



Aplicação do Reagente de Fenton em Lixiviado de Aterro Sanitário Tratado Biologicamente, Visando a Remoção de Matéria Orgânica Recalcitrante

RODRIGUES, Caio Victor Lourenço; LOPES, Deize Dias

Resumo

O presente trabalho teve por objetivo avaliar a eficiência da remoção de matéria orgânica e nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário, utilizando processo biológico seguido por processo físico-químico. Grande parte da matéria orgânica presente em lixiviado metanogênico é formada por moléculas complexas, com elevada Massa Molecular e baixa biodegradabilidade. Por isso, para remoção destas é mais adequada a aplicação de tratamentos físico-químicos, como os Processos Oxidativos Avançados (POAs), que podem oxidar, parcialmente ou totalmente, um composto orgânico através do radical OH^\bullet , gerado pela ativação de alguma substância oxidante, como o O_3 , H_2O_2 e TiO_2 . O reagente de Fenton é um POA baseado na ativação do H_2O_2 através de sais de ferro. O sistema biológico, formado por reator anóxico e aeróbio em série, foi responsável pela remoção do N-amoniaco e da matéria orgânica biodegradável, apresentando uma remoção de 80% do N-amoniaco e 22% de DQO. O efluente desse tratamento recebeu a aplicação do reagente de Fenton, sendo os resultados avaliados por meio da variável resposta remoção de matéria orgânica na forma de DQO. Os valores encontrados apresentaram remoção superior a 70% e os parâmetros analisados indicam que o reagente de Fenton pode atuar como oxidante e coagulante.

Abstract

This study aimed to evaluate the efficiency of removal of organic matter and nitrogen from landfill leachate in methanogenic phase and pre-treated biologically. Much of the organic matter present in leachate is formed by methanogenic complex molecules with high molecular weight and low biodegradability. Therefore, removal of these is best suited for the application of physical-chemical treatments, such as the Advanced Oxidation Processes (AOPs), which can oxidize partially or completely through an organic compound radical OH^\bullet , generated by activation of any oxidizing substance such as O_3 , H_2O_2 and TiO_2 . Fenton's reagent is a POA based on the activation of H_2O_2 by iron salts. The biological system, comprising anoxic and aerobic reactor in series, was responsible for removal of 80% nitrogen ammonia and 22% of organic matter biodegradable. The effluent from this treatment has received the application of Fenton's reagent, the results being evaluated by the response variable removal of organic matter in the form of COD. The found values showed greater than 70% removal and the evaluation indicate that the Fenton's reagent can act as oxidant and coagulant.





Introdução

O lixiviado de aterros sanitários é formado a partir da decomposição da fração orgânica dos resíduos sólidos aterrados, somada a umidade presente, essa oriunda dos próprios resíduos ou da água pluvial que percola pelo maciço sanitário. Assim sendo, as características do lixiviado estão diretamente ligadas ao estágio de degradação e a composição dos resíduos aterrados, aos aspectos construtivos e operacionais do aterro sanitário e às condições climáticas da região onde o aterro está posicionado (EL-FADEL et al., 1997; LEMA et al., 1988; KJELDSEN et al., 2002).

De maneira geral, com o avanço das etapas de degradação, há a redução na concentração de matéria orgânica (DBO e DQO) no lixiviado de aterros. Em contrapartida, verifica-se o aumento do N-amoniacoal, do pH e até certo momento, da produção de gás metano (CHRISTENSEN et al., 1998; TATSI e ZOUBOULIS, 2002).

A matéria orgânica dissolvida, presente no lixiviado de aterros antigos, é formada, basicamente, por compostos orgânicos resistentes à degradação biológica. A recalcitrância advém do alto peso molecular, $MM > 500$ Da, e de estruturas complexas desprovidas de grupos funcionais reativos (SILVA, 2002; KURNIAWAN et al., 2006). Em lixiviados metanogênicos, Christensen et al. (1998) verificaram que 70% da matéria orgânica presente era composta por substâncias húmicas.

