

**III-132 - AVALIAÇÃO DA DEGRADAÇÃO DE LIXIVIADO DO ATERRO
CONTROLADO JOCKEY CLUB DE BRASÍLIA-DF APLICANDO PROCESSOS
OXIDATIVOS AVANÇADOS (POA'S) EM SISTEMA FENTO-FENTON
(UV/H₂O₂/Fe²⁺)**

Roberto Bernardo da Silva⁽¹⁾

Engenheiro Civil e Ambiental pela Universidade Católica de Brasília (UCB). Especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho pela Universidade Estácio. Doutorando em Transportes na Universidade de Brasília (UnB).

Beatriz Rodrigues de Barcelos⁽²⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade Católica de Brasília (UCB). Especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho pela Universidade Estácio. Mestre em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos pela Universidade de Brasília (UnB).

Endereço⁽¹⁾: QNL 02, Bloco “D”, Apt° 321 - Taguatinga - Brasília - DF - CEP: 72155-214 - Brasil - Tel: (61) 8130-8586 - e-mail: roberto.bernardo@catolica.edu.br

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo avaliar a degradação do lixiviado do Aterro Controlado *Jockey Club* de Brasília-DF, Brasília-DF utilizando processo oxidativo avançado (POA's) em sistema foto-fenton. Foram estudadas duas rotas de tratamento: a primeira sem pré-tratamento, aplicando apenas o sistema foto-fenton (UV/H₂O₂/Fe²⁺), a outra rota aplicando um pré-tratamento com a coagulação química usando o sulfato de alumínio Al₂(SO₄)₃ mais sistema foto-fenton (UV/H₂O₂/Fe²⁺). De forma geral, a aplicação do processo oxidativo avançado em sistema foto-fenton apresentou excelentes resultados, principalmente quando aplicado em conjunto com o processo de pré-tratamento com coagulação química, utilizando o sulfato de alumínio. A aplicação do sistema foto-fenton eliminou 100% para coliformes fecais e totais, 84% para DQO, 67% para DBO e 99% para turbidez, com os melhores resultados sendo alcançados com a utilização do sulfato de alumínio. A razão de biodegradabilidade indicou que a maior parte da matéria orgânica oxidada era a biodegradável, não sendo degradada a parte refratária do lixiviado, sendo recomendado o teste com maiores dosagens de peróxido de hidrogênio. Estes resultados evidenciaram a aplicabilidade do método no tratamento de líquidos percolados de aterros, seja de forma isolada ou ainda como polimento final num sistema biológico.

PALAVRAS-CHAVE: Aterros Controlados, Resíduos Sólidos Urbanos (RSU's), Lixiviado, Processos Oxidativos Avançados (POA's), Sistema Foto-Fenton (UV/H₂O₂/Fe²⁺).

INTRODUÇÃO

A população mundial supera os 7 bilhões de pessoas e é urgente a necessidade de se proteger o meio ambiente contra os impactos provocados pela atividade humana como a geração de resíduos sólidos urbanos. O Brasil está com uma população em torno de 202,7 milhões de habitantes, onde a questão dos resíduos sólidos urbanos (RSU's) é preocupante, uma vez que ainda não conseguiu universalizar o saneamento básico, potencializando o problema (O GLOBO, 2011; IBGE, 2014).

Segundo Breur (2007), em um futuro próximo teremos de enfrentar dois grandes desafios. Um deles é o crescimento demográfico. O crescimento da população no mundo ocorre de forma assimétrica. Por um lado, um crescimento dramático da população está sendo observado nos países em desenvolvimento e emergentes. Por outro lado, a população em países altamente desenvolvidos se estagna ou até mesmo decresce. Apesar destas diferenças, a expectativa de vida aumenta em toda parte.

Este aumento da população (o número de pessoas idosas em particular) representa grandes desafios para a infraestrutura mundial. Abastecimento de água, energia, serviços de saúde, mobilidade, tratamento de resíduos sólidos urbanos. Estes são alguns dos desafios que atravessam a mente de alguém diretamente envolvido em planejamento urbano.

O segundo grande desafio a ser mencionado é a urbanização, em todo o mundo vem apresentando índices dramáticos. Assim aumentando proporcionalmente a geração de resíduos e a demanda por tratamento.

Em 2010 já havia mais pessoas vivendo nas cidades que na zona rural, o que incha ainda mais as já superpopulosas metrópoles. Tóquio, por exemplo, é a maior cidade do mundo, sua população é de 35 milhões de pessoas e é responsável por mais de 40% do desempenho econômico japonês. Outro exemplo é Los Angeles com seus 16 milhões de cidadãos e representa 11% da economia dos Estados Unidos, ou Paris com seus 10 milhões de cidadãos e 30% do produto interno bruto francês.

Ambas estas tendências criam uma demanda urgente por infraestrutura em todo o mundo, pois a correlação entre desenvolvimento econômico, produto interno bruto (PIB) e geração de resíduos é positiva.

A intensificação das atividades humanas nas cidades tem gerado um acelerado aumento na produção de resíduos sólidos, que constituem um grande desafio para a administração pública e numa ameaça ao equilíbrio do meio ambiente como um todo. O crescimento demográfico, a mudança ou a criação de novos hábitos, a melhoria do nível de vida, o desenvolvimento industrial e uma série de outros fatores são responsáveis por alterações nas características dos resíduos, contribuindo para agravar o problema de sua destinação final (BIDONE, 1999).

O Brasil produziu, em 2010, 195 mil toneladas de resíduos sólidos por dia, aumento de 6,8% em relação a 2009. Nas grandes capitais, esse volume cresce ainda mais: Em Brasília, o volume e a composição de resíduos descartados é quase o dobro da média nacional, compatível ao volume produzido nos Estados Unidos (SLU, 2011). Brasília lidera a geração de RSU com 1,698kg/dia, seguida do Rio de Janeiro, com 1,617kg/dia, e São Paulo, com 1,259kg/dia (ABRELPE, 2010).

A situação dos municípios brasileiros referentes à disposição final dos RSU's revelou a seguinte situação: 57,6% de todas as 54,2 milhões de toneladas coletadas no país eram destinadas para aterro sanitário. Já os 42,4% restantes ou 22,9 milhões de toneladas, foram para aterros controlados ou lixões em 2010. Do mesmo jeito, o diagnóstico da ABRELPE (2010) também deixou evidente o descompasso entre o aumento dos resíduos coletados e programas de coleta seletiva. Em 57,6% dos 5.565 municípios brasileiros tem algum programa de coleta seletiva de lixo.

Dentre as formas existentes para a disposição dos RSU's, o aterro controlado é uma alternativa amplamente utilizada, principalmente em função da relação custo benefício. Onde o impacto visual é amenizado e o controle de doenças de vetores amortizados, porém, não impedem a contaminação do solo por lixiviado e do ar pelo gás metano, já que esses efluentes não recebem tratamento adequado (TRINDADE & FIGUEIREDO, 1982; ABNT – NBR 8849/1985).

