

Marina de Castro Rodrigues

**TRATAMENTO ELETROLÍTICO DE LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO**

Florianópolis

2007

Universidade Federal de Santa Catarina
Centro Tecnológico
Departamento de Engenharia Sanitária Ambiental
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

TRATAMENTO ELETROLÍTICO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Marina de Castro Rodrigues

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental da
Universidade Federal de Santa
Catarina, como requisito parcial para
obtenção do grau de Mestre em
Engenharia Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Rejane
Helena Ribeiro da Costa

**Florianópolis
2007**

TERMO DE APROVAÇÃO

Marina de Castro Rodrigues

TRATAMENTO ELETROLÍTICO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina.

Orientadora:

Profa. Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC.

Prof. Dr. Marco Antonio Almeida de Souza
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, UnB.

Prof. Dr. Paulo Belli Filho
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC.

Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Júnior
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC.

Florianópolis, 16 de abril de 2007.

À minha querida mãe.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família pelo apoio e pelo incentivo em todas as horas, e em especial à minha mãe pelo carinho e amizade.

Agradeço à Professora Rejane pela inspiração, paciência e por acreditar no meu trabalho.

Agradeço aos meus amigos Antônio, Débora, Edinéia, Madelon e Rogério pela amizade, força, companheirismo, e por terem sido a minha família em Florianópolis.

Agradeço às minhas colegas de chiqueirão Meire e Vívian, por compartilharem os dias de trabalho e os tornarem menos solitários e árduos.

Agradeço a toda a equipe do LARESO pelo carinho e por terem acolhido uma “intrusa”.

Agradeço à equipe do LIMA, Arlete e Eliane, pelo profissionalismo e por tornarem as tardes mais agradáveis e me dar àquela força para adentrar as noites de trabalho.

Agradeço ao Professor Marco Antonio pelo empréstimo das placas de grafite necessárias para a realização deste trabalho.

Agradeço ao PROSAB 4 e à CAPES pelo apoio financeiro.

E por fim, agradeço à vida que me deu a oportunidade e os meios de realizar mais uma etapa.

RESUMO

O tratamento do lixiviado de aterro sanitário é um dos grandes desafios sanitários atuais. O lixiviado é um efluente de difícil degradabilidade, composto por altas concentrações de matéria orgânica, inorgânica, substâncias recalcitrantes, metais e outros produtos tóxicos. Vários autores recomendam a utilização de processos biológicos e físico-químicos combinados a fim de promover a depuração desse efluente. Neste trabalho, o processo de eletrocoagulação/floculação é estudado como alternativa para o tratamento do lixiviado. A pesquisa foi desenvolvida em três etapas, onde são exploradas suas vantagens de uso como tratamento primário (na primeira etapa) ou como pós-tratamento de uma série de lagoas que recebem o percolado (na segunda etapa). Foi utilizado um reator com capacidade de 30L, aplicada uma densidade de corrente de 15 A/m² e testados eletrodos de alumínio, ferro, grafite combinado com alumínio e grafite com ferro. No tratamento eletrolítico primário ainda foram testadas variações do efluente bruto como diluição e adição de NaCl. Os resultados obtidos alcançaram 23% de remoção de DQO com a utilização de eletrodos de Al. Quando utilizado como pós-tratamento de lagoas de estabilização, o tratamento eletrolítico proposto obteve melhor desempenho e alcançou 86% de remoção de DQO com Al e 52% com as outras configurações. Na terceira etapa, o reator eletrolítico foi montado com fluxo contínuo, operado com eletrodos de alumínio e ferro e recebeu efluentes das lagoas de estabilização, entretanto os resultados não acompanharam os obtidos com o reator em batelada. Concluiu-se então que o tratamento foi eficaz na depuração de fosfatos, não foi eficaz na remoção de amônia e que a diluição do afluente a ser tratado e a adição de sal não auxiliaram na eficiência do tratamento eletrolítico. Além disso, o processo eletrolítico usado como pós-tratamento mostrou-se mais adequado ao tratamento de lixiviados que o tratamento eletrolítico primário.

Palavras-Chave: tratamento eletrolítico; lixiviado; processo eletrolítico; aterro sanitário; eletrólise.

ABSTRACT

The sanitary landfill leachate treatment is one of the great challenges of the sanitary area nowadays. The leachate is an effluente with low degradability, and it is composed by high concentrations of organics, inorganics, recalcitrant materials, heavy metals and other toxic products. Most authors recommend the use of biological process within physics and chemical process in order to promote the depurification of this effluent. In this work the electrocoagulation/electroflocculation process is studied as an alternative to the leachate treatment. This research was developed in three phases, which its utilization vantages are exploited as primary treatment of leachates (first phase) or as post-treatment of a stabilization pond series that received percolated liquid (second phase). It was used a reactor with capacity of 30L, a density current of 15A/m^2 was applied, and electrodes of aluminum, iron, graphite combined with aluminum and graphite with iron. In the electrolytic primary treatment some variations from the raw effluent as dilution and NaCl addition were tested. The obtained results reached 23% of removed COD with aluminum electrodes. When used as post-treatment, the proposed electrolytic treatment obtained a better performance and reached 86% and 52%, with Al and Fe electrodes respectively, of COD removed. In a third phase, the electrolytic reactor was built as continuous-flow, operated with aluminum and iron electrodes, and received effluent from the stabilization ponds. However, the results did not follow the ones obtained with the batch reactor. It was concluded then that the proposed treatment was efficient in removing phosphates, not efficient in removing ammoniacal nitrogen, and that the dilution and the NaCl addition did not improved the efficiency of the process. Besides, the electrolytic post-treatment showed to be more promising than the primary treatment of leachates.

Key-Words: electrolytic treatment; leachate; electrolytic process; sanitary landfill; electrolyses.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	iii
LISTA DE TABELAS	vi
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
2.1. OBJETIVO GERAL	3
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3. RESÍDUOS SÓLIDOS	4
3.1. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	4
3.1.1. Principais Tópicos da Legislação Brasileira Relacionada aos Resíduos Sólidos	6
3.2. DISPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	7
3.2.1. Aterros Sanitários	9
3.3. LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO	11
3.3.1. Formação do Lixiviado	11
3.3.2. Principais Características do Lixiviado	12
3.4. PROCESSOS UTILIZADOS NO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS	16
3.4.1. Processos Biológicos	16
3.4.2. Tratamentos Físico-Químicos	17
4. TRATAMENTO ELETROLÍTICO	20
4.1. TEORIA ELETROLÍTICA	21
4.1.1. O Fenômeno da Eletrólise	21
4.2. TRATAMENTO ELETROLÍTICO APLICADO A ÁGUAS RESIDUÁRIAS	24
4.2.1. Histórico do Tratamento Eletrolítico	24
4.2.2. Os Processos de Eletrocoagulação, Eletrofloculação e Eletroflotação	25
4.2.3. Vantagens e Desvantagens da Eletrocoagulação e Eletroflotação	28
4.2.4. Principais Parâmetros de Controle do Processo	29
4.2.5. Aplicação Eletrolítica em Águas para Abastecimento	31
4.2.6. Aplicação Eletrolítica em Águas Residuárias Domésticas	32

4.2.7.	Aplicação Eletrolítica em Águas Residuárias Industriais	33
4.2.8.	Aplicação Eletrolítica em Lixiviados de Aterros Sanitários	34
5.	MATERIAIS E MÉTODOS	36
5.1.	O ATERRO SANITÁRIO DE BIGUAÇU	36
5.2.	CONCEPÇÃO DO TRATAMENTO	38
5.3.	COLETA E ARMAZENAMENTO DO LIXIVIADO	40
5.4.	DESCRIÇÃO DO SISTEMA APLICADO	40
5.5.	OPERAÇÃO DO REATOR ELETROLÍTICO EM BATELADA	42
5.6.	OPERAÇÃO DO REATOR ELETROLÍTICO EM CONTÍNUO	44
5.7.	ANÁLISES REALIZADAS	46
5.6.1.	Caracterização do Lixiviado	46
5.6.2.	Análises Realizadas para o Tratamento Eletrolítico	47
6.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	48
6.1.	CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO BRUTO	48
6.2.	RESULTADOS DA PRIMEIRA ETAPA: TRATAMENTO PRIMÁRIO DE LIXIVIADOS	49
6.2.1.	Tratamento Eletrolítico com Eletrodos de Alumínio	49
6.2.2.	Tratamento Eletrolítico com Eletrodos de Ferro	62
6.3.	RESULTADOS DA SEGUNDA ETAPA: PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE SISTEMA DE LAGOAS RECEBENDO LIXIVIADOS	73
6.4.	RESULTADOS DA TERCEIRA ETAPA: PÓS-TRATAMENTO ELETROLÍTICO EM MODO CONTÍNUO	81
6.5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	93
6.4.1.	Tratamento Primário	93
6.4.2.	Pós-Tratamento Modo Batelada	96
6.4.3.	Pós-Tratamento Modo Contínuo	96
7.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	98
7.1.	CONCLUSÕES	98
7.2.	RECOMENDAÇÕES	102
8.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	103

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1	Composição média dos RSU no Brasil. _____	5
Figura 3.2	Destinação final do lixo coletado no Brasil por unidade. _____	8
Figura 3.3	Desenho esquemático de um aterro sanitário. _____	10
Figuras 5.1a e b	Descarregamento e compactação dos resíduos sólidos no aterro sanitário de Biguaçu. _____	36
Figura 5.2	Estação de tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Biguaçu. _____	37
Figura 5.3	Lagoas de estabilização tratando o lixiviado no aterro sanitário de Biguaçu. _____	37
Figura 5.4	Esquema das etapas do tratamento eletrolítico realizadas nesse trabalho. _____	38
Figuras 5.5a e b	Fotos das lagoas de estabilização utilizadas para tratamento de lixiviados. _____	39
Figura 5.6	Desenho esquemático do reator eletrolítico. _____	42
Figura 5.7	Reator montado com placas de ferro e grafite. _____	43
Figura 5.8	Fonte alimentadora conectada aos eletrodos durante o tratamento eletrolítico. _____	43
Figura 5.9	Reservatório superior acoplado ao reator eletrolítico desmontado. _____	45
Figura 5.10	Reator eletrolítico contínuo com eletrodos de ferro sendo operado. _____	45
Figuras 6.1a e b	Reator eletrolítico com eletrodos de alumínio tratando lixiviado com sal. _____	50
Figura 6.2	Reator eletrolítico com eletrodos de grafite e alumínio tratando lixiviado. _____	50
Figura 6.3a	Valores de turbidez obtidos com eletrodos de alumínio. _____	51
Figura 6.3b	Valores de turbidez obtidos com eletrodos de grafite e alumínio. _____	51
Figura 6.4a	Valores de SST obtidos com eletrodos de alumínio. _____	51
Figura 6.4b	Valores de SST obtidos com eletrodos de alumínio e grafite. _____	51
Figura 6.5a	Valores de DQO total obtidos com eletrodos de alumínio. _____	53
Figura 6.5b	Valores de DQO total obtidos com eletrodos de grafite e alumínio. _____	53
Figura 6.6a	Valores de DQO solúvel obtidos com eletrodos de alumínio. _____	54

Figura 6.6b	Valores de DQO solúvel obtidos com eletrodos de grafite e alumínio. _____	54
Figura 6.7a	Valores de COT obtidos com eletrodos de alumínio. _____	55
Figura 6.7b	Valores de COT obtidos com eletrodos de grafite e alumínio. _____	55
Figuras 6.8	Variação dos pesos dos eletrodos de alumínio a cada ensaio realizado. _____	60
Figura 6.9	Variação dos pesos dos eletrodos de grafite a cada ensaio realizado com a configuração G/Al. _____	61
Figura 6.10	Reator eletrolítico com eletrodos de grafite e ferro tratando lixiviado. _____	63
Figura 6.11a	Valores de turbidez obtidos com eletrodos de ferro. _____	63
Figura 6.11b	Valores de turbidez obtidos com eletrodos de grafite e ferro. _____	63
Figura 6.12a	Valores de turbidez obtidos com eletrodos de ferro. _____	64
Figura 6.12b	Valores de turbidez obtidos com eletrodos de grafite e ferro. _____	64
Figura 6.13a	Valores de DQO total obtidos com eletrodos de ferro. _____	66
Figura 6.13b	Valores de DQO total obtidos com eletrodos de grafite e ferro. _____	66
Figura 6.14a	Valores de DQO solúvel obtidos com eletrodos de ferro. _____	67
Figura 6.14b	Valores de DQO solúvel obtidos com eletrodos de grafite e ferro. _____	67
Figura 6.15a	Valores de COT obtidos com eletrodos de ferro. _____	68
Figura 6.15b	Gráfico com valores de COT obtidos com eletrodos de grafite e ferro. _____	68
Figura 6.16a e b	Variação dos pesos dos eletrodos de ferro a cada ensaio realizado. _____	71
Figura 6.17	Variação dos pesos dos eletrodos de grafite a cada ensaio realizado com a configuração G/Fe. _____	72
Figuras 6.18a e b	Reator eletrolítico com eletrodos de alumínio tratando efluente das lagoas de estabilização. _____	74
Figura 6.19a	Valores de turbidez para o pós-tratamento de lagoas de estabilização. _____	74
Figura 6.19b	Valores de SST para o pós-tratamento de lagoas de estabilização. _____	74
Figura 6.20	Cones de Imhoff com efluentes do pós-tratamento eletrolítico com eletrodos de alumínio (à esquerda) e com ferro (à direita). _____	75
Figura 6.21	Valores de DQO total para o pós-tratamento de efluente de lagoas de estabilização. _____	77

Figura 6.22	Valores de DQO solúvel para o pós-tratamento de efluente de lagoas de estabilização. _____	77
Figura 6.23	Valores de COT para o pós-tratamento de efluente de lagoas de estabilização. _____	78
Figura 6.24	Valores de nitrogênio amoniacal para o pós-tratamento de efluente de lagoas de estabilização. _____	79
Figuras 6.25a e b	Reator eletrolítico em fluxo contínuo sendo operado com eletrodos de ferro. _____	81
Figura 6.26a	Valores de turbidez obtidos com eletrodos de alumínio. _____	82
Figura 6.26b	Valores de turbidez obtidos com eletrodos de ferro. _____	82
Figura 6.27a	Valores de cor verdadeira obtidos com eletrodos de alumínio. _____	82
Figura 6.27b	Valores de cor verdadeira obtidos com eletrodos de ferro. _____	82
Figura 6.28a	Amostras obtidas com eletrodos de alumínio. _____	83
Figura 6.28b	Amostras filtradas obtidas com eletrodos de alumínio. _____	83
Figura 6.29	Valores de DQO total obtidos com eletrodos de alumínio. _____	84
Figura 6.30	Valores de DQO total obtidos com eletrodos de ferro. _____	85
Figura 6.31	Valores de DQO solúvel obtidos com eletrodos de alumínio. _____	86
Figura 6.32	Valores de DQO solúvel obtidos com eletrodos de ferro. _____	86
Figura 6.33	Valores de COT obtidos com eletrodos de alumínio. _____	87
Figura 6.34	Valores de COT obtidos com eletrodos de ferro. _____	88
Figura 6.35	Valores de nitrogênio amoniacal obtidos com eletrodos de alumínio. _____	89
Figura 6.36	Valores de nitrogênio amoniacal obtidos com eletrodos de ferro. _____	89

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1	Caracterização de lixiviados de aterros sanitários brasileiros. ____	14
Tabela 3.2	Valores de composição de lixiviados de aterros novos e antigos. ____	15
Tabela 4.1	Principais parâmetros utilizados no tratamento eletrolítico. _____	31
Tabela 5.1	Dimensões das lagoas de estabilização. _____	40
Tabela 5.2	Tempo e frequência de coleta de amostras para as análises realizadas no tratamento eletrolítico em batelada. _____	44
Tabela 5.3	Parâmetros analisados na caracterização do lixiviado. _____	47
Tabela 5.4	Parâmetros analisados na avaliação da eficiência do tratamento eletrolítico. _____	47
Tabela 6.1	Resultados da caracterização do lixiviado bruto. _____	48
Tabela 6.2	Valores obtidos de pH e condutividade para eletrodos de alumínio. ____	52
Tabela 6.3	Valores obtidos de pH e condutividade para eletrodos de alumínio e grafite. _____	53
Tabela 6.4	Valores obtidos de nitrogênio amoniacal, fosfatos totais, e cloretos totais para eletrodos de alumínio. _____	56
Tabela 6.5	Valores obtidos de nitrogênio amoniacal, fosfatos totais, e cloretos totais para eletrodos de grafite e alumínio. _____	57
Tabela 6.6	Valores de concentração de metais analisada para o tratamento com eletrodos de alumínio. _____	58
Tabela 6.7	Valores de concentração de metais para o tratamento com eletrodos de grafite e alumínio. _____	59
Tabela 6.8	Quantificação dos acúmulos ou desgastes dos eletrodos de alumínio. _____	61
Tabela 6.9	Quantificação dos acúmulos ou desgastes dos eletrodos de grafite para ensaios com G/Al. _____	62
Tabela 6.10	Valores obtidos de pH e condutividade para eletrodos de ferro. ____	65
Tabela 6.11	Valores obtidos de pH e condutividade para eletrodos de ferro e grafite. _____	65
Tabela 6.12	Valores obtidos de nitrogênio amoniacal, fosfatos e cloretos para eletrodos de ferro. _____	69

Tabela 6.13	Valores obtidos de nitrogênio amoniacal, fosfatos e cloretos para eletrodos de grafite e ferro._____	69
Tabela 6.14	Valores de concentração de metais analisada para o tratamento com eletrodos de ferro._____	70
Tabela 6.15	Quantificação dos acúmulos ou desgastes dos eletrodos de ferro._____	71
Tabela 6.16	Quantificação dos acúmulos ou desgastes dos eletrodos de grafite para ensaios com G/Fe._____	73
Tabela 6.17	Valores de pH e condutividade obtidos com o pós-tratamento de efluente de lagoas._____	76
Tabela 6.18	Valores obtidos de fosfatos e cloretos para o pós-tratamento de efluente de lagoas de estabilização._____	79
Tabela 6.19	Valores de concentração de metais para o pós-tratamento de efluente de lagoas de estabilização._____	80
Tabela 6.20	Valores obtidos de fosfatos obtidos com eletrodos de alumínio._____	90
Tabela 6.21	Valores obtidos de fosfatos obtidos com eletrodos de ferro._____	90
Tabela 6.22	Valores obtidos de cloretos obtidos com eletrodos de alumínio._____	91
Tabela 6.23	Valores obtidos de cloretos obtidos com eletrodos de ferro._____	91
Tabela 6.24	Valores de concentração de metais para o pós-tratamento eletrolítico contínuo com eletrodos de ferro._____	92
Tabela 6.25	Valores de eficiência de remoção de diversos trabalhos usando a oxidação no tratamento de lixiviados._____	95

1. INTRODUÇÃO

O avanço do crescimento populacional urbano é geralmente associado à falta de infra-estrutura capaz de sustentá-lo. Este crescimento acelerado e desgovernado tem aumentado cada vez mais os problemas ambientais em grandes e pequenos centros. Um destes grandes problemas é o tratamento e a destinação dos resíduos sólidos.

A produção de resíduos é inerente à vida humana e seus hábitos de consumo contemporâneos. Praticamente todas as atividades humanas geram resíduos e a quantidade e o volume destes resíduos só tende a aumentar com o crescente número de conglomerados urbanos, onde os espaços são cada vez mais disputados.

A sociedade em geral não se preocupa como os resíduos produzidos por ela são dispostos e tratados, contanto que sejam feitos longe do seu alcance de vista, uma vez que produzem maus odores e têm um aspecto desagradável.

A disposição adequada de resíduos sólidos deve ser realizada em um aterro sanitário. Este deve ser implantado em locais específicos, caracterizados por grandes áreas e a certa distância de zonas urbanas.

Os aterros produzem dois sub-produtos resultantes da decomposição da matéria orgânica dos resíduos sólidos, o gás metano e o lixiviado, os quais, se não coletados e tratados adequadamente, podem contaminar o ar, o solo, as águas subterrâneas e os demais corpos hídricos receptores.

O lixiviado produzido por aterros sanitários é um efluente com grande variabilidade de características. Estão presentes em sua composição altas concentrações de produtos orgânicos, inorgânicos, metais pesados, substâncias recalcitrantes de difícil degradabilidade e contaminantes microbiológicos, com alto potencial nocivo, tornando-se um efluente altamente tóxico e de difícil tratamento.

Apesar de muitas pesquisas estarem sendo realizadas nesta área de tratamento do lixiviado e muitos tratamentos já venham sendo aplicados, este é um efluente que ainda não tem uma metodologia de tratamento definida e de comprovada eficiência, tamanha sua complexidade.

Conseqüentemente, nem tratamentos biológicos convencionais de águas residuárias, nem processos físico-químicos, separadamente, conseguem alcançar taxas de remoção suficientes para uma boa remediação deste tipo de efluente. Enquanto os

processos biológicos removem principalmente a matéria orgânica, os processos físico-químicos como coagulação, floculação e sedimentação, utilizados em conjunto, são comprovadamente eficientes quando aplicados a efluentes de difícil degradabilidade (Qasim e Chiang, 1994). Sendo assim, busca-se uma combinação destes dois tipos de processos para uma otimização do tratamento de líquidos percolados.

Apesar de ser difundido mundialmente, o tratamento eletrolítico ainda é desacreditado por parte dos pesquisadores, especialmente por ser um processo que demanda custos operacionais com o consumo de energia elétrica e de manutenção com a troca de eletrodos desgastados em decorrência do tratamento.

Os bons resultados obtidos em trabalhos realizados nos últimos anos quanto à eficiência de remoção obtida sem a adição de produtos químicos, apenas utilizando-se eletrodos ativos, e as diversas possibilidades do processo, fazem com que o tratamento eletrolítico apresente grande potencial para desenvolvimento de uma alternativa de tratamento do lixiviado de aterros sanitários. O uso da eletrocoagulação/eletroflotação é destacado de outros processos físico-químicos também por requerer baixo tempo de detenção e possuir mecanismos mais simplificados que os tratamentos convencionais (Mollah et al., 2001).

Como parte dessa busca pelo aprimoramento do tratamento eletrolítico e entendimento de seus mecanismos, este trabalho propõe analisar e estudar novos interesses e novas aplicabilidades do mesmo, especialmente utilizado em conjunto com processos biológicos.

É com este intuito que esta pesquisa se propõe a testar a utilização de um reator eletrolítico como tratamento primário de lixiviados e também como pós-tratamento de lagoas de estabilização também recebendo lixiviados, de modo a buscar uma solução mais adequada a este problema.

A escolha do sistema eletrolítico ocorreu devido ao seu desempenho na depuração de efluentes de diferentes origens e características, como no tratamento de águas residuárias domésticas (Rodrigues et al., 2001), efluentes líquidos industriais (Szpyrkowicz et al., 1995); e lixiviados (Chiang et al., 1995; e Tsai et al., 1997).

O estudo avaliou o processo da eletroflotação para a retirada de altas cargas poluidoras existentes no lixiviado, especialmente metais pesados e substâncias tóxicas, que dificultam a depuração do efluente, considerando-se que o reator eletrolítico será utilizado em associação com processos biológicos.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Esta pesquisa é um trabalho experimental que tem como objetivo geral a análise do funcionamento, da eficiência e da aplicabilidade de um reator eletrolítico para tratar lixiviados provenientes de aterro sanitário.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- (1) Construir e operar um modelo, em escala de bancada, de um reator eletrolítico para tratamento de lixiviados;
- (2) Obtenção da eficiência de remoção promovida pelo reator eletrolítico em diversas configurações e diferentes níveis de tratamento de lixiviados; e
- (3) Analisar a viabilidade do uso do processo eletrolítico em associação com tratamento biológico por sistema de lagoas de estabilização.

3. RESÍDUOS SÓLIDOS

3.1. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

O crescimento populacional, aliado ao aumento do consumo de bens industrializados, tem agravado de maneira exponencial o problema de controle e disposição de resíduos, tornando-se assim, num dos grandes desafios atuais que tenta equacionar a defesa do meio ambiente, a saúde pública e a manutenção ou melhoria da qualidade de vida do homem moderno.

A geração de resíduos é um problema tipicamente antrópico. Na natureza não existe este conceito, uma vez que o que sobra de um processo ou ciclo geralmente é aproveitado em outro nível de consumo entre as diversas cadeias alimentares. O homem, por sua vez, gasta e produz muito além da capacidade do meio ambiente absorver os impactos causados por esta ou aquela ação.

A NBR 10.004 (ABNT, 2004) define o termo “resíduos sólidos” como sendo os resíduos em estado sólido e semi-sólido, que resultam das atividades da comunidade de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços de varrição. A norma ainda inclui os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água e aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviáveis seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos d’água, ou exijam para isto soluções técnicas e economicamente inviáveis perante a melhor tecnologia disponível.

A parcela dos resíduos sólidos proveniente do lixo doméstico, comercial e de serviços de varrição é comumente denominada resíduos sólidos urbanos.

Dentre os diversos tipos de resíduos gerados, os resíduos sólidos vêm recebendo uma maior atenção da sociedade, profissionais e administradores públicos, devido ao volume produzido, tornando-se um problema de poluição ambiental, deterioração da qualidade da água, e limitação de espaços para disposição, principalmente nos grandes centros urbanos. Amorim (1996) lembra que os resíduos sólidos só se transformam em problema por causa das aglomerações humanas, dados os hábitos gregários do homem, já que o lixo se acumula apenas nas cidades e núcleos urbanos.

De acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE, 2000), no Brasil são coletados 161.015 toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) por dia. Sendo 22% considerado lixo público e 78% lixo domiciliar. A produção per capita de RSU é de 0,95kg/dia, sendo que nos municípios com população acima de quinhentos mil habitantes este índice chega a 1,72kg/dia, mostrando que o aumento da produção de resíduos sólidos cresce proporcionalmente ao aumento da população urbana, assim como os problemas relacionados aos locais de disposição desses resíduos.

A composição dos resíduos sólidos urbanos é definida pelas condições ambientais, de urbanização e pelo nível sócio-econômico da região geradora e também pelo tipo de gerenciamento de resíduos (Giordano, 2003). Há uma variação tanto quantitativa quanto qualitativa entre regiões com diferentes padrões sócio-econômicos. Nos países mais industrializados há uma predominância de materiais inorgânicos sobre os orgânicos, devido principalmente ao uso de embalagens, enquanto que nos países mais pobres a fração de matéria orgânica na composição dos RSU é bem maior que a inorgânica.

No Brasil, a média nacional de produção dos RSU é composta de 60% de matéria orgânica, conforme apresentado na Figura 3.1 (Melo, 2000 *apud* Giordano, 2003). Entretanto, sendo um país de dimensões continentais, há uma variação entre as diversas regiões, as mais industrializadas apresentam um percentual maior de materiais inorgânicos e aquelas com menor concentração populacional e desenvolvimento urbano, maior porcentagem de matéria orgânica.

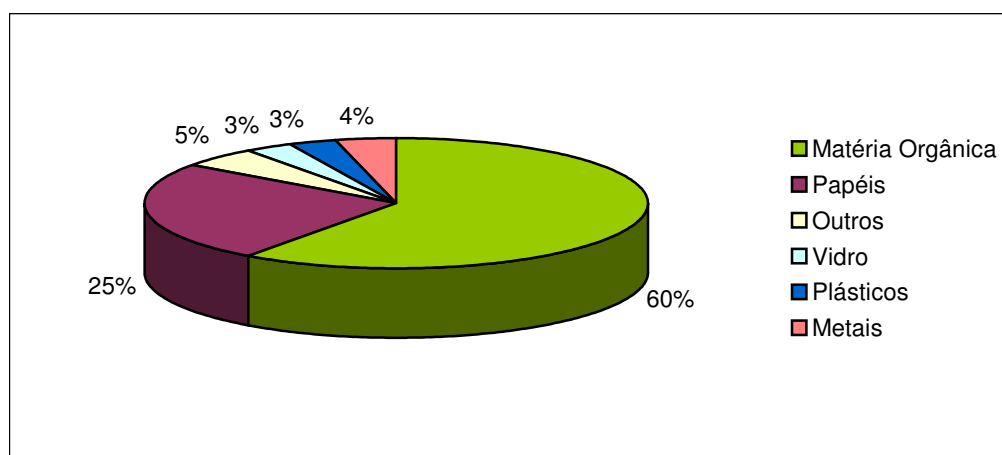


Figura 3.1: Composição média dos RSU no Brasil (Fonte: Melo, 2000 *apud* Giordano, 2003 modificado).

A quantidade de material inorgânico na constituição dos RSU pode ser ainda diminuída de acordo com o gerenciamento destes resíduos. Castilhos Júnior *et al.* (2003), comentam que, para uma boa gestão de resíduos, há duas estratégias fundamentais: redução na fonte e/ou tratamento.

A estratégia de redução age na quantidade e na qualidade de resíduos sólidos produzidos, podendo ser através da otimização de processos de produção, do uso de tecnologias limpas e da diminuição da utilização de produtos descartáveis. Além disso, age também na criação de critérios e incentivos a programas educacionais de coleta seletiva e de reciclagem (Santos, 2000). Programas de reciclagem e coleta seletiva não apenas ajudam a diminuir o volume de material inorgânico e de difícil biodegradabilidade, mas também ajudam na separação de materiais tóxicos como vapor de mercúrio contido em lâmpadas, e metais pesados contidos em baterias e pilhas.

A estratégia de tratamento é focalizada no produto a jusante do problema, ou seja, na minimização dos impactos causados. Esta estratégia para resíduos sólidos pode ser reduzida a basicamente três ações: disposição adequada, controle e tratamento dos efluentes produzidos.

3.1.1. Principais Tópicos da Legislação Brasileira Relacionada aos Resíduos Sólidos

O Brasil ainda não dispõe de uma Política Nacional de Resíduos Sólidos, sendo assim a maioria das leis que regem o controle, disposição e tratamento dos resíduos sólidos são referentes à legislação ambiental de um modo geral.

A Constituição Federal, no seu artigo 23, inciso VI diz que “compete à União, Estados, Distrito Federal e Municípios proteger o meio ambiente e combater a poluição em qualquer de suas formas”. No artigo 24, diz ainda que é de competência da União, Estados e Distrito Federal legislar sobre a proteção do meio ambiente e controle da poluição.

A responsabilidade de gerenciamento dos RSU no Brasil fica a cargo dos municípios. A Constituição Federal, no seu artigo 30, diz que a competência em organizar e prestar os serviços públicos de interesse local pertence aos municípios. Ficando assim, dentre estes serviços, a gestão da limpeza urbana e dos resíduos sólidos municipais.

A lei dos crimes ambientais (Lei Federal 9.605/88) define que é crime “causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à

saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da flora” e impõe pena de 1 a 5 anos de reclusão e multa se o crime ocorrer em decorrência de lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos em desacordo com exigências legais.

A Lei Federal 6.938, 31/08/81, que instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente, tem como um de seus princípios: “o controle e zoneamento das atividades potencial ou efetivamente poluidoras”, e os aterro sanitários se enquadram nestas atividades, pois são locais que necessitam de uma licença, que também está prevista na Lei, para serem implantados e seus efeitos poluidores têm que ser controlados.

A Resolução CONAMA 357/05 também é pertinente quanto ao controle de tratamento dos resíduos sólidos, mais especificamente do lixiviado produzido, uma vez que define padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos de acordo com o enquadramento destes corpos receptores.

A gestão de resíduos sólidos urbanos ainda não conseguiu ter uma definição quanto a seus procedimentos. Apesar do país possuir diversas leis que versam sobre o assunto, falta uma política clara com diretrizes e que consiga unificar questões e soluções e coordenar as diversas fases que compõem o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.

3.2. DISPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A disposição de resíduos sólidos no solo tem sido praticada por séculos. No passado acreditava-se que o lixiviado dos resíduos poderia ser completamente atenuado (purificado) pelo solo e pelas águas subterrâneas e sua contaminação não se mostrava um problema. Assim, a disposição ao solo sobre todas as formas era uma prática totalmente aceitável. Apenas a partir da final da década de 50, com o início da preocupação com o meio ambiente e com a realização de estudos posteriores, comprovaram o potencial contaminador desses tipos de disposição de resíduos (Bagchi, 1994).

Os depósitos a céu aberto, mais conhecidos como “lixões”, são locais de disposição de resíduos inadequados e sem nenhum controle do uso do solo ou do lixiviado produzido, podendo contaminar o solo, o ar e as águas superficiais e subterrâneas nas proximidades dos mesmos. Também são locais de proliferação de vetores e de disseminação de doenças.

Os lixões ainda causam um problema social muito grave, a catação de resíduos sólidos inorgânicos, que podem ser reciclados e assim possuem um valor de mercado. Os catadores são pessoas de todas as idades que acabam fazendo deste serviço um meio de sobrevivência, ficando suscetíveis a condições de insalubridade por viverem misturadas ao lixo, muitas vezes criando comunidades inteiras ao redor dos depósitos a céu aberto.

O aterro sanitário é um método para a disposição final dos resíduos sólidos urbanos, sobre terreno natural, através de seu confinamento em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo, segundo normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ao meio ambiente, em particular à saúde e à segurança pública (IBAM, 2001). É o método mais recomendado e adequado de disposição para os resíduos sólidos, não somente devido aos seus mecanismos de controle de minimização de impactos e controle de vetores, mas também a sua capacidade de receber grandes volumes, seu relativo baixo custo e simplicidade de operação.

Há também aterros chamados controlados, que são semelhantes quanto ao confinamento dos resíduos com compactação e cobertura de solo aos aterros sanitários. Entretanto, estes tipos de aterros não possuem sistemas de coleta e tratamento dos lixiviados e nem a coleta e queima do biogás, podendo causar impactos aos mananciais e corpos hídricos ao redor destes depósitos. O aterro controlado é bastante utilizado no Brasil, como mostra a Figura 3.2, onde se pode visualizar a distribuição do destino final dos RSU no país.

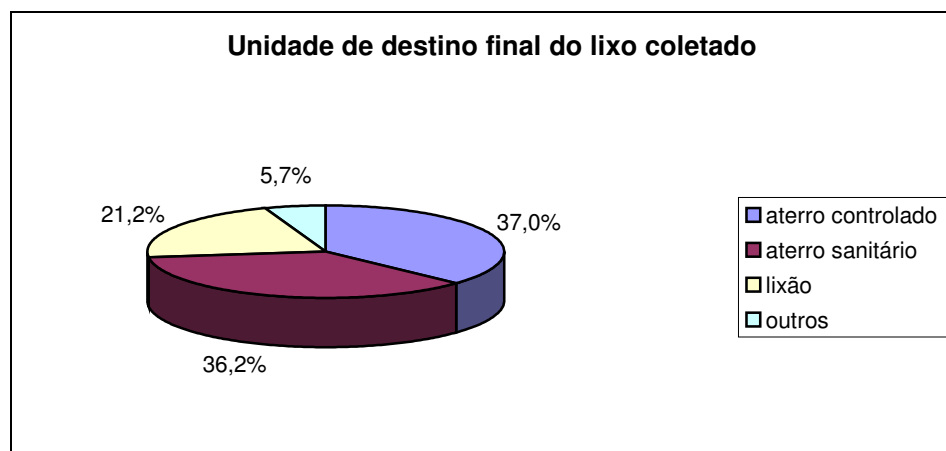


Figura 3.2: Destinação final do lixo coletado no Brasil por unidade (Fonte: IBGE, 2000).

Segundo o IBGE (2000), a especificação das Unidades de Destino do Lixo indicou uma situação de destinação final do lixo coletado no País, em peso, que tem melhorado com a diminuição dos depósitos a céu aberto (21,2%) e mais de 70% de todo o lixo

coletado no Brasil estaria tendo um destino final em aterros sanitários e/ou controlados. Contudo, ainda há muito que melhorar nesse aspecto. Os 5,7% da disposição de RSU (Figura 3.2) referem-se a unidades de incineração, reciclagem, compostagem, entre outras.