Apesar de ser de difícil biodegradação, a matéria orgânica recalcitrante deve ser removida, pois a sua presença em corpos hídricos pode provocar problemas no abastecimento público de água. Já o nitrogênio é considerado como um importante poluente do lixiviado em função dos diferentes estados de oxidação que pode assumir, da toxicidade da amônia e do favorecimento ao processo de eutrofização quando atingem os corpos d'água (MARTTINEN et al., 2002).

Os processos de tratamentos biológicos não são adequados para a remoção da matéria orgânica recalcitrante, portanto, processos físico-químicos devem ser avaliados para essa finalidade. Verifica-se na literatura o crescente uso desses, em especial os processos de oxidação avançados (POAs), com destaque para o reagente de Fenton.

Os Processos Oxidativos Avançados (POA) são baseados no alto poder oxidante e na baixa seletividade do radical hidroxila (OH^\bullet), que é liberado durante as reações de oxirredução de compostos como o peróxido de hidrogênio (H_2O_2), ozônio (O_3), óxido de zinco (ZnO) e dióxido de titânio (TiO_2). O radical OH^\bullet , além de mais reativo, também apresenta maior potencial de oxidação que outros oxidantes (HUANG et al., 1993; LEGRINI et al., 1993; EPA, 2001).

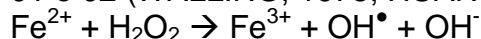
A oxidação da matéria orgânica pelo radical OH^\bullet pode levá-la a sua completa mineralização, gerando como produtos apenas o dióxido de carbono (CO_2) e água. Entretanto, dependendo da complexidade do composto orgânico, a oxidação não é capaz de promover sua total mineralização, gerando subprodutos (JARDIM e CANELA, 2004).

De maneira geral, os subprodutos são compostos formados por cadeias mais simples que os originais, mais fáceis de serem biodegradados e menos complexos. Esses compostos continuam presentes no meio reacional e, dependendo da concentração de radicais OH^\bullet ainda presente, podem ser oxidados até a completa mineralização ou ainda serem removidos por processos biológicos subsequentes (DENG e ENGLEHARDT, 2006).

A reação entre os sais ferrosos e o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) é conhecida como reagente de Fenton, nome dado em homenagem ao primeiro pesquisador a estudá-la,



Henry J. H. Fenton, em 1894. Nessa reação os sais ferrosos ativam o H_2O_2 , que libera o radical hidroxila (OH^\bullet), com elevado poder oxidante como pode-se observar na Equação 01 e 02 (WALLING, 1975; HUANG et al., 1993).



Equação 01

O reagente de Fenton pode ser empregado no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, sendo adequado para a remoção da matéria orgânica recalcitrante e da cor do efluente. Segundo Gotvajn e colaboradores (2001) a redução da matéria orgânica, medida na forma de DQO, pode alcançar valores entre 60 e 90%.

O processo de tratamento pelo reagente de Fenton consiste basicamente nas seguintes etapas: ajuste inicial do pH, adição dos reagentes e tempo para oxidação, neutralização, coagulação/floculação e sedimentação. As duas últimas podem ocorrer em função da concentração dos íons Fe^{3+} e OH^- presentes, podendo haver a precipitação na forma de hidróxido de ferro III ($Fe(OH)_3$) (WERNER et al., 1996; RIVAS et al., 2004; DENG, 2007).

Além da adequada dosagem dos reagentes e do pH ácido do meio reacional, o modo de adição dos reagentes, o tipo de íon de ferro utilizado, o tempo de reação e a temperatura são outros fatores que apresentam influência sobre a eficiência do processo, segundo (MORAVIA, 2010; DENG E ENGLEHARDT, 2006; DENG, 2007).

Devido a variabilidade e complexidade das características do lixiviado nenhuma técnica físico-química é universalmente aplicável ou altamente efetiva na remoção de compostos recalcitrantes, sendo adequada a combinação de diferentes processos. O efeito sinérgico dos processos de tratamentos aplicados aumenta a eficiência e pode reduzir os resíduos gerados (TATSI e ZOUBOULIS, 2002; KURNIAWAM et al., 2006).