Para Fent (2003), o processo físico-químico e, especialmente o biológico que atua nos resíduos sólidos depositados em aterros provoca a geração de dois importantes subprodutos: o lixiviado e o gás. Essa produção é dada por três fases distintas, e necessita de 15 anos para a sua estabilização final, e esses produtos refletem diretamente a atividade microbiana do local.

O lixiviado de aterro sanitário é um líquido escuro de odor desagradável, resultado da mistura da água que infiltra e percola através dos resíduos do processo de decomposição – processo enzimático – físico-químico e biológico dos resíduos depositado em um aterro (MORAIS, 2005; SOUTO 2009).

A composição do lixiviado de aterro sanitário está relacionado com fatores climato ambientais, como o regime pluviométrico, a temperatura, a umidade relativa e a geologia do aterro, bem como dependem também da idade desse aterro, da constituição dos resíduos que chegam a esse aterro e da tecnologia de aterramento (KJELDSEN *et al.*, 2002).

Os impactos em função do lixiviado no meio ambiente são bastante significativos; sobretudo em relação à poluição das águas e do solo. A infiltração do líquido no aterro pode provocar a poluição das águas subterrâneas e superficiais, sendo que uma das primeiras alterações observadas é a redução do teor de oxigênio dissolvido e, conseqüentemente, alteração da fauna e flora aquática (CHRISTENSEN *et al.*, 2001; FENT, 2003).

Segundo Kurniawan (2006) *apud* Diniz (2010), o processo de seleção de alternativas para o tratamento do lixiviado depende das características do líquido efluente, da aplicabilidade e limitação técnicas, das alternativas de descarte do efluente, da relação custo-benefício, das exigências legais, bem como do impacto ambiental.

Como já mencionado, a composição do lixiviado pode variar muito em função das sucessivas fases dos processos de estabilização da fração orgânica dos resíduos sólidos e três tipos de lixiviados podem ser definidos em função da idade de operação do aterro: jovem, intermediário e antigo. Para Renou *et al.*, (2008) *apud* Diniz (2010) a relação existente entre a idade do aterro e a composição da matéria orgânica é fator que deve ser levado em consideração no momento da escolha da alternativa de tratamento adequado.

Sendo assim, os principais métodos de tratamento para o lixiviado de aterros continuam sendo divididos em: transferência, biológicos, físico-químicos.

A recirculação é uma forma de tratamento baseado no retorno do lixiviado à célula do aterro, onde os microorganismos que atuam no processo de decomposição serão nutridos pelo lixiviado, potencializando a atividade bacteriana (CHAN, *et al.*, 2002).

Segundo Diniz (2010), a técnica de recirculação de lixiviado no aterro foi a mais empregada na última década por apresentar melhor custo de operação quando comparada as técnicas convencionais de tratamento. A recirculação além de melhorar a qualidade do lixiviado, pode reduzir o tempo necessário para sua estabilização entre 2 e 3 anos, ante décadas. Diniz (2010) ressalva que, a recirculação pode afetar o processo de degradação anaeróbica dos resíduos sólidos, se o volume a ser circulado for muito grande, provocando a sua saturação, bem como a acidificação do sistema.

Os processos oxidativos avançados (POA's) são conhecidos há mais de um século, porém somente na década de 90 foram feitos estudos mais específicos para o tratamento de resíduos (PACHECO, 2004). E surgiram como nova tendência para o tratamento de água do subsolo e de superfície contaminadas, efluentes industriais, água potável, lixiviado de aterros e esgoto doméstico. Os POA's são tecnologias limpas e altamente eficientes (TEIXEIRA & JARDIM, 2004).

Para Pacheco (2004), processos oxidativos avançados são aqueles em que a principal via reacional é mediada pelo radical hidroxila ($\bullet\text{OH}$). Em função do seu elevado poder oxidante ($E^\circ = 2,8 \text{ V}$), o radical hidroxila é extremamente reativo, o que faz com que reaja rápida e indiscriminadamente com inúmeros substratos orgânicos, promovendo a sua completa degradação. Impedindo assim a sua estocagem em função de sua elevada reatividade, o que obriga a utilização de sistemas de geração *in situ* (LEGRINI *et al.*, 1993).

De acordo com Dominguez *et al* (1998) *apud* Pacheco (2004), existem várias formas de produzir esse radical, sendo os mais extensivamente estudados: fotocatalise heterogênea, processos baseados na reação de Fenton, sistemas do tipo $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$, processos fotoeletroquímicos e processos baseados nas reações com ozônio.

Os processos oxidativos avançados podem ser divididos da seguinte forma: homogêneos ou heterogêneos e irradiados ou não-irradiados, onde a diferença entre estes processos está na forma da montagem técnica, bem como dos reagentes utilizados para a produção do radical hidroxila, além da fase em que se encontra o fotocatalisador quando presente (PACHECO, 2004).

O presente trabalho teve como objetivo geral avaliar a eficiência da degradação do lixiviado (chorume) do Aterro Controlado *Jockey Club* de Brasília-DF utilizando processos oxidativos avançados (POA's) em sistema foto-fenton. Já os objetivos específicos foram:

1. Aplicar o processo oxidativo avançado em sistema foto-fenton ($\text{UV}/\text{Fe}^{+2}/\text{H}_2\text{O}_2$) para tratamento do lixiviado do aterro controlado *Jockey Club* de Brasília-DF;
2. Avaliar a eficiência da degradação do lixiviado através da sua caracterização físico-química, antes e depois da aplicação do processo oxidativo avançado.

MATERIAIS E MÉTODOS

Todo o trabalho foi desenvolvido em escala de laboratório utilizando equipamento *Jar Test*. As análises foram realizadas no Laboratório de Caracterização de Resíduos sólidos, líquidos e gasosos do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Católica de Brasília (UCB) entre setembro e outubro de 2014.

Área da coleta

O Aterro Controlado *Jockey Club* de Brasília, apresentado na Figura 1, está localizado à 1.119m de altitude na Região Administrativa do Setor Complementar de Indústria e Abastecimento – SCIA (RA XXV), que compreende a Cidade do Automóvel e a Cidade Estrutural e é mais conhecido como “Lixão da Estrutural”. A área tem sido usada como depósito de lixo há 50 anos e tem área de 10 km². Segundo o Serviço de Limpeza Urbana (2011), dia a dia são depositadas 2,3 mil toneladas de resíduos sólidos e aproximadamente 1,8 mil pessoas trabalham no local como catador de material reciclável. A atual célula em operação pode ser visualizada através da Figura 2.

