

APLICAÇÃO DA OZONIZAÇÃO E DO REATIVO DE FENTON COMO PRÉ-
TRATAMENTO DE CHORUME COM OS OBJETIVOS DE REDUÇÃO DA
TOXICIDADE E DO IMPACTO NO PROCESSO BIOLÓGICO

Flávia Simões Ferreira Rodrigues

TESE DE MESTRADO SUBMETIDA A COPPE/UFRJ, PROGRAMA DE
ENGENHARIA CIVIL, ÁREA DE RECURSOS HÍDRICOS, COMO PARTE DOS
REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM
CIÊNCIAS (M.SC.)

Aprovada por:

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

Prof. José Paulo Soares de Azevedo, Ph. D.

Prof. Isaac Volschan Júnior, D. Sc.

Prof. Juacyara Carbonelli Campos, D. Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ – BRASIL

AGOSTO DE 2004

RODRIGUES, FLÁVIA SIMÕES FERREIRA

Aplicação da ozonização e do reativo de Fenton como pré-tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico [Rio de Janeiro] 2004

XI, 79p. 29,7 cm (COPPE/UFRJ, M.Sc., Engenharia Civil, 2004)

Tese de mestrado – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE

1. Tratamento de chorume.

I. COPPE/UFRJ II. Título (série).

AGRADECIMENTOS

Aos meus orientadores, Márcia Walquíria de Carvalho Dezotti (PEQ/COPPE/UFRJ) e José Paulo Soares de Azevedo (PEC/COPPE/UFRJ).

A todos os meus colegas de mestrado, principalmente ao pessoal do Laboratório de Controle de Poluição das Águas, Carol, Antônio, Alessandra, Vinícius, Simone e principalmente a Dani, pela paciência e grande ajuda.

Ao Sr. José Carlos Pires e o pessoal da COMLURB pela possibilidade de acesso e coleta de chorume no Aterro de Gramacho.

A Flavio Ferreira Rodrigues pela ajuda na coleta do chorume.

A Eci Simões Ferreira Rodrigues pelo empréstimo do carro.

Ao PEQ pela possibilidade de aprendizado e utilização dos seus laboratórios.

Ao CNPq pela bolsa de Auxílio ao Mestrado.

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

APLICAÇÃO DA OZONIZAÇÃO E DO REATIVO DE FENTON COMO PRÉ-
TRATAMENTO DE CHORUME COM OS OBJETIVOS DE REDUÇÃO DA
TOXICIDADE E DO IMPACTO NO PROCESSO BIOLÓGICO

Flávia Simões Ferreira Rodrigues

Agosto/2004

Orientadores: Márcia Walquíria de Carvalho Dezotti
José Paulo Soares de Azevedo

Programa: Engenharia Civil

O presente trabalho teve como objetivo estudar a combinação de diferentes processos de tratamento utilizando-se como efluente o chorume do Aterro Metropolitano de Gramacho, localizado em Duque de Caxias – RJ. Este lixiviado é caracterizado pela alta complexidade e toxicidade, requerendo, portanto, processos de tratamento mais sofisticados. Investigou-se, então, a remoção de DQO e COD do efluente após uma seqüência de tratamento composta por tratamento primário (processo físico-químico) seguido por remoção de amônia por arraste com ar, processos oxidativos avançados (ozonização e reativo de Fenton) e, por fim, tratamento biológico.

Observou-se que o tratamento primário alcançou remoções de 45% de DQO, 58% de COD e 85% de cor. Os processos oxidativos testados mostraram-se eficientes no aumento da biodegradabilidade do chorume, sobretudo nas amostras ozonizadas. O processo biológico apresentou bons resultados, tanto na remoção de matéria orgânica quanto na caracterização e sedimentabilidade do lodo biológico. As remoções totais dos parâmetros DQO e COD alcançadas nos tratamentos combinados foram de cerca de 88% de COD para as amostras tratadas com Fenton, 91% e 94% de DQO e 95% de COD respectivamente, para as amostras ozonizadas.

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

THE USE OF OZONATION AND FENTON REAGENT AS A PRELIMINARY
TREATMENT OF LEACHATE WITH THE AIMS OF REDUCTION OF TOXICITY
AND THE IMPACT ON THE BIOLOGICAL PROCESS

Flávia Simões Ferreira Rodrigues

August/2004

Advisors: Márcia Walquíria de Carvalho Dezotti
José Paulo Soares de Azevedo

Department: Civil Engineering

The aim of this project was to study the combination of different processes to treat the Gramacho's landfill leachate, in Duque de Caxias – RJ. This leachate is characterized by its high complexity and toxicity, requiring more sophisticated processes to be treated. The removal of COD and DOC were observed after a sequence of treatment composed by primary treatment (physical-chemical process), followed by ammonia removal by air-stripping, advanced oxidative processes (ozonation and Fenton) and, finally, biological treatment.

It was observed that the primary treatment reduced the values of COD in 45%, DOC in 58% and color in 85%. The oxidative processes studied were effective to increase the biodegradability of the leachate, especially the ozonized samples. The biological process had good results in organic matter removal so far as the biological sludge composition and sedimentation. The reductions of COD and DOC in the combined treatment were about 88% of DOC for the samples treated by Fenton, 91% and 94% of COD and 95% of DOC respectively, for the ozonized samples.

ÍNDICE

1 – INTRODUÇÃO E OBJETIVOS.....	1
2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
2.1 – ATERRO METROPOLITANO DE GRAMACHO	6
2.2 – CARACTERIZAÇÃO DO CHORUME.....	7
2.2.1 – Quantidade de Chorume Produzido	11
2.2.2 – Qualidade do Chorume Produzido.....	12
2.3 – TÉCNICAS DE TRATAMENTO DE CHORUME.....	13
2.3.1 – Recirculação de Chorume no Aterro.....	14
2.3.2 – Passagem por “Wetlands”	15
2.3.3 – Coagulação Química e Eletrocoagulação	16
2.3.4 – Remoção da Amônia.....	18
2.3.5 – Processos Oxidativos	19
2.3.5.1 – Ozonização.....	20
2.3.5.2 – Reativo de Fenton	24
2.3.6 – Processos Biológicos	26
2.3.6.1 – Processos Biológicos Aeróbios	27
2.3.6.1.1 – Processo de Lodos Ativados	27
2.3.6.1.2 – Lagoas Aeradas.....	30
2.3.6.1.3 – Filtros Biológicos	31
2.3.6.2 – Processos Biológicos Anaeróbios	31
2.3.6.2.1 – Lagoas Anaeróbias.....	31
2.3.6.2.2 – Filtro Anaeróbio	32
2.3.6.2.3 – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (RAFA)	32
2.3.7 – Processos de Separação por Membranas	33
2.4 – HISTÓRICO DA PESQUISA DO CHORUME DE GRAMACHO NO LABPOL	34
3 – MATERIAIS E MÉTODOS.....	36
3.1 – COLETA, PRESERVAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE	36
3.1.1 – pH.....	37
3.1.2 – Cloreto	37
3.1.3 – Demanda Química de Oxigênio.....	37
3.1.4 – Carbono Orgânico Dissolvido Total	37
3.1.5 – Amônia.....	38
3.1.6 – Turbidez	38
3.1.7 – Cor aparente e cor real	38
3.2 – TRATAMENTO PRIMÁRIO	39
3.2.1 – Procedimento Experimental.....	39
3.2.2 – Métodos Analíticos Empregados no Tratamento Primário.....	40
3.3 – REMOÇÃO DA AMÔNIA	40
3.3.1 – Procedimento Experimental.....	40
3.3.2 – Métodos Analíticos Empregados na Remoção da Amônia.....	41
3.4 – OZONIZAÇÃO	41
3.4.1 – Procedimento Experimental.....	41
3.4.2 – Métodos Analíticos Empregados na Ozonização	43
3.5 – REATIVO DE FENTON.....	43
3.5.1 – Procedimento Experimental.....	43
3.5.2 – Métodos Analíticos Empregados no Reativo de Fenton.....	44
3.6 – TRATAMENTO BIOLÓGICO	44

3.6.1 – Procedimento Experimental.....	44
3.6.2 – Métodos Analíticos Empregados no Tratamento Biológico.....	46
3.7 – OBSERVAÇÕES MICROSCÓPICAS DO LODO DO TRATAMENTO BIOLÓGICO	47
4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
4.1 – CARACTERIZAÇÃO DO CHORUME.....	48
4.2 – TRATAMENTO PRIMÁRIO	49
4.3 – REMOÇÃO DA AMÔNIA	51
4.4 – OZONIZAÇÃO	52
4.5 – REATIVO DE FENTON.....	55
4.6 – TRATAMENTO BIOLÓGICO	57
4.6.1 – Resultados da Tratabilidade.....	57
4.6.2 – Observações Microscópicas do Lodo	61
4.7 – REMOÇÕES ALCANÇADAS NO TRATAMENTO COMBINADO	67
5 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	72
6 – BIBLIOGRAFIA	74

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 – O homem e o lixo	1
Figura 1.2 – Percentuais de destinação do lixo no Brasil	2
Figura 1.3 – Localização do Aterro Metropolitano de Gramacho	3
Figura 1.4 – Estação de tratamento de chorume do Aterro de Gramacho	4
Figura 1.5 – Seqüências de tratamentos aplicados ao tratamento do chorume	5
Figura 2.1 – Princípio de geração do O ₃	21
Figura 2.2 – Esquema de tratamento combinado de chorume utilizando eletro-Fenton	26
Figura 2.3 – Esquema de um floco de lodo ativado	27
Figura 2.4 – Esquema de um sistema de lodos ativados	28
Figura 3.1 – Ponto de coleta do chorume	36
Figura 3.2 – Planta piloto do processo de ozonização	42
Figura 3.3 – Esquema do dispositivo experimental utilizado no Fenton.....	44
Figura 3.4 – Esquema do sistema usado no tratamento biológico em batelada	45
Figura 3.5 – Reatores utilizados no tratamento biológico em batelada	46
Figura 4.1 – Remoção de DQO e COD no tratamento primário	50
Figura 4.2 – Remoção de cor no tratamento primário	51
Figura 4.3 – Remoção da amônia em 3 momentos distintos.....	52
Figura 4.4 – Remoção da amônia ao final de 5 cinco dias de arraste com ar	52
Figura 4.5 – Foto do chorume nas etapas de tratamento	53
Figura 4.6 – Remoção de DQO e COD na ozonização	54
Figura 4.7 – Remoção de cor na ozonização	54
Figura 4.8 – Remoção de COD no processo de Fenton	56
Figura 4.9 – Remoção de cor no processo de Fenton	57
Figura 4.10 – Foto dos reatores após o tratamento biológico	58
Figura 4.11 – Resultados de remoção de DQO no tratamento biológico	59
Figura 4.12 – Resultados de remoção de COD no tratamento biológico	60
Figura 4.13 – Microscopia do lodo da ETE (aumento 400x)	61
Figura 4.14 – Presença de protozoários no lodo da ETE (aumento 400x)	62
Figura 4.15 – Microscopia dos lodos ativados no 1º dia de aclimação	63
Figura 4.16 – Microscopia dos lodos ativados no 3º dia de aclimação	64
Figura 4.17 – Microscopia dos lodos ativados no 3º dia de aclimação	65

Figura 4.18 – Fotografia dos lodos ativados dos reatores no final do teste de tratabilidade	66
Figura 4.19 – Remoção de DQO ao final do tratamento combinado do chorume ozonizado com 1,5gO ₃ /L.....	68
Figura 4.20 – Remoção de DQO ao final do tratamento combinado do chorume ozonizado com 2,0gO ₃ /L.....	68
Figura 4.21 – Remoção de COD ao final do tratamento combinado do chorume ozonizado com 1,5gO ₃ /L.....	68
Figura 4.22 – Remoção de COD ao final do tratamento combinado do chorume ozonizado com 2,0gO ₃ /L.....	69
Figura 4.23 – Remoção de COD ao final do tratamento combinado do chorume tratado por Fenton.....	69
Figura 4.24 – Eficiências de remoção de DQO nos POA e no tratamento biológico.....	70
Figura 4.25 – Eficiências de remoção de COD nos POA e no tratamento biológico ..	70

ÍNDICE DAS TABELAS

Tabela 2.1 – Valores médios de DQO, DBO e pH para diferentes aterros	12
Tabela 2.2 – Íons que podem ser encontrados no chorume e possíveis fontes	13
Tabela 2.3 – Alguns parâmetros medidos no chorume de Gramacho	13
Tabela 2.4 – Formas da amônia de acordo com o pH do meio	19
Tabela 2.5 – Potenciais de oxidação de alguns oxidantes em água	22
Tabela 2.6 – Problemas comuns nos lodos ativados e suas possíveis causas	29
Tabela 4.1 – Composição do chorume do Aterro de Gramacho	48
Tabela 4.2 – Parâmetros do chorume de Gramacho apresentados pela TECMA	49
Tabela 4.3 – pH e concentração dos reagentes utilizados no tratamento primário	50
Tabela 4.4 – Resultados no tratamento primário	50
Tabela 4.5 – Resultados obtidos no processo de ozonização	55
Tabela 4.6 – Resultados dos testes com reativo de Fenton	56
Tabela 4.7 – Remoções de DQO e COD do chorume após o tratamento biológico ...	59
Tabela 4.8 – Volume de lodo gerado ao final do teste de tratabilidade	67
Tabela 4.9 – Faixas de DQO e COD alcançadas pelos tratamentos	67
Tabela 4.10 – Eficiência de remoção de DQO e COD alcançadas pelos tratamentos .	69
Tabela 4.11 – Eficiência total de remoção de DQO e COD no final dos tratamentos .	64

LISTA DE ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ARSI	Aterro de Resíduos Sólidos Industriais
CH ₄	Metano
CO ₂	Dióxido de Carbono
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COT	Carbono Orgânico Total
COMLURB	Companhia de Limpeza Urbana do Município do Rio de Janeiro
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPA	Environmental Protection Agency
ETC	Estação de Tratamento de Chorume
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto ou Efluentes
FeCl ₃	Cloreto férrico
H ₂ O	Água
H ₂ O ₂	Peróxido de Hidrogênio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IVL	Índice Volumétrico de Lodo
NaOH	Hidróxido de sódio
NBR	Norma Brasileira
NH ₃	amônia livre
NH ₄ ⁺	amônia ionizada
O ₂	Oxigênio
O ₃	Ozônio
•OH	Radical Hidroxila
pH	Potencial de Hidrogênio
POA	Processos Oxidativos Avançados
R•	Radical
SS	Sólidos Suspensos
SST	Sólidos em Suspensão Totais
SSV	Sólidos em Suspensão Voláteis
UV	Radiação Ultra Violeta

1 – INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

Desde a Antigüidade, quando o homem deixou de ser nômade e começou a formar conglomerados e fixar-se em determinados locais, o problema da destinação e tratamento dos resíduos também se iniciou, pois toda atividade humana, quer seja ela doméstica, comercial ou industrial, acaba gerando algum tipo de resíduo.

Inicialmente, os detritos eliminados pelo homem eram basicamente de origem orgânica, de relativa fácil decomposição, e como as cidades eram, em sua maioria, pequenas, os processos naturais de degradação acabavam transformando essa matéria orgânica e a própria natureza se encarregava de absorvê-la. Com o passar dos anos a população mundial aumentou muito, sobretudo nos centros urbanos. Além disso, os hábitos da espécie humana se modificaram, principalmente após a Revolução Industrial, quando novos produtos começaram a ser desenvolvidos



Figura 1.1 – O homem e o lixo¹

com base nos avanços da ciência e da tecnologia. Esses fatos favoreceram, não só o aumento da geração de resíduos, mas também a dificuldade de tratá-los, pois vários materiais perigosos (sobretudo produtos químicos) e não biodegradáveis vêm sendo desenvolvidos e introduzidos ao nosso cotidiano.

Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico do IBGE do ano de 2000 [32], são coletadas diariamente no Brasil 228.413 toneladas de resíduos, sendo cerca de 51.000 toneladas encaminhadas para lixões, locais não-fixos e áreas alagadas,

¹ Fonte: SOUZA, M. de, Revista Cebolinha nº 56, agosto de 1991.

85.000 para aterros controlados, 83.000 para aterros sanitários, 9.000 para reciclagem e compostagem e 1.000 toneladas são incineradas. Os danos ao meio ambiente e à saúde pública, devido a poluição de solos, cursos e lençóis d'água e do ar, são as conseqüências diretas da destinação incorreta dos resíduos sólidos [21]. A Figura 1.2 apresenta os percentuais das destinações finais do lixo no Brasil, ainda segundo dados do IBGE (2000).

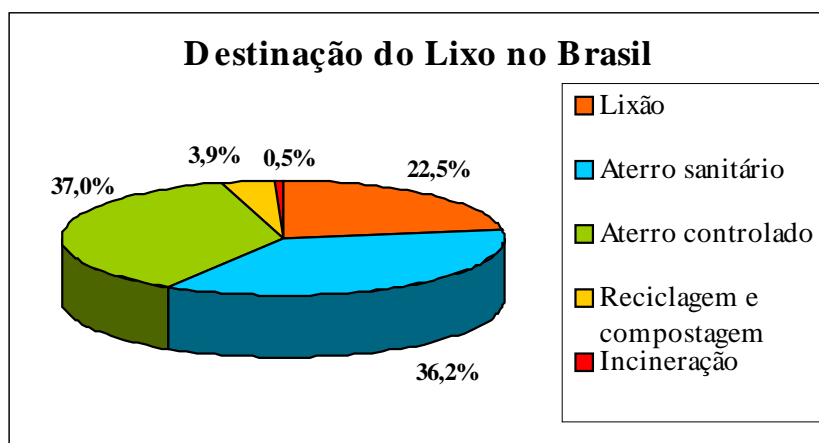


Figura 1.2 – Percentuais de destinação do lixo no Brasil (IBGE, 2000)

É bem verdade que os números apresentados pelo IBGE não retratam a real situação da destinação final dos resíduos no Brasil, uma vez que esses dados são compilados a partir de informações fornecidas pelas Prefeituras dos Municípios, as quais nem sempre apresentam as informações corretas, visto que a realidade, muitas das vezes, é omitida por parte dos Prefeitos, ou por falta de informação ou para esconder problemas devidos a má administração na questão da disposição final dos resíduos. Ainda assim, deve-se ressaltar que a preocupação com a correta destinação do lixo vêm aumentando, sobretudo nos grandes centros geradores, onde a opinião pública e a ação de órgãos fiscalizadores têm maior poder de interferência.

A percolação da água da chuva na massa de lixo e a umidade presente nos resíduos, sobretudo os orgânicos, geram um líquido comumente chamado de chorume. Este líquido, em geral, apresenta alto poder de poluição e toxicidade, elevada concentração de matéria orgânica e grande variabilidade na sua composição - tornando-se de tratamento complexo - uma vez que depende diretamente do tipo de resíduo que o origina.

A crescente demanda por água e a má qualidade de vários mananciais, tanto superficiais quanto subterrâneos, têm contribuído para o aumento da escassez de água para consumo humano. Portanto, a correta coleta, destinação e/ou tratamento do chorume se fazem extremamente necessárias, uma vez que trata-se de um líquido altamente tóxico para o meio ambiente, sobretudo para os ambientes aquáticos.

No caso do Aterro Metropolitano de Gramacho, o corpo receptor de grande parte do chorume produzido é a Baía de Guanabara, cartão postal da cidade do Rio de Janeiro. A Baía serviu, durante muitos anos, de destinação final de vários tipos de rejeitos, dentre eles destacam-se o esgoto de várias cidades e indústrias localizadas no seu entorno e os cerca de 500 m³ de chorume produzidos diariamente no Aterro. Atualmente este vazadouro, que já recebeu resíduos de maneira indiscriminada, sem qualquer tipo de tratamento, durante vários anos, é classificado como “aterro controlado”. A partir de 1995 a área passou por diversas obras de engenharia, as quais objetivaram a minimização dos impactos negativos causados pela inadequada disposição do lixo. Atualmente são depositados diariamente cerca de 8.000 toneladas de resíduos no Aterro, os quais produzem, em média, 500 m³ de chorume por dia, que são encaminhados para uma lagoa de homogeneização e de lá seguem para uma estação de tratamento, a qual trata cerca de um terço do volume total produzido. O sistema utilizado é bastante avançado e, conseqüentemente, de alto custo, pois possui um tratamento terciário através de membranas de nanofiltração. As Figuras 1.3 e 1.4 ilustram, respectivamente, a localização do aterro e a estação de tratamento de chorume.



Figura 1.3 – Aterro Metropolitano de Gramacho localizado entre a Baía de Guanabara (à direita) e o rio Sarapuí (à esquerda) ²

² Fonte: www.resol.com.br, acesso em 15/06/2004.



Figura 1.4 – Estação de tratamento de chorume do Aterro de Gramacho³

Dentro deste contexto, este trabalho teve o objetivo de estudar sistemas combinando diferentes processos para o tratamento do chorume do Aterro Metropolitano de Gramacho, localizado no Município de Duque de Caxias – RJ. Este chorume é de alta complexidade, pois apresenta uma grande quantidade de compostos recalcitrantes devidos à avançada idade do aterro (iniciado em 1976) e à descontrolada disposição de lixo feita durante muitos anos, inclusive de resíduos industriais. Apresenta ainda um alto teor de compostos nitrogenados, além de alta salinidade.

No presente trabalho, foram estudados vários processos, obedecendo a seguinte seqüência: tratamento primário a partir de um processo físico-químico para remover parte da demanda química de oxigênio (DQO) e dos sólidos suspensos (SS); posteriormente foi feita a remoção parcial da amônia por arraste com o intuito de diminuir a toxicidade do chorume; em seguida foram utilizados dois processos oxidativos avançados (POA) distintos – ozonização e reativo de Fenton – com o objetivo principal de diminuir a recalcitrância de alguns compostos, ou seja, aumentar a biodegradabilidade do efluente e, por último, um tratamento biológico através do processo de lodos ativados para remoção de parte da matéria orgânica biodegradável. A Figura 1.5 apresenta os dois fluxogramas dos sistemas propostos.

³ Fonte: www2.rio.rj.gov.br/comlurb/serv_atgramacho.htm, acesso em 20/04/2004.