3.2.1. Aterros Sanitários

Segundo a NBR 8419, aterro sanitário é definido como a técnica de disposição final de resíduos sólidos urbanos no solo, através do confinamento em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo, segundo normas específicas, de modo a evitar danos ou riscos à saúde e à segurança, minimizando os impactos ambientais (ABNT, 1989).

O projeto de um aterro sanitário tem como principais objetivos: a proteção da qualidade das águas subterrâneas, proteção da qualidade do ar através da queima ou recuperação do biogás produzido, e minimização dos impactos nas águas superficiais adjacentes. Além disso, deve-se ter um cuidado para que a utilização do local do aterro seja realizada com eficiência, a fim de estender sua vida útil e permitir o aproveitamento do uso do solo após o seu fechamento (Qasim e Chiang, 1994).

A seleção de uma área para servir de aterro sanitário deve atender, no mínimo, aos critérios impostos pelas normas da ABNT (NBR 10.157) e pela legislação federal, estadual e municipal (IBAM, 2001).

A quantidade de áreas adequadas e disponíveis para a instalação de um aterro sanitário é cada vez menor, devido a problemas relacionados ao crescimento urbano. Sendo assim, a escolha da localização de um aterro deve atender a uma série de requisitos técnicos e ambientais como a geologia do terreno, proximidade a cursos d'água, distância de lençol freático, zoneamento da área, além de aspectos econômicos e político-sociais. (Calijuri *et al.*, 2002 *apud* Moraes, 2005).

Normalmente os aterros sanitários acabam se localizando em áreas afastadas do perímetro urbano, o que pode significar custos com transporte por longos trechos, ou a necessidade de estações de transbordo, e a conseqüente geração de maus odores e poluição sonora. Dependendo das características do terreno, pode haver necessidade da importação de materiais de cobertura de outros locais, acarretando em custos e impactos em outras áreas (Bidone e Povinelli, 1999).

Um aterro sanitário é composto das seguintes unidades operacionais: impermeabilização de fundo, impermeabilização opcional superior, sistema de coleta e tratamento dos líquidos percolados, sistema de coleta e queima (ou beneficiamento) do biogás, sistema de drenagem e afastamento das águas pluviais, sistema de monitoramento ambiental, topográfico e geotécnico, e pátio de estocagem de materiais (IBAM, 2001).

A Figura 3.3 é um desenho esquemático dos componentes de um aterro sanitário.

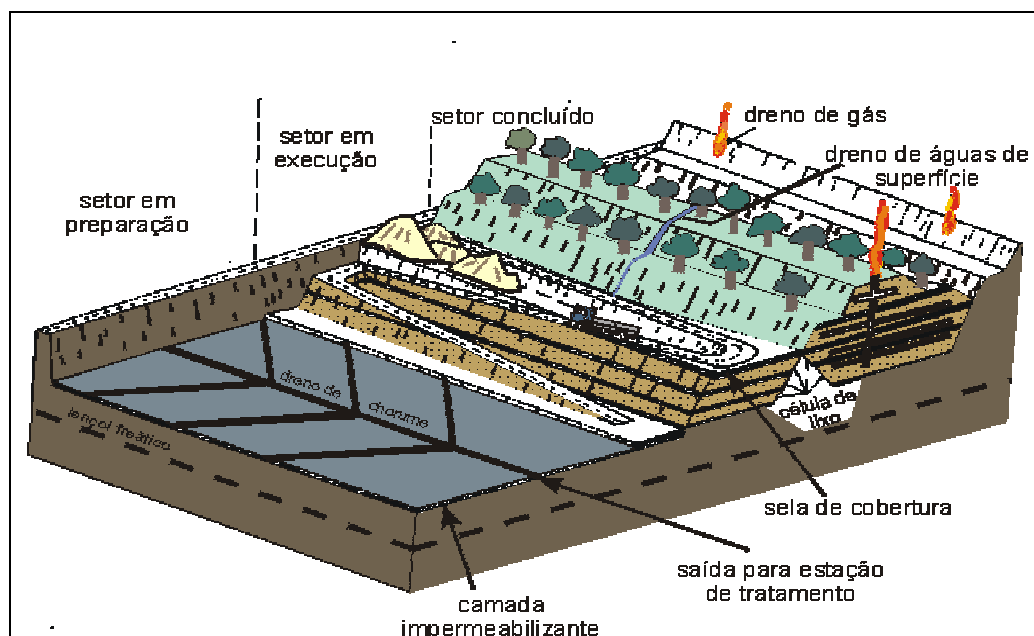


Figura 3.3: Desenho esquemático de um aterro sanitário.
(Fonte: UNESP, 2005 *apud* CEMPRE, 1995).

Ao atingir a sua saturação, geralmente medida pela altura alcançada, um aterro sanitário deve ser concluído recebendo uma cobertura final de solo e outros materiais de acordo com a destinação permitida para a área em questão. Esta cobertura deve ser tal que promova a impermeabilização parcialmente do local. Mesmo após o fechamento do aterro, há produção de lixiviados e de biogás que devem continuar sendo coletados e destinados adequadamente.

3.3. LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO

O lixiviado de aterro sanitário é um líquido de coloração escura e com odor bastante desagradável. Sua formação é o resultado de processos físico-químicos e

biológicos dos resíduos dispostos no aterro que, aliados à infiltração da água de chuva e da produção de umidade devida a tais processos, percolam por entre as camadas do aterro, produzindo um efluente com alto potencial poluidor.

3.3.1. Formação do Lixiviado

A formação do lixiviado é um processo complexo, relacionado a diversos fatores como a origem dos resíduos e sua composição; o clima local, a forma do aterro e sua operação, e a idade do aterro.

O lixiviado é formado primeiramente devido à perda natural de água em cada célula do aterro ocasionada pelo acúmulo de resíduos e sua compactação. Este líquido então escorre da parte superior destas células para a inferior. Numa segunda parte, o lixiviado é formado a partir da decomposição anaeróbia da matéria orgânica presente nos resíduos. A terceira parte da formação do lixiviado deve-se à água precipitada no aterro que se infiltra nas células do mesmo contribuindo com o arraste do líquido contido no interior do aterro e com o aumento de seu volume produzido (Giordano, 2003).

Pohland *et al.* (1985) *apud* Rita (2002) descrevem em cinco fases a decomposição anaeróbia da matéria orgânica no interior do aterro sanitário e são apresentadas a seguir:

- Fase 1 – Ajuste inicial

Esta fase é caracterizada pela deposição inicial dos resíduos sólidos e pelo conseqüente acúmulo de umidade. Ocorre o fechamento de cada sessão do aterro e um assentamento inicial do terreno auxiliada pela compactação. As primeiras mudanças nos parâmetros ambientais são detectadas, revelando o início do processo de estabilização. Nesta fase ainda há uma condição aeróbica.

- Fase 2 - Transição

Nesta fase inicia-se a formação do lixiviado e a transição da condição aeróbia para a anaeróbia, passando o receptor primário de elétrons de oxigênio a nitratos e sulfatos. Bactérias anaeróbias estritas ou facultativas transformam a matéria orgânica hidrolizada, sem estabilizá-los ainda. Há uma diminuição do potencial redox, estabelecendo condições redutoras. Aparecem produtos metabólicos intermediários como ácidos orgânicos voláteis (AOV) no lixiviado.

- Fase 3 – Acidificação

Nesta fase há uma predominância de ácidos orgânicos voláteis devido ao contínuo processo de hidrólise e fermentação dos resíduos orgânicos. O valor do

pH cai, causando mobilização dos metais e possível complexação. Ocorre ainda a liberação e assimilação de nutrientes como nitrogênio e fósforo. O hidrogênio aparece e é responsável por controlar a natureza e o tipo de produtos metabólicos em formação.

- Fase 4 - Metanogênese

Os produtos intermediários formados na fase acidogênica são consumidos e convertidos em metano e dióxido de carbono (biogás). Ocorre uma estabilização do pH controlado pelo tampão bicarbonato e pela concentração de AOV. O potencial redox atinge seu mínimo e há um consumo contínuo de nutrientes. Os metais pesados sofrem complexação e precipitação e a concentração de materiais orgânicos no chorume diminui e a produção de biogás aumenta.

- Fase 5 – Maturação Final

Nesta fase, a atividade biológica torna-se praticamente inativa, devido à baixa quantidade de nutrientes e de estabilização dos constituintes mais biodegradáveis ocorrida na fase metanogênica. A produção de gases é bastante reduzida e até mesmo cessada. Há um aumento do potencial redox e reaparecimento do oxigênio e de espécies oxigenadas. Os compostos orgânicos mais biorecalcitrantes são convertidos em substâncias húmicas capazes de complexar metais pesados.

3.3.2. Principais Características do Lixiviado

A variação na quantidade de lixiviado produzido e em sua qualidade é geralmente atribuída a uma complexa interação de fatores como: composição dos resíduos dispostos, profundidade, idade e aspectos construtivos e operacionais do aterro, balanço hídrico, e a dinâmica dos processos de formação do lixiviado (Qasim e Chiang, 1994).

Separando-se em quatro categorias (El Fadel *et al.*, 2002; Kjeldsen *et al.*, 2002; e Cintra *et al.*, 2002; *apud* Moraes, 2005), os principais fatores que influenciam a composição do lixiviado são:

- Características dos resíduos: composição dos resíduos, sua granulometria, umidade, estágio de decomposição e pré-tratamento.
- Condições ambientais: geologia, regime pluviométrico, clima.

- Características do aterro: aspectos construtivos, balanço hídrico, grau de compactação dos resíduos, propriedades do terreno, co-disposição de resíduos líquidos, irrigação, recirculação, impermeabilização do aterro.

- Processos internos do aterro: hidrólises, adsorção, biodegradação, especiação, dissolução, redução, troca iônica, tempo de contato, partição, troca e transporte de gás.

O lixiviado é composto de matéria orgânica e inorgânica e de uma fração microbiológica. Possui uma coloração que pode variar de amarela clara até negra e sua condutividade possui valores acima de $1000\mu\text{S}/\text{cm}$, devido principalmente à alta concentração de sais (Giordano, 2003).

A matéria orgânica dissolvida, expressa como DQO ou COT, inclui CH_4 , ácidos graxos voláteis (especialmente na parte ácida) e muitos compostos de difícil degradabilidade, como por exemplo, compostos fúlvicos e húmicos decorrentes da decomposição de madeira e vegetais. A fração orgânica contém também aminas, proteínas, e açúcares. Há ainda a presença de compostos orgânicos xenobióticos, que incluem uma variedade de hidrocarbonetos halogenados, compostos fenólicos, álcoois, aldeídos, cetonas e ácidos carboxílicos, além de outras substâncias caracteristicamente tóxicas (Giordano, 2003 e Morais, 2005).

Os macrocomponentes inorgânicos do lixiviado são: cálcio (Ca), magnésio (Mg), cloretos (Cl⁻), sulfato (SO_4^{-2}), sulfeto (S^{-2}) e carbonato (CO_3^{-2}). Encontram-se também, em menores concentrações, sais de ferro e metais tóxicos como: cádmio, zinco, cromo, cobre, chumbo, níquel. A fração inorgânica do lixiviado conta ainda com uma pequena parcela dos seguintes compostos: boro, arsênico, selênio, bário, lítio, mercúrio e cobalto (Morais, 2005).

Sobre a composição microbiológica, os microrganismos encontrados no lixiviado são aqueles provenientes do processo de biodegradação anaeróbia dos resíduos (Giordano, 2003), sendo mais comuns as bactérias acetogênicas, metanogênicas e desnitrificantes. Coliformes também são encontrados no percolado (Morais, 2005).

A composição dos lixiviados é bastante variada e é normalmente descrita através de parâmetros de qualidade, sendo que os mais utilizados são: DQO, DBO_5 , COT, pH, alcalinidade, nitrogênio amoniacal, e toxicidade. A Tabela 3.1 exemplifica esta composição encontrada em aterros sanitários no Brasil.

Tabela 3.1: Caracterização de lixiviados de aterros sanitários brasileiros.

PARÂMETROS	JANGURUSSU (Fortaleza – CE)	MURIBECA (Recife – PE)	BANGÚ (Bangú – RJ)	GRAMACHO* (Duque de Caxias - RJ)
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	3325	5015	–	–
DBO (mg/L)	409	275	453	985
DQO (mg/L)	6027	1230	3789	3974
Cloretos (mg/L)	4204	–	2499	5067
Condutividade (µS/cm)	–	8900	10872	28301
Fosfatos totais (mg/L)	7,42	–	3,81	–
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	526	–	1787	1778
pH	8,50	7,80	7,90	8,15
Cálcio (mgCa/L)	–	40	–	254
Zinco (mgZn/L)	13,68	2,25	0,50	–
Níquel (mgNi/L)	1,48	–	0,22	–
Cromo (mgCr/L)	0,84	–	0,21	–
Ferro (mgFe/L)	46,14	38	–	–

*valores do ano de 2002.

Fonte: Giordano (2003).

As altas concentrações de amônia, de metais pesados e de compostos recalcitrantes encontrados no lixiviado, são grandes responsáveis pela sua toxicidade. Clement *et al.* (1997 *apud* Morais 2005) lembra ainda que a toxicidade encontrada no líquido percolado não pode ser associada a alguns compostos isoladamente, devendo-se levar em conta o efeito sinérgico entre as diferentes substâncias que compõem o lixiviado.

Entre os fatores que influenciam na composição do lixiviado está a idade do aterro. Segundo Qasim e Chiang (1994), é esperada uma alteração na qualidade do lixiviado relacionada com a idade do aterro, pois a matéria orgânica continua sendo deteriorada até a sua estabilização. A maioria das concentrações dos poluentes do lixiviado alcança seu pico nos primeiros anos de funcionamento do aterro e estes valores sofrem um constante decréscimo ao longo dos anos, especialmente os indicadores de matéria orgânica como DQO, DBO e COT, entre outros. Constituintes como ferro, zinco, fosfatos, cloretos, sódio, cobre, nitrogênio orgânico, sólidos totais e sólidos suspensos também começam a sofrer um decréscimo a partir dos primeiros anos de funcionamento do aterro.

A Tabela 3.2 mostra as variações da característica de composição dos lixiviados em relação ao tempo de operação dos aterros sanitários.

Tabela 3.2: Valores de composição de lixiviados de aterros novos e antigos.

PARÂMETROS	ATERROS NOVOS (menos de 2 anos)		ATERROS ANTIGOS (com mais de 10 anos)
	Faixa	Valor típico	Faixa
DBO ₅ (mg/L)	2.000-30.000	10.000	100-200
COT (mg/L)	1.500-20.000	6.000	80-160
DQO (mg/L)	3.000-60.000	18.000	100-500
SST (mg/L)	200-2.000	500	100-400
Nitrogênio orgânico (mg/L)	10-800	200	80-120
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	10-800	200	20-40
Nitrato (mg/L)	5-40	25	5-10
Fosfatos Totais (mg/L)	5-100	30	5-10
Ortofosfatos (mg/L)	4-80	20	4-8
Alcalinidade total (mgCaCO ₃ /L)	1.000-10.000	3.000	200-1.000
pH	4,5-7,5	6,0	6,6-7,5
Dureza total (mgCaCO ₃ /L)	300-10.000	3.500	200-500
Cálcio (mg/L)	200-3.000	1.000	100-400
Magnésio (mg/L)	50-1.500	250	50-200
Potássio (mg/L)	200-1.000	300	50-400
Sódio (mg/L)	200-2.500	500	100-200
Cloretos (mg/L)	200-3.000	500	100-400
Sulfato (mg/L)	50-1.000	300	20-50
Ferro (mg/L)	50-1.200	60	20-200

Fonte: Qasim e Chiang (1994).

Comumente o lixiviado é classificado de acordo com a idade do aterro, e a verificação da razão DBO₅/DQO, chamada de razão de biodegradabilidade. Esta razão sofre um decréscimo com o aumento da idade do aterro. O baixo valor desta relação indica que o lixiviado possui pouca biodegradabilidade, indicando que a parte biodegradável dos resíduos já tenha sido digerida, e assim, a idade mais avançada do aterro sanitário em questão.

Outro indicativo da idade do aterro e do nível de estabilização do lixiviado, é através do valor do pH do líquido percolado. Quando o aterro está predominantemente em sua fase de acidificação, o pH do lixiviado é ácido e aumenta seu valor de acordo com o

aumento da idade do aterro. Quando o pH atinge um valor de caráter alcalino, pode-se dizer que o aterro está em sua fase metanogênica de decomposição de sua matéria orgânica.

3.4 PROCESSOS UTILIZADOS NO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS

O controle e tratamento do lixiviado são considerados como as maiores exigências do projeto e operação de um aterro sanitário. Wiszniowski *et al.* (2006) lembra que a geração de lixiviado permanece como uma conseqüência inevitável da existência da prática de disposição de resíduos sólidos e de aterros sanitários no futuro.

O tratamento dos lixiviados de aterros sanitários deve ser tal que permita seu lançamento em um corpo receptor de acordo com os padrões de lançamento exigidos pela legislação ambiental vigente.

Para a seleção e concepção dos componentes de um sistema de tratamento de lixiviados é necessária a consideração de fatores de caracterização do mesmo, como as concentrações de matéria orgânica e inorgânica e a quantidade de materiais tóxicos. Além disso, alternativas de lançamento do efluente final, tecnologias disponíveis, custos e exigências legais e/ou normativas.

O lixiviado pode ainda ser recirculado dentro das células do aterro sanitário com o objetivo de se diminuir a vazão a ser efetivamente tratada e de acelerar a estabilização do lixiviado, diminuindo também seus valores de DQO e de DBO. Entretanto, deve-se tomar cuidado para que a vazão recirculada não interfira em demasia nos processos de decomposição no interior do aterro e nem o desestabilize geotecnicaamente. Além disso, Giordano (2003) comenta que a recirculação do lixiviado ocasiona um aumento nos teores de sal e amônia do líquido em questão, podendo dificultar seu tratamento.

Os métodos aplicáveis para o tratamento dos lixiviados de aterro sanitário são os biológicos, os físico-químicos, e uma combinação desses processos. Para o tratamento do lixiviado, a sugestão geral abordada é a utilização de processos de tratamento físicos em conjunto com um tratamento biológico e/ou com um tratamento químico.

3.4.1. Processos Biológicos

Os processos biológicos mais utilizados no tratamento dos lixiviados são as lagoas de estabilização, processos com lodos ativados, filtros lentos e reatores anaeróbios de

leito fixo. Além disso, processos biológicos são especialmente eficientes no tratamento de lixiviados de aterros novos que são ricos em ácidos orgânicos voláteis (Amokrane *et al.*, 1997).

Entretanto, lixiviados de aterros mais antigos são conhecidos por conter substâncias recalcitrantes e/ou compostos orgânicos não-biodegradáveis e que os processos biológicos não são eficientes nestes casos (Cho *et al.*, 2002; e Lopez *et al.*, 2004 *apud* Moraes e Peralta-Zamora, 2005).

As altas concentrações de nitrogênio amoniacal encontradas no lixiviado também podem constituir um fator limitante a estes processos, além da possível necessidade de adição suplementar de fósforo, uma vez que os lixiviados são conhecidos por ter um deficiência deste nutriente (Amokrane *et al.*, 2007).

3.4.2. Tratamentos Físico-Químicos

Os processos físico-químicos utilizados no tratamento de águas residuárias em geral caracterizam-se em geral pela adição de produtos químicos ao efluente a se tratar de modo a auxiliar na depuração de tal efluente. Os tratamentos químicos são sempre utilizados em conjunto com processos físicos. Quando aplicados ao lixiviado, os processos de tratamentos físico-químicos agem principalmente na remoção de carga orgânica e de sólidos, promovendo uma clarificação do efluente.

Os principais tratamentos utilizados no lixiviado, segundo Qasim e Chiang (1994), são:

- Tratamentos químicos: coagulação e precipitação, adsorção por carbono, troca iônica e oxidação química.
- Tratamentos físicos: evaporação, *air stripping*, floculação e sedimentação, filtração, osmose reversa e ultrafiltração.

A seguir uma breve descrição de alguns desses processos, assim como os produtos químicos mais utilizados em cada um deles e o desempenho de cada um no tratamento de lixiviados.

Oxidação química: Cloro, ozônio, peróxido do hidrogênio, permanganato de potássio e hipoclorito de cálcio são comumente utilizados como oxidantes. Os efeitos principais da oxidação química são a eliminação de odores e de sulfetos. A porcentagem de remoção de DQO é geralmente na ordem de 20-50% (Amokrane *et al.*, 1997).

Precipitação química: Hidróxido de cálcio (cal) é o reagente mais utilizado. Requerendo em torno de 1-15g/L de cal no tratamento do lixiviado, os efeitos da precipitação química são o aumento do pH e da dureza, baixo percentual de remoção de DQO (20-40%), muito boa remoção de metais (90-90%) e 70-90% de remoção de cor, turbidez, sólidos suspensos. (Amokrane *et al.*, 1997).

Adsorção: Carbono ativado granular ou em pó é o adsorvente mais utilizado. A adsorção a carbono permite 50-70% de remoção de DQO e de nitrogênio amoniacal. Outros materiais testados como adsorventes têm dado resultados semelhantes aos como carbono (Amokrane *et al.*, 1997).

Processos com membranas: Microfiltração, ultrafiltração e reversão osmótica são processos com membranas aplicados no tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Microfiltração e ultrafiltração foram testados principalmente como pré-tratamentos da reversão osmótica., onde a reversão osmótica foi estudada para a remoção de salinidade, e DQO residual de lixiviados. A reversão osmótica permite ao menos 95% de remoção de sólidos dissolvidos e de DQO (Amokrane *et al.*, 1997).

Air Stripping: É utilizado principalmente para a remoção de compostos voláteis como amônia e carbonos orgânicos voláteis (Qasim e Chiang, 1994). O processo requer ajuste de pH e adição de cal e consiste na volatilização destes compostos através de arraste com ar. O percentual de remoção de amônia é de aproximadamente 90% em meio alcalino (Cheung *et al.*, 1997; Marttinen *et al.*, 2002; e Kargie Pamukoglu, 2004 *apud* Moraes, 2005).

Coagulação e Floculação: Os coagulantes mais comumente utilizados são sulfato de alumínio, sulfato de ferro cloreto férrico e clorosulfato de ferro. O percentual de remoção de DQO e COT obtidos pela coagulação-floculação é geralmente é baixo (10-25%) para lixiviados novos, e moderado (50-65%) para lixiviados com baixa razão DBO₅/DQO. Polieletrólitos não-iônicos, catiônicos ou aniônicos podem ser utilizados como auxiliares da coagulação a fim de aumentar a taxa de decantação dos flocos, sem provocar uma real melhora na eficiência de remoção de turbidez (Amokrane *et al.*, 1997). Possui a desvantagem de possível produção excessiva de lodo e o aumento das concentrações de alumínio ou ferro no efluente final (Diamadopoulous, 1994) e (Trebouet *et al.*, 2001 *apud* Ntampou *et al.*, 2005).

Vários autores afirmam que os processos biológicos são mais eficientes no tratamento de lixiviados novos e que os físico-químicos no tratamento de lixiviados antigos (Qasim e Chiang, 1994; Amokrane, 1997; Ntampou, 2005). Já Tatsi *et al.* (2003), é mais

específico, e recomenda que tratamentos físico-químicos devem ser utilizados como etapas primárias de tratamento, especialmente para lixiviados novos, sendo sucedidas a um tratamento biológico, ou como pós-tratamento para lixiviados parcialmente estabilizados.

4. TRATAMENTO ELETROLÍTICO

O uso dos processos eletrolíticos no tratamento de águas residuárias tem como principais objetivos as seguintes linhas de depuração de águas residuárias:

- Remoção de impurezas orgânicas dissolvidas em forma de produtos tóxicos e insolúveis;
- Remoção de impurezas inorgânicas dissolvidas, através da aplicação da eletrodialise;
- Remoção de sólidos insolúveis finamente divididos e dispersos, pelo uso de coagulação, floculação e flotação eletrolítica; e
- Desinfecção por produção de cloro, ou outros agentes desinfectantes, assim como pela simples passagem de corrente elétrica (Sinoti, 2004).

Sendo assim, os processos eletrolíticos que podem ser aplicados às águas residuárias podem ser divididos em três grupos: oxidação anódica e redução catódica; eletrodialise; e eletrocoagulação, eletrofloculação e eletroflotação.

A eletrodialise é um processo que consiste na aplicação de corrente elétrica contínua por células equipadas com membranas permeáveis a certos íons, resultando assim na separação destes. É utilizado na dessalinação de águas salobras, água do mar e subterrâneas (Koryta e Dvořák, 1987). Pode ser aplicada também na remoção de compostos orgânicos e inorgânicos dissolvidos.

Os processos de oxidação anódica e redução catódica são geralmente utilizados para remoção de substâncias dissolvidas, principalmente matéria orgânica. (Jüttner *et al.*, 2000 *apud* Sinoti, 2004). Nesses processos são utilizados eletrodos metálicos inertes como grafite, chumbo e outros.

Com a utilização da eletrólise e de eletrodos ativos como ferro e alumínio, o processo geral da eletroflotação envolve a ocorrência da eletrocoagulação e da eletrofloculação do efluente em tratamento.

O tratamento eletrolítico para tratamento de águas residuárias aqui abordado é aquele denominado por alguns autores de eletroflotação. Outros como Jiang *et al.* (2002), o chamaram de eletro-coagulação-flotação. Desenvolvido a partir de processos de tratamentos físico-químicos convencionais, o sistema consiste na combinação de três processos que ocorrem simultaneamente dentro da célula eletrolítica: a eletrocoagulação,

a eletrofloculação e a eletroflotação. No processo convencional de coagulação é necessária a adição de sais de alumínio ou ferro para sua promoção, enquanto que no eletrolítico os eletrodos ativos são dissolvidos em íons que adicionados ao efluente, e através da eletrólise, funcionam como agentes coagulantes.

O processo de eletroflotação ocorre basicamente em três etapas: geração eletroquímica do reagente coagulante; adsorção, neutralização e varredura; eletrofloculação e flotação das impurezas (Crespilho e Rezende, 2004).

Giordano (2003) justifica a aplicação do processo eletrolítico em lixiviados, apesar deste ser um efluente com pouca concentração de sólidos em suspensão, pela alta condutividade dos lixiviados e a sua capacidade de precipitação de compostos orgânicos e inorgânicos. Outras vantagens do processo apontadas são: a capacidade de admitir quaisquer vazões, possibilidade de ajuste operacional, a ocupação de pequenos espaços, e baixo tempo de detenção do tratamento.

Como limitações do tratamento eletrolítico, Giordano (2003) enumerou:

- Consumo e desgaste dos eletrodos e a necessidade de reposição dos mesmos;
- Necessidade de um maior controle operacional; e
- Não eliminação de amônia.

4.1. TEORIA ELETROLÍTICA

Uma célula eletroquímica é o conjunto de reagentes químicos conectados a dois terminais (condutores elétricos). O arranjo destes reagentes dentro célula é de tal modo, que para uma reação acontecer, deverá haver entre eles uma passagem de corrente elétrica entre um terminal e outro. Se a reação química ocorre espontaneamente, esta célula é chamada célula galvânica. Se, no entanto, é necessária a introdução de uma fonte externa de potência elétrica entre os terminais, a célula é chamada de célula eletrolítica (Goodisman, 1987).

4.1.1. O Fenômeno da Eletrólise

A eletrólise é um processo eletroquímico que ocorre quando se aplica uma diferença de potencial elétrico a dois ou mais eletrodos submersos em uma solução

condutora. Caracteriza-se pela ocorrência de reações químicas de oxi-redução numa solução com eletrólitos e na superfície dos eletrodos.

Com a passagem de corrente elétrica pelo sistema, há um fluxo de elétrons que se desloca do anodo em direção ao catodo. O anodo, é o eletrodo que doa elétrons, realizando a oxidação, enquanto que o catodo é o que recebe elétrons, realizando a redução.

Em decorrência da eletrólise e de suas reações químicas, podem ocorrer diversos fenômenos físico-químicos dentro de uma célula eletrolítica. Alguns destes fenômenos são: precipitação química, sedimentação, formação de gases, oxidação e redução de compostos, entre outros. Estes processos podem ser priorizados e direcionados, dependendo do material dos eletrodos, da diferença de potencial aplicada ao sistema e da natureza dos compostos presentes na solução.

Nos processos eletrolíticos é comum a utilização da densidade de corrente como grandeza. Ela é definida como a razão entre a intensidade de corrente e a área dos eletrodos a qual esta corrente é aplicada, é o fluxo de carga que o sistema recebe.

A intensidade da passagem da corrente elétrica entre os eletrodos de um reator eletrolítico tem que superar o equilíbrio da diferença de potencial preexistente na célula em questão para que a eletrólise ocorra. Esta diferença é composta pelos sobrepotenciais anódico, catódico e ôhmico, em razão da resistividade da solução (Crespilho e Rezende, 2004).

Os eletrodos utilizados na eletrólise podem ser inertes ou reativos (ou de sacrifício). Os eletrodos reativos participam dos fenômenos dentro célula eletrolítica e podem sofrer dissolução doando íons metálicos à solução eletrolítica através de reações de oxidação. Os materiais mais utilizados são ferro, alumínio e cobre. Já os eletrodos inertes não sofrem dissolução durante os processos da eletrólise. Os tipos de materiais inertes mais utilizados são o titânio, grafite, platina, irídio entre outros.

Sendo M um material reativo, as reações decorrentes da eletrólise utilizando eletrodos reativos podem ser assim descritas:

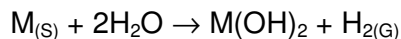
- Reação anódica:



- Reação catódica:



- Reação de oxi-redução:

**Equação 4.3**

As quantidades de substâncias que sofrem reações e transformações dentro de uma célula eletrolítica são regidas pelas duas Leis de Faraday:

1^a-Lei: A quantidade de substância que reage, devido ao desgaste do eletrodo ou à deposição no mesmo, ao passar uma corrente contínua, é proporcional à intensidade da corrente e a duração da eletrólise.

2^a-Lei: Se a corrente elétrica que passa através do eletrodo for contínua, a massa da substância que reage será proporcional ao equivalente químico da substância, que relaciona sua massa com a capacidade de transferência de elétrons num determinado processo.

Através destas leis pode-se associar o desgaste sofrido pelos eletrodos ao consumo de energia elétrica e quantificar as massas das substâncias produzidas e consumidas no sistema durante o tempo de ocorrência da eletrólise.

Dentro da célula eletrolítica deve haver uma distância física entre os eletrodos de modo a prevenir a ocorrência de reações diretas, requerendo assim que haja diferentes interfaces entre os eletrodos e a solução com eletrólitos (Goodisman, 1987). Quanto maior a distância entre os eletrodos, maior deverá ser a ddp aplicada ao sistema, pois a solução possui resistividade à passagem da corrente elétrica (Crespilho e Resende, 2004). Esta distância deve ser relacionada com a condutividade da solução para a otimização dos processos, ou seja, se a condutividade for elevada, pode-se utilizar um maior espaçamento entre os eletrodos. Entretanto, se tal distância for muito grande, a diferença de potencial dentro da célula aumentaria demasiadamente, o que acarretaria numa perda de energia do sistema por dissipação térmica (Efeito Joule).

Durante a eletrólise, há um processo de formação de uma camada de óxido de metal na superfície dos eletrodos. Sinoti (2004) afirma que este filme pode não ser formado apenas de óxidos, podendo ser causado por oxigênio, íons e outras moléculas adsorvidas na superfície metálica. Esta camada pode aos poucos ir impedindo a dissolução do metal reativo, isolando este eletrodo e diminuindo a eficiência dos processos eletrolíticos.

Dentre os vários métodos utilizados para a diminuição dos efeitos da passivação estão a inversão da polaridade dos eletrodos, a utilização de baixas densidades de

corrente e o aumento da velocidade do fluido, com o objetivo de remover a camada de óxido através de arraste (Wiendl, 1998).

4.2. TRATAMENTO ELETROLÍTICO APLICADO A ÁGUAS RESIDUÁRIAS

4.2.1. Histórico do Tratamento Eletrolítico

O processo eletrolítico utilizado como tratamento para águas residuárias foi concebido por Leeds no ano de 1888. Sua utilização foi realizada pela primeira vez por Webster no tratamento de esgotos da cidade de Crossness, na Inglaterra em 1889. Foram utilizados eletrodos de ferro e aplicada ao sistema uma tensão de 10V. Houve adição de água do mar ao efluente a se tratar (Wiendl, 1985).

Nos Estados Unidos, em 1909, Harris desenvolveu pesquisas sobre o tratamento eletrolítico aplicado a esgotos utilizando eletrodos de ferro e alumínio. Além disso, duas estações de tratamento de esgotos através do processo eletrolítico foram instaladas naquele país nos anos seguintes. A primeira foi em 1909 na cidade de Santa Mônica, e foi concebida para operar com eletrodos de ferro fundido, tensão de 1,7V e intensidade de corrente de 500A. A outra foi em Oklahoma, em 1910, e foi operada semelhantemente à primeira, mas fez o uso de eletrodos de ferro revertidos de cobre e tinha uma capacidade de 33L/s. As duas estações foram desativadas com poucos anos de operação com alegações de alto custo operacional e eficiência duvidosa, apesar da estação de tratamento de Oklahoma ter alcançado altas eficiências de remoção de microorganismos (Wiendl, 1985).

No Brasil, Saturnino de Brito apresentou o tratamento eletrolítico de esgotos no IV Congresso Médico Latino-Americano realizado em 1909, propondo um sistema semelhante ao concebido por Webster, em 1889, com a adição de água do mar. Foi veementemente combatido por suas idéias.

O tratamento eletrolítico passou então a uma fase de pouco desenvolvimento durante muitos anos, podendo-se destacar trabalhos como o de Swinburbe, em 1913, que usou o processo na depuração de águas residuárias domésticas visando a produção de cloro; e a inovação do uso de eletrodos de grafite no processo eletrolítico, testada em 1930 nos EUA, e em 1937 na Rússia, mas seus resultados ficaram desconhecidos (Wiendl, 1985).

Após um período de pouco desenvolvimento, o tratamento eletrolítico é retomado a partir da década de 70 do século XX, quando foram iniciadas aplicações do processo na depuração de efluentes líquidos industriais, de diversas fontes, com sucesso. E então o tratamento eletrolítico foi utilizado visando outros objetivos como remoção de nutrientes, de substâncias tóxicas e pouco biodegradáveis, entre outros. Além disso, o sistema foi pesquisado combinado com outros processos físicos e/ou biológicos.

Apenas a partir da década de 90 (século XX) o processo foi testado no tratamento de lixiviados de aterros sanitários, e um dos pioneiros foi Chiang *et.al.* (1995) que utilizou a eletrólise para a depuração de lixiviados com baixa degradabilidade.

4.2.2. Os Processos de Eletrocoagulação, Eletrofloculação e Eletroflotação

Dentre os diversos processos decorrentes do tratamento eletrolítico, os mais significativos dentro deste trabalho são a eletrocoagulação, a eletrofloculação e a eletroflotação.

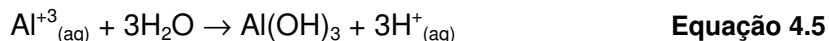
Eletrocoagulação

A coagulação é um processo físico-químico muito utilizado no tratamento de águas em geral. Seus objetivos são a remoção de colóides, substâncias húmicas, e microorganismos que não podem ser removidos utilizando-se apenas processos físicos.

As partículas em suspensão no líquido possuem carga superficial negativa, impedindo que se aproximem umas das outras. E assim, permanecendo no meio se suas características não forem alteradas (Di Bernardo, 1993). A coagulação, geralmente realizada com a adição de sais de alumínio ou ferro, atua desestabilizando o sistema e alterando sua força iônica, levando à promoção da formação de agregados. Os mecanismos do processo de coagulação são: compressão da camada difusa; adsorção e neutralização de cargas; varredura; e adsorção e formação de ponte.