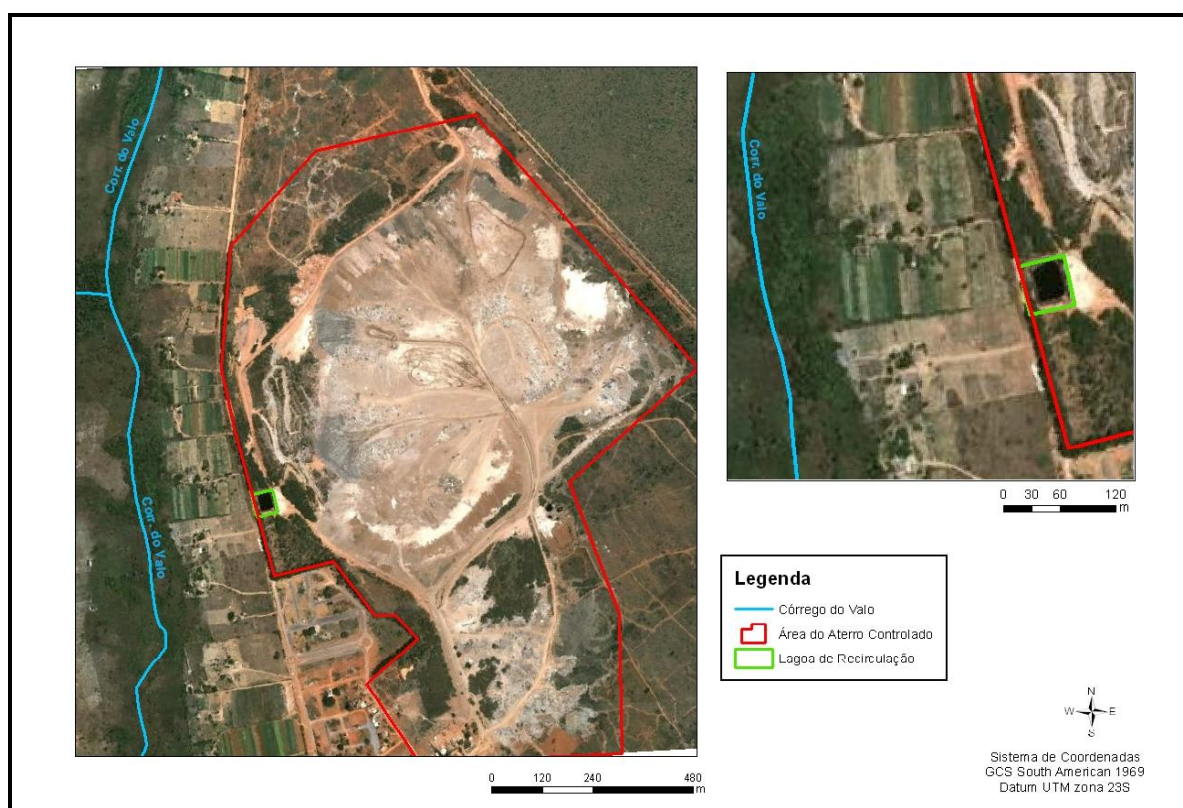


Figura 1: Delimitação da área do Aterro Controlado Jockey Club de Brasília. Fonte: Os autores (2014).

À área escolhida está localizada na unidade hidrográfica do riacho fundo. Com clima Aw de acordo com classificação de Köppen. A pluviosidade anual e temperatura média anual são de 1.400 mm e 22°C, respectivamente. Duas estações são definidas para este clima: úmida e chuvosa, de outubro a março, e seca, de abril a setembro.

O solo da área de estudo foi classificado de Latossolos vermelho-escuro, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (Embrapa, 1999).

A classe textural da análise granulométrica da área de estudo foi classificado como argilosa, com valores de 380 g kg⁻¹ para argila, 182 g kg⁻¹ para silte e 438 g kg⁻¹ para areia, com diâmetro médio de ponderado de 2,81 mm, apresentando alta taxa de infiltração hídrica, cerca de 90 cm⁻¹ (Santana e Imanã-Encinas, 2004).



Figura 1: Atual célula em operação no Aterro Controlado Jockey Club de Brasília. Fonte: Os autores (2014).

O estudo envolveu a utilização de amostras de lixiviado do Aterro Controlado *Jockey Club* de Brasília coletado em (29/09/14) em sua Lagoa de Recirculação, localizada aos 15°46'09,69"S e 48°00'14,00"O. As amostras foram coletadas, transportadas e armazenadas em recipientes de polietileno. Sendo armazenadas à 4°C para preservação de suas propriedades até o momento de serem utilizadas nos experimentos. Esse procedimento minimiza o potencial de volatilização ou biodegradação entre o período de amostragem e de análises (DINIZ, 2010). Importante lembrar que, antes dos procedimentos de análises laboratoriais, as amostras foram retiradas do *freezer* e deixadas à temperatura ambiente e em seguida agitadas para suspensão de sólidos sedimentados.

O lixiviado foi coletado em balde plástico o qual era disposto na saída da tubulação/dreno e após o seu enchimento, era conduzido até o local onde estavam os recipientes de polietileno, e com o auxílio de um funil era realizado o enchimento dos recipientes de armazenamento do lixiviado bruto. As Figuras 3 e 4 apresentam fotos da Lagoa de Recirculação e da tubulação/dreno da qual as amostras de lixiviado foram coletadas.



Figura 2: Lagoa de Recirculação. Fonte: Os autores (2014).



Figura 3: Tubulação/dreno de chegada do lixiviado a Lagoa e Ponto de coleta da amostra. Fonte: Os autores (2014).

Experimento

As amostras de lixiviado utilizadas nos ensaios de avaliação da degradação foram caracterizadas no Laboratório de Caracterização de Resíduos sólidos, líquidos e gasosos da Universidade Católica de Brasília (UCB) através dos parâmetros físico-químicos: alcalinidade, cloretos, condutividade, cor verdadeira, coliformes fecais, coliformes totais, demanda biológica de oxigênio (DBO_5), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal ($N-NH_3$), pH, sólidos totais dissolvidos, sólidos voláteis, sólidos totais e turbidez, conforme será descrito anteriormente.

Os ensaios foram realizados no equipamento *Jar Test* – teste de jarros - que é composto por 6 jarros (ou reatores). Os jarros são constituídos de acrílico transparente, com a forma tronco-prismática de seção

transversal quadrada de dimensões 12,7:12,7:22,5 cm. Sendo o volume total de cada jarro de 2 L. O equipamento conta com sistema de agitação por hastes e palhetas e sistema de iluminação. Cada jarro possui também ponto para retirada de amostras localizado a 7 cm abaixo da lâmina de água (Figura 5).



Figura 5: Equipamento de Teste de Jarros. Fonte: Os autores (2014).