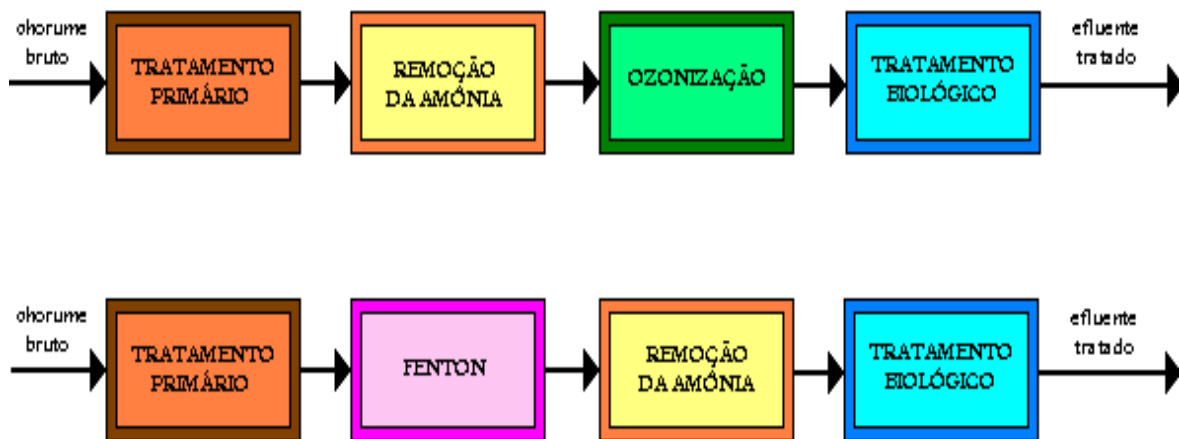


Figura 1.5 – Seqüências de tratamentos aplicados ao tratamento do chorume.

No tratamento primário foi utilizado um coagulante químico (cloreto férrico) combinado com um polieletrólito catiônico. Na remoção da amônia utilizou-se o processo de arraste com ar, elevando-se o pH do chorume até a faixa de 12,0. No processo reativo de Fenton foram testadas diferentes dosagens de sulfato de ferro e de peróxido de hidrogênio para verificação das concentrações que culminavam em melhores resultados. Na ozonização foram testadas duas concentrações de ozônio para comparação dos resultados no aumento de biodegradabilidade. Por fim, no tratamento biológico foram realizados testes de tratabilidade em reatores em batelada, inoculando biomassa previamente aclimatada.

2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 – Aterro Metropolitano de Gramacho

O Aterro Metropolitano de Gramacho está localizado no Município de Duque de Caxias, Rio de Janeiro, ocupa uma área de 1,3 km² às margens da Baía de Guanabara, e foi implantado no ano de 1976 sob responsabilidade da Companhia Municipal de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro – COMLURB. A área recebeu resíduos de forma descontrolada durante quase duas décadas, tendo sido inclusive vazadouro de resíduos industriais, os quais, em geral, apresentam alta toxicidade. Em 1995, a Prefeitura do Rio de Janeiro iniciou um programa de recuperação do lixão, transformando-o em Aterro Controlado.

Atualmente o Aterro possui sistema de drenagem e queima de gases, cobertura diária dos resíduos, usina de triagem de lixo (existem cerca de 800 catadores cadastrados para trabalhar em toda área do aterro, sendo 150 cooperativados), um anel que circunda toda a área do aterro, revestido por argila de baixíssima permeabilidade, o qual é responsável pela contenção e captação de grande parte do chorume produzido (que é encaminhado para uma estação de tratamento). A área recebe cerca de 8.000 toneladas de resíduos por dia vindos das cidades do Rio de Janeiro, Duque de Caxias, São João de Meriti e Nilópolis e está previsto o seu fechamento para o final do ano de 2004. A produção de chorume é estimada em cerca de 500 m³/dia, dos quais cerca de 1/3 são tratados e os outros 2/3 são recirculados na área do aterro.

Análises mostram que o chorume deste aterro apresenta alta salinidade, alta concentração de compostos nitrogenados e materiais orgânicos recalcitrantes de baixa biodegradabilidade. Segundo SILVA [63] muitos compostos têm alta massa molar. Em testes de separação com membranas de 5.000 Da (apresenta retenção de moléculas orgânicas grandes – por exemplo, corresponde a 28 moléculas de glicose agrupadas) observou-se a redução de cerca de 50% da DQO do chorume filtrado por essa membrana. Deve-se ressaltar que não só o tamanho, mas também a forma vão definir a propensão das moléculas serem retidas pelas membranas, pois moléculas grandes mas de forma alongada têm capacidade de permear pelos poros de algumas membranas.

Desta forma, o chorume de Gramacho caracteriza-se por ser altamente tóxico e particularmente problemático de ser tratado.

O Aterro Metropolitano de Gramacho apresenta uma Estação de Tratamento de Chorume (ETC), a qual trata cerca de 1/3 do volume total de lixiviado produzido diariamente. A estação passou por vários ajustes e atualmente é composta por equalização em lagoa, tratamento físico-químico de coagulação e clarificação e correção do pH, seguida de tratamento biológico aeróbio por lodos ativados, filtração e polimento através de membranas de nanofiltração [23]. A sofisticação do sistema deve-se à alta complexidade do efluente.

2.2 – Caracterização do Chorume

O chorume é originado a partir da degradação dos resíduos e da percolação da água da chuva no lixo, a qual dissolve os compostos orgânicos e inorgânicos. A decomposição biológica do lixo governará a produção de gás e a composição do chorume, que dependerão, fundamentalmente, da qualidade do resíduo disposto e da fase em que o processo se encontra.

De forma geral, o processo de decomposição do lixo se dá em três fases: a aeróbia, a acetogênica e, por último, a metanogênica.

Na primeira fase há uma grande liberação de calor e o chorume produzido nesta fase apresenta elevadas concentrações de sais de alta solubilidade, inclusive alguns contendo metais. Os microrganismos aeróbios, ou seja, aqueles que utilizam oxigênio na decomposição de matéria orgânica, dão início à decomposição do lixo. Esta fase é relativamente curta, durando em média um mês, uma vez que a quantidade limitada de oxigênio presente no meio é consumida rapidamente [35].

Após a diminuição da quantidade de oxigênio, começam a predominar microrganismos anaeróbios facultativos, ou seja, aqueles que preferencialmente não usam o oxigênio no metabolismo, podendo, porém utilizá-lo. Esses microrganismos são chamados de bactérias acetogênicas. Essas bactérias convertem o material orgânico particulado em dissolvido a partir do processo de hidrólise. Em seguida dá-se o processo

fermentativo. Durante esta segunda fase, que pode perdurar por alguns anos, são produzidos compostos orgânicos simples e de alta solubilidade, principalmente ácidos graxos voláteis, como o ácido acético, e também amônia. Estes ácidos se misturam com a água percolada pela massa de lixo, fazendo com que o pH do chorume caia consideravelmente, para valores que podem variar de 4 a 6. Nesta fase, em geral a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é alta [35].

Na terceira e última fase, os compostos orgânicos formados na fase acetogênica começam a ser consumidos por microrganismos estritamente anaeróbios, denominados arqueas metanogênicas. Com o consumo dos ácidos voláteis, o valor do pH volta a subir, favorecendo o aparecimento desses organismos que desenvolvem-se preferencialmente em meios com pH próximo ao neutro (7,0). As arqueas metanogênicas transformam os compostos orgânicos em metano (CH₄) e gás carbônico (CO₂). Nesta última fase, a DBO tende a diminuir.

Além das fases da decomposição do lixo, o tipo de material disposto no aterro também vai influenciar sobremaneira na composição do chorume. Portanto, a caracterização dos resíduos contribui para um melhor entendimento dos compostos presentes no lixiviado.

São considerados resíduos todos os produtos não aproveitáveis das atividades humanas (doméstico, comercial, industrial, de serviços de saúde) ou aqueles gerados pela natureza, tais como, galhos, folhas e areia. Atualmente, conforme a norma NBR 10.004 da ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), a qual foi revista recentemente, os resíduos sólidos podem ser classificados da seguinte forma:

- **Classe I - Perigosos:** aqueles que oferecem maior risco ao meio ambiente e à saúde, como lixo industrial e das unidades de saúde;
- **Classe II - Não-perigosos.**

Ainda segundo a NBR 10.004, os resíduos classe II são divididos em duas categorias:

- **A** – não inertes – resíduos do lixo doméstico; e
- **B** – inertes: resíduos que não se degradam ou não se decompõem quando dispostos no solo, tais como entulhos de construção, pedras e areia.

Dependendo do tipo de resíduo, deve-se aplicar tratamentos diferenciados. No caso dos resíduos classe I, que normalmente têm destino controlado pelo órgão ambiental devido à sua alta periculosidade, é recomendada a disposição em aterro de resíduos sólidos industriais (ARSI) que devem ser permanentemente monitorados, inclusive após o fechamento do aterro, devem ter sistemas de contenção de percolado (impermeabilização de fundo) e, no caso de materiais agressivos, a contenção deve ser de material especial. Outra solução para os resíduos classe I é a incineração. Ambas as soluções têm as suas vantagens e desvantagens que, de acordo com o tipo de resíduo, uma se destacará em relação à outra. No caso dos ARSI a grande desvantagem está no alto custo de impermeabilização de fundo e, dependendo do resíduo, o passivo ambiental que é deixado. A incineração tem a vantagem de minimizar volumes, muito embora os custos para tal tratamento ainda sejam proibitivos para a maioria das indústrias brasileiras. Uma medida interessante existente para a minimização do problema dos resíduos na indústria é a Bolsa de Resíduos que consiste num “mercado” de rejeitos, onde as unidades cadastradas colocam seus resíduos a venda, pois, o que é resíduo em uma indústria, pode servir de matéria prima para outra.

Os resíduos classe III não apresentam tantos efeitos quanto os classe I no tocante a toxicidade, embora ainda sejam um problema ambiental devido à sua má disposição, uma vez que terrenos baldios, lagoas e rios são os destinos considerados “mais adequados” para esses resíduos por boa parte da população brasileira. Em geral, em municípios dotados de aterros sanitários ou controlados, os resíduos inertes são utilizados como material para cobertura de células de lixo ou ainda servem de base para a área de trânsito de caminhões de lixo.

Os resíduos classe II normalmente são encaminhados para aterros sanitários, usinas de reciclagem e compostagem ou incinerados. Os países europeus têm, gradativamente, aumentado o percentual de resíduos domésticos encaminhados para a incineração. Aqui no Brasil a incineração ainda é um sistema economicamente inviável, sobretudo para pequenos municípios. O pesquisador Luciano Bastos, do Instituto Virtual Internacional de Mudanças Globais da Universidade Federal do Rio de Janeiro (IVIG/COPPE/UFRJ), tem realizado estudos para a utilização de resíduos sólidos urbanos como combustível para pequenas usinas termelétricas.

A reciclagem, que a primeira vista aparece como alternativa óbvia, esbarra em questões econômicas e culturais oriundas do alto custo de implantação e manutenção de usinas de triagem de lixo e de coleta diferenciada e da falta de hábito da população brasileira em separar o seu lixo. A distância entre os centros geradores de recicláveis e as indústrias recicladoras também pode ser um fator limitante para a utilização dessa solução para a questão dos resíduos. Materiais recicláveis de alto valor agregado têm maior facilidade de entrada no mercado, os quais são preferidos pelos catadores autônomos (agentes importantíssimos para o fomento da indústria da reciclagem no Brasil).

A compostagem de orgânicos depende de grandes áreas, pois a estabilização dos resíduos demanda um grande período de tempo (cerca de 90 dias) e gera odores que, nem sempre, agradam à vizinhança. Outra questão é a qualidade e o destino do composto. Lixos contaminados com metais não devem ser utilizados para compostagem e o centro produtor de adubo orgânico deve estar relativamente próximo ao consumidor para não encarecer o produto por questões de transporte e falta de demanda.

Diante desses fatos, atualmente a solução mais utilizada para a questão do lixo no Brasil é o aterro sanitário. De acordo com a norma NBR 8419/84 da ABNT, aterro sanitário é considerado como uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se for necessário. Dentre os princípios de engenharia citados na norma, ao se planejar e operar um aterro sanitário devem ser considerados os seguintes elementos: seleção da área adequada, projeto do aterro, método de execução e operação, controle de águas superficiais e drenagem de líquidos percolados, controle de gases, monitoramento da qualidade ambiental e encerramento do aterro [19]. A vida útil de um aterro vai depender diretamente do volume de lixo produzido pela região contribuinte do aterro. A quantidade e a qualidade do lixo é diretamente ligada às condições sócio-econômicas da população. Por exemplo, em geral, regiões mais ricas produzem mais lixo do que as mais pobres, em contrapartida, o lixo “classe A” tem mais recicláveis enquanto que o das camadas menos favorecidas apresenta maior quantidade de matéria

orgânica. O clima da região também pode alterar a composição do lixo. Em dias chuvosos, o seu peso específico é maior.

2.2.1 – Quantidade de Chorume Produzido

O projeto de aterro sanitário é concebido de modo que o máximo possível dos líquidos percolados pela massa de resíduos permaneça dentro dos limites da área do aterro, reduzindo os riscos de impacto ao meio ambiente. Assim sendo, é necessário que o aterro tenha um sistema de coleta, armazenamento e, se possível, tratamento do chorume. Portanto, primeiramente, deve-se prever a quantidade de chorume que será produzida.

De forma simplificada, pode-se dizer que o volume de lixiviado a ser drenado depende, principalmente, da precipitação na área do aterro, do escoamento superficial da água de chuva em função da declividade e do tipo de cobertura da superfície do aterro, da evapotranspiração local, da capacidade de retenção de água do lixo e do material de cobertura (sendo esses quatro últimos em função do projeto e operação do aterro). Regiões com alta pluviosidade têm tendência a produzir maior volume de chorume. Argilas compactadas sobre as células de lixo favorecem a diminuição de percolação de água e, conseqüentemente, do volume de lixiviado.

Portanto, a estimativa da produção de chorume é motivo de pesquisa, pois ainda não se chegou a uma maneira simples e precisa de se calcular esse parâmetro. Existem alguns métodos e modelos utilizados com esse intuito, destacando-se o método de Balanço das Águas ou o modelo determinístico HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance) recomendado pela EPA (Environmental Protection Agency) dos Estados Unidos, muito embora, este último tenha apresentado variações nas previsões de 3 a 170% em relação aos resultados reais obtidos. Em HAMADA & ABEICHE [29] foi apresentada uma metodologia baseada na compilação de ábacos, gráficos, tabelas, formulações empíricas e equações exponenciais que permitem a estimativa da quantidade de chorume produzida.

2.2.2 – Qualidade do Chorume Produzido

A qualidade do percolato produzido depende diretamente do tipo de resíduo depositado, do regime pluviométrico da região e da idade e tipo de operação do aterro. Esses fatores fazem com que parâmetros tais como DQO, DBO e pH variem bruscamente de um aterro para outro e até mesmo no mesmo aterro. Na Tabela 2.1 estão apresentados valores de DQO, DBO e pH (valores médios) de vazadouros de lixo de algumas localidades.

Tabela 2.1 – Valores médios de DQO, DBO e pH para diferentes aterros

LOCALIDADES	DQO (mgO ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	PH
Niterói ⁽¹⁾	11.500	4.000	8,0
Rio de Janeiro ⁽²⁾	3.470	494	8,0
Belo Horizonte ⁽³⁾	1.543	176	n.d.*
Brasília ⁽⁴⁾	800	n.d.*	7,6
Porto Alegre ⁽⁵⁾	9.379	4.976	8,4
USA ⁽⁶⁾	18.000	10.000	6,0

(1) Sisino *et al.*, 1995 [64]

(2) Silva, 2002 [63]

(3) Cintra *et al.*, 2001 [15]

(4) Santos *et al.*, 1998 [61]

(5) Fleck *et al.*, 2002 [20]

(6) Tchobanoglous *et al.*, 1993 [66]

(*) não disponível

Observando-se a tabela 2.1 constata-se que o chorume, diferentemente do esgoto doméstico, apresenta grande variabilidade, sobretudo nos valores de DQO (de 800 a 18.000 mgO₂/L) e DBO (176 a 10.000 mgO₂/L). O pH, como foi dito anteriormente, vai depender da idade do aterro. Em geral, aterros mais antigos têm pH mais básicos, enquanto que os mais novos apresentam valores de pH mais baixos. A relação DQO/DBO é também menor em aterros mais jovens.

Outra característica do chorume é a sua alta toxicidade. Apresenta altos teores de amônia (normalmente acima de 1.500 mg/L em Gramacho, por exemplo). A toxicidade deste efluente é nociva, não só para os organismos naturais dos ecossistemas, mas também para as bactérias utilizadas na degradação e estabilização de substratos. Outro fator de relevância na caracterização do chorume é a presença de metais. Não são raros os casos de lixiviados com altas concentrações de metais, sobretudo em aterros que já receberam resíduos industriais. A Tabela 2.2 [8] lista diversos íons que podem ser encontrados no chorume e suas possíveis fontes.

Tabela 2.2 – Íons que podem ser encontrados no chorume e possíveis fontes

Íons	Fontes
Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos
PO_4^{3-} , NO_3^- , CO_3^{2-}	Material orgânico
Al^{3+}	Latas descartáveis, 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)
As^{3+} , Sb^{3+} , Cr^{x+}	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos
Cl^- , Br^- , Ag^+	Tubos de PVC, negativos de filmes e raio-X

Os íons apresentados na Tabela 2.2 normalmente se combinam com espécies doadoras de elétrons, como o íon cianeto (CN^-), formando complexos (p.ex. $Cd^{2+} + CN^- \rightarrow CdCN^+$). Também podem se ligar a cadeias curtas de carbono, o que os torna solúveis em tecidos animais, podendo atravessar membranas biológicas (p.ex. $CH_3 - S - Pb - S - CH_3$)[8].

Durante o período de 1992 a 1998 foram realizadas quatro campanhas de caracterização do chorume do aterro de Gramacho, feitas por empresas distintas, e os valores médios de alguns parâmetros estão descritos na Tabela 2.3 [23].

Tabela 2.3 – Alguns parâmetros medidos no chorume de Gramacho

Parâmetros	COPPE/UFRJ (1992)	GEOPROJETOS (1995)	Hidroquímica (1997)	TECMA (1998)
Cloreto (mg Cl/L)	8.169	-	-	3.534
DBO (mg O ₂ /L)	468	3.232	857	494
DQO (mg O ₂ /L)	6.924	8.805	3.792	2.694
pH	8,3	7,9	8,2	8,0
STD (mg/L)*	24.575	-	-	8.240
SDV (mg/L)**	5.881	-	-	1.240
Sulfato (mg SO ₄ /L)	1.871	-	-	500

* STD – sólidos totais dissolvidos

** SDV – sólidos dissolvidos voláteis

2.3 – Técnicas de Tratamento de Chorume

Diante dos graves problemas que o chorume pode causar ao meio ambiente [8, 18, 23, 55, 63, 64], é crescente a preocupação com a destinação deste efluente. O número de aterros sanitários e controlados e os resíduos a eles destinados têm

aumentado muito, e este fato é muito importante, pois o tratamento do chorume só é possível caso haja a sua coleta, o que nos lixões torna-se impossível tal tarefa.

Os estudos relacionados a sistemas de tratamento de chorume também têm crescido muito. Diferentes processos têm sido pesquisados, apresentando resultados distintos. Esta variedade de sistemas deve-se, sobretudo, à grande variação do efluente, que, em cada caso, vai apresentar comportamentos diferentes diante de cada processo empregado. Na pesquisa bibliográfica procurou-se levantar algumas técnicas que têm sido utilizadas no tratamento do chorume, descritas a seguir:

2.3.1 – Recirculação de Chorume no Aterro

A recirculação de chorume na área já coberta do aterro é considerada um método de tratamento, já que propicia a degradação de constituintes do chorume através da atividade biológica e reações físico-químicas que ocorrem no interior da massa de lixo. Por exemplo, os ácidos orgânicos presentes no percolado são convertidos em metano e dióxido de carbono. Cabe ressaltar que um aterro sanitário é um grande reator (não controlado) anaeróbico e a recirculação do chorume aumenta o seu tempo dentro do reator [51, 66]. O efeito da aceleração na estabilização da matéria orgânica presente nos resíduos aterrados promovida pela recirculação de chorume foi estudado por vários autores [14, 51, 56, 57, 66]. Em todos os trabalhos é destacada a redução do volume por evaporação. Em países tropicais, como é o caso do Brasil, a recirculação diminui significativamente o volume de chorume em função das condições climáticas favoráveis (alta temperatura ambiente, ventos, radiação solar, etc.). Outra vantagem da recirculação do chorume é a garantia de uma maior flexibilização do gerenciamento das variações da quantidade de chorume.

A respeito das transformações da qualidade do chorume através da percolação nos solos existe estudo recente da Faculdade de Engenharia de Bauri (UNESP), no qual colunas de solos arenosos em diferentes graus de compactação foram submetidas à percolação de chorume. Em todos os casos observou-se uma melhora na qualidade do efluente, muito embora, devido ao curto período do experimento, não

tenham sido estudados os efeitos da colmatção dos interstícios do solo ao longo do tempo e a sua consequência na eficiência de remoção de contaminantes [10].

Um cuidado que se deve ter na recirculação do chorume diz respeito a questão da estabilidade dos taludes do aterro, pois uma vez que o líquido é injetado no solo, aumentam-se as chances de rompimentos devido a umidade.

2.3.2 – Passagem por “Wetlands”

O termo wetland é utilizado para caracterizar vários ecossistemas naturais que ficam parcial ou totalmente inundados durante o ano. Na natureza são representados pelas várzeas dos rios, igapós na Amazônia, os banhados, os pântanos, os manguezais em regiões costeiras, as formações lacustres de baixa profundidade em toda extensão ou em parte, entre outros. Os wetlands artificiais imitam esses ecossistemas naturais com o objetivo de melhoria da qualidade do efluente. A ação depuradora desses sistemas é devida a vários fatores, destacando-se os seguintes: a absorção de partículas pelo sistema radicular das plantas; a absorção de nutrientes e metais pelas plantas; a ação de microrganismos associados à rizosfera e o transporte de oxigênio para a rizosfera. O fenômeno da evapotranspiração contribui para a redução do volume produzido. Estudo nesse sentido foi feito por PIRES [55] onde os chorumes bruto e tratado foram submetidos à passagem por um wetland contendo plantas do tipo taboa e junco. O tempo de detenção hidráulica foi de 5 dias e os resultados foram as reduções de 20 e 32% do volume de chorume bruto e tratado, respectivamente. Cabe ressaltar que o estudo foi conduzido por 11 meses, período que não apresentou altos índices pluviométricos. Portanto, é necessário que a pesquisa seja conduzida por um maior período de tempo para que se tenha resultados mais conclusivos. Resultados referentes à qualidade do efluente também não foram considerados neste estudo.

Além do junco e da taboa, algumas espécies de gramíneas também podem ser utilizadas com o objetivo de remoção de matéria orgânica.

Dentre as principais vantagens desses sistemas, pode-se destacar o baixo custo de implantação, alta eficiência de remoção de contaminantes e alta produção de biomassa (devida às altas concentrações de amônia do chorume) que pode ser utilizada

na produção de ração animal, biofertilizantes e energia. No caso de aproveitamento da biomassa em agropecuária deve-se ter o cuidado de analisar a quantidade de metais pesados presentes na vegetação desenvolvida, pois não é raro que se tenha casos de chorume com altos teores de metais. Em URASE *et al.* [68] tem-se a descrição do comportamento dos metais nos percolados de aterros sanitários. Nesse caso, a vegetação deve ser utilizada apenas para produção de energia ou disposta em área própria do aterro. No caso em que a vegetação formada tenha que ser disposta em aterro, a grande produção vegetal seria, na realidade, uma desvantagem do sistema.

