiviado pré-tratado por, coagulação/floculação + *air stripping* + ozonização e esgoto sanitário, utilizado no ensaio C1 e C2. 68
Tabela 21. Percentual de esgoto sanitário, lixiviado pré-tratado por coagulação/floculação + *air stripping* +ozonização em 400 mg.O_3.l^{-1} no reator C1. 68
Tabela 22. Percentual de esgoto sanitário, lixiviado pré-tratado por coagulação/floculação + *air stripping* +ozonização em 400 mg.O_3.l^{-1} no reator C2. 70
Tabela 23. Resultados de toxicidade realizado com Microtox sobre o lixiviado bruto. 77
Tabela 24. Resultados de toxicidade realizado com microtox sobre o lixiviado após a coagulação/floculação. 77
Tabela 25. Resultados de toxicidade realizado com microtox sobre o lixiviado estripado e coagulado/floculado juntamente estripado. 78
Tabela 26. Resultados de toxicidade realizado com sistema microtox sobre o lixiviado estripado, coagulado/floculado e ozonizado..... 78

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
NBR	Normas Brasileiras
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
pH	Potencial hidrogeniônico
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
PNSB	Pesquisa nacional de saneamento básico
SS	Sólidos Suspensos
VOCs	Compostos orgânicos voláteis
WTE	Waste Energy

1. INTRODUÇAO

Com a urbanização e aparecimento de grandes conglomerados urbanos houve a necessidade de se destinar áreas para a disposição de resíduos sólidos de forma mais organizada. Ao mesmo tempo as características dos resíduos se modificaram tanto em volume quanto em composição, advindo de mudanças de hábitos da sociedade e do aumento da população.

Em busca de uma sustentabilidade ambiental, houve mudanças na forma de disposição dos resíduos sólidos, antes sem nenhum controle, como o seu lançamento em corpos d'água e disposição no solo (lixão). Atualmente, a forma mais usual de acondicionamento de resíduos são os aterros sanitários, onde os riscos ambientais são controlados com técnicas construtivas e de manejo, baseado em técnicas e normas, dentre elas, as que determinam a impermeabilização da base com solo, e a utilização de mantas de polietileno de alta densidade (PEAD), coleta de lixiviados e biogás, compactação dos resíduos, recobrimento diário, presença de balança e o controle de entrada dos resíduos.

Em áreas de disposição de resíduos, como lixão, aterro controlado e aterros sanitários há produção de efluentes gasosos e líquidos que devem ser previamente tratados antes de serem descartados no ambiente em virtude de seu elevado potencial poluidor. Os efluentes líquidos chamados de lixiviados ou chorume se comparado aos esgotos domésticos apresentam potencial poluidor 10 a 100 vezes superior, além de possuírem características recalcitrantes e toxicidade.

O tratamento de lixiviados ainda apresenta dificuldades técnicas, devido às tecnologias convencionais não apresentarem alto grau de remoção de demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT) e outros constituintes. Embora processos de tratamento avançados sejam eficientes no tratamento de lixiviados, estas técnicas são onerosas e talvez inviáveis economicamente. Assim, para estabelecer um tratamento adequado e economicamente viável deve se buscar uma combinação entre tecnologias convencionais e processos de tratamento mais avançados.

Porém com a composição de lixiviado é altamente variável e não haverá uma única e simples solução para o seu tratamento, constituindo uma forma interessante quando ocorre a presença de um sistema combinado entre processos biológicos e físico-químicos. Por tal motivo, foi desenvolvido nesse trabalho, uma combinação de

tratamentos visando melhorar as características físico-químicas do lixiviado, buscado propiciar o tratamento a níveis adequados, conforme legislações vigentes.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivos gerais

Avaliar a eficiência de processos físico-químicos como coagulação/floculação, *air stripping* e aplicação de ozônio, e biológico através de lodos ativados no tratamento de lixiviados provenientes de área de disposição de resíduos sólidos no Estado do Rio de Janeiro.

2.2 Objetivos específicos

Avaliar a eficiência de remoção de demanda química de oxigênio (DQO) e cor após o tratamento por coagulação/floculação, utilizando o cloreto férrico hexahidratado ($FeCl_3.6H_2O$).

Realizar a remoção de amônia pelo processo de *air stripping* em amostras de lixiviado pré-tratado e bruto.

Avaliar o grau de remoção de DQO e nitrogênio amoniacal (NH_4^+), pelo processo biológico, lodos ativados com e sem carvão ativo em pó.

Verificar a eficiência de processos oxidativos avançados através da aplicação do ozônio (O_3), na redução de DQO e aumento da biodegrabilidade.

Investigar a toxicidade do lixiviado bruto, e após tratado por coagulação/floculação, *air stripping* e pelo processo de ozonização.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1. Resíduos Sólidos

De acordo com a lei 12.305 que institui a Política Nacional de resíduos sólidos (PNRS) é considerado resíduo sólido todo material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases e líquidos contidos em recipientes cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

Por sua vez, a NBR 10004/2004 define resíduos sólidos como, os resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e 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.

Assim, resíduos sólidos podem apresentar uma infinidade de características físico-químicas a variar de acordo com o clima, região, poder aquisitivo, consciência ambiental, população, políticas públicas e outra infinidade de parâmetros, na qual pode fortalecer uma determinada forma de disposição e tratamento de resíduos sólidos urbanos (RSU) ou mesmo impossibilitar outros sistemas.

Assim, o primeiro passo para uma gestão é conhecer/prever como serão as características físico-químicas dos RSU, bem como o total da massa de resíduos a ser produzida. A quantidade de resíduos coletados no Brasil segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) em 2008 foi de 94,73 milhões de toneladas, valor superior ao apontado na pesquisa realizada no ano 2000 que foi um total de 83,37 milhões, o que pode ter ocorrido devido à ampliação da rede de coleta, bem como devido ao aumento do poder aquisitivo por habitante e da população.

3.1.1. Tratamento de resíduos sólidos urbanos

No passado, o foco era detectar os graves efeitos diretos de poluentes e do impacto negativo em curto prazo sobre os ecossistemas, como proliferação de vetores nos centros urbanos e contaminação de corpos de água. Entretanto, à medida que a compreensão científica avançou, e as emissões mais concentradas foram reduzidas, a avaliação ambiental revela um número considerável de efeitos crônicos que normalmente só pode ser detectado depois de um longo período de tempo (OLLER; MALATO; PÉREZ, 2011). Assim o tratamento de resíduos deve ser realizado para evitar problemas a médio e longo prazo.

Diversos estudos foram realizados com o intuito de classificar os resíduos sólidos para diferentes regiões, e os resultados apontam que o maior percentual de resíduos nos países em desenvolvimento é composto por matéria orgânica putrescível, representando valores acima de 50% do peso total de resíduos (Tabela 1), e outros autores como FEHR; SANTOS (2009) informam que o montante pode até chegar a 70% de material biodegradável. Uma das formas de tratamento deste componente é uma das mais conhecidas e com critérios de engenharia simples, que é a compostagem.

A compostagem foi utilizada na antiguidade, principalmente pelos orientais, que utilizavam o composto para produção de cereais. Albert Howard em 1920 foi um dos primeiros a sistematizar o processo de compostagem, que foi seguido por Giovanni Beccari, sendo que ambos conseguiram reduzir o processo de fermentação de 180 para 40 dias (LIMA, 2004), ocorrendo até os dias atuais tentativas de acelerar o processo e de melhorar as características do composto.

A compostagem pode ser realizada de forma aeróbia, anaeróbia ou também de forma mista que é mais utilizada devido à menor exigência de pessoal e de máquinas em sua operação. Um exemplo de aplicação da compostagem aeróbia é as técnicas empregadas pela COMLURB (Companhia Municipal de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro) na Usina de Reciclagem do Caju, na cidade do Rio de Janeiro. GETAHUN *et al.* (2012) ponderaram que quanto menor o tempo entre o reviramento nas leiras, mais rápido será o processo de formação do composto e melhor a sua qualidade.

Na Europa, o crescente rigor da legislação e os elevados padrões ambientais são responsáveis por incentivar o desenvolvimento de uma nova geração de instalações de compostagem em toda a região, estimando um total de 118-138 milhões de toneladas

por ano de matéria orgânica passível de compostagem, de acordo com a comissão Europeia em 2010.

Tabela 1. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos no Rio de Janeiro – RJ e em Cáceres - MT (COMLURB, 2007 e ALCANTARA, 2010).

Componentes (% em Peso)	**COMLURB (2007)**	**ALCANTARA (2010)**
Papel – Papelão	14,56	9,27
Plástico	17,15	13,16
Vidro	2,96	3,23
Mat. Orgânica putrescível	58,23	60,45
Metal total	1,59	2,41
Inerte Total	0,74	Nd.
Folha	1,75	Nd.
Madeira	0,36	Nd.
Borracha	0,21	Nd.
Pano – Trapo	1,67	Nd.
Couro	0,23	Nd.
Osso	0,00	Nd.
Coco	0,55	Nd.
Vela – Parafina	0,00	Nd.
Outros	Nd	11,48.
Total	100	100
Peso específico ($kg.m^{-3}$)	143,57	Nd.
Teor de umidade	65,30	Nd.

Nd. Não determinado.

Nessa linha, na gestão de RSU, a compostagem apresenta muitas vantagens, como a formação de um composto com micronutriente e macronutrientes, que pode ser usado tanto na fertilização agrícola do solo como na melhoria da sua estrutura física, como aumentando usa capacidade de resistência a erosão, troca de cátions, retenção de umidade, dentre outros benefícios, que por sua vez minimiza a necessidade de disposição (SHUELER; MAHLER; GUIÃO, 2012). Uma diretiva do Reino Unido determina que até 2020 apenas 35% do material passível de compostagem poderá ser disposto em aterro sanitário, em relação ao produzido em 1995 (SLATER; FREDEREICKSON, 2001).

No entanto, uma vez que o composto é derivado de RSU, o mesmo contém certo número de agentes químicos e biológicos, e não deve ser necessariamente inofensivo. Estes contaminantes podem expor diferentes populações a riscos de saúde, que vão

desde os trabalhadores da usina de compostagem até os consumidores dos produtos de origem vegetal cultivado em solos com o composto (DOMINGO; NADAL, 2009). Mediante este fato, a Alemanha vem apresentando um caminho para coleta em domicílio, com o intuito de minimizar as possíveis contaminações (SLATER; FREDEREICKSON, 2001), e desenvolver um composto de melhor qualidade e de mais fácil inserção nos cultivos alimentares.

Podem ocorrer três formas de contaminação, por inalação, através da dispersão de partículas de composto que transporta micro-organismos e substâncias tóxicas susceptíveis de serem inaladas, por ingestão, principalmente crianças são mais susceptíveis e por bioacumulação em culturas cultivadas com produto da compostagem (DOMINGO; NADAL, 2009).

Outro método de tratamento utilizado em alguns países, é a incineração que se baseia na queima dos resíduos sob temperaturas elevadas que variam de 800°C a1000°C a fim de que ocorra a queima completa, como a oxidação dos gases. Assim, é necessário que ocorra turbulência aumentando a área de contato com o O_2 dentro da câmara, elevando a eficiência de queima (LIMA, 2004).

Neste processo são gerados gases, cinzas e escórias, assim, como forma de regulamento para este tratamento, a resolução do Conama nº 316/2002 determina controle para tal procedimento, como eficiência do sistema, controle de emissão na atmosfera, água e solo e controle criterioso dos seus subprodutos, sempre buscando proteger o meio ambiente da melhor forma (BACELAR, 2010).

A incineração é efetuada tanto em pequena escala por indivíduos e em larga escala pela indústria. É utilizada para o descarte de resíduos sólidos, líquidos e gasosos, e é reconhecida como um método prático de eliminação de certos materiais de resíduos perigosos (tais como resíduos médicos biológicos). Entretanto, é um método controverso, devido a questões como a emissão de gases poluentes (DEMIRBAS, 2011).

Um dos principais entraves da incineração é o custo de energia necessária para o funcionamento da planta. Assim, há métodos que buscam recuperar parte desta energia térmica para transformação em energia elétrica, que são denominados Waste to Energy (WTE).

WTE representa uma importante estratégia na área de tratamento de resíduos na atualidade, essa metodologia resulta na eliminação de resíduos e também na utilização máxima da energia contida no gás de combustão (TABASOVÁ *et al.,* 2012).

Um exemplo de uma possível aplicação é discutida por ELEFTHERIOU (2002) que realizou um estudo na ilha de Chipre, que apresenta uma população de 650mil pessoas, totalmente dependente de petróleo para a produção de energia. Os resultados apontaram que o custo de uma planta seria de $12 milhões/ano para a eliminação de 200mil toneladas de resíduos. O lucro seria de 3 milhões, o que torna o processo interessante, além de minorar a disposição de resíduos no solo.

A utilização do WTE deve ser preferível ao aterro, pois apesar de ser bem mais oneroso no início, do que a implantação de um aterro, minimiza a deposição de resíduos no meio ambiente. Além disso, é importante considerar a possibilidade de instalação da usina de incineração próxima ao local de produção, o que aumentaria a viabilidade técnica por economia em transporte, reduzindo os custos da coleta de resíduos (TABASOVÁ *et al.,* 2012). No entanto, alguns trabalhos mostram implicações da produção de energia devido à presença de materiais biodegradáveis (BURNLEY *et al*., 2011, CONSONNI *et al.,* 2011).

Segundo TABASOVÁ *et al.* (2012), atualmente o objetivo é a instalação de novas tecnologias, que permitem que a incineração de resíduos com alta eficiência energética, atingindo 0,3-0,7 $MW.t^{-1}$, possibilitando a redução do volume de resíduos em 90% e o seu peso em 75%. É necessário levar em consideração que o processamento térmico (tratamento) dos resíduos também pode trazer impactos negativos: contudo, estes impactos sobre o meio ambiente devem ser minimizados ao máximo possível.

Outra tecnologia de tratamento que vem despontando para a eliminação de resíduos é a de plasma, esta tecnologia vem fascinando engenheiros e cientistas, dentre das técnicas já estudas, a chamada *Plasma Gasification Melting* (PGM), no qual são obtidos em um único reator de leito fixo por um processo contínuo numa só etapa. Ao aplicar a tecnologia PGM, benefícios como menor investimento e custo de operação, emissões reduzidas, e respeito pelo ambiente geral pode ser alcançado (Zhang *et al*., 2012).

A utilização da energia elétrica pelo processos por plasma, pode apresentar uma vantagem ou mesmo uma desvantagem; as temperaturas dentro do arco elétrico podem atingir 13900°C e a poucos metros 2760-4427°C. Os custos podem variar de $76 a $96 por tonelada, e são dependentes do fluxo de resíduos a serem tratados (composição, conteúdo calórico, etc), a capacidade do reator e da fábrica, o conteúdo orgânico do lixo contra o conteúdo inorgânico dos resíduos, e dos custos da mão de obra. Contudo há a

possibilidade de uma recuperação da energia utilizada, e é importante ressaltar que para tratar 100ton/dia é preciso apenas uma área de 3600m² (YANG *et al.,* 2011).

3.1.2 Formas de disposição

A disposição de resíduos sólidos no mundo vem se diversificando ao longo do tempo, passando de lixão até sistemas complexos de disposição final. Umas das formas mais utilizadas é o aterro sanitário.

Um dos principais problemas atuais é exigência de grandes áreas, o que torna necessário um grande capital para aquisição de áreas próximas à zona urbanas. É comum também que os custos com aquisição do terreno sejam reduzidos optando por áreas distantes do centro produtor, como vem ocorrendo na cidade do Rio de Janeiro que dista mais de 60 km. Contudo, os custos com o transporte dos resíduos até o aterro são elevados. Assim, cada vez mais vem sendo estudadas e aplicadas soluções que demandam pequenas áreas, como biodigestores, plasma e WTE.

O lixão é um local normalmente definido para disposição de RSU sem qualquer proteção, ocorrendo o descarte diretamente sobre o solo, favorecendo a proliferação de vetores, queimadas, presença de catadores em condições desumanas e a contaminação do ar, solo, água, portanto uma forma totalmente inadequada à disposição de RSU.

Atualmente o percentual de municípios que utilizam esta forma imprópria de disposição apresentou uma diminuição nos últimos 20 anos, uma vez que em 1989 um total 88,2% dos municípios utilizavam esta forma de disposição dos resíduos sólidos, diminuindo para 50,8% em 2008, segundo a pesquisa nacional de saneamento básico (PNSB, 2008).

Entretanto, esse número ainda é preocupante, e por isso, com o intuito de reduzi-lo e erradicar a utilização de lixões, foi implementada a lei n° 12.305/2010 – Plano Nacional de Resíduos Sólidos que determina que em 2 de agosto de 2014 ocorra em todo território brasileiro a destinação ambientalmente correta dos rejeitos. Assim, deveria haver um engajamento determinante por parte das prefeituras, governos estaduais e federal, visto que em 2008, apenas 27,7% dos municípios informaram ter aterro sanitário, o que nem sempre é verdade.

Em 2008, os aterros controlados representavam 22,5% dos municípios brasileiros. Apesar deste método de disposição apresentar algumas formas de

minimização da poluição do meio, como o recobrimento do lixo com solo em períodos curtos, ainda não se pode dizer que esta é uma solução propriamente dita, pois não há nenhuma forma de impedimento de contaminação do solo e água pela massa de resíduos e do lixiviado.

Assim, o aterro controlado pode ser considerado um lixão melhorado, apresentando algumas vezes um controle de entrada de resíduos industriais, recobrimento diário, ausência de catadores, entre outras melhorias.

O aterro sanitário é construído de forma a minorar qualquer dano que os RSU possam ocasionar ao meio ambiente, baseado em técnicas e normas rígidas que determinam a impermeabilização da base com solo e/ou com mantas PEAD, coleta de lixiviados e biogás, compactação dos resíduos, recobrimento diário, presença de balança e controle de entrada dos resíduos. A Figura 1 apresenta um esquema de um aterro sanitário.

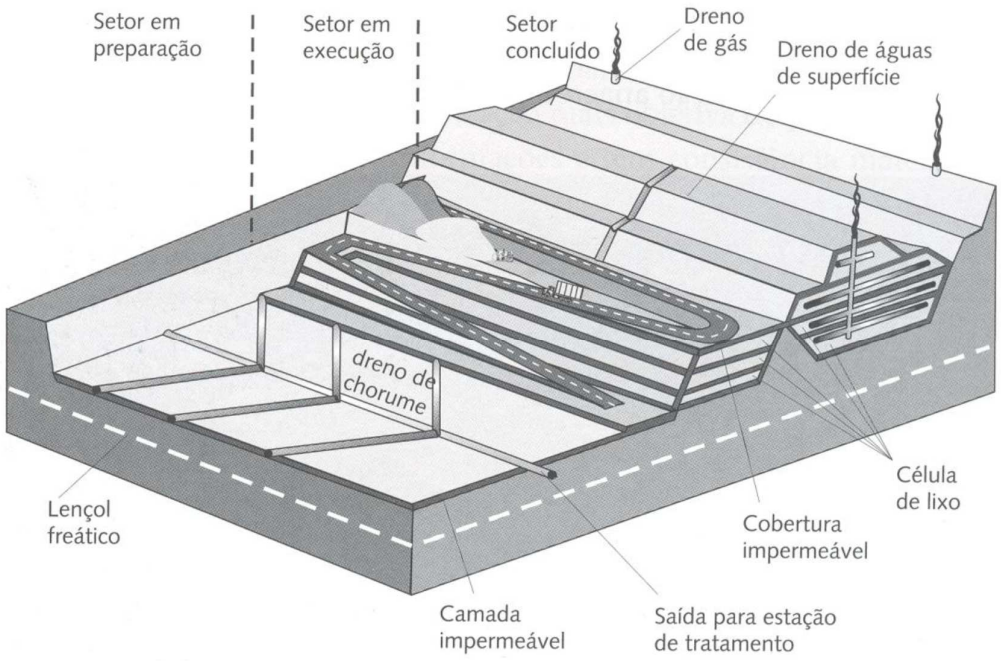


Figura 1. Esquema de um aterro sanitário (IPT, 2000).

Os aterros sanitários para disposição final de RSU continuam sendo amplamente aceitos e utilizados por suas vantagens econômicas (RENOU *et al*., 2008); na China, cerca de 90% dos RSU são dispostos em aterros (YU; ZHOUA; WANG, 2010).

Um aterro não é uma condição normal do meio ambiente, nem se pretende ser, em vez disso, um aterro sanitário é como uma grande massa de resíduos armazenada e hermeticamente fechada, concebido para proteger o meio ambiente (DEMIRBAS, 2011).

Um dos grandes problemas originados pelos aterros é a produção de lixiviados, que apresentam alto poder de poluição e que, portanto deve ser tratado de forma adequada, e produção de biogás, que apresenta grande quantidade metano, que é responsável pelo aquecimento global, mas que pode ser um recurso utilizado na produção de energia.

A decomposição dos resíduos em aterros ocorre em uma série de etapas, sendo cada uma caracterizada pelo aumento ou diminuição de populações específicas de bactérias e a formação e a utilização de determinados produtos metabólicos.

Assim, um aterro sanitário pode ser considerado um grande reator, onde a mistura dos componentes orgânicos e inorgânicos sofre processos de oxidação e decomposição biológica em presença ou ausência de oxigênio e água (BACELAR, 2010).

WILLIAMS (2002) apresenta os conceitos e descreve o processo de decomposição dos RSU, dividindo-o em cinco etapas distintas como é mostrado a seguir:

Fase 1: Degradação Aeróbia ou Hidrólise - A fase de degradação por hidrólise / aeróbico ocorre em condições aeróbicas ou oxigenados e dura apenas uma questão de dias ou semanas, dependendo da disponibilidade de oxigénio presente nos resíduos. Os micro organismos aeróbios e metabolizam o oxigênio disponível e a fração orgânica dos resíduos para produzir hidrocarbonetos mais simples, em dióxido de carbono, água e calor. O calor gerado a partir da reação de degradação exotérmica pode elevar a temperatura dos resíduos até 70-90°C.

Fase 2: Hidrólise e Fermentação - os micro-organismos presentes são facultativos, tolerando o decaimento do teor de oxigênio. Hidratos de carbono, proteínas e lipídeos, que são os principais componentes estruturais de resíduos, são hidrolisados em açúcares por sua vez decompostos em dióxido de carbono, hidrogénio, amônia e ácidos orgânicos. O lixiviado derivada contém nitrogênio amoniacal em alta concentração . Os ácidos orgânicos são principalmente ácido acético, mas também ácido propiónico,

butírico, láctico e ácido fórmico e de produtos derivados de ácido e a sua formação depende da composição do material residual inicial. A temperatura no aterro cai para entre 30 e 50 ° C durante esta fase 2.

Fase 3: Fase Acetogênica - os ácidos orgânicos formados na fase anterior são convertidos por micro organismos acetogênicos para ácido acético, dióxido de carbono e hidrogênio. Níveis de hidrogênio e dióxido de carbono começam a diminuir em toda fase 3. As condições ácidas de a fase acetogênicas aumentam a solubilidade dos iões metálicos e de aumentar a sua concentração na água de drenagem. Além disso, os ácidos orgânicos, cloreto, amónio e fosfato, todos em concentração elevada no lixiviado, prontamente formar complexos com metálicos, causando mais aumentos na solubilização de metálicos. A presença de ácidos orgânicos gerar uma solução muito ácida, que pode ter um nível de pH de 4 ou ainda menos.

Fase 4: Fase Metanogênica - é a fase mais longa de todo o processo em que ocorre a produção do biogás pelas bactérias mesofílicas e termofílicas. A produção de biogás pode durar mais de 30 anos após a deposição dos resíduos. Os baixos níveis de hidrogénio são necessários para promover organismos, as bactérias metanogênicas, que geram dióxido de carbono e de metano a partir de ácidos orgânicos e seus derivados, tais como acetatos e formiatos gerados nas fases anteriores. Há duas classes de microrganismos que atuam na fase metanogênic, as bactérias mesófilas que operam na faixa de temperatura de 30-35 °C e as bactérias termófilas ativos na faixa de 45-65 °C. O o pH aumenta para cerca de pH 7-8

Fase 5: Oxidação - é a fase final da degradação orgânica, com baixa produção de biogás e presença de lixiviados com menores concentrações de substancias orgânicas e inorgânicas. Novos microrganismos aeróbios lentamente substituem as formas anaeróbicas e restabelecer condições aeróbicas.

Aterros sanitários tradicionalmente são projetados para grandes cidades, uma vez que cidades com menos de 50.000 habitantes não têm condições de operá-los da forma correta (OAKLEY; JIMENEZ, 2012). Contudo, os pequenos municípios são responsáveis por uma fração significativa de resíduos, que pode representar até 25,3%

de todo lixo gerado no país (PNSB, 2008) (Figura 2). Assim, é necessário uma forma de disposição dos resíduos menos dispendiosa e eficaz.

Em cidades deste porte (menos de 50.000 habitantes) é comum a utilização de aterros semi-mecanizados, que utilizam a compactação e atenuação natural, sem a necessidade de equipamentos pesados e contenção geotécnica do lixiviado.

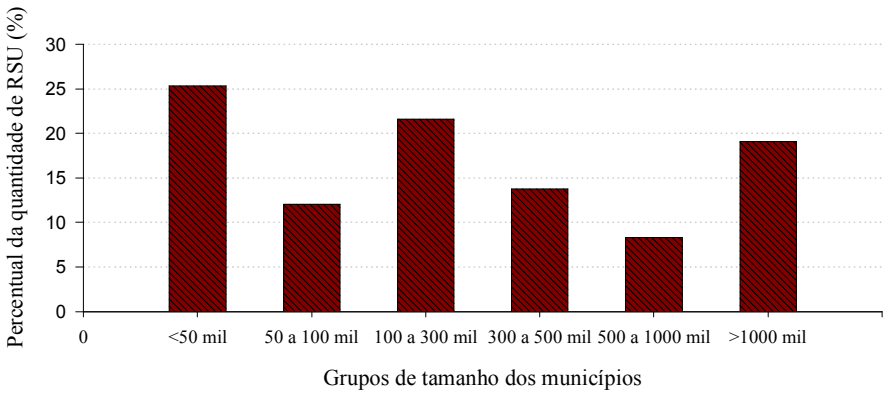


Figura 2. Grupos de tamanho de acordo com o percentual brasileiro de produção de resíduos sólidos urbanos(PNSB, 2008).