Na eletrocoagulação ocorre a dissolução de eletrodos ativos metálicos, como os de alumínio e ferro, em íons. Estes íons são liberados no efluente através da eletrólise, e atuam sobre os colóides e partículas em suspensão no líquido de forma semelhante aos coagulantes convencionais.

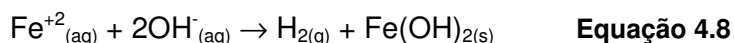
Mollah *et al.* (2001), apresentam as equações que descrevem a formação de diferentes hidróxido-espécies de alumínio que se formam de acordo com o valor do pH e que são decorrentes das seguintes reações anódicas:



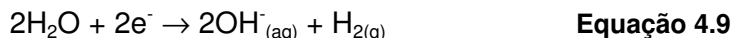
Dependendo do pH da solução eletrolítica, outras espécies iônicas como $\text{Al}(\text{OH})^{+2}$, $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{+4}$ e $\text{Al}(\text{OH})_4^{-}$ também podem se apresentar no sistema. A presença destes compostos em solução aquosa confere uma aparência gelatinosa ao meio e agindo como coagulantes. Entretanto, acima de pH 7 pode haver a formação de complexos de alumínio solúveis (Crespilho e Rezende, 2004).

Na presença de um eletrodo de ferro, as reações que descrevem a formação de hidróxidos de ferro podem ser apresentadas como provenientes de dois mecanismos distintos (Mollah *et al.*, 2001). Um dos mecanismos propostos para esta formação pode ser assim descrito:

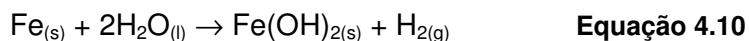
- Reação anódica:



- Reação catódica:



- Reação total de óxido-redução:



Tanto os hidróxidos formados pelos eletrodos de alumínio quanto de ferro são capazes de promover a adsorção de partículas coloidais presentes na água, desestabilizando o sistema e assim, promover a formação de agregados próprios do processo de floculação.

Eletrofloculação

A floculação é um processo de tratamento que é geralmente associado à coagulação. Tem como função a promoção de encontros entre colóides previamente

coagulados formando estruturas floculares com tamanho e densidade suficientes para serem removidos por processos físicos como sedimentação ou flotação.

O processo de floculação ocorre em três estágios. O primeiro é a promoção de encontros pericinéticos entre as partículas em suspensão. Estes encontros são ocasionados principalmente pelo movimento Browniano das partículas, ou seja um movimento errático que é causado pela energia térmica liberada após a desestabilização dos colóides. O segundo estágio é o encontro ortocinético das partículas, promovidos pelo gradiente de velocidade do líquido. No último estágio, os encontros colóides acontecem através da sedimentação diferenciada dos flocos (Di Bernardo, 1993).

A eletrofloculação ocorre simultaneamente com a eletrocoagulação, eletroflotação e/ou sedimentação durante o tratamento eletrolítico. Não há necessidade da utilização de mecanismos que promovam turbulência na água, necessária para os encontros entre os colóides já coagulados para que se tornem estruturas floculares, visto que as bolhas de gás H₂ formadas em decorrência da eletrólise produzida no meio, já são suficientes para a realização deste fenômeno.

Eletroflotação

A flotação convencional é um processo que tem como objetivo a remoção de partículas sólidas em suspensão num líquido através da adesão destas partículas a bolhas de ar inseridas no efluente em tratamento e seu conseqüente arraste até a superfície, formando uma espuma flutuante, que pode ser removida com certa facilidade.

Para que a adesão das partículas com as bolhas de ar ocorra, geralmente é necessário que os colóides sejam desagregados, o que pode ser obtido através da coagulação.

No processo de eletroflotação, não há necessidade da utilização de mecanismos que promovam turbulência na água, necessária para os encontros entre as espécies hidrolisadas já coaguladas para que se tornem estruturas floculares. Pois as bolhas de gás H₂ formadas no catodo (Equação 4.9), em decorrência da eletrólise produzida no meio, já são suficientes para a realização desse fenômeno. Desse modo, não sendo necessária a adição de ar como nos processos por ar dissolvido, simplificando assim as unidades de tratamento.

A eletroflotação promove menor turbulência na solução, produzindo bolhas menores que na flotação convencional. O tamanho reduzido do diâmetro das bolhas de

gás facilita a adesão entre as mesmas e as partículas em suspensão no meio, aumentando a eficiência da flotação.

4.2.3. Vantagens e Desvantagens da Eletrocoagulação e Eletroflotação

Persin (1989 *apud* Pouet, 1992) e Mollah *et al.* (2001) citam algumas vantagens que o processo geral da eletroflotação possui sobre os processos de coagulação e flotação convencionais, como:

- A não adição de produtos químicos;
- Baixo tempo de detenção;
- Ausência de agitação mecânica;
- Produção de menor quantidade de lodo químico;
- Remoção de partículas coloidais menores, pois a menor partícula tem a grande probabilidade de se agregar devido ao campo elétrico que as mantém em movimento;
- O processo requer equipamentos simplificados e é de fácil operação com latitude operacional suficiente para lidar com a maioria dos problemas encontrados ou em curso;
- Os flocos da eletrocoagulação tendem a ser bem maiores, contém menos água retida, são resistentes a meios ácidos e são mais estáveis, e ainda, podem ser mais rapidamente separados por filtração, sedimentação ou flotação;
- As bolhas de gás produzidas durante a eletrólise podem carrear os poluentes para o topo da solução onde podem ser facilmente concentrados, coletados e removidos.

As principais desvantagens do processo também são apresentadas (Mollah *et al.* 2001):

- Os eletrodos são dissolvidos e como resultado da oxidação, precisando ser regularmente substituídos devido ao desgaste;
- A possibilidade de passivação dos catodos, diminuindo a eficiência do processo ao longo do tempo;
- Custos adicionais devido ao uso de eletricidade.

4.2.4. Principais Parâmetros de Controle do Processo

Os processos do tratamento eletrolítico devem ser controlados através de parâmetros com a finalidade de otimização da eficiência de remoção do sistema e dos custos operacionais. Os principais parâmetros de controle do processo eletrolítico são apresentados a seguir.

Eletrodos

Os eletrodos mais comumente utilizados, especialmente quando há o objetivo de promoção dos processos de eletrocoagulação, são os eletrodos de ferro e alumínio, devido principalmente à suas eficácias obtidas, aos seus baixos custos, e ao fato de serem materiais prontamente disponíveis.

Os eletrodos inertes são menos suscetíveis ao desgaste pois não são dissolvidos durante o processo eletrolítico. Seu uso é mais associado aos processos de oxidação anódica e redução catódica, agindo principalmente como meio para a transferência de elétrons entre as diversas substâncias presentes no efluente, privilegiando estes dois processos. Quando utilizados no tratamento eletrolítico em conjunto com eletrodos reativos, podem diminuir a quantidade de íons metálicos doados à solução, otimizando o processo.

Densidade de corrente

A densidade de corrente que deve ser aplicada a um sistema eletrolítico depende de uma série de fatores como o grau de remoção requerido, o tipo de efluente, o tipo de eletrodo, entre outros. Geralmente a determinação de um valor de densidade de corrente é associado ao tempo de detenção definido para o tratamento em questão.

Se a intensidade de corrente aplicada for muito alta, poderá haver perda de potência do sistema, pois parte desta corrente poderá se dissipar em energia térmica. Um alto valor de intensidade de corrente, utilizada em conjunto com eletrodos reativos, poderá desgastar esses eletrodos muito rapidamente. Para tal situação, Crespilho e Rezende (2004) recomendam que a densidade de corrente não ultrapasse 25 A/m^2 .

pH

O valor do pH pode variar de acordo com a composição do efluente em tratamento e dos eletrodos utilizados no tratamento eletrolítico, variando de caráter ácido e básico. Quando ocorre a oxidação de substâncias orgânicas, o pH tenderá a diminuir por causa da formação de ácidos orgânicos e outras substâncias ácidas.

Contudo, a tendência do tratamento eletrolítico, especialmente em relação à eletrocoagulação, é o aumento do pH do efluente durante o processo, pois como pode-se observar nas Equações 4.3 e 4.10, na dissociação da água pela eletrólise, há a formação de hidróxidos pelo íons OH^- , enquanto que os íons H^+ tendem a formar o gás H_2 .

O controle do pH também pode ser realizado dependendo das reações eletrolíticas que se queira privilegiar, assim como o tipo de tratamento proposto. Como exemplo, Souza *et al.* (2005) afirmaram que para a volatilização da amônia e a precipitação de fosfatos, o pH superior a 9 é uma condição essencial.

Adição de Sal

A adição de sal NaCl é empregada, geralmente, para o aumento da condutividade do efluente a ser tratado por eletroflotação (Crespilho e Rezende, 2004). Este aumento da condutividade seria responsável por um aumento da eficiência do processo, uma vez que haveria uma otimização de parâmetros para a geração de microbolhas. Além de sua contribuição iônica (transporte de cargas elétricas), os íons cloreto poderiam reduzir alguns efeitos de outros ânions como carbonatos e sulfatos.

Pisakul *et al.* (2002 *apud* Polprasert *et al.*, 2005) afirmaram que sais Cl^- (NaCl ou KCl) funcionam melhor como eletrólitos para a corrente elétrica que sais NO_3^- (como NaNO_3 ou KNO_3) pois aqueles conseguem formar uma maior quantidade de hidróxidos metálicos.

A adição de NaCl é utilizada também para auxiliar a precipitação de íons como Ca^+ e Mg^+ . Outra vantagem do aumento da condutividade do efluente é a redução da demanda de corrente elétrica, otimizando o processo.

Os sais Cl^- também podem ser utilizados para a geração de cloro residual ou hipoclorito através da dissociação do íon cloreto e de sua oxidação através da eletrólise, auxiliando na desinfecção do efluente em tratamento.

Na Tabela 4.1 estão resumidos alguns dos principais parâmetros utilizados na aplicação do tratamento eletrolítico em diferentes tipos de efluentes e as respectivas eficiências obtidas.

Tabela 4.1: Principais parâmetros utilizados no tratamento eletrolítico.

Referência Bibliográfica	Tipos de efluente	Eletrodos	Densidade de Corrente (A/m ²)	Processos Complementares	Eficiência de Remoção de DQO (%)
Szpyrkowicz <i>et al.</i> (1995)	Indústria de curtume	Ti/Pt/Ir e Ti/Pt (anodos)	400	Mistura de 10% de esgotos domésticos	40
Tsai <i>et al.</i> (1996)	Lixiviado	Al/Cu e Fe/Cu (anodo/catodo)		–	30-50
Chiang <i>et al.</i> (1995)	Lixiviado	Anodo ternário (Sn-Pd-Ru)	1500	Adição de NaCl	92
Vlyssides <i>et al.</i> (2003)	Lixiviado	Ti/Pt	100A (intensidade de corrente)	Adição de NaCl	65
Morais <i>et al.</i> (2003)	Lixiviado	anodo de TiO ₂ /RuO ₂ (anodo) e Ti (catodo)	11.600	Radiação ultravioleta	73
Rodrigues <i>et al.</i> (2001)	Esgoto doméstico (pós-tratamento UASB)	Al e Fe	5-28	–	86 (Al) e 70 (Fe)
Alem Sobrinho e Zimbardi (1987)*	Esgoto doméstico	Grafite (anodo) e Fe (catodo)	3-7A (intensidade de corrente)	Adição de água do mar	78

*apud Rodrigues *et al.* (2001).

4.2.5. Aplicação eletrolítica em tratamento de água para abastecimento

Jiang *et al.* (2002) utilizaram a eletrocoagulação e eletroflotação para tratar água do Rio Tamisa, Inglaterra. Usou eletrodos de alumínio e dois reatores de fluxo contínuo:

um com fluxo horizontal e outro com fluxo ascendente, ambos com separador de material flotado. Foram aplicadas as seguintes densidades de corrente: 20A/m^2 , 30A/m^2 , 50A/m^2 e tempos de detenção entre 3 e 16h. Foi concluído que a eletrocoagulação obteve 20% a mais de remoção de matéria orgânica dissolvida que a coagulação convencional para as mesmas doses de Al (III), e que o reator de fluxo ascendente foi mais eficiente que o de fluxo horizontal.

4.2.6. Aplicação eletrolítica em águas residuárias domésticas

Alem Sobrinho e Zimbardi (1987 *apud* Rodrigues *et al.*, 2001) misturaram 25% de água do mar ao efluente doméstico e aplicaram o tratamento eletrolítico buscando a promoção de desinfecção. Fizeram utilização de um eletrodo de grafite como anodo e outro de ferro como catodo, ambos dispostos paralelamente ao fundo do reator. A intensidade de corrente aplicada foi entre 3-7 ampères. Conseguiram obter valores de remoção de DQO de 78% e uma produção de 2mg/L de cloro residual.

Rodrigues *et al.* (2001) utilizaram a eletroflotação como pós-tratamento de reator UASB visando principalmente a remoção de coliformes. Foi utilizado um reator modo batelada, testados eletrodos de ferro e alumínio, a adição de sal NaCl, e aplicados ao sistema tensões de 12V e 24V. A densidade de corrente aplicada ficou entre $5\text{-}28\text{A/m}^2$. A remoção de coliformes obtida foi muito satisfatória e a remoção de DQO alcançou 86%. Foi concluído que os eletrodos de ferro obtiveram um melhor desempenho na remoção de coliformes, enquanto que os de alumínio foram melhores quanto à remoção de DQO e turbidez.

Sinoti (2004) usou um sistema eletrolítico semelhante ao de Rodrigues *et al.* (2001), testando ainda eletrodos de grafite, que juntamente com a adição de sal, tinha como objetivo a produção de cloro. A densidade de corrente aplicada variou entre $9\text{-}39\text{A/m}^2$. Foi concluído que a produção de cloro ocorreu apenas ao utilizar eletrodos de grafite, pois quando há a utilização de eletrodos reativos, a oxidação dos metais é privilegiada. Foram obtidos bons resultados de remoção de fósforo, porém a remoção da amônia ficou a desejar.

Souza *et.al.* (2005) aplicou o tratamento eletrolítico a efluentes de lagoas de estabilização que recebiam águas residuárias domésticas. Foram utilizados eletrodos de Al e Fe. As configurações ótimas de Al foram obtidas com 4 eletrodos, com densidade de corrente de $7,5\text{A/m}^2$ e TDH = 10min. Para os eletrodos de Fe, a melhor configuração

também foi com 4 eletrodos, mas com densidade de corrente de 21A/m^2 e TDH = 25min. Os valores de turbidez alcançados foram acima de 90%.

4.2.7. Aplicação eletrolítica em águas residuárias industriais

Szpyrkowicz *et al.* (1995) trataram efluente de águas residuárias provenientes de curtume usando duas configurações de eletrodos: Ti/Pt/Ir e Ti/Pt (ambos como anodos). O efluente foi misturado com 10% de águas residuárias domésticas e aplicadas densidades de corrente com valores de $1-6\text{A/dm}^2$ e volume tratado de 640mL. A remoção de DQO com Ti/Pt chegou a 70% ($\text{DQO}_i = 450\text{mg/L}$) aos 30min e densidade de 3A/dm^2 (processo utilizado como pós-tratamento de tratamento anaeróbio).

Muruganathan *et al.* (2004) usaram o processo de eletroflotação para a remoção de íons sulfatos, sulfetos e sulfitos num efluente de indústria de curtume e numa água sintética. Foram testados anodos reativos de ferro e alumínio e inerte de titânio. Concluiu-se que os eletrodos de Fe e Al foram eficientes na remoção destes íons (sulfatos, sulfetos e sulfitos) e de sólidos suspensos. Já o uso do eletrodo inerte de titânio, por não promover eletrocoagulação, não se mostrou eficiente.

Crespilho *et al.* (2004) usaram a eletroflotação na depuração de efluente de indústria de processamento de coco com eletrodos de alumínio. Em um dos experimentos foi utilizado um método de inversão da polaridade dos eletrodos a cada 2min. Os resultados obtidos com a inversão da polaridade dos eletrodos foram melhores: (96,3%) de remoção de óleos e graxas, (99%) de remoção de cor e (66%) de COT.

Den e Huang (2006) trataram efluentes de indústrias de fabricação de projetos de circuitos integrados. O objetivo era a remoção de partículas ultrafinas através do tratamento eletrolítico. Testaram diversas densidades de corrente com valores acima de $5,7\text{A/m}^2$, tempo de detenção acima de 60min, e pH operacional inicial entre 7-10. Criaram assim, um modelo de aplicação dos parâmetros de controle através da obtenção de uma faixa otimizada de valores. Usaram ainda reatores de fluxo contínuo, em escala de bancada (8L) e testaram o modelo em escala piloto (180L) com eletrodos de ferro utilizados como anodos e eletrodos de aço inoxidável com catodos. Foi alcançada uma remoção de turbidez acima de 90% e pouco ferro residual. Além disso, foi comprovada a eficiência do modelo em escala piloto.

4.2.8. Aplicação eletrolítica em lixiviados de aterros sanitários

Chiang *et al.* (1995) utilizaram a técnica eletrolítica para o tratamento de lixiviados com baixa razão de biodegradabilidade. Alcançaram 92% de remoção de DQO com um reator que funcionava com anodo ternário (Sn-Pd-Ru) de óxido de titânio (SPR), com densidade de corrente de 15 A/dm², 240 minutos de tempo de detenção e 7500 mg/L de concentração de cloreto adicional. Houve também a remoção total de 2600 mg/L de amônia do efluente inicial.

Chiang *et al.* (1995) ainda concluíram que a eficiência do tratamento do lixiviado pelo processo eletrolítico pode ser atribuída ao efeito da oxidação indireta da produção de cloro e hipoclorito através da eletrólise. Além disso, afirmaram que há uma competição entre a remoção de amônia e de DQO e que a primeira é dominante, e conseqüentemente, as remoções de DQO permanecem baixas até a remoção da amônia. Os autores recomendaram a realização da remoção de amônia antes da utilização do processo eletrolítico para a melhora do desempenho em relação à DQO e para economizar eletricidade na realização de trabalhos futuros.

Já o trabalho desenvolvido por Tsai *et al.* (1996), usou dois diferentes pares de eletrodos: Fe-Cu ou Al-Cu e obteve entre 30 e 50% de remoção de DQO do líquido percolado, aplicando ao sistema diferentes valores de voltagem. Foi concluído que o aumento dos valores de pH é favorável para a formação dos colóides Fe (III) e Al(III).

Vlyssides *et al.* (2003) trataram lixiviados de um aterro municipal novo em Atenas, Grécia (em operação desde 1998). A DQO inicial do lixiviado era de 80.000mg/L e a DBO₅ 46.000mg/L. Foram utilizados eletrodos de Ti/Pt e adição de 1% de NaCl como eletrólito com uma faixa de pH de 3-6. Foi obtida redução de DQO de 65%, e de DBO₅ de 55%, com 6 horas de eletrólise e pH 3. Além disso, a amônia foi reduzida perto de 100% em todas as faixas de pH e houve uma melhora significativa na fração DBO₅/DQO em todos os experimentos.

Estudo realizado por Morais *et al.* (2003), combinou o uso da eletrólise com o da radiação ultravioleta e desenvolveu um reator eletroquímico com anodo de ADE® (70 TiO₂/ 30RuO₂) e catodo de titânio que envolviam uma lâmpada UV, alcançando reduções de 73% de DQO, 57% de COT e diminuição da toxicidade do lixiviado com uma densidade de corrente de 116,0 A/dm².

Polprasert *et al.* (2005) aplicaram o processo eletrolítico a lixiviados com objetivo de remoção de chumbo e outros metais para posterior tratamento com wetlands. O

processo de eletrocoagulação foi eficiente na remoção de chumbo com tempo de detenção de 20min, 5-10A de intensidade de corrente aplicada e área específica de eletrodos de $46,51\text{m}^2/\text{m}^3$. A concentração de chumbo foi reduzida de 35-100mg/L para menos de 1mg/L, alcançando acima de 99% de remoção de Pb. Outros autores também alcançaram eficiência acima de 99% em remoção de cromo e arsênico com a utilização do processo de eletrocoagulação no lixiviado (Kongsricharoen e Polprasert, 1996; e Pinisakul *et al.*, 2002; *apud* Polprasert, 2005).

5. MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho é parte integrante do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB 4, tema 6: “Resíduos Sólidos”. Foi desenvolvido pelo Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos – LARESO e com o suporte para a realização das análises experimentais do Laboratório Integrado do Meio Ambiente - LIMA, ambos do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC.

Fizeram parte da execução da pesquisa a concepção, montagem, operação e análise de um sistema de tratamento eletrolítico para lixiviados provenientes de aterro sanitário de Biguaçu.

5.1. O ATERRO SANITÁRIO DE BIGUAÇU

O aterro sanitário estudado nesta pesquisa é administrado pela empresa Pró-Activa Meio Ambiente Brasil LTDA e localiza-se no município de Biguaçu – SC. Nas Figuras 5.1(a) e (b) é mostrado o descarregamento e a compactação de resíduos sólidos nesse aterro sanitário.



Figuras 5.1(a) e (b): Descarregamento e compactação dos resíduos sólidos no aterro sanitário de Biguaçu.

O aterro está em funcionamento há dezesseis anos e recebe atualmente um volume médio de 600 toneladas de resíduos sólidos por dia, provenientes de 27 municípios do Estado de Santa Catarina, sendo que recebe os resíduos sólidos urbanos

dos seguintes municípios: Biguaçu, Bombinhas, Florianópolis, Governador Celso Ramos, Porto Belo e Tijucas. Além de receber resíduos domiciliares e inertes, sua licença de funcionamento inclui o recebimento de resíduos hospitalares.

O lixiviado produzido neste aterro é percolado e conduzido a um tanque de equalização e posteriormente encaminhado para seu tratamento numa estação de tratamento de efluentes localizado dentro da área do próprio aterro. A estação de tratamento é operada com uma vazão de 3,0 L/s e pode ser visualizada através da Figura 5.2.



Figura 5.2: Estação de tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Biguaçu.

O sistema de tratamento do lixiviado nesta estação inclui um tratamento físico-químico, que consiste na adição de cal, polímeros e sulfato de alumínio para a realização dos processos de coagulação e floculação; e na posterior utilização de uma unidade decantadora para a remoção dos flocos formados.

Após a decantação, o lixiviado é conduzido para um reator anaeróbico do tipo UASB e posteriormente tratado por uma série de lagoas de estabilização. Esta série é composta de uma lagoa anaeróbia, uma facultativa, uma aerada e por último uma de polimento. Na Figura 5.3 são mostradas as lagoas de estabilização mencionadas.



Figura 5.3: Lagoas de estabilização tratando o lixiviado no aterro sanitário de Biguaçu.

O tratamento do lixiviado ainda inclui uma desinfecção química realizada com hipoclorito de sódio antes do lançamento do efluente tratado no corpo hídrico receptor: o Rio Inferninho.

5.2. CONCEPÇÃO DO TRATAMENTO

A concepção do tratamento eletrolítico nesta pesquisa consistiu na execução de três etapas, cada uma visando à busca do aprimoramento e adequação do sistema concebido ao tipo de efluente proposto. Na Figura 5.4 é mostrado um esquema das etapas do sistema de tratamento proposto.

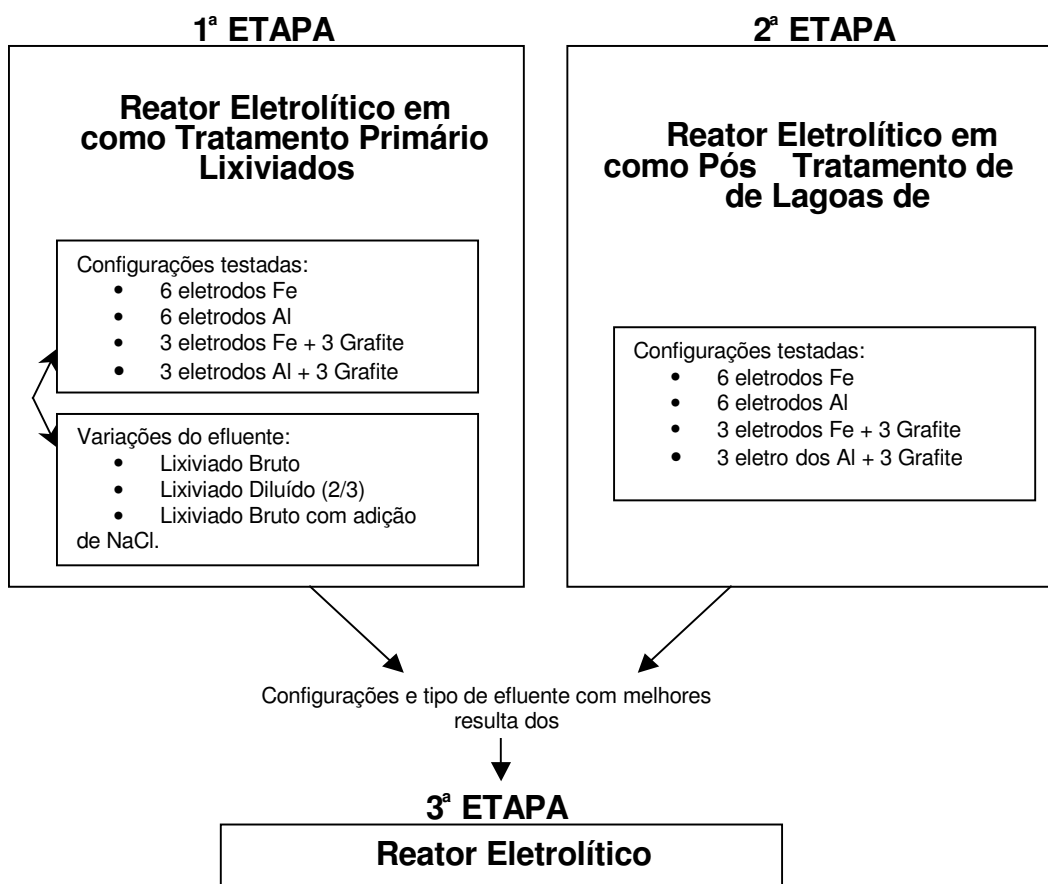


Figura 5.4: Esquema das etapas do tratamento eletrolítico realizadas nesse trabalho.

1ª Etapa: Operação de um reator eletrolítico em modo batelada, em escala de bancada, testando-se o tratamento primário de lixiviados. O reator foi operado com quatro diferentes configurações de eletrodos (ferro, alumínio, ferro + grafite e alumínio +

grafite). Além disso, fez-se necessária a realização de análises com variações do efluente, tais como: lixiviado bruto, bruto diluído e bruto com adição de cloreto de sódio. Para cada variação do efluente testada foram realizadas análises com cada uma das quatro configurações de eletrodos determinadas.

Para a realização da diluição, o lixiviado bruto foi misturado com 1/3 (um terço) do volume total a ser tratado com água da torneira. Este procedimento foi testado visando a diminuição da carga de impurezas do lixiviado a ser tratado pelo sistema proposto, testando sua eficácia.

A adição de sal ao efluente a ser tratado foi realizada com 7,5g/L de cloreto de sódio puro. Tal valor foi determinado com base no trabalho realizado por Chiang *et al.* (1995).

2ª Etapa: Nesta fase da pesquisa resolveu-se testar o tratamento eletrolítico quanto à sua eficácia como pós-tratamento de uma série de lagoas de estabilização que recebia o lixiviado bruto. Foram utilizadas as mesmas configurações de eletrodos da primeira etapa. A série de lagoas em questão também foi desenvolvida dentro do projeto PROSAB 4, tema 6, e era composta de uma lagoa anaeróbia, uma facultativa e uma de maturação, conforme mostrado nas Figuras 5.5a e 5.5b.



Figuras 5.5a e 5.5b: Fotos das lagoas de estabilização utilizadas para tratamento de lixiviados.

As lagoas de estabilização são retangulares e estão conectadas entre si por meio de tubulações de PVC de 50mm de diâmetro, com registros para controle do fluxo. Estão apoiadas sob uma base de alvenaria com diferenças de profundidade, para que ocorra o escoamento do fluxo por gravidade. A diferença de nível entre elas é de 30 cm. A alimentação é realizada com lixiviado bruto de um tanque de armazenamento primário com uma vazão de 60L/dia. Na Tabela 5.1 estão detalhadas as dimensões dessas lagoas de estabilização.

Tabela 5.1: Dimensões das lagoas de estabilização.

DIMENSÕES	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa	Lagoa de Maturação
Comprimento Topo (m)	1,0	1,2	1,2
Comprimento Fundo (m)	1,0	1,0	1,0
Largura Topo (m)	0,8	1,0	1,0
Largura Fundo (m)	0,8	1,0	1,0
Superfície Topo (m ²)	0,8	1,20	1,2
Superfície Fundo (m ²)	1,0	1,1	1,1
Profundidade (m)	1,0	1,0	1,0
Volume(m ³)	0,8	1,1	1,1

3ª Etapa: Definida a configuração (ou as configurações) de eletrodos que obtiveram os melhores resultados analisados durante as duas primeiras etapas, bem como para qual nível de tratamento do lixiviado o sistema eletrolítico seria mais indicado, montou-se um reator eletrolítico com funcionamento em contínuo. Este reator era similar ao de batelada utilizado na primeira e na segunda etapa, e foi operado durante cinco dias para cada configuração testada.

5.3. COLETA E ARMAZENAMENTO DO LIXIVIADO

O lixiviado bruto era coletado no tanque de equalização do aterro sanitário localizado de Biguaçu/SC. Quando solicitado, um caminhão tipo limpa-fossa buscava o efluente no aterro pela manhã e o armazenava em dois reservatórios, de onde o lixiviado era retirado para a realização dos experimentos desenvolvidos pela equipe do LARESO. Conforme o término do líquido armazenado era necessária outra remessa de efluente, o que geralmente ocorria com uma frequência mensal.

5.4. DESCRIÇÃO DO SISTEMA APLICADO

O modelo de reator escolhido para a realização dos experimentos foi concebido a partir de dados obtidos por pesquisas anteriores, especialmente pelos utilizados por Rodrigues *et al.* (2001) e por Sinoti (2004). Estes dois trabalhos utilizaram reatores retangulares com eletrodos dispostos perpendicularmente ao fundo e também trabalharam com eletrodos de ferro e alumínio.

O sistema eletrolítico aqui testado (tanto em modo batelada, quanto em modo contínuo) utilizou um reator de vidro que possuía uma capacidade de tratamento de 30 litros de efluente. Suas dimensões eram: 40cm de comprimento, 30cm de largura e 35cm de altura. A alimentação do sistema foi promovida por uma fonte de conversão DC com intensidade de corrente nominal de 10 Ampères.

Foram utilizados seis eletrodos dispostos perpendicularmente ao fundo do reator com espaçamento entre eles de 5cm. Os eletrodos possuíam como dimensões: 35cm de largura, 30cm de altura e espessura de 2mm para os eletrodos de ferro e alumínio e de 14mm para os de grafite. Quatro diferentes configurações de eletrodos foram testadas:

- 6 eletrodos de Fe;
- 6 eletrodos de Al;
- 3 eletrodos de Fe combinados com 3 eletrodos de grafite; e
- 3 eletrodos de Al com 3 de grafite.

Foram escolhidos como eletrodos placas de ferro e de alumínio pela similaridade entre os processos de eletrocoagulação e de coagulação convencional, uma vez que o segundo utiliza principalmente sais de ferro e de alumínio para a promoção de suas reações químicas. Outro motivo para a escolha destes dois materiais foi o baixo custo dos mesmos e por serem mais facilmente trabalháveis.

Como outra opção ao tratamento eletrolítico promovido por eletrodos de ferro e alumínio, resolveu-se combiná-los com eletrodos de grafite. As placas de grafite, sendo eletrodos inertes, seriam utilizadas como catodos, enquanto a função dos anodos permaneceria com os eletrodos ativos (ferro e alumínio). Deste modo, buscou-se diminuir a quantidade de íons metálicos adicionada ao efluente, uma vez que havia a preocupação, ou questionamento, que mesmo sem doarem íons durante o processo, haveria a liberação de metais além do necessário através dos catodos por estarem imersos em um ambiente altamente agressivo.

O tempo de detenção do tratamento foi definido como 1 hora. O reator eletrolítico foi operado como um reator monopolar, ou seja, com as conexões em paralelo. Com a intensidade de corrente aplicada de 10A e com as dimensões dos eletrodos, a densidade de corrente aplicada ao sistema ficou em $15,87 \text{ A/m}^2$ para as todas as configurações testadas. Foi utilizado um multímetro digital conectado ao sistema para aferição da quantidade de corrente elétrica transmitida pela fonte ao longo do tratamento.

Na Figura 5.6 um desenho esquemático do reator do tipo monopolar é mostrado, assim como os arranjos das ligações dos eletrodos. Os eletrodos de sacrifício (anodos) foram ligados na parte positiva da fonte alimentadora.

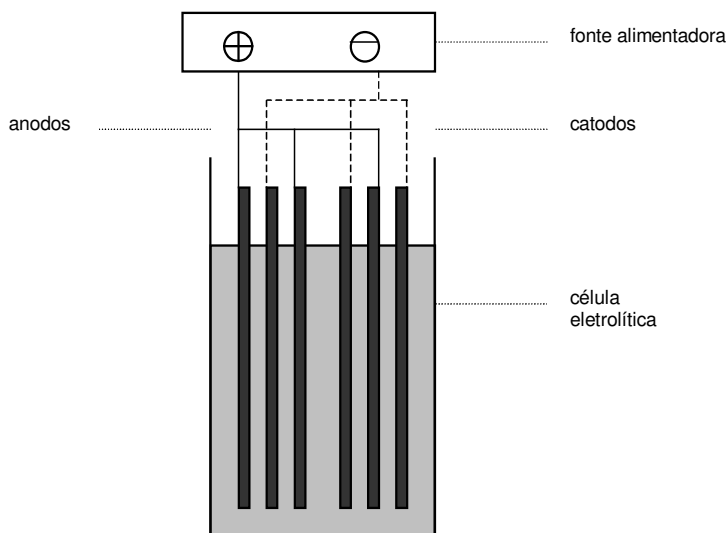


Figura 5.6: Desenho esquemático do reator eletrolítico.
Fonte: Mollah (2002) adaptado.

5.5. OPERAÇÃO DO REATOR ELETROLÍTICO EM BATELADA

Para a operação do reator eletrolítico no modo batelada foram desenvolvidas as seguintes etapas para cada configuração testada.

Montagem das placas no reator

As placas eram posicionadas dentro do reator com o auxílio de suportes de acrílico com aberturas onde as placas eram encaixadas. Dois suportes localizavam-se no fundo do reator e outras auxiliavam a posição das placas por cima do reator. Para as placas de grafite havia suportes com fendas maiores devido à diferença da espessura destas placas e das de ferro e alumínio. A montagem das placas no reator pode ser vista na Figura 5.7.

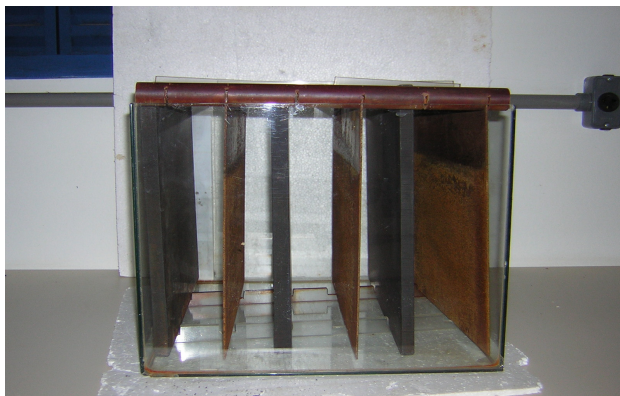


Figura 5.7: Reator montado com placas de ferro e grafite.