Alguns autores [24, 27, 60]¹ destacam a utilização de sistemas de wetlands como estágio de polimento, após um tratamento prévio, em geral biológico. Nesse caso, o wetland tem a função de remover alguma carga orgânica ainda presente no efluente ou para remoção de amônia e da denitrificação do nitrato produzido no tratamento biológico.

2.3.3 – Coagulação Química e Eletrocoagulação

Os processos físico-químicos têm como objetivo remover sólidos em suspensão a partir da desestabilização das cargas elétricas na superfície das partículas coloidais presentes no efluente. Com a desestabilização das cargas das partículas, elas tendem a se agrupar formando partículas maiores e, conseqüentemente, mais pesadas que tendem a sedimentar.

A teoria das reações dos processos físico-químicos é bastante complexa, bem como a cinética de sedimentação, merecendo atenção de vários pesquisadores que apresentaram publicações a esse respeito [2, 25, 52, 53, 62].

Para a desestabilização elétrica dessas partículas são utilizados produtos químicos, comumente chamados de coagulantes, ou é aplicada a eletrocoagulação.

No primeiro caso, são mais efetivamente usados como coagulantes químicos: sais de alumínio, sais de ferro e polieletrólitos [16]. A coagulação é função principalmente dos produtos da hidrólise desses sais no efluente, os quais, de acordo com o pH do meio, favorecerão a ocorrência de uma ou outra espécie química.

Para auxiliar o processo de coagulação, são utilizadas substâncias chamadas de polieletrólitos, as quais são compostas por moléculas orgânicas de cadeia longa que possuem cargas iônicas em sua estrutura. São comumente chamados de floculantes e podem ser catiônicos, aniônicos ou não-iônicos, conforme a carga da cadeia polimérica. Na floculação, o processo de aglutinação das partículas se dá por adsorção. A carga do polímero atua neutralizando as cargas em suspensão no meio e o grupo funcional, quanto mais atuante, mais facilitará a adsorção das partículas ao polímero [62].

A fim de se determinar a melhor dosagem de produtos químicos e o pH ótimo que produzirão melhor qualidade do efluente clarificado, testes controlados são feitos sob diferentes condições. O Teste de Jarro ou “Jar Test” é ainda o ensaio mais largamente utilizado no controle da coagulação/floculação. Estes ensaios devem reproduzir, da melhor maneira possível, as condições de projeto da coagulação/floculação, no que diz respeito ao tempo de mistura e velocidade de agitação. O equipamento do “Jar Test” pode realizar até seis testes ao mesmo tempo, o que possibilita uma comparação imediata e avaliação da melhor dosagem de coagulante e floculante a ser usada no processo, podendo-se ainda considerar o tempo de decantação e a qualidade do líquido clarificado [62].

Em estudo realizado por BILA [8], foram testados quatro coagulantes distintos conjugados com polieletrólitos para tratar o chorume de Gramacho. Os melhores resultados foram obtidos utilizando-se cloreto férrico e sulfato de alumínio, ambos adicionados ao chorume com pH corrigido para aproximadamente 4,5, chegando-se a uma eficiência de remoção de cerca de 43% e 40% de DQO, respectivamente, e de 31% e 25% de COD (carbono orgânico dissolvido).

Na eletrocoagulação são utilizados pares de eletrodos que, a partir de uma diferença de potencial, desestabilizam as partículas coloidais, promovendo a aglutinação desses sólidos.

No caso de aterros mais antigos, onde o chorume, em geral, já é velho e o tratamento biológico torna-se ineficiente, pode-se utilizar o processo eletroquímico, uma vez que o efluente ainda apresenta altos teores de sólidos suspensos e cor. Segundo TSAI *et al.* [67], a eletrocoagulação é eficiente para remover matéria orgânica de chorume, retirando moléculas pequenas e grandes. Neste estudo foram utilizados dois

pares de eletrodos (Fe-Cu e Al-Cu), alcançando, em ambos os casos, remoções de 30 a 50% de DQO.

Inicialmente, na ETC de Gramacho foi testado o processo de eletrocoagulação como tratamento primário. O chorume passava por calhas eletrolíticas que promoviam a desestabilização das partículas, mas, devido à alta taxa de recirculação do efluente, o processo tornou-se ineficiente e foi posteriormente abandonado [23].

A grande desvantagem da coagulação/floculação/sedimentação é a geração de lodo, que deve ser corretamente disposto.

2.3.4 – Remoção da Amônia

O nitrogênio é um dos principais nutrientes utilizados pelas bactérias. É resultante de processos bioquímicos e apresenta-se sob as formas de nitrogênio orgânico, amônia ou nitritos (NO_2^-) e nitratos (NO_3^-). A amônia pode estar na forma livre (NH_3) ou ionizada (NH_4^+), dependendo do pH do meio. É utilizada pelas bactérias heterotróficas e autotróficas no processo de anabolismo e, para que seja absorvida pelos microrganismos, deve apresentar-se numa forma assimilável pelos mesmos, como amônia e nitrato [71].

Um dos principais problemas do chorume é o seu alto teor de amônia. A amônia livre, quando em concentrações mais altas, contribui para o aumento de toxicidade dos efluentes, afetando peixes e inibindo o metabolismo de microrganismos. Pode ser removida das águas residuárias por volatilização, através de processo físico de arraste com ar. Para tanto, é necessário elevar o pH do meio de modo que favoreça a transformação do íon amônio em amônia livre. Na Tabela 2.4 [71] são apresentadas as faixas de pH e as formas predominantes da amônia correspondentes. Em esgotos verificou-se que os percentuais de NH_3 em relação ao NH_4^+ crescem quando o pH e a temperatura aumentam [71]. Em estudo feito por REIS *et al.* [58] verificou-se a diminuição da toxicidade em peixes da amônia na forma não-ionizada com o aumento do pH e da temperatura.

Tabela 2.4 – Formas da amônia de acordo com o pH do meio

pH	FORMA DA AMÔNIA
< 8	Praticamente toda a amônia na forma de NH_4^+
8 – 11	Aproximadamente 50% NH_3 e 50% NH_4^+
> 11	Praticamente toda a amônia na forma de NH_3

O processo de arraste é simples embora apresente algumas desvantagens, como elevado custo de operação (devido ao alto consumo de energia elétrica), liberação de amônia para a atmosfera e, em casos onde a cal é utilizada para aumentar o pH, entupimento de tubulações pela formação de carbonato de cálcio.

LI *et al.* [45] demonstram a utilização de produtos químicos para a precipitação da amônia na forma de fosfato de magnésio-amônia. Os pesquisadores utilizaram combinações de três produtos químicos (fosfatos de sódio, magnésio e cálcio) e obtiveram ótimos resultados, sendo que em uma das proporções baixaram o teor de amônia de 5.618 para 112 mg/L em 15 minutos, gerando lodos bastante sólidos, os quais poderiam ser dispostos em aterro sem a necessidade de tratamento posterior para desidratação. Uma desvantagem desse processo químico foi a alta concentração de sais do efluente devida às reações químicas, que poderiam prejudicar o funcionamento de um posterior tratamento biológico.

Nos processos baseados na volatilização da amônia, esta pode ser capturada e reaproveitada, uma vez que a amônia é muito comumente utilizada como adubo.

2.3.5 – Processos Oxidativos

A oxidação química é o processo no qual elétrons são removidos de uma substância aumentando o seu estado de oxidação. Na maioria dos casos, a oxidação de compostos orgânicos, embora seja termodinamicamente favorável, é de cinética lenta. Alguns processos oxidativos têm a grande vantagem de não gerarem subprodutos sólidos (lodo) e não haver transferência de fase do poluente (como adsorção em carvão ativo, por exemplo). Os produtos finais são gás carbônico (CO_2) e água (H_2O). Como exemplos pode-se citar a utilização de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e de ozônio (O_3).

Quando o agente oxidante tratar-se do cloro (Cl₂) ou seus derivados (p. ex. o hipoclorito), deve-se ter muito cuidado quando o efluente apresentar altos teores de matéria orgânica, pois, pode-se ter como subprodutos compostos organoclorados, os quais, em alguns casos, apresentam propriedades carcinogênicas, teratogênicas e mutagênicas. O permanganato é outro agente oxidante bastante usado na oxidação de poluentes.

Em geral, a grande desvantagem dos processos oxidativos é o alto custo e vêm sendo empregados no tratamento de chorumes de aterros velhos, uma vez que apresentam baixa biodegradabilidade e alta concentração de compostos recalcitrantes [31, 50, 65].

Os Processos Oxidativos Avançados são aqueles em que o agente oxidante é o radical hidroxila ([•]OH).

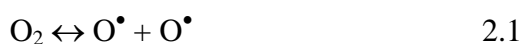
A seguir detalharemos dois processos oxidativos avançados – a ozonização e o reativo de Fenton – os quais foram estudados neste trabalho.

2.3.5.1 – Ozonização

A ozonização é um processo oxidativo, no qual o agente oxidante utilizado é o ozônio (O₃). O ozônio é um gás existente no meio ambiente natural. É uma forma alotrópica do oxigênio pois é formado por três de seus átomos. É gerado a partir de descargas elétricas nas moléculas de oxigênio (O₂).

As reações envolvidas na ozonização podem ser diretamente do ozônio com as substâncias orgânicas presentes no efluente ou indiretamente através dos radicais [•]OH.

As reações 2.1 e 2.2 apresentam o princípio de formação do ozônio, bem como a Figura 2.1 onde está representada esquematicamente a geração do O₃:



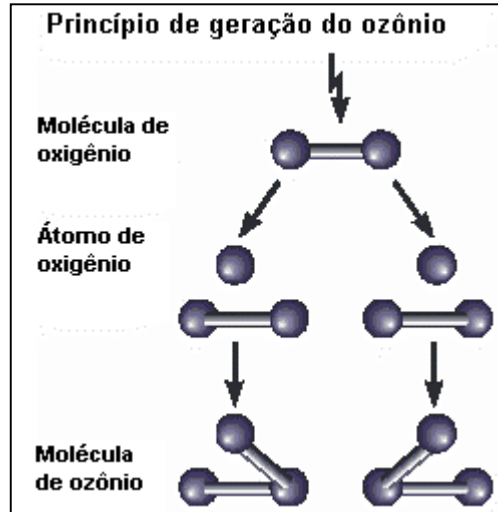


Figura 2.1 – Princípio de geração do O₃⁴

A partir da decomposição do ozônio são gerados radicais hidroxila $\bullet\text{OH}$ que possuem alto poder oxidativo, conforme as equações 2.3 e 2.4.



O interesse no uso do ozônio em tratamentos de efluentes têm aumentado consideravelmente nos últimos anos devido a uma série de vantagens deste processo. Dentre elas pode-se citar o alto potencial de oxidação do ozônio que, mesmo em baixas concentrações, apresenta alta eficiência na decomposição de matéria orgânica, a adição de oxigênio à água, a baixa sensibilidade a alterações de temperatura. Muito embora os custos de produção de ozônio tenham diminuído nos últimos anos, a ozonização é ainda um processo de alto custo. Outras desvantagens deste processo são a baixa seletividade, a alta reatividade e instabilidade do agente oxidante, impedindo seu transporte, armazenamento e permanência por longo período na água (taxas de decréscimo de O₃ residual muito altas). Na Tabela 2.5 [8] estão listados os potenciais de oxidação dos oxidantes mais comuns.

⁴ Fonte: www.okte.com.br/site/web/verpagina.asp?cod=66

Tabela 2.5 – Potenciais de oxidação de alguns oxidantes em água

Oxidantes	Potencial de Oxidação (eV)
Radical Hidroxila	2,80
Oxigênio Atômico	2,42
Ozônio	2,07
Peróxido de hidrogênio	1,77
Permanganato	1,67
Dióxido de Cloro	1,50
Hipoclorito	1,49
Cloro	1,36
Oxigênio	1,23

Como pode-se constatar, o radical hidroxila é a espécie com maior potencial de oxidação. Talvez por essa razão os Processos Oxidativos Avançados (POA) baseados nesta espécie vêm ganhando atenção e difusão [17].

A formação dos radicais hidroxila pode ser intensificada na ozonização a partir da adição de peróxido de hidrogênio (H₂O₂), catalisadores e, em efluentes clarificados, a conjugação de radiação ultravioleta (UV). Estudos demonstram que, na presença de UV, o consumo de O₃ pode ser reduzido em cerca de 30%. Os POA conjugados com a radiação ultravioleta (O₃/UV, H₂O₂/UV e O₃/ H₂O₂/UV - Ultrox) empregam a fotólise por UV do peróxido e/ou do ozônio com a finalidade de formação de radicais hidroxila, conforme as reações 2.5 a 2.9 [17].



Os radicais $\cdot\text{OH}$, como foi dito anteriormente, têm baixa seletividade, alta instabilidade e tempo de vida curto. Quando estão na presença de compostos orgânicos podem desencadear uma série de reações, degradando, muitas das vezes, até a forma de dióxido de carbono, água e sais orgânicos.

Em casos de compostos difíceis de serem degradados, a relação custo-benefício da ozonização até a transformação em CO₂ e H₂O nem sempre é favorável

devido às altas dosagens e ao alto custo do ozônio. Em casos como este, pode-se aplicar o ozônio como um pré-tratamento, ou seja, usa-se uma menor dosagem de O₃ com o objetivo de degradar parcialmente moléculas de difícil biodegradação, aumentando a biodegradabilidade e diminuindo, conseqüentemente, o tempo de retenção requerido no tratamento biológico, representando um incremento na eficiência do processo. LEITZKE *et al.* [44] e IMAI *et al.* [34]¹ relataram em seus estudos que os produtos da ozonização são geralmente menores e mais facilmente biodegradáveis do que seus precursores.

Estudos aplicando ozônio no tratamento de efluentes de indústria têxtil demonstram a melhoria no processo de coagulação e floculação devido à formação, após a ozonização, de grupos carboxílicos e fenólicos, os quais auxiliam a adsorção de compostos orgânicos e hidróxidos metálicos [30].

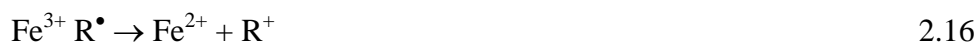
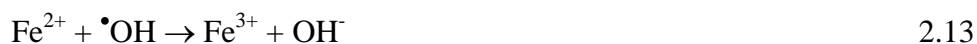
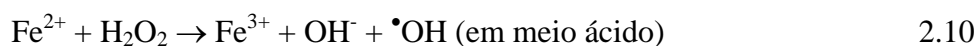
Os POA têm se mostrado uma tecnologia eficiente no tratamento de contaminantes, sendo largamente empregados no tratamento de águas de subsolo e de superfícies contaminadas, efluentes industriais, água potável, chorume de aterros sanitários e esgoto doméstico [8].

Alguns trabalhos na literatura destacam o uso da ozonização no tratamento de chorume [31, 63, 65]. HUANG *et al.* [31] e SILVA [63] observam que o processo de ozonização é eficiente para a remoção de cor do efluente. Porém, a eficiência do ozônio na remoção de carbono orgânico total e amônia é baixa. O aumento da biodegradabilidade do efluente foi verificada em alguns estudos, pois através da oxidação química, moléculas refratárias ao tratamento biológico são transformadas em moléculas menores, de mais fácil biodegradação, portanto, geralmente há um aumento na relação DBO/DQO [4, 5, 6, 26, 34, 40, 44].

A ozonização pode ainda ser usada como tratamento terciário, ou seja, após o tratamento biológico o efluente passa por um polimento através da adição de pequenas concentrações de ozônio, a fim de remover os eventuais compostos recalcitrantes remanescentes [6].

2.3.5.2 – Reativo de Fenton

O Reativo de Fenton é um processo físico-químico que consiste na combinação de um sal de ferro com peróxido de hidrogênio (H₂O₂) em meio ácido. A reação 2.10 promove a geração de radicais hidroxila, os quais, como foi dito anteriormente, têm alto poder oxidante. O ferro III produzido reage com o peróxido e o radical HO₂[•] que leva a regeneração de ferro II, conforme as reações 2.14 e 2.15, sendo também possível reagir com radicais orgânicos intermediários, conforme a reação 2.16, realimentando parte do processo. Este conjunto de reações caracteriza o processo de reativo de Fenton.

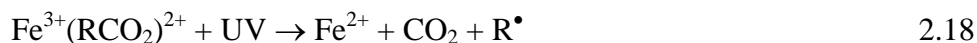


Segundo BIGDA [7] o processo de reativo de Fenton é uma das tecnologias mais eficientes na remoção de poluentes orgânicos de soluções aquosas, pois oxida facilmente compostos orgânicos. Ainda segundo o mesmo autor, o processo se dá em quatro estágios, quais sejam: ajuste de pH, oxidação, neutralização e coagulação/precipitação. O ajuste de pH é necessário, pois a reação deve se dar em meio ácido. Efetivamente, a remoção de poluentes se dá nos estágios de oxidação e coagulação/precipitação. LEE *et al.* [43] relata que a eficiência de remoção através da formação de complexos de ferro na precipitação é maior do que àquela referente à oxidação na reação com o peróxido de hidrogênio.

No entanto, existem algumas espécies que apresentam resistência à oxidação por Fenton. Dentre elas pode-se citar alcanos clorados pequenos, parafinas e ácidos carboxílicos de cadeia curta [7].

O controle das variáveis envolvidas no processo (pH, dosagens de ferro e peróxido) é muito importante para o aumento da eficiência de remoção dos poluentes. De acordo com KANG *et al.* [39] a faixa de pH que se tem a maior eficiência na remoção de DQO de chorume pré-tratado na coagulação por Fenton é de 3 a 6. O aumento da temperatura também contribui para o aumento da remoção da DQO [49]. A dosagem de peróxido é importante na determinação da eficiência de degradação, enquanto a concentração de ferro condiciona a cinética da reação [13]. Segundo a literatura, a concentração de ferro normalmente utilizada para se ter bons resultados é em torno de um décimo da concentração de peróxido [38, 69]. Estudos com efluentes industriais demonstraram que nos 10 primeiros minutos de reação ocorre mais de 90% da degradação total e que o aumento da temperatura melhora a eficiência de remoção de DQO, embora de maneira pouco significativa [49].

Assim como na ozonização, o processo de reativo de Fenton pode ser catalisado a partir da combinação com a radiação ultravioleta. Este processo é denominado como Foto-Fenton. As reações 2.17 a 2.19 descrevem, de maneira resumida, o processo:



O ferro III é facilmente complexado com outros compostos, tornando-se estável e interrompendo a reação. A introdução da radiação UV quebra o complexo férrico gerando ferro II, que é interessante para a continuidade da reação 2.18.

Outro processo de tratamento de chorume descrito na literatura é o Eletro-Fenton. Este método representa a combinação de um processo eletroquímico com a oxidação por Fenton. Sua lógica é maximizar os potenciais oxidativos de cada um dos processos, combinando-os de maneira sinérgica. Neste processo não há a adição de sais de ferro. A fonte de Fe^{2+} são placas introduzidas no efluente junto com o peróxido de hidrogênio e submetidas a uma corrente elétrica. Durante o tratamento, uma certa quantidade de ferro é continuamente dissolvida no efluente a partir da placa anódica.

Na Figura 2.2 encontra-se ilustrado um esquema do fluxograma de processo realizado em estudo com o chorume de um aterro antigo localizado ao Norte de Taiwan [47].

Na pesquisa, o efluente passou por um tratamento primário (coagulação/floculação/sedimentação) seguido pelo processo de eletro-Fenton e, finalmente, por um processo biológico. A remoção de DQO alcançada nas duas primeiras etapas do tratamento foi superior a 85%.

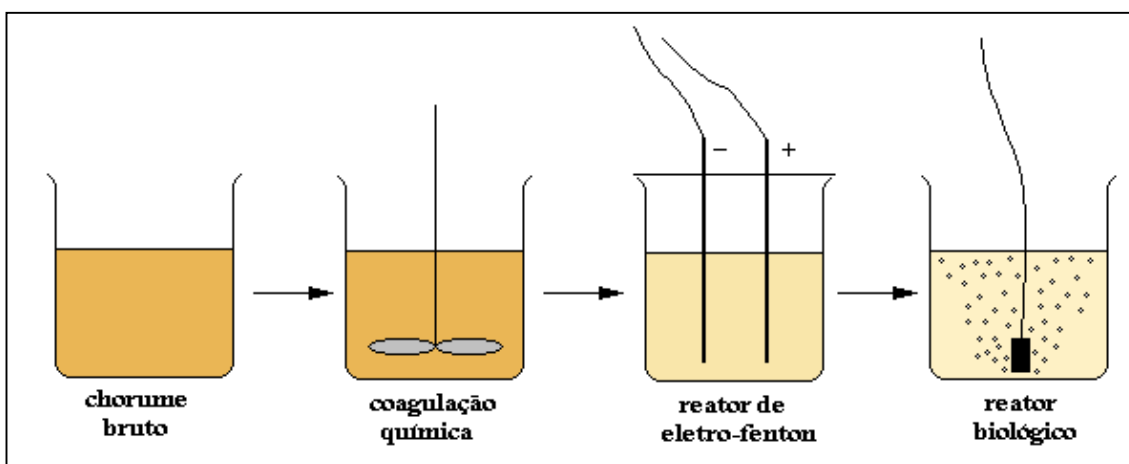


Figura 2.2 – Esquema de tratamento combinado de chorume utilizando eletro-Fenton

2.3.6 – Processos Biológicos

Os processos biológicos consistem em métodos de tratamento nos quais a remoção de contaminantes ocorre por meio de atividade biológica [70].

Em geral, os processos biológicos apresentam boa eficiência no tratamento de chorumes novos, os quais possuem maior concentração de matéria orgânica biodegradável. Já em aterros velhos, onde o chorume produzido apresenta baixa biodegradabilidade, esses processos normalmente são empregados em conjunto com outros processos de tratamento, de modo a aumentar a eficiência dos sistemas.

A seguir descreveremos alguns processos biológicos aeróbios e anaeróbios utilizados no tratamento de chorume, quais sejam: lodos ativados, lagoas aeradas, filtros biológicos, lagoas anaeróbias, filtro anaeróbio e reator anaeróbio de fluxo ascendente.

2.3.6.1 – Processos Biológicos Aeróbios

2.3.6.1.1 – Processo de Lodos Ativados

O sistema de lodos ativados é amplamente utilizado, a nível mundial, para o tratamento de despejos industriais. Segundo JORDÃO [37] lodo ativado é o flocos produzido num esgoto bruto ou decantado pelo crescimento de bactérias zoogléias ou outros organismos, na presença de oxigênio dissolvido, e acumulado em concentrações suficientes graças ao retorno de outros flocos previamente formados. Essas bactérias, em contato com o substrato e na presença de oxigênio, têm a capacidade de estabilizar e remover a matéria orgânica biodegradável. As principais unidades integrantes da etapa biológica deste sistema são o tanque de aeração (reator), o tanque de decantação e a recirculação do lodo. No reator ocorrem as reações bioquímicas de remoção de matéria orgânica.