Objetivos

O presente trabalho tem por objetivo avaliar a eficiência da combinação de processo de tratamento biológico seguido por físico-químico, aplicado em lixiviado de aterro sanitário, no estágio metanogênico de degradação com relação a remoção de nitrogênio e matéria orgânica recalcitrante.

Materiais e Métodos

Para alimentação do sistema experimental foi utilizado lixiviado proveniente do aterro controlado do município de Londrina-PR, que operou entre os anos de 1974 e 2010. Os resíduos recebidos foram basicamente resíduos sólidos urbanos, Classe II de acordo com a NBR 10.004/2004, e em algumas células resíduos da construção civil.

Ao todo, foram realizadas quatro coletas de lixiviado para o abastecimento do sistema experimental. As principais características do lixiviado coletado estão apresentadas na Tabela 01. O sistema experimental foi desenvolvido em escala piloto, constituído por processo de tratamento biológico, visando à remoção da matéria orgânica biodegradável e do N-amoniaco, e por processo de tratamento físico-químico, para a remoção da matéria orgânica recalcitrante, como se observa na Figura 01.

O processo biológico foi composto por reator anóxico (27L) com crescimento em suspensão, reator aeróbio (90L) preenchido com material suporte, e decantador secundário. Esses elementos estão representados na Figura 02 pelos números 2, 3 e 4, respectivamente. O número 1 indica o local para armazenamento do lixiviado bruto.



Visando aumentar a retenção da biomassa nitrificante no reator aeróbio foi testado o uso de um material suporte alternativo, espaçadores de armadura utilizados na construção civil em elementos de concreto armado.

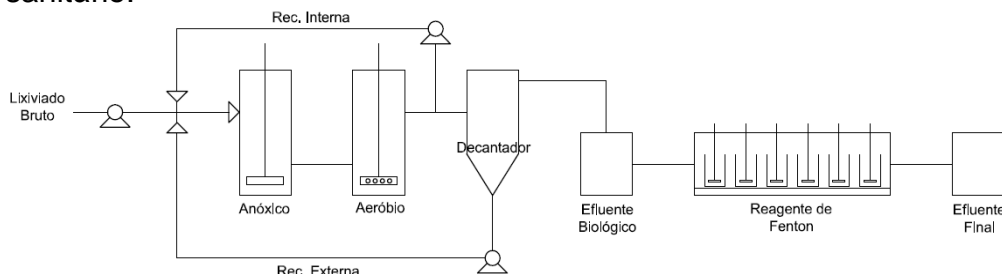
Tabela 01. Características apresentadas pelo lixiviado bruto do aterro controlado de Londrina-PR em cada coleta realizada.

Parâmetros	Coletas			
	01	02	03	04
pH	8,3	8,5	8,5	8,3
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	4831	5329	5708	7205
DBO (mgO ₂ /L)	211	156	N.D	145
DQO Total (mgO ₂ /L)	2015	2128	N.D	3436
DBO/DQO	0,10	0,07	N.D	0,04
N-amoniaco (mgN-NH ₃ /L)	819	987	961	1370

N.D – não determinado

A remoção biológica de nitrogênio ocorreu através da nitrificação/desnitrificação. O reator anóxico foi colocado anterior ao aeróbio com o objetivo de aproveitar a matéria orgânica presente no próprio lixiviado, entretanto, devido à sua elevada recalcitrância, o objetivo não foi alcançado. O efluente nitrificado do reator aeróbio era recirculado para o anóxico, recirculação interna, usando uma bomba ProMinent (mod. GALA1602PPB200VA010100), com vazão igual três vezes a vazão de entrada no sistema (Figura 01). A recirculação do lodo do decantador, recirculação externa, foi realizada de maneira manual.