O tratamento fotoquímico foi realizado com reatores fotoquímicos sequenciais em sistema de batelada. Com 1,5 litros capacidade cada, equipados com agitação mecânica e sistema de oxigenação. A radiação foi proporcionada por três lâmpadas UV de 15 W cada. O oxigênio foi continuamente borbulhado com vazão de aproximadamente 2L/min (Figura 6).

Foram realizados dois ensaios com lixiviado bruto (sem pré-tratamento) e com pré-tratamento (lixiviado com sulfato de alumínio $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), ambos seguidos de tratamento com Foto-Fenton ($\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$).

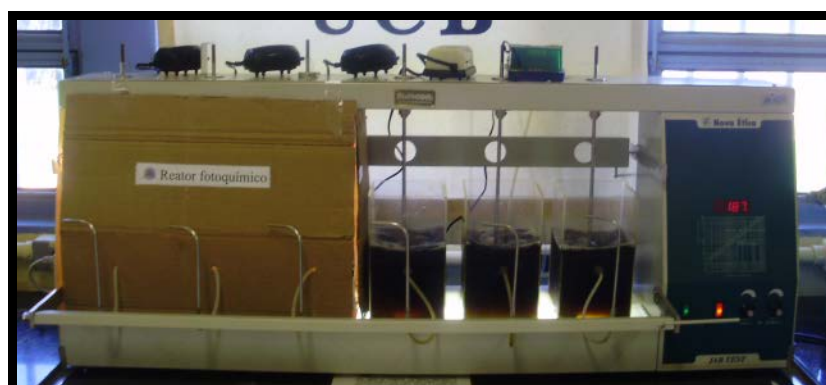


Figura 6: Equipamento Jar Test modificado para reator fotoquímico sequencial. Fonte: Os autores (2014).

Sendo:

- R1: Lixiviado bruto + reagentes + agitação + aeração + luz (em duplicata)
- R2: Lixiviado bruto + reagentes + agitação + aeração + luz (em duplicata)
- R3: Lixiviado bruto + agitação + aeração + luz
- R4: Lixiviado bruto + agitação + aeração
- R5: Lixiviado bruto + reagentes + agitação + aeração (em duplicata)
- R6: Lixiviado bruto + reagentes + agitação + aeração (em duplicata)

Para as amostras de lixiviado tratado com reagente fenton ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$) bem como para as amostras de lixiviado tratado e com pré-tratamento, ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}/\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) para a determinação da efetividade do método proposto foram selecionados apenas os seguintes parâmetros físico-químico, devido as melhores correlações entre os testes:

- Coliformes fecais;
- Coliformes totais;
- Demanda biológica de oxigênio (DBO₅);
- Demanda química de oxigênio (DQO);
- pH e;
- Turbidez.

Toda a metodologia aplicada seguiu a padronização estabelecida no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA/AWWA/WER, 2005) de acordo com a Tabela 1.

Tabela 1: Metodologias analíticas utilizadas nas análises.

Parâmetros	Tipo de Método	Unidade
Alcalinidade	Titration Method 2320 B	mg/L de CaCO ₃
Cloretos	Silver Nitrate Method 4500-CL ⁻ B	mg/L
Coliformes fecais	Colilert Method - Enzyme Substrate Test 9223 – B	NMP
Coliformes totais	Colilert Method - Enzyme Substrate Test 9223 – B	NMP
Cor	Platium-cobalt Standart Method - 2120 C	Pt/Co
Condutividade	Análise por Condutivímetro marca Hach - 2520 B	µS/cm
DBO ₅	Respirometric Method (OXITOP) - 5210 D	mg/L
DQO	Closed Reflux Method – 5220 D	mg/L
N _{Amoniacal}	Nessler Method Adapted from Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 4500 – NH ₃ b & C	mg/L
pH	Eletrométric Method – 4500 H ⁺ B	-
SDT	Condutivímetro marca Hach - Sólidos dissolvidos totais - 2540 C	mg/L
Sólidos totais	Sólidos totais seco de 103 a 105 °C - 2540 B	mg/L
Sólidos voláteis	Sólidos fixos e voláteis Seco a 550°C – 2540 E	mg/L
Turbidez	Nephelometric Method – 2130	NTU

Durante a realização do experimento foram utilizadas as soluções químicas descritas na Tabela 2, sendo produzidas a partir de reagentes em padrão analítico (P.A).

Tabela 2: Reagentes utilizados.

Reagente	Concentração
peróxido de hidrogênio	50%
sulfato de alumínio	10%
sulfato ferroso amoniacal	0,25 mol/l

O experimento foi desenvolvido conforme apresentado na Figura 7.