Em Villanueva, Honduras, um aterro semi-mecanizado é operado exclusivamente pelo município há 15 anos, com uma área total de cerca de 11hac, para uma população que cresceu de 23.000 para 48.000 pessoas, o aterro apresenta um custo operacional estimado em $4,60 por tonelada (OAKLEY; JIMENEZ, 2012).

Critérios da engenharia do projeto e operação com base na experiência de Villanueva podem ser usados para projetar aterros para as cidades pequenas, mas é fundamental observar as condições hidrogeológicas e características do solo para a escolha do local, bem como a profundidade das valas, o espaçamento, a operação da célula diária, a estimativa de geração de lixiviado e da diluição e principalmente os efeitos desse material sobre as águas subterrâneas. A Figura 3 apresenta imagens que ilustram o sistema de um aterro semi-mecanizado.

Figura 3. Forma de disposição: aterro semi-mecanizado, em Villanueva, Honduras (OAKLEY; JIMENEZ, 2012).

3.2 Lixiviado

Os lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos são resultados da interação entre o processo de biodegradação da fração orgânica desses resíduos e da infiltração de águas pluviais que percolam e solubilizam componentes orgânicos e inorgânicos (GOMES *et al.*, 2009, RENOU *et al.,* 2008).

O lixiviado, portanto, contém componentes orgânicos e inorgânicos, podendo ter substâncias tóxicas, de acordo com o material disposto, sendo altamente poluente e capaz de causar danos ambientais aos corpos de água e ao solo.

3.2.1. Características físico-químicas dos lixiviados

Os lixiviados podem apresentar uma infinidade de variações, decorrentes principalmente da característica dos resíduos dispostos, do clima, do manejo e idade do aterro, entre outros parâmetros.

Na Tabela 2 são apresentados os íons que podem ser encontrados no lixiviado e possíveis fonte.

Tabela 2. Íons que podem ser encontrados no lixiviados e possíveis fontes (BILA, 2000).

Íons	Fontes
Na^{+}, K^{+}, Ca^{2+}, Mg^{2+}	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos, resíduos da galvanoplastia;
PO_4^{3-}, NO_3^{-}, CO_3^{2-}	Material orgânico;
Al^{3+}	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens laminadas em geral;
Cu^{2+}, Fe^{2+}, Sn^{2+}	Material eletrônico, latas, tampas de garrafas;
Hg^{2+}, Mn^{2+}	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes;
Ni^{2+}, Cd^{2+}, Pb^{2+}	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis), resíduos da galvanoplastia;
As^{3+}, Sb^{3+}, Cr^{x+}	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos;
Cl^{-}, Br^{-}, Ag^{+}	Tudo de PVC, negativos de filmes e raio-X

O lixiviado apresenta composição temporal e espacial variável e depende das características físicas do local de disposição dos resíduos. O lixiviado é gerado durante todo o ciclo de vida do aterro, durante longos períodos, devendo ser monitorado e encaminhado para tratamento por longo período após o fechamento do aterro (FERREIRA, 2006). O qual o mínimo necessário para haver um gerenciamento eficaz do passivo ambiental é de 30 anos (PACEY *et al,* 2001).

As características do lixiviado podem, geralmente, ser representadas pela DQO, DBO, a razão de DBO/DQO, pH, sólidos suspensos (SS), nitrogênio na sua forma de amônia (NH_3-N), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e pelos metais pesados. Lixiviados podem conter grandes quantidades de matéria orgânica (biodegradável, mas também refratário à biodegradação), sendo que o ácido húmico, bem como o nitrogênio amoniacal, os metais pesados, e os sais clorados orgânicos e inorgânicos são grupos importantes (RENOU *et al.,* 2008).

A idade do aterro pode influir sobre a qualidade dos lixiviados, no qual o seu potencial poluidor é inversamente proporcional ao tempo de aterramento, visto que o lixiviado produzido no início da disposição dos resíduos, fase em que se encontra O_2, disponível, apresenta valores altos de DBO e DQO, e elevadas concentrações de sais dissolvidos. Há uma tendência à solubilização dos metais pesados, ou seja, os metais são transferidos da fração sólida para o percolado (FERREIRA, 2006), a despeito do fato de que em aterros em operação essa constatação não é tão evidente (GOMES *et al.*, 2009).

Na Tabela 3 é apresentada a variação das características do lixiviado conforme a idade do aterro, de acordo com FARQUHAR (1989), complementado por EL-FADEL *et al*. (2002).

Tabela 3. Características dos lixiviados conforme a idade do aterro (FARQUHAR, 1989 complementado por EL-FADEL *et al.* (2002)).

Parâmetros	Idade do Aterro (Anos)			
	0 a 5	**5 a 10**	**10 a 15**	**>20**
DBO ($mg.l^{-1}$)	10.000 - 25.000	1.000 – 4.000	50 – 1.000	<50
DQO ($mg.l^{-1}$)	15.000 – 40000	10.000 – 20.000	1.000 – 5.000	<1.000
DBO/DQO	0,625 - 0,66	0,1 -0,2	0,04 – 0,2	<0,05
NTK ($mg.l^{-1}$)	1.000 – 3.000	400 – 600	75 – 300	<50
N-NH_3 ($mg.l^{-1}$)	500- 1.500	300 – 500	50 – 200	<30
SDT ($mg.l^{-1}$)	10.000 – 25.000	5.000 – 10.000	2.000 – 5.000	<1000
pH	3 – 6	6 – 7	7 – 7,5	>7,5
Cálcio ($mg.l^{-1}$)	2.000 – 4.000	500 - 2.000	300 – 500	<300
Sódio e potássio ($mg.l^{-1}$)	2.000 – 4.000	500 – 1.5000	100 – 500	<100
Ferro e magnésio ($mg.l^{-1}$)	500 - 1.500	500 -1.000	100 – 500	< 100
Zinco ($mg.l^{-1}l$)	100 – 200	50 – 100	10 – 50	< 10
Cloreto ($mg.l^{-1}$)	1.000 - 3.000	500 - 2.000	100 – 500	< 100
Sulfato ($mg.l^{-1}$)	500 - 2.000	200 - 1.000	50 – 200	< 50
Fósforo ($mg.l^{-1}$)	100 – 300	10 – 100	-	<10

A amônia, por exemplo, na tabela 3, informa uma queda acentuada conforme o passar do tempo, contudo é comum encontrar na literatura aterro com valores acima dos citados, como o aterro de Nova Iguacu, com 7 anos de operação, com média de amônia de 2001 $mg.l^{-1}$ (TELLES, 2010), Gramacho, acima de 20 anos de operação com amônia em 1650 $mg.l^{-1}$ (BILA, 2000), Chongqing- China, com 32 de operação na China com valores entre 1000 a 1750 $mg.l^{-1}$ (GUO *et al,* 2010).

A Tabela 4 apresenta parâmetros de lixiviados encontrados principalmente nos EUA, assim SOUTO; POVINELLI (2007) apud GOMES *et al.* (2009) apresenta valores referentes à lixiviados do Brasil como a faixa de valores mais provável encontrada, aqui apresentado na tabela 4.

Tabela 4. Características do lixiviado brasileiro (SOUTO; POVINELLI (2007) apud GOMES *et al.* (2009)).

VARIÁVEL	FAIXA MÁXIMA	FAIXA MAIS PROVÁVEL	FVMP (%)
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78
Alcalinidade total (mg.l^{-1} de $CaCO_3$)	750 - 11.400	750 - 7.100	69
Dureza (mg.l^{-1}de $CaCO_3$)	95 - 3.100	95 - 2.100	81
Condutividade (µS.cm^{-1})	2950 - 2.500	2950 - 17 660	77
DBO (mg.l^{-1} de O_2)	< 20 - 30.000	< 20 - 8.600	75
DQO (mg.l^{-1}de O_2)	190 - 80.000	190 - 22.300	83
Óleos e graxas (mg.l^{-1})	10 – 480	10 - 170	63
Fenóis (mg.l^{-1} de C_6H_5OH)	0,9 - 9,9	0,9 - 4,0	58
NTK (mg.l^{-1} de N)	80 - 3.100	Não há	-
N-amoniacal (mg.l^{-1} de N)	0,4 - 3.000	0,4 - 1.800	72
N-orgânico (mg.l^{-1} de N)	5 - 1.200	400 - 1.200	80
N-nitrito (mg.l^{-1} de N)	0 – 50	0 - 15	69
N-nitrato (mg.l^{-1} de N)	0 – 11	0 - 3,5	69
P-total (mg.l^{-1})	0,1 – 40	0,1 -15	63
Sulfeto (mg.l^{-1})	0 – 35	0 – 10	78
Sulfato (mg.l^{-1})	0 -5.400	0 - 1.800	77
Cloreto (mg.l^{-1})	500 - 5.200	500 - 3.000	72
Sólidos totais (mg.l^{-1})	3 200 - 21.900	3 200 - 14.400	79
Sólidos totais fixos (mg.l^{-1})	630 - 20.000	630 - 5.000	60
Sólidos totais voláteis (mg.l^{-1})	2 100 - 14 500	2 100 - 8.300	74
Sólidos suspensos totais (mg.l^{-1})	5 - 2.800	5 – 700	68
Sólidos suspensos voláteis (mg.l^{-1})	5 - 530	5 – 200	62
Ferro (mg.l^{-1})	0,01 - 260	0,01 - 65	67
Manganês (mg.l^{-1})	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0	79
Cobre (mg.l^{-1})	0,005 - 0,6	0,05 - 0,15	61
Níquel (mg.l^{-1})	0,03 - 1,1	0,03 - 0,5	71
Cromo (mg.l^{-1})	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5	89
Chumbo (mg.l^{-1})	0,01 - 2,8	0,01 - 0,5	64
Zinco (mg.l^{-1})	0,01 - 8,0	0,01 - 1,5	70

3.2.2 Produção de lixiviados

Um fator determinante na vazão de lixiviados de um aterro sanitário é o volume de águas pluviais infiltradas. Assim, o clima também tem uma grande influência sobre a produção de lixiviado, pois afeta a entrada de precipitação (P) e as perdas por evaporação (EV) (RENOU *et al.,* 2008).

Na operação pode ser destacar alguns pontos importantes, como compactação do solo de cobertura e dos resíduos, qualidade do solo empregado, cobertura diária,

protocolo a eventos de chuvas ao estar operando a célula aberta, instalação de drenos para a coleta de lixiviados, gases e de águas superficiais, controle na entrada dos resíduos (como teor de umidade) entre outros.

Assim a quantidade de lixiviado gerado no aterro sanitário pode ser calculada através do balanço hídrico, que deve levar em consideração todos os fatores que interferem direta e indiretamente no seu processo de formação, e as características dos resíduos, como teor de umidade dos resíduos e do material de cobertura, infiltração de água superficial, consumo de água nas reações químicas, evaporação e drenagem do percolado.

A quantificação da vazão de lixiviado também pode ser feita por diferentes métodos, como método suíço, conforme a Equação 1, ou modelo do balanço hídrico conforme a Equação 2 (TOZETTO *et al*., 2008)

$$\boldsymbol{Q = \frac{P.A.K}{t}} \qquad \textbf{Equação 1}$$

onde,
Q - vazão média do lixiviado ($l.s^{-1}$);
P - precipitação média anual (mm);
A - área do aterro (m^2);
k - coeficiente utilizado para caracterizar o grau de compactação dos resíduos,
t – tempo (s).

$$Lix = P - ET - ESC - AS \qquad \textbf{Equação 2}$$

onde,
Lix - quantidade de lixiviado gerado (mm)
P - precipitação pluviométrica (mm)
ET - evapotranspiração (mm)
ESC - escoamento superficial (mm)
AS - armazenamento de umidade pelo solo e pelos resíduos (mm)

Ao tentar prever a vazão de lixiviado, há fatores não controláveis, como o regime pluviométrico a que está submetida a região onde se localiza o aterro sanitário e a velocidade de degradação dos resíduos pela ação dos micro-organismos; tais fatores dificultam uma estimativa precisa da geração de lixiviados (GOMES *et al.*, 2009).

3.3. Tratamento de lixiviados

O tratamento de lixiviados apresenta várias possibilidades, constituindo melhor desempenho quando ocorre a combinação de metodologias, englobando processos físico-químicos a biológicos. Sendo que os processos de tratamento devem possuir possiblidade de variações, visto que o lixiviado apresenta uma variabilidade ao longo do tempo.

Há uma grande quantidade de opções disponíveis para gerenciar o lixiviado de área de disposição de resíduos sólidos. No entanto, o tratamento de um lixiviado está associado às tecnologias utilizadas, mas também dependente dos custos, dependendo do nível de eficiência e remoção pretendido (MAHMUD; HOSSAIN; SHAMS, 2012).

Atualmente, está disponível uma gama de artigos científicos abordando tratamento de lixiviados, na qual em 2013, houve aproximadamente 1500 publicações, sete vezes a mais que 1998, Figura 4, mostra que há muita informação sobre esta temática (SILVA *et al.,* 2013), pode se observar ainda a mudança de tendência, aumentando principalmente os estudo acerca de processos oxidativos avançados (POAs) e membranas.

E interessante apontar que o sistema de tratamento não vai ser fixo, ou seja, com o tempo deverá adotar medidas para melhoria do processo ou mesmo a mudança de todo o sistema passando de um processo relativamente simples para um outro com alto grau de complexibilidade. É preciso contemplar todo o período de operação do aterro, bem como após o seu fechamento.

Então lixiviado é uma das questões mais importantes na gestão de um aterro sanitário. Se não forem tomadas medidas corretivas para prevenir a introdução contínua de água para os resíduos, este poderá representar impactos ambientais adversos (MAHMUD; HOSSAIN; SHAMS, 2012).

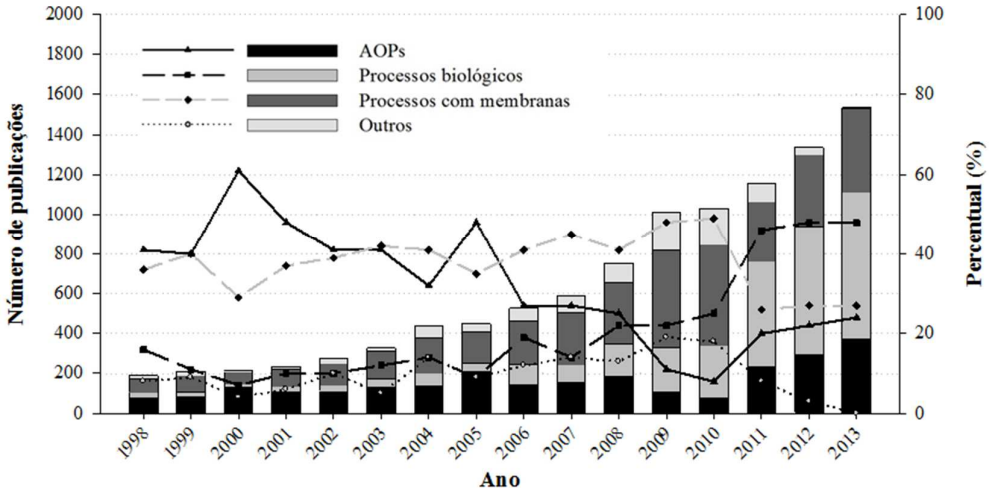


Figura 4. Número de artigos produzidos sobre tratamento de lixiviados por ano: SCOPUS resultados do período de 1998 a 2013 (Palavra chave: "Landfill Leachate Treatment"). Número de publicações (barras) e percentual (linha) (complementado a partir de SILVA *et al.,* 2013)

Para a organização deste tópico será abordado o tratamento biológico, com maior enfoque aos processos com lodos ativados, e os processos físico-químicos, com enfoques principais na coagulação/floculação, *air stripping* e processos oxidativos avançados.

3.3.1. Tratamento biológico

O tratamento biológico é normalmente utilizado quando o lixiviado apresenta uma elevada relação DBO/DQO >0,5 (RENOU *et al.,* 2008), que é uma característica notável em aterro jovem (Tabela 4). Assim, em geral os bons resultados encontrados nos processos biológicos advém primordialmente desta relação, desta forma o sucesso e o insucesso do processo relativo a isso.

Processos de tratamento biológico são classificados como aeróbios ou anaeróbios. No processo aeróbio os poluentes orgânicos são principalmente transformados em CO_2 e produtos biológicos (lodo), transferindo o O_2 para as águas residuais. Já no tratamento anaeróbio, a matéria orgânica é convertida em biogás, com uma mistura de CH_4, CO_2, NH_3 e H_2S, com apenas uma pequena parte de lodo biológico e calor (KELLEHER *et al.*, 2002).

O lixiviado pode apresentar diversas formas de tratamento com diferentes eficiências e custos, que dependem das tecnologias empregadas. O processo biológico deve ser sempre buscado como parte da planta de tratamento, pois propiciará possivelmente uma redução de DQO, DBO, amônia e outros, resultando em um efluente menos tóxico, o que é de extrema importância para dispor em corpo receptor.

3.3.1.1. Lagoas de estabilização

Umas das formas mais utilizadas no Brasil, mas que vem sendo modificada, é o tratamento por lagoas de estabilização, o qual os primeiros anos apresentam bons resultados, no qual pode ser uma alternativa interessante para lixiviados novos, mas com remoção de matéria orgânica ainda limitada.

As lagoas de estabilização constituem a forma mais simples para o tratamento dos esgotos domésticos e industriais, utilizando diversas variantes dessas unidades com diferentes níveis de simplicidade operacional e requisitos de área, e que tem como principal objetivo a remoção de matéria carbonácea (GOMES *et al.*, 2009). No entanto os lixiviados apresentam características distantes das do esgoto sanitário e industrial, o que dificulta o tratamento por essa opção.

Estudos realizados pela GOMES *et al.* (2009) apresentaram bons resultados, como os encontrados pela Universidade Federal de Santa Catarina, que apresentou um sistema composto por lagoa anaeróbia e fotossintéticas, que tinha uma média de eficiência de 60% para DQO, 80% DBO, 80 a 85% para NTK, 50% e 55% para SS e ST (sólidos totais).

Com o tempo, o tratamento para os lixiviados antigos não apresenta o mesmo êxito, provavelmente pela sua recalcitrância, e pela presença expressiva de compostos refratários (principalmente ácidos húmicos e fúlvicos) que tendem a limitar a eficácia do processo (RENOU *et al*., 2008).

3.3.1.2. Filtro anaeróbio

Os filtros anaeróbios, são de grande eficiência no tratamento de efluentes sanitários. Consistem na passagem do efluente por um meio filtrante, que pode ser brita, disco de polímero, entre outros. Este tipo de tratamento é realizado por um processo

anaeróbio pelas bactérias aderidas ao meio filtrante, que segundo RENOU *et al*. (2008) reúne as vantagens de outros sistemas anaeróbios e minimiza as suas desvantagens.

Em ensaio de tratabilidade realizado por GOMES *et al*. (2009) foram utilizadas biofiltros com lixiviados que apresentavam relação DBO/DQO apresentaram resultados com valores extremos entre 0,28 e 0,59, valores médios em torno de 0,44, obtendo 73% de redução de DQO. Outra vantagem dos filtros anaeróbios é a perda quase nula de biomassa ativa e a pouca influência de baixas temperaturas no processo de nitrificação, compatando com os sistemas de lodos ativados (RENOU *et al.,* 2008).

3.3.1.3. Lixiviados tratados em estações de tratamento de esgoto

Devido à frequente ausência de estações de tratamento em aterros sanitários é comum os lixiviados serem destinados para a ETE dos municípios, de forma até mesmo de protelar o atendimento às normas regulamentadoras. Como forma de compensação ou troca de serviço, as ETE´s destinam alguns rejeitos para o aterro, como o lodo. Entretanto, estudos de GOMES *et al.* (2009) elucidam que muitas vezes a ETE não suporta o despejo de lixiviados, que apresenta carga orgânica e potencial tóxico muito superior ao esgoto doméstico.

Esse tratamento é preferível devido a sua fácil manutenção e baixo custo operacional, no entanto, esta opção tem sido cada vez mais questionada devido o lixiviado apresentar em sua composição compostos orgânicos com baixa biodegradabilidade e metais pesados, que podem reduzir a eficácia do tratamento (AKTAS, 2004 apud RENOU *et al*., 2008). Um argumento a favor desta alternativa de tratamento é a presença de nitrogênio (trazido pelo lixiviado) e o fósforo (trazido por esgoto) não precisam ser adicionado por fontes externas.

Um exemplo prático, foi realizado na estação de tratamento de esgoto de Datansha, na China demonstrou que uma proporção ideal de mistura de lixiviado e esgoto de 1:500, respectivamente, no qual o sistema apresentou uma eficiência na remoção de NH_4-N com 96,5%, DQO em 81,7% e nitrogênio e fósforo 80,9% (YU; ZHOUA; WANG, 2010).

3.3.1.4. Lodos Ativados

Tratamento com lodos ativados consiste na passagem do efluente líquido pelo lodo ativado em floco produzido num esgoto bruto ou decantado pelo crescimento de bactérias (zoogleias) ou outros organismos, na presença de oxigênio dissolvido, e acumulado em concentração suficiente, graças ao retorno de outros flocos previamente formados (JORDÃO; PESSOA, 2005).

No entanto, este método tem sido apontado nas décadas mais recentes como insuficiente para o tratamento de lixiviados de aterros, mesmo sendo eficaz na remoção de carbono orgânico, nutrientes e teor de amônia (RENOU *et al.,* 2008). LOUKIDOU; ZOUBOULIS (2001) relatam que uma desvantagem deste processo está relacionada à necessidade de grande aeração, que demanda energia, e gera lodo em excesso (HOILIJOKI; KETTUNEN; RINTALA, 1999).

Porém outros autores mostram sucesso em sua aplicação para a remoção de DQO e amônia, como AZIZ *et al*. (2011) que realizou estudos com reator batelada sequencial para o tratamento de lixiviado, com e sem a inserção de carvão ativado em pó (10 $g.l^{-1}$), obtendo reduções de DQO de 47,1% (1655 para 875 $mg.l^{-1}$) e 66,1% (1655 para 561 $mg.l^{-1}$) e amônia de 96,9% (600 para 18,6 $mg.l^{-1}$) e 99,66% (600 para 2,04 $mg.l^{-1}$) respectivamente, com tempo de contato de 22 h, para um lixiviado com DBO_5/DQO de 0,22.

No entanto, a principal desvantagem do carvão ativado é o seu elevado custo. Contudo, hoje vem sugeridos produtos que podem ser usados na substituição como talco e bentonita, que foram relatados para aumentar biofloculação, no qual a bentonita produziu uma estrutura de mineral nos flocos, com melhores propriedades de sedimentação, que o processo sem, o que permitiu que a biomassa em suspensão do sistema seja mantido. Por conseguinte, um tempo de retenção menor, e uma alta taxa de reciclagem de biomassa para o reator no tratamento de lixiviados foram possíveis (WISZNIOWSKI *et al*., 2007).

KHERADMAND; JASHNI; SARTAJ (2010), mostraram a viabilidade do lodo ativado juntamente com processos anaeróbios, apresentando altas eficiências nos três digestores avaliados na remoção de DQO que variou entre 84 a 94%, sendo os dois primeiros reatores anaeróbios e o último o aeróbio, com taxas máximas de redução de DQO em 77, 19 e 2% respectivamente para cada sistema, partindo de uma DQO inicial em média de 55.131 $mg.l^{-1}$, com um TRH de 15, 15 e 5 dias respectivamente nos três

digestores, como uma relação DBO/DQO de 0,89. Contudo, mesmo apresentando uma eficiente redução global de 94% de DQO, ainda assim o lixiviado apresenta uma DQO elevada.

Essa configuração reduziu a amônia entre 48 a 65% durante o estudo, no qual os reatores anaeróbios contribuíram para o seu acréscimo em 8,7 a 31%. Desta forma o processo de lodo ativado foi imprescindível para a redução do nitrogênio amoníaco.

Em relação a isso, a amônia pode apresentar inibição para sistemas de lodos ativados, conforme o estudo de LI; ZHAO (1999), que estudaram o papel da amônia na inibição de sistemas de lodo ativados variando a amônia entre 50 $mg.l^{-1}$ para 800 $mg.l^{-1}$ resultando uma redução de remoção de DQO de 95,1% para 79,1% e de amônia 98,8% para 18,8%.

SILVA *et al*. (2013), apresentaram em seu estudo que o processo por lodo ativado apresentou a bidegradação da fração de carbono orgânico, o qual foi quase totalmente removido após 24 h, com uma constante cinética de 19 mg $COD.h/g^{-1}.SSV^{-1}$. A amônia foi acumulada em mais de 96% em nitrito, com total de conversão da amónio em 98% (3876 para 77,52). Por sua vez, também encontrou uma ligeira diminuição na concentração de substâncias húmicas, cerca de 11%, que pode ser atribuído principalmente à adsorção no lodo ativado.

3.3.2. Tratamento físico-químico

Os processos físico-químicos incluem a redução de sólidos em suspensão, as partículas coloidais, materiais flutuantes, a cor e os compostos tóxicos por coagulação ou flotação, adsorção, a oxidação química e *air stripping*. Tratamentos físicos/químicos do lixiviado são usados em adição ao da linha de tratamento (pré-tratamento ou polimento) ou no tratamento de um determinado poluente (RENOU *et al.,* 2008).

3.3.2.1. Evaporação do lixiviado

Umas das formas de tratamento físico é a diminuição do seu volume, no qual se pode citar o processo de evaporação, que pode ser tanto de forma natural através da radiação solar como forçado através de fontes de calor/energia para evaporação de água presente no lixiviado. A evaporação natural pode fazer uso de tanques abertos ou de

lagoas de equalização, onde o lixiviado é evaporado pela combinação do vento e da radiação solar.