Figura 01. Esquema do sistema experimental utilizado no tratamento de lixiviado maduro de aterro sanitário.



O processo biológico, apresentado na Figura 02, foi operado durante 271 dias, com tempo de detenção hidráulica (TDH) médio de 13,4 dias. A vazão de entrada do lixiviado bruto no sistema foi controlada por uma bomba ProMinent modelo GALA1602PPB200VA010100. O efluente do processo do biológico foi utilizado no processo de tratamento físico-químico.

Os ensaios para aplicação do reagente de Fenton foram realizados em escala de bancada, utilizando-se um Jar-teste marca Nova Ética. A primeira etapa do tratamento consiste no ajuste do pH reacional, adição da solução H₂SO₄ (6N). O pH foi testado para o intervalo entre 2,0 a 5,0, e sem o ajuste, mantendo-se o valor do efluente biológico. Os reagentes de Fenton, H₂O₂ e Fe(SO₄).7H₂O, foram adicionados aos jarros nessa ordem, objetivando a redução na formação de espuma e maior controle operacional. A adição fracionada foi outro fator avaliado durante o ensaio. Os demais parâmetros utilizados no ensaio estão representados na Tabela 02.

Figura 02. Ilustração do tratamento biológico.



O reagente de Fenton é composto pelo H_2O_2 e pelo íon Fe^{2+} . O H_2O_2 foi utilizado em solução 30% (v/v), padrão analítico - marca *Synth* (P.M.=34,01 g e $\rho=1,11$ g/cm³). Os íons Fe^{2+} foram obtidos com o emprego de sulfato ferroso ($Fe(SO_4) \cdot 7H_2O$) na sua forma granular, marca *F.Maia* (P.M.=278,01 g). Os ajustes nos valores de pH foram realizados através das soluções NaOH (6N) ou H_2SO_4 (6N), preparadas no próprio laboratório.

Tabela 02. Resumo do procedimento experimental adotado.

Procedimento Experimental	Valores
Voume de lixivado (L)	1,5-2,0
Íon de Ferro	Fe^{2+}
Ajuste do pH Inicial	sim/não
Controle da temperatura	Sim
Tempo de reação (h)	2,0
Velocidade de agitação (RPM)	110-130
Ajuste final do pH	não
Tempo de sedimentação (h)	1,0
DQO sobrenadante	total

As análises laboratoriais foram realizadas no afluente e no efluente ao tratamento físico-químico de acordo com APHA (2005), com exceção da determinação do nitrato, que seguiu o método do ácido salicílico proposta por Cataldo et al. (1975).

Por não existir uma padronização na determinação do H_2O_2 residual, optou-se nesse estudo em não realizar nenhum procedimento em relação ao H_2O_2 residual, uma vez que a eficiência obtida nos ensaios estará subestimada.

Resultados

O objetivo do processo de tratamento biológico foi a remoção do nitrogênio por meio da nitrificação/desnitrificação. Havendo ainda a possibilidade da remoção da matéria orgânica biodegradável. Obteve-se a remoção média de 80% do N-amoniaco e de 22% da matéria orgânica medida na forma de DQO filtrada, para valores médios iniciais de $1006 \pm 150,6$ mgN-NH₃/L e $2268 \pm 534,6$ mgO₂/L, respectivamente. Na Tabela 03 é possível observar as características do lixiviado ao final do processo biológico.



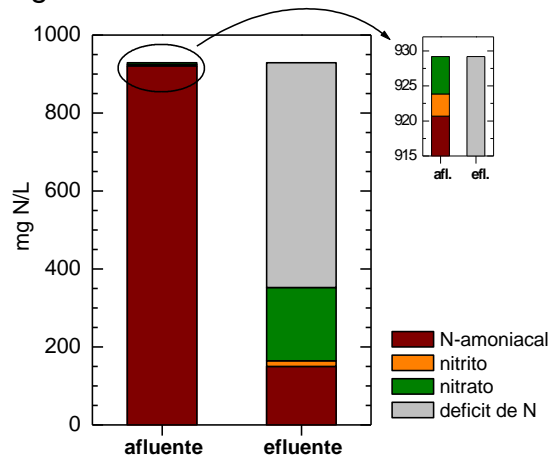
Tabela 03. Características do lixiviado efluente ao tratamento biológico utilizado no processo de tratamento físico-químico.