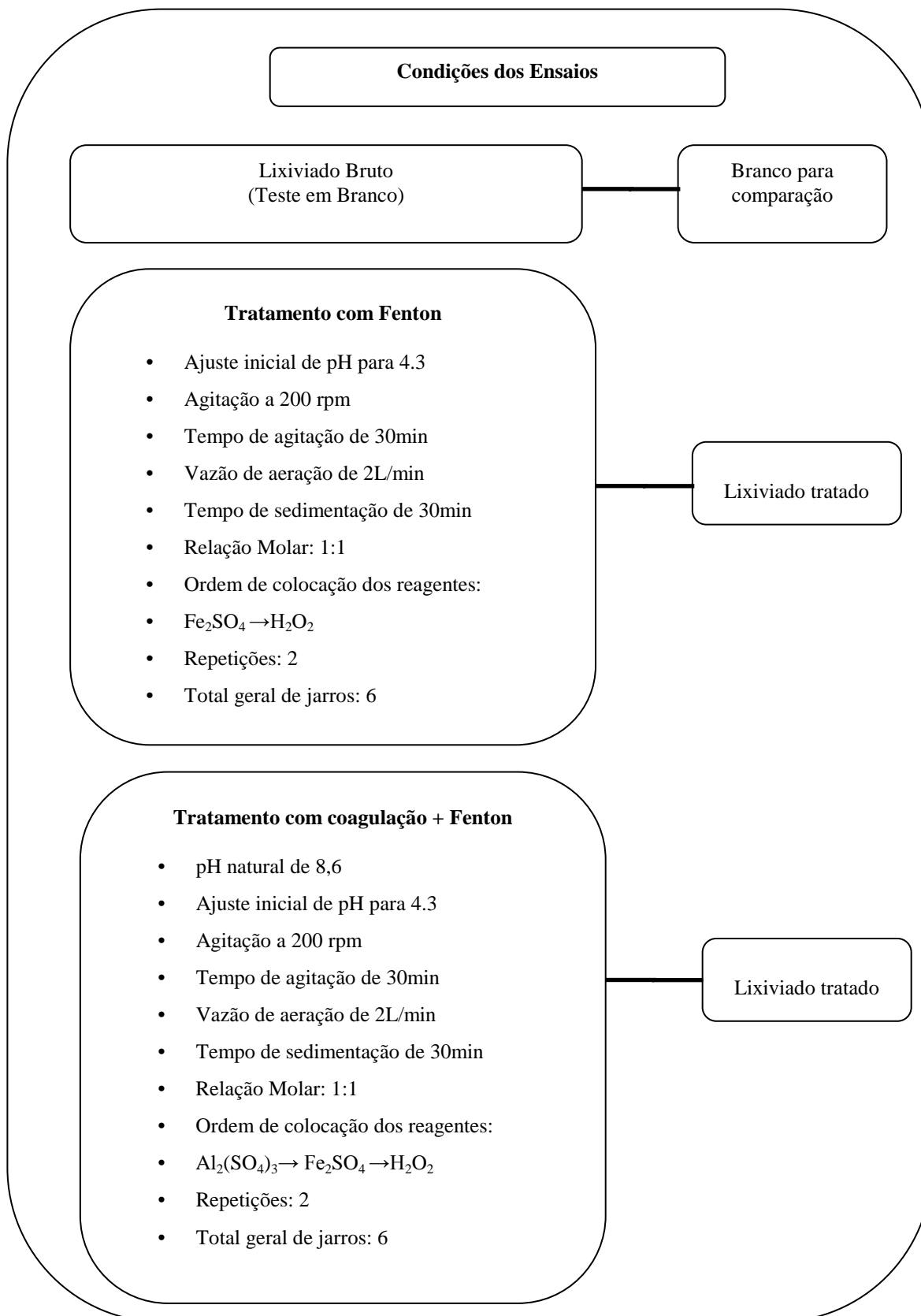


Figura 7: Fluxograma da metodologia aplicada. Fonte: Os autores (2014).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização do Lixiviado

A caracterização dos parâmetros físico-químicos e biológicos da amostra do lixiviado bruto pode ser vista na Tabela 3 abaixo.

Tabela 3: Caracterização do lixiviado bruto do aterro controlado *Jockey Club* de Brasília/DF.

Parâmetros	Lixiviado bruto	Unidade
Alcalinidade	1.660	mg/L de CaCO ₃
Cloretos	15.580,275	mg/L
Coliformes fecais	64.460	NMP
Coliformes totais	> 483.840	NMP
Cor	4.960	Pt/Co
Condutividade	20,2	µS/cm
DBO ₅	3.861	mg/L
DQO	5.500	mg/L
N_Amoniacal	1.216	mg/L
pH	8,4	-
SDT	1,008	mg/L
Sólidos totais	8.468	mg/L
Sólidos voláteis	2.236	mg/L
Turbidez	70	NTU
DBO ₅ /DQO	0,70	-

Conforme visualizado, a maioria dos parâmetros encontra-se em níveis superiores aos padrões de lançamento de efluentes, estabelecido na Resolução CONAMA n.º 357 (BRASIL, 2005), justificando a necessidade do tratamento.

Além disso, constatou-se também que o lixiviado oriundo do Aterro controlado *Jockey Club* de Brasília já está em fase metanogênica de decomposição, o que pode ser comprovado pelo elevado pH e baixa DQO (PACHECO, 2004). De fato, o tempo de vida útil do aterro é de cerca de 15 anos.

Teste de Tratamento

Sobre os testes de tratamento, na Tabela 4 são apresentados os resultados do Teste 1 apresentando, de forma geral, uma melhor degradação com a utilização da coagulação química por sulfato de alumínio em conjunto com o reagente Fenton, com as maiores taxas de redução estando relacionadas à DQO, DBO, turbidez e cor, além da eliminação total dos coliformes fecais e totais.

Tabela 4: Caracterização do lixiviado do Aterro Controlado Jockey Club de Brasília – Teste 1.

Parâmetros	Lixiviado bruto	Lixiviado pós Fenton	Degradação (%)	Lixiviado pós Coagulação + Fenton	Degradação (%)
Cloretos	15.580,275 mg/L	11.326,275 mg/L	27,30	10.617,275 mg/L	31,85
Coliformes fecais	64.460 NMP	0	100	0	100
Coliformes totais	> 483.840 NMP	0	100	0	100
Cor	4.960 Pt/Co	5.160 Pt/Co	- 4,03	820 Pt/Co	83,47
Condutividade	20,2 µS/cm	21,9 µS/cm	- 8,42	23 µS/cm	- 13,86
DBO ₅	3.861 mg/L	1.600 mg/L	58,56	990 mg/L	74,36
DQO	5.500 mg/L	4.100 mg/L	25,45	2.200 mg/L	60
N_Amoniacal	1.216 mg/L	1.273 mg/L	- 4,69	1.242 mg/L	- 2,14
pH	8,4	6,63	-	3,4	-
SDT	1,008 mg/L	1,094 mg/L	- 8,53	1,151 mg/L	- 14,19
Sólidos totais	8.468 mg/L	8.602 mg/L	- 1,58	8.996 mg/L	- 6,24
Sólidos voláteis	2.236 mg/L	2.256	- 0,89	2.551	- 14,09
Turbidez	70 NTU	57,5 NTU	17,86	2 NTU	97,14

Na Figura 8 verifica-se a diferenciação física da amostra após o tratamento.

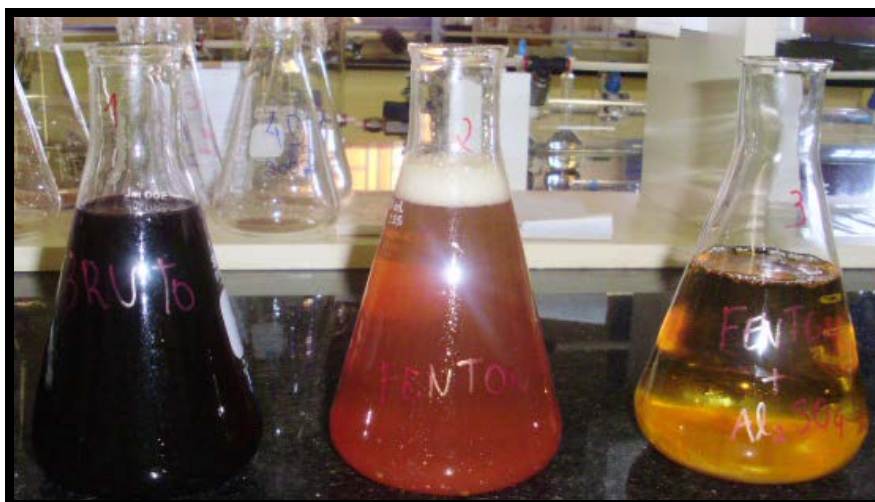


Figura 8: A direita lixiviado bruto; centro lixiviado após processo de coagulação; Esquerda lixiviado após processo foto-fenton. Fonte: Os autores (2014).