Coleta e enchimento do reator

A coleta do efluente a ser tratado e o enchimento do reator eram realizados manualmente. O reator possuía uma régua milimetrada para a aferição da altura de líquido a ser colocada no reator, para que se alcançasse o volume determinado para o início de cada experimento.

Posicionamento e acionamento do circuito elétrico

Após o enchimento do reator, a fonte de alimentação era ligada às placas por meio de um circuito elétrico, composto de garras e fiação própria para a passagem da corrente aplicada ao sistema. O circuito em questão era então acionado de acordo com o esquema representado pela Figura 5.7. Na Figura 5.8 pode-se observar como os eletrodos ficavam conectados à fonte alimentadora durante o tratamento.

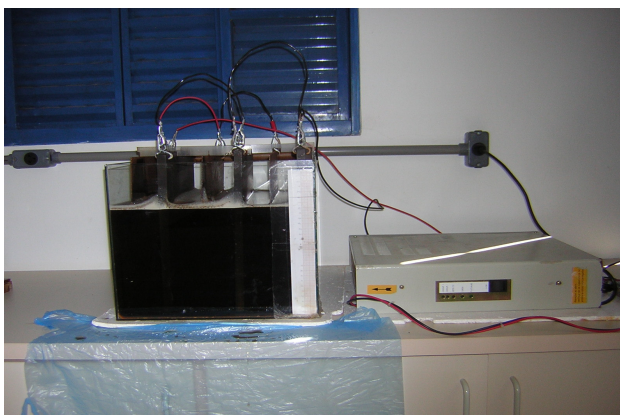


Figura 5.8: Fonte alimentadora conectada aos eletrodos durante o tratamento eletrolítico.

Coleta das amostras para análise

Para um melhor monitoramento do reator e para um melhor entendimento da evolução do tratamento eletrolítico, foi determinada coleta de amostras a cada 10

minutos, num total de 7 (sete) amostras contando com a amostra bruta. As amostras eram retiradas do reator a dois terços de altura do fundo, para que não houvesse risco de serem coletados materiais flotados ou decantados. As amostras coletadas aos 30 e 50 minutos eram apenas para análises não consumitivas como pH e condutividade. A Tabela 5.2 mostra a freqüência de coleta das amostras para a análise dos parâmetros de qualidade.

Tabela 5.2: Tempo e freqüência de coleta de amostras para as análises realizadas no tratamento eletrolítico em batelada.

Análises Realizadas*	Tempo de coleta (min)						
	0	10	20	30	40	50	60
pH	X	X	X	X	X	X	X
Condutividade	X	X	X	X	X	X	X
Turbidez	X	X	X		X		X
Cor	X				X		X
DQO	X	X	X		X		X
DQO solúvel	X				X		X
Nitrogênio Amoniacal	X				X		X
Cloretos	X				X		X
Fosfatos Totais	X				X		X
Sólidos em Suspensão	X				X		X
Metais	X						X
COT	X						X

*As análises realizadas serão descritas ao final deste capítulo.

Lavagem e Pesagem das placas

Após cada experimento, as placas eram lavadas com esponja e água para a retirada de possíveis materiais aderidos às placas decorrentes do tratamento eletrolítico. Então, após estarem secas, as placas eram pesadas para a verificação e quantificação de possíveis perdas e/ou acúmulos de matéria durante cada experimento realizado. Desse modo, era possível determinar a relação entre o tratamento aplicado e o desgaste das placas.

5.6. OPERAÇÃO DO REATOR ELETROLÍTICO EM CONTÍNUO

O reator eletrolítico em modo contínuo foi concebido com os resultados obtidos com o tratamento em batelada. O sistema contínuo foi montado acoplado a um pequeno reservatório que recebia o efluente das lagoas de estabilização por meio de

bombeamento. A Figura 5.9 mostra a disposição dos elementos componentes do referido sistema.



Figura 5.9: Reservatório superior acoplado ao reator eletrolítico desmontado.

O reator contínuo foi operado, para cada configuração, durante 5 dias consecutivos e ficava em funcionamento durante 3 horas por dia. Sua vazão era de 8 mL/s e com tempo de detenção de 1 (uma) hora. A vazão era controlada manualmente por meio de duas válvulas de gaveta localizadas na entrada e na saída do reator.

No quinto dia, o efluente foi diluído numa fração de $\frac{1}{2}$. Este procedimento foi realizado com o objetivo de verificar o comportamento do pós-tratamento proposto com efluente diluído no caso de uma diminuição na qualidade do efluente das lagoas de estabilização. Na Figura 5.10 pode-se observar o reator eletrolítico contínuo em funcionamento.

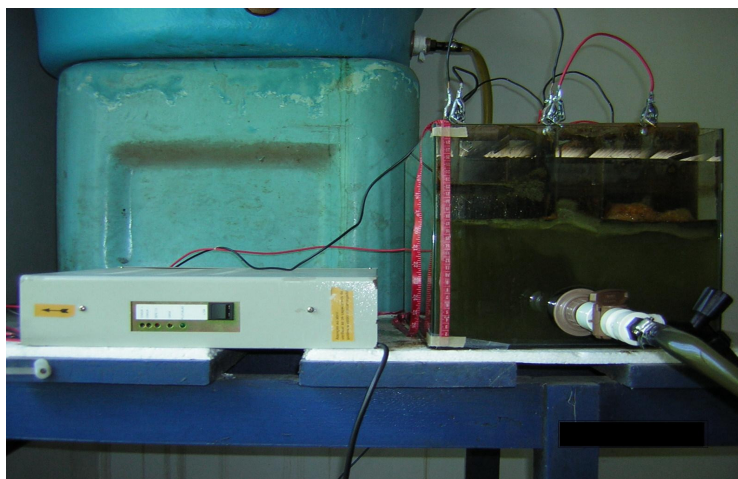


Figura 5.10: Reator eletrolítico contínuo com eletrodos de ferro sendo operado.

O projeto inicial para o sistema contínuo incluía a instalação de uma unidade decantadora a jusante do reator eletrolítico. Entretanto, por motivos técnicos, não foi possível a utilização de tal unidade. Resolveu-se então simular a decantação do efluente tratado do reator com Cones de Imhoff, estabelecendo o tempo de 3 (três) horas de detenção das amostras em decantação.

Para a análise dos resultados do reator contínuo, foram coletadas amostras na entrada e na saída do reator e na superfície do líquido nos Cones de Imhoff, com o cuidado de não ser coletado o material decantado.

Ao final dos cinco dias consecutivos de operação do reator contínuo, para cada uma das configurações escolhidas, os eletrodos utilizados no tratamento eram lavados e pesados, quantificando-se assim o desgaste total sofrido pelas placas durante o período analisado.

5.7. ANÁLISES REALIZADAS

As análises dos parâmetros físicos e químicos das amostras coletadas foram realizadas no Laboratório Integrado do Meio Ambiente – LIMA, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental.

5.6.1. Caracterização do Lixiviado

A caracterização do lixiviado foi realizada com amostras brutas (sem tratamento) do aterro de Biguaçu a cada nova leva de lixiviado que chegava ao local dos experimentos. Os parâmetros de qualidade analisados, bem como os métodos utilizados na caracterização, estão listados na Tabela 5.3

Tabela 5.3: Parâmetros analisados na caracterização do lixiviado.

Parâmetros	Método Utilizado
Alcalinidade	Titulométrico - Standard Methods 2320 – B. (APHA, 1998).
pH	Eletrométrico – Standard Methods 4500 – H ⁺ B. (APHA, 1998).
Cloretos	Titulométrico - Standard Methods 2320 – B. (APHA, 1998).
Condutividade	Eletrométrico – Standard Methods 2510 B. (APHA, 1998).
COT	Combustão catalítica - Standard Methods 5310. (APHA, 1998).
DBO₅	Respirométrico - Standard Methods 5210 – D. (APHA, 1998).
DQO	Colorimétrico de refluxo fechado - Standard Methods 5220 – D. (APHA, 1998).
Dureza	Titulométrico com EDTA - Standard Methods 2340 – C. (APHA, 1998).
Fosfatos Totais	Determinou-se o fosfato dissolvido ou fosfato reativo pelo método colorimétrico do Ácido Vanadomolibdofosfórico (APHA, 1998).
Nitrato	Espectofotométrico - Standard Methods 4500 – N-NO ₃ ⁻ B. (APHA, 1998).
Nitrogênio Amoniacal	Método colorimétrico de Nessler seguindo recomendações de Vogel (1981).
Sulfatos	Turbidimétrico - Standard Methods 4500– SO ₄ ⁻² E. (APHA, 1998).
Turbidez	Nefelométrico – Standard Methods 2130– B. (APHA, 1998).

5.6.2. Análises Realizadas para o Tratamento Eletrolítico

A avaliação do tratamento eletrolítico foi realizada por meio da análise de parâmetros físicos e químicos descritos na Tabela 5.3, exceto alcalinidade, DBO₅, dureza, nitratos e sulfatos; foram incluídos os parâmetros: cor, metais e sólidos suspensos totais, cujos métodos utilizados para a realização destas análises estão apresentados na Tabela 5.4.

Tabela 5.4: Parâmetros analisados na avaliação da eficiência do tratamento eletrolítico.

Parâmetros	Método Utilizado
Cor	Espectofotométrico - Standard Methods 2120 – C. (APHA, 1998).
Metais	Absorção atômica por chama – Standard Methods 3110. (APHA, 1998).
Sólidos Suspensos Totais	Filtração em filtro Whatmann 40 e secagem a 103-105 °C – Standard Methods 2540 D. (APHA, 1998).

Houve a realização de filtragem de parte das amostras em membrana de fibra de vidro com porosidade 0,45µm para a determinação de COT, DQO solúvel, nitrogênio amoniacal, cor e SST.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO BRUTO

O lixiviado foi caracterizado conforme as análises descritas no item 5.6.1 e os resultados obtidos são apresentados na Tabela 6.1.

Tabela 6.1: Resultados da caracterização do lixiviado bruto.

Parâmetros	Amostras						
	1	2	3	4	5	6	7
pH	8,28	8,18	8,08	8,96	8,21	8,14	7,90
Temperatura (T °C)	25,0	31,6	23,7	24,8	26,7	25,8	26,9
Condutividade (mS/cm)	19,4	17,4	11,9	13,5	16,1	14,2	17,0
Turbidez (NTU)	303	349	208	335	443	221	299
DQO Total (mg/L)	6103	5180	1577	2670	2870	2950	3800
DBO ₅ Total (mg/L)	2759	2133	734	836	650	450	1164
COT (mg/L)	—	1442	1000	1585	649	513	850
DBO ₅ /DQO	0,45	0,41	0,47	0,31	0,23	0,15	0,31
COT/DQO	—	0,28	0,63	0,59	0,23	0,17	0,22
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	7200	6400	7100	7200	6900	4800	8100
Dureza (mgCaCO ₃ /L)	—	1050	1070	1250	440	720	1200
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	1185	1383	1610	850	1218	1237	1865
Fosfatos Totais (mg/L)	22,6	52,8	22,4	22,6	34,5	19,3	21,3
Cloretos (mg/L)	2840	2417	1988	2330	2414	2130	2300
Nitrato (mg/L)	10,3	13,2	12,8	6,3	10,0	8,7	6,9
Sulfatos (mg/L)	137	114	129	170	281	135	128

Através dos resultados mostrados na Tabela 6.1 pode-se observar que as características do lixiviado podem variar bastante de acordo com a amostra analisada. Parâmetros como a DQO apresentaram valores oscilantes entre 1.577mg/L a 6.103mg/L. Esta variabilidade é uma das características mais fortes do lixiviado e é dependente principalmente dos fatores climáticos, ambientais e do regime pluviométrico.

Nota-se também que os valores de pH medidos do lixiviado (média de 8,25) indicam que o aterro está na fase metanogênica (classificando o aterro como antigo) e não mais na fase acidogênica (aterro novo), que é caracterizada por um pH um pouco ácido. Observa-se ainda que este alto valor do pH pode indicar um tamponamento do lixiviado, especialmente quando se observam os altos valores encontrados para amônia (média de 1.335mg/L) (Giordano, 2003).

Outro fator importante na caracterização do lixiviado é a relação DBO_5/DQO . De acordo com Tchobanoglous *et al.* (1993 *apud* Paes 2003), lixiviados de aterros novos possuem uma relação DBO_5/DQO na ordem de 0,7 e de aterros antigos na ordem de 0,2, pois com o aumento da idade do aterro há uma tendência dos valores de DBO_5 decrescerem bem mais rapidamente que os valores de DQO , que permanecem contribuindo com a matéria orgânica mais dificilmente degradável. A relação encontrada nesta caracterização foi de 0,33 (valor médio), indicando assim um lixiviado característico de aterro antigo e com baixa biodegradabilidade. Considerando a idade, o aterro de Biguaçu tem aproximadamente 15 anos de funcionamento, assim, segundo Hamada e Matsunaga (2000) e Qasim e Chiang (1994) este aterro pode ser considerado como “lixiviado intermediário”, nem novo nem velho (DBO_5 em centenas de mg/L).

6.2. RESULTADOS DA PRIMEIRA ETAPA: TRATAMENTO PRIMÁRIO DE LIXIVIADOS

Neste item serão apresentados os resultados dos parâmetros analisados durante a primeira etapa da pesquisa, quando foi efetuado o tratamento primário de lixiviados. A pesquisa foi realizada com três modificações na qualidade do lixiviado que foram lixiviado bruto, diluído (numa fração de 2/3) e com a adição de sal NaCl (foram adicionados 225g a cada batelada), conforme descrito no item 5.2.

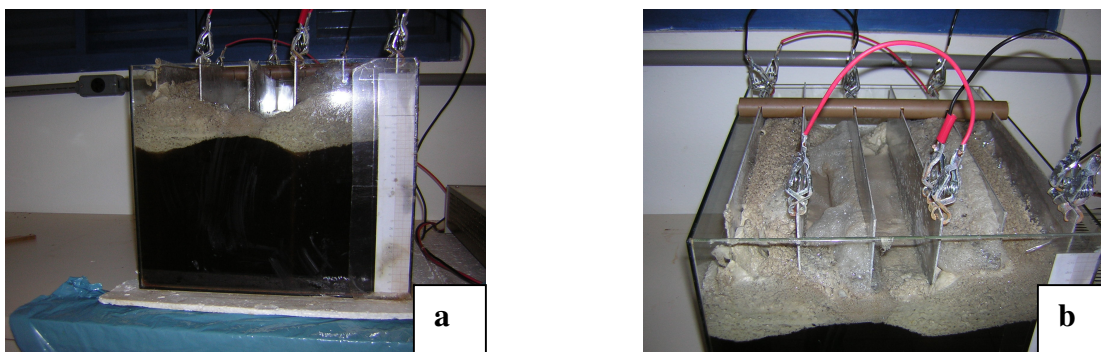
O tratamento primário do lixiviado foi aplicado em batelada com tempo de detenção de 60 minutos e intensidade de corrente nominal de 10A. Os ensaios foram realizados com quatro diferentes configurações de eletrodos: 6 eletrodos de alumínio (Al), 3 de grafite + 3 de alumínio (G/Al), 6 de ferro (Fe) e 3 eletrodos de grafite + 3 de ferro (G/Fe).

6.2.1. Tratamento Eletrolítico com Eletrodos de Alumínio

Serão apresentados aqui os resultados do tratamento primário do lixiviado utilizando-se as configurações com eletrodos de alumínio e também a utilização da combinação de eletrodos de grafite com os de alumínio.

Os ensaios realizados com alumínio caracterizavam-se, do ponto de vista visual, pela formação de uma espuma (material eletroflotado) bem consistente e pouca formação de material decantado durante o experimento, como pode ser observado na Figura 6.1. Havia uma menor produção de espuma nos ensaios com alumínio e grafite (Figura 6.2).

Além disso, independentemente do tipo de configuração utilizada, o efluente com adição de sal produzia maior quantidade de resíduos durante o tratamento e os ensaios com lixiviado diluído produziam bem pouco material flotado.



Figuras 6.1(a) e (b): Reator eletrolítico com eletrodos de alumínio tratando lixiviado com sal.

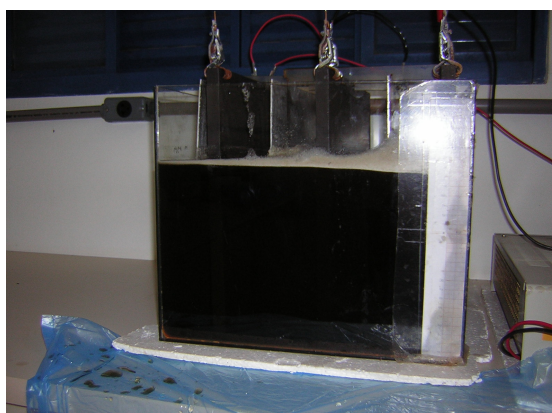


Figura 6.2: Reator eletrolítico com eletrodos de grafite e alumínio tratando lixiviado.

Turbidez, SST, pH e Condutividade

A variação dos valores de turbidez e de sólidos suspensos, ocorridos durante o tratamento utilizando-se as configurações Al e G/Al, está representada nas Figuras 6.3(a) e (b) e nas Figuras 6.4(a) e (b). O lixiviado diluído não foi analisado quanto aos SST.

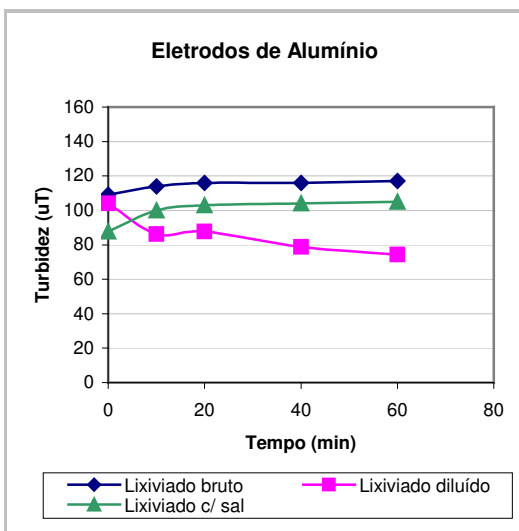


Figura 6.3(a): Valores de turbidez obtidos com eletrodos de alumínio.

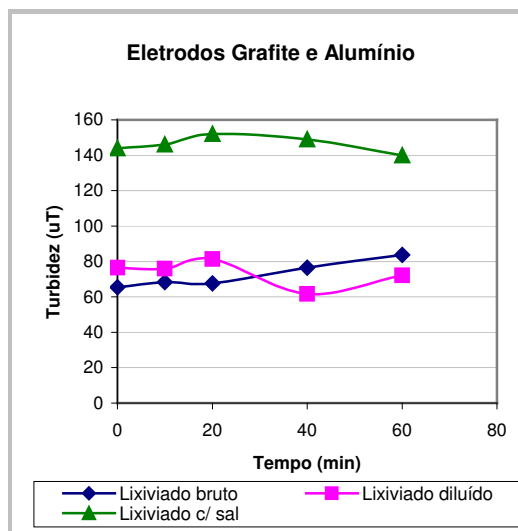


Figura 6.3(b): Valores de turbidez obtidos com eletrodos de grafite e alumínio.

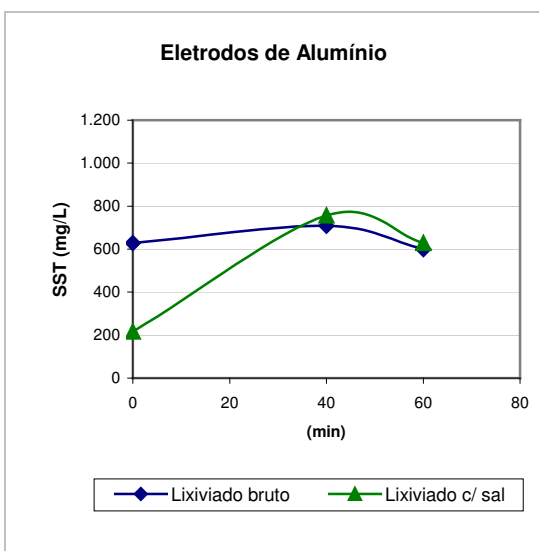


Figura 6.4(a): Valores de SST obtidos com eletrodos de alumínio.

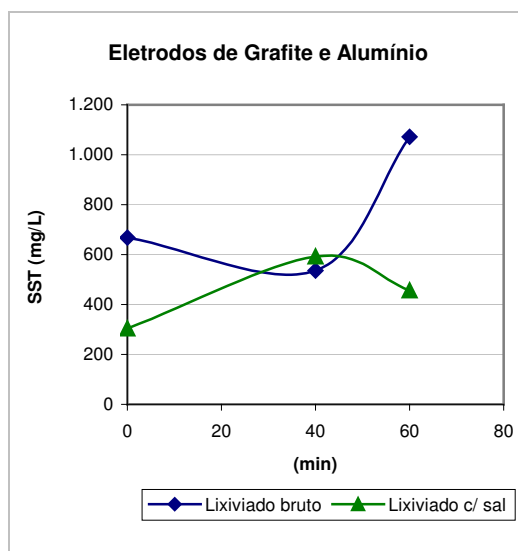


Figura 6.4(b): Valores de SST obtidos com eletrodos de alumínio e grafite.

Devido ao processo de floculação decorrente do tratamento, é normal que ocorra um aumento da turbidez e do material em suspensão ao longo do processo. Estes aumentos são resultantes de flocos formados que ainda estão se movimentando no interior do líquido.

Os valores de turbidez para o lixiviado bruto aumentaram durante a batelada, chegando a um acréscimo de 27% no valor inicial para G/Al, e de 7% para Al. Já para o lixiviado com sal, este aumento foi maior para Al e, para os eletrodos G/Al, o

comportamento da turbidez foi praticamente constante (Figuras 6.3). Com a diluição do lixiviado, houve uma melhora na turbidez ao final do processo, tanto para Al quanto para G/Al.

Quanto aos sólidos suspensos, nota-se nas Figuras 6.4 (a e b) que os valores obtidos com o lixiviado com sal tiveram comportamentos semelhantes entre as duas configurações de eletrodos. E, que para o lixiviado bruto, os SST não tiveram um aumento significativo com eletrodos Al, enquanto que, para os eletrodos G/Al, estes valores aumentaram em quase 200%.

A variação dos valores de pH e de condutividade ao longo do tratamento eletrolítico com eletrodos de alumínio encontra-se na Tabela 6.2 e dos valores com eletrodos de grafite e alumínio na Tabela 6.3.

Tabela 6.2: Valores obtidos de pH e condutividade para eletrodos de alumínio.

Tempo de detenção (min)	Lixiviado bruto		Lixiviado diluído		Lixiviado c/ sal	
	pH	Condutividade (mS/cm)	pH	Condutividade (mS/cm)	pH	Condutividade (mS/cm)
0	8,75	16,03	9,26	6,68	8,47	13,49
10	8,73	16,58	9,23	6,65	8,50	19,70
20	8,86	16,26	9,14	6,54	8,54	19,63
30	8,81	—	—	6,59	8,57	19,47
40	8,73	15,91	9,28	6,66	8,59	19,62
50	8,83	16,66	9,27	6,63	8,61	19,49
60	8,95	—	9,30	6,72	8,60	19,85

O pH inicial das amostras analisadas com eletrodos Al variava de 8,5 a 9,2 e sofria um pequeno aumento durante o tratamento de 3,5% a 7,0%, dependendo do tipo de efluente em análise (Tabela 6.2).

Os valores de condutividade aumentaram bem pouco ao longo do processo com alumínio, entre 0,5% para o lixiviado diluído a 4,0% para o bruto. Quanto ao lixiviado com sal, há um aumento considerável na condutividade do efluente devido à presença adicional de NaCl. Nota-se também, através da Tabela 6.1, que, com a diluição do lixiviado, há uma queda brusca nos valores da condutividade.

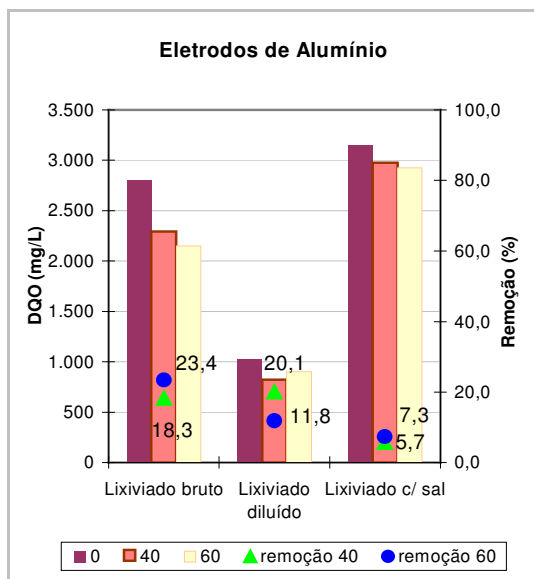
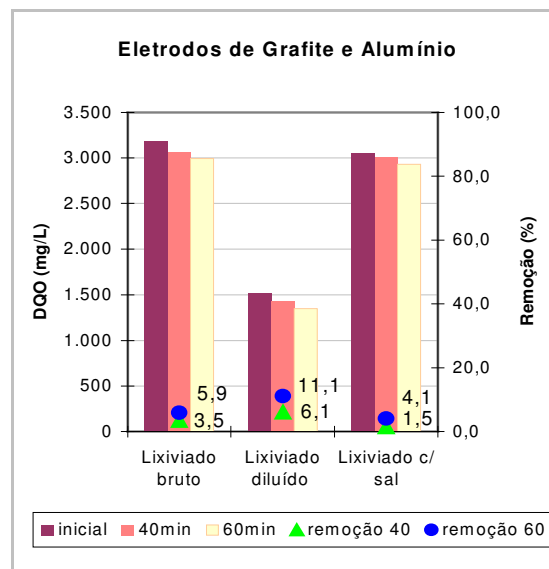
Tabela 6.3: Valores obtidos de pH e condutividade para eletrodos de alumínio e grafite.

Tempo de detenção (min)	Lixiviado bruto		Lixiviado diluído		Lixiviado c/ sal	
	pH	Condutividade (mS/cm)	pH	Condutividade (mS/cm)	pH	Condutividade (mS/cm)
0	9,21	13,37	9,26	7,49	8,37	17,79
10	9,18	14,44	9,37	7,50	8,40	19,20
20	9,23	13,41	9,39	7,51	8,42	19,75
30	9,38	13,65	9,42	7,42	8,44	19,23
40	9,36	15,11	9,47	7,43	8,45	19,42
50	9,35	14,85	9,43	7,40	8,46	—
60	9,46	15,01	9,40	7,45	8,50	—

Não houve diferença significativa no comportamento dos valores de pH entre as configurações de Al e G/Al, sendo que na segunda configuração ocorreu uma variação ainda menor nestes valores durante cada batelada (Tabela 6.3). Quanto à condutividade, a única diferença significativa obtida com G/Al, foi uma variação maior (12%) ao longo do ensaio com lixiviado bruto.

DQO total, DQO solúvel e COT

As Figuras 6.5a e 6.5b trazem os resultados de DQO total obtidos em cada um dos diferentes tipos de efluente estudados.

**Figura 6.5(a):** Valores de DQO total obtidos com eletrodos de alumínio.**Figura 6.5(b):** Valores de DQO total obtidos com eletrodos de grafite e alumínio.

A remoção de DQO total obtida com o tratamento do lixiviado com Al foi mais eficiente para o lixiviado bruto do que o diluído ou com sal, chegando a 23% (Figura 6.5a). Destaca-se que a diminuição do valor de concentração inicial de DQO total por meio da diluição do efluente não obteve uma melhoria esperada da eficiência do tratamento, alcançando uma remoção de 20% no decorrer do ensaio.

O desempenho dos eletrodos de grafite e alumínio quanto à remoção de DQO total foi inferior ao dos eletrodos de alumínio em todas as variações de efluente analisadas (Figuras 6.5), sendo que a maior porcentagem de remoção foi obtida quando foi aplicado ao lixiviado diluído (11,1%). A adição de sal não contribuiu de maneira expressiva ao tratamento, pelo menos ao que diz respeito à remoção de DQO total (Figuras 6.5). Os valores obtidos para Al foram inferiores aos do lixiviado bruto e, para G/Al permaneceram nos mesmos patamares.

Nas Figuras 6.6(a) e (b) são apresentados os valores encontrados de DQO solúvel. Este parâmetro não foi analisado para as amostras com lixiviado diluído.

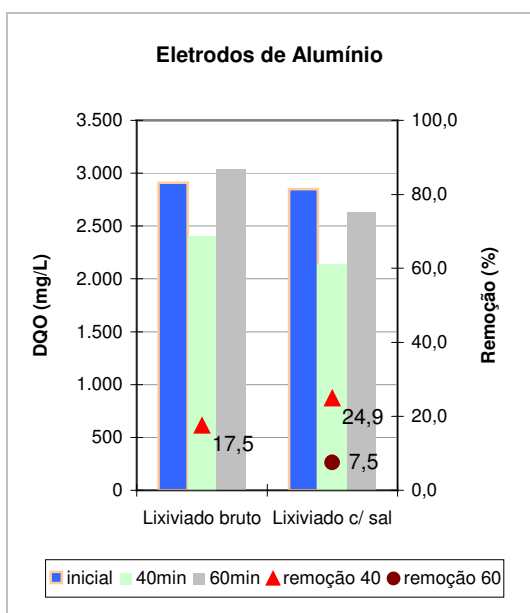


Figura 6.6(a): Valores de DQO solúvel obtidos com eletrodos de alumínio.

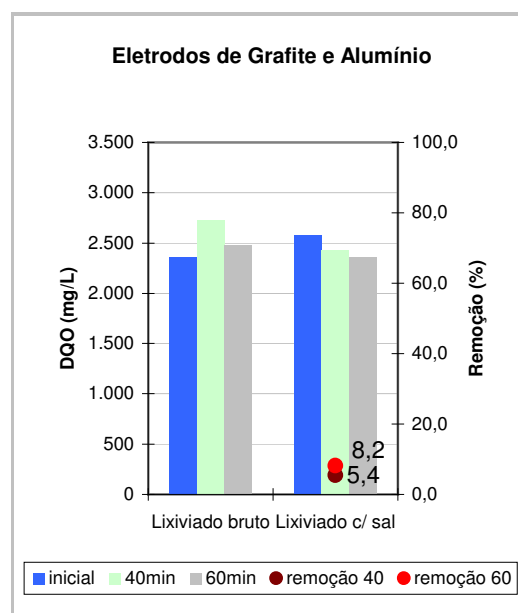


Figura 6.6(b): Valores de DQO solúvel obtidos com eletrodos de grafite e alumínio.

Houve uma grande diferença na eficiência do tratamento para as configurações apresentadas nas Figuras 6.6. De um modo geral foram obtidas melhores remoções para as configurações Al. Entretanto, esta eficiência ocorreu aos 40min de tratamento (17,5% para lixiviado bruto e 24,9% com sal), ocorrendo diminuição acentuada do desempenho da remoção de DQO solúvel aos 60min.

Comparando-se com os valores obtidos de DQO total (Figuras 6.5), os ensaios com adição de sal mostraram-se mais eficientes quanto a DQO solúvel, enquanto que o tratamento aplicado ao lixiviado bruto foi mais eficiente naquele parâmetro.

Os valores de COT obtidos pelo tratamento são mostrados nas Figuras 6.7(a) e (b). Para este parâmetro foram apenas analisadas as amostras iniciais e finais de cada batelada realizada.

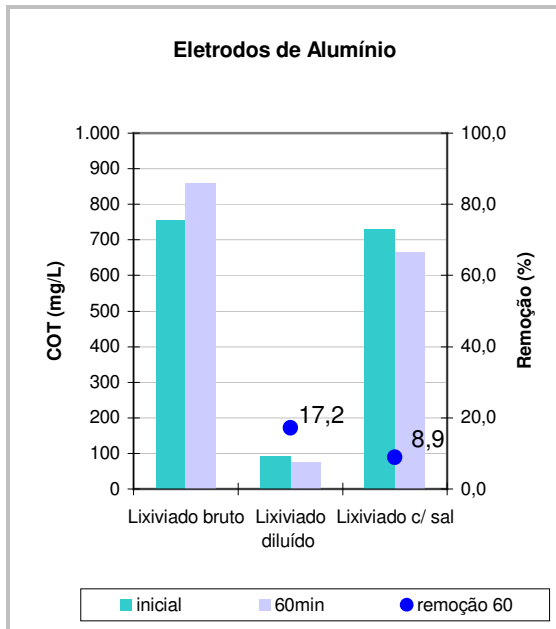


Figura 6.7(a): Valores de COT obtidos com eletrodos de alumínio.

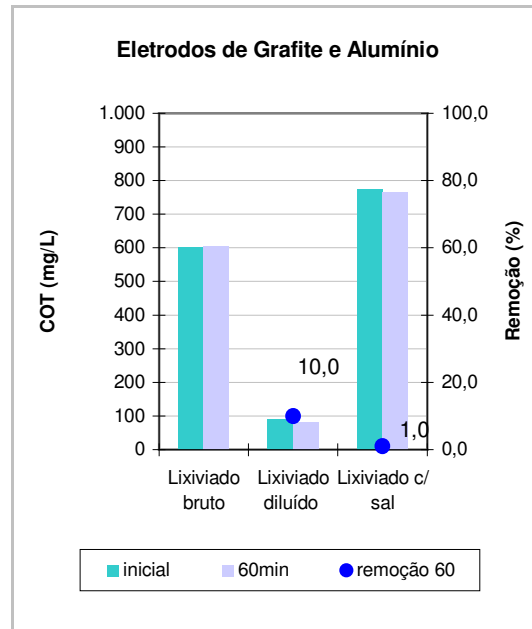


Figura 6.7(b): Valores de COT obtidos com eletrodos de grafite e alumínio.

Nota-se que não houve eficiência em remoção de COT para o lixiviado bruto (Figuras 6.7), contrariamente aos valores de remoção de DQO total obtidos com este ensaio (Figuras 6.5), que se mostraram sendo as configurações mais eficientes. Já para o efluente diluído, há uma melhoria no desempenho do tratamento, notando-se que, as concentrações iniciais do lixiviado diluído são bem menores (em torno de 500%) que aquelas apresentadas para o lixiviado bruto e com sal.

Amônia, Fosfatos e Cloretos

As Tabelas 6.4 e 6.5 trazem os valores de concentração e remoção obtidos pelo tratamento para as configurações AI e G/AI respectivamente. Não foram analisados os parâmetros fosfatos e cloretos para o tratamento realizado com o lixiviado diluído.

Tabela 6.4: Valores obtidos de nitrogênio amoniacal, fosfatos totais, e cloretos totais para eletrodos de alumínio.

Tempo de Detenção (min)	Lixiviado bruto			Lixiviado diluído			Lixiviado com sal		
	Amônia (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Cloretos (mg/L)	Amônia (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Cloretos (mg/L)	Amônia (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Cloretos (mg/L)
0	1.191	81,2	3.550	425	N.A.	N.A.	1.538	41,2	3.408
40	1.318	52,0	3.550	389	N.A.	N.A.	1.538	23,0	7.952
60	913	41,6	2.982	418	N.A.	N.A.	1.478	27,6	8.094
remoção (%)	23,4	48,8	16,0	1,8	N.A.	N.A.	3,9	33,0	—

Obs. N.A.: não analisado

A remoção de amônia teve um resultado significativo quanto ao tratamento do lixiviado bruto (23,4%), e não foi bem sucedida, ficando abaixo dos 4%, em relação ao tratamento do lixiviado com sal para o uso de eletrodos de alumínio (Tabela 6.4). Além disso, o baixo valor inicial deste parâmetro para o lixiviado diluído, não garantiu um bom desempenho e a remoção alcançada foi praticamente nenhuma (1,8%).