Segundo BAHÉ (2008), o tratamento de lixiviado pela evaporação forçada reduz o volume em 90%, e pode-se aproveitar o biogás gerado no próprio aterro como fonte de energia calórica. Contudo, apenas parte dos contaminantes é volatizado, sendo que tais gases devem ser tratados bem como o lixiviado. PALMA *et al.* (2002), demonstraram que o processo de evaporação e de osmose inversa resultou na completa remoção dos poluentes contidos em um lixiviado industrial.

Outro ponto interessante é utilizar culturas altamente transpirativas. Um estudo de dois anos examinou a eficácia da evapotranspiração de lixiviados em sistemas solo-planta com espécies *Salix Amygdalina L.* que apresentou uma evaporação 1,28 até 5,12 vezes maiores do que a evaporação a partir da superfície do solo estéril de vegetação (BIALOWIEC; BARYLA; AGOPSOWICZ, 2007).

3.3.2.2. Precipitação química

Precipitação química é o processo no qual ocorre a formação de um sólido durante uma reação química. Uma das formas de realizar a precipitação da amônia (NH_4^+) é através da junção do magnésio, amônia e fósforo (MAP) que pode formar parcialmente ou totalmente compostos insolúveis, capazes de serem facilmente separados da fase aquosa (LI; ZHAO; HAO, 1999). Essa reação é apresentada na Equação 3:

$$\mathbf{Mg^{2+} + PO_4^{3-} + PO_4^{+} + 6H_2O \leftrightarrow MgNH_4PO_4 . 6H_2O \downarrow pK_2 = 12.6(25°C)} \qquad \textbf{Equação 3}$$

O subproduto gerado possui composição similar a encontrados em fertilizantes comerciais, como Mg, P e N, podendo assim ser usado como nutriente.

LI; ZHAO; HAO (1999), utilizaram o MAP como um processo de pré-tratamento, que se mostrou tecnicamente efetivo para remover altas concentrações de NH_4^+ (>5000 $mg.l^{-1}$) em lixiviados em Hong Kong, na proporção molar de 1:1:1. Os resultados denotaram uma redução de 5.618 $mg.l^{-1}$ de amônia para 112 $mg.l^{-1}$ em 15 min, enquanto que o pH que produziu uma solubilidade mínima do MAP foi controlado entre 8,5 e 9,0.

ZHANG; DING; REN (2009), desenvolveram um estudo similar, e as análises demonstraram que o pH óptimo para o tratamento foi de 9,5 e a proporção molar do MAP foi 1.15:1:1 para obter os melhores resultados de remoção de amônia. Como forma de diminuir significativamente a produção de sal, é preciso adicionar MgO e 85% H_3PO_4, contudo isto pode reduzir 9% da remoção de amônia.

3.3.2.3. *Air stripping*

Como visto na Tabela 1, o nitrogênio amoniacal é um dos principais contaminantes presentes no lixiviado, sendo esse altamente tóxico. Nas condições anaeróbicas encontradas dentro dos reatores nas áreas de disposição de resíduos sólidos, o nitrogênio é praticamente todo sob a forma de amónia (NH_4^+). A remoção de amônia é baseado na mudança das condições do efluente, como temperatura e pH do meio. Com alterações destas duas variáveis, é possível atingir o deslocamento do equilíbrio para o gás amoníaco (NH_3).

A remoção do nitrogênio amoniacal deve ser obrigatoriamente realizada para atingir níveis passíveis de serem lançados aonde, conforme a resolução CONAMA 430/2011 deve apresentar valores máximos de lançamento de 20 $mg.l^{-1}$. Uma das técnicas para atingir esses valores é o *air stripping*.

Air stripping, também conhecido como arraste com ar, é o processo que ocorre através da passagem de ar pelo líquido para haver o arraste (*stripping)* da amônia para a atmosfera. Contudo nas águas residuais, o íon amônio se encontra em equilíbrio com a amônia, conforme a Equação 4, dessa forma, é preciso elevar o pH acima de 7 na solução, para que prevaleça na massa líquida o N-amoniacal na forma de NH_3.

$$\mathbf{NH_3 + H_2O \leftrightarrow NH_4^+ + OH^-} \qquad \textbf{Equação 4}$$

Se o pH da água residual for corrigido para 12 e a temperatura permanecer a 25°C, o percentual de amônia, passará na forma de NH_3 99,8%, o que contribuiria substancialmente para o processo de *air stripping* de amônia. Na Tabela 5 são apresentados os dados percentuais do íon amônio e do gás amônia para diferentes valores de pH de águas residuais a temperatura de 25°C (GOMES *et al.*, 2009).

Tabela 5. Dados percentuais da concentração de NH_4^+ e NH_3 em função do pH em águas residuais (GOMES *et al.*, 2009).

pH	**6**	**7**	**7,5**	**8**	**8,5**	**9**	**10**	**10,5**	**11**	**11,5**	**12**	**12,5**	**13**
NH_4^+	100	99,5	97	94,7	76	64,3	15,3	3	1	0,3	0,1	0,1	0
NH_3	0	0,5	3	5,3	24	35,7	84,7	97	99	99,7	99,9	99,9	100

A temperatura tem um papel importante visto que a solubilidade da amônia aumenta a baixas temperaturas, devido a sua alta solubilidade em água (HASAR *et al.,* 2009), no entanto, os lixiviados de áreas de disposição de resíduos sólidos apresentam temperatura facilmente acima de 30°C, devido as características atuais de disposição. O estudo de GUSTIN; LOGAR, (2011), mostra que a temperatura na entre 30°C a 70°C tem pouca influência sobre a remoção de amónia. Na temperatura mais baixa estudada de 30°C obtiveram a remoção de NH_3 em 80%, enquanto há 70°C a eficiência de remoção de 92,2%, no mesmo pH.

O transporte de massa interface de amoníaco (NH_3) da fase líquida para a fase gasosa é descrito na Equação 5 (GUSTIN; LOGAR, 2011).

$$\frac{dM}{dt} = K.A_0(C_l - A_{air}) \qquad \textbf{Equação 5}$$

Em que:
M é a massa da amônia em kg;
K é o coeficiente de transferência de massa total de amônia em ms^{-1};
A_0 é a área de superfície interfacial, em m^2;
C_L é a concentração de amônia dissolvido no líquido em $g.l^{-1}$;
C_{air} é a concentração de amoníaco no ar em $g.l^{-1}$;
t é o tempo em segundos.

Assim, a eficácia da remoção dependerá fundamentalmente das quantidades de alcalinizantes empregadas no tratamento, temperatura, área de contato ar e liquido, vazão de ar aplicada. No entanto, há alguns pontos negativos, como a possibilidade de emissão de amônia para a atmosfera, com odor significativo, custo para controle do processo, custo de energia e consumo de reagentes químicos (BIDONE, 2007).

Esse processo vem sendo amplamente estudado, e com alguns parâmetros e eficiências conhecidas. SILVA (2008) apresentou uma eficiência de remoção superior a 90% (1310 para 131 $mg.l^{-1}$), sendo que os resultados foram obtidos com uma vazão de ar de 5 $l.min^{-1}$ por litro de lixiviado, pH 12 a uma temperatura constante de 26°C e um tempo de aeração de 12 horas.

GUO *et al.* (2010), fizeram o *air stripping* com diferentes pH, 8 a 13, e observaram que acima do pH 11 a remoção se manteve próxima (92% para ≈94%), considerando o pH ideal 11. Dessa forma com o período de 18h, com vazão de ar de 1,5 $l.m^{-1}$ obtiveram uma eficiência de remoção 96,6% (1750 para 59,5 $mg.l^{-1}$).

O *air stripping* pode ser realizado conjuntamente com agitação forçada por dispositivos mecânicos ou apenas com altas rotações. HASAR *et al.* (2009), realizaram combinações para a remoção de amônia variando o pH e a rotação, no qual a concentração inicial ficou entre 1100–2150 $mg.l^{-1}$ atingindo eficiência de 76,4% de remoção, a pH 10, 90,6%, a pH 11, e de 93,2%, a pH 12, quando a vazão do ar foi mantida a 2 $l.min^{-1}$, agitação a 400 rpm e o tempo de contato de 6h.

Quando HASAR *et al*. 2009, aumentaram a velocidade de agitação para 1100 rpm, na ausência de fluxo de ar, a remoção de amônia atingiu 66,4%, a pH 10, 91,7%, a pH 11, e de 93,3%, a pH 12, pelo tempo de contato de 6h, e com a inserção de ar a 2 $l.m^{-1}$ houve pequena melhora.

Um problema na utilização de *air stripping* é que a amônia passa para fase gasosa, dessa forma, o processo deve conter um sistema de recolhimento. FERRAZ (2010), apresentou uma eficiência de recolhimento da amônia, próxima a 80%, utilizando uma solução de ácido sulfúrico e água deionizada. O autor comenta que essa solução é passível de se utilizar como fonte de nitrogênio como adubo.

A combinação do *air stripping* de amônia com processos biológicos, por exemplo, é extremamente vantajosa, pois os processos biológicos convencionais de remoção de matéria orgânica e amônia não conseguem trabalhar com altas cargas de amônia. Assim, deve se reduzir a níveis aceitáveis a amônia, devido que a ela é um fator limitante o crescimento bacteriano (WISZNIOWSKI *et al.*, 2007).

3.3.2.4. Coagulação e floculação

O processo de coagulação/floculação é amplamente difundido para tratamento de água, diante da necessidade de remoção de sólidos presentes nos corpos d'água, favorecendo a remoção de contaminantes e micro-organismos adsorvidos nos mesmos. É uma técnica extremamente simples, que pode ser facilmente inserida para tratar lixiviados.

No tratamento de águas residuais, com a evolução das leis cada vez mais restritivas, e com o aparecimento de efluentes líquidos recalcitrantes, houve a necessidade de aprimorar os processos de tratamento, com a inserção da coagulação/floculação como tratamento primário ou pós tratamento para remoção de sólidos, cor, DQO, DBO e outros.

Este processo é amplamente utilizado para remover a matéria orgânica não biodegradável, ou seja, a matéria orgânica dissolvida e particulada do lixiviado (XU ZHAO *et al*., 2013). Normalmente, são utilizados coagulantes inorgânicos como sulfato de alumínio, cloreto férrico e sulfato ferroso. Entretanto, hoje se buscam a cada dia elementos que apresentem eficiência semelhante aos coagulantes inorgânicos e por sua vez sejam facilmente degradados, por exemplo o coagulante orgânico Tanfloc ou elementos que se encontrem prontamente disponíveis na natureza como, solo laterítico (SYAFALNI *et al*., 2012).

Outro fator determinante para a escolha do coagulante é a produção e a decantabilidade do lodo (MORANO *et al*., 2008), pois naturalmente o processo gera volumes consideráveis de lodo, resultante da sedimentação, podendo deixar resíduos dos produtos utilizados no efluente. Assim, é importante aplicar o coagulante adequado e na concentração ideal para reduzir e superar estas potenciais desvantagens e aumentar a eficiência de aplicação, sendo essenciais testes rotineiros para o conhecimento da combinação ótima de coagulante e concentração a ser utilizada.

A coagulação/floculação têm o princípio de aglomerar as impurezas em suspensão, como as dissolvidas. O fenômeno de aglomeração ocorre através da desestabilização das cargas superficiais das partículas em suspensão provocada pela adição de produtos químicos (eletrólitos), os quais, através de mecanismos de ligação e adsorção na superfície do coloide, neutralizam as forças elétricas superficiais e anulam as forças repulsivas, e com aglomeração ocorre a formação de flocos que sedimentam a uma velocidade baixa, podendo ser maximizados esses processos com a inserção de coadjuvantes como polieletrólito, melhorando a sedimentação e resistência à compactação (BASSIN e DEZOTTI, 2008).

A Tabela 6 apresenta alguns trabalhos que utilizaram a coagulação no tratamento de lixiviados de aterros sanitários, destacando o coagulante utilizado e as taxas de redução de DQO, cor e a do pH utilizado. A eficiência de remoção de DQO da coagulação varia largamente entre 10% e 90% dependendo principalmente das espécies coagulantes, concentração de coagulante, as características de pH e de lixiviados .

Tabela 6. Redução de DQO e cor sob diferentes pH, concentrações e coagulantes.

Coagulante	Concentração ($mg.l^{-1}$)	pH	DQO ($mg.l^{-1}$)	Cor ($mgPtCo.l^{-1}$)
$Al_2(SO_4)_3.16H_2O$ (SYAFALNI *et al.*, 2012).	1000	4,8	68,9% (3500 para 1088)	88,9% (4750 para 527)
$Al_2(SO_4)_3.18H_2O$ (MAHMUD; HOSSAIN; SHAMS, 2012	15000	7,0	34% (6600 para 4356)	66% (14050 para 4777)
$Al_2(SO_4)_3.17H_2O$ (MARANON *et al.*, 2008)	500	6,0	19,9% (18350 para 14700)	76,7% (2900 para 675)
Solo Lateritico (SYAFALNI *et al.*, 2012).	2000	2,0	40% (3500 para 2100)	61,9% (4750 para 1809)
$FeCl_3.6H_2O$ (XIAN LIU *et al.*, 2012)	10000	8,0	68,6% (10623 para 3300)	93,3% (284 para 19)
$FeCl_3.6H_2O$ (VEDRENNE *et al.*, 2012)	300	3,0	17,8% (14680 para 12066)	-
$FeCl_3.6H_2O$ (MARANON *et al.*, 2008)	500	3,8	26,4% (18350 para 13500)	84,0% (2900 para 463)
$Fe_2(SO_4)_3.7H_2O$ (XIAN LIU *et al.*, 2012)	12000	7,5	55,87% (10623para 4683)	74,65% (284 para 72)
Sulfato poli férrico (XIAN LIU *et al.*, 2012)	8000	6,0	56,4% (10623 para 4633)	63,4% (284 para 104)
***Tanfloc SG (TELLES, 2010)**	500	5,0	30% (4275 para 2990)	-
***Tanfloc SL SG (TELLES, 2010)**	350	7,0	30% (4275 para 2985)	-
$Al_2Cl(OH)_5$ (MARANON *et al.*, 2008)	4000	8,3	26,4% (18350 para 13510)	91,2% (2900 para 256)

*Usados juntamente com polieletrólito catiônico (3,5 e 8$mg.l^{-1}$, respectivamente.)
- Não avaliado

Como visto na Tabela 6 existe um gama de pH ideais para diferente coagulantes e sua junção com o lixiviado. Isso implica, que a depender do lixiviado e do coagulante é necessário elevar ou reduzir o pH. Esse ponto é de suma importância, tanto pela viabilidade do projeto, custo, operação, e por sua vez, caso ocorra um tratamento combinado deve buscar equilíbrio entre os processos anteriores e posteriores à coagulação. Assim a escolha do coagulante deve ser precedida de sua eficiência e por sua vez se adaptar a outros processos complementares de tratamento.

Um exemplo da necessidade de um tratamento primário é quando se utiliza processos com fótons, como UV-C. Um lixiviado pode apresentar cor e turbidez, de forma que a sua remoção é necessária antes de um foto processo, como por exemplo foto-fenton ou apenas UV/H_2O_2. Assim ao utilizar a luz UV-C esta deverá penetrar através da solução para desencadear a reação de foto-fenton (VEDRENNE *et al.* 2012).

Outro exemplo, é o uso da coagulação/floculação para o processo anterior ao uso de um processo com membranas, que apresenta grande problemas de incrustação (AMOKRANE *et al.* 1997).

3.3.2.5. Processos oxidativos avançados

Processos oxidativos avançados (POAs) envolvem a geração e uso de espécies transitórias, principalmente radicais livres hidroxila (·OH), como oxidantes fortes para destruir componentes que dificilmente são degradados por oxidantes convencionais, gerando produtos parcialmente oxidados, dióxido de carbono, íons e água (PASQUALINI, 2010). Devido à sua reatividade, os radicais hidroxila tem um tempo de meia-vida muito curto, sendo este de menos de 10 ms em uma concentração inicial de 10^{-4}M (GOTTSCHALK *et al.,* 2010).

A vantagem da oxidação baseada em radicais livres é a sua não seletividade, ou seja, estes são capazes de reagir com praticamente todos os materiais oxidaveis, sem restrição de classes ou grupo específicos de componentes (PASQUALINI, 2010). POAs são considerados uma tecnologia de tratamento de água altamente competitiva para a eliminação dos poluentes orgânicos não tratáveis por meio de técnicas convencionais, devido à sua elevada estabilidade química e/ou de baixa biodegradabilidade (OLLER; MALATO; PÉREZ, 2011).

Os radicais hidroxila, que possuem altíssimo potencial oxidante, menor apenas que o flúor, podem ser gerados pela combinação de oxidantes fortes, como ozônio (O_3) e peróxido de hidrogênio (H_2O_2), por catalisadores, como íons metálicos ou fotocatalisadores e por irradiação, como ultravioleta (UV), ultrassom ou feixe de elétrons.

Esses processos podem ser divididos em dois grandes grupos, os que envolvem reações homogêneas usando H_2O_2, O_3 e/ou luz ultravioleta e os que promovem relações heterogêneas usando óxidos ou metais fotoativos, como o dióxido de titânio. A Tabela 7 compila os principais processos oxidativos avançados (BILA; AZEVEDO; DEZOTTI, 2008).

Tabela 7. Processos oxidativos avançados (BILA; AZEVEDO; DEZOTTI, 2008).

Processos	**Homogêneos**	**Heterogêneos**
Fotoquímicos	H_2O_2/UV O_3/UV O_3/ H_2O_2/UV Foto-Fenton (Fe2+/ H_2O_2/UV)	Fotocatálise Heterogênea (TiO_2/O_2/UV)
Não fotoquímicos	O_3/OH- O_3/ H_2O_2 Reativo de Fenton (Fe2+/ H_2O_2) O_3/Catalisador	O_3/Catalisador

Além de seu potencial de oxidação, o radical hidroxila se destaca pela cinética de reação com os compostos orgânicos, apresentando valores bastante elevados para a maioria dos compostos orgânicos. Quando comparada com a cinética de outros oxidantes, os valores das constantes cinéticas do radical hidroxila chegam a ser de um milhão a um bilhão de vezes mais rápido do que as constantes de outros oxidantes (BILA; AZEVEDO; DEZZOTI, 2008).

Para o tratamento de lixiviados, os processos oxidativos avançados podem ser empregados em dois pontos, no pré-tratamento ou no pós-tratamento. O pré-tratamento é uma alternativa promissora para a oxidação de compostos recalcitrantes para converter os compostos de difícil degradação para compostos intermediários mais facilmente biodegradáveis. Já o pós-tratamento ou polimento, visa oxidar compostos que não tiveram sua oxidação desejada com tratamentos anteriores.

Em geral, os estudos utilizando POAs visam principalmente realizar um pré-tratamento para assim reduzir sua recalcitrância para um posterior processo biológico. É importante sempre buscar a utilização de menores quantidades possíveis de agentes para gerar o radical hidroxila, como ozônio, UV/H_2O_2 e outros, com o intuito de melhorar a razão DBO/DQO, e por conseguinte, atingir valores aceitáveis.

Wu *et al*. (2004), utilizou POA baseado em ozônio como pré-tratamento do lixiviado de aterro para decompor a matéria orgânica recalcitrante e aumentar a sua biodegrabilidade para então ser encaminhado para um tratamento biológico subsequente. Os resultados sugeriram um aumento da biodegrabilidade de 0,1 para 0,5, aplicando 1,2 $g.O_3.l^{-1}$ com pH inicial de 8,1 (natural do lixiviado estudado); ensaios realizados com a mesma dosagem de UV/O_3 e O_3/H_2O_2 proporcionaram resultados similares.

Outro processo com o uso de ozônio é combinado com persulfato de sódio ($Na_2S_2O_8$) que tanto possibilita a redução de DQO como de amônia. AMR *et al.,* 2013 realizaram estudos na Malásia apresentando uma máxima eficiência de remoção de DQO, cor e NH_3N em 72%, 93% e 55 % , respectivamente, em condições operacionais óptimas de 80 $g.m^{-3}$ de dosagem O_3, de 35 g de $Na_2S_2O_8$ (1 g/7 g DQO/$S_2O_8^{2-}$) de dosagem persulfato, pH 10, e um tempo de reação de 210 min.

Na Espanha foi realizado um estudo que empregou o Fenton como pós-tratamento de um lixiviado parcialmente tratado (66% de remoção de DQO) por processos biológicos e físico-químicos. O lixiviado apresentava DQO acima de 2000 $mg.L^{-1}$, e com a aplicação do Fenton a DQO residual de 34% foi reduzida para 2% (2108 para 124$mg.l^{-1}$ utilizando 746g de $FeSO_4.7H_2O$ e 5800 $g.H_2O_2$) (ANFRUNS *et al.,* 2013).

Embora os POAs sejam muito eficazes para o tratamento de poluentes orgânicos refratários, se forem aplicados como o único processo de tratamento, apresentarão um custo, que possivelmente inviabilizará o processo. CORTEZ *et al*. (2011) realizaram estudos de tratamento de lixiviado visando o uso de POA como processo único, analisando o aumento da biodegradabilidade, quantidade de reagentes aplicados, os custos de todo o processo e a redução da matéria orgânica recalcitrante; os resultados estão sintetizados na Tabela 8. O custo por grama de DQO reduzida variou entre 8,2 a 36,3 Euros, no qual o processo com fenton apresentou o menor custo.

Tabela 8. Características do tratamento por POA (CORTEZ *et al*. (2011)).

POA	**pH**	**DQO**	**DBO/DQO**	**O_3 aplicado** ($g.O_3.l^{-1}$)	**H2O2** ($mg.l^{-1}$)	**Fe^{2+}**	**Custo** (Redução de g.DQO – Euros)
Ozônio	11	49% (340 para 173$mg.l^{-1}$)	0,01 para 0,14	5,6	-	-	36,3
O_3/H_2O_2	7	72% (340 para 95$mg.l^{-1}$)	0,01 para 0,24	5,6	400mg	-	25,6
Fe^{2+}/H_2O_2	3	46% (340 para 190$mg.l^{-1}$)	0,01 para 0,15	-	3 $mmol.l^{-1}$	4 $mmol.l^{-1}$	8,2

4. MATERIAL E MÉTODOS

Neste capitulo são apresentados os procedimentos utilizados nesta pesquisa, sendo exposto o processo de coleta, armazenagem, caracterização do lixiviado, testes de tratabilidade, assim como as metodologias empregadas nas análises.

4.1. Procedimento de coleta e preservação das amostras de lixiviados

O lixiviado proveniente da área de disposição de resíduos sólidos aqui estudado se localiza no Estado do Rio de Janeiro e está em operação há mais de 15 anos, no qual inicialmente apresentava características de lixão, passando para controlado e hoje apresenta há alguns anos células com característica de possível aterro sanitário.

A coleta de amostra de lixiviado foi realizada no exutório do aterro, nas canaletas de concreto, antes do bombeamento do efluente para o sistema de tratamento de esgoto municipal.

O lixiviado coletado, com volume aproximado em 200 litros, foi acondicionado em galões de 20 a 30 litros, e conservado em uma câmara fria em temperatura inferior a 4°C de acordo AWWA (APHA, 2005), armazenado em uma câmara fria no Laboratório de Geotecnia da UFRJ.

As características do lixiviado foram determinadas antes de todos os ensaios de tratabilidade, visando possíveis mudanças no lixiviado devido durante o armazenamento e evitar diferenças nos resultados.

4.2. Caracterização do lixiviado

Para a caracterização do lixiviado foram analisados no Laboratório de Poluição das águas – LABPOL/PEQ/COPPE/UFRJ as seguintes parâmetros: demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal ($N\text{-}NH_3$), nitrogênio total (N) carbono orgânico total (COT), pH, cor, cloretos, condutividade, sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV). A determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5) foi realizada no Laboratório de Tecnologia Ambiental - UFRJ. Todos os procedimentos foram baseados no AWWA (APHA, 2005).

4.3.1 Metodologia analítica

4.3.1.1. Demanda Química de Oxigênio

A DQO foi determinada segundo a metodologia descrita no AWWA (APHA, 2005) denominada método colorimétrico – 5220B. Devido aos expressivos valores de DQO do efluente, este foi diluído conforme a curva de calibração e posteriormente as amostras seguiram para a etapa de digestão. A sua digestão foi efetuada em um termo-digestor de DQO da marca *Poli Control*, a uma temperatura de 150°C e por um período de 2h. Transcorrido este período e com as amostras em temperatura ambiente foi mensurada a sua absorbância em um espectrofotômetro de emissão de ondas visíveis da marca *HACH*, DR-2800. Os valores de DQO foram expressos em $mg.O_2.l^{-1}$

4.3.1.2. Sólidos em Suspensão Totais e Voláteis

A determinação de sólidos suspensos totais e voláteis foi realizada pelos métodos 2540D e 2540E descritos na AWWA (APHA 2005) e o resultado foi expresso em $mg.l^{-1}$. Inicialmente, com o auxílio de uma bomba a vácuo, passou-se uma alíquota de água mili-Q por uma membrana de borosilicato de 0,45 µm de porosidade. Esta membrana foi colocada em um cadinho e levada para calcinação em forno mufla da marca *Pyroteca* 550ºC por 1 hora. Após a calcinação e em temperatura ambiente, a membrana foi pesada para se obter o peso P1.

Posteriormente, filtrou-se 100 ml do efluente na membrana, e esta seguiu para secagem em estufa (marca *Fabber-Primar*, modelo 219) a 105ºC por um período de 24 horas. Após o tempo de secagem, a membrana em temperatura ambiente foi pesada e obteve-se o P2. A mesma membrana foi novamente levada para mufla a 550ºC por 1h e pesada para se obter o P3.