A diferenciação evidenciada entre as duas metodologias é justificada pela atuação do sulfato de alumínio na precipitação de substâncias húmicas e ácidos fúlvicos, conhecidas como interferentes de processos de oxidação química, comuns em aterros antigos, conforme observado por Kanget *et al.*, (2002) *apud* Pacheco&Zamora (2004).

Os valores de degradação para o teste 2 encontram-se dispostos na Tabela 5, podendo também se observar a diferenciação física da amostra após o tratamento na Figura 9.

Tabela 5: Caracterização das amostras de lixiviado após tratamento com Fenton e Lixiviado pós coagulação + Fenton - Teste 2.

Parâmetros	Lixiviado bruto	Lixiviado pós Fenton	Degradação (%)	Lixiviado pós Coagulação + Fenton	Degradação (%)
Cloretos	15.580,275 mg/L	2.658,750mg/L	- 82,94	30.487 mg/L	- 99,80
Coliformes fecais	64.460 NMP	0	100	0	100
Coliformes totais	> 483.840 NMP	0	100	0	100
Cor	4.960 Pt/Co	1.010 Pt/Co	79,64	100 Pt/Co	97,98
Condutividade	20,2 µS/cm	24 µS/cm	- 18,81	21,9 µS/cm	- 8,42
DBO₅	3.861mg/L	960 mg/L	75,13	585 mg/L	84,85
DQO	5.500 mg/L	2000 mg/L	63,63	1800 mg/L	67,27
N_Amoniacal	1.216 mg/L	490 mg/L	59,70	420 mg/L	65,46
Ph	8,4	4,4	-	4,1	-
SDT	1,008 mg/L	1,202 mg/L	- 19,25	1,097 mg/L	- 8,83
Sólidos totais	8.468 mg/L	8.479	- 0,13	8.999	- 6,27
Sólidos voláteis	2.236 mg/L	2.298	- 2,78	2.487	- 11,23
Turbidez	70 NTU	2,81 NTU	95,99	0,66 NTU	99,06



Figura 9: A direita lixiviado bruto; centro lixiviado após processo de coagulação; Esquerda lixiviado após processo fenton. Fonte: Os autores (2014).

Com relação à redução de matéria orgânica, ambos os procedimentos apresentaram reduções significativas para a DBO, entre 58 e 84%, e para a DQO, entre 25 e 67%, sendo evidenciadas as melhores reduções nos testes realizados com a utilização do pré-tratamento com sulfato de alumínio, conforme observado nas Figuras 10 e 11. Resultados semelhantes para degradação de matéria orgânica foram observados por Silva (2009), Pacheco (2004) e Diniz (2010).

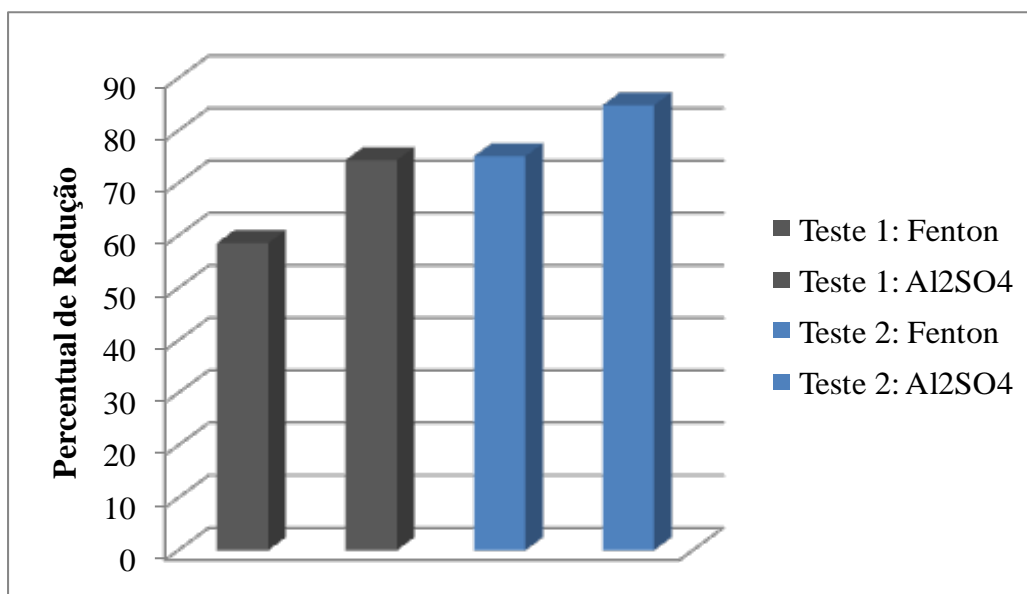


Figura 10: Percentuais de degradação de DBO. Fonte: Os autores (2014).

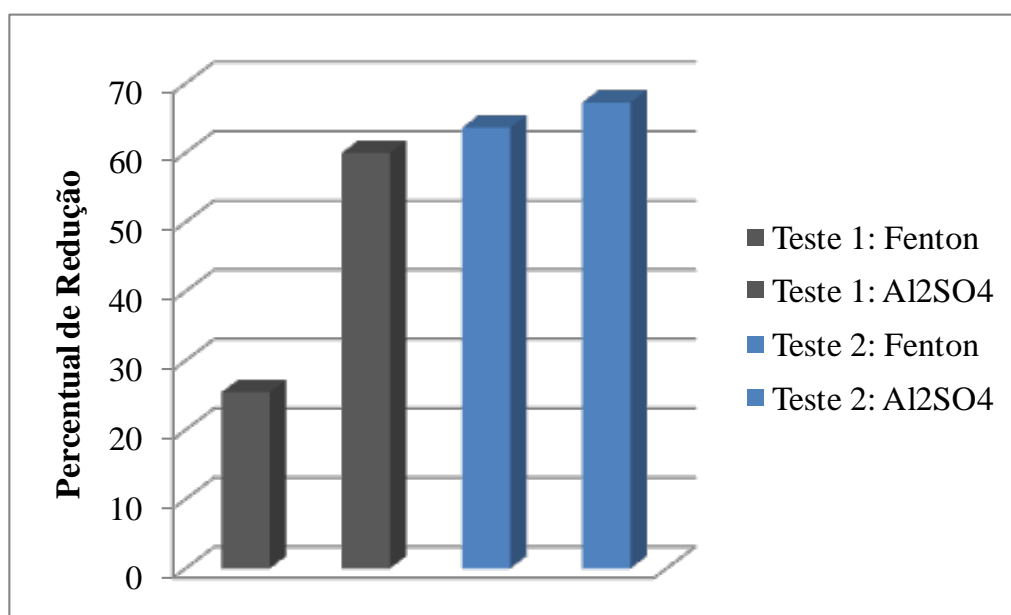


Figura 11: Percentuais de degradação de DQO. Fonte: Os autores (2014).