Os sistemas de lodos ativados podem ser de fluxo contínuo ou intermitente (batelada). No primeiro caso, o lodo sedimenta no decantador secundário, permitindo que o efluente tratado saia clarificado. O processo de sedimentação da biomassa só é possível graças à propriedade dos microrganismos presentes no lodo ativado de se agruparem em flocos, a partir de uma matriz gelatinosa, facilitando a decantação. A Figura 2.3 apresenta um esquema de um flocos de lodo ativado.

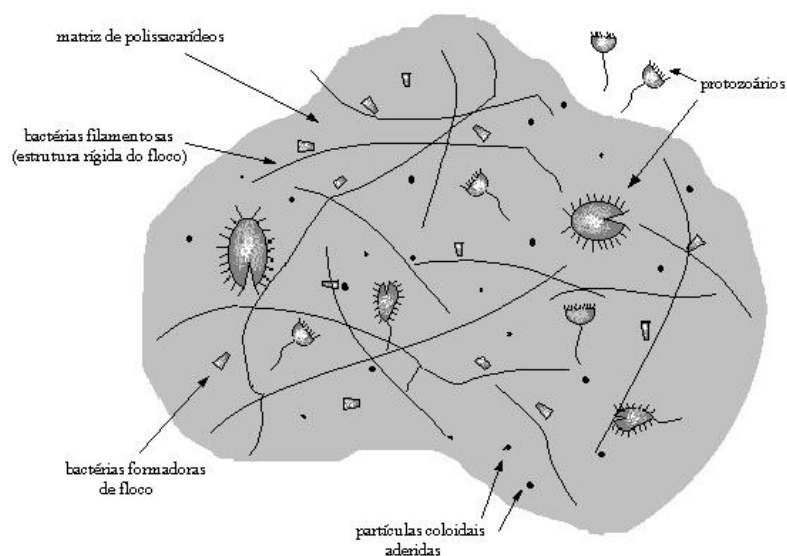


Figura 2.3 – Esquema de um flocos de lodo ativado⁵

⁵ VON SPERLING, M., [71]

A unidade de recirculação de lodo tem o objetivo de aumentar a concentração de sólidos em suspensão (biomassa) e o tempo de permanência destes em contato com o efluente. O tempo de retenção dos sólidos é denominado idade do lodo. A maior permanência dos microrganismos no sistema garante a elevada eficiência do processo de lodos ativados, já que a biomassa tem tempo suficiente para metabolizar a matéria orgânica do efluente [71]. A Figura 2.4 apresenta um esquema das unidades da etapa biológica do sistema de lodos ativados de fluxo contínuo.

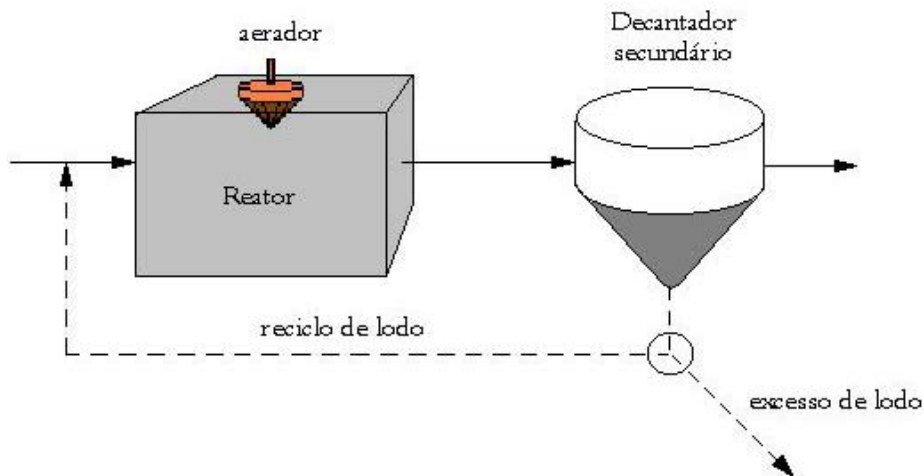


Figura 2.4 – Esquema de um sistema de lodos ativados⁶

No caso de reatores em batelada, a etapa de sedimentação dá-se dentro do próprio reator. O efluente é aerado por um tempo determinado em projeto e, após esse tempo, a aeração é interrompida de modo que os flocos sedimentem. O efluente tratado é removido e o lodo gerado (concentrado no fundo do reator) pode ser descartado no todo ou em parte, neste caso, servindo de inóculo para a próxima batelada.

A sedimentabilidade do lodo pode ser expressa pelo Índice Volumétrico de Lodo (IVL), o qual é determinado a partir de um teste padronizado de sedimentação em proveta. Um lodo é considerado de boa sedimentabilidade quando o IVL varia de 80 a 120 mL/g (para esgoto doméstico), embora o limite de 200 mL/g é ainda considerado aceitável.

⁶ VON SPERLING, M., [71]

Para que a biomassa presente no lodo tenha uma boa eficiência de remoção de matéria orgânica e boa sedimentabilidade, são necessárias algumas condições, podendo destacar a quantidade substrato e nutrientes disponíveis, a concentração de oxigênio dissolvido e a intensidade de agitação no reator, o pH, a temperatura e a ausência de substâncias tóxicas aos microrganismos. Portanto, a alta concentração de substâncias tóxicas e variações de temperatura e pH do chorume inibem o tratamento biológico. Em geral, este processo é utilizado após um pré-tratamento. Para o caso de chorumes oriundos de aterros antigos, pobres em orgânicos biodegradáveis, o tratamento biológico normalmente não apresenta boa eficiência, pois a relação carbono/nitrogênio pode ser muito baixa. No aterro de Gramacho, por exemplo, o sistema da estação de tratamento de chorume conta com um reator de lodos ativados, mas devido à baixa concentração de matéria orgânica biodegradável, é adicionada uma certa quantidade de álcool que serve como fonte de carbono para as bactérias.

Na Tabela 2.6 [71] são apresentados alguns problemas comuns que ocorrem com os lodos ativados, como detectá-los e suas possíveis causas.

Tabela 2.6 – Problemas comuns nos lodos ativados e suas possíveis causas

PROBLEMA	DETECÇÃO	CAUSA
Lodo ascendente	Grumos de lodo no decantador secundário; bolhas de gás envolvidas no floco; baixa turbidez; IVL possivelmente elevado; presença não significativa de bactérias filamentosas em exame ao microscópio.	Desnitrificação do decantador secundário com liberação de nitrogênio gasoso que se adere aos flocos, arrastando-os para a superfície ou presença de óleos e graxas.
Lodo intumescido	Massa nebulosa no decantador secundário; alto valor do IVL; baixa concentração de SS no lodo de retorno; manta de lodo em elevação; sobrenadante claro; bactérias filamentosas presentes no exame por microscópio.	Baixas concentrações de OD no reator; pH inferior a 6,5; baixa carga de floco na entrada do reator; deficiência de nutrientes; presença de grandes quantidades de carboidratos rapidamente degradáveis.
Lodo pulverizado	Baixo IVL; flocos pequenos, esféricos, discretos; efluente turvo; presença não significativa de bactérias filamentosas, no exame ao microscópio.	Número insuficiente de organismos filamentosos; aeração excessiva; desbalanceamento de nutrientes; carga excessiva de flocos na entrada do reator.
Lodo disperso	Efluente turvo; zona de sedimentação não definida; IVL variável.	Cisalhamento excessivo causado por turbulência hidráulica; incapacidade das bactérias de se agregar em flocos; utilização de bombas centrífugas no bombeamento do lodo.
Escuma e espuma	Observação visual dos reatores e/ou decantadores secundários.	Aeração intensa; organismos filamentosos, presença de detergentes não biodegradáveis.

Alguns dos problemas apresentados na Tabela 2.6 podem ser detectados a partir da observação microscópica do lodo. A microscopia do lodo pode determinar a natureza física e a abundância e tipos de organismos filamentosos presentes no floco [8].

Os flocos dos lodos ativados são formados por dois níveis de estrutura: a micro e a macroestrutura. A microestrutura é formada pelos processos de adesão microbiana e biofloculação. A macroestrutura é formada pelos organismos filamentosos, os quais formam uma espécie de rede dentro dos flocos sobre a qual as bactérias aderem (vide Figura 2.3). Portanto, os insucessos na separação do lodo ativado podem estar relacionados a problemas da micro e/ou da macroestrutura dos flocos. A morfologia e a presença de certos organismos no floco indicam uma boa “saúde” do lodo. A presença de rotíferos – protozoários de grande importância na composição dos lodos ativados, os quais encontram-se no topo da cadeia trófica dos reatores biológicos, e são altamente suscetíveis a substâncias tóxicas e com tendência à bioacumulação – por exemplo, indica que o lodo encontra-se em equilíbrio. Portanto, a microscopia dos lodos ativados é útil para determinar a natureza física e a abundância e tipos de organismos filamentosos presentes. Este tipo de observação pode render informações relativas ao comportamento do processo e à separação de sólidos pois, a partir das propriedades físicas do lodo ativado, revelado durante a microscopia, pode-se determinar as características de compactação do lodo.

2.3.6.1.2 – Lagoas Aeradas

O processo de lagoas aeradas é recomendável quando existem grandes áreas disponíveis, uma vez que devem ter pequena profundidade (até 3 metros), é de elevada eficiência, baixo custo de instalação e manutenção e de fácil operação. Apresenta, ainda, a vantagem de ser pouco sensível a oscilações de sobrecarga orgânica. Atinge alta eficiência de remoção, podendo chegar a 90% de remoção de teor de matéria orgânica [18]. A desvantagem desse processo é a necessidade da retirada periódica do lodo do fundo da lagoa ou ainda a instalação de um decantador secundário para melhorar a

clarificação do efluente final. Em geral, as lagoas aeradas são utilizadas como etapa que precede a disposição final do chorume em estações de tratamento de esgotos, ou seja, configura-se em um pré-tratamento do chorume, antes de lançá-lo para ser tratado junto com o esgoto doméstico [48]. Bons resultados são obtidos para chorumes novos.

2.3.6.1.3 – Filtros Biológicos

O termo filtração biológica, segundo JORDÃO [37], não retrata o mecanismo do processo. Na verdade a denominação é incorretamente empregada, pois o processo não realiza qualquer operação de peneiramento ou filtração. No filtro biológico há o contato direto do substrato e do oxigênio presente no ar com os microrganismos que se encontram aderidos a superfície de um meio suporte que pode ser pedra brita, cascalhos, suportes plásticos, concreto triturado, cascas de árvore. Em alguns aterros da Noruega [28] foram aplicados meios filtrantes constituídos de cascas de árvores, turfas, restos de materiais de construção, tais como madeira ou concreto triturado. O aterro de Pirai (interior do Estado do Rio de Janeiro) utiliza como sistema de tratamento de chorume um filtro constituído de pedra britada. Em seguida o efluente é encaminhado para um wetland e, finalmente, destinado a uma lagoa. O sistema apresenta eficiência total de cerca de 90% para DQO, 98% para COD e 70% para cor real.

2.3.6.2 – Processos Biológicos Anaeróbios

2.3.6.2.1 – Lagoas Anaeróbias

Nas lagoas anaeróbias, a degradação da matéria orgânica ocorre na ausência de oxigênio. Essas lagoas são mais profundas (2 a 4 metros de profundidade) e ocupam áreas menores do que as aeradas ou as facultativas. Não exigem muitos cuidados operacionais e em média são eficientes na redução de carga orgânica de etapas subsequentes de tratamento de chorume.

Em CAPELO NETO *et al.* [12] foi testado uso de lagoas anaeróbias para o tratamento do chorume do Aterro Sanitário Oeste, localizado em Caucaia, Ceará. Os resultados não foram muito satisfatórios, apresentando reduções da ordem de 67% e 45%, em média, respectivamente para DBO e DQO.

2.3.6.2.2 – Filtro Anaeróbio

Estudo em escala piloto da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) utilizou filtro anaeróbio com recheio de pedra brita para o tratamento de chorume bruto (DQO de 5.345 a 14.679 mg/L, DBO de 2.690 a 8.860 mg/L e pH de 8,0 a 8,8). Foram testados vários tempos de detenção hidráulica e o que apresentou melhores resultados (56 dias) rendeu uma remoção de 72,57% da DQO e 79,09% da DBO [20].

2.3.6.2.3 – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (RAFA ou UASB)

Estudo da Universidade Federal de Santa Catarina [59] utilizou um reator anaeróbio de fluxo ascendente em escala piloto para o tratamento do chorume proveniente de um aterro sanitário da região de Florianópolis e de um reator anaeróbio de fase semi-sólida que trata os resíduos orgânicos da Central de Abastecimento da Cidade de Florianópolis. O reator foi inoculado com lodo proveniente de um reator RAFA que trata esgoto doméstico. As eficiências de remoção de DQO foram, respectivamente para cada tipo de chorume, de 80 e 82%. Além da DQO, o estudo acompanhou a formação de gás metano durante o processo de tratamento. Vale ressaltar que tais eficiências foram alcançadas devido ao fato do chorume utilizado ser novo, portanto rico em matéria orgânica biodegradável.

Os processos anaeróbios têm se mostrado eficientes na remoção de metais pesados na forma de sulfetos, além de apresentarem reduções significativas de DQO. Apresentam maior eficiência no tratamento de chorumes novos. Segundo alguns autores

[9, 33], os processos anaeróbios são mais vantajosos no tratamento de chorume do que os aeróbios.

2.3.7 – Processos de Separação por Membranas

Os processos de separação por membranas são, na realidade, uma variação dos processos convencionais de filtração clássica aonde os meios filtrantes (membranas) apresentam poros muito inferiores em comparação aos processos convencionais. Os processos utilizando membranas são conhecidos como: microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa, onde, o que varia é o tamanho da partícula retida em cada um dos processos. O efluente oriundo deste tipo de tratamento apresenta alta qualidade. As desvantagens do sistema de membranas é ainda o alto custo, o problema de entupimento dos poros do meio filtrante, que no caso de chorume, devido às altas concentrações de sólidos é um problema constante e a disposição do concentrado gerado [8].

Os processos de separação por membranas têm sido muito estudados nas últimas décadas. De fato, GIERLICH & KOLBACH [22] mencionam que a tecnologia de membranas tem sido amplamente usada nos países europeus no tratamento de chorumes. PETERS [54] utilizou processos de nanofiltração e osmose reversa para tratar o chorume de aterros sanitários na Alemanha, conseguindo reduzir o seu volume em 75 a 80%, e reinjetando o concentrado no aterro. Deve-se ressaltar, no entanto, que nos países europeus o chorume é menos agressivo, pois os aterros são muito bem controlados e há a reciclagem de materiais.

A Estação de Tratamento de Chorume (ETC) do Aterro Metropolitano de Gramacho conta com uma unidade de nanofiltração como etapa final do tratamento do efluente. Segundo GIORDANO [23], atualmente a vazão de rejeito (concentrado) é de cerca de 20% da vazão total introduzida nas membranas. O rejeito é retornado para uma lagoa de equalização. A eficiência de remoção total do sistema é de 99,9% para cor, 94% para a DQO e 97% para a DBO. O custo total do tratamento é inferior a US\$ 6,00/m³ de chorume tratado.

2.4 – Histórico da Pesquisa do Chorume de Gramacho no Labpol

O trabalho de pesquisa com o chorume oriundo do Aterro Metropolitano de Gramacho, realizado no Laboratório de Controle de Poluição das Águas do Programa de Engenharia Química da COPPE (Labpol), iniciou-se em 2000 com um trabalho de mestrado de Daniele Maia Bila [8]. Neste trabalho, BILA [8] estudou vários processos de tratamento em seqüência, com o objetivo de melhorar a qualidade do chorume para disposição final no meio ambiente. A seqüência de tratamento proposta pelo estudo constituiu-se em tratamento primário (através de coagulação e floculação), um processo oxidativo (ozonização) seguido, finalmente, por um tratamento biológico através de um sistema de lodos ativados em batelada.

Após a caracterização do efluente, BILA [8] testou a eficiência de remoção de carga orgânica (DQO e COD) de vários coagulantes químicos e orgânicos (sulfato de alumínio, cloreto férrico, Tanfloc e Cloralfloc) conjugados com polímeros catiônicos e aniônicos. Testes de jarro com algumas concentrações de coagulantes e floculante, em várias faixas de pH, foram feitos a fim de se identificar quais condições e materiais ofereciam maior eficiência de remoção de carga orgânica. Ao final dos estudos, observou-se que os coagulantes químicos (cloreto férrico e sulfato de alumínio) apresentavam melhores desempenhos.

Posteriormente o chorume foi submetido ao processo de ozonização (tanto o chorume bruto, quanto o pré-tratado), em diversas concentrações de ozônio, de modo que se pudesse definir quais concentrações que, além de oxidarem parte da matéria orgânica, aumentassem a biodegradabilidade do chorume e o tornassem menos agressivo ao processo biológico.

Apesar dos bons resultados obtidos na ozonização (aumento da relação DQO/DBO), ainda assim o chorume previamente ozonizado causou grande impacto no tratamento biológico, chegando, em alguns reatores estudados, à total inatividade dos microrganismos presentes no lodo ativado.

Dando prosseguimento à pesquisa de BILA [8], em 2002 Alessandra Cristina Silva [63] estudou os efeitos tóxicos do chorume em alguns organismos

(*Daphnia similis*, *Artemia salina*, *Brachydanio rerio*, *Vibrio fisheri*, etc) e a associação da toxicidade à alta concentração de amônia presente no chorume.

SILVA [63] submeteu o chorume a tratamento primário, seguido de um processo oxidativo (ozonização) e passagem por membranas de vários cortes, além da remoção da amônia por arraste com ar.

Baseada no estudo de BILA [8], SILVA [63] utilizou o cloreto férrico e um polieletrólito catiônico para realizar o tratamento primário através do processo de coagulação/floculação. Em seguida, também baseada no estudo anterior, o chorume pré-tratado foi ozonizado com algumas concentrações diferentes de ozônio. Após a ozonização, o chorume foi fracionado com membranas, para que se pudesse estimar o tamanho predominante das moléculas presentes no chorume com e sem tratamento. Posteriormente foi realizado o arraste da amônia com ar, de modo que se pudesse comparar os resultados nos testes de toxicidade com o chorume bruto, o tratado com e sem altas concentrações de amônia.

Finalmente, SILVA [63] concluiu em seu trabalho que grande parte da toxicidade presente no chorume estava associada às altas concentrações de amônia. Entretanto, não foram feitos estudos com relação ao desempenho do tratamento biológico após a remoção da amônia.

Portanto, o presente trabalho dá continuidade à pesquisa, de forma a verificar se a combinação de processos estudados, após a remoção da amônia, melhora o desempenho do processo biológico no tratamento do chorume de Gramacho, além de estudar a eficiência de outro processo oxidativo avançado: o reativo de Fenton.

3 – MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo são apresentados os procedimentos, os quais foram todos realizados no Laboratório de Controle de Poluição de Águas (LABPOL) do PEQ/COPPE, bem como a metodologia empregada nos testes de laboratório para o tratamento do efluente.

3.1 – Coleta, Preservação e Caracterização do Efluente

O estudo foi conduzido com o chorume do Aterro Metropolitano de Gramacho localizado no Município de Duque de Caxias, Estado do Rio de Janeiro. As amostras de chorume foram coletadas no dia 18 de junho de 2003 no mesmo ponto de coleta utilizados nos estudos feitos por BILA [8] e SILVA [63]. A Figura 3.1 ilustra o ponto onde foi realizada a coleta.



Figura 3.1 – Localização do ponto de coleta⁷

As amostras foram armazenadas em temperatura abaixo de 4 °C para posterior realização de todos os testes.

Na caracterização do chorume, foram analisados os parâmetros: pH, cloreto, DQO, COD, amônia, turbidez e cor. Os procedimentos são descritos a seguir.

⁷ SILVA, A. C., [63]

3.1.1 – pH

O pH foi determinado pelo método potenciométrico com auxílio de um medidor de pH – marca Digimed DMPH-2, previamente calibrado com solução tampão de pH 4,0 e 7,0.

3.1.2 – Cloreto

O teor de cloretos foi determinado utilizando-se o método de Mohr o qual consiste na titulação do íon Cl^- a partir de uma solução de nitrato de prata que, na presença de cromato de potássio, forma cloreto de prata e cromato de prata (de cor avermelhada).

3.1.3 – Demanda Química de Oxigênio

A DQO foi determinada de acordo com o método 5220 D (método colorimétrico) descrito pela AWWA (APHA [1]). Os equipamentos utilizados foram um reator de DQO marca HACH, modelo 45600, para a digestão das amostras e um espectrofotômetro visível marca HACH, modelo DR/2000.

3.1.4 – Carbono Orgânico Dissolvido Total

O teor de carbono orgânico dissolvido total das amostras foi medido em um Analisador de COD Shimadzu modelo 5000 A. O método é baseado na combustão catalítica a alta temperatura (680°C) seguida pela quantificação do CO_2 formado por um detetor de infravermelho. Todas as amostras foram previamente filtradas através de membranas com diâmetro de poro igual a $0,45\ \mu\text{m}$ (Milipore) de modo que se analisasse o teor de carbono orgânico dissolvido.

3.1.5 – Amônia

Na determinação da concentração de amônia, utilizou-se um eletrodo de íon seletivo da marca Orion, modelo 720, calibrado a partir de soluções padrão de N-NH_4^+ nas concentrações de 1,0; 10,0; 100 e 1000 mg/L. Para a liberação do íon N-NH_4^+ da amostra de 10 mL, adiciona-se 0,2 mL de solução ISA (Ionic Strength Adjustor), introduz-se o eletrodo, com o cuidado para que não se formem bolhas de ar no sensor, e agita-se moderadamente o líquido até a estabilização da leitura.

3.1.6 – Turbidez

A turbidez foi determinada a partir de um turbidímetro da marca Policontrol, modelo AP 2000. A medida é feita pelo princípio nefelométrico, que consiste na leitura de intensidade de luz desviada pelas partículas num ângulo de 90° em relação a luz incidente. Utilizando soluções padrão os resultados são expressos em NTU (Nephelometric Turbidity Unity).

3.1.7 – Cor aparente e cor real

A cor foi determinada de acordo com o método padrão Platinum-Cobalt seção 2120 C AWWA [60], o qual se baseia na medida de absorvância de uma solução e sua correlação com a absorvância de uma solução padrão de platina e cobalto. Para tanto, utilizou-se um espectrofotômetro da marca Hach, modelo DR4000, fazendo-se a leitura de absorvância, no comprimento de onda de 455 nm. Os resultados foram expressos em mgPtCo/L. No caso da determinação da cor real, todas as amostras foram previamente filtradas através de membranas com diâmetro de poro igual a $0,45 \mu\text{m}$ (Milipore).

Não foram realizados testes de DBO_5 devido à dificuldade da realização do ensaio, uma vez que, para se ter o valor real desse parâmetro, seria necessária a

aclimação das bactérias ao efluente, pois diante da alta toxicidade do chorume as bactérias têm seu metabolismo alterado, muitas vezes chegando à total inatividade. Outro motivo pelo qual não foi medida a DBO é que nos estudos anteriores realizados por BILA [8] e SILVA [63], os principais parâmetros de remoção de carga orgânica utilizados foram a DQO e o COD.