Os SST e SSV foram calculados pelas Equações 6 e 7.

$$SST = \frac{(P2-P1)X1000}{V} \qquad \textbf{Equação 6}$$

$$SSV = \frac{(P2-P3)X1000}{V} \qquad \textbf{Equação 7}$$

4.3.1.3. Carbono orgânico dissolvido

O teor de carbono orgânico total dissolvido das amostras foi medido em um analisador de COT *Shimadzu* 5000A. O método é baseado na combustão catalítica, a alta temperatura (680°C), e o CO_2 formado foi quantificado por um detector de infravermelho não dispersivo. As amostras foram previamente filtradas em uma membrana de éster de celulose de porosidade média de 0,45 µm da marca *Milipore*.

4.3.1.4. Nitrogênio amoniacal

A determinação de nitrogênio amoniacal foi realizada utilizando o reagente de Nessler. Sua preparação seguiu o seguinte procedimento: Dissolveu-se 100 g de iodeto de mercúrio (II) e 70 g de iodeto de potássio em 100 ml de água isenta de amônia, adicionando-se uma solução fria de 160 g de NaOH em 700 ml de água destilada e completado o volume para um 1 l. A solução ficou em repouso por alguns dias para a decantação do precipitado e após essa etapa foi utilizada para a preparação da curva de calibração com soluções padrão de NH_4Cl.

A concentração de nitrogênio amoniacal foi expressa em $mg.l^{-1}$. Para estimar a concentração de nitrogênio amoniacal, as amostras foram diluídas e as análises realizadas em triplicata. Essas amostras foram previamente filtradas em membrana de éster de celulose da *Millipore*, com diâmetro de poro médio de 0,45 µm.

Uma alíquota de 5 ml da amostra foi transferida para um tubo de ensaio, e adicionado a este volume 0,1 ml do reagente de Nessler. Após 10 minutos, a amostra apresentou coloração levemente amarelada. A concentração de nitrogênio amoniacal foi medida a 425 nm em espectrofotômetro da marca *HACH* DR2800.

4.3.1.5. pH

Determinou-se o pH das amostras pelo método potenciômetro em um medidor de pH da marca *Digimed*, modelo DM 23, previamente calibrado com solução tampão de pH 6,86 e pH 4,0.

4.3.1.6. Cor

A cor foi mensurada de acordo com o método padrão Platinum-Cobalt, seção 2120 C descrito no APHA (2005). A metodologia se baseia na medida de absorbância de uma solução e sua correlação com a absorbância de uma solução padrão de platina e cobalto e sua unidade é $mg.Pt.Co.l^{-1}$.

Para tanto, utilizou-se um espectrofotômetro da marca *HACH*, modelo DR2800, fazendo-se a leitura de absorbância, no comprimento de onda de 455 nm. No caso da determinação da cor verdadeira, todas as amostras foram previamente filtradas através de membranas com diâmetro de poro igual a 0,45 μm (Millipore).

4.3.1.7. Cloreto

O teor de cloreto foi determinado por titulometria, técnica conhecida como método de Mohr, descrito no método 4500-Cl^- B da AWWA (APHA 2005). Este procedimento consiste na titulação dos íons cloreto utilizando solução patronizado de nitrato de prata ($AgNO_3$) que, na presença do indicador cromato de potássio (K_2CrO_4), forma cloreto de prata e cromato de prata de coloração avermelhada.

4.3.1.8 Toxicidade

Para o ensaio de toxicidade foi utilizado o ensaio com o sistema Microtox (Figura 5) que é um fotômetro de precisão, especialmente desenvolvido para realização deste bioensaio. O organismo usado neste teste é a *Vibrio Fisheri*, bactéria de origem marinha que emite luz naturalmente.

Para a realização do teste é utilizada uma pequena amostra (1 ml) de efluente que é exposta as bactérias *Vibrio Fisheri* as quais emitem luminosidade proporcional a sua reação. O efeito é medido com 15 minutos de teste onde pode ser observado, caso haja alguma toxicidade a esse micro-organismo, a redução da luminosidade emitida conforme a ABNT NBR 15411-3.

Figura 5. Sistema Microtox, ModernWater.

4.3.1.9. Microscopia do lodo ativado

Foram realizadas observações microscópicas do lodo biológico dos 9 reatores estudados. Para isso foi utilizado o microscópio modelo BM-800 da Boeco, com amostra de lodo decantado.

As amostras foram observadas com aumentos de 40x, 100x, 400x e 1000x, observando-se características como filamentos, estrutura do floco, morfologia e a presença e o tipo de organismo presentes.

4.4. Teste de tratabilidade

A seguir serão relatados todos os procedimentos dos ensaios de tratabilidade do lixiviado.

4.4.1 Coagulação e floculação

Foram realizados os ensaios com o coagulante Cloreto Férrico ($FeCl_3$) da marca VETEC e um coadjuvante, um polímero iônico.

Os ensaios foram realizados no equipamento tipo *Jar Test* (Figura 6), da marca *Digimed*, com capacidade de realizar seis ensaios simultâneos em becker de dois litros, qual utilizava-se um volume de lixiviado de 1 litro.

Durante os ensaios foram variados o pH e a dosagem de coagulante. Os valores de pH variaram entre 4 a 9 e a dosagem de cloreto férrico variou entre 400 e 1000 mg, mantendo constante a concentração do polímero iônico, em 4mg. Para variar o pH, utilizou-se uma solução de hidróxido de sódio ou ácido sulfúrico.

Figura 6. Equipamento *Jar test,* Digimed**.**

Adicionado o coagulante, as amostras foram submetidas a agitação rápida (150 rpm) por 5 minutos seguida pela agitação lenta por um período de 15 minutos. Nessa última fase, adicionou-se um polímero aniônico. Após a mistura lenta, as amostras ficaram em repouso por 30 minutos, e em seguida foram coletados volumes de lixiviado para verificar a remoção de cor, DQO e COD.

4.4.2. Remoção de nitrogênio amoniacal por *Air Striping*

Para os ensaios de remoção de nitrogênio amoniacal por *Air Striping* foram utilizadas 6 provetas de 2 litros (Figura 7) preenchidas com lixiviado com pH previamente alcalinizado para o valor 12. Os volumes utilizados em cada proveta foram: 1,5 litros para o lixiviado bruto e 2 litros para o previamente coagulado/floculado.

Figura 7. Remoção de amônia do lixiviado bruto por *air stripping*.

Para o processo de arraste da amônia utilizou-se uma bomba de ar comprimido com vazão de 1,2 $l.min^{-1}$, o borbulhamento de ar foi mantido até a concentração de amônia decair a valores inferior a 60 $mg.l^{-1}$.

4.4.3. Ozonização

Para a produção do ozônio utilizou-se um gerador da marca Multivácuo modelo MV06. O ozônio foi produzido a partir de oxigênio puro, com uma vazão de 1 $l.min^{-1}$, no qual foi mensurado na entrada do gerador com auxilio do rotâmetro.

A quantidade de ozônio produzida foi medida em todos os ensaios através do borbulhamento direto de ozônio em uma solução de iodeto de potássio (KI) 2%, usando um volume de 200 ml por 2 minutos. A reação para a determinação quantitativa de ozônio consiste na liberação do iodo (I_2) na solução de iodeto de potássio. Nesta reação, o elemento ativo é o oxigênio atômico liberado pela molécula de ozônio, que se reverte em oxigênio molecular. A reação de oxidação de iodeto de potássio pelo ozônio é dada pela Equação 7.

$$O_3 + 2KI + H_2O \rightarrow I_2 + 2KOH + O_2 \qquad \textbf{Equação 8}$$

Para garantir o deslocamento da reação para a produção de I_2 é necessário acidificar o meio com 10 ml de ácido sulfúrico (H_2SO_4) 2N para reduzir o pH abaixo de 2, assim realizar titulação com tiossulfato de sódio, $S_2O_3^{-2}$ com solução de padronizada de tiossulfato de sódio 1N. A reação de oxidação dos íons tiossulfato pelo iodo produz o tetrationato (conforme AWWA, 2005), dada pela Equação 9 abaixo.

$$2S_2O_3^{-2} + I_2 \rightarrow S_4O_6^{-2} + 2I^- \quad \textbf{Equação 9}$$

Para determinar a massa de O_3, em mg, calcula-se a sua massa a partir da Equação 10.

$$O_3 = VxNx24 \quad \textbf{Equação 10}$$

Onde:
V é a média do volume titulado em ml
N é a normalidade do tiossulfato de sódio em $mg.mEq^{-1}$
24 é o fator de conversão.

Foram realizados diversos ensaios com aplicação de ozônio, com lixiviados bruto após a remoção de $N\text{-}NH_3$ e após a coagulação/floculação, com a temperatura ambiente. Para saber exatamente quanto o lixiviado assimilou de ozônio sempre havia na saída um frasco lavador de gases com KI onde era mensurado, e descontando com o que foi aplicado.

4.4.4 Lodos Ativados

O lodo biológico utilizado nos ensaio de tratamento biológico foi proveniente de estação de tratamento de esgoto sanitário da cidade do Rio de Janeiro. Os ensaios foram realizados com provetas de 2 litros com volume aplicado de efluente juntamente com lodo de 1 litro (Figura 8).

Figura 8. Reator biológico por lodos ativados com carvão ativado.

Os testes foram realizados em regime em batelada com duração média de 24h. Para a aeração foi utilizado uma bomba para cada reator com vazão de 1,2 $l.m^{-1}$.

Foram realizas 3 conjuntos em bateladas com diferentes características de pré-tratamentos, mantendo sempre o mesmo volume (1l), quantidade de lodo (200 ml) e efluente (800 ml), o qual o efluente utilizado foi misto variável entre esgoto e lixiviado, para assim ocorrer a adaptação e por sua vez a tratabilidade.

O calculo do percentual de redução de DQO considerando apenas a degradação do lixiviado foi considerado, conforme as equações abaixo.

$$DQO_{lix}.V_{lix}=DQO_{Alix} \qquad \textbf{Equação 11}$$

DQO_{lix}: Demanda química de oxigênio do lixiviado ($mg.O_2.l^{-1}$)

V_{lix}: Volume de lixiviado inserido no reator (l)

$DQO_{Alix:}$ Demanda química de oxigênio aplicada de lixiviado ($mg.O_2.l^{-1}$)

$$DQO_{res}.V_{res}.C_{água}=DQO_{Ares} \qquad \textbf{Equação 12}$$

DQO_{res}: Demanda química de oxigênio restante do dia anterior ($mg.O_2.l^{-1}$)

V_{res}: Volume de efluente residual do dia anterior(l)

$C_{água}$: Percentual de efluente no volume residual (%)

DQO_{Ares}: Demanda química de oxigênio residual ($mg.O_2.l^{-1}$)

$$DQO_{esg} = DQO_{ini} - (DQO_{Alix} + DQO_{Ares})$$ **Equação 13**

DQO_{esg}: Demanda química de oxigênio do esgoto ($mg.O_2.l^{-1}$)
DQO_{ini}: Demanda química de oxigênio no início diário do teste ($mg.O_2.l^{-1}$)
$DQO_{Alix:}$ Demanda química de oxigênio aplicada de lixiviado ($mg.O_2.l^{-1}$)
DQO_{Ares}: Demanda química de oxigênio residual ($mg.O_2.l^{-1}$)

$$DQO_{Alix}.E_{lix} + DQO_{esg}.E_{esg} + DQO_{Ares}.E_{res} = DQO_{saída}$$ **Equação 14**

$DQO_{Alix:}$ Demanda química de oxigênio aplicada de lixiviado ($mg.O_2.l^{-1}$)
E_{lix}= Eficiência de redução de DQO do lixiviado (%)
DQO_{esg}: Demanda química de oxigênio do esgoto ($mg.O_2.l^{-1}$)
E_{esg}= Eficiência de redução de DQO do esgoto (%)
DQO_{Ares}: Demanda química de oxigênio residual ($mg.O_2.l^{-1}$)
E_{res}= Eficiência de redução de DQO do esgoto (%)
$DQO_{saída}$: Demanda química de oxigênio no início diário do teste ($mg.O_2.l^{-1}$)

Para realizar o calculo, houve algumas considerações, como, foi considerado que a E_{res} é 1, ou seja, constante. Assim o que não foi degradado no dia anterior permanecerá com a mesma DQO, no qual no estudo representou em média de 29 $mg.O_2.l^{-1}$. $C_{água}$ é igual a 0,6, assim 60% do volume de lodo é representando por efluente, no qual inicialmente se considerou a DQO igual a zero, e nos demais dias, a DQO de saída. Para os valores de E_{esg} se considerou a média do período do reator A, B e C respectivamente para cada ensaio.

4.4.4.1. Teste de tratabilidade A por lodo ativado

Para o teste de tratabilidade A, foram utilizados três reatores descritos na Tabela 9.

Tabela 9. Teste de tratabilidade A, A1 e A2 por processos biológicos com lixiviados pré-tratados.

Reator	Efluente
Reator 1 (ensaio A1)	Esgoto sanitário
Reator 2 (ensaio A2)	Após o *air stripping*
Reator 3 (ensaio A3)	Após a coagulação/floculação + *air stripping*

4.4.4.2. Teste de tratabilidade B por lodo ativado

Para o teste de tratabilidade B, foram utilizados três reatores descritos na Tabela 10.

Tabela 10. Teste de tratabilidade B, B1 e B2 por processos biológicos com lixiviados pré-tratados.

Reator	Efluente
Reator 1 (ensaio B)	Esgoto sanitário
Reator 2 (ensaio B1)	Após a coagulação/floculação, *air stripping e* ozônio aplicado de 400 $mg.1^{-1}$
Reator 3 (ensaio B2)	Após a coagulação/floculação, *air stripping e* ozônio aplicado de 2400 $mg.1^{-1}$

4.4.4.3. Teste de tratabilidade C por lodo ativado

Para o teste de tratabilidade C, foram utilizados três reatores descritos na Tabela 11. Durante o experimento houve a inserção de 2 $g.l^{-1}$ de carvão ativo em pó.

Tabela 11. Teste de tratabilidade C, C1 e C2 por processos biológicos com lixiviados pré-tratados.

Reator	Efluente
Reator 1 (ensaio C)	Esgoto sanitário
Reator 2 (ensaio C1)	Após a coagulação/floculação, *air stripping e* ozônio aplicado de 400 $mg.1^{-1}$
Reator 3 (ensaio C2)	Após a coagulação/floculação, *air stripping e* ozônio aplicado de 2400 $mg.1^{-1}$

Resumidamente é mostrado na figura 9, um diagrama com os processos e o ordenamento utilizado.

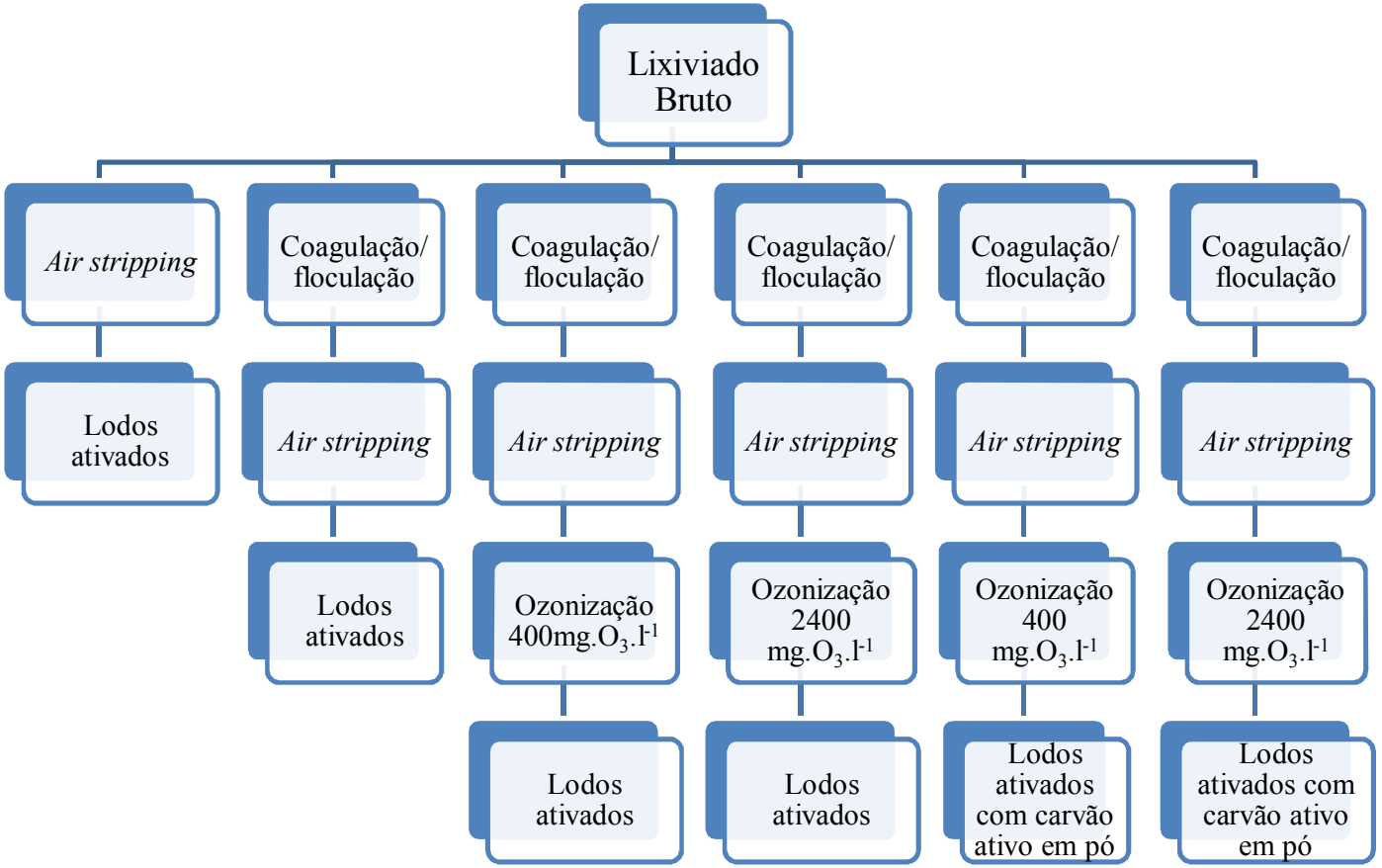


Figura 9. Diagrama e ordenamentos dos ensaios realizados para o tratamento de lixiviado.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 12, são apresentadas as características físicas e químicas do lixiviado utilizado nos experimentos, características essas determinadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Wastewater,* 2005.

O conhecimento das características do lixiviado possibilita a buscar técnicas eficientes para o seu tratamento, podendo a sua depuração ser constituída por processos biológicos e físico-químicos. A sua caracterização também aponta os problemas ambientais que podem ocorrer caso não haja o seu tratamento, visto que os valores em geral são superiores aos estabelecidos na Resolução Conama n° 430 de 2011 e do INEA NT-202.

Tabela 12. Características físico-químicas do lixiviado bruto durante a primeira e segunda coleta.

Variável	Unidades	Primeira Amostra	Segunda Amostra
DQO	$mg.l^{-1}$	2.595	2.340
DQO filtrado	$mg.l^{-1}$	2.365	2.050
DBO_5	$mg.l^{-1}$	870	Nd
SST	$mg.l^{-1}$	116,20	145,30
SSV	$mg.l^{-1}$	107,85	127,50
COD	$mg.l^{-1}$	603	883
Nitrogênio amoniacal	$mg.l^{-1}$	1.818	1.856
Nitrogênio total	$mg.l^{-1}$	1.954	Nd
Cloreto	$mg.l^{-1}$	2.248	1.975
Condutividade	$\mu s.cm^{-1}$	14.793	16.891
Cor	$mgPtCo.l^{-1}$	1.643	1.790
pH	-	8,67	8,36

Nd. Não determinado.

De acordo com as características dos lixiviados, a estratégia de tratamento adotada neste trabalho consistiu em um sistema de tratamento de vários estágios, dentre eles, coagulação/floculação, *air stripping*, lodos ativados sem e com carvão ativado em pó e aplicação de ozônio. WISZNIOWSKI *et al*. (2007) esclarecem que uma vez que o volume e concentração são variáveis, e considerando que o tratamento dos lixiviados é um verdadeiro desafio, a fim de atender aos rigorosos padrões de qualidade para a

descarte direto de lixiviado para a água de superfície, é necessário o desenvolvimento de métodos integrados de tratamento

Entre as variáveis, a que merece maior atenção é a amônia. Sua concentração no efluente estudado é de cerca de 90 vezes superior ao preconizado na Resolução CONAMA nº 430, sendo o valor máximo permitido dessa variável de 20 $mg.l^{-1}$. Vale destacar que a amônia é altamente tóxica à vida aquática.

Uma das características encontradas em lixiviados de áreas de disposição de resíduos é sua recalcitrância, principalmente em locais onde a disposição de resíduos ocorre há mais de 5 anos. A recalcitrância do material orgânico é estabelecida pela razão DBO_5/DQO, a qual aponta o nível de biodegrabilidade do lixiviado, sendo que quanto maior for seu valor maior será a sua biodegrabilidade.

Contudo, geralmente esta razão apresenta valores pífios e indica que os processos convencionais de tratamento biológicos de efluente são ineficientes. Sobre os valores ideais para a relação DBO_5/DQO, RENOU *et al*. **(**2008**)** comentam que esta razão deve apresentar valor superior a 0,5, sendo normalmente somente é encontrada em aterros jovens.

A razão DBO_5/DQO do lixiviado estudado foi de 0,33 e indica que o efluente apresenta caráter recalcitrante. Essa característica juntamente com sua alta concentração de amônia, 1.818 $mg.l^{-1}$ na primeira coleta, impossibilitam um tratamento biológico. Desta forma, caso seja utilizada a depuração do lixiviado por processos biológicos, é imprescindível um tratamento primário para a remoção do excesso de amônia e DQO, pois uma alta concentração de amônia pode inibir a nitrificação quando submetidos a tais tratamentos (VEDRENNE *et al.,* 2012).

5.1. Testes de Coagulação/floculação

A aplicação de um processo de coagulação/floculação, como um primeiro passo no tratamento de lixiviados apresenta-se como uma alternativa interessante, visto que foi mostrado na Tabela 6, que o percentual de remoção da DQO, por exemplo, apresentou uma média nos estudos citados de 39,5%, o que indica que este processo pode ser viável, devido ser um processo rápido e amplamente difundido.

Os ensaios de coagulação/floculação tiveram o intuito de remover parte da matéria orgânica, assim como atenuar a concentração de metais. Para os testes foi

utilizado como coagulante químico o $FeCl_3$, escolhido devido os bons resultados apresentados por BILA (2000) e THEEPHARAKSAPAN *et al.* (2011). Vale destacar que nesses os estudos a eficiência de remoção de DQO foi de 43% e 31,48% com a utilização do $FeCl_3$.

Os ensaios dos processos de coagulação, floculação e decantação com o $FeCl_3$ foram realizados sob diferentes faixas de pH. Nesses ensaios ficou evidente que a maior remoção de cor e DQO ocorre no pH 5, com a atenuação de 79,1% de cor e em torno de 61% de DQO, valores próximo ao encontrados por LI *et al.,* (2010) com pH de 5,5 com remoção de COD em 65%.

A razão para este fenômeno pode ser as diferentes espécies de hidrolisados do ferro, uma vez que na condição básica, o ferro (Fe^{3+}) pode reagir com hidroxila (OH^-) e formar o $Fe(OH)_3$ ou $Fe(OH)_4^-$, como apresentado nas Equações 15 e 16. Por sua vez, na condição ácida, o ferro pode hidrolisar e formar cátions polinucleares, como demonstrado na equação 17. Na Equação 17, $Fe_x(OH)_y^{(3x-y)}$ pode representar o $Fe(OH)^{2+}$, $Fe_2(OH)_2^{4}+$, $Fe_3(OH)_4^{5}+$ algumas outras espécies com cargas positivas (CHING; TANAKA; ELIMELECH, 1994).

$$Fe^{3+} + 3OH^- = Fe(OH)_3 \qquad \textbf{Equação 15}$$

$$Fe^{3+} + 4OH^- = Fe(OH)_4^- \qquad \textbf{Equação 16}$$

$$xFe^{3+} + yH_2O = Fe_x(OH)_y^{(3x-y)} + yH^+ \qquad \textbf{Equação 17}$$

Na Figura 10 são apresentadas as eficiências de remoção de cor e DQO para o intervalo de pH entre 4 a 9, nos ensaios de coagulação/floculação.

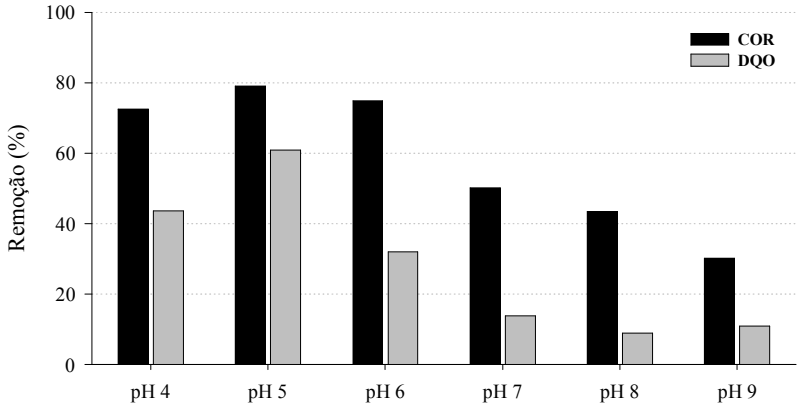


Figura 10. Eficiência do processo de coagulação/floculação na remoção de cor e DQO em diferentes pH.

A medida que o pH se torna ácido melhora a eficiência na redução de cor e DQO são observados. Isso ocorre devido à reação do cloreto férrico com a hidroxila (OH-) na forma de $Fe(OH)_3$ ou $Fe(OH)_4^-$na condição básica. Na condição ácida, cloreto férrico pode ser hidrolisado em cátions poli nucleares na forma de $Fe(OH)_y^{(3x-y)}$ podendo representar $Fe_2(OH)^{2+}$, $Fe_3(OH)_2^{4+}$, $Fe_3(OH)_4^{5+}$ e algumas outras formas, sendo que os polinucleares são preferíveis que o $Fe(OH)_3$ ou $Fe(OH)_4^-$ pois as impurezas coloidais em geral apresentam cargas negativas (CHING; TANAKA; ELIMELECH, 1994; LI *et al*., 2010).