Para a turbidez observam-se reduções entre 17 e 99%, sendo evidenciado com a aplicação do sulfato de alumínio uma maior precipitação de sólidos dissolvidos e em suspensão, comuns em tratamentos à base de coagulação química. Além disso, a aplicação do processo oxidativo avançado realizou a degradação de grande parte do material orgânico presente nos sólidos em suspensão, colaboraram para a redução da turbidez, conforme apresentado nas Figuras 8, 9 e 12.

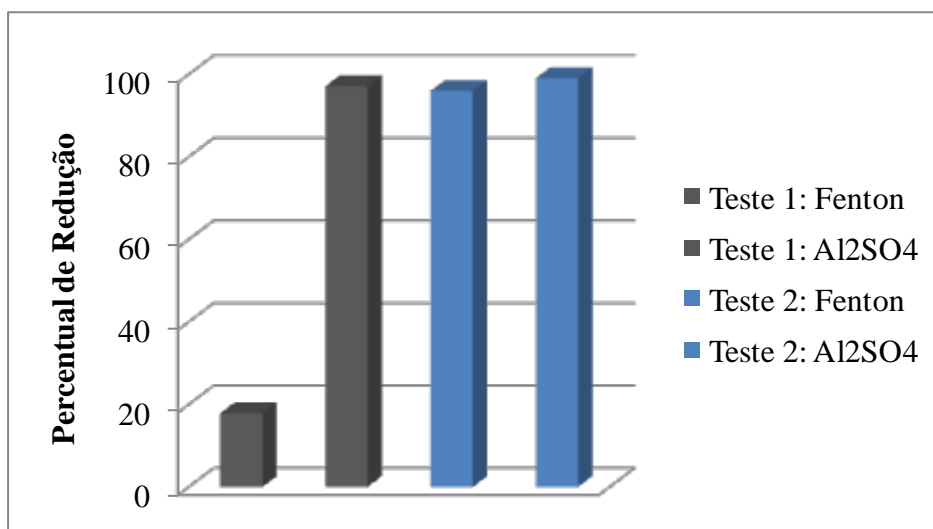


Figura 12: Percentuais de redução turbidez. Fonte: Os autores (2014).

As variações nos níveis de pH ocorreram conforme o esperado, uma vez da necessidade de acidificação para a aplicação posterior do processo fenton, sendo observados valores de pH finais mais ácidos nos tratamentos realizados com coagulação química, efeito justificado pela adição de sulfato de alumínio. Como pode ser observado através da Figura 13.

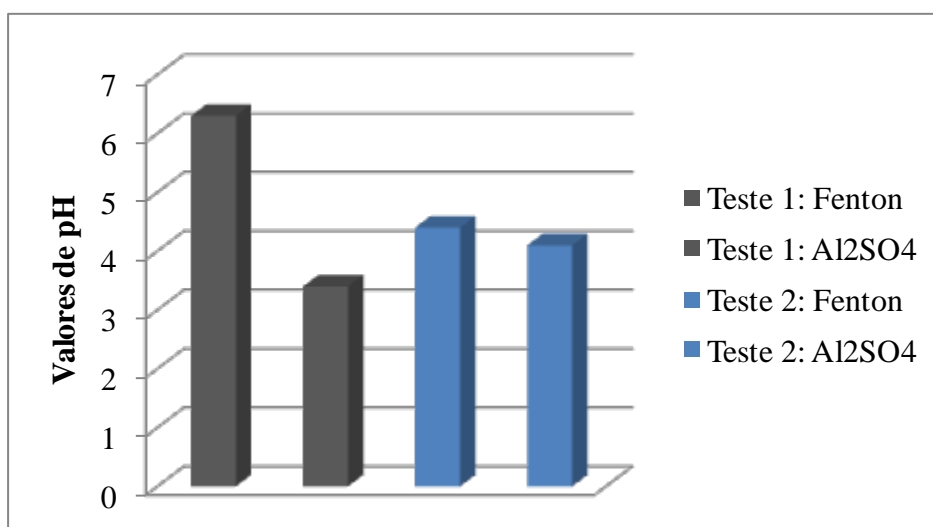


Figura 13: Valores de pH. Fonte: Os autores (2014).

O tratamento com reagente fenton mostrou-se eficaz na eliminação dos coliformes fecais e totais com um percentual de degradação de 100%. Isso se deve a ação oxidativa do peróxido de hidrogênio sobre a membrana celular desses microorganismos, causando a sua morte. Além disso, processos semelhantes são utilizados na desinfecção de águas para abastecimento, haja vista a eficácia do peróxido, sendo um fator muito importante na redução da patogenicidade do lixiviado, sendo observado em todos os procedimentos em que houve a aplicação de processos oxidativos avançados.

Em relação aos sólidos totais, dissolvidos e suspensos, foi verificado o aumento da concentração em ambos os métodos de tratamento aplicados nesse trabalho. Isso pode ter ocorrido em função do processo de mineralização pelo qual passou as amostras em análises, convertendo compostos em sais, o que propicia o aumento da concentração da série de sólidos, evidenciado também pelo aumento da condutividade elétrica. Nesse sentido, temos uma desvantagem desse processo, haja vista a grande geração de lodo, comuns em processos que utilizam a coagulação química.

Sobre as concentrações de Cloretos, Nitrogênio Amoniacal e Cor houve inconsistência analítica dos dados, fato que pode ser devido à interferência do peróxido de hidrogênio, bem como dos sais ferrosos, na metodologia de análise empregada e, por isso, foram desconsiderados na avaliação dos resultados.

Observando a razão de biodegradabilidade pôde-se observar que o tratamento oxidativo empregado atuou na redução deste índice, que para o chorume bruto apresentava valor igual a 0,70, o que representa uma maior dificuldade no emprego do tratamento biológico em sequência. Este fenômeno pode ter sido causado pela degradação inicial da maior parte biodegradável em preferência à parte refratária da matéria orgânica. Conforme mostrou Karrer *et al* (1997) e Marco *et al.* (1997) o mínimo para empregar tratamento biológico é DBO/DQO = 0,3. A Tabela 6 exhibe os valores para razão de biodegradabilidade após o tratamento oxidativo.

Tabela 6: Razão de biodegradabilidade.

	Fenton	Coagulação + Fenton
Teste 1	0,39	0,45
Teste 2	0,48	0,32

De forma geral, a aplicação do processo oxidativo avançado em sistema foto-fenton apresentou excelentes resultados, principalmente quando aplicado em conjunto com o processo de pré-tratamento com coagulação química, utilizando o sulfato de alumínio. Esse fato ficou claro pelos melhores resultados alcançados nos parâmetros DBO₅, DQO, coliformes e turbidez, evidenciando a aplicabilidade do método no tratamento de líquidos percolados de aterros, sejam de forma isolada ou ainda como polimento final num sistema biológico.