3.2 – Tratamento Primário

3.2.1 – Procedimento Experimental

A primeira etapa do experimento consistiu em um tratamento físico-químico, ou seja, coagulação/floculação/sedimentação. Com base nos resultados obtidos por BILA [8], utilizou-se como coagulante o Cloreto Férrico (FeCl_3) e como floculante um polímero catiônico (Nalco 4684).

O tratamento primário foi realizado com o auxílio de um equipamento do tipo “Jar Test” (marca DIGIMED, modelo Módulo Floculador MF-01) com capacidade para realização de seis ensaios simultâneos. O equipamento é composto por 6 reatores, sendo que cada reator tem a capacidade de 2 litros e um agitador com controle de rotação de 0 a 150 rpm.

Antes de se iniciar o tratamento físico-químico, foi feito o ajuste do pH da amostra para o valor de 4,5, uma vez que, ainda segundo BILA [8], obtém-se melhores resultados na coagulação com cloreto férrico na faixa de pH entre 4,0 e 5,0. Para efeito de comparação, uma amostra sem ajuste de pH foi testada e os resultados de remoção de DQO, COD e cor foram muito inferiores aos daqueles com pH ácido. O ajuste foi feito com a adição de cerca de 100 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4) a 25% para cada litro de amostra. Depois de ajustado o pH, dispôs-se os seis bécheres, contendo um litro de amostra cada um, no equipamento de “Jar Test” e adicionou-se 70 mL de coagulante (FeCl_3) a uma concentração de 10 g/L. As amostras passaram por agitação rápida numa velocidade de rotação de 150 rpm por 5 minutos, seguido por uma agitação lenta de 15 rpm por 15 minutos com a adição de 3 mL de uma solução de 0,2 % (v/v) do polieletrólito catiônico. Ao final dos 15 minutos, a agitação foi interrompida, os

agitadores removidos e as amostras permaneceram em repouso por 30 minutos, tempo utilizado no processo de sedimentação dos flocos formados. O líquido clarificado foi removido e armazenado para, posteriormente, seguir a seqüência de tratamento proposta.

3.2.2 – Métodos Analíticos Empregados no Tratamento Primário

Ao final dos 30 minutos da sedimentação, o sobrenadante (líquido clarificado) foi coletado e foram realizadas as análises de DQO, COD, amônia, turbidez, cor real e cor aparente.

A eficiência de remoção, tanto da DQO quanto do COD, foram determinadas de acordo com a Equação 3.1.

$$\eta = \left[\frac{(S)_i - (S)_f}{(S)_i} \right] * 100 \quad 3.1,$$

Onde: $(S)_i$ é a concentração do parâmetro no chorume bruto

$(S)_f$ é a concentração do parâmetro no líquido clarificado para cada etapa

3.3 – Remoção da Amônia

3.3.1 – Procedimento Experimental

A remoção da amônia foi realizada a partir do processo de “air-stripping”, que consiste no arraste da amônia na forma gasosa através da introdução de pequenas bolhas de ar no meio líquido. No caso do chorume, aumentou-se o pH até o valor 12,0 adicionando-se hidróxido de sódio (NaOH), de modo que a amônia passasse da fase líquida para a gasosa, e colocou-se o efluente em provetas de 1 e 2 litros com um

pequeno aerador no fundo. As amostras foram aeradas durante cinco dias, até alcançar-se uma concentração de amônia que não apresentasse toxicidade para os microrganismos, da ordem de 35 mg/L, próxima àquela de esgotos domésticos brutos, nos quais a faixa de concentração vai de 20 a 40 mg NH₃-N/L [71].

3.3.2 – Métodos Analíticos Empregados na Remoção da Amônia

Ao final do stripping foram retiradas amostras para análise. Os parâmetros verificados foram, além da amônia, DQO, pH, cor e turbidez. A eficiência de remoção dos poluentes foram calculadas de acordo com a equação 3.1.

3.4 – Ozonização

3.4.1 – Procedimento Experimental

A planta piloto utilizada neste estudo é constituída de três partes principais: o gerador de ozônio, um analisador de ozônio e uma coluna de contato.

O gerador de ozônio usado foi da marca Unitek, modelo UTK, e o oxigênio foi o gás de alimentação. O processo de geração de ozônio ocorre através de descargas elétricas no oxigênio, que quebram as ligações duplas de suas moléculas e, dessa maneira, os dois átomos gerados reagem com outra molécula de O₂ formando o ozônio. A quantidade de ozônio gerada foi medida a partir da determinação da vazão mássica de oxigênio, ou seja, a massa de oxigênio introduzida no gerador por minuto. Com o auxílio de um balão volumétrico de 1 litro e um recipiente com água, foram cronometrados os tempos de enchimento do balão com o oxigênio. Sabendo-se a massa específica do O₂, pôde-se calcular a vazão. De posse da vazão mássica, foi introduzida na coluna de contato 500 mL de água e aguardou-se a estabilização da leitura do analisador, ou seja, quando ocorria a saturação de O₃ na água. A partir desse momento o analisador estabilizava e o valor constante no mostrador correspondia ao percentual de ozônio gerado na massa total de gás introduzido na coluna.

No ensaio utilizou-se uma coluna de acrílico de cerca de 1,5 metro de altura por 4 centímetros de diâmetro. O difusor localizado na parte inferior da coluna constitui-se de um cilindro poroso, o qual formava pequenas bolhas, de modo a facilitar o contato do ozônio com o efluente. A Figura 3.2 apresenta a foto da planta piloto utilizada.

Foram ozonizados 0,5 litro de efluente em cada corrida, pois, apesar da coluna ter uma capacidade de 1,5 litro de amostra, devido à alta quantidade de espuma produzida no início do processo, só foi possível ozonizar 1/3 do volume, de forma que a espuma não atingisse o topo da coluna e prejudicasse a leitura na saída de ozônio.



Figura 3.2 – Planta piloto do processo de ozonização

O analisador de ozônio usado nos experimentos foi da marca In USA – ASX, modelo H1, o qual mede a quantidade de ozônio na corrente de saída da coluna de contato. Medições de 1 em 1 minuto foram realizadas de modo que, a partir da diferença entre o valor gerado e o valor da saída da coluna, pôde-se determinar a quantidade de O_3 consumido pelo efluente, até chegar-se à concentração total determinada preliminarmente. As duas concentrações testadas foram escolhidas baseadas em estudo anterior (BILA [8]) o qual demonstrou que a ozonização com dosagens acima de $1,5gO_3/L$ apresentavam bons resultados no aumento da biodegradabilidade do chorume.

3.4.2 – Métodos Analíticos Empregados na Ozonização

Após os ensaios de ozonização foram retiradas amostras com dosagens de ozônio predeterminadas para posterior avaliação da eficiência, as quais foram calculadas baseadas na equação 3.1. As amostras foram submetidas às análises de DQO, COD, amônia, cor e turbidez.

3.5 – Reativo de Fenton

3.5.1 – Procedimento Experimental

A primeira etapa deste processo foi realizada com o auxílio de um agitador magnético. Colocou-se 100 mL de amostra em um bécher e procedeu-se o ajuste do pH para a faixa de 4,0 com a adição de ácido sulfúrico, uma vez que as reações no processo de Fenton ocorrem em meio ácido.

Após o ajuste do pH foram testadas várias concentrações de sais de ferro e peróxido de hidrogênio, variando de 5 a 40 mg de Fe^{2+} e de 50 e 100 mg de H_2O_2 , para se verificar as concentrações que promoviam as maiores remoções de cargas orgânicas. Os produtos químicos utilizados foram o sulfato ferroso da marca VETEC e a solução a 33% de H_2O_2 da marca MERCK. Durante os experimentos foram testadas as proporções de 1:1,25, 1:2,5, 1:5 e 1:10 de sulfato ferroso e peróxido.

De posse da melhor combinação de concentrações dos reagentes, colocou-se 1 litro do efluente em um bécher com capacidade de 2 litros. Com o pH da amostra já ajustado para a faixa de 4,0, os reagentes foram adicionados e procedeu-se uma agitação mecânica por um período de 60 minutos. Encerrado o tempo determinado, ajustou-se o pH para a faixa de 7,0 com a adição de 5mL de NaOH (2N). Interrompida a reação com a elevação do pH, a agitação mecânica foi desligada e aguardou-se a sedimentação do lodo por 30 minutos. Amostras do líquido clarificado foram retiradas para as análises

dos parâmetros estudados. Na Figura 3.3 está ilustrado o dispositivo experimental utilizado.

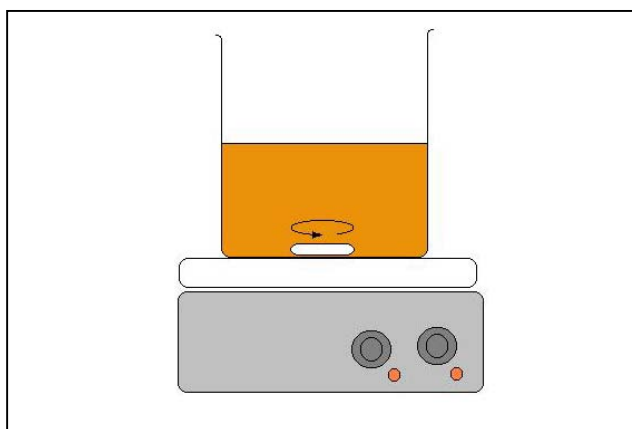


Figura 3.3 – Esquema do dispositivo experimental utilizado.

3.5.2 – Métodos Analíticos Empregados no Reativo de Fenton

Ao final dos 30 minutos, após a sedimentação do lodo, o sobrenadante (líquido clarificado) foi coletado e foram realizadas as análises de COD, cor real e cor aparente. Não foi analisada a DQO pois o peróxido residual interfere no resultado da análise.

O volume de lodo gerado também foi medido de modo que se pudesse ter uma estimativa da quantidade produzida.

3.6 – Tratamento Biológico

3.6.1 – Procedimento Experimental

Nesta etapa foram utilizados 4 reatores com capacidade de 1.000 mL, operados em batelada. A Figura 3.4 ilustra um dos reatores utilizado no processo.

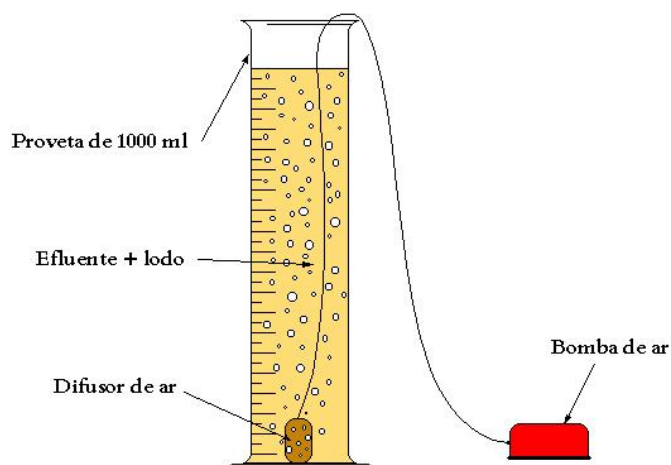


Figura 3.4 – Esquema do sistema usado no tratamento biológico em batelada.

No início do teste de tratabilidade em batelada foi inoculada uma biomassa previamente aclimatada. O inóculo foi o lodo proveniente da Estação de Tratamento de Esgotos da Ilha do Governador, operada pela Companhia de Águas e Esgoto do Rio de Janeiro (CEDAE). Esse lodo biológico passou por um período de aclimação variando-se a proporção de efluente/esgoto doméstico (em volume) na alimentação dos reatores. O percentual volumétrico inicial do lodo biológico utilizado para os testes foi de 20 %. A proporção de chorume previamente tratado e esgoto doméstico variou, a cada 24 horas, conforme descrito a seguir:

- 1º dia: 20 % de chorume e 80 % de esgoto doméstico;
- 2º dia: 40 % de chorume e 60 % de esgoto doméstico;
- 3º dia: 60 % de chorume e 40 % de esgoto doméstico;
- 4º dia: 80 % de chorume e 20 % de esgoto doméstico;
- 5º dia: 100 % de chorume.

O teste de tratabilidade em batelada também foi realizado no período de 24 horas. A Figura 3.5 ilustra os 4 reatores utilizados no ensaio de tratabilidade.



Figura 3.5 – Reatores utilizados no tratamento biológico em batelada.

O efluente de cada reator foi aerado através de difusores alimentados com ar por um período de 24 horas. Ao final deste período, a aeração foi desligada e amostras do lodo de cada um dos reatores foram coletadas para observação microscópica. Após 30 minutos, o líquido clarificado era removido, bem como o excesso de lodo sedimentado. Novo volume de efluente era colocado a cada 24 horas, seguindo a rotina descrita anteriormente, até chegar ao teste final com 100% de chorume no reator. Ao final do quinto dia, foram coletadas amostras dos efluentes de cada um dos reatores tratados pelo processo biológico para posterior análise da eficiência do processo. O cálculo da eficiência de remoção de DQO e COD ao final do tratamento biológico foi feito com base nos valores de DQO e COD da mistura de chorume mais o lodo, ou seja, identificou-se o “ponto zero” no início do teste, a partir do qual calculou-se o rendimento do tratamento.

3.6.2 – Métodos Analíticos Empregados no Tratamento Biológico

Nos ensaios do tratamento biológico foram realizadas as análises de DQO e COD no líquido clarificado, bem como observações microscópicas do lodo de cada um dos reatores.

Todos os ensaios deste estudo foram realizados em temperatura ambiente. Ressalta-se que em temperaturas mais baixas, o tratamento biológico perde sua eficiência.

3.7 – Observações Microscópicas do Lodo do Tratamento Biológico

Nos experimentos do tratamento biológico em batelada foram feitos acompanhamentos da microscopia do lodo. Uma amostra do conteúdo das provetas foi coletada, antes da decantação do lodo, uma gota da amostra foi colocada sobre uma lâmina e coberta com uma lamínula. As observações foram realizadas utilizando-se um microscópio óptico da marca Hund-Witzlar, modelo H-500. As amostras foram observadas com aumento de 100x e 400x. Nas observações microscópicas do lodo foram identificados os seguintes aspectos [36]:

- abundância de filamentos nos flocos;
- efeito dos filamentos na estrutura do floco;
- morfologia do floco, e
- presença e tipos de protozoários ou outros organismos presentes.

4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 – Caracterização do Chorume

O chorume produzido no Aterro Metropolitano de Gramacho contém alta concentração de material orgânico, tanto na forma dissolvida, quanto em suspensão coloidal. A matéria orgânica presente, após percolação em mais de 30 metros de camada de aterro, é recalcitrante e de baixa biodegradabilidade e pode ser representada pela relação DQO/DBO. O teor de sais também é elevado, apresentando concentrações de cloreto acima de 3 g/L. A concentração de amônia é alta, introduzindo um caráter tóxico ao percolado. A alta taxa de recirculação do chorume pode ser uma das causas do aumento na concentração de sais e de amônia.

A coleta foi realizada no período da manhã, num dia com ausência de chuvas. O chorume foi coletado a partir do duto de drenagem com o auxílio de um balde, sendo posteriormente transferido para bombonas de 20 litros.

Alguns parâmetros de caracterização desse chorume realizados neste trabalho são apresentados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Composição do chorume do Aterro de Gramacho

PARÂMETRO	VALOR
pH	7,4
DQO (mg O ₂ /l)	2.480
COD (mgC/L)	1.430
Cloreto (mg Cl/L)	3.473
Amônia (mg N-NH ₃ /L)	2.137
Turbidez (UNT)	5,2
Cor aparente (mg PtCo/L)	5.900
Cor real (mg PtCo/L)	5.940

Conforme descrito na literatura, o processo biológico convencional, como único tratamento, não é efetivo no tratamento de chorumes velhos, com altas concentrações de material orgânico resistente à biodegradação. Esses percolados necessitam de tratamentos que diminuam a sua recalcitrância, tornando-os mais biodegradáveis. Uma das formas de se conseguir reduzir a sua recalcitrância é aplicar um pré-tratamento com processos físico-químicos ou oxidativos [34]. Neste trabalho

foram utilizados como tratamento físico-químico a coagulação/floculação e a ozonização e reativo de Fenton como processos oxidativos.

Atualmente a estação de tratamento de chorume do Aterro Metropolitano de Gramacho é operada por uma empresa que realiza mensalmente a análise de vários parâmetros. A Tabela 4.2 apresenta os valores de alguns desses parâmetros, referentes a coleta realizada no dia 23 de março de 2003 pela TECMA.

Tabela 4.2 – Parâmetros do chorume de Gramacho apresentados pela TECMA

PARÂMETROS	VALORES
Cálcio (mg Ca/L)	148
DQO (mg O ₂ /L)	2.300
DBO (mg O ₂ /L)	455
Detergentes – MBAS (mg/L)	0,8
Ferro total (mg Fe/L)	5
Fósforo total (mg/L)	9,2
Magnésio (mg Mg/L)	63,0
Sulfato (mg SO ₄ /L)	145
Zinco (mg Zn/L)	0,3

A alta concentração de N-NH₃ contribui para a elevada toxicidade deste chorume, indicando a necessidade de sua remoção antes de um processo biológico, para que os microrganismos que degradam a matéria orgânica não tenham seu metabolismo afetado pelo efeito tóxico da amônia. A quantidade de cloreto também mostrou-se bastante elevada. A baixa biodegradabilidade pode ser representada pela relação DQO/DBO (neste caso, em torno de 5), confirmando a necessidade de um pré-tratamento, com o objetivo de aumentar a biodegradabilidade desse efluente, com a finalidade de se obter uma boa eficiência no processo biológico. De um modo geral, chorumes considerados de biodegradabilidade alta apresentam a razão DQO/DBO menor do que 3,0.

4.2 – Tratamento Primário

O objetivo principal do tratamento primário é a remoção de grande parte do material coloidal em suspensão e parte da matéria orgânica dissolvida de maior massa

molar, influenciando diretamente na remoção de DQO. Com base no estudo de BILA [8], os valores de pH e as concentrações de coagulante e floculante ideais foram estabelecidas e estão descritas na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 – pH e concentração dos reagentes utilizados no tratamento primário

PARÂMETRO	VALOR
pH	4,0
Coagulante - cloreto férrico (mg/L)	700
Floculante - polieletrólito (µg/L)	0,018

Após a sedimentação do lodo, pôde-se ver claramente a redução da cor do sobrenadante, como mostra a Figura 4.5. Os resultados obtidos no processo de coagulação/floculação estão apresentados na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 – Resultados no tratamento primário

PARÂMETRO	BRUTO	TRATADO	EFICIÊNCIA (%)
DQO (mg/L)	2.477	1.367	44,8
COD (mg/L)	1.431	608	57,5
Cor real (mg PtCo/L)	5.940	920	84,5

As Figuras 4.1 e 4.2 apresentam os resultados das remoções de DQO, COD e cor no tratamento primário.

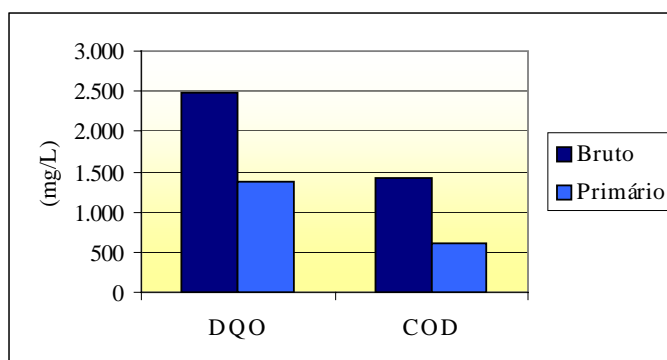


Figura 4.1 – Remoção de DQO e COD no tratamento primário.

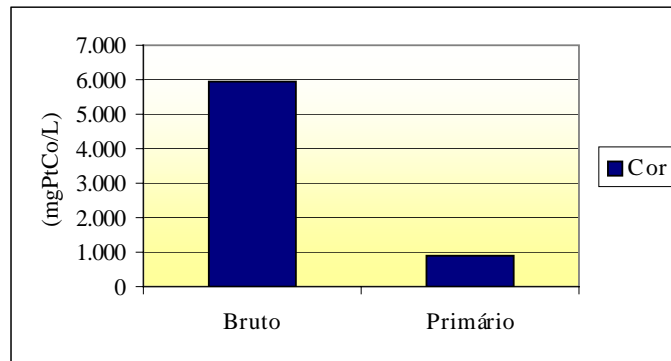


Figura 4.2 – Remoção de cor no tratamento primário.

Comparando os resultados obtidos com àqueles apresentados por BILA [8] nos testes de coagulação/floculação com cloreto férrico e polímero catiônico, pôde-se notar que, para DQO, os resultados alcançados foram bastante próximos (cerca de 45% neste estudo e 43% em BILA). Já com relação ao COD, foi alcançada uma redução bastante superior (aproximadamente 27% a mais), se comparado com o estudo anterior. Esta diferença pode ser devida a uma modificação nas características do chorume de um estudo para o outro. De fato, o valor médio do COD aumentou cerca de 63% nesta última pesquisa, no entanto os resultados finais, após o tratamento primário, em termos absolutos, foram praticamente iguais.

4.3 – Remoção da Amônia

O objetivo principal desta etapa do tratamento foi diminuir a toxicidade do chorume devida às altas concentrações de amônia. Após a elevação do pH até em torno de 12,0, a amostra foi aerada por 3 dias. Ao final do terceiro dia, determinou-se a concentração de amônia que apresentou um valor médio de 230 mg/L. O arraste foi conduzido por mais dois dias chegando-se a uma concentração de 37,3 mg/L de amônia. As Figuras 4.3 e 4.4 ilustram graficamente a remoção de amônia.

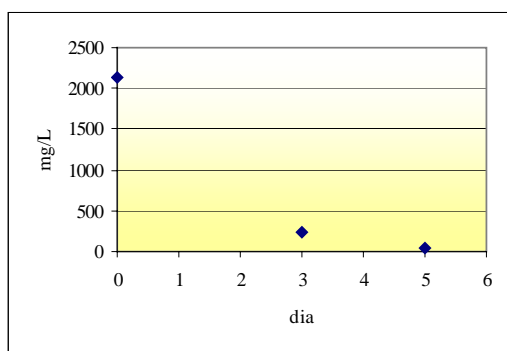


Figura 4.3 – Remoção da amônia em 3 momentos distintos

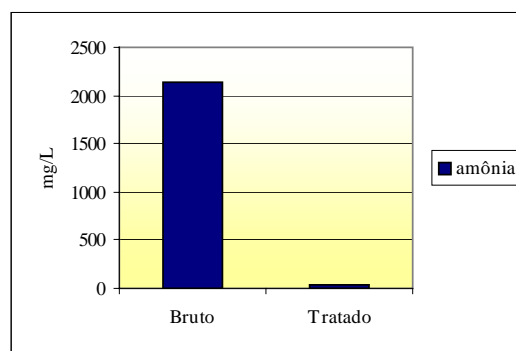


Figura 4.4 – Remoção da amônia ao final de 5 cinco dias de arraste com ar

Em estudo feito por MARTTINEN *et al.* [50] obteve-se 89% de remoção de NH_3 para chorumes de dois aterros na Finlândia, submetidos ao processo de “*air stripping*” em pH 11,0.