Encontrado o melhor pH de atuação do coagulante nos ensaios com diferentes pH, que foi pH 5, este foi selecionado e novos ensaios foram realizados para avaliar qual a melhor dosagem de coagulante que resultasse na maior remoção de cor e DQO. Nesses ensaios variou-se a dosagem de coagulante entre 400 $mg.l^{-1}$ a 900 $mg.l^{-1}$. Na Figura 11 são mostrados os resultados obtidos quanto a remoção de cor e DQO com a aplicação de diferentes concentrações de coagulante.

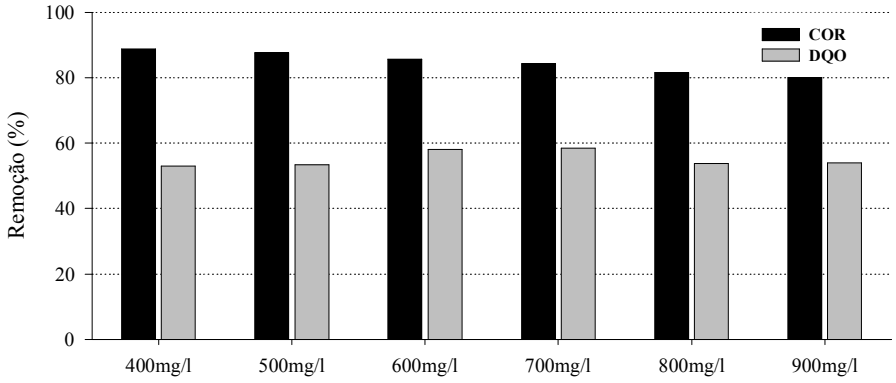


Figura 11. Eficiência de remoção de cor e DQO com diferentes dosagens de $FeCl_3$ nos ensaios de coagulação/floculação em pH 5,0.

A melhor remoção de cor (88,71%) foi obtida com a aplicação de $FeCl_3$ na concentração de 400 $mg.l^{-1}$, enquanto a maior eficiência de remoção de DQO (58,52%) foi obtida com a concentração de 700 $mg.l^{-1}$ de $FeCl_3$. Para escolher a melhor concentração de coagulante a ser usada na coagulação/floculação procurou um valor que resultasse em uma boa atenuação de cor quanto de DQO. Assim, optou-se pela dosagem de 600 $mg.l^{-1}$ de $FeCl_3$, pois nessa concentração de coagulante ocorre uma significativa remoção de cor e DQO, próximas as encontradas para as melhores dosagens, sendo essas eficiência de 85,6% para o cor e 58,1% para a DQO.

Na segunda amostra de lixiviado utilizou-se apenas a faixa ideal gerando uma remoção de DQO de 55,3% e cor de 83,3%.

5.2. *Air stripping*

O *air stripping* visa remover a amônia através da elevação do pH, já que em meio alcalino ocorre a conversão de NH_4^+ para NH_3, sendo assim possível o seu arraste pelo ar. Ciente dessa característica, elevou-se o pH das amostras para valores superiores a 12, propiciando uma conversão superior a 99%.

Sobre a viabilidade da técnica, SILVA (2008) apresentou a remoção de amônia em 90% com elevação de pH para 12 com temperatura constante de 26°C por 12h a uma aeração de 5 $l.min^{-1}$. A remoção de amônia é de suma importância, pois sua presença em corpos de água representa uma alta toxicidade à vida aquática, interferindo no tratamento biológico, como de lodos ativados, no qual será realizado neste estudo

como passo posterior. Assim, é fundamental a sua remoção, sendo nesse trabalho buscado um valor de amônia próximo de 60 $mg.l^{-1}$.

A Figura 12 apresenta o lixiviado bruto e após o *air stripping*, no qual esse processo além de reduzir amônia abaixo de 60 $mg.l^{-1}$ apresentou remoção de cor e DQO de 19,7% e 13,2%, respectivamente.

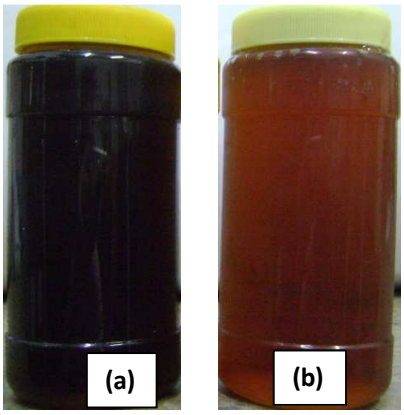


Figura 12. Aspecto do lixiviado bruto (a) e tratado por *air stripping* (b).

Na Figura 13 apresenta o lixiviado bruto, em seguida coagulação/floculação e após o *air stripping*. A remoção total entre os processos (Figura 13 c) apresentou em 61% de DQO e 95% de cor.

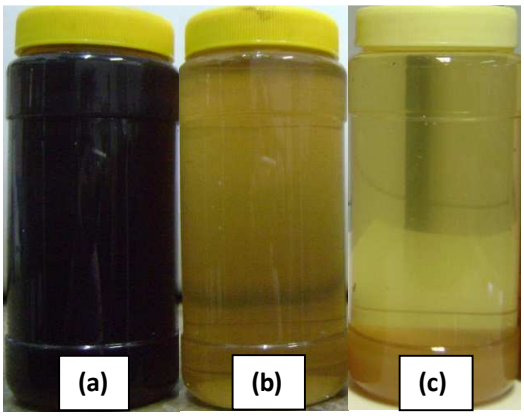


Figura 13. Aspecto do lixiviado bruto (a), pré-tratado por coagulação/floculação (b) e por coagulação/floculação + *air stripping* (c).

5.3. Processos biológicos por lodos ativados

Os ensaios de tratabilidade foram realizados com lodo biológico proveniente de estação de tratamento de esgoto por lodos ativados. Foram realizados ensaios em batelada com amostras pré-tratadas por coagulação/floculação, *air stripping* e ozonização, sendo executados 6 testes de tratamento com diferentes amostras e processos, designados A1, A2, B1, B2, C1 e C2. Na Tabela 13 são mostrados os testes realizados com lixiviados pré-tratados e os processos empregados.

Tabela 13. Teste de tratabilidade por processos biológicos com diferentes lixiviados pré-tratados.

Teste de tratabilidade por processos biológicos	**Processo**	**Lixiviado pré-tratado 1**	**Lixiviado pré-tratado 2**
Teste A	Reator em batelada	*Air stripping*	Coagulado/floculação + *air stripping*
Teste B	Reator em batelada	*Air stripping* + Coagulação/ floculação + ozônio 400 $mg.O^3.l^{-1}$	*Air stripping* + Coagulação/ floculação + ozônio 2400 $mg.O^3.l^{-1}$
Teste C	Reator em batelada com carvão ativado	*Air stripping* + Coagulação/floculação + ozônio 400 $mg.O^3.l^{-1}$	*Air stripping* + Coagulação/floculação + ozônio 2400 $mg.O^3.l^{-1}$

5.3.1 Teste de tratabilidade A por lodo ativado

O teste A foi realizado por um período de 29 dias visando buscar a estabilidade do reator e por sua vez adaptar o lodo biológico às características do lixiviado pré-tratado. A Tabela 14 mostra as características do lixiviado pré-tratado com *air stripping*, lixiviado pré-tratado com *air stripping* em conjunto com a coagulação/floculação, e o esgoto utilizado na adaptação.

A escolha de não utilizar o lixiviado bruto é devido à alta concentração de amônia que é um fator limitante para o sistema devido a sua toxicidade, de forma que todos os processos foram conduzidos com níveis de amônia aceitáveis.

Tabela 14. Características do lixiviado pré-tratado por *air stripping,* coagulação/floculação + *air stripping* e esgoto sanitário, utilizado no ensaio A, A1 e A2.

Efluente	DQO ($mg.l^{-1}$)	Amônia ($mg.l^{-1}$)
Esgoto sanitário	295 e 450	47 e 49
Lixiviado pré-tratado por *air stripping*	2090	49
Lixiviado pré-tratado por coagulação/floculação + *air stripping*	1010	47

Durante os ensaios foram realizadas duas coletas de esgoto, sendo que o esgoto 1 (DQO de 295 e amônia de 47 mg) foi usado durante os dias 1 ao 7, e a segunda coleta (DQO de 450 e amônia de 49 mg) foi utilizada durante os dias 8 ao 29. A diferença foi principalmente a diferença da concentração da matéria orgânica, e para todos os cálculos foram utilizados os valores acima citados.

O reator controle utilizado nos teste A, B e C, foi um reator com apenas esgoto sanitário e lodo biológico, visando controlar fatores como qualidade do lodo para a remoção de DQO e amônia.

No reator controle A, o processo apresentou eficiência de redução de DQO de 85,99±3,88% e amônia 91,47±2,85%, apresentando bons níveis de tratamento, mostrando que o lodo biológico apresentava boa qualidade para o tratamento de esgoto sanitário.

5.3.1.1. Teste de tratabilidade A1 por lodo ativado

As proporções de lixiviado pré-tratados por *air stripping*, esgoto sanitário e água destilada para o reator A1 são mostrados na Tabela 15.

Tabela 15. Percentual de esgoto sanitário, lixiviado pré-tratado por *air stripping* e água destilada no reator A1.

Dia	*Esgoto Sanitário*	*Lixiviado pré-tratado*	*Água destilada*
1	80%	20%	-
2	60%	40%	-
3-29	80%	10%	10%

As mudanças de volumes de lixiviado e esgoto foram ajustados para se buscar uma concentração de matéria orgânica mais baixa, e por sua vez propiciar uma adaptação lenta do lodo ativado. Inicialmente, foi inserido um maior volume de lixiviado, visto que o ensaio de biodegrabilidade expresso em DBO_5 apresentava valores de DBO/DQO de 0,33 apresentando dessa forma uma biodegrabilidade intermediária. No entanto, nos dois primeiros dias os resultados foram insatisfatórios, por isso reduziu-se a concentração de matéria orgânica no reator (Figura 14).

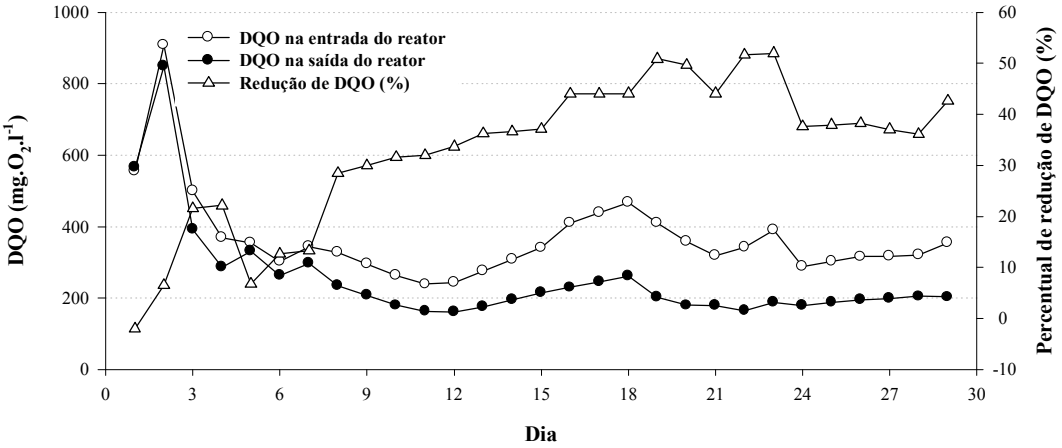


Figura 14. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com *air stripping* + esgoto sanitário no reator de lodos ativados em batelada.

Observe-se que nos dias 1 e 2 houve remoção próxima a 0 e 6% de DQO, respectivamente, o que indica que o lodo ativado não conseguiu degradar o lixiviado com o esgoto de forma satisfatória no intervalo de tempo do estudo. Assim, buscando reduzir a concentração de matéria orgânica e passar para uma adaptação mais lenta, optou-se por uma mistura contemplando 10% de lixiviado.

A partir do 8º dia, observou-se aumento no percentual de redução de DQO, chegando a redução máxima no período estudado de 52% no dia 23, onde apresentava 10% de lixiviado, 80% de esgoto e 10% de água destilada. Nesses ensaios foi adicionado 10% de água destilada com o objetivo de diluir a concentração a matéria orgânica do lixiviado para se trabalhar a adaptação do lodo biológico.

Para a remoção de amônia os resultados foram superiores à remoção de DQO, mostrando que a remoção de amônia residual de lixiviado passado pelo processo de *air stripping* foi suficiente com a junção do processo biológico para atender a norma federal instituída pela Resolução do Conama 430 (2011) (20 $mg.l^{-1}$) e a norma estadual instituída pela INEA NT- 202 (5 $mg.l^{-1}$), sendo que após o dia 4, 72% do período ficou

abaixo de 5 $mg.l^{-1}$ com média de 4,32 $mg.l^{-1}$. Os resultados estão apresentados na Figura 15.

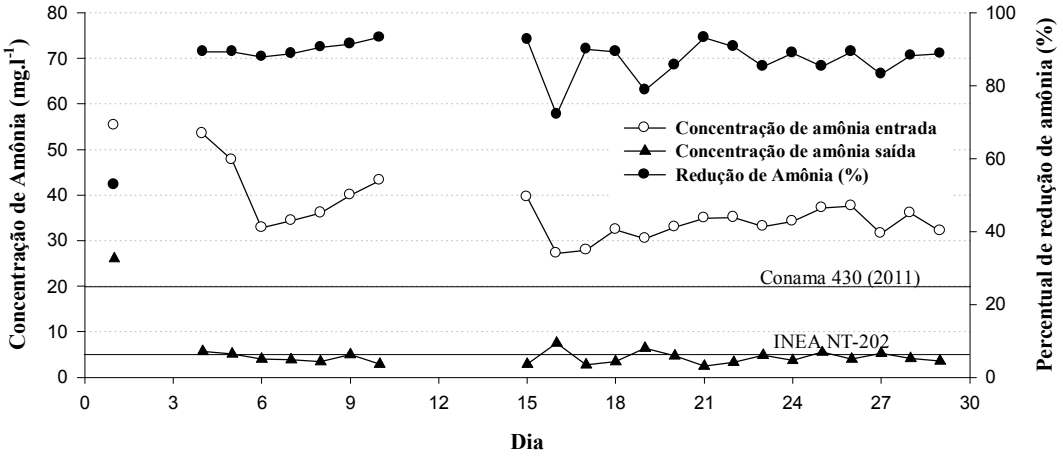


Figura 15. Redução de amônia do lixiviado pré-tratado com *air stripping* + esgoto sanitário por lodos ativados no reator A1.

A Figura 16 apresenta a remoção de DQO considerando apenas o lixiviado. A taxa de remoção foi calculada assumindo a eficiência da degradação do esgoto presente juntamente com lixiviado, de acordo com o reator com somente esgoto, sob as mesmas condições desse experimento, visto que caso não apresentasse lixiviado apresentaria esses níveis de degradação (conforme a equação 11 a 14 no tópico 4.4.4).

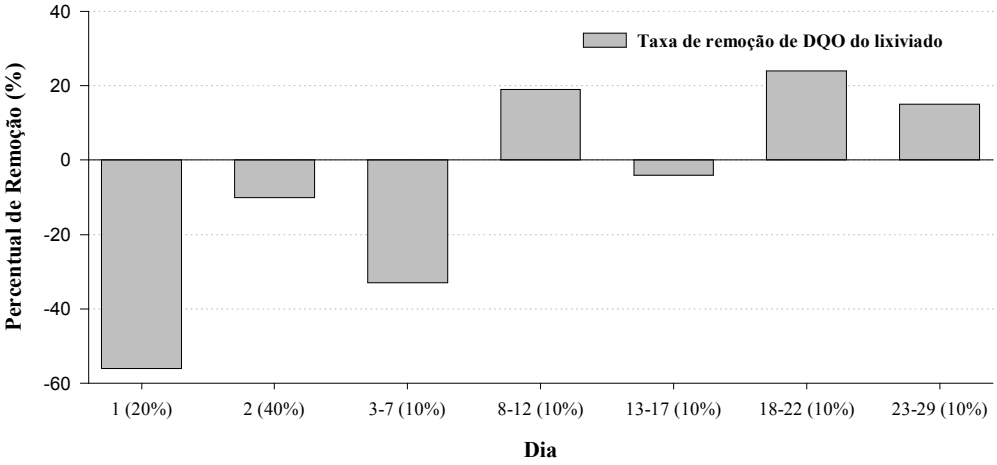


Figura 16. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com *air stripping* com tratamento por lodos ativados.

Dessa forma, quando iniciaram se os ensaios com 20% de lixiviado pré-tratado, o reator não apresentou degradação do lixiviado, o que pode ter ocorrido devido ao fato

que o lodo biológico não estava aclimatado e ainda devido à recalcitrância do lixiviado, sendo que esse comportamento continuou até o 7º dia.

Os valores negativos de taxa de remoção de DQO indicam que o lixiviado além de não ter sido degradado, reduziu a degradação do esgoto, sendo este um fator limitante, gerando assim um problema no sistema. Contudo, durante os dias 8 a 12 e de 18 a 29 houve a remoção de lixiviado com valores próximos a 20%, com redução máxima de 24% durante o período do dia 18 ao 22.

5.3.1.2. Teste de tratabilidade A2 por lodo ativado

As proporções de lixiviados e esgoto sanitário são mostradas na Tabela 16.

Tabela 16. Percentual de esgoto sanitário, lixiviado pré-tratado por coagulação/floculação + *air stripping* no reator A2.

Dia	***Esgoto Sanitário***	***Lixiviado pré-tratado***
1	80%	20%
2	60%	40%
3-29	80%	20%

As diferenças entre os volumes aplicados com lixiviado pré-tratados com *air stripping* nos dias 3 a 29 durante o teste A1 se deve ao fato de se buscar aplicar aproximadamente a mesma DQO em ambos os sistemas, teste A1 e A2, visto que o lixiviado coagulado/floculado + *air stripping* apresentava DQO próxima à metade da DQO do lixiviado somente com *air stripping*.

O teste de tratabilidade com lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação e *air stripping* é mostrado na Figura 17.

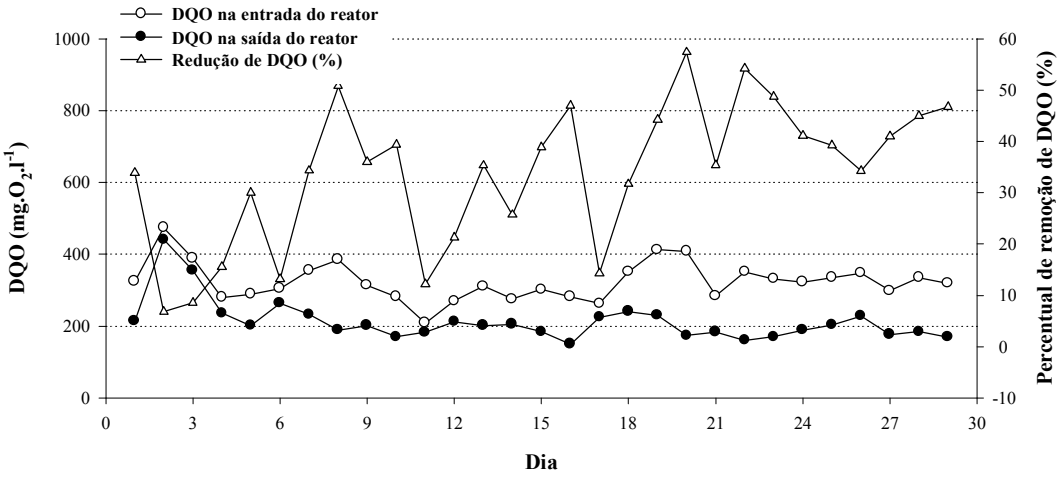


Figura 17. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação e *air stripping* + esgoto sanitário no reator de lodos ativados em batelada.

Observa-se que no dia 1 e no dia 2 houve remoção superior ao encontrado no teste A1, com valores 33,91% e 6,86% de redução de DQO respectivamente, no entanto mostrando assim que o sistema com lodo ativado não conseguiu degradar o lixiviado com esgoto a níveis aceitáveis. No dia 2 a remoção de DQO foi muito pequena e continuou baixa ao longo dos dias, evidenciando a recalcitrância do lixiviado.

Assim, buscando reduzir a concentração de matéria orgânica, e passar para uma adaptação mais lenta, reduziu-se o volume de lixiviado aplicado ao reator. Observou-se um comportamento aleatório do reator em relação à redução de DQO chegando a redução máxima no período estudado de 57,4% no dia 20, onde apresentava 20% de lixiviado e 80% de esgoto.

Para a remoção de amônia, o comportamento foi similar ao encontrado no teste A1, com média de remoção de 91,54 ± 1,35% (IC 95%). Os resultados foram superiores percentualmente que a remoção de DQO, mostrando que a remoção de amônia residual de lixiviado passado pelo processo de *air stripping* e a coagulação/floculação foi suficiente com a junção do processo biológico para atender a norma federal instituída pela Resolução do Conama 430 (2011) (20 $mg.l^{-1}$) e a norma estadual instituída pelo INEA NT- 202 (5 $mg.l^{-1}$), sendo que após o 4º dia, 95,45% no período subsequente ficou abaixo de 5 $mg.l^{-1}$ com média de 3,57 $mg.l^{-1}$. Os resultados são apresentados na Figura 18.

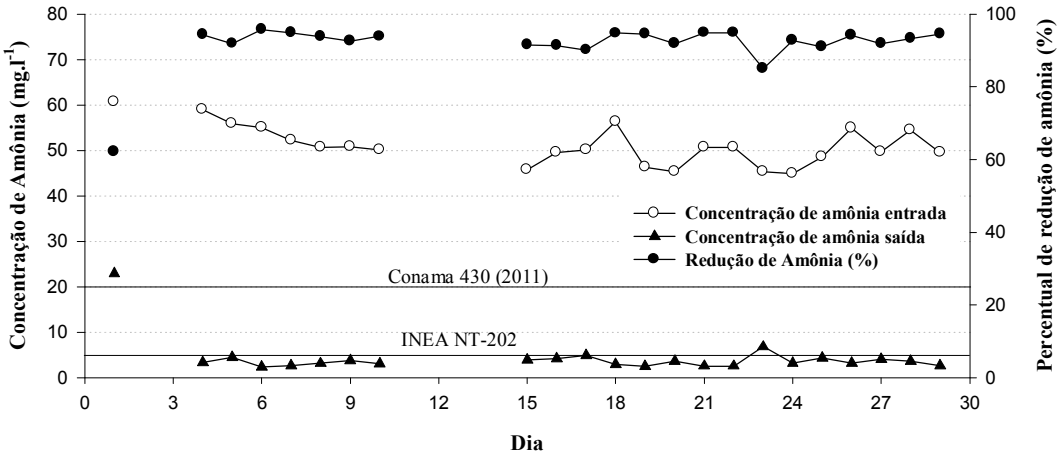


Figura 18. Redução de amônia do lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação + *air stripping* + esgoto sanitário por lodos ativados no reator A2.

A Figura 19 apresenta a remoção de DQO considerando apenas o lixiviado. Durante os dias 1 ao 7 o reator não apresentou degradação do lixiviado. Isso pode ter ocorrido devido ao fato de o lodo biológico não estar aclimatado e ainda, devido à toxicidade característica, o que corrobora a hipótese de que a redução de DQO foi limitada com a presença de lixiviado.

Contudo, durante os dias 8 a 29 houve a remoção de lixiviado com valores com média de 23,86%, com redução máxima de 28,50% durante o período dos dias 23 a 29.

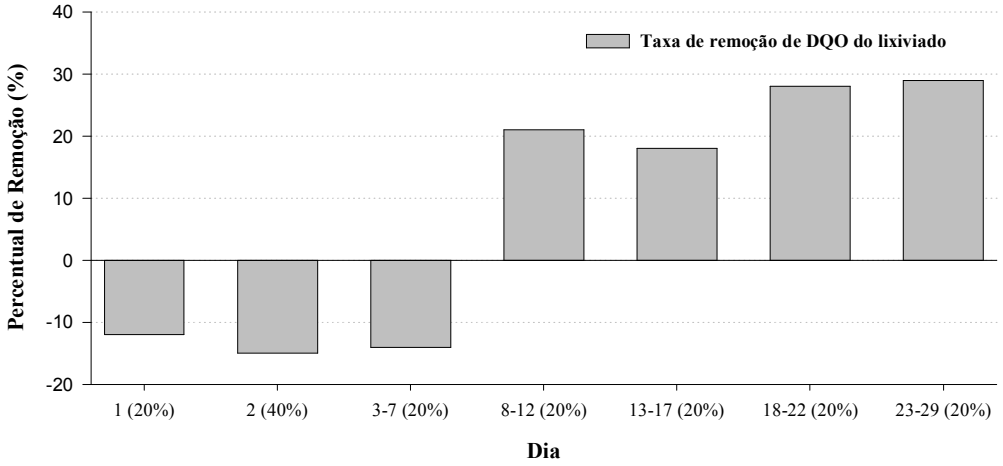


Figura 19. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação + *air stripping* com tratamento por lodos ativados.

No teste A, foi observado que não houve remoção favorável mesmo com a mistura de lixiviado e esgoto sanitário, chegando a níveis menores que 30% de redução de DQO de lixiviado. Vale ressaltar que houve a necessidade de manter de se adicionar alíquotas de lodo biológico durante o período do ensaio a fim de manter seu volume em torno de 20%. Essa redução do volume do lodo se deve, provavelmente, a recalcitrância do lixiviado.