CONCLUSÕES

Com relação à aplicabilidade do processo oxidativo avançado na degradação de lixiviado de aterros, este se mostrou bastante eficiente, uma vez que houve degradação significativa em diversos parâmetros analisados nesse trabalho. Entretanto, a geração do lodo no processo mostra-se como um ponto negativo, mas que não inviabiliza a aplicação da técnica.

A aplicação do reagente Fenton propiciou reduções de até 84% para DQO e 67% para DBO, com os melhores resultados sendo alcançados com a utilização do sulfato de alumínio.

A razão de biodegradabilidade indicou que a maior parte da matéria orgânica oxidada era a biodegradável, não sendo degradada a parte refratária do lixiviado, sendo recomendado o teste com maiores dosagens de peróxido de hidrogênio.

Recomenda-se a avaliação dos parâmetros que não apresentaram consistência analítica, especialmente nitrogênio amoniacal, que representa a maior parte da demanda química de oxigênio.

Recomenda-se a realização de novas análises, observando os efeitos do pH, da concentração de sulfato ferroso, bem como da dosagem única ou fracionada, buscando observar melhor as correlações entre os parâmetros. Além disso, a realização do teste de jarros poderá fornecer a concentração ótima do coagulante.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS: NBR 8849/1985. Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos, 9 p. Acesso em: 26 de outubro de 2013.
2. ABRELPE, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2010. 2011. 2012.
3. American Public Health Association-APHA. Standard Methods for the Water and Wastewater. 20 ed. New York: APHA, 2005.
4. BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. Conceitos básicos de resíduos sólidos. São Carlos: EESC/USP, 120p,1999.
5. BREUER, W.; POVH, D.; ZMANN, D. Ret. Prospects of Smart Grid Technologies for a Sustainable and Secure Power Supply., Munique dez. 2007.

6. CARVALHO, M. N. (1997). Estudo da Biorremediação In Situ para Tratamento de Solos e Aquíferos Contaminados com Percolado de Chorume. Dissertação de Mestrado, Publicação G.DM-039/97, Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 150 p.
7. CHAN, G. Y. S.; CHU, L. M.; WONG, M. H. Effects of leachate recirculation on biogas production from landfill co-disposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine sediment. *Environmental Pollution*. V. 118, p. 393-399 (2002).
8. CHRISTENSEN, T. H.; BJERG, P. P. L.; JENSEN, D. L.; J. B.; CHRISTENSEN, A.; BAUM, A.; ALBRECHTSEN, H.-J.; HERON G. Biochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*. V.16, p.659-718, 2001.
9. DINIZ, D. T. L. (2010). Remoção de Nitrogênio Amoniacal de Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos por Precipitação Química com Formação de Estruvita. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-133/2010, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 111p.
10. EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (1999) Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília: Embrapa Produção da Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 412p.
11. FENT, K. Ecotoxicological problems associated with contaminated sites: Review. *Toxicology Letters*. V. 12, p. 1-13, 2003.
12. Google Earth (2008). Disponível em: <http://earth.google.com>. Acesso em: 02 de setembro de 2013.
13. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE – Censo 2010. Disponível em: www.ibge.gov.br.
14. JARDIM, W. de F.; TEIXEIRA, C. P. de A. B. Processos Oxidativos Avançados – Conceitos teóricos. Caderno Temático. Vol. 03. Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP. Campinas, 2004.
15. KARRER, N. J.; RYHINER, G.; HINZLE, E. Applicability test for combined biological-chemical treatment of wastewaters containing biorefractory compounds. *Water Research*. V. 31, p.1013-1020, 1997.
16. KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. Present and Long-term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Environmental Science and Technology*. V. 32, (4), p. 297 – 336, 2002.
17. LEGRINI, O.; OLIVEROS, E.; BRAUN, A. M. Photochemical Processes for Water Treatment. *Chemical Rev.*, n. 93, 671-698, 1993.
18. MARCO A.; ESPLUGAS, S.; SAUM, G. How and why to combine chemical and biological processes for wastewater treatment. *Water Science and Technology*. V. 35, (4), p. 321-327, 1997.
19. MORAIS, J. L. de; Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário. Tese apresentada para a obtenção do grau de Doutor. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.
20. O GLOBO, "Os desafios de sermos 7 bilhões", O Globo, Rio de Janeiro, 27/10/96, 2011, p.38.
21. PACHECO, J. R. & ZAMORA, P. G. P. Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário (chorume). *Eng. Sanit. Ambient.* Vol. 9 – Nº 4, - out/dez 2004, 306-311, 2004.
22. PACHECO, J. R. (2004). Estudo de certas potencialidades de processos oxidativos avançado para o tratamento de percolado de aterro sanitário. Dissertação de Mestrado em Química Analítica. Curso de Pós-Graduação em Química, Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 97p.
23. CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE: Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. D.O.U., Brasília, 18 de março de 2005.
24. SANTANA, O. A.; Imanã-Encinas, J. (2004) Modelo espacial de contaminação do solo e do lençol freático do aterro do Jockey Club para o parque nacional de Brasília. Brasília/DF. In: Pejon, O. J.; Zuquette, L. V. Cartografia Geotécnica e Geoambiental (Conhecimento do Meio Físico: Base para a Sustentabilidade) p. 453-460.
25. SANTANA, O. A. (2007). Influência de depósitos de lixo na fitossociologia das espécies arbóreas de Cerrado. Tese de Doutorado em Ciências Florestais, Publicação. PPGEFL.TD-01/07, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 113p.
26. DISTRITO FEDERAL – SERVIÇO DE LIMPEZA URBANA – SLU (2008). Disponível em: www.slu.df.gov.br.
27. SILVA, F. C.; BOARETO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEXE, C. A.; BERNARDES, E. M. Pesquisa Agropecuária Brasileira. V. 36, (2001).

28. SILVA, Fernanda Barbosa. Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterros Sanitários. Dissertação (Mestrado em Tecnologia dos Processos Químicos e Bioquímicos) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.
29. SOUTO, Gabriel D'Arrigo de Brito. Lixiviado de Aterros Sanitários Brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”). 371 p. – Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.
30. TEIXEIRA, C.P. de A.B.; JARDIM, W. de F. Processos Oxidativos Avançados – Conceitos teóricos. Caderno temático, v. 3. Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, Instituto de Química – IQ, Laboratório de Química Ambiental – LQA. Campinas, 2004.
31. TRINDADE, O. S.; FIGUEIREDO, M. A. R. de. (1982) Aterro sanitário: Aspectos estruturais e ambientais. Porto Alegre: Pallotti, 1982. 93 p.