Experimentos de arraste com ar feitos por LIAO *et al.*[46] com efluente de suinocultura apresentaram remoção de 90,3% de amônia, após 7 horas de operação, sob um pH de 11,5 a 22°C.

Deve-se ressaltar que o processo de arraste com ar utilizado neste estudo objetivou apenas a diminuição da concentração da amônia e o período foi longo devido às condições utilizadas. Portanto, em processos industriais o tempo utilizado para remoção da amônia não é equivalente àquele utilizado neste trabalho.

Durante o processo de arraste ocorre evaporação parcial da amostra, concentrando-a. Em SILVA [63], apesar da evaporação de parte da amostra, verificou-se uma pequena diminuição da DQO (na faixa de 4% a 21%) devida à volatilização de alguns compostos orgânicos.

4.4 – Ozonização

O processo de ozonização foi empregado com o objetivo de aumentar a biodegradabilidade do chorume. Estudos para diminuir a recalcitrância de efluentes à biodegradação utilizando ozônio têm sido feitos [8, 41]. Esta técnica vem sendo

empregada muito eficientemente na degradação de poluentes orgânicos, muitas das vezes presentes no chorume, ajudando a diminuir a sua toxicidade [3, 42, 50].

Em resultados obtidos por BILA [8] pôde-se constatar que com altas concentrações de ozônio (acima de 3,0g/L) obtêm-se maiores remoções de DQO. Com dosagens de ozônio na faixa de 1,5 a 3,0 g/L consegue-se aumentar a biodegradabilidade do chorume, alcançando uma faixa de 4,5 a 3,0 de razão da DQO/DBO₅ e que sua diminuição sugere que o chorume pode ser tratado por processo biológico. Com base nesses estudos resolveu-se testar duas concentrações de ozônio: 1,5 e 2,0 g/L. O pH foi mantido em torno de 12,0, sem necessidade de correção, uma vez que o efluente vinha da etapa de remoção de amônia com este valor.

A alta eficiência de remoção de cor pela oxidação com ozônio é relatada por vários autores [8, 17, 44, 63], sobretudo em efluentes de indústria têxtil, onde este parâmetro é, em geral, bastante elevado. Na Figura 4.5 pode-se observar a fotografia do chorume nas diversas etapas do tratamento, destacando-se a alta eficiência na remoção da cor do efluente após a ozonização.



Figura 4.5 – Foto do chorume nas etapas de tratamento.

O chorume, antes e após a ozonização, foi caracterizado com auxílio das seguintes análises: DQO, COD, cor e turbidez.

Em estudo feito por BILA [8] observou-se ligeiro aumento da DQO no início da ozonização que, segundo a autora, é devido a uma rápida mudança na estrutura dos compostos orgânicos como consequência de reações de formação de intermediários de curta duração que são mais prontamente oxidáveis pelos reagentes da análise de

DQO (íon dicromato em meio ácido). Com a oxidação desses compostos, estes passam agora, a ser detectáveis na análise. KARRER *et al.* [41] em seu estudo também obtiveram o mesmo resultado.

As Figuras 4.6 e 4.7 apresentam os resultados das remoções de DQO, COD e cor na ozonização.

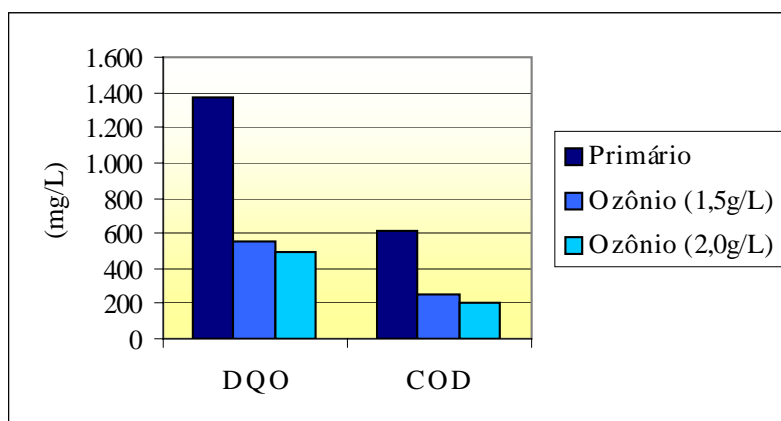


Figura 4.6 – Remoção de DQO e COD na ozonização

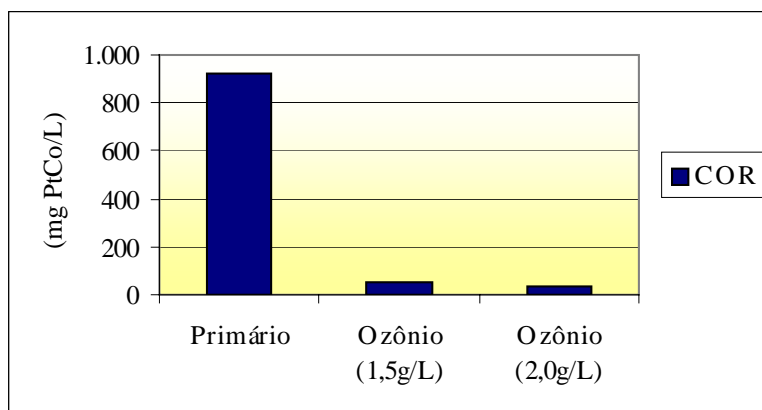


Figura 4.7 – Remoção de cor na ozonização

A degradação da matéria orgânica no processo de ozonização pode ser observada pela diminuição da DQO, apresentada na Figura 4.6. Pode-se observar que para uma maior dosagem de ozônio obteve-se uma maior remoção de DQO, porém, deve-se ressaltar que dosagens muito altas tornam o processo inviável economicamente. Com base nessa limitação econômica é que utiliza-se a ozonização como um pré-tratamento para aumentar a biodegradabilidade do chorume, facilitando a degradação da

matéria orgânica através de tratamento biológico que é um processo de menor custo e alta eficiência para atingir tal objetivo.

A Tabela 4.5 apresenta um resumo dos resultados obtidos no processo de ozonização.

Tabela 4.5 – Resultados obtidos no processo de ozonização

Parâmetro	O ₃ (1,5 g/L)	Eficiência (%)	O ₃ (2,0 g/L)	Eficiência (%)
DQO _{inicial} (mgO ₂ /L)	1.370	-	1.370	-
DQO _{final} (mgO ₂ /L)	549	59,7	489	64,1
COD _{inicial} (mgC/L)	608	-	608	-
COD _{final} (mgC/L)	247	59,4	210	65,5
Cor _{inicial} (mgPtCo/L)*	1.460	-	1.460	-
Cor _{final} (mgPtCo/L)*	55	96,2	32	97,8
Turbidez _{inicial} (NTU)	17	-	17	-
Turbidez _{final} (NTU)	0,0	100	0,5	97,1

(*) pH 12,0.

4.5 – Reativo de Fenton

O processo de reativo de Fenton foi empregado, assim como a ozonização, com o objetivo de oxidar parte da matéria orgânica refratária ao tratamento biológico e aumentar a biodegradabilidade do chorume. Estudos para diminuir a recalcitrância de efluentes à biodegradação utilizando Fenton têm sido feitos [13, 39].

Conforme descrito na literatura [13, 38, 39, 49], as reações de Fenton ocorrem em meio ácido. Portanto, os reagentes (sulfato ferroso e peróxido de hidrogênio) foram adicionados às amostras em pH 4,0. Como o efluente obtido no tratamento primário de coagulação/floculação apresentava pH nesta faixa, não houve a necessidade de correção. Nesse caso, a oxidação por Fenton foi realizada antes do arraste da amônia, devido ao fato do efluente já estar no melhor pH para o processo, uma vez que o arraste da amônia é realizado em pH acima de 11,0.

No experimento foram testados seis combinações diferentes de concentrações de FeSO₄ e H₂O₂ em amostras de 100 mL com o objetivo de se determinar as dosagens que promoviam maiores eficiências de remoção de COD do

sobrenadante. Todos os testes foram conduzidos sob as mesmas condições de temperatura, pH, tempo de oxidação (1 hora) e de sedimentação (30 minutos), variando-se apenas as concentrações dos reagentes. Os resultados estão descritos na Tabela 4.6. O COD inicial para todas as amostras foi de 608mgC/L.

Tabela 4.6 – Resultados dos testes com reativo de Fenton

Teste	Massa* ou vol.** do reagente (g ou mL)		Concentração (mg/L)		COD (mgC/L)	Remoção (%)
1	FeSO ₄	0,0496	Fe ²⁺	100	272,2	55,2
	H ₂ O ₂	0,15	H ₂ O ₂	500		
2	FeSO ₄	0,0496	Fe ²⁺	100	278,6	54,2
	H ₂ O ₂	0,30	H ₂ O ₂	1.000		
3	FeSO ₄	0,0992	Fe ²⁺	200	251,8	58,6
	H ₂ O ₂	0,15	H ₂ O ₂	500		
4	FeSO ₄	0,0992	Fe ²⁺	200	252,2	58,5
	H ₂ O ₂	0,30	H ₂ O ₂	1.000		
5	FeSO ₄	0,1984	Fe ²⁺	400	263,4	56,7
	H ₂ O ₂	0,15	H ₂ O ₂	500		
6	FeSO ₄	0,1984	Fe ²⁺	400	255,5	58,0
	H ₂ O ₂	0,30	H ₂ O ₂	1.000		

* A quantidade de sulfato de ferro (FeSO₄) a ser adicionada foi determinada pela massa.

** A quantidade de peróxido (H₂O₂) a ser adicionada foi determinada pelo volume.

Apesar de não ter havido grande alteração nos resultados, escolheu-se a dosagem do teste nº 3, o qual apresentou a maior eficiência na remoção de COD.

Não foi possível determinar a remoção de DQO, pois o peróxido residual no efluente interfere no resultado da sua análise. Portanto, o parâmetro de controle utilizado foi somente o COD. A Figura 4.8 ilustra a remoção de COD.

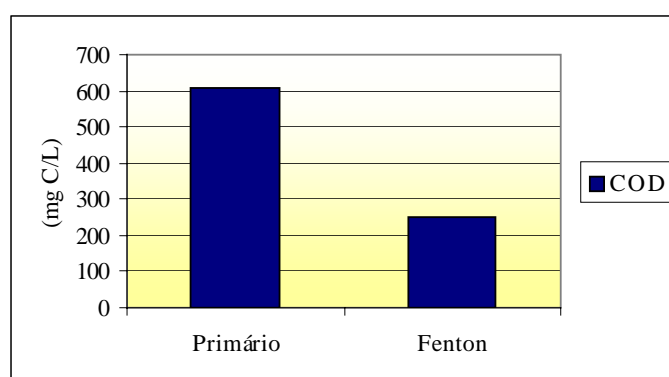


Figura 4.8 – Remoção de COD no processo de Fenton

A remoção de matéria orgânica pode ser observada pela diminuição da concentração de COD no chorume após a oxidação.

O processo de reativo de Fenton, se comparado a ozonização, não apresentou boa eficiência na remoção de cor. A adição do sal de ferro faz com que o efluente adquira uma cor “ferruginosa”. Ainda assim, obteve-se remoção de cor, ainda que pequena. A Figura 4.9 ilustra graficamente o resultado obtido com a cor neste processo. O objetivo desse processo não foi a remoção de cor e sim da matéria orgânica.

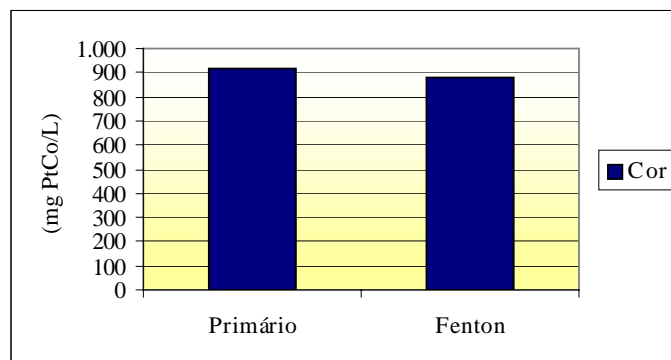


Figura 4.9 – Remoção de cor no processo de Fenton

Quando se compara os processos de ozonização com o Fenton, observa-se que a remoção de matéria orgânica foi semelhante para ambos os processos, sendo 59,4% de remoção de COD na ozonização (quando se utiliza 1,5 gO₃/L) e 58,6% no processo Fenton.

Após a correção do pH para neutro e os 30 minutos de sedimentação, a quantidade de lodo gerado foi de 38 mL para cada 1.000 mL de efluente. No caso do Aterro de Gramacho, caso fosse tratado todo o chorume produzido diariamente, se teria uma produção de cerca de 19 m³/dia de lodo, o que seria uma desvantagem, uma vez que a disposição de lodos contendo produtos químicos é, em geral, complexa.

4.6 – Tratamento Biológico

4.6.1 – Resultados da Tratabilidade

Os testes de tratabilidade foram realizados com amostras do chorume pré-tratado pelo processo de coagulação/floculação seguido da ozonização ou Fenton. O teste foi conduzido em quatro reatores, sendo o primeiro com chorume oxidado pelo

reativo de Fenton, o segundo com chorume ozonizado com $1,5 \text{ gO}_3/\text{L}$, o terceiro com chorume ozonizado com $2,0 \text{ gO}_3/\text{L}$ e o último com esgoto doméstico para acompanhamento do comportamento do lodo. Foi utilizada uma biomassa previamente aclimatada em cada teste de tratabilidade, como descrito no item 3.6.

O teste foi conduzido por 24 horas, ou seja, após a aclimação da biomassa, foi introduzido nos reatores o chorume tratado pelos processos descritos anteriormente. O efluente foi aerado por 24 horas e, ao final deste período, desligou-se a aeração e foram coletadas amostras dos lodos de cada um dos reatores, bem como do clarificado após 30 minutos de sedimentação dos flocos biológicos. A Figura 4.10 apresenta os quatro reatores após o tratamento biológico.

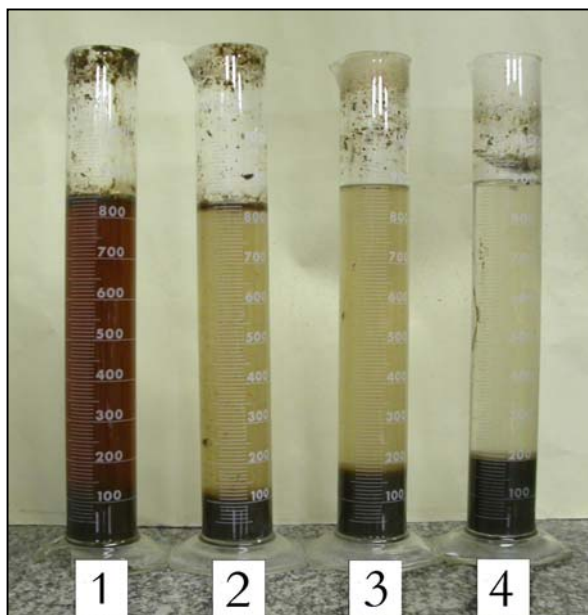


Figura 4.10 – Foto dos reatores após o tratamento biológico, sendo: (1) chorume tratado por Fenton; (2) chorume ozonizado com $1,5 \text{ gO}_3/\text{L}$; (3) chorume ozonizado com $2,0 \text{ gO}_3/\text{L}$; (4) esgoto doméstico

Para avaliar o desempenho do tratamento biológico foram calculadas remoções de DQO e COD dos testes de tratabilidade nos quatro reatores. Nestes cálculos, foram usados a remoção alcançada nos testes com o lodo ativado previamente aclimatado. A Tabela 4.7 apresenta o resumo dos resultados obtidos nos testes de tratabilidade.

Tabela 4.7 – Remoções de DQO e COD do chorume após o tratamento biológico

Efluente	DQO _{inicial} (mgO ₂ /L)	DQO _{final} (mgO ₂ /L)	Remoção (%)	COD _{inicial} (mgC/L)	COD _{final} (mgC/L)	Remoção (%)
Fenton	-	265	-	246,2	180,9	26,5
Ozonizado (1,5 g/L)	562	195	65,3	226,5	73,1	67,7
Ozonizado (2,0 g/L)	424	190	55,2	164,9	76,1	53,9
Esgoto	247	14	94,3	21,3	17,9	16,0

Nas Figuras 4.11 e 4.12 estão representadas graficamente as remoções de DQO e COD.

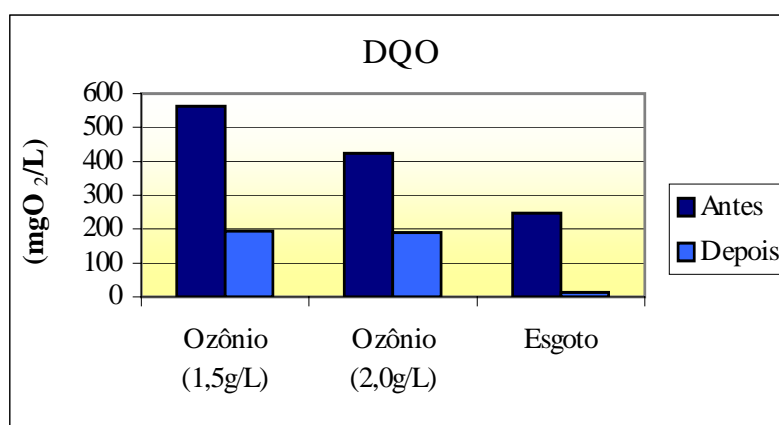


Figura 4.11 – Resultados de remoção de DQO no tratamento biológico

Comparando os resultados com aqueles obtidos por BILA [8], pode-se perceber que a eficiência de remoção de matéria orgânica, representada pela DQO, aumentou, no caso do efluente ozonizado com 1,5 gO₃/L, de 41% para 65%. Este fato pode ser atribuído à redução da toxicidade do chorume após a remoção parcial da amônia, fato que favoreceu o melhor desempenho dos microrganismos presentes no lodo ativado. Em SILVA [63] testes de toxicidade com *Artemia salina* e *Daphnia similis* foram feitos a partir de amostras de chorume com concentrações de amônia inferiores a 5 mg/L (após remoção com arraste por ar), resultando em ausência de efeito tóxico para os organismos testados.

Com relação à remoção de COD, também verificou-se um aumento substancial na eficiência do tratamento biológico, se comparado com o estudo de BILA [8], onde a remoção de COD alcançada para o efluente ozonizado com 1,5 g/L foi de 32% contra 68% do presente estudo. Estes resultados confirmam não só a diminuição da toxicidade, mas também o aumento da biodegradabilidade do chorume. Assim sendo,

conclui-se que a remoção da amônia foi fundamental para a diminuição do impacto causado pelo chorume no tratamento biológico. Portanto, pode-se auferir que, no caso do chorume do Aterro de Gramacho, os resultados dos testes de tratabilidade evidenciaram que o processo biológico não deve constituir-se na primeira etapa da seqüência de tratamentos deste efluente, pois, como foi demonstrado em estudos desenvolvidos por CAMMAROTA *et al.* [11], o tratamento biológico não foi eficiente na remoção de compostos orgânicos, chegando a total perda de atividade biológica do lodo.

A remoção de COD está representada graficamente na Figura 4.12.

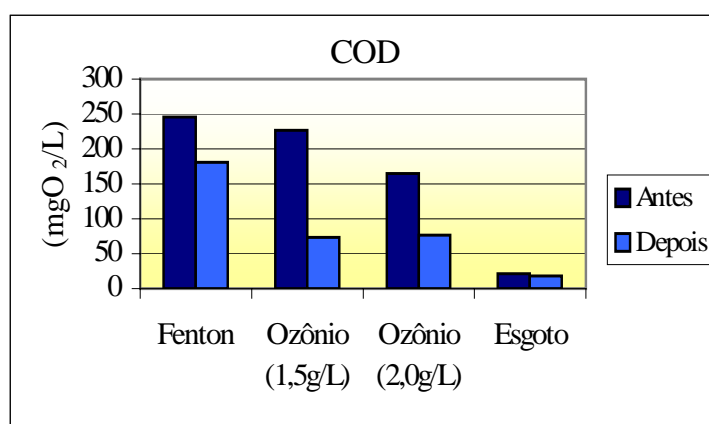


Figura 4.12 – Resultados de remoção de COD no tratamento biológico

Comparando os resultados de remoção de DQO e COD nas amostras ozonizadas, pôde-se observar que o chorume tratado com uma dosagem menor de ozônio obteve, em termos relativos, melhor desempenho no tratamento biológico do que aquele com maior dosagem. Esta situação pode dever-se ao fato de que parte da matéria orgânica facilmente biodegradável pode ter sido completamente oxidada pela maior dosagem de ozônio, diminuindo a quantidade de substrato disponível para alimentar a biomassa, restando, em maior quantidade, a matéria orgânica constituída por cadeias mais longas, de difícil assimilação pelas bactérias.

O chorume pré-tratado por Fenton já não apresentou um desempenho tão bom no tratamento biológico, chegando a eficiência de apenas 26,5% de remoção de COD. Esta baixa eficiência pode dever-se ao aumento na concentração de sais, visto que o chorume apresenta alta salinidade e, a adição do sulfato de ferro pode ter contribuído para inibir a atividade dos microrganismos.

4.6.2 – Observações Microscópicas do Lodo

Observações microscópicas do lodo foram realizadas ao longo das aclimações e dos testes de tratabilidade dos 4 reatores. Nesta etapa procurou-se observar a qualidade do lodo ativado e o seu comportamento na presença dos efluentes testados nos ensaios de tratabilidade. Foram observadas, conforme descrito no item 3.7, as seguintes características: abundância de filamentos nos flocos, efeito dos filamentos na estrutura do floco, morfologia do floco, presença e tipos de protozoários ou outros organismos presentes.

Antes do início de cada aclimação realizou-se uma microscopia do lodo proveniente da ETE com o objetivo de assegurar a qualidade do lodo inicial, de modo que não houvesse interferência no desempenho do tratamento biológico. As Figuras 4.12 e 4.13 apresentam fotos com as microscopias do lodo inicial.

Na Figura 4.13 pode-se observar que o floco do lodo apresentava boa qualidade, mostrando-se bastante denso e firme, com vários organismos filamentosos. Na Figura 4.14 observa-se a presença de alguns tipos de protozoários, entre eles alguns pendunculados (*Epistylis*) e um rotífero (*Rotifer*).