Quanto ao parâmetro fosfatos totais, a eficiência apresentada para o lixiviado bruto foi boa, chegando a 48,8%. A adição de sal ao efluente obteve também um resultado significativo alcançando 33% de remoção de fosfatos. Entretanto, analisando-se os valores iniciais desse parâmetro dessas duas variações do lixiviado, nota-se que as concentrações presentes no lixiviado bruto era praticamente o dobro do valor do efluente com sal, evidenciando ainda mais o melhor desempenho do tratamento aplicado ao primeiro tipo.

Nota-se também, na Tabela 6.4, que a adição de sal ao efluente antes do tratamento fez com que os valores de cloreto aumentassem mais de 200% na qualidade do efluente final do tratamento eletrolítico. Já para o lixiviado bruto, houve uma remoção de 16%.

Tabela 6.5: Valores obtidos de nitrogênio amoniacal, fosfatos totais, e cloretos totais para eletrodos de grafite e alumínio.

Tempo de Detenção (min)	Lixiviado bruto			Lixiviado diluído			Lixiviado com sal		
	Amônia (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Cloretos (mg/L)	Amônia (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Cloretos (mg/L)	Amônia (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Cloretos (mg/L)
0	1.219	22,0	3.550	393	N.A.	N.A.	553	60,2	2.840
40	1.183	21,4	3.550	436	N.A.	N.A.	600	27,0	4.970
60	1.193	8,9	3.266	440	N.A.	N.A.	551	26,8	4.544
remoção (%)	2,2	59,5	8,0	—	N.A.	N.A.	0,4	55,5	—

Obs. N.A.: não analisado

Analisado-se o comportamento do tratamento com a configuração G/Al (Tabela 6.5), este não foi eficiente quanto à remoção de nitrogênio amoniacal (abaixo de 2%), não havendo praticamente nenhuma diferença quanto à concentração dos valores iniciais de amônia. No entanto, foram obtidas boas remoções de fósforo com a utilização dos eletrodos de grafite e alumínio (acima de 55%) para os tipos de efluente estudados, sendo que para o lixiviado com sal a performance dos eletrodos G/Al mostrou-se melhor que a dos Al (Tabelas 6.5 e 6.4).

Quanto aos cloretos ao longo do tratamento com G/Al, com a adição de NaCl houve um aumento de 175% neste parâmetro durante o tratamento, e houve uma pequena diminuição deste aumento ao final da batelada. Nota-se que este aumento foi menor que àquele obtido com Al, uma vez que a tendência da configuração G/Al é a diminuição dos íons de alumínio no efluente, e assim provavelmente contribuindo menos para a formação de sais durante o tratamento que a configuração Al.

Metais

Os valores obtidos de concentração de metais encontrados antes e após o tratamento estão mostrados nas Tabelas 6.6 e 6.7. Foram analisados apenas os tratamentos aplicados ao lixiviado bruto e com sal.

Tabela 6.6: Valores de concentração de metais analisada para o tratamento com eletrodos de alumínio.

	Lixiviado bruto				Lixiviado com sal				Lançamento** (mg/L)
	Bruto (mg/L)	Saída (mg/L)	Remoção (%)	LD* (mg/L)	Bruto (mg/L)	Saída (mg/L)	Remoção (%)	LD* (mg/L)	
Zn	0,3526	0,4458	—	0,0137	0,1859	0,2200	—	0,0133	5
Pb	0,0500	<LD	100,0	0,0160	<LD	<LD	—	0,2600	0,5
Cr	<LD	0,0735	51,5	0,2120	0,1880	0,2490	—	0,1670	0,5
Cd	<LD	<LD	—	0,0210	<LD	<LD	14,3	0,0210	0,2
Al	2,4800	11,8950	—	0,6800	0,8950	13,7100	—	0,6700	—
Fe	8,2340	7,1565	13,1	0,0970	6,0785	5,4445	10,4	0,0770	15,0
Mn	0,6865	0,4820	29,8	0,0350	0,8595	0,6375	25,8	0,1670	1
Cu	<LD	<LD	—	0,0530	0,8715	0,6495	25,5	0,0492	1
Ni	0,1005	0,0935	7,0	0,0720	<LD	0,0555	7,5	0,0720	2
Ca	1,7025	1,1650	31,6	0,0220	2,0090	1,6340	18,7	0,0220	—

*LD: valor limite detectável pelo aparelho.

**Lançamento: padrões de valores máximos para lançamento de efluentes determinados pela Resolução CONAMA 357/05.

Na Tabela 6.6 pode-se observar que os valores encontrados de concentrações iniciais de metais do lixiviado foram bem pequenos, indicando uma baixa contaminação do efluente estudado. Nenhum dos valores encontrados excederam os padrões de lançamento de efluentes definidos pelo CONAMA (Resolução 357/05). Destacam-se os bons resultados obtidos para os eletrodos Al aplicados ao lixiviado bruto na remoção de cromo, cálcio e manganês.

Quanto ao tratamento do lixiviado com sal, os valores de remoção em geral foram menores que com o lixiviado bruto quando são comparados os mesmos metais (como Cr, Fe, Mn e Ca). Além disso, a adição de alumínio ao efluente inerente ao tratamento foi maior com a adição de sal. Entretanto, houve melhor desempenho na remoção de Cd e Ni. Nenhum valor excedeu os padrões CONAMA 357/05.

Tabela 6.7: Valores de concentração de metais para o tratamento com eletrodos de grafite e alumínio.

	Lixiviado com sal				Lançamento** (mg/L)
	Bruto (mg/L)	Saída (mg/L)	Remoção G/Al (%)	LD* (mg/L)	
Zn	0,3602	0,2790	22,5	0,0137	5
Pb	<LD	0,0300	—	0,0160	0,5
Cr	<LD	<LD	23,8	0,2120	0,5
Cd	<LD	<LD	—	0,0210	0,2
Al	1,6450	12,2050	—	0,6800	—
Fe	9,6385	7,0430	26,9	0,0970	15
Mn	0,9105	0,5555	39,0	0,0350	1
Cu	<LD	<LD	36,0	0,0530	1
Ni	0,0770	<LD	22,1	0,0720	2
Ca	3,3990	2,0510	39,7	0,0220	—

*LD: valor limite detectável pelo aparelho.

**Lançamento: padrões de valores máximos para lançamento de efluentes determinados pela Resolução CONAMA 357/05.

A Tabela 6.7 apresenta os valores de concentração de metais obtidos apenas com os eletrodos G/Al para o tratamento com adição de sal. Os valores de concentração de metais mostrados indicam que o tratamento do lixiviado bruto com adição de sal foi mais eficiente quando foram utilizados eletrodos de grafite + alumínio do que com apenas eletrodos de alumínio. Quanto ao aumento natural de Al (decorrente do tratamento) ao efluente, esta foi menor quando foram utilizados os eletrodos G/Al. Ressalta-se que, como era de se esperar, a concentração de Al no efluente aumentou em todos os tratamentos.

Desgaste dos eletrodos

A quantificação das perdas de massa dos eletrodos durante o processo eletrolítico é parte integrante da avaliação do desempenho do tratamento aplicado, uma vez que as placas utilizadas sofrem desgastes e têm que ser substituídas em função dessa perda de material. A eletrólise necessária ao tratamento eletrolítico utiliza o material dos eletrodos

como doadores e receptores de íons. Assim, ocorre um desgaste das placas decorrente deste processo ao longo do tratamento aplicado. Os anodos têm a tendência de se decompor, enquanto que nos catodos há uma tendência de acúmulo de material.

Após o término de cada batelada os eletrodos eram lavados e pesados. Nas Figuras 6.8a e 6.8b estão representadas as variações obtidas destes pesos das placas de alumínio no decorrer do tempo de operação do reator eletrolítico.

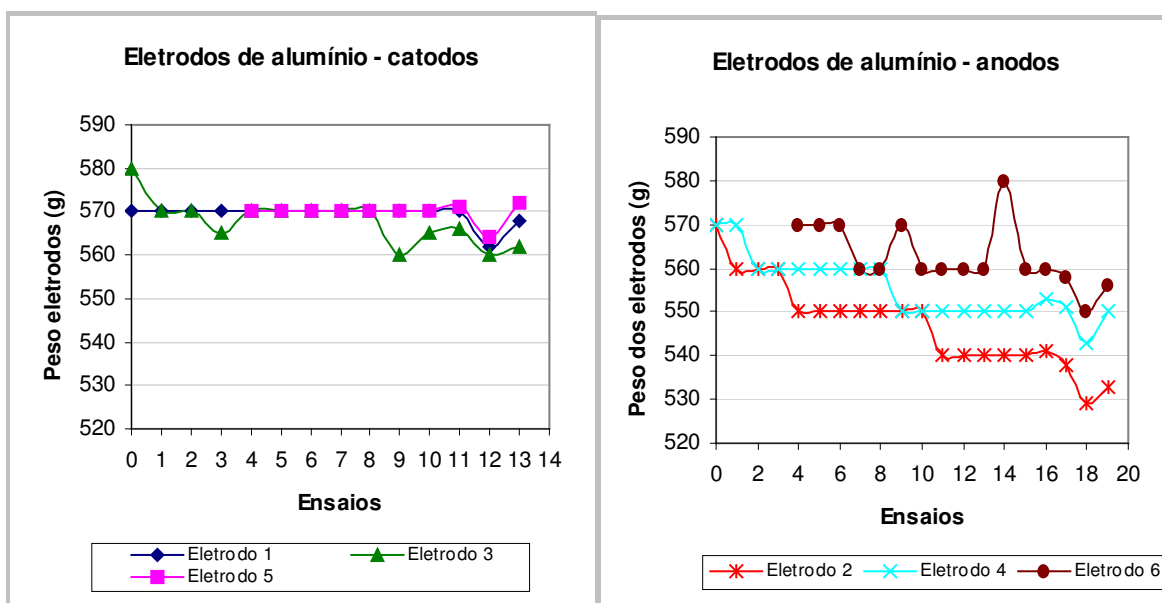


Figura 6.8(a) e (b): Variação dos pesos dos eletrodos de alumínio a cada ensaio realizado.

A variação do peso dos eletrodos de alumínio usados como catodos mostrou-se pequena, permanecendo constante por um bom número de ensaios realizados (Figura 6.8a). Já os anodos tiveram uma diminuição gradativa de suas massas (Figura 6.8b), o que era esperado, uma vez que são os eletrodos que doam elétrons ao sistema. De um modo geral o comportamento do desgaste sofrido foi semelhante entre os eletrodos de mesmo tipo.

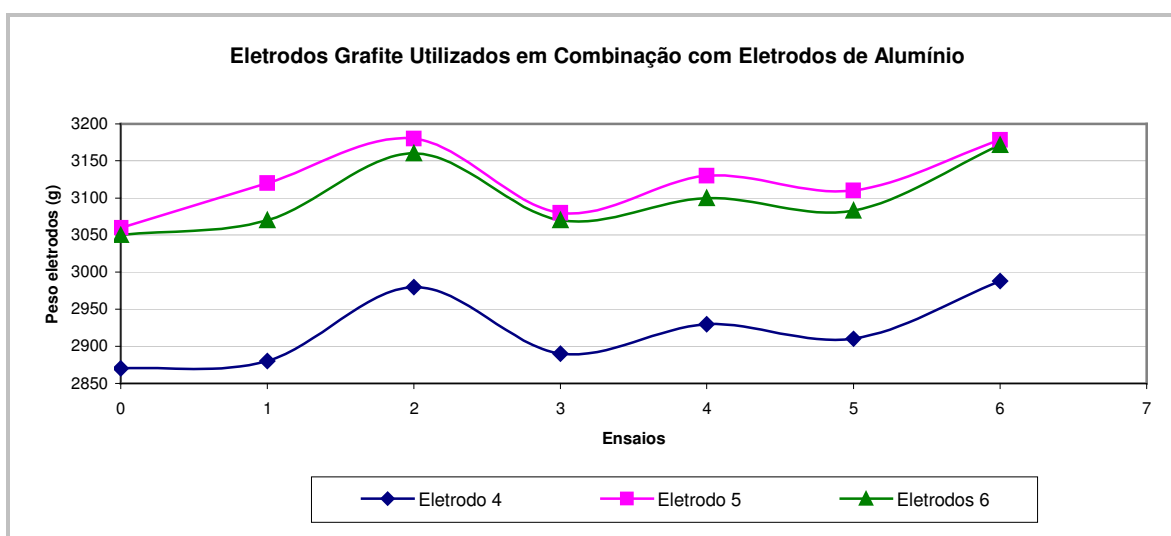
A Tabela 6.8 traz as quantificações dos acúmulos ou desgastes sofridos pelos eletrodos de alumínio, assim como a taxa de desgaste por hora e a diferença percentual dos pesos obtidos.

Tabela 6.8: Quantificação dos acúmulos ou desgastes dos eletrodos de alumínio.

		Peso inicial	Peso final	Nº de ensaios	Acúmulo Total	Acúmulo por peso	Acúmulo por ensaio	Acúmulo percentual por ensaio
		(g)	(g)		(g)	(%)	(g)	(%)
catodos	Eletrodo 1	570	568	13	-2,0	-0,35	-0,15	-0,027
	Eletrodo 3	580	562	13	-18,0	-3,10	-1,38	-0,239
	Eletrodo 5	570	572	10	2,0	0,35	0,20	0,035
anodos	Eletrodo 2	570	533	19	-37,0	-6,49	-1,95	-0,342
	Eletrodo 4	570	550	19	-20,0	-3,51	-1,05	-0,185
	Eletrodo 6	570	556	16	-14,0	-2,46	-0,88	-0,154

Apenas um dos eletrodos de alumínio teve um acúmulo em sua massa após a bateria de ensaios realizados, o Eletrodo 5, que participou do menor número de bateladas e teve um aumento de 0,35% de seu peso total, com uma taxa de 0,035% de acúmulo por hora trabalhada (Tabela 6.8). O Eletrodo 1 teve um desgaste médio de 0,027% por batelada. Já o Eletrodo 3, apesar de ter sido utilizado com o catodo e supostamente ter um desgaste menor que o dos anodos, teve uma diminuição de seu peso superior aos obtidos pelos Eletrodos 4 e 6.

A maior variação da massa das placas foi alcançada pelo Eletrodo 2 (-0,342% do seu peso inicial por hora trabalhada), o que era esperado, uma vez que além de ser um anodo, era o eletrodo que se conectava diretamente com a entrada da fonte alimentadora no circuito elétrico. Na Figura 6.9 são apresentadas as variações dos pesos dos eletrodos de grafite quando trabalhavam em associação com os eletrodos de alumínio.

**Figura 6.9:** Variação dos pesos dos eletrodos de grafite a cada ensaio realizado com a configuração G/Al.

Os comportamentos das variações dos pesos a cada batelada dos três eletrodos apresentados na Figura 6.9 mostraram-se bastante similares entre si. Observa-se também que houve um aumento gradativo dos pesos das placas analisadas.

Na Tabela 6.9 estão apresentados os desempenhos dos eletrodos através da quantificação das variações de peso sofridas por eles.

Tabela 6.9: Quantificação dos acúmulos ou desgastes dos eletrodos de grafite para ensaios com G/Al.

	Peso inicial	Peso final	Nº de ensaios	Acúmulo Total	Acúmulo por peso	Acúmulo por ensaio	Acúmulo por peso por hora
	(g)	(g)		(g)	(%)	(g)	(%)
Eletrodo 4	2870	2988	6	118,0	4,11	19,67	0,69
Eletrodo 5	3060	3178	6	118,0	3,86	19,67	0,64
Eletrodo 6	3050	3171	6	121,0	3,97	20,17	0,66

Os acúmulos percentuais obtidos dos 3 eletrodos em questão foram praticamente iguais, variando de 3,97% a 4,11% no total dos ensaios realizados (Tabela 6.9). A taxa média de acúmulo por hora trabalhada ficou entre 0,64% (Eletrodo 5) e 0,69% (Eletrodo 4).

6.2.2. Tratamento Eletrolítico com Eletrodos de Ferro

Os ensaios realizados do tratamento eletrolítico de lixiviado com as configurações envolvendo eletrodos de ferro (Fe e G/Fe) seguiram os mesmo moldes daqueles apresentados no item 6.2.1 com as configurações de alumínio (Al e G/Al).

O efluente em tratamento com eletrodos Fe e G/Fe também apresentava uma espuma de material flotado, entretanto, esta camada tinha um aspecto menos coeso do que aquelas produzidas com alumínio. Havia também uma maior produção de flocos e em maior dimensão. O material decantado ao final do tratamento também se apresentava em maior quantidade.

Havia uma diferença visualmente percebida entre as configurações Fe e G/Fe durante o tratamento, e era a menor produção de flocos com G/Fe, comparando-se aos ensaios com adição de sal NaCl. Nos ensaios com adição de sal, havia também uma maior produção de resíduos. A menor produção destes resíduos foi notada nos ensaios com lixiviado diluído em 2/3.

A Figura 6.10 ilustra o reator eletrolítico com eletrodos de grafite e ferro em operação.

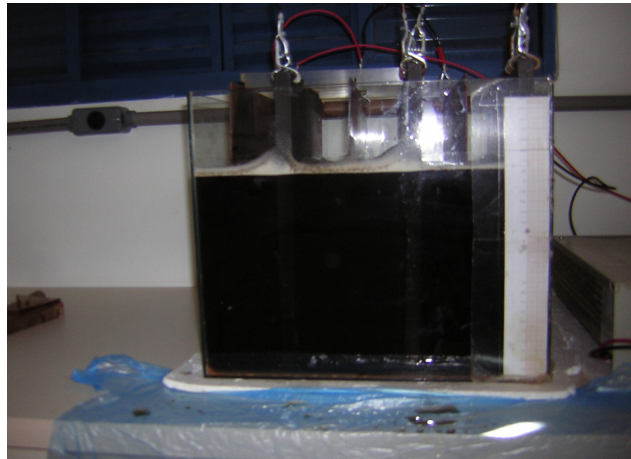


Figura 6.10: Reator eletrolítico com eletrodos de grafite e ferro tratando lixiviado.

Turbidez, pH e Condutividade

As Figuras 6.11a e 6.11b e 6.12a e 6.12b apresentam a variação observada para os valores de turbidez e sólidos suspensos durante o tratamento. Não foram realizadas análises de SST com o lixiviado diluído.

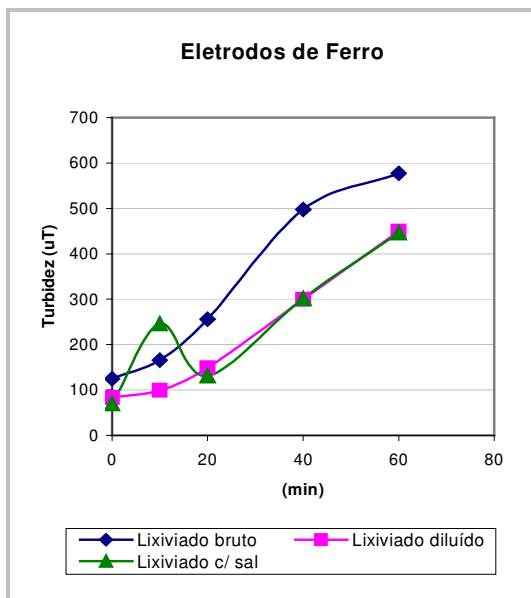


Figura 6.11(a): Valores de turbidez obtidos com eletrodos de ferro.

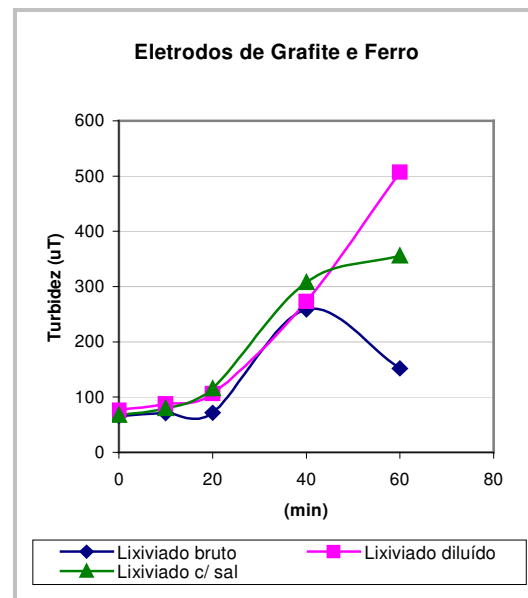


Figura 6.11(b): Valores de turbidez obtidos com eletrodos de grafite e ferro.

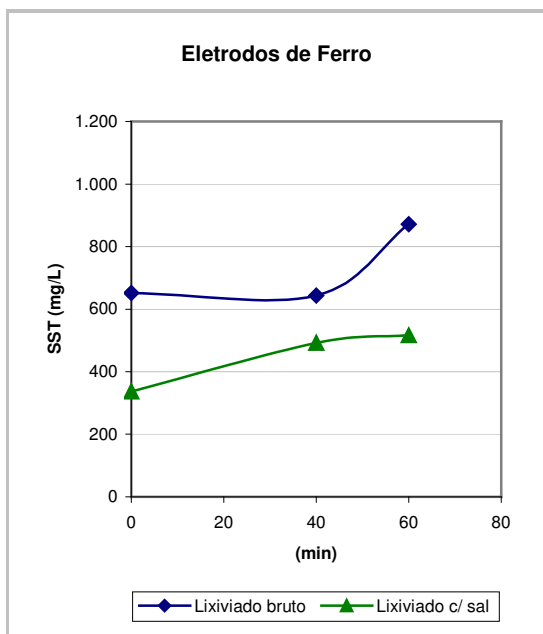


Figura 6.12(a): Valores de turbidez obtidos com eletrodos de ferro.

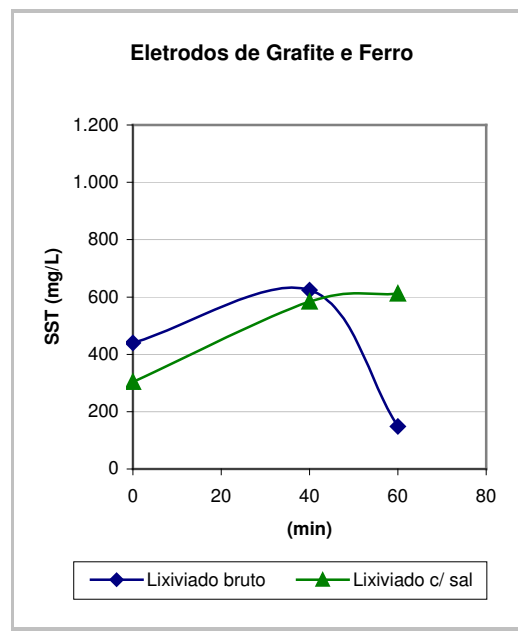


Figura 6.12(b): Valores de turbidez obtidos com eletrodos de grafite e ferro.

Há uma diferença entre o comportamento dos eletrodos de Fe e Al durante o tratamento eletrolítico. Enquanto que as configurações de alumínio produzem flocos menores que tendem a flotar, fazendo com que os valores de turbidez possam até diminuir um pouco durante o processo (Figuras 6.3), os eletrodos de ferro produzem flocos maiores que ficam em suspensão mais tempo que os de alumínio, fazendo com que os valores de turbidez aumentem em até cinco vezes o seu valor inicial (Figura 6.11a). Deste modo, deve ser lembrado que o tratamento proposto deve ser sucedido de um processo físico de separação, como um decantador para a remoção destes flocos que não flotaram durante o processo. Essa mesma consideração, aplica-se ao comportamento da turbidez do efluente às configurações G/Fe e G/Al (Figuras 6.11b e 6.3b).

O comportamento dos sólidos em suspensão (Figuras 6.12) também foi bem similar ao observado com a turbidez, especialmente para o lixiviado bruto. Com a obtenção de uma boa remoção de SST com os eletrodos G/Fe (66,7%).

Já com o lixiviado com sal, nota-se que o aumento da turbidez entre os 40 e 60min é bem mais acentuado que o aumento dos SST. Esta observação leva a crer que, para este tipo de efluente, o aumento da turbidez ao final do tratamento não é somente devido aos flocos formados, mas também ao material dissolvido no efluente decorrente da dissolução do sal.

Os comportamentos do pH e da condutividade do lixiviado em tratamento estão mostrados na Tabelas 6.10 para eletrodos de ferro, e na Tabela 6.11 para eletrodos de ferro e grafite.

Tabela 6.10: Valores obtidos de pH e condutividade para eletrodos de ferro.

Tempo de detenção (min)	Lixiviado bruto		Lixiviado diluído		Lixiviado c/ sal	
	pH	Condutividade (mS/cm)	pH	Condutividade (mS/cm)	pH	Condutividade (mS/cm)
0	8,63	16,50	8,88	7,58	8,50	13,10
10	8,73	16,73	9,04	7,37	8,44	17,35
20	8,80	16,72	9,18	7,29	8,53	18,30
30	8,83	—	9,48	7,31	8,58	19,99
40	8,90	16,11	9,54	7,27	8,62	>20
50	8,91	16,00	9,58	7,29	8,66	>20
60	8,91	15,55	9,65	7,22	8,71	>20

Analisando a Tabela 6.10 percebe-se que os valores de pH do lixiviado sofrem um ligeiro aumento durante o tratamento (de 3% a 8%), sendo que o maior aumento ocorre com o lixiviado diluído.

Quanto à variação da condutividade, há uma grande diferença dos valores obtidos quando são comparados os três tipos de efluente. Diminuindo-se a concentração inicial do lixiviado com a simples adição de água, nota-se uma diminuição dos valores iniciais de condutividade do líquido em questão, que de 11,0mS/cm (bruto), ficou em torno de 7,5 mS/cm (diluído). Já a adição de sal aumentou substancialmente a condutividade fazendo com que alcançasse valores acima de 20mS/cm. Outro ponto sobre o líquido com adição de sal é que, enquanto nas outras configurações há uma diminuição esperada da condutividade durante a batelada, nesse há uma tendência de aumento deste parâmetro.

Tabela 6.11: Valores obtidos de pH e condutividade para eletrodos de ferro e grafite.

Tempo de detenção (min)	Lixiviado bruto		Lixiviado diluído		Lixiviado c/ sal	
	pH	Condutividade (mS/cm)	pH	Condutividade (mS/cm)	pH	Condutividade (mS/cm)
0	9,21	13,37	9,26	7,27	8,60	13,08
10	9,18	14,44	9,39	7,18	8,60	19,52
20	9,23	13,41	9,50	7,30	8,65	>20
30	9,38	13,65	9,58	7,22	8,70	>20
40	9,36	15,11	9,62	7,15	8,74	>20
50	9,35	14,85	9,68	7,07	8,78	>20
60	9,46	15,01	9,74	7,08	8,87	>20

Os valores de pH alcançados com eletrodos G/Fe (Tabela 6.11), comportaram-se de forma semelhante aos de Fe, sofrendo pequenas variações durante o tratamento (de 3% a 5% para os diferentes tipos de lixiviado).

O parâmetro condutividade também se comportou de maneira semelhante quando se compararam as configurações Fe e G/Fe. Observa-se que com os eletrodos G/Fe houve um aumento mais abrupto da condutividade quando foi adicionado sal ao lixiviado (Tabela 6.10).

DQO total, DQO solúvel e COT

Os valores de DQO total obtidos com o tratamento primário do lixiviado com eletrodos de Fe e G/Fe são apresentados nas Figuras 6.13a e 6.13b.

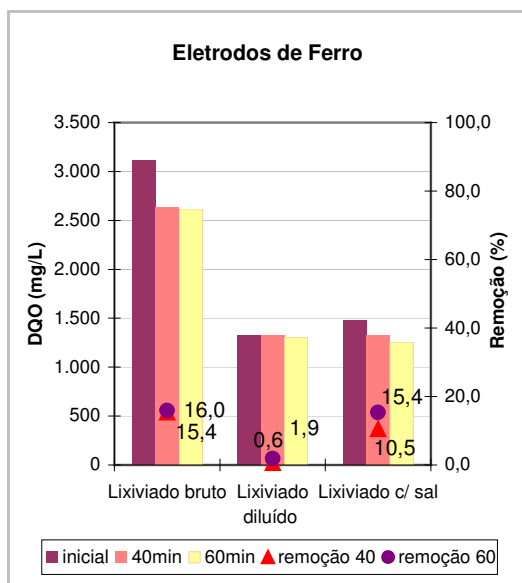


Figura 6.13(a): Valores de DQO total obtidos com eletrodos de ferro.

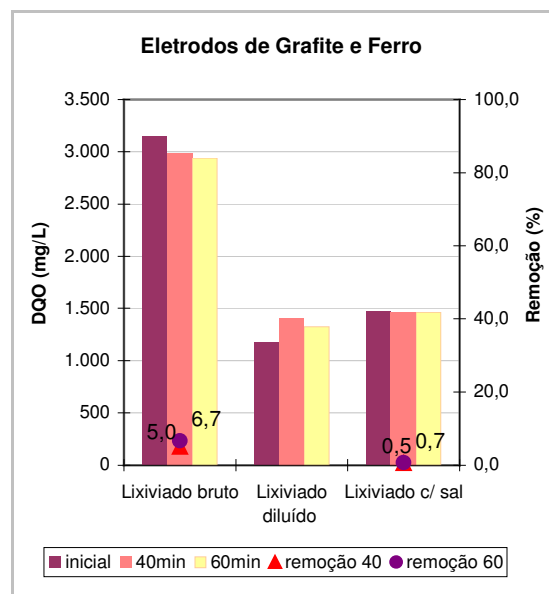


Figura 6.13(b): Valores de DQO total obtidos com eletrodos de grafite e ferro.

Os melhores resultados de remoção de DQO total foram alcançados com eletrodos de ferro tratando lixiviado bruto (Figura 6.13a). E apesar de a concentração inicial de DQO do lixiviado com sal ter sido quase a metade daquela observada no experimento com lixiviado bruto, os ensaios com adição de sal tiveram um desempenho semelhante aos com eletrodos de ferro.

A diluição do efluente não se mostrou eficiente com eletrodos de ferro (Fe e G/Fe), não foi obtida eficiência de remoção de DQO total significativa (menor que 2%), tanto para a configuração Fe como para a G/Fe.

A adição de sal não contribuiu de maneira expressiva ao tratamento, pelo menos ao que diz respeito à remoção de DQO total (Figuras 6.13). O experimento com eletrodos G/Fe não se mostrou eficiente e não acompanhou o desempenho dos eletrodos Fe.

A seguir nas Figuras 6.14a e 6.14b são mostrados os resultados de eficiência de remoção de DQO solúvel. As amostras para o tratamento com lixiviado diluído não foram analisadas.

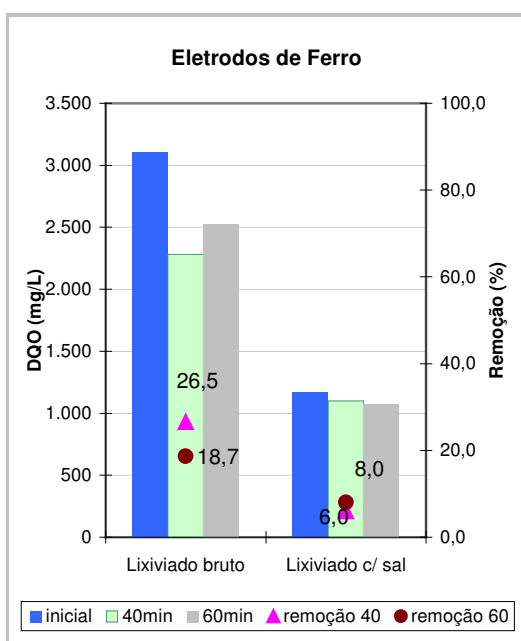


Figura 6.14(a): Valores de DQO solúvel obtidos com eletrodos de ferro.

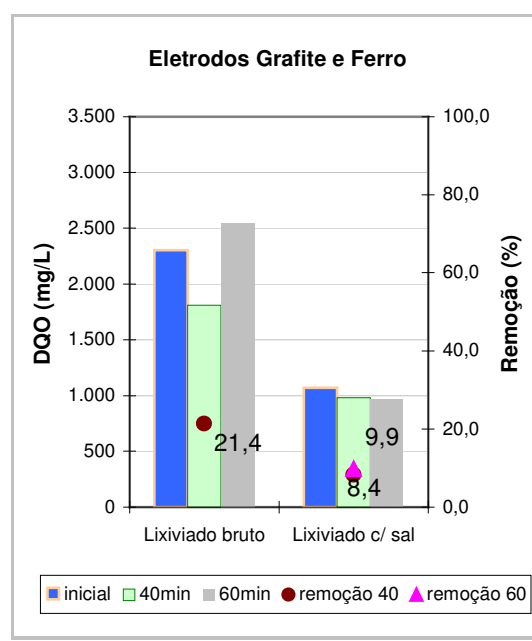


Figura 6.14(b): Valores de DQO solúvel obtidos com eletrodos de grafite e ferro.

Analisando as Figuras 6.14a e 6.14b, observa-se que os resultados do tratamento aplicado ao lixiviado bruto obtiveram melhores resultados aos 40min de tratamento que ao final da batelada (60min), sendo que no caso dos eletrodos G/Fe não houve eficiência ao final do tratamento.

Apesar da não eficiência de remoção de DQO total observada para lixiviado com sal e eletrodos G/Fe (Figura 6.13b), os valores de remoção de DQO solúvel obtidos chegaram a quase 10% para este mesmo ensaio e tiveram um desempenho semelhante aos valores encontrados com eletrodos Fe (Figuras 6.14).

De um modo geral os valores obtidos de DQO solúvel com as configurações de Fe e G/Fe mostraram uma maior eficiência do tratamento com estes eletrodos do que com os eletrodos Al e G/Al (Figuras 6.6).

Os resultados das análises de COT para esse tratamento são apresentados nas Figuras 6.15a e 6.15b.

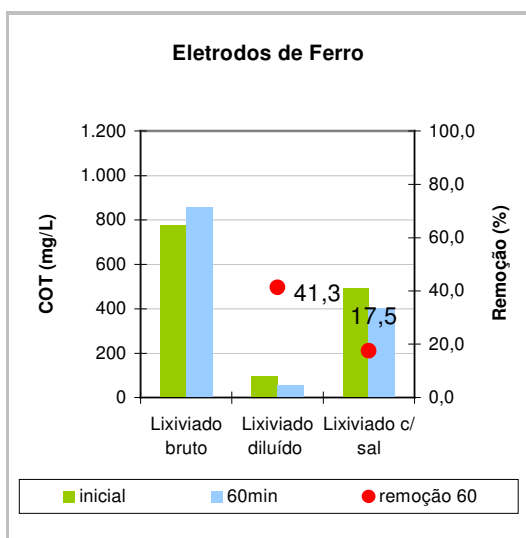


Figura 6.15(a): Valores de COT obtidos com eletrodos de ferro.

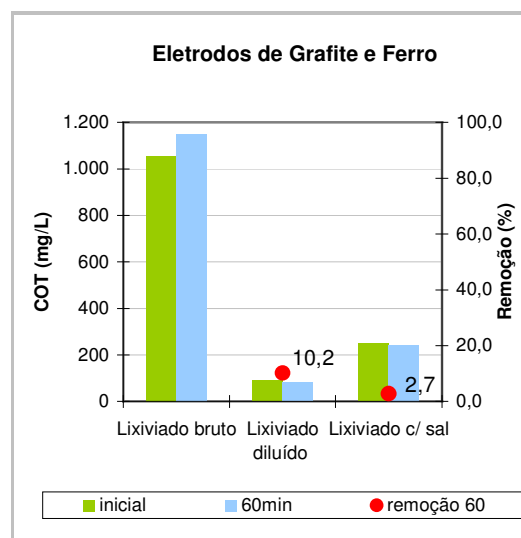


Figura 6.15(b): Gráfico com valores de COT obtidos com eletrodos de grafite e ferro.