5.4. Ozonização

Como foi observado, o teste A de tratabilidade por lodos ativados não resultou em uma remoção satisfatória da DQO. Deste modo, para buscar uma melhor eficiência foi realizado um pré-tratamento com ozônio no teste B com o objetivo de aumentar sua DBO, como forma de melhor avaliar a concentração de ozônio ideal a ser aplicado sob diversas concentrações no lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação, *air stripping*. IACONI (2012) esclarece que quando o ozônio é utilizado em um tratamento integrado, há um efeito sinérgico maior com a etapa biológica, e juntamente apresenta uma vantagem de custo considerável.

Assim, foi aplicado ozônio sob o pH 7, visto que em condições neutras a ação do ozônio pode ser realizada de forma direta com o ozônio molecular e indireta através da geração do radical hidroxila. Ambos os mecanismos (direto e indireto) podem ser relevantes (GOTTSCHALK *et al.* 2010).

A aplicação do ozônio antes do processo biológico pode favorecer um acréscimo da taxa de redução de DQO, principalmente pela degradação e modificação de compostos que podem ser tóxicos e recalcitrantes aos processos biológicos, como visto no teste A1 e A2 na qual as remoções não foram expressivas.

CASSANO *et al*. (2011) utilizaram o processo biológico com reator sequencial com biofilme, e este apresentou eficiência média sem a ozonização de 54% (1200 para 552 $mg.l^{-1}$) na remoção de DQO e com a aplicação de ozônio com taxa de 400 e 1600 $mg.O_3.l^{-1}$ foi obtida eficiência global de 85% (1200 para 180 $mg.l^{-1}$) e 95% (1200 para 60 $mg.l^{-1}$), respectivamente.

Na Figura 20 é verificado que ocorreu uma redução de DQO entre 13,69 a 32,07% com ozônio de 397 a 3516 $mg.O_3.l^{-1}$. Já a DBO apresentou inicialmente um acréscimo de 33,82% (397 $mg.O_3.l^{-1}$), e posteriormente isso começou a decrescer, com redução de 33,09% com O_3 aplicado de 3516 $mg.O_3.l^{-1}$. Consequentemente a relação

DBO/DQO se comportou similarmente à DBO. Os melhores resultados foram obtidos com aplicação de O_3 entre 397 a 2376 $mg.O_3.l^{-1}$, com relação DBO/DQO média de 0,49, valor 53% superior à da amostra não ozonizada, que apresentava 0,32.

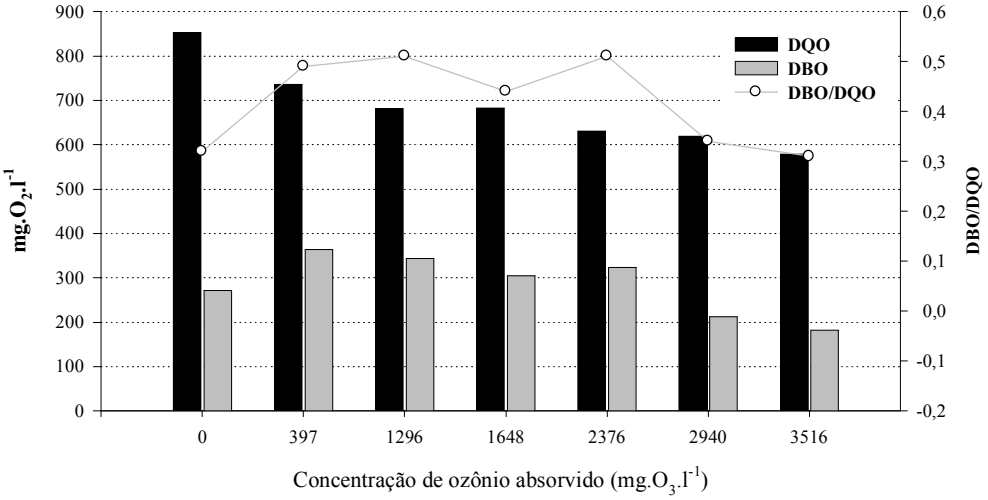


Figura 20. DQO, DBO e razão DBO/DQO para amostras ozonizadas sob diferentes concentrações de ozônio absorvido.

Assim, as aplicações do ozônio além de reduzir a DQO, propiciaram o aumento da DQO/DBO, que indica um aumento na biodegrabilidade.

Outro parâmetro analisado foi a redução de cor (Figura 21), que é um parâmetro importante, uma vez que esta é altamente dependente das características do lixiviado relativos à sua complexibilidade, como a presença de substâncias húmicas. Assim ao ocorrer a redução da cor, pode ser atribuída ao ataque do ozônio a compostos aromáticos ou com ligações duplas que são responsáveis pela cor (GOTTSCHALK *et al*. 2010).

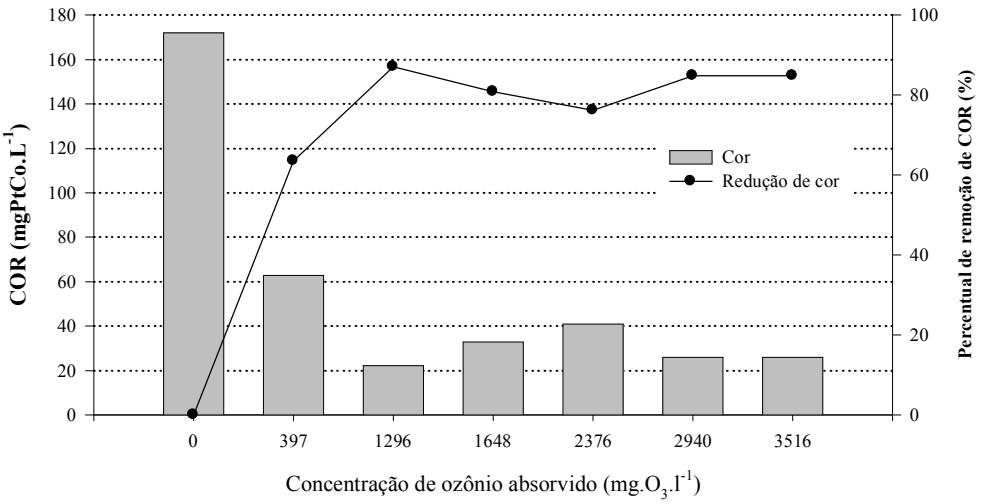


Figura 21. Resposta no parâmetro cor para amostras ozonizadas sob diferentes concentrações.

Os resultados denotam uma redução de cor de 85% com 3516 $mg.O_3.l^{-1}$ e de 64% com 397 $mg.O_3.l^{-1}$.

De forma a escolher a melhor concentração de ozônio aplicado levou-se em consideração a razão de DBO/DQO conjuntamente à concentração de ozônio absorvido, visando usar concentrações possíveis de serem aplicadas em escala real com bons resultados expressos em termos de biodegrabilidade. Dessa forma foram utilizadas as concentrações de ozônio 397 e 2376 $mg.O_3.l^{-1}$ para os ensaios biológicos.

5.5. Teste de tratabilidade B por lodo ativado

O teste B, foi realizado por um período 19 dias. A Tabela 14 mostra a característica do lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação, *air stripping* e ozonização com aproximadamente 400 e 2400 $mg.O_3.l^{-1}$ de ozônio consumido, em conjunto com o esgoto utilizado na adaptação.

Tabela 17. Características do lixiviado pré-tratado por coagulação/floculação + *air stripping* + ozonização e esgoto sanitário, utilizado no ensaio B1 e B2.

Efluente	**DQO** ($mg.l^{-1}$)	**Amônia** ($mg.l^{-1}$)	**pH**
Esgoto sanitário	725 e 150	152 e 45	6,7 e 7,2
Lixiviado pré-tratado por coagulação/floculação + *air stripping* + ozônio 400 $mg.O_3.l^{-1}$	740	59,9	7.9
Lixiviado pré-tratado por coagulação/floculação + *air stripping* + ozônio 2400 $mg.O_3.l^{-1}$	580	64,0	8,1

Durante o experimento foram realizadas duas coletas de esgoto, no qual o esgoto 1 (DQO de 725 e amônia de 152 $mg.l^{-1}$) foi usado durante os dias 1 ao 12, e o esgoto 2 (DQO de 150 e amônia de 49 $mg.l^{-1}$) foi utilizado durante os dias 13 ao 19.

No reator controle B, com apenas esgoto, o processo apresentou eficiência de redução de DQO de 69,2±3,53% e amônia 80,41±5,16%, apresentando níveis de tratamento inferior ao teste A, mostrando que o lodo biológico estava ativo.

5.5.1. Teste de tratabilidade B1 por lodo ativado com lixiviado pré-tratado coagulação/floculação + *air stripping* + ozônio em 400 $mg.O_3.l^{-1}$

As proporções de lixiviados e esgoto sanitário são apresentadas na Tabela 18.

Tabela 18. Percentual de esgoto sanitário, lixiviado pré-tratado por coagulação/floculação + *air stripping* +ozonização em 400 $mg.O_3.l^{-1}$ no reator B1.

Dia	***Esgoto Sanitário***	***Lixiviado pré-tratado***
1-4	90%	10%
5-13	80%	20%
14-19	70%	30%

As mudanças de concentrações de lixiviado e esgoto foram ajustadas para se buscar uma concentração de matéria orgânica mais baixa, e por sua vez propiciar uma adaptação lenta do lodo biológico.

O teste de tratabilidade com lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação, *air stripping*, e 400 $mg.O_3.l^{-1}$ de ozônio é apresentado na Figura 22. Pode-se observar

que durante os primeiros dias a remoção foi bem superior de DQO em relação aos testes A1 e A2, devido à ozonização que resultou no aumento da DBO e da relação DBO/DQO.

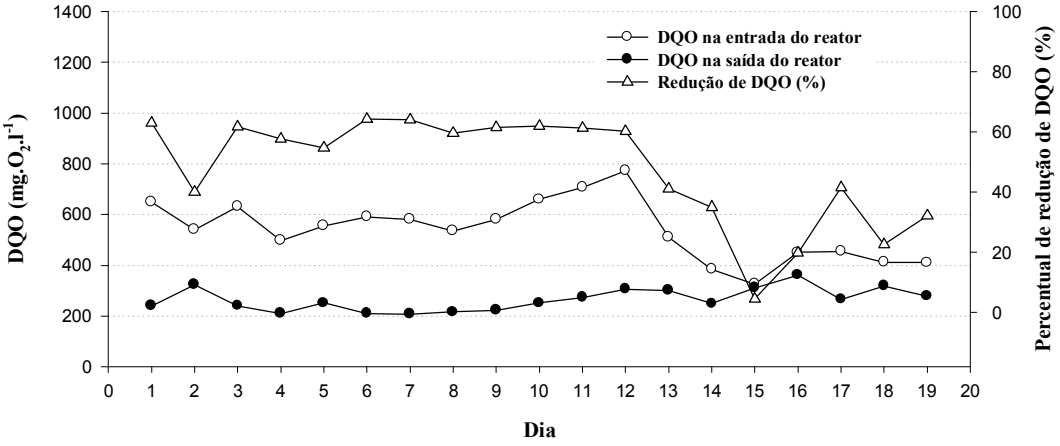


Figura 22. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação, *air stripping* e ozônio em 400 $mg.O_3.l^{-1}$ + esgoto sanitário no reator de lodos ativados em batelada.

Assim com uma diferença substancial entre os testes, foi aumentada no 5° dia o volume para 20% de lixiviado onde houve comportamento similar com taxas de remoções obtidas nos dias 1-4 de 55,67±7,62% e para os dias 5-13 de 58,82±3,15%.

Com esses resultados houve o entendimento de aumentar o percentual do lixiviado no reator para 30%. Contudo conjuntamente com o aumento do volume de lixiviado, houve a mudança do esgoto sanitário, que devido a fatores do dia apresentava-se altamente diluído, com uma baixa concentração de matéria orgânica com DQO 20,6% da usada nos outros dias.

Dessa forma, o lixiviado era 30% do volume dentro do reator, apresentava no afluente do reator 68,1% da DQO de entrada, sendo que entre os dias 5 a13 havia 20% de lixiviado, assim, a DQO relativa ao lixiviado representava 20,39% da DQO total. Esta mudança drástica pode ser um dos fatores para os menores níveis de eficiência obtidos no tratamento.

Ainda que esta condição corrobora ao entendimento dos riscos associados às mudanças abruptas que podem ocorrer em estações de tratamento de esgoto que tratam lixiviados conjuntamente, denotando na necessidade de se estabelecer tanques de equalização para que o efeito possa ser dissipado.

Para a remoção de amônia os resultados foram inferiores ao teste A, com média de 77,46±5,00% com percentuais similares ao reator controle B (80,41±5,16%) mostrando novamente que o lixiviado em relação à amônia apresentou valores similares, no qual nos primeiros 5 dias a eficiência foi inferior com 60,60±6,36% contra 84,49±3,13% do restante do período (Figura 23). Durante o teste B1, 16,67% ficou abaixo do valor máximo permitido estabelecido pelo INEA (5 $mg.l^{-1}$) e 50% da Resolução Conama 430 (20 $mg.l^{-1}$) (2011) . Tal comportamento não se deve apenas ao lixiviado mas conjuntamente com os níveis de amônia presentes no esgoto.

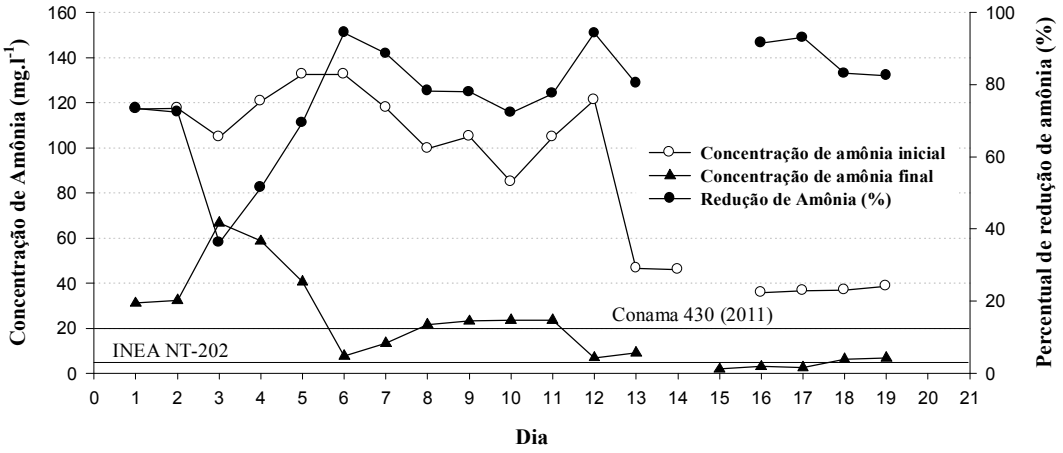


Figura 23. Redução de amônia do lixiviado pré-tratado com coagualação/floculação + *air stripping* + ozonização em 400 $mg.O_3.l^{-1}$ + esgoto sanitário por lodos ativados no reator B1.

A Figura 24 apresenta a remoção de DQO considerando apenas o lixiviado. Dessa forma quando se iniciou o sistema com percentual de lixiviado em 10% observou degradação já nos dias iniciais, sendo que entre os dias 1 a 4 houve média de degradação de 22% da DQO do lixiviado, quando houve o aumento para 20% de lixiviado a degradação continuou a se elevar. No entanto, entre os dias 9 a 13, com as mesmas características dos dias 5 a 8 houve uma queda na taxa de remoção, talvez ocorrida pela diminuição da atividade microbiana.

Quando se iniciou com 30% de lixiviado houve uma mudança abrupta, onde não se esperava mudanças tão distintas no esgoto, que veio com uma menor DQO e assim a DQO do lixiviado foi preponderante na mistura, havendo uma melhora nos últimos dias, porém com degradação de DQO do lixiviado em 9%, mostrando que o sistema não conseguiu repetir a mesma eficiência que quando inserido 20%.

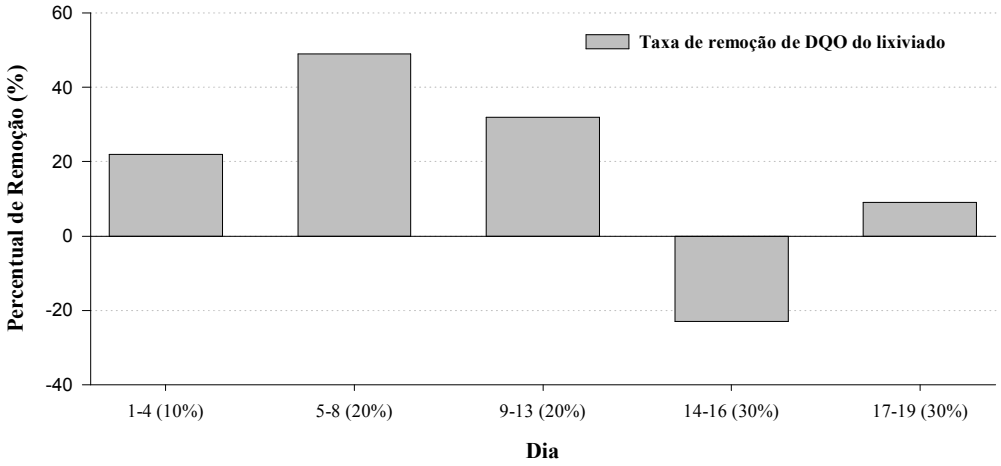


Figura 24. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com *air stripping* + coagulação/floculação + ozonização com 400 mg.O_3.l^{-1} absorvido com tratamento por lodos ativados.

5.5.2. Teste de tratabilidade B2 por lodo ativado

O teste de tratabilidade com lixiviado pré-tratado com *air stripping*, coagulação/floculação e 2400 mg.O_3.l^{-1} de ozônio aplicado é mostrado na Figura 25. As proporções de lixiviado e esgoto sanitário são mostrados na Tabela 19.

Tabela 19. Percentual de esgoto sanitário, lixiviado pré-tratado por coagulação/floculação + *air stripping* +ozonização em 400 mg.O_3.l^{-1} no reator B2.

Dia	Esgoto Sanitário	Lixiviado pré-tratado
1-4	90%	10%
5-13	80%	20%
14-19	70%	30%

As mudanças de concentrações de lixiviado e esgoto foram ajustadas conforme o teste B1. A Figura 25 é observado que durante os primeiros dias também apresentaram taxas superiores em relação aos testes A1 e A2. Novamente pode-se citar que a ozonização teve um papel fundamental para diminuir a intolerância ao lixiviado e assim conseguir degradar a matéria orgânica nessa mistura esgoto/lixiviado.

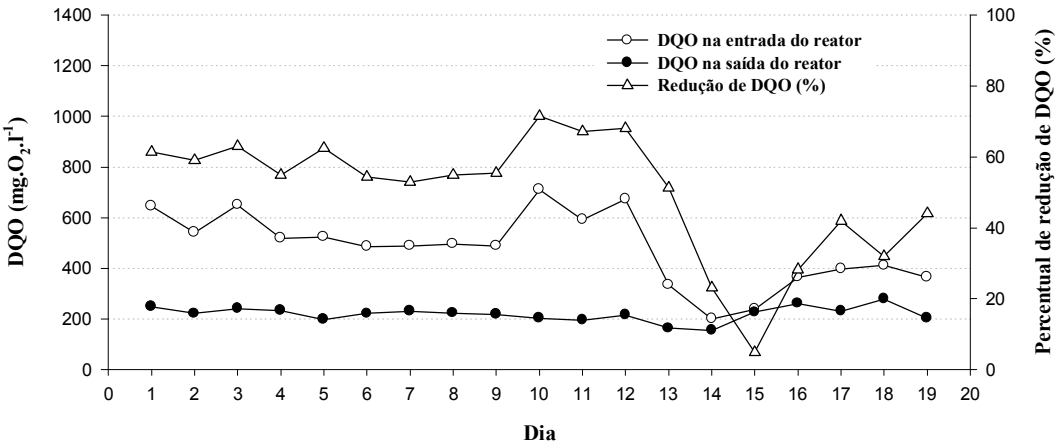


Figura 25. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação, *air stripping* e ozônio em 2400 $mg.O_3.l^{-1}$ + esgoto sanitário no reator de lodos ativados em batelada.

Nos dias 1 a 4 a média de remoção de DQO com 10% de lixiviado foi de 59,57±2,59%, nos dia 5 a 13, com 20%, houve uma remoção de 59,79±4,34% de DQO já nos dias 14 a 19, com 30% de lixiviado, houve uma remoção de 29,09±8,23% de DQO. Esse mesmo comportamento foi observado para o teste B1. Apesar da mudança do esgoto coincidir com o aumento para 30%, com características já informadas no teste B1, é visto que no dia 13 já houve uma queda. Infelizmente não houve um sistema igualitário para provar ou não que a mudança do esgoto foi o fator preponderante ou o aumento da concentração.

Para a remoção de amônia os resultados foram similares ao teste B1, com média de 76,77±8,24% contra 77,46±5,00% em B1 com percentuais similares ao reator controle do teste B (80,41±5,16%), mostrando novamente que o lixiviado em relação a amônia não apresentam discrepância. Nos primeiros 6 dias, a eficiência também foi inferior, assim como no teste B1, com 52,21±3,95% contra 90,17±0,90% do restante do período. Durante o teste B2 (Figura 26) 27,78% dos valores ficaram abaixo do especificado pelo INEA e 66,67% do especificado pela Resolução CONAMA 430 (2011).

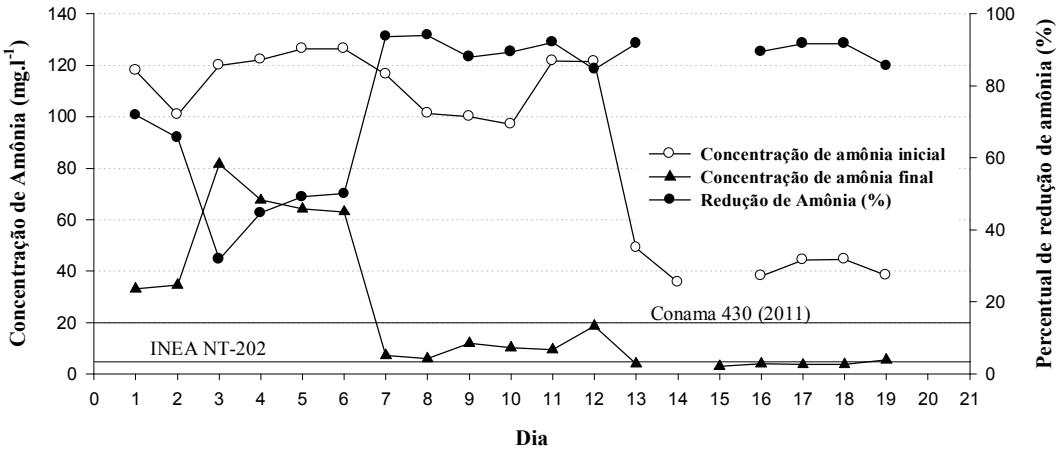


Figura 26. Redução de amônia do lixiviado pré-tratado com coagualação/floculação + *air stripping* + ozonização em 2400 mg.O_3.l^{-1} + esgoto sanitário por lodos ativados no reator B2.

A Figura 27 apresenta a remoção de DQO considerando apenas o lixiviado. Dessa forma quando se iniciou o sistema com percentual de lixiviado em 10% se observou degradação já nos dias iniciais, no qual entre os dias 1 a 4 houve média de degradação de 6%, e quando houve o aumento para 20% de lixiviado a taxa de degradação continuou a se elevar, sendo que entre os dias 5 a 8 a degradação já era de 25%, atingindo o máximo de redução entre os dias 9-13 com 65%.

Contudo, novamente quando o percentual de lixiviado foi aumentado para 30% o comportamento não foi o mesmo, sendo que o sistema parou de degradar lixiviado e por sua vez fez que com a degradação da matéria orgânica de esgoto fosse diminuída.

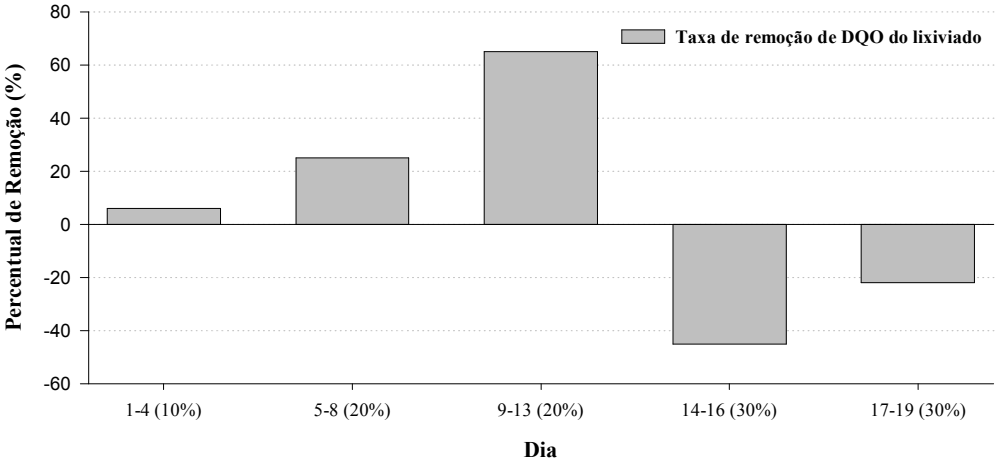


Figura 27. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com *air stripping* + coagulação/floculação + ozonização com 2400 mg.O_3.l^{-1} absorvido com tratamento por lodos ativados.

No teste B se observou uma maior remoção que no teste A, com níveis máximos encontrados de 65% de redução de DQO do lixiviado com 20% de lixiviado e 80% de esgoto, no qual quando se tentou elevar o seu volume houve decréscimo, mostrando que acima de 20% o sistema não respondeu bem, ocorrendo novamente à necessidade de aporte de lodo biológico dentro do reator para manter um volume de 20% de lodo do reator para manter os níveis.