Figura 4.13 – Microscopia do lodo da ETE (aumento 400x)



Figura 4.14 – Presença de protozoários no lodo da ETE (aumento 400x)

Ao longo da aclimação do lodo dos 3 reatores-teste contendo amostras de chorume previamente tratado, manteve-se um quarto reator apenas com esgoto doméstico, de modo que se pudesse ter um controle do comportamento do lodo durante a aclimação diante dos diferentes efluentes. Desta forma, a partir da microscopia do lodo, pôde-se verificar as alterações da biomassa diante da mudança do efluente. As aclimações foram realizadas com amostras de chorume oxidadas com Fenton, ozonizadas e com esgoto doméstico, em proporções descritas no item 3.6.1.

A Figura 4.15 apresenta as fotografias dos lodos, obtidas através da microscopia, ao final do primeiro dia de aclimação.

Da Figura 4.15 pode-se observar que, no primeiro dia de aclimação, o lodo de todos os reatores manteve boa qualidade. Os flocos apresentaram-se firmes e compactos, com a presença de organismos filamentosos que garantem a boa ligação entre os flocos, e ainda a presença de vários protozoários.

No final do segundo dia de aclimação, os reatores contendo chorume ozonizado com 1,5 gO₃/L e contendo a amostra tratada por Fenton apresentaram uma pequena quantidade de lodo na superfície do líquido, ou seja, parte do lodo flutuou, indicando uma perda da sua qualidade. Apesar disto, a microscopia da biomassa revelou, para todos os reatores, a abundância de protozoários – ciliados, pendunculados, amebas e rotíferos – além de bactérias filamentosas, os quais garantiam firmeza e alta densidade aos flocos, com exceção do reator contendo chorume tratado por Fenton, que apresentou flocos menos densos.

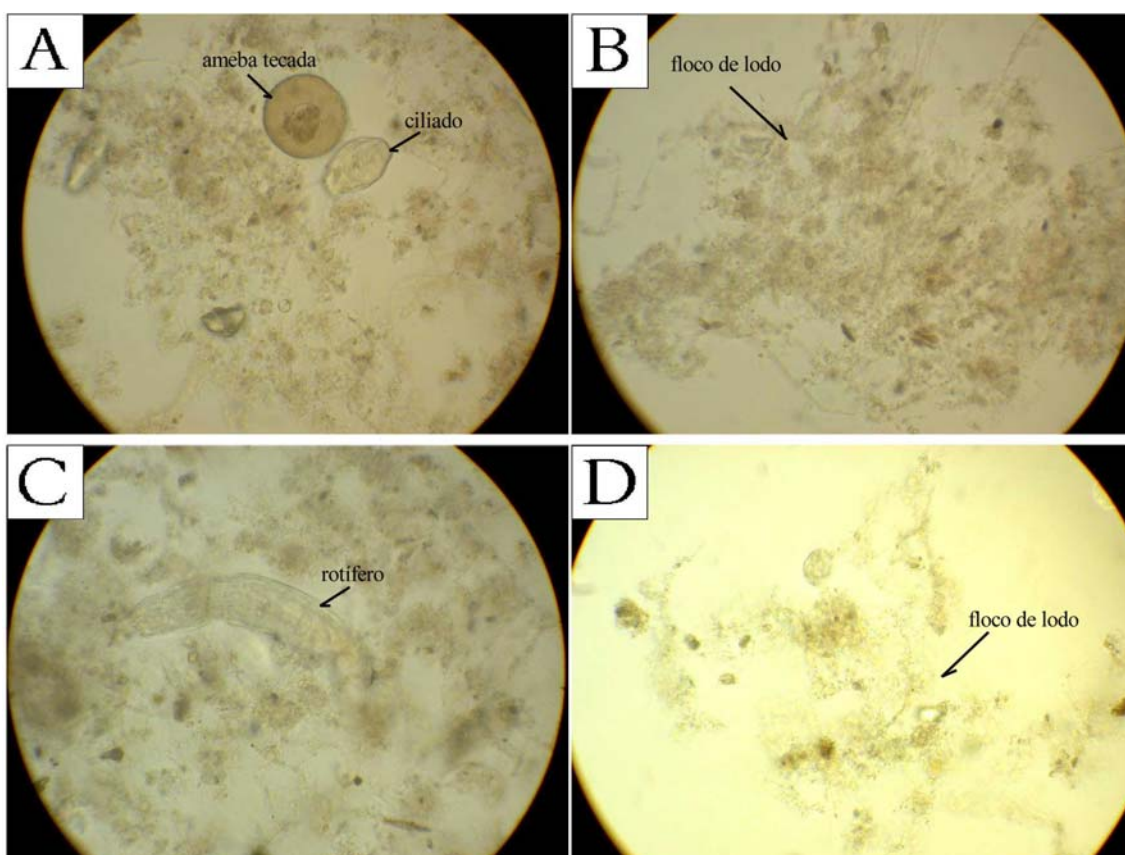
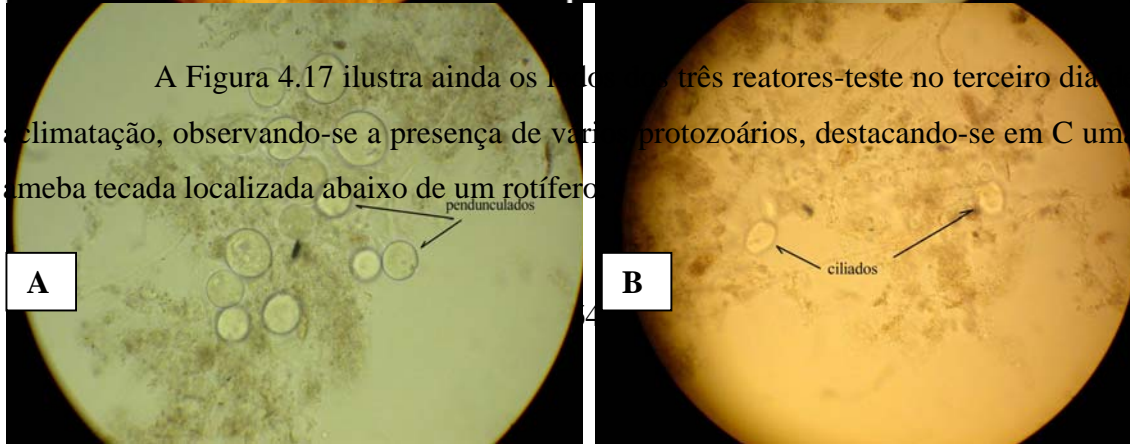
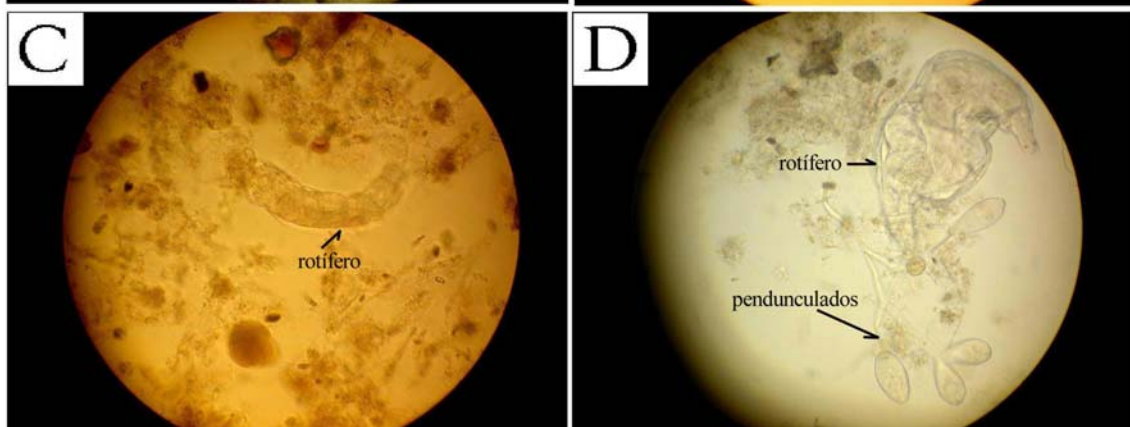
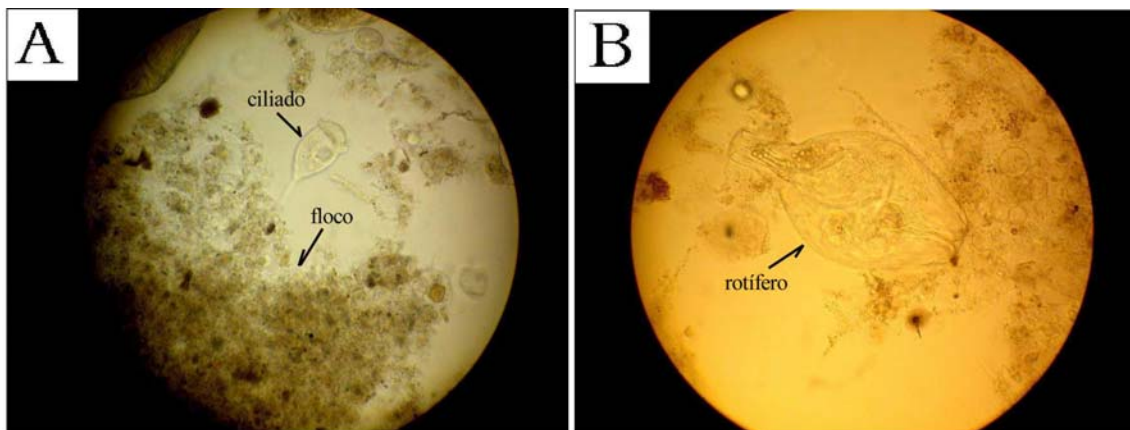


Figura 4.15 – Microscopias dos lodos ativados no 1º dia de aclimação (20% de chorume e 80% de esgoto) dos reatores: (A) chorume ozonizado com 1,5 gO₃/L, (B) chorume ozonizado com 2,0 gO₃/L, (C) chorume tratado com Fenton, (D) esgoto doméstico. Aumento 400x.

Ao final do terceiro dia de aclimação, o reator contendo chorume ozonizado com 1,5 gO₃/L apresentou flocos de boa qualidade, mas os rotíferos desapareceram da biomassa, apesar da presença de outros protozoários. O lodo do reator contendo a amostra ozonizada com 2,0 gO₃/L mostrou-se bastante denso e compacto com a presença de grande número de protozoários, embora os rotíferos tenham se apresentado com menor mobilidade. O lodo proveniente do reator contendo chorume

tratado com Fenton apresentou, no geral, uma boa qualidade, mas, com relação aos rotíferos, observou-se também a diminuição da mobilidade. Este fato indica a alteração da qualidade do lodo, pois os rotíferos são organismos de maior sensibilidade e a sua ausência pode contribuir para o aumento da turbidez do efluente, uma vez que se alimentam de bactérias que não aderem ao floco e ficam dispersas no efluente. A Figura 4.16 ilustra as características dos lodos dos reatores ao final do terceiro dia de aclimação.

No caso do chorume ozonizado com 1,5 gO₃/L, pode-se observar a alta densidade do lodo e a presença de um organismo da classe dos ciliados (A). Já na foto do chorume ozonizado com 2,0 gO₃/L (B) observa-se um rotífero e parte de um floco. Na foto do lodo da amostra tratada por Fenton (D) verifica-se que os flocos encontram-se menos densos. Na microscopia do lodo do reator contendo somente esgoto, observou-se a presença de pendunculados e um rotífero saudável (D).



A Figura 4.17 ilustra ainda os lodos de três reatores-teste no terceiro dia de aclimação, observando-se a presença de vários protozoários, destacando-se em C uma ameba tecada localizada abaixo de um rotífero



Figura 4.17 – Fotos dos lodos dos reatores contendo 60% de chorume e 40% de esgoto, sendo: (A) chorume ozonizado com 1,5 gO₃/L; (B) chorume ozonizado com 2,0 gO₃/L e (C) chorume tratado com Fenton.

No final do quarto dia de aclimação, os lodos dos reatores apresentaram-se bem formados, com grande quantidade de bactérias filamentosas e protozoários. Os rotíferos apareceram normalmente no reator-controle e no reator contendo chorume ozonizado com 2,0gO₃/L. Já no lodo dos reatores contendo chorume tratado por Fenton e ozonizado com 1,5gO₃/L, os rotíferos apareceram praticamente imóveis. Observou-se também nesses reatores a presença de lodo na superfície (cerca de 20 mL no reator com efluente tratado por Fenton e 10 mL no ozonizado), indicando a alteração na sedimentabilidade do lodo.

Ao final do teste de tratabilidade, os rotíferos desapareceram de todos os reatores, com exceção daquele contendo somente esgoto. Na Figura 4.10 pode-se observar os resultados obtidos ao final do tratamento, destacando-se uma pequena quantidade de lodo na superfície dos reatores 1 e 2. A Figura 4.18 ilustra a microscopia dos lodos ao final do teste de tratabilidade.

Na Figura 4.18, pode-se observar que os protozoários mantiveram-se presentes, mesmo submetidos a 100% de chorume. Apesar da flotação de um pouco de lodo nos reatores contendo chorume tratado por Fenton e ozonizado com 1,5gO₃/L, a microscopia dos lodos de todos os reatores-teste apresentou flocos compactos, sendo o lodo do chorume ozonizado com 2,0gO₃/L o menos denso dos três. Na Figura 4.18 (A) observa-se um *nematóide* no meio de alguns flocos de lodo; em (B) observa-se que o lodo apresenta-se menos denso do que os outros; em (C) observa-se a boa qualidade do

lodo e, finalmente, em (D) o lodo do reator contendo esgoto o qual apresenta vários protozoários e uma qualidade excelente.

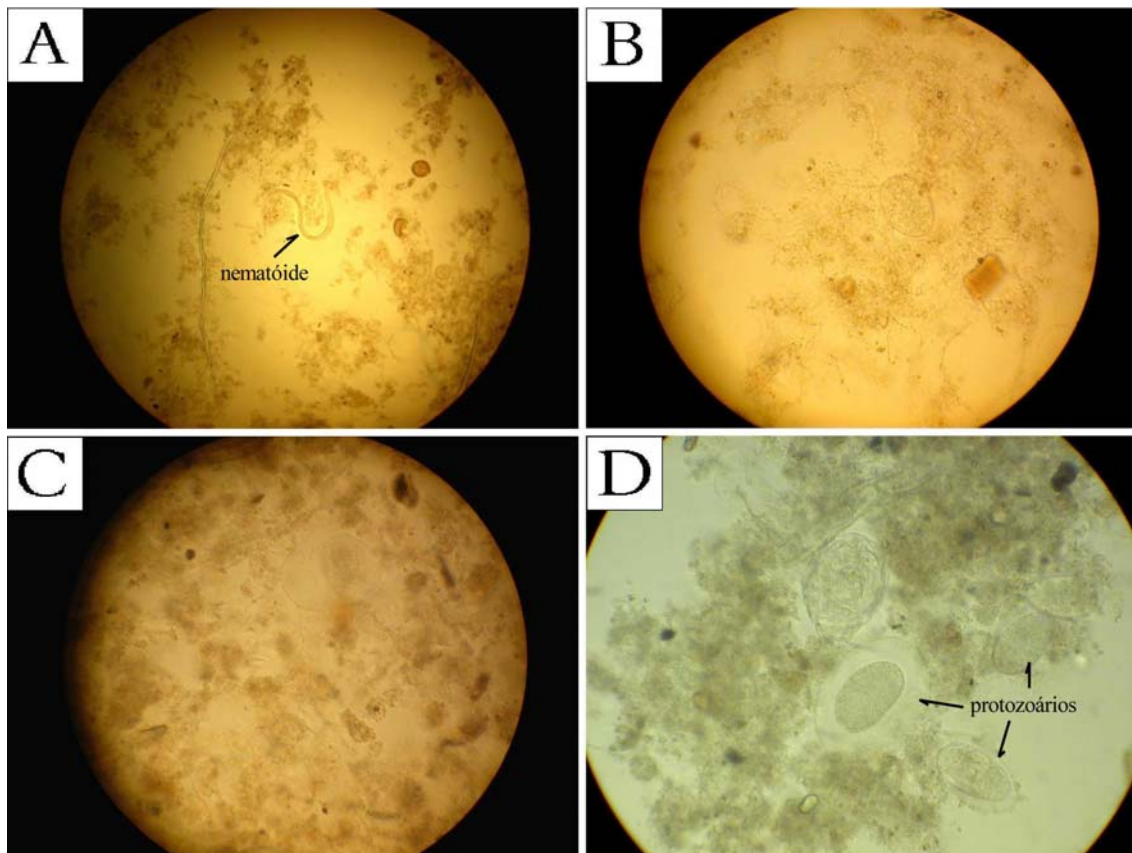


Figura 4.18 – Fotografia dos lodos ativados dos reatores no final do teste de tratabilidade, sendo: (A) chorume ozonizado com 1,5 gO₃/L, (B) chorume ozonizado com 2,0 gO₃/L, (C) chorume tratado com Fenton, (D) esgoto doméstico. (A) e (B) aumento 100x e (C) e (D) 400x.

Com relação à quantidade de lodo produzida ao final do teste, os volumes variaram de reator para reator, conforme descrito na Tabela 4.8.

Tabela 4.8 – Volume de lodo gerado ao final do teste de tratabilidade

REATOR*	Volume de lodo (mL)	Volume total (mL)
1	100	850
2	100	850
3	160	900
4	180	910

* (1) chorume tratado por Fenton; (2) chorume ozonizado com 1,5gO₃/L; (3) chorume ozonizado com 2,0gO₃/L e (4) esgoto doméstico.

A partir da quantidade de lodo gerado em cada um dos reatores pode-se concluir que os dois primeiros sofreram algum tipo de inibição no crescimento de

microrganismos, pois o volume decantado foi bem menor do que no reator 3 (chorume ozonizado com 2,0 gO₃/L) e do que no reator 4 (com esgoto doméstico).

4.7 – Remoções Alcançadas no Tratamento Combinado

A Tabela 4.9 apresenta as faixas de DQO e COD, iniciais e finais, alcançadas ao longo dos tratamentos aplicados.

Tabela 4.9 – Faixas de DQO e COD alcançadas pelos tratamentos

ETAPA/PARÂMETRO	DQO _{inicial} (mgO ₂ /L)	DQO _{final} (mgO ₂ /L)	COD _{inicial} (mgC/L)	COD _{final} (mgC/L)
Tratamento Primário	2.480	1.370	1.431	608
Fenton ¹	1.370	-	608	252
Ozonização (1,5 g/L) ²	1.370	549	608	247
Ozonização (2,0 g/L) ³	1.370	489	608	210
Biológico	1	-	246	181
	2	562	227	73
	3	424	165	76

As Figuras 4.19 a 4.23 ilustram graficamente as remoções de DQO e COD em cada uma das três combinações estudadas.

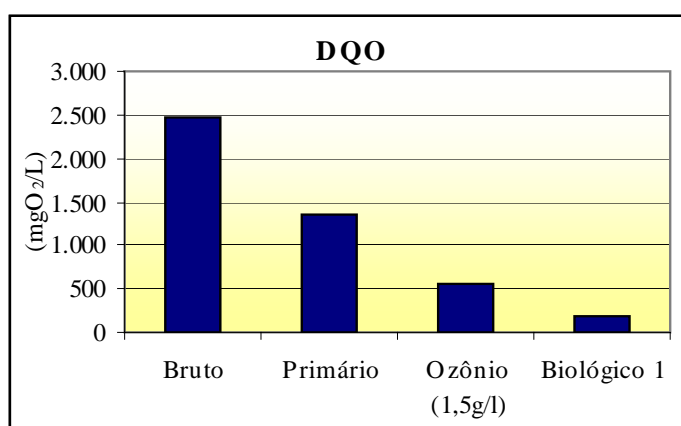


Figura 4.19 – Remoção de DQO ao final do tratamento combinado do chorume ozonizado com 1,5gO₃/L.

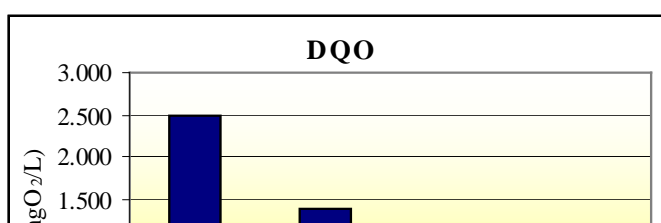


Figura 4.20 – Remoção de DQO ao final do tratamento combinado do chorume ozonizado com 2,0gO₃/L.

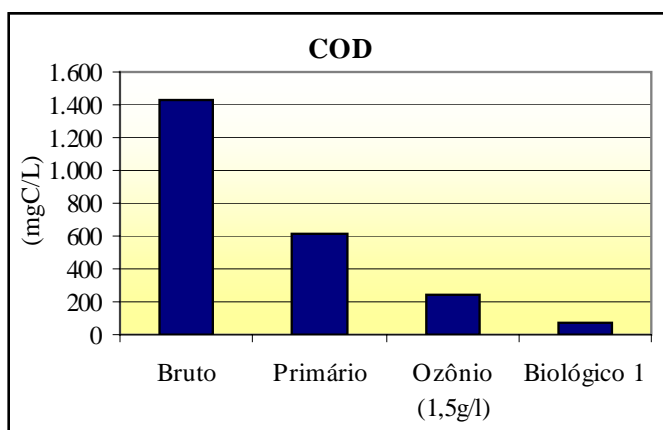


Figura 4.21 – Remoção de COD ao final do tratamento combinado do chorume ozonizado com 1,5gO₃/L.

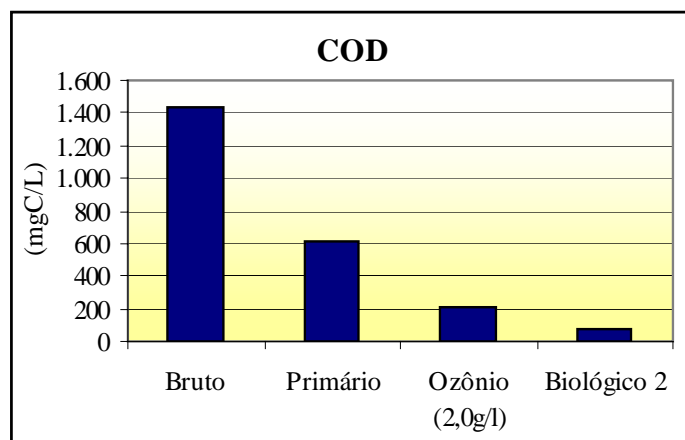


Figura 4.22 – Remoção de COD ao final do tratamento combinado do chorume ozonizado com 2,0gO₃/L.

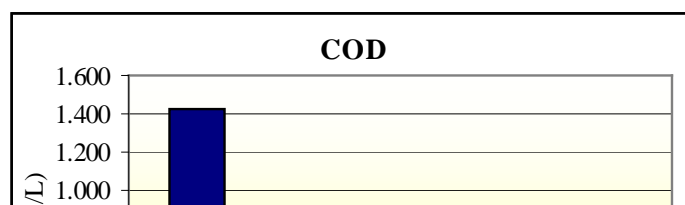


Figura 4.23 – Remoção de COD ao final do tratamento combinado do chorume tratado por Fenton

Na Tabela 4.10 estão apresentadas as eficiências de remoção de DQO e COD em cada uma das etapas do tratamento combinado.