Para o parâmetro COT, os eletrodos Fe e G/Fe obtiveram os melhores resultados com o efluente diluído, chegando a 41% para Fe (Figuras 6.15a e 6.15b). Este comportamento foi praticamente contrário àquele avaliado quanto a DQO total (Figuras 6.13a e 6.13b). Esta observação pode indicar que a diluição do efluente pode auxiliar na depuração de compostos orgânicos, mas dificulta a de compostos inorgânicos quando se realiza o tratamento eletrolítico com eletrodos de ferro. Quanto ao tratamento aplicado ao lixiviado com sal, não foi obtida eficiência significativa de COT para G/Fe (2,7%).

Amônia, Fosfatos e Cloretos

Os valores obtidos de nitrogênio amoniacal, fosfatos e cloretos com as configurações Fe e G/Fe são apresentados nas Tabelas 6.12 e 6.13, respectivamente.

Tabela 6.12: Valores obtidos de nitrogênio amoniacal, fosfatos e cloretos para eletrodos de ferro.

Tempo de Detenção (min)	Lixiviado bruto			Lixiviado diluído			Lixiviado com sal		
	Amônia (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Cloretos (mg/L)	Amônia (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Cloretos (mg/L)	Amônia (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Cloretos (mg/L)
0	1.365	28,0	3.976	475	N.A.	N.A.	688	35,3	1.562
40	1.263	30,8	2.698	450	N.A.	N.A.	625	24,0	5.396
60	1.190	39,6	2.982	490	N.A.	N.A.	680	23,7	4.970
remoção (%)	12,8	—	25,0	—	N.A.	N.A.	1,1	32,9	—

OBS. N.A.: não analisado

A remoção de amônia não foi bem sucedida com o tratamento do lixiviado diluído e do lixiviado com sal ficando abaixo dos 1,1% (Tabela 6.12 e 6.13). Os melhores desempenhos de remoção foram obtidos com lixiviado bruto com 12% com Fe e 23% com G/Fe.

A adição de sal ao lixiviado auxiliou na remoção de fosfatos no tratamento com Fe, alcançando 32%, e com G/Fe, com 57% (Tabela 6.13). Já para o lixiviado bruto não houve remoção deste parâmetro com nenhuma das configurações de eletrodos mencionadas.

Tabela 6.13: Valores obtidos de nitrogênio amoniacal, fosfatos e cloretos para eletrodos de grafite e ferro.

Tempo de Detenção (min)	Lixiviado bruto			Lixiviado diluído			Lixiviado com sal		
	Amônia (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Cloretos (mg/L)	Amônia (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Cloretos (mg/L)	Amônia (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Cloretos (mg/L)
0	1.173	9,0	3.408	393	N.A.	N.A.	1.488	35,1	1.917
40	1.278	14,7	3.266	428	N.A.	N.A.	1.221	29,4	6.248
60	1.285	11,6	3.266	429	N.A.	N.A.	1.135	14,9	6.177
remoção (%)	—	—	4,2	—	N.A.	N.A.	23,7	57,5	—

OBS. N.A.: não analisado

Quanto aos cloretos, foi obtido um melhor desempenho do tratamento proposto com lixiviado bruto e eletrodos Fe (25%), que pode ser verificado na Tabela 6.13.

Já uma análise do comportamento do cloreto total com a adição de NaCl mostrou que para os eletrodos Fe e G/Fe houve um aumento acima de 200% neste parâmetro durante o tratamento.

Metais

Na Tabela 6.14 estão mostrados valores obtidos de concentração de metais encontrados antes e após o tratamento com os eletrodos de ferro.

Tabela 6.14: Valores de concentração de metais analisada para o tratamento com eletrodos de ferro.

	Lixiviado bruto				Lançamento** (mg/L)
	Bruto (mg/L)	Saída (mg/L)	Remoção (%)	LD* (mg/L)	
Zn	0,3937	0,3022	23,2	0,0133	5
Pb	<LD	<LD	—	0,2600	0,5
Cr	0,2435	0,2685	—	0,1670	0,5
Cd	<LD	<LD	—	0,0210	0,2
Al	4,5500	1,8700	58,9	0,6700	—
Fe	9,4890	<u>254,860</u>	—	0,0770	15,0
Mn	0,7040	<u>1,6880</u>	—	0,1670	1
Cu	<LD	0,0530	—	0,0492	1
Ni	<LD	0,0925	—	0,0720	2
Ca	1,1295	1,0080	10,8	0,0220	—

*LD: valor limite detectável pelo aparelho.

**Lançamento: padrões de valores máximos para lançamento de efluentes determinados pela Resolução CONAMA 357/05.

Pode-se observar na Tabela 6.14 que praticamente todos os valores encontrados não excederam os padrões de lançamento de efluentes definidos pelo CONAMA (Resolução 357/05), com exceção dos valores de concentração de ferro ao final do tratamento eletrolítico com eletrodos deste mesmo material, e para os valores de manganês obtidos também com eletrodos de ferro (valores sublinhados). Destacam-se ainda os bons resultados obtidos pelos eletrodos de ferro na remoção de alumínio.

Desgaste dos eletrodos

O desgaste ocorrido nas placas de ferro está apresentado nas Figuras 6.16a e 6.16b através da variação de peso dos eletrodos avaliada a cada ensaio do tratamento eletrolítico. Esta análise foi realizada sem se levar em consideração os diferentes tipos de efluente utilizados no tratamento eletrolítico primário (bruto, diluído ou com sal).

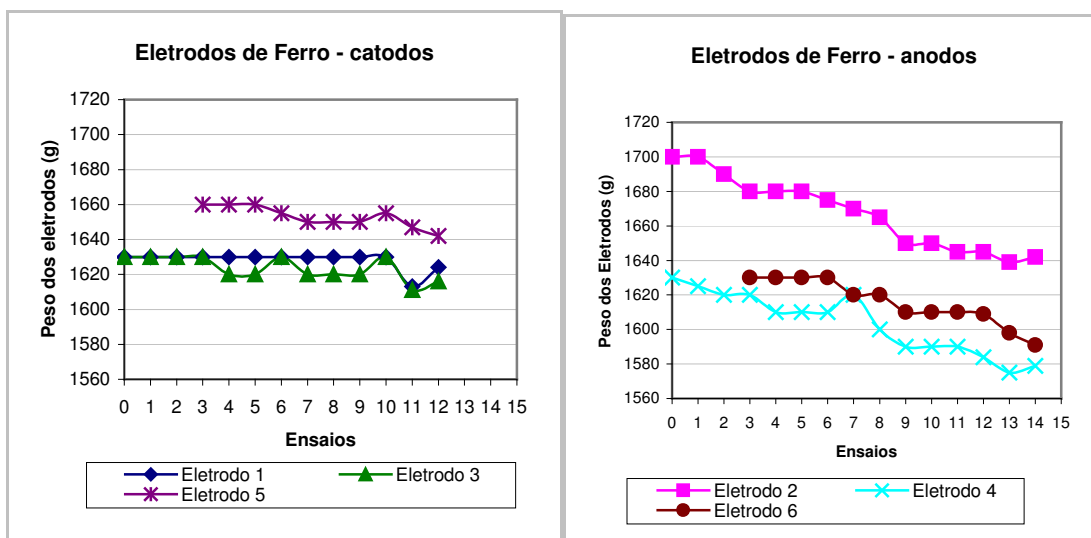


Figura 6.16(a) e (b): Variação dos pesos dos eletrodos de ferro a cada ensaio realizado.

Na Figura 6.16a nota-se que a variação dos pesos dos eletrodos utilizados como catodos (1, 3 e 5), ou seja, que recebem elétrons, foi pequena, mantendo-se praticamente constante. Não há um acúmulo significativo devido à lavagem das placas ao final do tratamento com o objetivo de se retirar, superficialmente, o material aderido das placas.

Já na Figura 6.16b, onde estão representados os anodos, eletrodos que doam elétrons, há uma queda significativa do peso das placas. Nota-se ainda que ao se comparar os mesmos tipos de eletrodos separadamente, os três anodos comportaram-se de maneira similar entre si, assim como os 3 catodos. Na Tabela 6.15 estão apresentados e quantificados a variação de peso total dos eletrodos e o acúmulo (valores positivos) ou desgaste (negativos) total, por peso e por hora trabalhada.

Tabela 6.15: Quantificação dos acúmulos ou desgastes dos eletrodos de ferro.

		Peso inicial	Peso final	Nº de ensaios	Acúmulo Total	Acúmulo por peso	Acúmulo por ensaio	Acúmulo percentual por ensaio
		(g)	(g)		(g)	(%)	(g)	(%)
catodos	Eletrodo 1	1630	1624	12	-6,0	-0,37	-0,50	-0,031
	Eletrodo 3	1630	1616	12	-14,0	-0,86	-1,17	-0,072
	Eletrodo 5	1660	1642	10	-18,0	-1,08	-1,80	-0,108
anodos	Eletrodo 2	1700	1642	14	-58,0	-3,41	-4,14	-0,244
	Eletrodo 4	1630	1579	14	-51,0	-3,13	-3,64	-0,223
	Eletrodo 6	1630	1591	12	-39,0	-2,39	-3,25	-0,199

Na Tabela 6.15 nota-se que todos os eletrodos sofreram desgaste de seu material durante os ensaios realizados. Mesmo nos catodos que sendo receptores de elétrons teoricamente deveria haver acúmulos em sua massa inicial, pois o ferro é um material que se oxida bem facilmente, fazendo com que haja perda de material. As porcentagens de desgaste destas placas chegaram em média a 0,108% por hora trabalhada. Já os anodos sofreram uma perda de material considerável, com um desgaste bem maior que os catodos, como esperado, chegando a uma taxa média de perda de 0,244% por ensaio.

A Figura 6.17 apresenta a variação dos eletrodos de grafite que foram utilizados no tratamento com a configuração grafite e ferro.

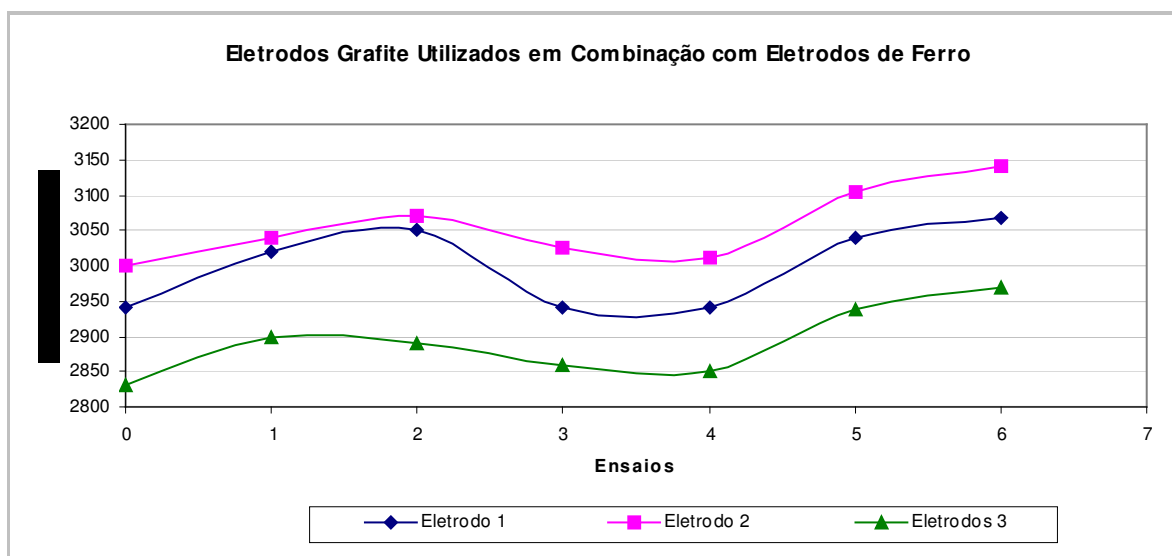


Figura 6.17: Variação dos pesos dos eletrodos de grafite a cada ensaio realizado com a configuração G/Fe.

Os eletrodos de grafite eram sempre utilizados como catodos, e os de ferro, por serem eletrodos ativos, eram utilizados como anodos. Sendo assim, nota-se na Figura 6.17 que houve um aumento nos pesos das placas, durante os ensaios. Além disso, os três eletrodos tiveram um comportamento praticamente idêntico quanto à variação de seus pesos. A Tabela 6.16 quantifica a variação ocorrida nas placas de grafite.

Tabela 6.16: Quantificação dos acúmulos ou desgastes dos eletrodos de grafite para ensaios com G/Fe.

	Peso inicial	Peso final	Nº de ensaios	Acúmulo Total	Acúmulo por peso	Acúmulo por ensaio	Acúmulo por peso por hora
	(g)	(g)		(g)	(%)	(g)	(%)
Eletrodo 1	2940	3068	6	128,0	4,35	21,33	0,73
Eletrodo 2	3000	3141	6	141,0	4,70	23,50	0,78
Eletrodo 3	2830	2970	6	140,0	4,95	23,33	0,82

Como dito anteriormente, houve acúmulo de materiais em todos os 3 eletrodos de grafite. A variação do peso ficou em torno de 4% do peso inicial das placas, com uma média de 0,78% de acréscimo por hora trabalhada (Tabela 6.16). Pode-se observar também que a porcentagem de acúmulo obtida variou conforme a posição das placas ligadas ao circuito elétrico, ficando com um acúmulo maior a placa (3) ligada ao terminal da fonte alimentadora e com menor acúmulo a mais distante (1).

6.3. RESULTADOS DA SEGUNDA ETAPA: PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE SISTEMA DE LAGOAS RECEBENDO LIXIVIADOS

Como alternativa e proposta de combinação de tratamentos físico-químicos e biológicos, para a otimização do tratamento de lixiviados provenientes de aterros sanitários, o processo eletrolítico foi testado também como pós-tratamento de efluente de uma série de lagoas de estabilização que recebia lixiviados.

Para tanto, foram realizadas análises com um reator eletrolítico em modo batelada e testadas as mesmas quatro diferentes configurações de eletrodos utilizadas no tratamento eletrolítico primário.

Nas Figuras 6.18a e 6.18b pode-se observar o reator eletrolítico tratando efluente das lagoas de estabilização e com eletrodos de alumínio.

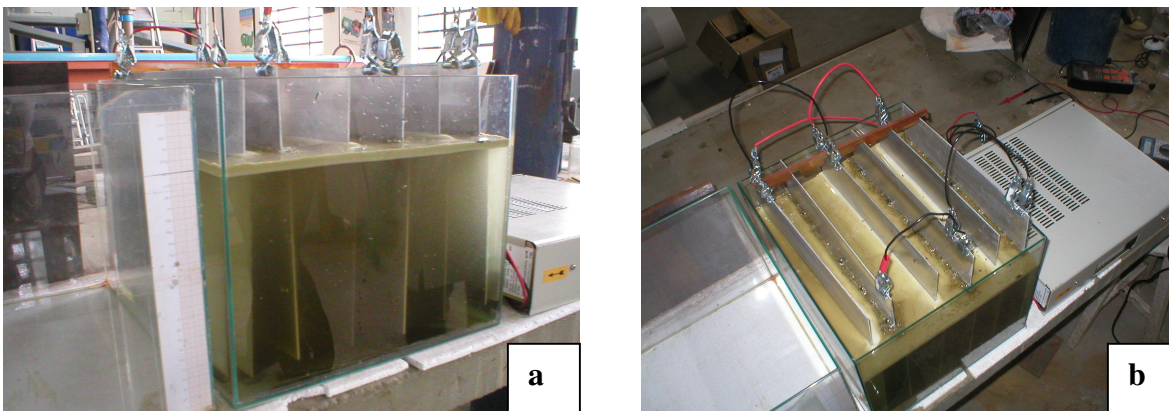


Figura 6.18(a) e (b): Reator eletrolítico com eletrodos de alumínio tratando efluente das lagoas de estabilização.

Turbidez, SST, Cor, pH e Condutividade

Os valores de turbidez e de sólidos suspensos totais obtidos durante o tratamento estão representados nas Figuras 6.19(a) e 6.19(b), respectivamente.

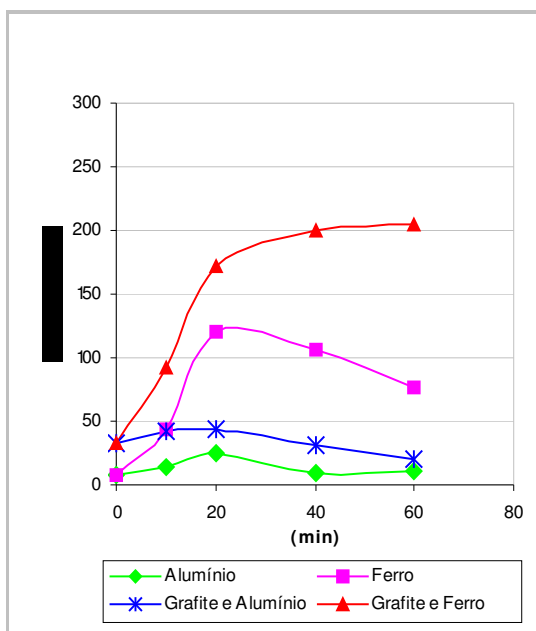


Figura 6.19(a): Valores de turbidez para o pós-tratamento de lagoas de estabilização.

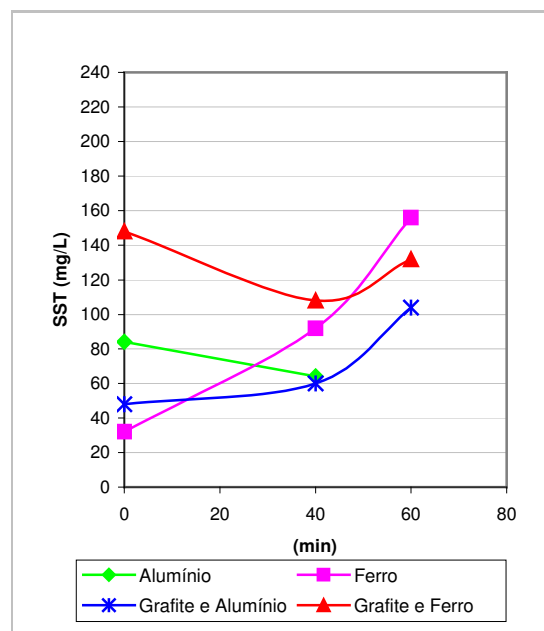


Figura 6.19(b): Valores de SST para o pós-tratamento de lagoas de estabilização.

A variação da turbidez durante o tratamento (Figura 6.19a) mostrou-se com comportamentos diferenciados para as diferentes configurações. Para eletrodos de alumínio, a turbidez aumentou durante o processo, mas ao final os valores caíram e ao final ficou pouco acima do inicial. Com eletrodos G/Al, houve uma remoção de turbidez de

32%. Já com eletrodos Fe e G/Fe houve um aumento bastante acentuado deste parâmetro.

Ao analisar a Figura 6.19(b), observa-se um aumento dos valores de sólidos suspensos acima de 100% para as configurações Fe e G/Al e uma diminuição (de 12%) alcançada com eletrodos G/Fe. Os eletrodos Al também apresentaram uma tendência de queda dos SST ao longo do tratamento.

Com o efluente das lagoas de estabilização, foram realizadas análises de cor verdadeira para os eletrodos G/Al e G/Fe. Os resultados obtidos foram bastante promissores, com diminuição de 249 uC para 29 uC (88,3%) para G/Al, e de 266 uC para 40 uC (84,9%) para eletrodos G/Fe.

A Figura 6.20 exemplifica a diferença visual e de formação de flocos em suspensão no líquido tratado com eletrodos de alumínio (à esquerda), e com eletrodos de ferro (à direita). Observa-se que no efluente tratado com alumínio praticamente não há material decantado no Cone Imhoff após 1 hora. Já no tratado com ferro, há uma quantidade significativa de material decantado e nota-se também que há outra quantidade de flocos ainda em suspensão a serem decantados.



Figura 6.20: Cones de Imhoff com efluentes do pós-tratamento eletrolítico com eletrodos de alumínio (à esquerda) e com ferro (à direita).

A variação dos valores de pH e condutividade durante o tratamento para cada configuração testada pode ser analisada através da Tabela 6.17.

Tabela 6.17: Valores de pH e condutividade obtidos com o pós-tratamento de efluente de lagoas.

Tempo de detenção (min)	Alumínio		Ferro		Grafite e Alumínio		Grafite e Ferro	
	pH	Condutividade (mS/cm)	pH	Condutividade (mS/cm)	pH	Condutividade (mS/cm)	pH	Condutividade (mS/cm)
0	8,11	0,43	7,89	0,46	8,21	0,43	8,34	0,33
10	8,82	0,70	9,96	0,32	8,81	1,10	9,17	0,33
20	8,78	0,65	10,00	0,43	8,94	0,57	9,79	0,38
30	9,14	0,65	10,13	0,40	8,93	0,49	10,18	0,43
40	9,20	0,67	10,55	0,55	9,14	0,72	10,40	0,24
50	9,28	0,82	10,80	0,24	9,12	0,74	10,59	0,24
60	9,25	0,52	10,81	0,42	9,21	0,59	10,61	0,18

O pH inicial do efluente mostrou-se com valores em torno de 8,0 e variando ao longo do processo até 9,3 para eletrodos Al e G/Al e até 10,8 para Fe e G/Fe (Tabela 6.17). A grande variação destes valores ocorrida durante o tratamento pode indicar um melhor desempenho do tratamento aplicado ao efluente das lagoas que àquele observado para o tratamento primário, uma vez que a variação do pH obtida tratando-se lixiviado bruto foi muito pequena e sua eficiência obteve um baixo aproveitamento em geral.

Os valores de condutividade obtidos foram bem abaixo daqueles com o lixiviado bruto e suas variações, ficando com valores abaixo de 0,5mS/cm para todas as configurações. Estes baixos valores refletem a qualidade do efluente utilizado para o pós-tratamento.

DQO total, DQO solúvel e COT

Na Figura 6.21 estão apresentados os valores de concentração de DQO total obtidos assim como as remoções alcançadas pelo reator eletrolítico em cada uma das quatro configurações de eletrodos testadas.

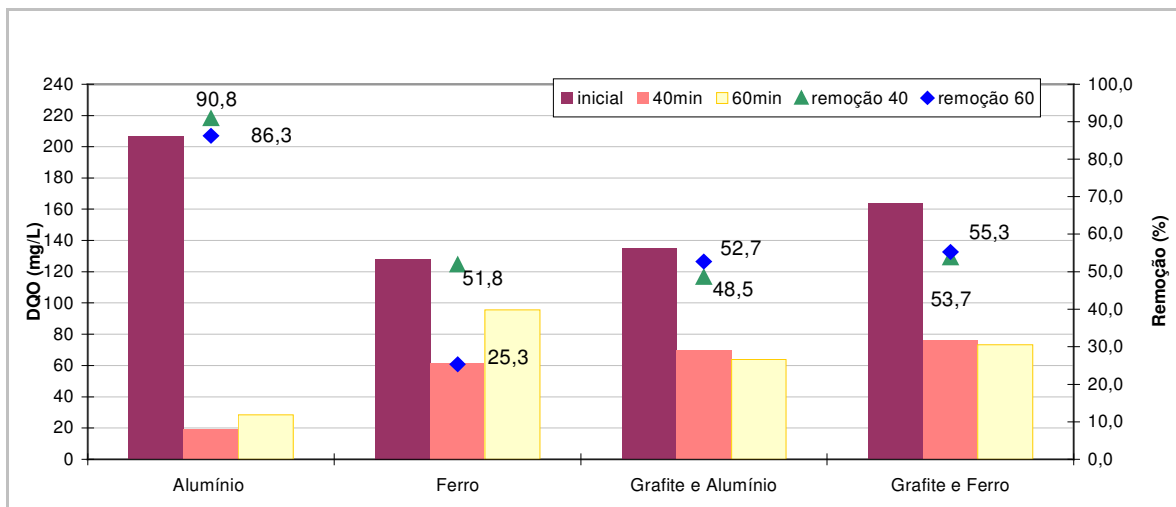


Figura 6.21: Valores de DQO total para o pós-tratamento de efluente de lagoas de estabilização.

O tratamento proposto obteve bons resultados para praticamente todas as configurações testadas, especialmente para Al alcançando 86,3% aos 60min (Figura 6.21). O baixo valor de remoção para os eletrodos Fe aqui mostrado (25,3%) foi obtido ao final da batelada no ponto 60min; entretanto, o valor obtido para 40min foi de (52,0%), ou seja, o tempo de detenção desta configuração pode ser diminuído a fim de otimizar o sistema e ainda por cima economizar energia. A eficiência conseguida com G/Al e G/Fe foi de 52,7% e 55,3%, respectivamente, concluindo-se que os resultados para DQO total foram bastante satisfatórios.

Os valores de DQO solúvel obtidos são apresentados na Figura 6.22. Para este parâmetro não foi analisada a configuração G/Fe.

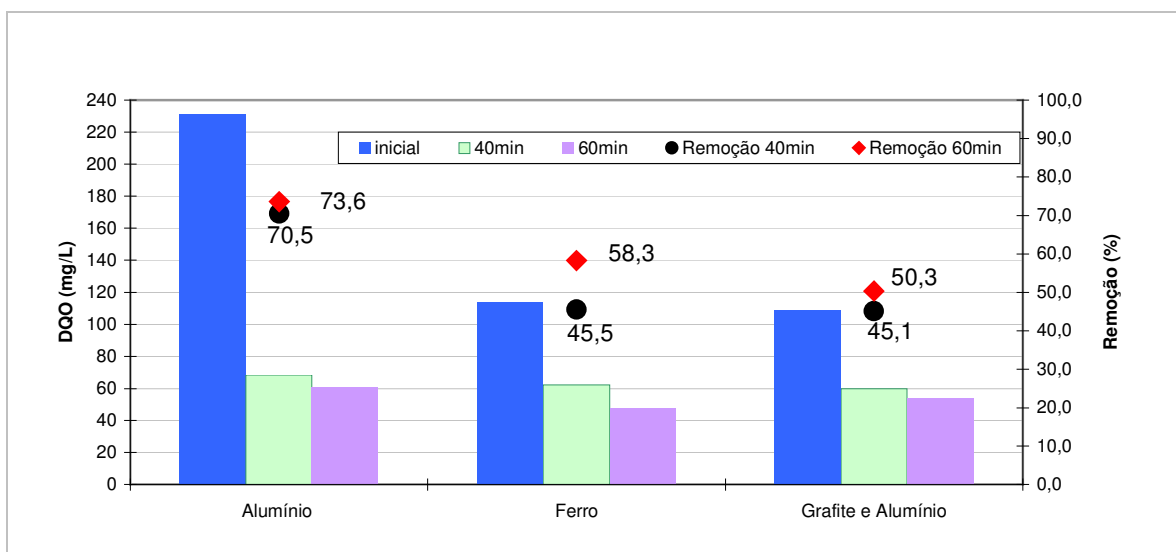


Figura 6.22: Valores de DQO solúvel para o pós-tratamento de efluente de lagoas de estabilização.

O desempenho do tratamento proposto quanto à DQO solúvel acompanhou àquele obtido para a DQO total. Nota-se que os valores obtidos com eletrodos de alumínio de DQO total foram menores que os de DQO solúvel, indicando um possível erro experimental; os valores de concentração inicial estão dentro da faixa de desvio padrões, uma vez que tais valores são uma média aritmética de valores de amostras em duplicata; quanto aos valores finais (aos 40 e 60 minutos), houve uma diferença considerável entre esses dois parâmetros. Apesar disso, considerando-se o resultado mais desfavorável, o de DQO solúvel, ainda temos um resultado bastante promissor com a remoção de 73,6%. Houve uma pequena melhora nos resultados obtidos com Fe, provavelmente devido ao processo de filtragem das amostras para determinação da DQO solúvel para posterior análise, uma vez que já foi mencionada a grande quantidade de material em suspensão característica do efluente tratado com este tipo de eletrodo (Figura 6.22).

A Figura 6.23 mostra os valores obtidos de COT ao final do tratamento analisado.

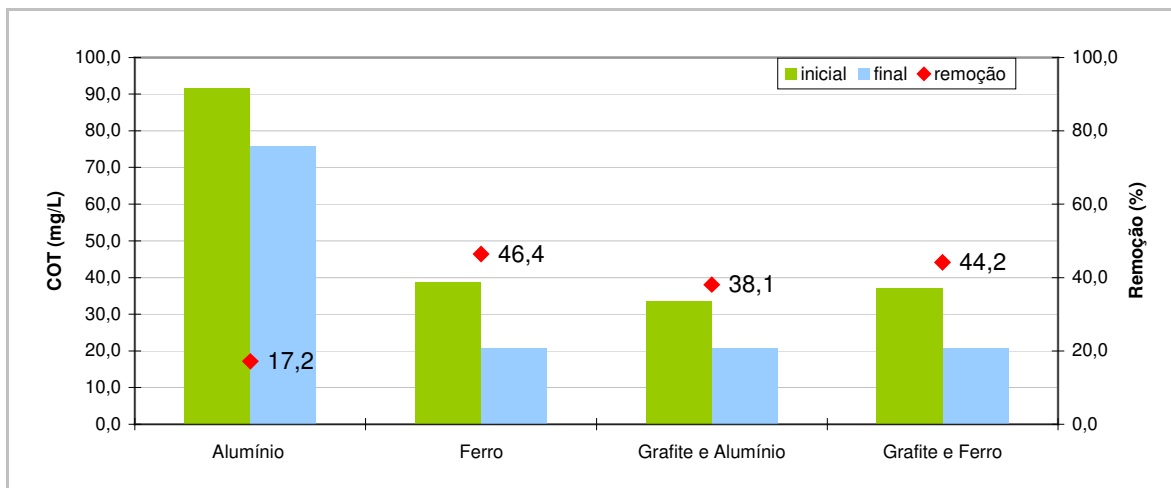


Figura 6.23: Valores de COT para o pós-tratamento de efluente de lagoas de estabilização.

Ao analisar a Figura 6.23, nota-se baixo desempenho alcançado para valores de COT para o tratamento com eletrodos Al (17%). Este valor é ainda mais evidenciado quando comparado à eficiência de remoção de DQO total para esta configuração (Figura 6.21), mostrando uma tendência dos eletrodos Al de remoção de compostos inorgânicos aos orgânicos. Contudo, vale ressaltar que o valor inicial de COT obtido no ensaio com Al era pelo menos duas vezes maior que o das outras configurações.

Os melhores desempenhos na remoção de COT foram alcançados com os eletrodos Fe e G/Fe (em torno de 45%).

Amônia, Fosfatos e Cloretos

Na Figura 6.24 estão representados os valores de nitrogênio amoniacal obtidos com o tratamento proposto.

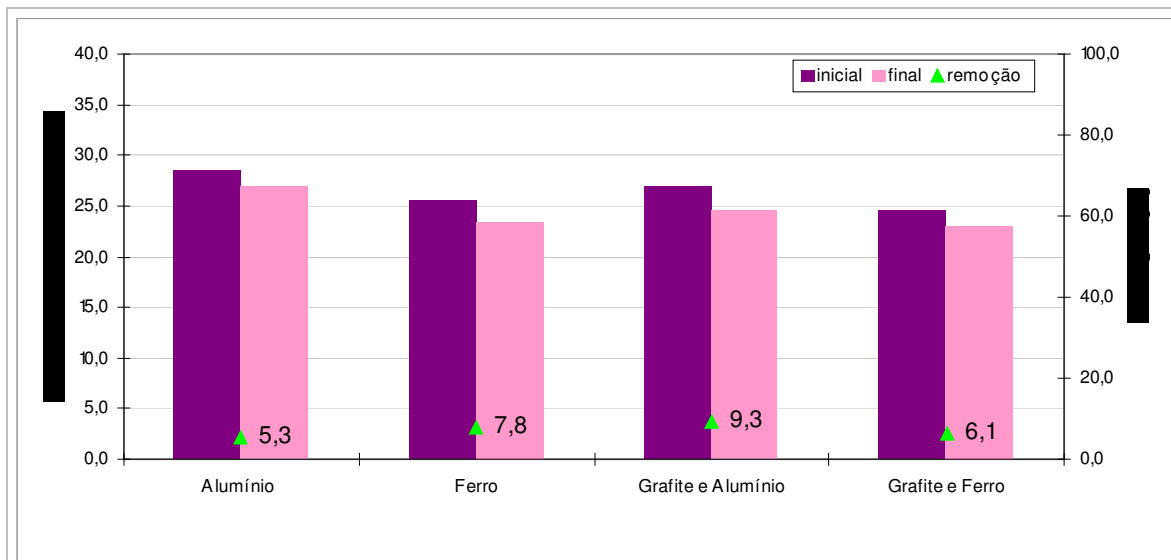


Figura 6.24: Valores de nitrogênio amoniacal para o pós-tratamento de efluente de lagoas de estabilização.

A remoção de amônia obtida foi baixa, apesar dos baixos valores iniciais do efluente testado, comparando-se com o efluente bruto antes do sistema de lagoas, onde a média das concentrações de amônia era de 1.335 mg/L, e do bom desempenho do tratamento quanto a outros parâmetros de qualidade analisados. Os valores obtidos ficaram entre 5,3% para Al e 9,3% para G/Al (Figura 6.2).

A Tabela 6.18 apresenta os valores obtidos de fosfatos e cloretos durante o tratamento com as quatro diferentes configurações testadas.

Tabela 6.18: Valores obtidos de fosfatos e cloretos para o pós-tratamento de efluente de lagoas de estabilização.

Tempo de Detenção (min)	Alumínio		Ferro		Grafite e Alumínio		Grafite e Ferro	
	Fosfatos (mg/L)	Cloretos (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Cloretos (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Cloretos (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Cloretos (mg/L)
0	0,35	213	0,33	389	0,76	642	0,55	1.111
40	0,00	213	0,00	337	0,00	592	0,00	856
60	0,00	142	0,00	523	0,00	284	0,00	1.421
remoção 40min (%)	100	—	100	13,4	100	7,8	100	22,9
remoção final (%)	100	33,3	100	—	100	55,8	100	—

Para fosfatos foram obtidas remoções de 100% para todas as configurações. Entretanto, os valores iniciais encontrados já eram bastante pequenos ($\leq 0,76$ mg/L), o que não representa necessariamente uma boa eficiência do tratamento para este parâmetro.

Nota-se na Tabela 6.18 que a eficiência de remoção de cloretos obteve um melhor desempenho com as configurações de alumínio, com 33% para os eletrodos Al e 55% para G/Al. Já as configurações de ferro obtiveram valores positivos somente aos 40min (com 13,4% para Fe e 22,9% para G/Fe), piorando seus desempenhos aos 60min.

Metais

A Tabela 6.19 mostra resultados de concentrações e eficiência de remoção de metais para o pós-tratamento eletrolítico com eletrodos Fe e Al. Nota-se nesta tabela que apenas os valores de Fe (para eletrodos de Fe) ficaram acima dos padrões CONAMA (Resolução 357/05), tendo as outras concentrações valores bem abaixo destes padrões. Para o valor de Cr, na prática não se pode considerar como acima do recomendado, pois este ficou abaixo do limite de leitura do aparelho. Destaca-se a eficiência de remoção dos eletrodos de Al para os seguintes metais: Fe e Ca.

Tabela 6.19: Valores de concentração de metais para o pós-tratamento de efluente de lagoas de estabilização.