5.6. Teste de tratabilidade C por lodo ativado

No teste A foram obtidas taxas de remoção de 30% e no teste B 65%. Apesar de no teste B os resultados serem bons, no teste C inseriu-se carvão ativado em conjunto com lodo para assim o sistema responder acima dos níveis já encontrados.

Visto que o carvão ativado apresenta o processo de adsorção, a substância é transferida da fase líquida para a superfície de um sólido e fica ligada por interações físicas e/ou químicas. Assim carvão ativado em pó (CAP) é um dos métodos mais atrativos para a remoção de compostos recalcitrantes de lixiviados (LI *et al.,* 2010).

Dessa forma, é esperado um efeito favorável na aplicação de carvão ativado pelo fato, aumentando as propriedades de sedimentação da biomassa e fornecendo sorção de metais pesados e de substâncias orgânicas tóxicas na solução (WISZNIOWSKI *et al*. 2007).

O teste C, foi realizado com a inserção de 2 $g.L^{-1}$ de carvão ativado em pó sem reposição durante o estudo, por um período de 15 dias. A Tabela 20 mostra a característica do lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação, *air stripping* e ozônio com aproximadamente 400 e 2400 $mg.O_3.l^{-1}$, em conjunto com o esgoto utilizado na adaptação.

Tabela 20. Características do lixiviado pré-tratado por coagulação/floculação + *air stripping* + ozonização e esgoto sanitário, utilizado no ensaio C1 e C2.

Efluente	DQO ($mg.l^{-1}$)	Amônia ($mg.l^{-1}$)	pH
Esgoto sanitário	1170	77,9	6,97
Lixiviado pré-tratado por coagulação/floculação, *air stripping* + ozônio 400 $mg.O_3.l^{-1}$	880	70,3	8,4
Lixiviado pré-tratado por coagulação/floculação, *air stripping* + ozônio 2400 $mg.O_3.l^{-1}$	815	69,3	8,6

Durante o experimento foi realizada uma única coleta para evitar variações na característica de esgoto sanitário. No reator controle C, o processo apresentou eficiência de redução de DQO de 72,1±3,60% e amônia 96,9±1,25%, com níveis de tratamento inferior ao teste A e superiores a B em relação a redução de DQO e amônia foi superior em 5,47% ao teste A e 16,5% ao teste B, mostrando que o lodo biológico estava ativo.

5.6.1. Teste de tratabilidade C1 por lodo ativado

As proporções de lixiviado e esgoto sanitário são mostrados na Tabela 21.

Tabela 21. Percentual de esgoto sanitário, lixiviado pré-tratado por coagulação/floculação + *air stripping* +ozonização em 400 $mg.O_3.l^{-1}$ no reator C1.

Dia	Esgoto Sanitário	Lixiviado pré-tratado
1-10	90%	10%
11-15	80%	20%

O teste de tratabilidade com lixiviado pré-tratado com *air stripping*, coagulação e floculação e 400 $mg.O_3.l^{-1}$ de ozônio é mostrado na Figura 28. É observada uma taxa de remoção de DQO entre 10 a 20% de lixiviado. O comportamento teve uma tendência de queda, conforme o tempo e o aumento no volume de lixiviado, chegando com a elevação para 20% (dias 11 ao 15) com média 42,4±4,9% inferior em média a 14,8% ao período com lixiviado em 10%.

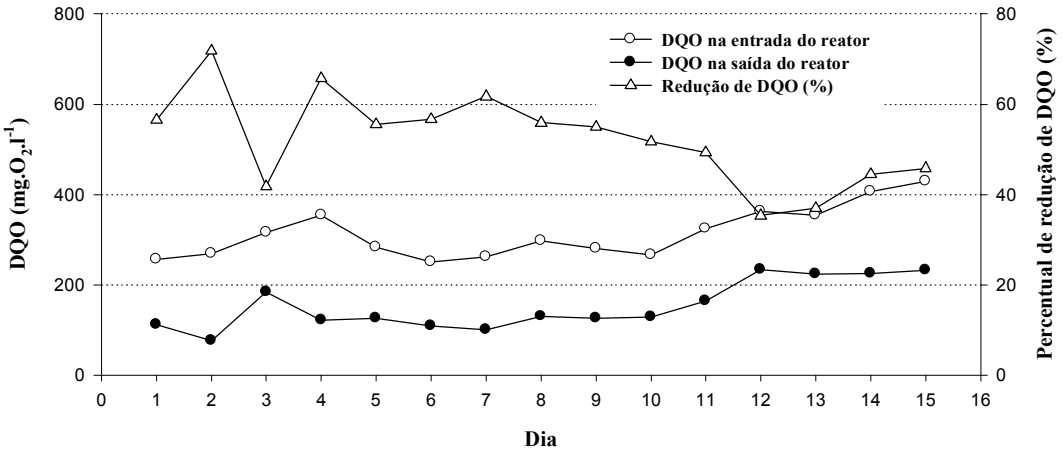


Figura 28. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação, *air stripping* e ozônio em 400 $mg.O_3.l^{-1}$ + esgoto sanitário no reator de lodos ativados com carvão ativo.

.

Para a remoção de amônia, os resultados foram superiores aos testes A e B, com média de 96,57±6,69% com percentuais similares ao reator controle C (96,9±1,25%), mostrando novamente que o lixiviado em relação à amônia apresentou valores similares, no qual desde os dias iniciais apresentavam altos níveis de remoção. Durante o teste C1, Figura 29, 93,33% ficou abaixo do valor limite de lançamento pelo INEA e 100% da Resolução CONAMA 430 (2011).

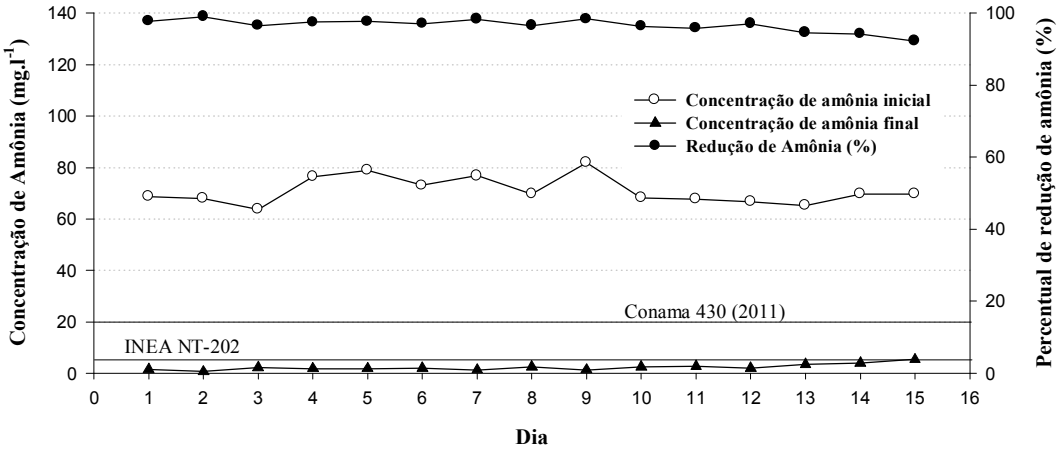


Figura 29. Redução de amônia do lixiviado pré-tratado com coagualação/floculação + *air stripping* + ozonização em 400 $mg.O_3.l^{-1}$ + esgoto sanitário por lodos ativados no reator C1.

A Figura 30 apresenta a remoção de DQO considerando apenas o lixiviado. Dessa forma quando iniciou o sistema com percentual de lixiviado em 10% se observou

degradação já nos dias iniciais, o sistema entre os dias 1 a 3 houve média de degradação de 50% da DQO do lixiviado, e para os demais dias a degradação continuou mas a níveis inferiores, sendo que entre os dias 4 a 6 teve redução para 41% e nos dias 7-10 com taxa de remoção regrediu para 27%. Após o dia 10, houve o aumento para 20%, onde ficou evidente a degradação do lixiviado foi reduzida para 9% nos demais dias.

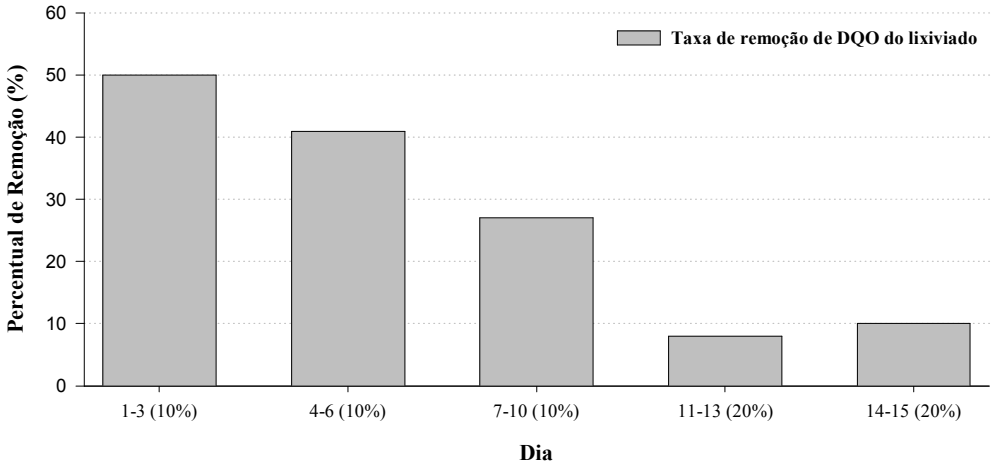


Figura 30. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com *air stripping* + coagulação/floculação + ozonização com 400 $mg.O_3.l^{-1}$ com tratamento por lodos ativados com carvão ativo em pó.

5.6.2. Teste de tratabilidade C2 por lodo ativado

O resultado do teste de tratabilidade com lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação, *air stripping* e 2400 $mg.O_3.l^{-1}$ de ozônio aplicado é mostrado na Figura 31. As proporções de lixiviados e esgoto sanitário são mostradas na Tabela 22.

Tabela 22. Percentual de esgoto sanitário, lixiviado pré-tratado por coagulação/floculação + *air stripping* +ozonização em 400 $mg.O_3.l^{-1}$ no reator C2.

Dia	Esgoto Sanitário	Lixiviado pré-tratado
1-10	90%	10%
11-15	80%	20%

Na Figura 31 é observada a taxa de remoção de DQO com níveis de lixiviado variando em 10 e 20% com média de remoção de 51,88±3,84% e 49,45±2,90%. É possível observar que em geral a taxa de redução variou entre 40 a 60%, onde no primeiro dia o sistema apresentou uma menor remoção, conforme o tempo e o aumento no volume de lixiviado, chegando à estabilidade com a aplicação de 20% de lixiviado, não apresentando alteração no comportamento a partir de então (dias 11 aos 15).

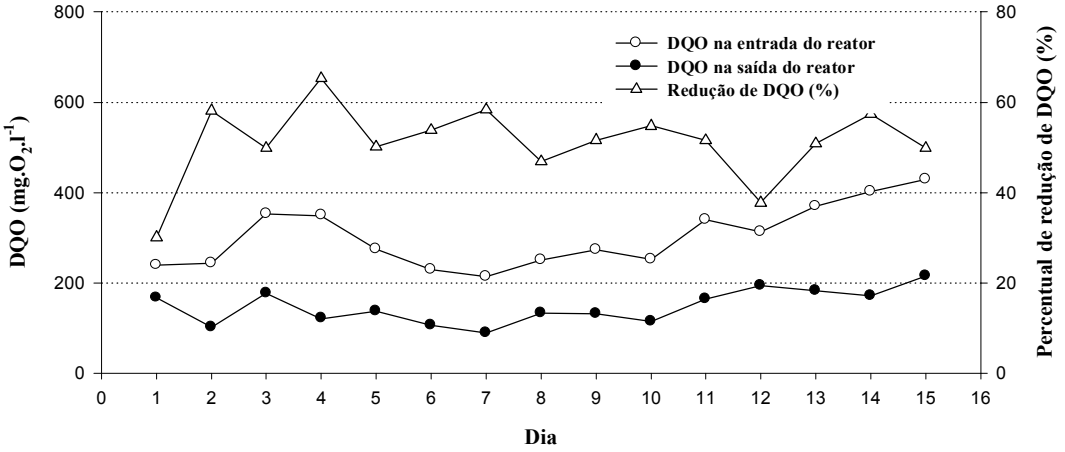


Figura 31. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação, *air stripping* e ozônio em 2400 $mg.O_3.l^{-1}$ + esgoto sanitário no reator de lodos ativados com carvão ativo.

.

Para a remoção de amônia os resultados foram superiores aos testes A e B, com média de 96,53±0,62% com percentuais similares ao reator controle C (96,9±1,25%), mostrando novamente que o lixiviado em relação a amônia apresentou valores similares, no qual desde dos dias inicial apresentavam altos níveis de remoção. Durante o teste C1, Figura 32, 93,33% ficou abaixo do valor especificado pelo INEA e 100% do especificado pela Resolução CONAMA 430 (2011).

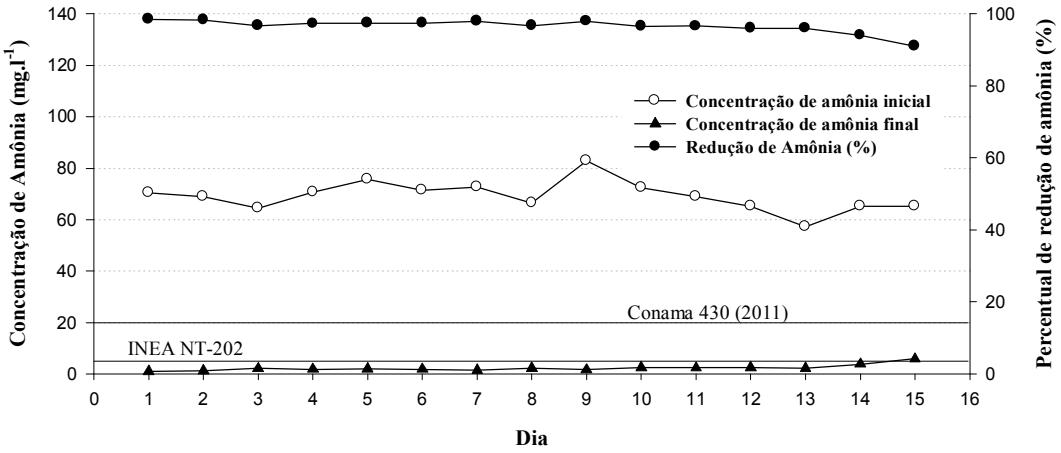


Figura 32. Redução de amônia do lixiviado pré-tratado com coagulação/floculação + *air stripping* + ozonização em 2400 $mg.O_3.l^{-1}$ + esgoto sanitário por lodos ativados no reator C2.

A Figura 33 apresenta a remoção de DQO considerando apenas o lixiviado, dessa forma quando percentual de lixiviado foi em 10% se observou que o sistema precisou uma adaptação, sendo que nos primeiros dias houve prejuízo na redução de DQO do esgoto e por sua vez pode-se considerar que não houve redução de DQO. Entre os dias 1 a 3 houve prejuízo de degradação em -21%, sendo que ao passar desses dias houve aumento para 29% e 16% nos dias 4 a 6 e 7 a 10, respectivamente para a remoção de lixiviado. Quando houve aumento na proporção de lixiviado houve um comportamento similar entre os dias 4 a 10 e 11 a 15 com médias de 22% para 25%.

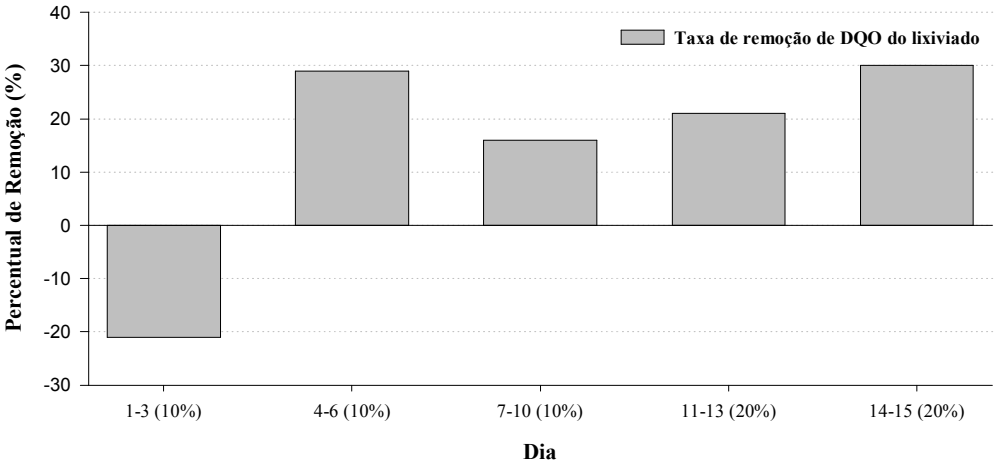


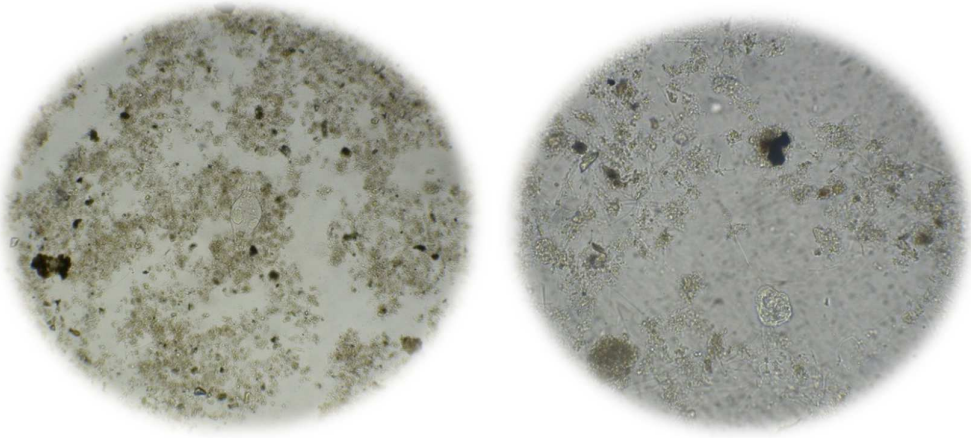
Figura 33. Redução de DQO do lixiviado pré-tratado com *air stripping* + coagulação/floculação + ozonização com 2400 $mg.O_3.l^{-1}$ com tratamento por lodos ativados com carvão ativo em pó.

5.7. Observações microscópicas do Lodo

Para avaliar a qualidade do lodo, visando verificar a presença de filamentos nos flocos, estrutura do floco e a presença de protozoários e outros organismos vivos, foi realizado durante os teste biológico A, B e C a sua verificação. Antes de iniciar os testes era feita uma observação no lodo para buscar alguma alteração.

As bactérias filamentosas foram encontradas em todos os teste A, B e C, sendo que estas são de suma importância para formação da macroestrutura dos flocos do lodo, que contribui ao floco uma boa sedimentabilidade na etapa final do processo. Contudo o excesso desse tipo de microrganismo pode resultar em uma dificuldade na decantação ou mesmo a presença de flotação.

Foi observada no teste A, B e C no lodo inicialmente uma boa qualidade com a presença abundante de filamentos, flocos compactos e firmes. Na Figura 34 ocorre a presença de organismo vivo, como um Rotífero (Figura 34a), um *Epistylis* (Figura 34b) e a presença de *Epistylis* e *Litonotus* (Figura 34c e 34d), conforme HOFFMANN (2004). Durante o teste não se observou uma mudança clara no lodo, mostrando que nos níveis estudados a proporção esgoto e lixiviado não interfere no floco microbiano.



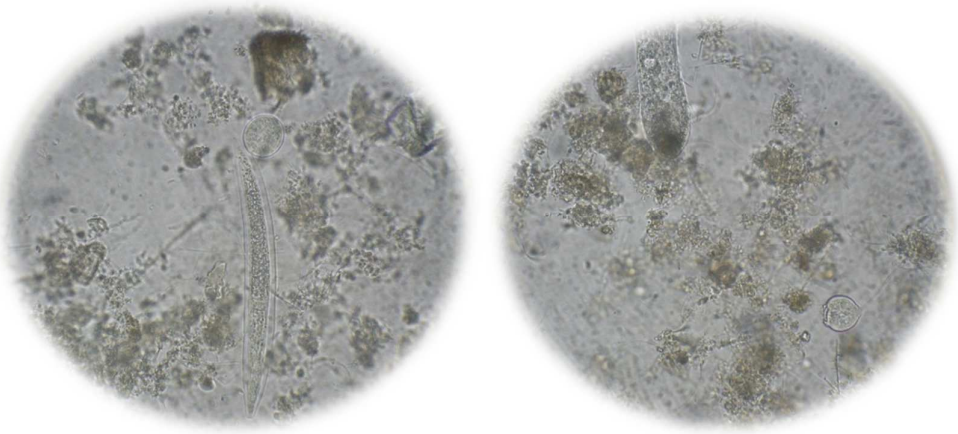
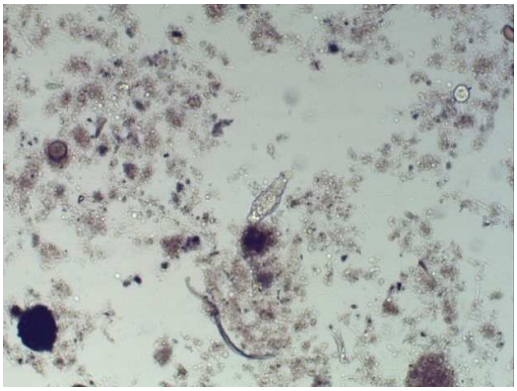
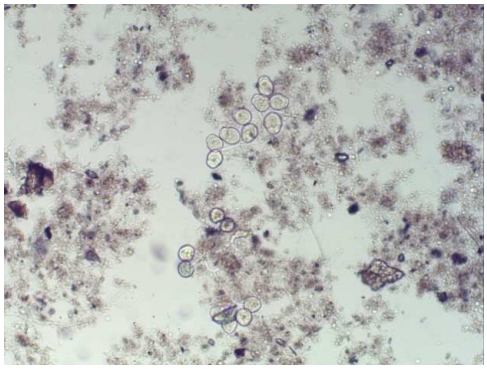


Figura 34. Fotografia no teste A. Figura 34a e 34b do lodo inicial com aumento de 40x, com presença de rotífero e um *Epistylis*, respectivamente. Figura 34c no teste A1 C com aumento em 100x, com presença de *Epistylis* e *Litonotus* e figura 34d com aumento 100X com apresentação do *Epistylis*.

No teste B, mostrado na Figura 35 observa-se a presença de organismo vivos, como um Rotífero (figura 35a), e uma colônia *Epistylis* (Figura 35b, 35C e 35D). Durante o teste não se observou uma mudança clara no lodo, mostrando que nos níveis estudados na proporção esgoto e lixiviado ozonizado não interfere visualmente no floco microbiano.





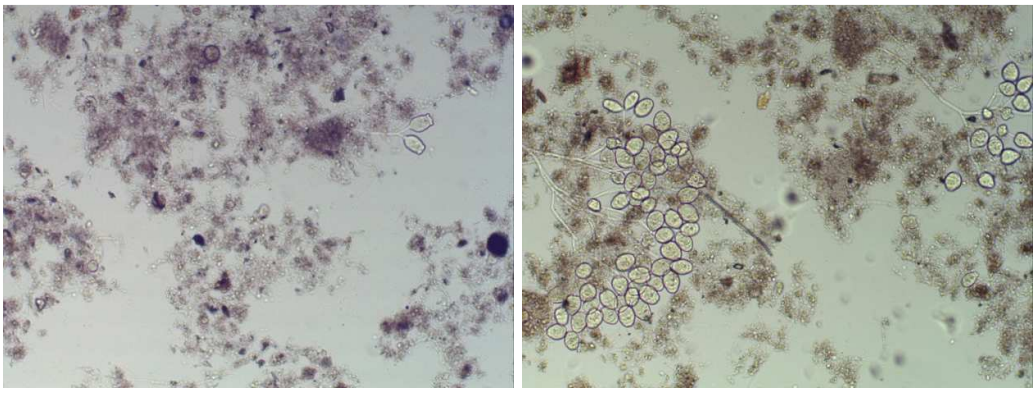
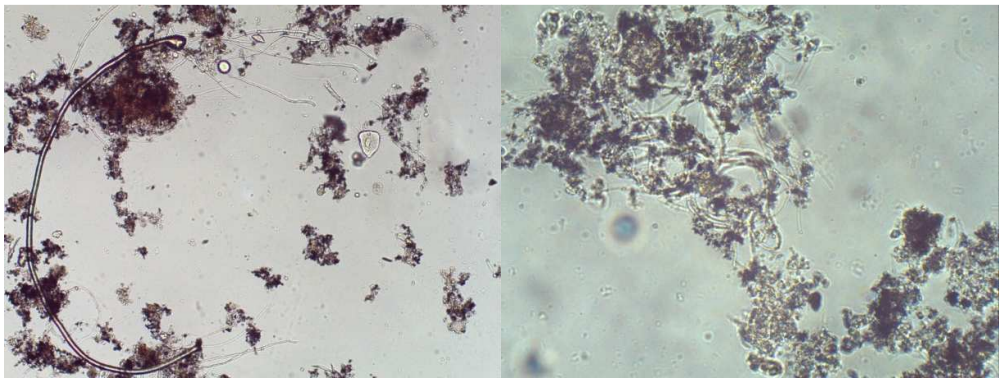


Figura 35. Fotografia no teste B. Figura 35a e 35b do lodo inicial com aumento de 40x, com presença de rotífero e um *Epistylis*, respectivamente. Figura 35c, no teste B1 com aumento em 100x, com presença de *Epistylis* e figura 35d no teste B2 com aumento 100X com apresentação da colônia *Epistylis*.

No teste C, mostrado na Figura 36 ocorre a presença de organismo vivos, como um *Podophrya* (Figura 35a), e mostra o funcionamento das bactérias filamentosas que conseguem fazer uma trama entre os flocos microbianos, propiciando uma boa decantabilidade (Figura 35b).