Tabela 4.10 – Eficiência de remoção de DQO e COD alcançadas pelos tratamentos

ETAPA/PARÂMETRO		DQO (%)	COD (%)
Tratamento Primário		44,8	57,5
Fenton ¹		-	58,6
Ozonização (1,5 g/L) ²		59,8	59,4
Ozonização (2,0 g/L) ³		64,2	64,2
Biológico	1	39,2	26,5
	2	65,3	67,7
	3	55,2	53,9

A remoção da amônia foi fundamental para aumentar a eficiência do processo biológico, pois em estudo anterior feito por BILA [6], observou-se um mau desempenho do biológico quando a biomassa foi submetida a 100% de chorume previamente ozonizado, mas sem a remoção da amônia. Em SILVA [2], no chorume pré-tratado por coagulação/floculação e submetido ao arraste com ar para remoção da amônia, o efeito tóxico foi totalmente eliminado no teste com *Artemia salina* e, no caso da *Daphnia similis*, quando fez-se a correção da salinidade do efluente, a toxicidade também foi nula.

As Figuras 4.24 e 4.25 comparam, através de gráficos, as eficiências de remoção de DQO e COD em duas etapas do tratamento combinado: no tratamento por processos oxidativos avançados e no biológico. Deve-se ressaltar que a ozonização foi realizada em pH básico, por volta de 12,0, no efluente que passou pelo arraste da

amônia, portanto a ozonização está atuando como um POA, pois neste pH há a produção de radicais $\bullet\text{OH}$.

Figura 4.24 – Eficiências de remoção de DQO nos POA e no tratamento biológico.

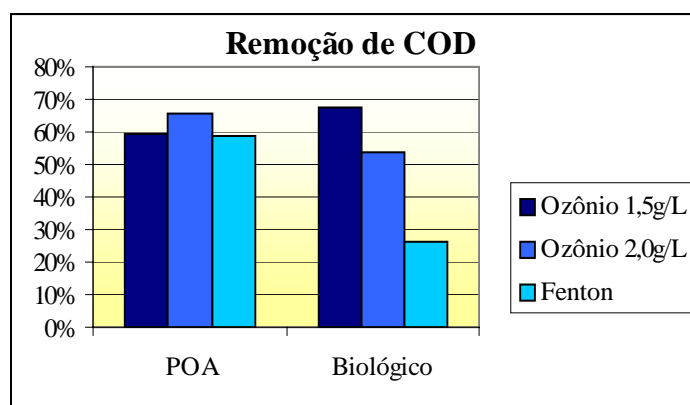


Figura 4.25 – Eficiências de remoção de COD nos POA e no tratamento biológico.

A Tabela 4.11 apresenta a eficiência total de remoção de DQO e COD alcançada pelos tratamentos e pode-se observar que as maiores remoções, tanto de DQO, quanto de COD, foram alcançadas nas amostras ozonizadas, apesar do tratamento por Fenton ter apresentado também uma boa eficiência. As concentrações finais de DQO e de COD mostraram-se bastante baixas, confirmando o bom desempenho dos sistemas testados, apesar da alta complexidade, recalcitrância e quantidade de matéria orgânica presente no efluente estudado.

Tabela 4.11 – Eficiência total de remoção de DQO e COD no final dos tratamentos

SISTEMA/PARÂMETRO	DQO (%)	COD(%)
Fenton	83,7	87,4
Ozonização (1,5 g/L)	92,1	94,9
Ozonização (2,0 g/L)	92,3	94,7

Outra observação importante é que, ao final do tratamento combinado, todas as amostras tratadas encontravam-se enquadradas nos limites determinados pela FEEMA (DZ 209), ou seja, DQO inferior a 250 mg/L, e pela Resolução CONAMA nº 20 a qual estabelece o limite de 5,0 mg/L para descarte de amônia, com exceção, neste último caso, da amostra tratada por Fenton, que apresentou uma concentração um pouco acima do permitido para descarte (6,6 mg/L).

5 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Através deste estudo confirmou-se que o tratamento primário através de coagulantes químicos, no caso do chorume do Aterro Metropolitano de Gramacho, apresenta remoções efetivas de parte do material orgânico, representado pelo parâmetro DQO. O controle do processo de coagulação/floculação, sobretudo o pH, é muito importante para que se obtenha bons resultados, os quais, neste estudo resultaram em remoções da ordem de 40% da DQO, acima de 50% de COD e mais de 80% da Cor.

A remoção da amônia através da técnica de arraste com ar promoveu uma redução da toxicidade do efluente comprovada pelo bom desempenho do tratamento biológico. Estudos anteriores com o mesmo chorume relatam a diminuição da eficiência de degradação de matéria orgânica pela alteração do metabolismo dos microrganismos, chegando até a total inatividade, do lodo biológico diante do efluente quando a concentração de amônia se manteve alta. A microscopia da biomassa ao final do teste de tratabilidade pode comprovar que, apesar da alteração das suas características, o lodo ainda assim apresentou boa qualidade no tocante a sua morfologia e sedimentabilidade. Portanto, a etapa de remoção da amônia por arraste com ar foi fundamental para garantir o bom desempenho do biológico, comprovando que o seu mau desempenho, observado no trabalho anterior realizado por BILA [8], era devido a alta concentração de amônia, pois a razão DQO/DBO era favorável ao tratamento biológico (por volta de 3,0).

Os POA mostraram-se eficientes no aumento da biodegradabilidade do chorume, tanto no caso da ozonização quanto no reativo de Fenton, muito embora o primeiro tenha apresentado maiores eficiências de remoção de carga orgânica.

Na ozonização, os resultados mostraram que quanto maior a dosagem de ozônio, maior é a remoção de DQO do chorume, porém dosagens altas de O₃ tornam o processo inviável economicamente. Os resultados experimentais mostraram que a ozonização é muito eficiente na remoção de cor do efluente. Já com relação ao aumento da biodegradabilidade, pôde-se observar que o chorume tratado com uma dosagem menor de ozônio obteve, em termos relativos, melhor desempenho na remoção de matéria orgânica no tratamento biológico do que aquele com maior dosagem. Mas, no geral, o chorume previamente ozonizado apresentou, no tratamento biológico, boas eficiências de remoção de DQO e de COD (acima de 60% e 50% respectivamente).

O processo Fenton apresentou boa eficiência na remoção de COD, entretanto, se comparada aos resultados obtidos na ozonização, este valor foi um pouco menor. Quanto à remoção de cor, este processo não apresentou boa eficiência, sobretudo se comparada aos excelentes resultados obtidos com a ozonização, muito embora não fosse esse o objetivo do processo Fenton. O lodo gerado na etapa de oxidação por Fenton apresentou boa sedimentabilidade. O aumento da biodegradabilidade do chorume após o tratamento por Fenton não ficou tão evidente quanto na ozonização, uma vez que a eficiência de remoção de COD no tratamento biológico foi da ordem de 25%. Esta baixa eficiência da etapa biológica pode dever-se à adição do sulfato de ferro para a reação de Fenton, visto que o chorume de Gramacho já apresenta concentrações relativamente altas de sais e, talvez, o aumento da salinidade do efluente possa ter inibido o desempenho do lodo ativado.

Concluiu-se que a combinação de diferentes processos foi eficiente no tratamento do chorume do Aterro de Gramacho, apresentando, para todas as seqüências de processos testados, eficiências de remoção de DQO acima de 80% e de COD acima de 85%.

Como sugestão de pesquisas futuras, recomenda-se que os processos oxidativos avançados utilizados (ozonização e Fenton) sejam estudados considerando-se a combinação com radiação ultravioleta.

Outra questão relevante com relação aos processos oxidativos avançados é a questão econômica, ou seja, um dos limitantes do uso dos POA é, em geral, o alto custo, portanto recomenda-se que sejam levantados os valores para implantação e operação dos sistemas estudados e que estes sejam comparados com o custo atual do sistema utilizado no Aterro Metropolitano de Gramacho, que é de cerca de US\$ 6,00 por metro cúbico de chorume tratado. No caso de diminuição de custos, o conjunto de processos apresentado neste estudo configura-se em alternativa ao sistema de tratamento de chorume atualmente empregado no Aterro de Gramacho, visto que, mesmo após o seu encerramento, previsto para o final de 2004, o aterro ainda produzirá chorume por vários anos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] APHA, A., *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater 19 ed.*, New York, USA, 1998.
- [2] BABBIT, H. E., DOLAND, J. J. e CLEASBY, J. L., “Sedimentação com Cagulação”, *Abastecimento de Água*, capítulo 21, São Paulo, Editora Edgard Blucher Ltda., 1973.
- [3] BAIG, S., COULOMB, L., COURANT, P. e LIECHTI, P., “Treatment of landfill leachates: lapeyrouse satrod case studies”, *Ozone Science & Engineering*, vol. 21, pp. 1-22, 1999.
- [4] BAIG, S., THIÉLBLIN, E., ZULIANI, F., LIECHTI, P. e COSTE, C., “Treatment of leachates from domestic landfills: case studies”, In: *13th Ozone World Congress*, v. 1, pp. 637-642, Japan, 1997.
- [5] BEAMAN, M. S., LAMBERT, S. D., GRAHAM, N. J. D. e ANDERSON, R., “Role of ozone and recirculation in the stabilization of landfills and leachate”, *Ozone Science & Engineering*, v. 20, pp. 121–132, 1998.
- [6] BELTRÁN, F. J., GARCIA, ARAYA, J. F. e ÁLVAREZ, P. M., “Continous flow integrated chemical (ozone) – activated sludge system treating combined agroindustrial-domestic wastewater”, *Environmental Progress*, v. 19, nº 1, pp. 28-35, 2000.
- [7] BIGDA, R. J., “Consider fenton chemistry for wastewater treatment”, *Chemical Engineering progress*, 91 (12), pp 62-66, 1995.
- [8] BILA, D. M., “Aplicação de processos combinados no tratamento de chorume”, Tese de Mestrado, PEQ/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil, 2000.
- [9] BORZACCONI, L., LÓPEZ, I., OHANIAN, M. e VINAS, M., “Anaerobic-aerobic treatment of municipal waste leachate”, *Environmental Technology*, v. 20, pp. 211-217, 1998.
- [10] CALÇAS, D. A. N. Q. P., HAMADA, J. e GIACHETI, H., “Atenuação natural de contaminantes do chorume de aterros sanitários em solos arenosos”, *21º Congresso da ABES*, 2001.
- [11] CAMMAROTA, M. C., RUSSO, C. e SANT’ANA, G. L. Jr., “Tratabilidade do Chorume Gerado no aterro Sanitário Metropolitano do Rio de Janeiro”, *Anais do I Encontro Brasileiro de Ciências Ambientais*, v. 2, pp. 453-473, 1994.

- [12] CAPELO NETO, J., MOTA, S. B., SILVA, F. J. A. DA e PEDROZA, M. M., “Avaliação do tratamento de percolado de resíduo doméstico em lagoa anaeróbia no semi-árido nordestino”, *21º Congresso da ABES*, 2001.
- [13] CHAMARRO, E., MARCO, A. e ESPLUGAS, S., “Use of fenton reagent to improve organic chemical biodegradability”, *Water Research*, vol. 35, nº 4, pp. 1047-1051, 2001.
- [14] CHUGH, S. *et al.*, “Effect of recirculated leachate volume on MSW degradation” *Waste Management & Research*, v. 16, pp 564-573, 1998.
- [15] CINTRA, I. S., COSTA, B. M. P., LIBÂNIO, P. A. C. e CHERNICHARO, C. A. L., “Estudo da aclimação de biomassa aeróbia na degradação de chorume de aterro sanitário”, *21º Congresso da ABES*, 2001.
- [16] DEZOTTI, M. W. e RUSSO, C., “Teste de Toxicidade e Tratamento Primário de Efluentes”, *Técnicas de Controle Ambiental em Efluentes Líquidos*, 1997.
- [17] EPA, “Advanced Photochemical Oxidation Processes”, Handbook, Washington, U. S. Environmental Protection Agency, 1998.
- [18] FERREIRA, J. A., GIORDANO, G., RITTER, E. e ROSSO, T. C. A., “Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do Rio de Janeiro”, *21º Congresso da ABES*, 2001.
- [19] FERREIRA, J. A. & PIRES, J. C. A., “Alternativa para disposição de resíduos sólidos”, *Apostila Aterro Sanitário*, UERJ/2000.
- [20] FLECK, E., BIDONE, F. R. A., SOUZA, P. A. P., GUIMARÃES, P. R. A. e ROSADO, R. M., “Tratamento de lixiviado de aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos em filtros anaeróbios de brita, em escala piloto, operando em sistema semi-batelada”, *VI Seminário Nacional de Resíduos Sólidos da ABES*, 2002.
- [21] GAPPMAYER, T., *Revista Vitalle*, – Ano 1, nº 3, Junho de 2002, pp. 26 – 28.
- [22] GIERLICH, H. H. & KOLBACH, J., “Treating landfill leachate in European countries”, *Pollution Engineering*, pp. 10-14, agosto, 1998.
- [23] GIORDANO, G., FERREIRA, J. A., PIRES, J. C. A., RITTER, E., CAMPOS, J. C. e ROSSO, T. C. A., “Tratamento do chorume do Aterro Metropolitano de Gramacho – Rio de Janeiro – Brasil”, *XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, Cancun, México, 2002.
- [24] GOMES M. M. *et al.*, “Landfill leachate management: treatment options and economic aspects”, *Asia Pacific Tech Monitor*, v. 13, n. 6, pp 23-31, 1996.

- [25] GREGOR, J. E., NOKES, C. J. e FENTON, E., “Optimising natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminium coagulation”, *Water Research*, v.31, n.12, pp. 2949-2958, 1997.
- [26] GRIFFINI, O., BAO, M. L., BARBIERI, K., BURRINI, D., SANTIANNI, D. e PANTANI, F., “Formation and removal of biodegradable ozonation by-products during ozonation-biofiltration treatment: pilot-scale evaluation”, *Ozone Science & Engineering*, v. 21, pp. 79–98, 1999.
- [27] GSCHLOBL, T. *et al.*, “Constructed wetlands for effluents polishing of lagoons” *Water Research*, v. 32, n. 9, pp 2639-2645, 1998.
- [28] HAARSTAD, K. & MAEHLUM, T., “Important aspects of long-term production and treatment of municipal solid waste leachate”, *Waste Management & Research*, v. 17, pp 470-477, 1999.
- [29] HAMADA, J. & ABEICHE, L. H. T., “Ferramenta computacional para estimativa do volume mensal de percolados em aterros sanitários”, *21º Congresso da ABES*, 2001.
- [30] HASSEMER, M. E. N. & SENS, M. L., “Tratamento do efluente de uma indústria têxtil. Processo físico-químico com ozônio e coagulação/floculação”, *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, vol. 7, nº1, jan/mar 2002 e nº2, abr/jun 2002.
- [31] HUANG, S., DIYAMANDOGLU, V. e FILLOS, J., “Ozonation of leachates from aged domestic landfills”, *Ozone Science & Engineering*, v. 15, pp 433-444, 1993.
- [32] IBGE, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2000, www.ibge.gov.br, acesso em 14 de maio de 2004.
- [33] IGLESIAS, J. R. *et al.*, “A comparative study of the leachates produced by anaerobic digestion in a pilot plant and at a sanitary landfill in Asturias, Spain”, *Waste Management & Research*, v. 18, pp. 86-93, 2000.
- [34] IMAI, A., ONUMA, K., INAMORI, Y. e SUDO, R., “Effects of pre-ozonation refractory leachate treatment by the biological activated carbon fluidized bed process” *Environmental Technology*, v. 19, pp. 213–221, 1998.
- [35] IPT– Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, “Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado”, IPT/CEMPRE, 2000.
- [36] JENKINS, D., RICHARD, M. G. e DAIGGER, G. T., “*Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming*”, 2 ed., Michigan, Lewis Publishers, 1993.

- [37] JORDÃO, E. P. & PESSOA, C. A., “Tratamento de esgotos domésticos”, ABES, 1995.
- [38] KANG, S. F., LIAO, C. H. e CHEN, M. C., “Pre-oxidation and coagulation of textile wastewater by the Fenton process”, *Chemosphere*, 26, pp. 923-928, 2002.
- [39] KANG, Y. W. & HWANG, K., “Effects of reaction conditions of the oxidation efficiency in the Fenton process”, *Water Research*, vol. 34, nº 10, pp. 2786-2790, 2000.
- [40] KAPTIJN, J. P., “The Ecoclear® Process. Results from full-scale installations”, *Ozone Science & Engineering*, v. 19, pp. 297–305, 1997.
- [41] KARRER, N. J., RYHINER, G. e HEINZLE, E., “Applicability test for combined biological-chemical treatment of wastewaters containing biorefractory compounds”, *Water Research*, vol. 31, pp. 1013-1020, 1997.
- [42] KUO, W. –S., “Destruction of toxic organics in water by an injection-type downflow uv/O₃ oxidation reactor”, *Ozone Science & Engineering*, vol. 21, pp. 539-550, 1999.
- [43] LEE, D. S., PARK, S. J. e YOON, J. Y., “Molecular weight distribution of humic substances as changed by Fenton’s reagent and determination of rate constant of OH radical-humic substances in metropolitan landfill leachate”, *J. Korean Society of Environmental Engineering*, 18, pp. 999-1008, 1996.
- [44] LEITZKE, O., REID, A., GEIGER, M. e LAUMEN, B., “The state of development and operational experience gained with processing leachate with a combination of ozone and biological treatment”, *Internation Symposium on Ozone – IOA Tagungsband – V-B: Advanced Oxidation Processes V.5*, Berlim, 1997.
- [45] LI, X. Z., ZHAO, Q. L. e HAO, X. D., “Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation”, *Waste Management*, pp 409-415, 1999.
- [46] LIAO, P., CHEN, A. e LO, K., “Removal of nitrogen from swine manure wastewaters by ammonia stripping”, *Chemosphere*, vol. 46, pp. 851-858, 2002.
- [47] LIN, S. H. & CHANG, C. C., “Treatment of landfill leachate by combined electro-fenton oxidation and sequencing batch reactor method”, *Water Research*, vol. 34, nº 17, pp. 4243-4249, 2000.
- [48] MAEHLUM, T., HAARSTAD, K. e KRAFT, P. I., “On-site treatment of landfill leachate in natural systems”, Proceedings Sardinia 95, *Fifth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy, pp 463-468, 1995.

- [49] MARTÍNEZ, N. S. S., FERNÁNDEZ, J. F., SEGURA, X. F. e FERRER, A. S., “Pre-oxidation of na extremely polluted industrial wastewater by Fenton’s reagent”, *Journal of Hazardous Materials*, 2003.
- [50] MARTTINEN, S., KETTUNEN, R., SORMUNEN, K., SOIMASUO, R. e RINTALA, J., “Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates”, *Bioresource Technology*, vol. 54, pp. 17-20, 2002.
- [51] McBEAN, E. A., ROVERS, F. A. e FARQUHAR, G. J., “Solid waste landfill engineering and design”, *Prentice Hall PTR*, USA, 1995.
- [52] METCALF & EDDY, “Chemical Unit Process”, *Waste Water Engineering Treatment, Disposal and Reuse*, capítulo 7, 3.ed, Mc Graw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering, New York, 1991.
- [53] MOFFETT, J. W., “The chemical of high-rate water treatment”, *Journal AWWA*, v.11, pp.1255-1270, 1968.
- [54] PETERS, T. A., “Purifications of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration”, *Desalination*, v. 119, pp. 289-293, 1998.
- [55] PIRES, J. C. de A., “Projeto de tratamento de chorume produzido no Aterro Metropolitano de Gramacho através de Wetland”, Tese de Mestrado, UERJ, 2002.
- [56] POHLAND, F. G., “Leachate recycle as landfill management option”, *Journal of the Environmental Engineering Division*, pp 1057-1069, 1975.
- [57] REINHART, D. R., “Full-scale experiences with leachate recirculation landfills: case studies”, *Waste Management & Research*, v. 14, pp 347-365, 1996.
- [58] REIS, J. A. T. & MENDONÇA, A. S. F., “A influência dos valores de pH e temperatura sobre a toxicidade da amônia e sua importância na definição de padrões ambientais para corpos d’água”, *20º Congresso da ABES*, 1999.
- [59] RITA, F., PINTO, R. O., MATHIAS, W. G., BELLI FILHO, P. e SOARES, H. M., “Desempenho de um reator UASB em escala piloto para o tratamento de chorume de resíduos sólidos urbanos”, Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos e Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental , Florianópolis, Santa Catarina, Brasil, 2000.
- [60] ROBINSON, H. D. *et al.*, “The treatment of landfill leachate to standards suitable for surface water discharge”, *Proceedings Sardinia 91, Third International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy, pp 905-917, 1991.

- [61] SANTOS, P. C. V., MURRIETA, P. e KLOIDE, S., “Característica do chorume do aterro do Jockey Clube/DF”, *XI Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica*, ABMS, Brasília, DF, 3:1703-1707, 1998.
- [62] SANTOS FILHO, D. F. dos, “Clarificação de águas e remoção de alguns elementos indesejáveis”, *Tecnologia de Tratamento de Água*, capítulo 3, São Paulo, Nobel S. A., 1981.
- [63] SILVA, A. C., “Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade”, Tese de Mestrado, PEC/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil, 2002.
- [64] SISINO, C. L. S., “Estudo preliminar da contaminação ambiental em área de influência do Aterro controlado do Morro do Céu (Niterói – RJ)”, Tese de Mestrado, FIOCRUZ, 1995.
- [65] STEENSEN, M., “Chemical oxidation for the treatment of leachate – process comparison and results from full-scale plants”, *Water Science Technology*, v. 35, No. 4, pp. 249–256, 1997.
- [66] TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H. e VIGIL, S., “Integrated solid waste management – engineering principles and management issues”, Irwin/McGraw-Hill, USA, 1993.
- [67] TSAI, C. T. *et al.*, “Electrolysis of soluble organic matter in leachate from landfills”, *Water Research*, v. 31, pp 3073-3081, 1997.
- [68] URASE, T., SALEQUZZAMAN, M., KOBAYASHI, S., MATSUO, K. Y. T. e SUZUKI, N., “Effect of high concentration of organic and inorganic matters in landfill leachate on the treatment of heavy metals in very low concentration level”, *Water Science Technology*, vol. 36, pp 349-356, 1997.
- [69] VENDEVIVERE, P. C., BIANCHI, R. e VERSTRAETE, W., “Treatment and reuse of wastewater from the textile wet-processing industry: review of emerging technologies”, *J. Chemistry Technology Biotechnology*, 72, pp. 289-302, 1998.
- [70] VON SPERLING, M., “Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos”, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, Belo Horizonte, vol. 1, 1996.
- [71] VON SPERLING, M., “Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Lodos ativados”, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, Belo Horizonte, vol. 4, 1997.