	Bruto (mg/L)	Eletrodos Al (mg/L)	Eletrodos Fe (mg/L)	Remoção Al (%)	Remoção Fe (%)	LD* (mg/L)	Lançamento** (mg/L)
Zn	<LD	<LD	<LD	—		0,0244	5
Pb	<LD	0,0300	<LD	—	100,0	0,2600	0,5
Cr	<LD	0,5045 <LD	<LD	—	—	0,6900	0,5
Cd	<LD	<LD	0,0310	8,0	—	0,0300	0,2
Al	<LD	30,5100	<LD	—	—	0,6700	—
Fe	1,1020	0,6425	80,4050	41,7	—	0,1210	15
Mn	0,0445	<LD	0,3575	100,0	—	0,0320	1
Cu	<LD	<LD	<LD	25,7	27,0	0,0500	1
Ni	<LD	<LD	<LD	50,0	38,0	0,0730	2
Ca	1,3350	0,0500	0,2390	96,3	82,1	0,0220	—

*LD: valor limite detectável pelo aparelho.

**Lançamento: padrões de valores máximos para lançamento de efluentes determinados pela Resolução CONAMA 357/05.

6.4. RESULTADOS DA TERCEIRA ETAPA: PÓS-TRATAMENTO ELETROLÍTICO EM MODO CONTÍNUO

Após a realização dos ensaios com o reator eletrolítico em batelada, e a análise dos resultados obtidos com as diversas configurações e tipos de efluentes propostos, foi tomada a decisão de utilizar o processo eletrolítico como pós-tratamento das lagoas de estabilização e que a operação do reator em modo contínuo seria realizada com duas configurações diferentes: com 6 eletrodos de ferro e com 6 de alumínio.

A escolha do tipo de efluente deu-se devido aos bons resultados obtidos quando o tratamento eletrolítico foi aplicado ao efluente das lagoas (item 6.3), mostrando um melhor desempenho do tratamento aplicado a este efluente do que o testado como tratamento primário do lixiviado.

Apenas as configurações sem os eletrodos de grafite (Al e Fe) foram utilizadas nesta etapa. As configurações G/Al e G/Fe obtiveram resultados de eficiência em geral abaixo ou então semelhantes aos obtidos com alumínio e ferro. Desse modo, escolheu-se a não utilização dos eletrodos de grafite devido ao seu alto custo de mercado e em favor da simplificação do processo eletrolítico a ser aplicado.

Para cada configuração proposta, o reator foi operado por cinco dias consecutivos por três horas a cada dia, sendo que, no quinto dia, o efluente a ser tratado foi diluído com água a uma fração de $\frac{1}{2}$. O efluente do reator eletrolítico ainda foi submetido a uma simulação de decantação em Cones Imhoff com tempo de detenção de 3 horas. Nas Figuras 6.25a e 6.25b é mostrado o reator contínuo sendo operado com eletrodos de ferro.

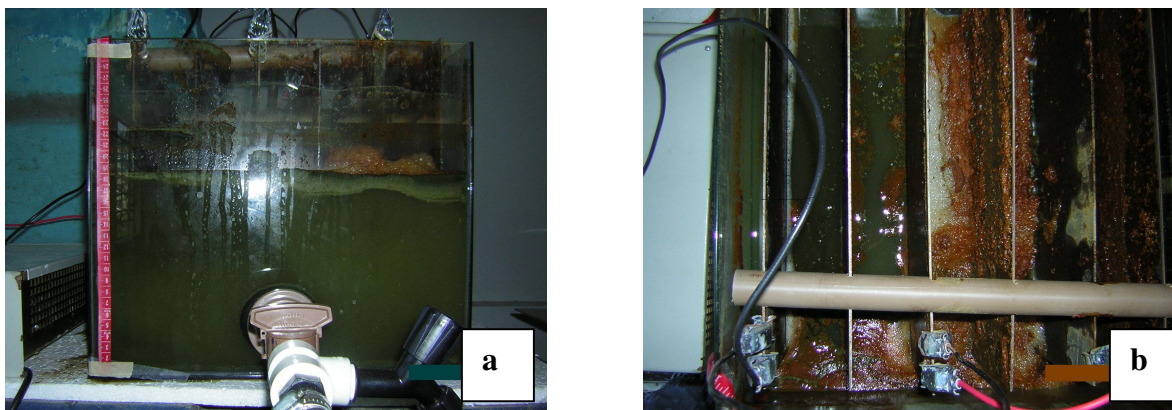
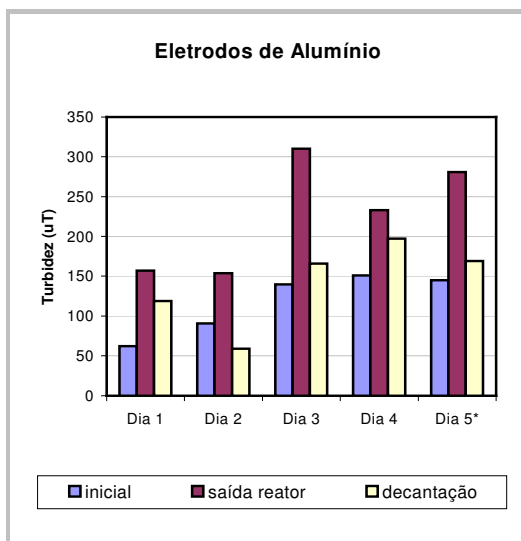


Figura 6.25(a) e (b): Reator eletrolítico em fluxo contínuo sendo operado com eletrodos de ferro.

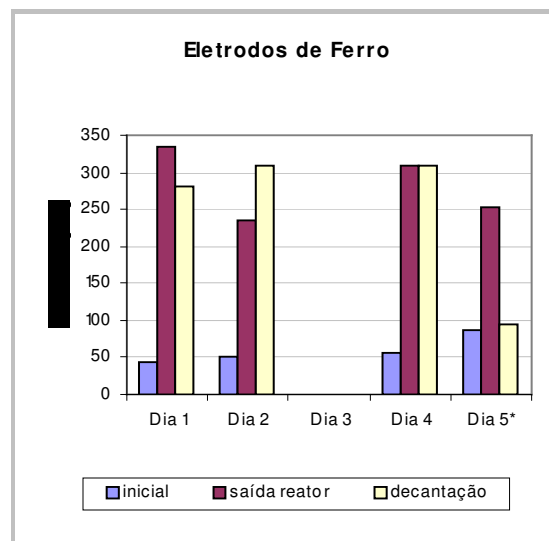
Turbidez e Cor

Os valores obtidos de turbidez e cor verdadeira pelo processo analisado estão apresentados nas Figuras 6.26a e 6.26b e Figuras 6.27a e 6.27b, respectivamente.



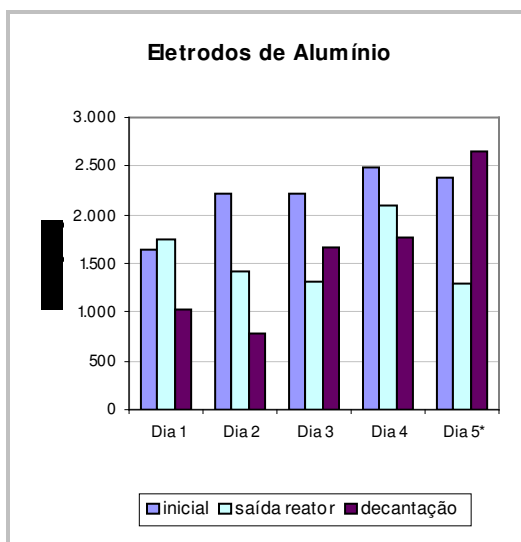
*efluente diluído

Figura 6.26(a): Valores de turbidez obtidos com eletrodos de alumínio.



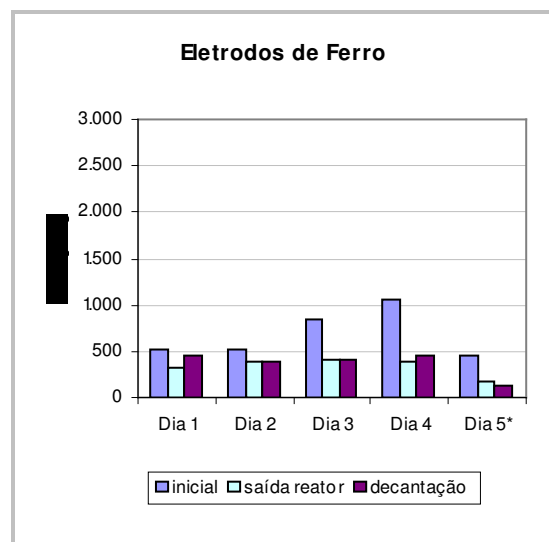
*efluente diluído

Figura 6.26(b): Valores de turbidez obtidos com eletrodos de ferro.



*efluente diluído

Figura 6.27(a): Valores de cor verdadeira obtidos com eletrodos de alumínio.



*efluente diluído

Figura 6.27(b): Valores de cor verdadeira obtidos com eletrodos de ferro.

Os valores de turbidez encontrados na análise do tratamento eletrolítico com Al (Figura 6.26a) tiveram um aumento de até 150% na saída do reator eletrolítico, mas com

o auxílio da decantação foram bastante reduzidos, especialmente no Dia 2, quando o conjunto: reator + decantação alcançou uma remoção da turbidez em torno de 30%. Já para o tratamento com eletrodos Fe (Figura 6.26b), o aumento da turbidez chegou a 500% e a decantação apenas conseguiu auxiliar na melhora destes valores no Dia 5, onde o efluente das lagoas foi diluído em $\frac{1}{2}$ antes do ser tratado.

Quanto ao parâmetro cor, o tratamento com Al mostrou-se eficiente de um modo geral (Figura 6.27a), entretanto as diferenças de remoção encontradas foram grandes, variando entre 65% (Dia 2) e 25% (Dia 3). Para o Dia 5 (com diluição) nota-se que a decantação piorou muito a qualidade do efluente. O desempenho dos eletrodos Fe também foi bom de um modo geral, chegando a 69%, entretanto nos Dias 1 e 2 a remoção foi menor com 13% e 23% respectivamente (Figura 6.27b).

As Figuras 6.28a e b ilustram a qualidade do efluente tratado com eletrodos de alumínio, especialmente quanto à remoção de cor. Da esquerda para direita estão as amostras obtidas ao início do tratamento, ao final do reator eletrolítico e após a decantação. A comparação entre as duas figuras demonstra a diferença das amostras antes e após serem filtradas.

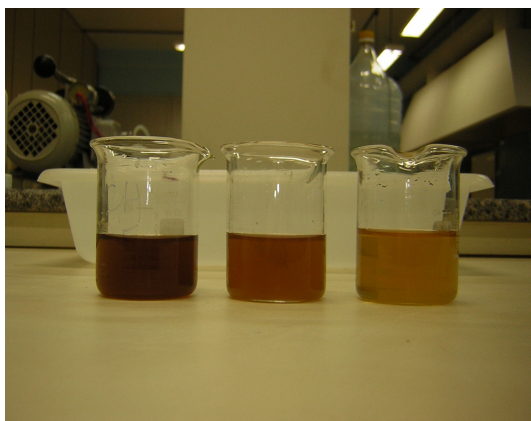


Figura 6.28(a): Amostras obtidas com eletrodos de alumínio.

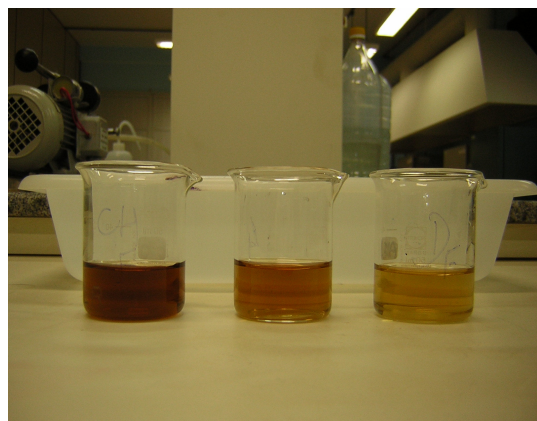
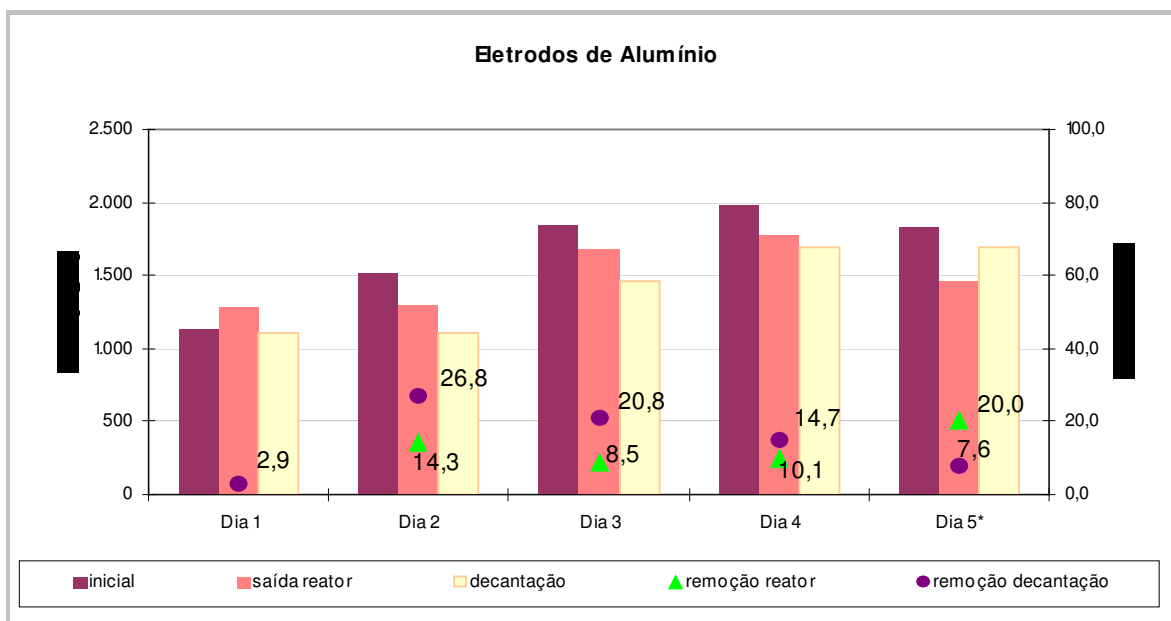


Figura 6.28(b): Amostras filtradas obtidas com eletrodos de alumínio.

DQO total, DQO solúvel e COT

Os valores de DQO total obtidos com o reator eletrolítico em fluxo contínuo ao longo dos dias analisados podem ser visualizados na Figura 6.29 para eletrodos de alumínio e na Figura 6.30 para eletrodos de ferro.



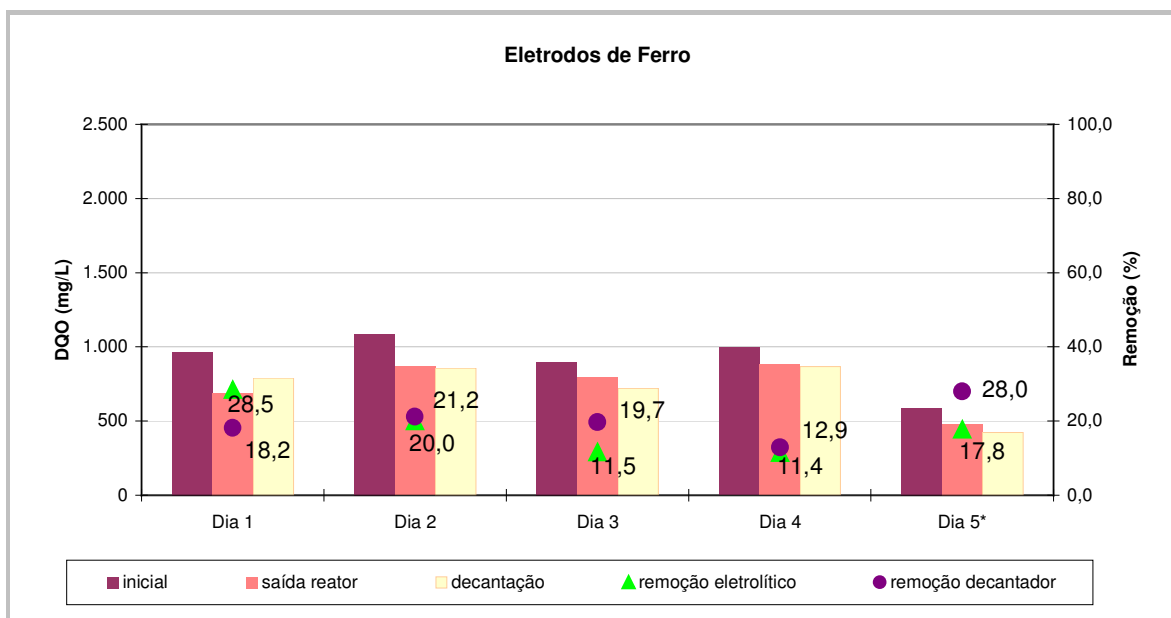
*efluente diluído

Figura 6.29: Valores de DQO total obtidos com eletrodos de alumínio.

Ao analisar a Figura 6.29, observa-se que a qualidade dos efluentes das lagoas de estabilização estava bem abaixo daquela analisada com o reator em batelada. Os valores iniciais de DQO total chegam a até 2.000mg/L, fazendo com que os resultados obtidos pelo reator em contínuo não tenham sido tão eficientes quanto os observados com o tratamento em batelada. Mesmo diluindo-se o efluente em 1/2 não houve uma melhora dos valores iniciais.

Quanto ao desempenho do tratamento proposto, nota-se que há uma variação em sua eficiência ao longo dos dias analisados, sendo bem baixa no Dia 1 (2,9%), alcançando seu pico no Dia 2 (26,8%) e tendo uma pequena regressão nos Dias 3 e 4.

A diluição não melhorou a eficiência do tratamento e seus resultados foram semelhantes aos obtidos nos outros dias. Vale ressaltar ainda a importância da decantação do efluente eletrolítico, colaborando de maneira expressiva aos resultados obtidos, excetuando-se no Dia 5, onde a decantação piorou os valores obtidos pelo reator.



*efluente diluído

Figura 6.30: Valores de DQO total obtidos com eletrodos de ferro.

O desempenho em relação à DQO total do conjunto reator e decantação utilizando-se eletrodos de ferro (Figura 6.30) mostrou-se, de maneira geral, semelhante àquele com eletrodos de alumínio (Figura 6.29). Sendo que, neste caso, os valores de concentração inicial de DQO total estavam bem menores (≤ 1.000 mg/L). Também se nota que há uma variação da eficiência de remoção alcançada ao longo dos dias, tendo sido o Dia 1 o mais eficiente (com 28,5%) e o Dia 4 menos eficiente (12,9%). A diluição do afluente obteve um resultado semelhante ao do Dia 1 com 28%.

Analisando a eficiência obtida apenas pela decantação, observa-se que de um modo geral, tal decantação não contribuiu expressivamente na melhora do efluente do reator, e que talvez poderia ter tido um melhor desempenho aumentando-se seu tempo de detenção, uma vez que os eletrodos de ferro produzem mais flocos decantáveis que os de alumínio.

Quanto aos valores de DQO solúvel para as configurações Al e Fe, seus resultados podem ser avaliados através das Figuras 6.31 e 6.32.

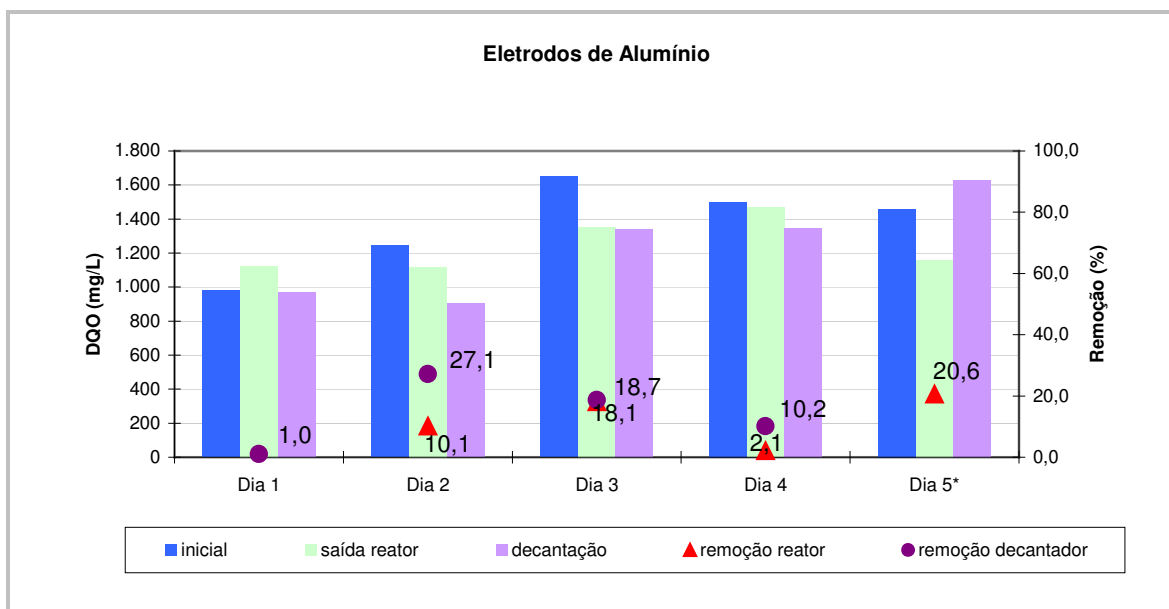


Figura 6.31: Valores de DQO solúvel obtidos com eletrodos de alumínio.

De uma maneira geral, os resultados de DQO solúvel acompanharam o desempenho observado pelos resultados de DQO total para eletrodos Al. Não houve remoção representativa de DQO solúvel no Dia 1 (Figura 6.31), e o Dia 2 obteve a maior eficiência de remoção (27,1%). No Dia 5 ficou ainda mais evidenciada a não eficiência da decantação para o efluente diluído aplicado ao tratamento com alumínio, quando as amostras foram filtradas, pois esta eficiência foi menor quanto à DQO solúvel que quanto à DQO total.

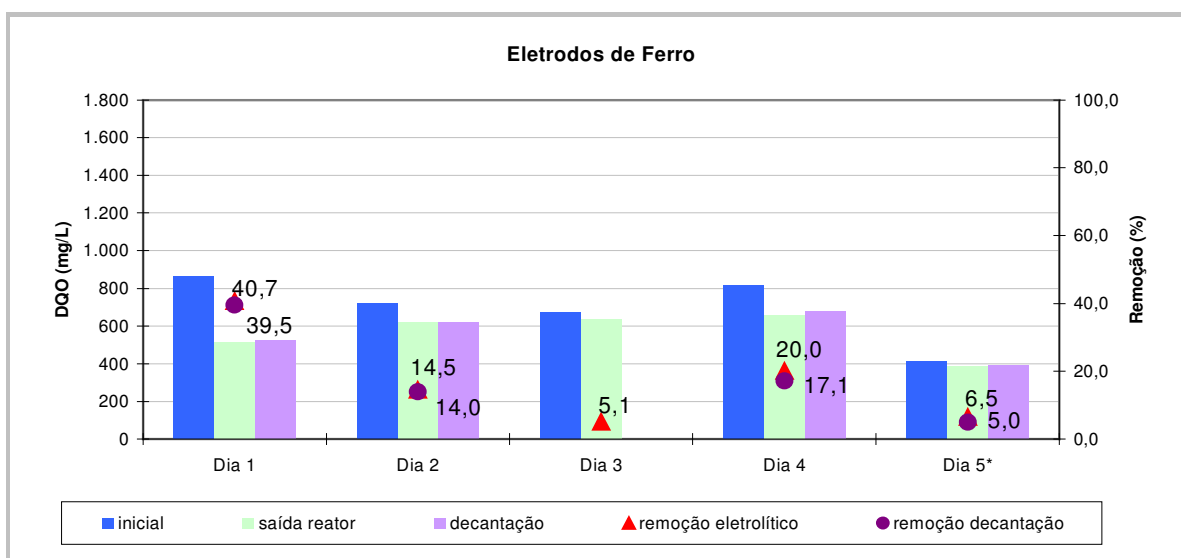
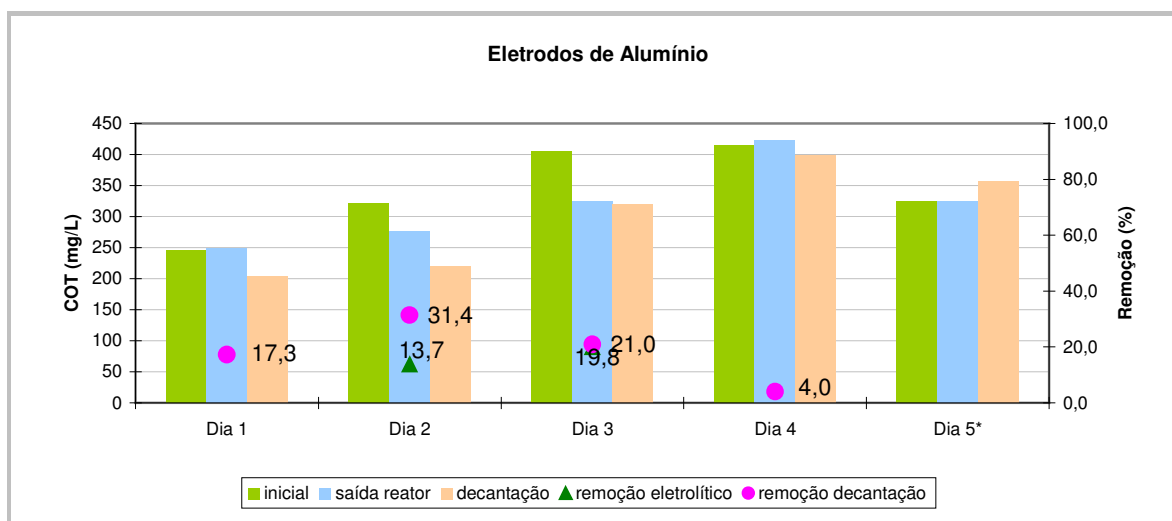


Figura 6.32: Valores de DQO solúvel obtidos com eletrodos de ferro.

Para o tratamento proposto com eletrodos de ferro, houve uma melhora expressiva da eficiência de remoção de DQO solúvel, em relação à DQO total, no Dia 1 chegando a 40% (Figura 6.32). Entretanto, há uma maior queda do desempenho nos Dias 2 e 3 (14% e 5% respectivamente), e no Dia 4 uma pequena recuperação dos resultados de eficiência (17%). O afluente diluído obteve baixo valor de remoção, apenas 5%.

A pequena contribuição da decantação na melhora da qualidade do efluente eletrolítico tratado com ferro mostrou-se mais evidenciada quando se analisa o desempenho do conjunto sobre este parâmetro.

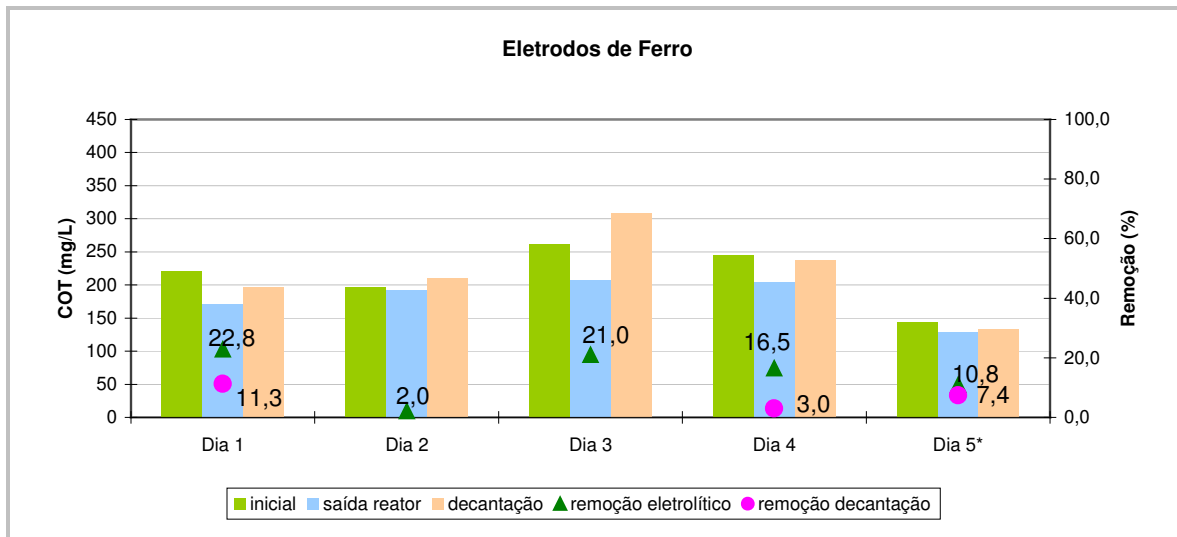
Os valores obtidos para COT são apresentados nas Figuras 6.33 (alumínio) e 6.34 (ferro).



*efluente diluído

Figura 6.33: Valores de COT obtidos com eletrodos de alumínio.

Quanto ao COT, o reator eletrolítico com alumínio mostrou-se pouco eficiente, com o melhor resultado de 19% alcançado no Dia 3, e não tendo resultados positivos nos Dias 1 e 4, incluindo-se também o Dia 5 com o efluente diluído (Figura 6.33). Analisando-se o conjunto reator+decantação, apenas nos três primeiros dias são obtidos resultados significativos, com o melhor desempenho para o Dia 2 (31%).



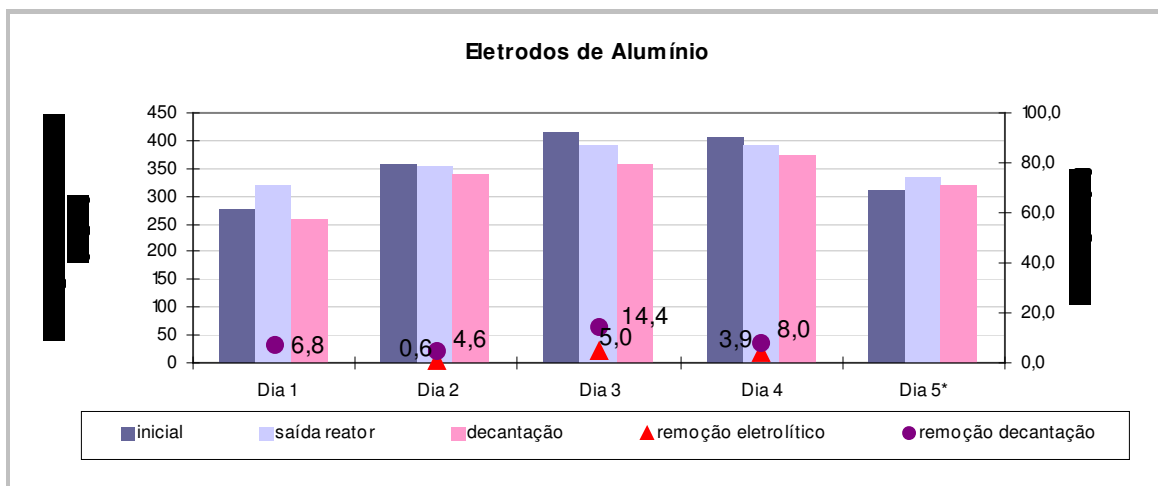
*efluente diluído

Figura 6.34: Valores de COT obtidos com eletrodos de ferro.

Os resultados de eficiência de remoção de COT obtidos com o tratamento com eletrodos de ferro (Figura 6.34) foram semelhantes aos de DQO (Figura 6.30). As remoções alcançadas não passaram de 22,8% (Dia 1) e praticamente não houve eficiência no Dia 2. A diluição também não auxiliou muito no desempenho do tratamento, obtendo apenas 10% de eficiência. A decantação contribuiu negativamente na qualidade do efluente do reator eletrolítico em todos os dias analisados.

Amônia, Fosfatos e Cloretos

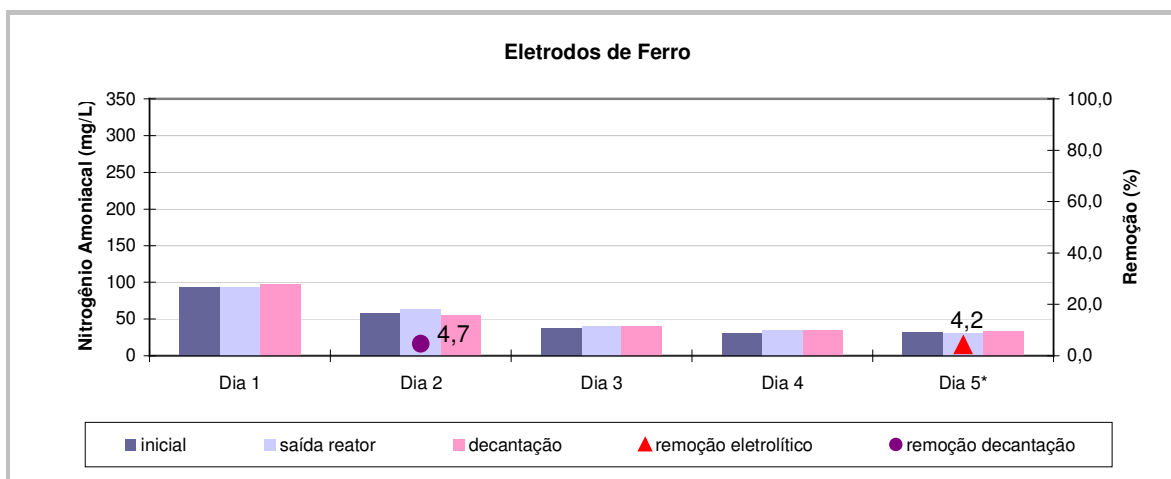
A remoção de nitrogênio amoniacal do efluente das lagoas de estabilização também foi testada com a utilização do processo eletrolítico e os resultados são apresentados na Figuras 6.35 e 6.37.



efluente diluído

Figura 6.35: Valores de nitrogênio amoniaco obtidos com eletrodos de alumínio.

O desempenho da remoção de amônia com eletrodos Al não foi muito eficiente, obtendo resultados entre 5% (Dia 2) a 14% (Dia 3). As análises realizadas no Dia 5 (com diluição) não apresentaram resultados positivos de remoção. A decantação promovida no efluente auxiliou na melhora dos valores alcançados pelo tratamento (Figura 6.35).



*efluente diluído

Figura 6.36: Valores de nitrogênio amoniaco obtidos com eletrodos de ferro.

Mesmo com os baixos valores de concentração inicial de amônia observados no líquido a ser tratado, o tratamento com eletrodos Fe não obteve resultados significativos de remoção desse parâmetro, indicando a dificuldade de remoção de amônia pelo processo estudado. Na Figura 6.36 pode-se observar que os únicos valores positivos

alcançados foram no Dia 2 e no Dia 5 (diluído), entretanto estes valores não ultrapassaram 4,7%.

Nas Tabelas 6.20 e 6.21 são mostrados os resultados obtidos com Al e Fe, respectivamente, quanto à remoção de fosfatos.

Tabela 6.20: Valores obtidos de fosfatos obtidos com eletrodos de alumínio.

Amostras Eletrodos Alumínio	Dia 1	Dia 2	Dia 3	Dia 4	Dia 5*
	Fosfatos (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Fosfatos (mg/L)
inicial	38,8	55,2	69,3	124,0	60,1
saída eletrolítico	23,7	23,3	43,1	56,0	24,4
saída decantação	9,4	5,5	34,2	34,6	44,3
remoção eletrolítico (%)	39,0	57,8	37,8	54,8	59,5
remoção decantação (%)	75,8	90,1	50,6	72,1	26,3

*efluente diluído

Os resultados obtidos pelo tratamento com eletrodos Al foram bastante eficientes na remoção de fósforo. Os valores alcançados pelo conjunto reator + decantação variaram de 50,6% a 90,1%, excluindo-se os valores obtidos no Dia 5 que foram de 26,3% (Tabela 6.20). A decantação teve um grande papel na obtenção desses bons resultados. Apenas para o dia em que foi utilizada a diluição no afluente, a decantação piorou o bom desempenho do reator com alumínio.