No teste C1 e C2 (Figura 36c e 36d), ocorre a presença de *Podophyra* e *Epistylis*. Na Figura 36 pode ser observado o efeito do carvão ativado nos flocos, que apresentavam aspectos mais densos, mostrando o efeito benéfico no tratamento com a junção de carvão ativo.



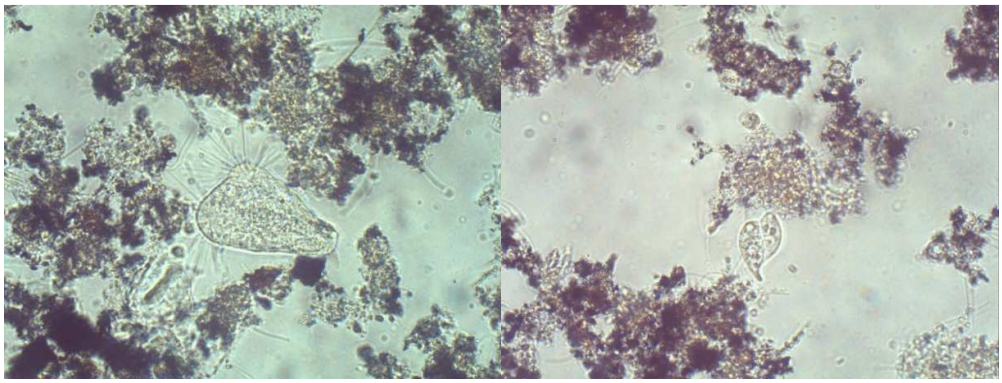


Figura 36. Fotografia no teste C. Figura 36a e 36b do lodo inicial com aumento de 40x, com presença de *Podophrya* e bactéria filamentisas. Figura 36c no teste C1 com aumento em 400x, com presença de *Podophyra* e no teste C2 na figura 36d com aumento 100X com apresentação do *Epistylis*.

Os resultados da microscopia apresentaram comportamento similar entre os testes. Contudo BILA (2000) observou uma escassez de flocos, e quase ausência de filamentos e ausência de protozoário à medida que aumento o percentual de lixiviado coagulado/floculado com $Al_2(SO_4)_3$. Contudo com amostras ozonizadas o floco microbiano apresenta bons flocos e a presença de protozoários.

Sem duvida os fatores fundamentais para o bom comportamento dos flocos microbianos é devido que os níveis estudados de até 30% de lixiviado não apresentaram toxicidade ao floco microbiano visível ou ainda como havia reposição do lodo, provavelmente os efeitos passíveis de serem notados eram minimizados pela reposição, mesmo que não realizada repetidamente, sempre que havia níveis inferiores a 20% do volume do reator.

Outro fator da diminuição do nível do lodo dentro dos reatores pode ter ocorrido devido a uma má sedimentabilidade do lodo que fazia parte do floco não fosse decantado no tempo pré-determinada de 30 minutos, e assim descartado.

5.8. Toxicidade

Um lixiviado apresenta uma gama de constituintes que podem apresentar um risco potencial, quando são liberados no meio ambiente, porque eles são geralmente tóxicos, resistentes à degradação ambiental e tem outras características que os tornam perigosos para o meio ambiente. Assim o ensaio de toxicidade aguda vai identificar uma possível melhora que ocorre nestes processos de tratamento aqui aplicados.

A toxicidade do lixiviado bruto é apresentada na tabela 23. Pode ser observado que apresentou toxicidade, o que contribui juntamente com a caracterização que esse efluente é extremamente danoso em estado bruto ao meio ambiente.

Valores aqui obtidos são próximos aos encontrados no lixiviado do aterro de Gramacho, Rio de Janeiro, RJ (SILVA; DEZZOTTI; SANT'ANNA, 2004) e do aterro em Apulia, na região de southern na Itália (CASSANO *et al.,* 2011), no qual no aterro de Gramacho apresentou valores de CE50% entre 11,27 e 15,02 e em Apulia, Itália, entre 18 e 13%.

Tabela 23. Resultados de toxicidade realizado com Microtox sobre o lixiviado bruto.

Amostra	*Vibrio fisheri* CE50(%)
1ªColeta	17,66
2ªColeta	16,18

O tratamento por coagulação/floculação apresentou uma melhora média de 1% na toxicidade (Tabela 24), podendo considerar que não houve alteração. Contudo estudos realizados por SILVA; DEZOTTI; SANT'ANNA (2004), mostraram que quando se aplicou o processo de coagulação/ floculação houve um aumento expressivo na toxicidade, com resultado médio de 0,15, possivelmente devido a presença de coagulante que resultou nessa mudança, sendo utilizado o sulfato de alumínio, diferente deste estudo que foi realizado por cloreto férrico.

Tabela 24. Resultados de toxicidade realizado com microtox sobre o lixiviado após a coagulação/floculação.

Amostra	*Vibrio Fisheri* CE50(%)
1ªColeta	18,27
2ªColeta	16,02

Dentre os inúmeros compostos presentes no lixiviados que podem causar toxicidade, a amônia merece destaque, principalmente a níveis aqui encontrados no lixiviado bruto (1818 e 1856 $mg.l^{-1}$, respectivamente na primeira e segunda coleta). Assim a Tabela 25 mostra os resultados das amostras após remoção de boa parte da

amônia pelo processo de *air stripping*, no qual uma apresentou lixiviado bruto estripado e outras duas amostras passaram por coagulação/floculação e por *air stripping*.

É observado que se comparado com a amostra bruta, quando ocorreu o *air stripping*, com redução de amônia para valores próximos de 60 $mg.^{-1}$ juntamente com outros compostas aqui não mensurados, já se observou um aumento do CE50% em 114% (17,66 para 37,92), porém continuando toxica. E quando houve a combinação da coagulação/floculação e o *air stripping* novamente apresentou um aumento no CE50% em 77% (18,27 para 32,30).

Tabela 25. Resultados de toxicidade realizado com microtox sobre o lixiviado estripado e coagulado/floculado juntamente estripado.

Amostra	*Vibrio fisheri* CE50(%)
1ªColeta (lixiviado estripado)	37,92
1ªColeta (lixiviado coagulado + estripado)	32,30

O tratamento por ozonização apresentado na Tabela 26 teve um aumento na CE50% em 173% e 165% com taxas de absorção de ozônio em 397 e 1296 $mg.O_3.l^{-1}$, se comparado às amostras pré-tratadas por coagulação/floculação e por *air stripping*. E com o aumento da concentração absorvida de ozônio entre 1648 a 3516 $mg.O_3.l^{-1}$ as amostras não foram tóxicas ao *vibrio fisheri*, mostrando que o processo de tratamento do lixiviado pelos três processos realizados (coagulação/floculação, *air stripping* e ozonização) removeu a toxicidade do lixiviado.

Tabela 26. Resultados de toxicidade realizados ensaios com sistema microtox sobre o lixiviado estripado, coagulado/floculado e ozonizado.

Amostra ozonizada ($mg.l^{-1}.O_3$)	*Vibrio fisheri* CE50(%)
397	88,03
1296	85,46
1648	Nt
2376	Nt
2939	Nt
3516	Nt

Nt. Não tóxico

6. Considerações finais e conclusões

O lixiviado bruto estudado apresenta recalcitrância, alta concentração de amônia e elevada toxicidade. O processo de coagulação apresentou o melhor efeito, com resultados excelentes, evidenciando a importância da aplicação da coagulação/floculação como um tratamento preliminar que pode remover 60% da DQO.

A remoção de amônia por air stripping apresentou os níveis buscados, apresentando ser de fácil controle, possibilitando facilmente adequar a níveis desejados, gerando custo ao processo.

A aplicação do ozônio apresentou ótimos resultados, propiciando aumento na biodegrabilidade, reduzindo a toxicidade a níveis de não toxico, redução da DQO à medida da dosagem aplicada e melhora nos resultados da degradação da matéria orgânica por processos biológicos relativos ao não ozonizado.

A remoção de cor e DQO pelos processos conjuntos de coagulação (85,6% e 58,1%), *air stripping* (2,9% e 5,5%) e ozonização em 3500 $mg.O_3.l^{-1}$ (9,92% e 11,7%) apresentou taxas totais de remoção de cor de 98,4% e de DQO de 75,3%.

O processos realizado por lodos ativados apresentaram variações nas eficiências de tratamento, variando conforme o pré-tratamento, apresentando eficiência máxima global no teste B2 com 90,6%, relativo ao lixiviado bruto, já o lodo ativado com carvão ativo apresentou eficiência máxima global no teste C1 com 81,5%.

Através da microscopia não foi observada mudança visível no floco microbiano, sob concentrações de 10 a 40% de lixiviado, apresentando presença de microorganismos filamentosos, protozoários e flocos densos, mostrando assim que nos níveis estudados de lixiviado não houve modificação no floco.

O teste de toxicidade realizado no lixiviado mostrou que o lixiviado bruto apresenta toxicidade. Contudo, o conjunto dos processos de tratamento aqui realizado propicia o lixiviado isento de toxicidade ao *vibrio fisheri*, principalmente através da ozonização que fez a anulação do seu efeito tóxico.

Sugestões a futuros estudos

Realizar estudos com diferentes coagulantes, visto que esse tratamento apresentou o melhor resultado através da coagulação/floculação.

Desenvolver análises com diferentes formas de combinação dos mesmos processos aqui estudado, bem como aplicar outros processos, como fenton, foto fenton, UV/H_2O_2, O_3/H_2O_2, uso de membranas e outros.

Analisar lixiviados de outros aterros utilizando os mesmos ensaios aqui realizados, verificando semelhanças e diferenças, tanto nas características, quanto a sua resposta a esses diversos tratamentos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (2004). NBR 10004: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro.

ALCANTARA, A. J. O, 2010, Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos e caracterização química do solo da área de disposição final do município de Cáceres-MT. Dissertação de M.Sc. UFPR, Cáceres, MT, Brasil.

APHA, AWWA, WPCF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20 th edition, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Washington, D. C., USA, 2005.

AMR, S. S. A.; AZIZ, H. A.; ADLAN, M. N.; BASHIR, M. J. K., 2013. "Pretreatment of stabilized leachate using ozone/persulfate oxidation process", v.221, pp. 492-499.

ANFRUNS, A.; GABARRÓ, J.; OLMOS, G.; BALAGUER, M. D.; COLPRIN, J. 2013. "Coupling anammox and advanced oxidation-based technologies for mature landfill leachate treatment", Journal of Hazardous Materials, v.258, pp. 27-34.

AZIZ, S. Q.; AZIZ, H. A.; YUSOFF, M. S.; BASHIR, M. J. K. 2011." Landfill leachate treatment using powdered activated carbon augmented sequencing batch reactor (SBR) process: Optimization by response surfasse methodology", Journal of Hazardous Materials, v. 189, pp. 404-413.

BACELAR, H. A. M., 2010, TRATAMENTO DE LIXIVIADOS PRODUZIDOS EM ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS POR MEIO DE EVAPORAÇÃO FORÇADA. Dissertação de M.Sc. PEC/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

BAHÉ, J. M. C. F., 2008, Estudo da Evaporação de Lixiviados de aterros Sanitários como Alternativa Tecnológica de Tratamento: testes em Bancada. Dissertação de M.Sc. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, Brasil.

BASSIN, João Paulo.; DEZOTTI, Marcia, Tratamento primário, secundário e terciário de efluentes. In: DEZOTTI, Marcia. **Processos e Técnicas para o Controle Ambiental de Efluentes Líquidos.** Rio de Janeiro: *e*-papers,

BRASIL. Lei n° 12.305 de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. *Diário Oficial da União*, Brasília, n. 1, pp. 1-21, 2 de ago 2010.

BIALOWIEC, A.; BARYLA, I. W.; AGOPSOWICZ, M. 2007. "The efficiency of evapotranspiration of landfill leachate in the soil–plant system with willow *Salix amygdalina* L.", *Waste Management*, v. 30, pp 356-361.

BIDONE, R. F, 2007, Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: Estudo de caso – Central de resíduos do recreio, em mina do Leão/RS. Dissertação de M.Sc. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, Brasil.

BILA, D. M, 2000, Aplicação de processos combinados no tratamento de chorume. Dissertação de M.Sc., PEQ/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

BILA, Daniele Maia.; AZEVEDO, Eduardo Bessa.; DEZOTTI, Marcia. Ozonização e Processos Oxidativos Avançados. In: DEZOTTI, Marcia. **Processos e Técnicas para o Controle Ambiental de Efluentes Líquidos.** Rio de Janeiro: *e*-papers, 2004.

BURNLEY, S.; PHILLIPS, R.; COLEMAN, T.; RAMPLING, T, 2011."Energy implications of the thermal recovery of biodegradable municipal waste materials in the United Kingdom",*Waste Management,* v. 31. pp 1949–1959.

CASSANO, D.; ZAPATA, A.; BRUNERRI, G.; MORO, D.; LACONI, C. D.; OLLER, I.; MALATO, S.; MASCOLO, G. 2011. "Comparison of several combined/integrated biological-AOPs setups for the treatment of municipal landfill leachate: Minimization of operating costs and effluent toxicity", Chemical Engineering Journal, v.172, pp. 250-257.

CHING, H. W.; TANAKA, T. S.; ELIMELECH, M. 1994. "Dynamics of coagulation of kaolin particles with ferric chloride", Desalination, v.28, pp. 599-569.

CONSONNI, S.; GIUGLIANO, M.; MASSARUTTO, A.; RAGAZZI, M.; SACCANI, C, 2011."Material and energy recovery in integrated waste management systems: Project overview and main results",*Waste Management,* v. 31.pp 2057-2065.

CORTEZ, S.; TEIXEIRA, P.; OLIVEIRA, R.; MOTA, M. 2013. "Evaluation of Fenton and ozone-based advanced oxidation processes as mature landfill leachate pre-treatments", Journal of Environmental Management, v.92, pp. 749-755.

DEMIRBAS, A, 2011."Waste management, waste resource facilities and waste conversion processes",*Energy Conversion and Management,* v. 52, pp. 1280–1287.

DOMINGO, J. L.; NADAL, M., 2009, "Domestic waste composting facilities: A review of human health risks", *Environment International,* v. 35.pp 382–389.

ELEFTHERIOU, P., 2002, "Energy from wastes: a possible alternative energy source for Cyprus' municipalities?", *Energy Conversion and Management,* v. 43. n. 15. pp 1969–1975.

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

FARQUHAR, G. J. *Leachate: productionandcharacterization*, Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Waterloo, Canadá, 1989.

FEHR, M.; SANTOS, F.C, 2009. "Landfill diversion: Moving from sanitary to economic targets", *Cities,* v. 26. n.5. pp 280–286.

FERRAZ, F. M, 2010, Recuperação da amônia liberada no processo de "airstripping" aplicado ao tratamento do lixiviado de aterros sanitários. Dissertação de M.Sc. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, Brasil.

FERREIRA, M. A. S., 2006, APLICAÇÃO DE MODELOS DE AVALIAÇÃO QUALITATIVA E QUANTITATIVA DOS PERCOLADOS GERADOS EM UM ATERRO SANITÁRIO. Dissertação de M.Sc. PEC/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

GETAHUN, T.; NIGUSIE, A.; ENTELE, T.; VAN GERVEN, T.; VAN DER BRUGGEN, B, 2012,"Effect of turning frequencies on composting biodegradable municipal solid waste quality", *Resources, Conservation and Recycling,* v. 65.pp 79–84.

GOMES, L. P. (coordenadora). *Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*. PROSAB – tema III, edital V. Rio de Janeiro, 2009.

GOTTSCHALK, C.; LIBRA, J. A.; SAUPE, A, **Ozonation of Water and Waste Water – A Practical Guide to Understand Ozone and its Applications**, 2 ed. WILEY-VCH Verlga GmbH & Co. KGaA, Weinheim, 2010.

GUO, J. S.; ABBAS, A. A.; CHEN, Y. P.; LIU, Z. P.; FANG, F.; CHEN, P. 2010. "Treatment of landfill leachate using a combined stripping, Fenton, SBR, and coagulation process", Journal of Hazardaous Materials, v. 178, pp. 699-705.

GUSTIN, S.; LOGAR, R. M. 2011. "Effect of pH, temperature and air flow rate on the continuous ammonia stripping of the anaerobic digestion effluent", Process Safety and Environmental Protection, v. 89, pp 61-66.

HASAR, H.; UNSAL, S. A.; IPEK, U.; KARATAS, S.; CINAR, O.; YAMAN, C. KINACI, C. 2009. "Stripping/flocculation/membrane bioreactor/reverse osmosis treatment of municipal landfill leachate", *Journal of Hazardous Materials*, v. 171, pp 309-317.

HOILIJOKI T, H.; KETTUNEN, R. H.; RINTALA, J.A., 1999."Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature",*Water Resources Research*, v. 34, n.5.pp 1435-1446.

IACONI, C., 2012. "Biological treatment and ozone oxidation: Integration or coupling?", *Bioresource Technology*, n.106. pp 63-68.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLOGICAS, IPT, *Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado*. 2 ed. São Paulo, IPT/CEMPRE, 2000.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A, 2005, *Tratamento de esgotos domésticos*. 4 ed., Rio de Janeiro, SEGRAC.

KELLEHER, B. P.; LEAHY, J. J.; HENIHAN, A. M.; DWYER, T. F.; SUTTON, D.; LEAHY, M. J. 2002." Advances in poultry litter disposal technology – a review", Bioresource Technology, v. 83, pp. 27-36.

KHERADMAND, S.; JASHNI, A. K.; SARTAJ, M. 2010." Treatment of municipal landfill leachate using a combined anaerobic digester and activated sludge system", Waste Management, v. 30, pp. 1025-1031.

LEMA, J. M.; MENDEZ, R.; BLAZQUEZ, R, 1988."CHARACTERISTICS OF LANDFILL LEACHATES AND ALTERNATIVES FOR THEIR TREATMENT: A REVIEW",*Water, Air, and Soil Pollution,* v. 40.pp 223–250.

LI, X. Z.; ZHAO, Q. L.; HAO, X.D, 1999 "Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation",*Waste Management*, v. 19, pp 409-415.

LI, X. Z.; ZHAO, Q. L., 1999, "Inhibition of microbial activity of activated sludge by ammonia in leachate", Environment lntemational, v. 25, n° 8, pp. 961-968.

LI, WEI.; HUA, T.; ZHOU, Q.; ZHANG, S; LI, F. 2010. "Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption", Desalination, v.264, pp. 56-62.

LIMA, L. M. L., 2004, *Lixo – Tratamento e Biorremediação.* 3 ed., Brasil, Hemus.

LIU, XIAN.; LI, X. M.; YANG, Q.; YUE, X.; SHEN, T. T.; ZHENG, W.; LUO, K.; SUN, Y. H.; ZENG, G. M. 2012. "Landfill leachate pretreatment by coagulation–flocculation process using iron-based coagulants: Optimization by response surface methodology", Chemical Engineering Journal, v. 200, pp. 39-51.

LI, WEI.; HUA, T.; ZHOU, Q.; ZHANG, S; LI, F. 2010. "Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption", Desalination, v.264, pp. 56-62.

LIU, XIAN.; LI, X. M.; YANG, Q.; YUE, X.; SHEN, T. T.; ZHENG, W.; LUO, K.; SUN, Y. H.; ZENG, G. M. 2012. "Landfill leachate pretreatment by coagulation–flocculation process using iron-based coagulants: Optimization by response surface methodology", Chemical Engineering Journal, v. 200, pp. 39-51.

LOUKIDOU, M.X.; ZOUBOULIS, A.I, 2001."Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment", *Environmental Pollution,* v. 111, pp 273-281.

MAHMUD, K.; HOSSAIN, M. D.; SHAMS, S. 2012." Different treatment strategies for highly polluted landfill leachate in developing countries", Waste Management, v. 32. pp 2096–2105.

MARAÑÓN, E.; CASTRILLÓN, L.; NAVA, Y. F.; MÉNDEZ, A. F.; SÁNCHEZ, A. F. 2008. Coagulation–flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification–denitrification plant", Journal of Hazardous Materials, v. 156, pp. 538-544.

OLLER, I.; MALATO, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J.A, 2011. "Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for wastewater decontamination—A review", *Science of the Total Environment*, v. 409. n. 20, pp. 4141-4166.

OAKLEY, S. M.; JIMENEZ, R, 2012."Sustainable sanitary landfills for neglected small cities in developing countries: The semi-mechanized trench method from Villanueva, Honduras",*Waste Management,* v. 32.pp 2535–2551.

OFFMANN, H., 2004. "Caracterização do funcionamento de ETE do tipo lodo ativado via imagem microscópica – estudo na Região da Grande Florianópolis". In: XI SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – SILUBESA. Anais, ABES, Natal, RN, 2004. CD ROM.

PACEY, J.F.; AUGENSTEIN, D.; MORCK, R.; REINHART, D.; YAZDANI, R., 2001. The Bioreactor Lanfill. www.forester.net.

PALMA, L. D.; FERRANTELLI, P.; CARLO M.; PETRUCCI, E. 2002."Treatment of industrial landfill leachate by means of evaporation and reverse osmosis",*Waste Management*, v. 22, pp 951-955.

PASQUALINI, L. N, 2010, Estudo da oxidação de matéria orgânica de lixiviado de aterro sanitário por meio de tratamento com ozônio, peróxido de hidrogênio e radiação ultravioleta. Dissertação de M.Sc. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, Brasil.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P, 2008."Landfill leachate treatment: Review and opportunity",*Journal of Hazardous Materials,* v. 150.pp 468-493.

SILVA,F. C. V.; SILVA, M. E. F.; QUEDA, C. C.; FONSECA, A.; SARAIVA, I.; SOUZA, M. A.; GONÇALVES, C.; ALPENDURADA, M.F.; BOAVENTURA, R. A. R.; VILAR, V. J. P. 2013. "Multistage treatment system for raw leachate from sanitary landfill combining biological nitrificationedenitrification/solar photo-Fenton/biological processes, at a scale close to industrial e Biodegradability enhancement and evolution profile of trace pollutants", Water Research, v. 47. pp 6167–6186.

SILVA, F. M. S, 2008,Avaliação do método de precipitação química associado ao stripping de amônia no tratamento do lixiviado do aterro da MURIBECA-PE. Dissertação de M.Sc. UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO, Recife, PE, Brasil.

SYAFALNI.; LIM, H. K.; ISMAIL, N.; ABUSTAN, I.; MURSHED, M. F.; AHMAD, A. 2012. "Treatment of landfill leachate by using lateritic soil as a natural coagulant", Journal of Environmental Management, v. 112, pp. 353-359.

SINGH, S. K.; TOWNSEND, T. G.; BOYER, T. H. 2012. "Evaluation of coagulation ($FeCl_3$) and anion exchange (MIEX) for stabilized landfill leachate treatment and high-pressure membrane pretreatment", Separation and Purification Technology, v. 96, pp. 96-106.

SLATER, R.A.; FREDERICKSON, J., 2001,"Composting municipal waste in the UK: some lessons from Europe", *Resources, Conservation and Recycling,* v. 32.pp 359–374.

TABASOVÁ, A.; KROPÁ, J.; KERMES, K.; NEMET, A.; STEHLÍK, P., 2012, "Waste-to-energy technologies: Impact on environment", *Energy,* v. 44, pp. 146-155.

THEEPHARAKSAPAN, S.; CHIEMCHAISRI, C.; CHIEMCHAISRI, W.; YAMAMOTO, K, 2011, "Removal of pollutants and reduction of bio-toxicity in a full scale chemical coagulation and reverse osmosis leachate treatment system",*Bioresource Technology*, v. 102, pp 5381–5388.

TOZETTO, C. M., 2008, Modelagem matemática de aterros sanitários com a simulação hidrológica da geração de lixiviado: estudo de caso do aterro sanitário de Curitiba. Dissertação de M.Sc. UFPR, Curitiba, PR, Brasil.

VEDRENNE, M.; MEDRANO, R. V.; GARCIA, D. P.; URIBE, B. A. F.; IBANEZ, J. G. 2012. "Characterization and detoxification of a mature landfill leachate using a combined coagulation–flocculation/photo Fenton treatment", Journal of Hazardous Materials, v. 205, pp. 208-215.

WILLIAMS, P. T., "Environmental and Health Impact of Solid Waste Management Activities". *In chapter: Emissions from Solid Waste Management Activities*, pp. 141-165, Leeds – UK, 2002.

YANG, L.; WANG, H.; WANG, H.; WANG, D.; WANG, Y, 2011."Solid waste plasma disposal plant",*Journal of Electrostatics,* v. 69.pp 411-413.

YU, J.; ZHOU, S.; WANG, W, 2010. “Combined treatment of domestic wastewater with landfill leachate by using A2/O process”,*Journal of Hazardous Materials,* v. 178. pp 81-88.

WISZNIOWSKI, J.; GÓRSKA, S.; ROBERT, D.; WEBER, J. V. 2007.“The effect of landfill leachate composition on organics and nitrogen removal in an activated sludge system with bentonite additive”, Journal of Environmental Management, v. 85, pp. 59-68.

WU, J. J.; WU, C. C.; MA, H. W.; CHANG, C. C. 2004. “Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes”, Chemosphere, v. 54, pp. 997-1003.

ZHANG, T.; DING, L.; REN, H. 2009. “Pretreatment of ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation”,*Journal of Hazardous Materials*, v. 166, pp 911-915.

ZHANG, Q.; DOR, L.; ZHANG, L.; YANG, W,; BLASIAK, W. 2012. “Performance analysis of municipal solid waste gasification with steam in a Plasma Gasification Melting reactor”, Applied Energy, v. 98, pp 219-229.

ZHAO, X.; WEI, X.; XIA, P.; LIU, H.; QU, J. 2013. “Removal and transformation characterization of refractory componentes from biologically treated landfill leachate by Fe2+/NaClO and Fenton oxidation”, Journal of Hazardaous Materials, v. 116, pp. 107-113.