Tabela 6.21: Valores obtidos de fosfatos obtidos com eletrodos de ferro.

Amostras Eletrodos de Ferro	Dia 1	Dia 2	Dia 3	Dia 4	Dia 5*
	Fosfatos (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Fosfatos (mg/L)
inicial	30,0	19,7	10,1	25,1	16,9
saída eletrolítico	9,9	3,3	1,7	1,1	9,7
saída decantação	12,7	0,7	4,5	5,4	6,4
remoção eletrolítico (%)	67,1	83,2	83,5	95,8	42,4
remoção decantação (%)	57,6	96,7	55,3	78,6	62,0

*efluente diluído

O tratamento eletrolítico com eletrodos de ferro também obteve bons resultados na remoção de fosfatos, assim como os com Al. As remoções conseguidas variaram de

55,3% a 96,7%, incluindo-se o dia com afluente diluído (Tabela 6.21). Contudo, a contribuição da decantação não foi tão decisiva nos bons resultados quanto tinha sido com eletrodos Al, tendência esta já observada anteriormente em outros parâmetros.

A eficiência do tratamento proposto quanto aos cloretos é mostrada na Tabela 6.22 para eletrodos de alumínio e na Tabela 6.23 para eletrodos de ferro.

Tabela 6.22: Valores obtidos de cloretos obtidos com eletrodos de alumínio.

Amostras Eletrodos de Alumínio	Dia 1	Dia 2	Dia 3	Dia 4	Dia 5*
	Cloretos (mg/L)	Cloretos (mg/L)	Cloretos (mg/L)	Cloretos (mg/L)	Cloretos (mg/L)
inicial	1.775	2.166	2.663	2.627	2.130
saída eletrolítico	2.130	2.130	2.627	2.663	2.201
saída decantação	1.953	2.059	2.201	2.485	2.059
remoção eletrolítico (%)	—	1,6	1,3	—	—
remoção decantação (%)	—	4,9	17,3	5,4	3,3

*efluente diluído

Avaliando-se somente a eficiência do reator operado com Al, este não se mostrou eficiente quanto ao parâmetro cloretos, chegando a apenas 1,6% (Tabela 6.17). Entretanto, com o auxílio da unidade de decantação, foi possível melhorar a qualidade inicial do efluente.

Tabela 6.23: Valores obtidos de cloretos obtidos com eletrodos de ferro.

Amostras Eletrodos de Ferro	Dia 1	Dia 2	Dia 3	Dia 4	Dia 5*
	Cloretos (mg/L)	Cloretos (mg/L)	Cloretos (mg/L)	Cloretos (mg/L)	Cloretos (mg/L)
inicial	1.704	1.775	1.775	1.527	746
saída eletrolítico	1.633	1.562	1.811	1.491	888
saída decantação	1.633	1.775	1.917	1.598	888
remoção eletrolítico (%)	4,2	12,0	—	2,3	—
remoção decantação (%)	4,2	—	—	—	—

*efluente diluído

A partir da Tabela 6.23 pode-se avaliar a pequena eficiência de remoção de cloretos obtidos com eletrodos de ferro. Diferentemente do tratamento com eletrodos Al, a decantação do efluente eletrolítico com Fe não contribuiu na melhora da remoção deste parâmetro analisado.

Metais

A eficiência de remoção de metais com o reator eletrolítico contínuo é apresentada na Tabela 6.24. Foram analisadas apenas as amostras obtidas com o uso de eletrodos de ferro. Nota-se que os valores iniciais de concentração de metais mostraram-se bem abaixo dos recomendados para lançamento pela Resolução CONAMA 357/05, dado que evidencia a baixa contaminação de metais do efluente estudado. Sobre a eficiência de remoção do tratamento proposto, apenas foi alcançada para o elemento Ca, semelhantemente ao ocorrido no tratamento do lixiviado bruto (Tabela 6.11). Com a adição de Fe, decorrente do processo, foi alcançado um valor 800% superior ao permitido na saída do reator, sendo diminuído pela metade com a decantação. Houve um pequeno aumento na concentração de Zn e Mn após o tratamento, mas estes valores ficaram bem abaixo dos valores permitidos para lançamento.

Tabela 6.24: Valores de concentração de metais para o pós-tratamento eletrolítico contínuo com eletrodos de ferro.

	Bruto (mg/L)	Saída eletrolítico (mg/L)	Saída decantação (mg/L)	Remoção eletrolítico (%)	Remoção decantação (%)	LD* (mg/L)	Lançamento** (mg/L)
Zn	0,0713	0,0889	0,4974	—	—	0,0133	5
Pb	<LD	<LD	<LD	—	—	0,2600	0,5
Cr	<LD	<LD	<LD	—	—	0,1670	0,5
Cd	<LD	<LD	<LD	—	—	0,0210	0,2
Al	<LD	<LD	<LD	—	—	0,6700	—
Fe	1,4305	121,9150	63,0400	—	—	0,0770	15
Mn	0,3950	0,8310	0,6985	—	—	0,1670	1
Cu	<LD	<LD	<LD	—	—	0,0492	1
Ni	não analisado	<LD	<LD	—	—	0,0720	2
Ca	2,0235	1,5035	1,6160	25,7	20,1	0,0220	—

*LD: valor limite detectável pelo aparelho.

**Lançamento: padrões de valores máximos para lançamento de efluentes determinados pela Resolução CONAMA 357/05.

6.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

6.5.1. Tratamento Primário

Dentre os três tipos de efluentes testados no tratamento primário de lixiviados, o que produziu melhores resultados no geral foi o lixiviado bruto. Seu desempenho foi o melhor em remoção de DQO total (para Al, Fe e G/Fe), DQO solúvel (Fe e G/Fe), amônia (Al e Fe), e fósforo (Al e G/Al).

Já o lixiviado com adição de sal obteve um bom desempenho na remoção de fosfatos, com remoções de 33% para Al e Fe e de 55-57% para G/Al e G/Fe. Quanto ao nitrogênio amoniacal, a eficiência deste efluente utilizado com G/Fe foi a maior obtida com 23,7%. Na remoção de DQO solúvel também foram obtidos bons valores para Al e Fe (em torno de 25%).

A adição de sal resultou num grande aumento da condutividade que não resultou em melhora da eficiência do tratamento em relação ao lixiviado bruto. Houve um grande aumento na produção de lodo (em relação aos outros experimentos) que não necessariamente resultou em eficiência de remoção de outros parâmetros. Seus melhores desempenhos, em geral, foram associados ao uso combinado dos eletrodos ativos com os de grafite. Esta combinação também obteve melhores resultados em relação à remoção de metais.

A diluição do lixiviado não se mostrou eficiente na remoção de amônia em nenhuma das configurações, nem de DQO para Fe e G/Fe (menor de 2%). Sendo que seus melhores desempenhos foram obtidos em relação ao parâmetro COT.

Os resultados obtidos de COT para o lixiviado bruto foram negativos em termos de remoção para as quatro configurações de eletrodos testadas. Os melhores resultados em termos de efluentes testados foram obtidos com a diluição do lixiviado, sendo que destes o tratamento com Fe obteve o melhor resultado com 41%, seguido por Al com 17%. As configurações G/Al e G/Fe tiveram remoção em torno de 10%. Quanto à adição de sal ao efluente, esta tornou o tratamento mais eficiente quando utilizado com eletrodos de Fe (17%) e com Al (9%) e não obteve resultados positivos quanto à remoção de COT quando os eletrodos G/Al e G/Fe foram utilizados.

Quanto ao parâmetro nitrogênio amoniacal, os valores de remoção mais altos encontrados foram com lixiviado com sal e eletrodos G/Fe (23,7%) e lixiviado bruto com Al (23,4%), e foi obtido um valor baixo com lixiviado bruto e Fe. Os outros valores obtidos pelas diversas configurações testadas foram insuficientes (abaixo de 4%).

Não houve aumento significativo da biodegradabilidade do efluente depois do tratamento proposto. A relação COT/DQO encontrada no lixiviado permaneceu constante, especialmente nos ensaios com lixiviado com adição de sal. As maiores alterações percebidas ocorreram no tratamento de lixiviado bruto com Al (aumento da fração de 0,27 para 0,40) e com Fe (aumento de 0,25 para 0,33). Pode-se observar que estes dois ensaios foram os que obtiveram melhores desempenhos em remoção de DQO total.

Comparação dos resultados obtidos com outros autores

Tsai *et al.* (1997) usou a eletrocoagulação no tratamento de lixiviados e encontrou as seguintes faixas de valores de remoção:

- para anodos Al e catodos Cu: DQO (29-39%) e COT (31-34%); e
- para anodos Fe e catodos Cu: DQO (36-46%) e COT (35-39%).

Os valores de remoção de DQO e COT encontrados no trabalho aqui discutido, ficaram em geral abaixo dos apresentados por Tsai *et al.* (1997), contudo a diferença notada foi bem pequena.

A remoção de DQO alcançada pelo tratamento lixiviado bruto e Al (23,4%) e lixiviado com sal e Al (23,7%) neste trabalho, ficou dentro das faixas de remoção alcançadas por autores citados por Amokrane, *et al* (1997) dos seguintes tratamentos físico-químicos: oxidação química (20-50%) e precipitação química (20-40%). Já para a coagulação-floculação (10-25% para lixiviados novos e 50-65% para lixiviados antigos), os resultados obtidos eletroliticamente ficaram dentro da faixa de lixiviados novos, mas bem abaixo dos valores obtidos para os antigos.

Na Tabela 6.25 são mostrados outros valores de eficiência de remoção (principalmente de DQO) obtidos através da coagulação química em lixiviados. Seja ela utilizada sozinha ou em conjunto com outros processos.

Tabela 6.25: Valores de eficiência de remoção de DQO de diversos trabalhos usando a oxidação no tratamento de lixiviados.

REFERÊNCIAS	COAGULANTES	PARÂMETROS	REMOÇÃO DQO (%)	OBSERVAÇÕES
Loukidou <i>et al.</i> , 1992	Ca(OH) ₂ + FeSO ₄	DQO, DBO	39	Lixiviado estabilizado.
Amokrane <i>et al.</i> , 1997	FeCl ₃ ou Al ₂ SO ₄	DQO, turbidez	40-50	Lixiviado estabilizado. Influência: pH, dose de coagulante, polímero, adição de H ₂ O ₂ .
Welander <i>et al.</i> , 1998	FeCl ₃ + Al ₂ SO ₄	DQO, DBO, COT	53	Lixiviado estabilizado. Oxidação O ₃ e Fenton. Biodegradação, adsorção.
Yoon <i>et al.</i> , 1998	FeCl ₃	COT	38-48 (COT)	Lixiviado estabilizado. Diferentes frações do aterro. Reagente de Fenton.
Wang <i>et al.</i> , 2001	FeSO ₄	DQO e COT	70	Lixiviado jovem. Precipitação, Oxidação biológica e Fenton.
Yoo <i>et al.</i> , 2001	FeCl ₃	DQO	39	Lixiviado estabilizado. Reagente de Fenton com recirculação do lodo.
Tatsi <i>et al.</i> , 2003	FeCl ₃ + Al ₂ SO ₄	DQO, DBO, cor	75	Lixiviado estabilizado. Eficiência de diferentes coagulantes com e sem a adição de polieletrólitos.
Wang <i>et al.</i> , 2003	FeCl ₃ 6H ₂ O	DQO, cor	24	Lixiviado estabilizado. Eficácia de processo de foto-oxidação.
Bila <i>et al.</i> , 2004	FeCl ₃ e Al ₂ SO ₄	DQO, COT	43 e 40	Lixiviado estabilizado.

Fonte: Morais (2005).

Percebe-se ao analisar a Tabela 6.25 que nos trabalhos os melhores resultados, em geral, foram obtidos com a combinação da coagulação com outros processos. Comparando-se com o tratamento eletrolítico aqui desenvolvido, deve-se perceber que foram inferiores aos mostrados na Tabela 6.25, entretanto sem deixar de notar que a eficiência da coagulação na depuração de lixiviados geralmente não alcança grandes índices de remoção.

6.5.2. Pós-Tratamento Modo Batelada

Houve uma variação maior dos valores de pH em relação à obtida no tratamento primário. Podendo ser um indicativo da melhora da eficiência do tratamento eletrolítico ao tratar este tipo de efluente, uma vez que Tsai *et al.* (1997) afirmaram que o aumento dos valores de pH é favorável para a formação dos colóides Fe (III) e Al(III).

O tratamento não foi suficiente para a promoção da remoção de amônia, que foi baixa para todas as configurações, apesar dos bons resultados obtidos de outros parâmetros. Entretanto, outros autores como Giordano (2003) e Sinoti (2004), já haviam afirmado ou confirmado que o tratamento eletrolítico não é eficiente sob este aspecto. Giordano (2003) propõe outro tipo de tratamento para a remoção de amônia, e que este deve ser anterior ao reator eletrolítico. O que neste caso de pós-tratamento poderia ser um processo biológico de nitrificação / desnitrificação, uma vez que a remoção da amônia e de DQO são concorrentes e a segunda só ocorre após a retirada da primeira (Chiang *et al.*, 1995).

6.5.3. Pós-Tratamento Modo Contínuo

A qualidade dos efluentes das lagoas de estabilização estava bem abaixo daquela analisada com o reator em batelada. Os valores iniciais de DQO total chegam a até 2.000mg/L, e os valores iniciais de turbidez do efluente a ser tratado nos dias em que o reator foi operado com eletrodos de alumínio estavam entre 60-140uT, a mesma faixa encontrada dos valores iniciais do lixiviado bruto. Este fato pode ter prejudicado o desempenho do tratamento contínuo, uma vez que foram obtidos valores muito mais significativos de eficiência com o reator modo batelada.

O pós-tratamento modo contínuo também não se mostrou eficiente em remover amônia, similarmente ao que foi percebido com os ensaios modo batelada.

Segundo Poon e Brueckner (1975 *apud* Sinoti, 2004), há uma queda de eficiência dos reatores eletrolíticos de fluxo contínuo em comparação com reatores do tipo batelada. A maioria das pesquisas realizadas com o tratamento eletrolítico é com reatores do segundo tipo. Entretanto, a queda do rendimento notada neste trabalho foi bastante acentuada, levando-se a crer que tenha havido problemas com o *design* do reator contínuo avaliado aqui.

O processo aplicado não conseguiu alterar significativamente a razão de degradabilidade do efluente tratado.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

7.1. CONCLUSÕES

Baseando-se nos resultados obtidos nas três etapas propostas para a avaliação do tratamento eletrolítico de lixiviados de aterros sanitários, chegou-se às seguintes conclusões:

- **Sobre o Tratamento Primário de Lixiviados:**

O tratamento primário de lixiviado não obteve o resultado esperado e os valores alcançados foram de 23% e 16% de remoção de DQO total para o lixiviado bruto tratado com eletrodos Al e Fe respectivamente. No parâmetro DQO solúvel, os valores mantêm-se no mesmo patamar, sendo 26% alcançados com Fe, 21% com G/Fe e 17% com Al.

As tentativas de otimização operacional alterando-se as características iniciais do lixiviado com diluição ou adição de sal não auxiliaram significativamente a melhora da eficiência geral do tratamento proposto. Entretanto, quanto ao parâmetro COT, valores positivos de remoção só foram alcançados quando o lixiviado tratado recebeu a adição prévia de NaCl ou foi diluído.

A adição de sal ao lixiviado bruto não foi bem sucedida de um modo geral, pois não melhorou os resultados obtidos com o efluente *in natura*, e ainda fez aumentar muito a concentração de cloretos no efluente, que já se encontrava bastante alta. Contudo, foram obtidos bons resultados de remoção de fosfatos com esta variação do lixiviado, e alguns dos resultados de DQO total obtidos com eletrodos Fe e de DQO solúvel com Al tiveram um desempenho semelhante aos encontrados com lixiviado bruto.

A diluição não auxiliou no aumento da eficiência do tratamento proposto. Ao analisar a relação COT/DQO das amostras diluídas, percebe-se que esta relação sofre uma diminuição bastante considerável. Os valores variaram entre 0,04 e 0,09 (as amostras não diluídas possuíam fração entre 0,19-0,34) mostrando que, quando a diluição era realizada, esta tornava o efluente pouco biodegradável. Os melhores

resultados obtidos com este tipo de efluente foram de remoção de COT, especialmente com eletrodos Fe (41%).

Ainda quanto ao tratamento aplicado ao lixiviado diluído, as configurações com eletrodos de alumínio e de grafite e alumínio mostraram-se mais eficientes quanto à remoção de DQO que as com ferro (Fe e G/Fe).

- **Sobre o Pós-Tratamento Eletrolítico Modo Batelada:**

Quanto ao emprego da eletroflotação no pós-tratamento da série de lagoas de estabilização estudado, foram obtidos resultados satisfatórios de eficiência no geral, especialmente de remoção de DQO, chegando a 86% para eletrodos de alumínio e em torno de 50% para as outras configurações, mostrando um grande potencial do tratamento eletrolítico sob estas condições.

Foram também obtidos resultados promissores de eficiência do processo eletrolítico quanto aos parâmetros: DQO solúvel (entre 73% e 50%); COT (46-38%, para Fe, G/Al e G/Fe); cor verdadeira (84-88% para G/Al e G/Fe); e cloretos (este último apenas para eletrodos Al e G/Al).

Houve uma variação considerável dos valores de pH do efluente durante o tratamento aplicado, ficando bastante elevados ao final do processo, entre 9,3-10,8.

Apesar de ter alcançado consideráveis valores de remoção por este processo para os demais parâmetros, o pós-tratamento eletrolítico não conseguiu remover o nitrogênio amoniacal residual do efluente das lagoas de estabilização.

Entretanto, os valores iniciais de nitrogênio amoniacal estavam bem baixos (em relação aos encontrados no lixiviado bruto), o que pode ter auxiliado nos bons desempenhos do tratamento aplicado em relação à remoção de DQO.

- **Sobre o Pós-Tratamento Eletrolítico Modo Contínuo:**

O bom desempenho do reator eletrolítico modo batelada usado como pós-tratamento de lagoas não se repetiu no modo contínuo. Vale notar também que a qualidade do efluente das lagoas de estabilização estava bem pior em relação àquela observada quando os ensaios com o reator modo batelada foram realizados.

Houve uma queda de rendimento do reator eletrolítico ao longo dos dias testados observada em quase todos os parâmetros e configurações. Entretanto, também houve

uma variação um tanto significativa na qualidade do efluente inicial observada ao longo dos dias.

Os valores de remoção ficaram em média entre 13-20% para parâmetros como DQO e COT, não sendo observada diferença significativa entre os desempenhos dos eletrodos de ferro e de alumínio. Dentre estes valores, foram alcançados alguns picos de eficiência, com remoção de DQO (27% para Al e 40% para Fe) e de COT (31% para Al e 23% para Fe).

Os resultados obtidos com a aplicação do tratamento eletrolítico ao efluente das lagoas de estabilização diluído, realizado no quinto dia de operação do reator contínuo, mostraram-se iguais ou inferiores aos obtidos sem diluição, levando-se a crer que a diluição do efluente não melhora a eficiência do tratamento proposto.

De um modo geral a simulação de um decantador através do uso de um Cone de Imhoff não foi bem sucedida na melhoria de qualidade do efluente do reator eletrolítico com eletrodos de ferro. Os valores de remoção de DQO, COT, amônia, fosfatos e cloretos obtidos após a decantação, mantiveram-se no mesmo patamar ou foram pouco inferiores aos do tratamento eletrolítico. A decantação realizada após o tratamento eletrolítico não se mostrou eficiente com eletrodos de ferro, necessitando-se assim, com este tipo de eletrodo, um tempo de detenção maior para a decantação total dos flocos produzidos durante o processo eletrolítico.

A remoção de cloretos também foi bastante pequena. O melhor resultado foi obtido pelos eletrodos de Al (17%), entretanto este valor não se repetiu e a remoção foi inferior à encontrada com o tratamento primário.

- **Sobre a Pesquisa como um Todo:**

Foi comprovado que o lixiviado de aterros sanitários é um efluente de difícil tratabilidade e de capacidade de depuração, e com características físicas e químicas bastante variáveis.

Os valores de concentração de metais encontrados no lixiviado bruto mostraram-se relativamente baixos, estando em grande parte abaixo dos padrões de lançamento contidos na legislação específica, revelando que o lixiviado estudado não possuía valores significativos de contaminação de metais pesados. Juntando-se este fato ao pH básico do lixiviado, e sua média razão de biodegradabilidade, a concentração inicial de metais

corroborar a afirmação que o lixiviado em estudo está em fase intermediária de estabilização.

Os valores de nitrogênio amoniacal encontrados no lixiviado mostraram-se ser um problema a se resolver, ainda mais devido ao fato do tratamento proposto não ter conseguido bons resultados para depurar esta característica do efluente.

O processo eletrolítico mostrou-se eficiente quanto à remoção de fosfatos totais. Os resultados obtidos tanto no tratamento primário, quanto no pós-tratamento foram promissores para quase todas as configurações de eletrodos utilizadas e para as variações de lixiviado bruto (Al e G/Al) e com adição de sal (todas as configurações). Os valores encontrados ficaram na faixa de 33-60% de remoção para o tratamento primário, e entre 50-96% para o pós-tratamento de lagoas em modo contínuo.

Quanto à comparação da performance dos eletrodos testados, pode-se afirmar que o tratamento eletrolítico com eletrodos de ferro produz uma quantidade maior de lodo que quando utilizado com eletrodos de alumínio, requerendo assim, unidades de decantação deste lodo com maiores capacidades. Contudo, os eletrodos de alumínio produzem um lodo mais potencialmente tóxico. Como não houve grandes discrepâncias entre os resultados obtidos com ferro e alumínio, a escolha entre estes dois materiais deve levar em conta as características peculiares de cada projeto do sistema eletrolítico a ser aplicado e cada objetivo a ser alcançado.

Quanto à performance das configurações de eletrodos combinados com grafite, pode-se dizer que de um modo geral os resultados obtidos por G/Al e G/Fe não superaram àqueles obtidos pelas configurações compostas de um só tipo de eletrodo. Considerando-se que o carbono grafite é um material que possui um custo mais elevado e é menos disponível que o ferro e o alumínio, pode-se dizer que, pelo menos nesses termos estudados nesta pesquisa, os eletrodos de grafite podem ser dispensáveis.

A utilização da decantação após o tratamento eletrolítico mostrou-se necessária, visto o aumento nos valores de turbidez e SST apresentados no efluente tratado e a melhoria significativa dos resultados obtidos pela simulação realizada na terceira etapa do processo analisado.

Dentre os dois níveis de tratamento aplicados ao lixiviado e desempenhados pelo reator eletrolítico, o pós-tratamento mostrou-se bastante promissor e mais adequado ao

processo estudado, sob as condições impostas por esta pesquisa, do que o tratamento do lixiviado bruto.

7.2. RECOMENDAÇÕES

Tendo em vista a continuidade dos estudos sobre o tratamento eletrolítico aplicado às águas residuárias, são apresentadas aqui algumas recomendações:

- Realizar novos experimentos com diferentes densidades de corrente, seja alterando-se a intensidade de corrente aplicada ao sistema, ou através da alteração da área de eletrodos utilizados no tratamento eletrolítico;
- Determinar um tempo de detenção ótimo para a realização do tratamento eletrolítico;
- Analisar a eficiência do tratamento primário de lixiviados combinado com processos biológicos e analisar a performance deste conjunto de tratamentos;
- Testar novos formatos do reator eletrolítico fluxo contínuo, como com os eletrodos funcionando como chicanas;
- Testar a eficiência do tratamento aplicado a lixiviados associado a um processo específico de remoção de nitrogênio amoniacal, seja biológico ou físico-químico. Testando também se este processo seria mais eficiente quando utilizado anteriormente ao processo eletrolítico ou posterior a este;
- Analisar a toxicidade do efluente e do lodo formado pelo tratamento eletrolítico.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1989). NBR 8.419: Degradação do Solo - Terminologia. Rio de Janeiro.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (2004). NBR 10.004: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro.

AMOKRANE, A.; COMEL, C. e VERON J. (1997). Landfill Leachates Pretreatment by Coagulation-Flocculation. Water Research. Vol. 31 (11): 2775-2782.

AMORIM, V.P. (1996). Resíduos Sólidos Urbanos – O Problema e a Solução. Roteiro Editorial LTDA, Brasília.

APHA, AWWA and WPCF (1988). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington, D.C., U.S.A.

BAGCHI, A. (1994). Design, Construction, and Monitoring of Landfills. Wiley – Interscience Publication, USA.

BIDONE, F.R.A.; POVINELLI, J. (1999). Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos. EESC/USP, São Carlos.

CASTILHOS JUNIOR, A.B.; LANGE, L.C.; GOMES, L.P.; PESSIN, N. (2003). Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte. ABES, Rio de Janeiro.

CHIANG, L.C.; CHANG, J.E.; WEN, T.C. (1995). Indirect oxidation effect in electrochemical oxidation treatment of landfill leachate. Water Research, Vol. 29 (2): 671-678.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (2005). **Resolução N° 357: Classificação das Águas Doces, Salobras e Salinas do Território Nacional.**

CRESPILHO, F.N.; REZENDE, M.O.O. (2004). **Eletroflotação – Princípios e Aplicações.** Rima, São Carlos.

CREPILHO, F.N., SANTANA, C.G., e REZENDE, M.O.O. (2004). Tratamento de Efluente da Indústria de Processamento de Coco Utilizando Eletroflotação. **Quim. Nova.** Vol. 27, (3).

DEN, W.; e HUANG, C. (2006). Parameter Optimization and Design Aspects for Electro-Coagulation of Silica Nano-Particles in Wafer Polishing Water. **Water Science and Technology.** Vol. 53 (6): 187-194.

DI BERNARDO, L. (1993). **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água.** Volume I. ABES, Rio de Janeiro.

FERARI, I.N.; FERNANDES, A.; MAZZUCO, M.M. e HEMKEMEIER, M. (2004). Determinação dos Custos do Tratamento Eletrolítico Aplicado a Efluente de Beneficiamento de Arroz Parboilizado. **IV Simpósio Internacional de Qualidade do Meio Ambiente.** Porto Alegre.

FIGUEIREDO, R.F. de; FADINI, P.S. e COELHO NETO, N.L. (1993). A Eletrólise e o Tratamento de Esgotos. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** Ano II, n 4, p. 59–63.

FJÄLLBORG, B.; AHLBERG, G.; NILSSON, E.; DAVE, G. (2005). Identification of Metal Toxicity in Sewage Sludge Leachate. **Environment International.** Vol. 31: 25– 31.

GIORDANO, G. (2003). Análise e Formulação de Processos para Tratamento dos Chorumes Gerados em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos. **Tese de Doutorado.** PUC-Rio, Rio de Janeiro.

- GOODISMAN, J. (1987). **Electrochemistry: Theoretical Foundations**. Wiley-Interscience Publication, USA.
- HAMADA, J.; MATSUNAGA, I. (2000). Concepção do sistema de tratamento de chorume para o aterro sanitário de Ilhéus – BA. **Anais do IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. ABES. Porto Seguro. p 1515-1524.
- IBAM – INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL (2001). Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos. Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano da Presidência da República, Rio de Janeiro.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (2000). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - 2000. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, Rio de Janeiro.
- JIANG, J.-Q.; GRAHAM, N.; ANDRÉ, C.; KELSALL, G.H.; BRANDON, N. (2002). Laboratory study of electro-coagulation–flotation for water treatment. *Water Research* Vol. 36: 4064–4078.
- KORYTA, J. e DVOŘÁK, J. (1987). *Principles of Electrochemistry*. John Wiley & Sons Ltd.
- LANGE, L.C.; ALVES, J.F.; AMARAL, M.C.S e MELO JÚNIOR, W.R. (2006). Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário por Processo Oxidativo Avançado Empregando Reagente de Fenton. *Eng. Sanit. Ambient.* Vol.11 (2): 175-183.
- LIN, S.H. and CHANG, C.C. (2000). Treatment of Landfill Leachate by Combined Electro-Fenton Oxidation and Sequencing Batch Reactor Method. *Water Research*. Vol. 34 (17): 4243±4249.
- MOLLAH, M.A.; SCHENNAC, R.; PARGA, J.R.; COCKE, D.L. (2001). Electrocoagulation (EC)—science and applications. *Journal of Hazardous Materials*. B 84 (1): 29–41.

- MORAIS, J.L. (2005). Estudo da Potencialidade de Processos Oxidativos Avançados, Isolados e Integrados com Processos Biológicos Tradicionais, para Tratamento de Chorume de Aterro Sanitário. Tese de Doutorado. UFPR, Curitiba.
- MORAIS, J.L.; PERALTA-ZAMORA, P. (2005). Use of Advanced Oxidation Processes to Improve the Biodegradability of Mature Landfill Leachates. *Journal of Hazardous Materials*. B123: 181–186.
- MORAIS, P.B.; BERTAZZOLI, R., (2003). Eletrodegradação de Chorume de Lixo Gerado em Aterros Sanitários. **Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. II-004, Joinville.
- MURUGANANTHAN, M.; BHASKAR RAJU, G. E PRABHAKAR, S. (2004). Removal of Sulfide, Sulfate and Sulfite Ions by Electro-Coagulation. **Journal of Hazardous Materials**, B109: 37–44.
- NTAMPOU, X.; ZOUBOULIS, A.I.; SÂMARAS, P.(2005). Appropriate Combination of Physico-Chemical Methods (Coagulation/Flocculation and Ozonation) for the Efficient Treatment of Landfill Leachates. **Chemosphere**. *Article in press*.
- PACHECO J.R. (2004). Estudo de Certas Potencialidades de Processos Oxidativos Avançados para o Tratamento de Percolado de Aterro Sanitário. **Dissertação de Mestrado**. UFPR, Curitiba.
- PACHECO, J.R.; PERALTA-ZAMORA P. (2004). Integração de Processos Físico-Químicos e Oxidativos Avançados para Remediação de Percolado de Aterro Sanitário (Chorume). **Eng. sanit. ambient**. Vol. 9 (4): 306-311.
- PAES, R.F.C. (2003). Caracterização do Chorume Produzido no Aterro da Muribeca-PE. **Dissertação de Mestrado**. UFCG, Campina Grande.

- POLPRASERT, C.; SHARMA, K.; e KOOTTATEP, T. (2005). An Integrated Electro-Chemical and Natural Treatment System For Industrial Water Pollution Control. *Water Science and Technology*. Vol. 52 (12): 1-8.
- POUET, M-F.; PERSIN, F. e RUMEAU, M. (1992). Intensive Treatment by Electrocoagulation – Flotation –Tangential flow Microfiltration in Areas of High Seasonal Population. **Wat. Sci. Tech.** Vol. 25 (12): 247-253.
- PURCHAS, D.B. e WAKEMAN, R.J. (1986). Flotation. Solid / Liquid Separation Equipment Scale-Up. **Upland Press LTD and Filtration Specialists**. LTD, p.223-252.
- QASIM, S.R. e CHIANG, W. (1994). **Sanitary Landfill Leachate – Generation, Control and Treatment**. CRC Press, USA.
- RIVAS, F.J.; BELTRAN, F.; CARVALHO, F.; ACEDO, B.; GIMENO, O. (2004). Stabilized leachates: sequential coagulation–flocculation + chemical oxidation process. *Journal of Hazardous Materials*. B116: 95–102.
- RITA, F. (2002). Desempenho de um Reator UASB em Escala Piloto para o Tratamento Anaeróbio de Líquidos Percolados de Resíduos Sólidos Urbanos. Dissertação de Mestrado. UFSC, Florianópolis.
- RODRIGUES, M.C.; BRITO, R.S.; SINOTI, A.L.L. e SOUZA, M.A.A. (2001). Tratamento Eletrolítico de Efluentes de Reatores Anaeróbios. **Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. II-087, João Pessoa.
- SANTOS, J. (2000). **O Caminho do Lixo em Campo Grande: Disposição dos Resíduos Sólidos na Organização do Espaço Urbano**. Editora UCDB, Campo Grande.
- SILVA, A.C.; DEZOTTI, M.; SANT’ANNA JR, G.L. (2004). Treatment and Detoxification of a Sanitary Landfill Leachate. **Chemosphere**. Vol. 55: 207–214.

- SILVA, J.C.L. e WIENDL, W.G. (1987). **Processo Eletrolítico no Tratamento de Esgotos Sanitários**– ESTEC - UNICAMP, Informações Técnicas, Campinas.
- SILVA, J.C.L. e WIENDL, W.G. (1989). **Tratamento de Esgotos – Processo Eletrolítico**. ESTEC -UNICAMP, Informações Técnicas, Campinas.
- SINOTI, A.L.L. (2004). Processo Eletrolítico no Tratamento de Esgotos Sanitários: Estudo da sua Aplicabilidade e Mecanismos Associados. **Dissertação de Mestrado**. UnB, Brasília.
- SOUZA, W.G., CRUZ, L.S., KELLER, R.P., CASSINI, S.T.A., e GOLÇALVES, R.F. (2005). Processo Eletrolítico Aplicado ao Polimento de Efluente de Lagoas de Estabilização. **Anais do 23º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental**. II-154, Campo Grande.
- SZPYRKOWICZ, L., NAUMCZYK, J., e ZILIO-GRANDI, F. (1995). Electrochemical Treatment of Tannery Wastewater Using Ti/Pt and Ti/Pt/Ir Electrodes. **Water Research**. Vol. 29 (2) 517-524.
- TAUCHERT, E.; PERALTA-ZAMORA., P. (2004). Avaliação de Processos Fotoeletroquímicos no Tratamento de Líquidos Lixiviados de Aterros Sanitários. **Engenharia Sanitária Ambiental**. Vol. 9 (3): 197-201.
- TATSI, A.A.; ZOUBOULIS, A.I.; MATIS, K.A., SÂMARAS, P. (2003). Coagulation–Flocculation Pretreatment of Sanitary Landfill Leachates. **Chemosphere**. Vol. 53: 737–744.
- TSAI, C.T.; LIN, S.T.; SHUE, Y.C.; SU, P.L. (1997). Electrolysis of Soluble Organic Matter in Leachate from Landfills. **Water Research**. Vol. 31 (12): 3073–3081.
- UNESP – Universidade Estadual Paulista (2005). Disponível em: (<http://www.rc.unesp.br/igce/aplicada/ead/imagens/residuos/aterro>). Acesso em: 30 de janeiro de 2007.

- VLYSSIDES, A.G., ISRAILIDES, C., LOIZIDOU, M., KARLIS, P.K., ARAPOGLOU, D., e FATTA, D. (2003). Electrochemical Oxidation Treatment of Leachates from a New Municipal Landfill Site. Anais do IX International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Cagliari, Itália.
- VOGEL, A. L. (1981). Análise Inorgânica Qualitativa. 4^aed. Editora Guanabara. Rio de Janeiro.
- WETT, B.; RAUCH, W. (2003). The Role of Inorganic Carbon Limitation in Biological Nitrogen Removal of Extremely Ammonia Concentrated Wastewater. *Water Research* Vol. 37: 1100–1110.
- WIENDL, W.G. (1995). Processos Eletrolíticos para Depuração de Esgotos – Uma revisão secular. **Revista DAE**. Vol. 45 (140): 50-54.
- WIENDL, W.G. (1998). **O Processo Eletrolítico no Tratamento de Esgotos Sanitários**. ABES, Rio de Janeiro.
- WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J.V. (2006). Landfill Leachate Treatment Methods: A Review. **Environ. Chem. Lett.** Vol. 4: 51–61.
- YANG, J.; JIA, J.; LIAO, J. e WANG, Y. (2004). Removal of Fulvic Acid from Water Electrochemically Using Active Carbon Fiber Electrode. **Water Research**. Vol. 38: 4353–4360.
- YEH, R.S.; WANG, Y.Y. e WAN, C.C. (1995). Removal of Cu-EDTA Compounds Via Electrochemical Process with Coagulation. **Water Research**. Vol. 29, (2): 597-599.