Parâmetros	Valores	
	Intervalo	Média
pH	6,1-8,4	7,5±0,70
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	147-1572	767±402,6
DQO Total (mgO ₂ /L)	2472-613	1519±566,3
DQO Filtrada (mgO ₂ /L)	N.D	N.D
N-Amoniacal(mgN-NH ₃ /L)	0-1010	201±174,43
N-Orgânico (mgN-NH ₃ /L)	N.D	N.D
Nitrito (mgN-NO ₂ /L)	2,0-15,3	6,5±5,81
Nitrato (mgN-NO ₃ /L)	5,1-289,3	141,0±119,19

N.D – não determinado

A Figura 03 representa o balanço das diferentes formas de nitrogênio na entrada e saída do sistema biológico. O déficit de nitrogênio provavelmente representa o nitrogênio gasoso eliminado do sistema, uma vez que a parcela utilizada na síntese de biomassa é, pelo menos neste caso, praticamente desprezível.

Figura 03. Parcelas de nitrogênio no afluente e efluente do sistema biológico no Período I.



Como se pode notar o déficit de nitrogênio foi elevado, o que leva a crer que o sistema biológico foi eficiente na transformação do N-amoniaco em nitrogênio gasoso, salienta-se que nesse período foi adicionado etanol como fonte de carbono para a desnitrificação.

A elevada concentração de nitrato em relação à concentração de nitrito indica que a nitrificação foi completa, isto é, apesar das elevadas concentrações de N-amoniaco no afluente, tanto a nitritação como a nitratação não foram afetadas negativamente.

Dessa forma, pode-se concluir que, de maneira geral, o sistema biológico apresentou bom desempenho, promovendo a passagem do N-amoniaco a nitrogênio molecular. Ao longo da operação do sistema, alguns problemas operacionais foram observados, os quais de alguma maneira acabaram, momentaneamente, prejudicando a eficiência do tratamento.

No processo de nitrificação há o consumo de alcalinidade, como pode-se verificar na Figura 04 a sua concentração encontra-se reduzida ao final do sistema biológico. Essa alteração nas características do lixiviado traz benefícios durante a aplicação do reagente

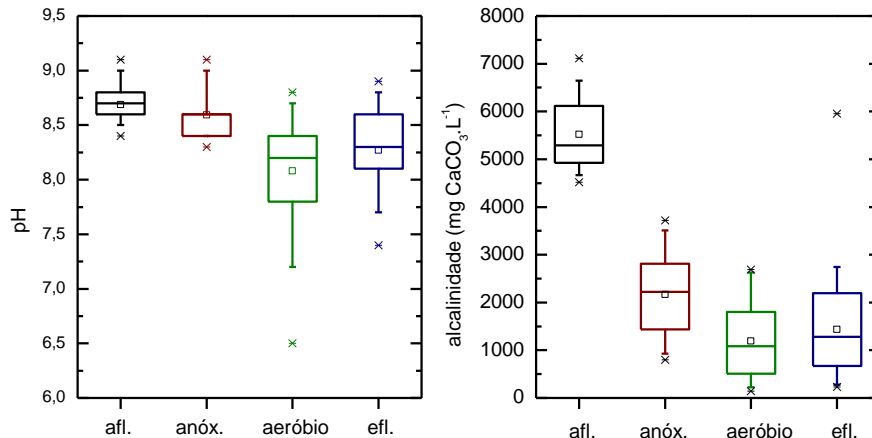


22 a 24 de julho de 2013
Porto Alegre - RS

4 FORUM INTERNACIONAL
DE RESÍDUOS SÓLIDOS

de Fenton, pois esses íons podem reagir com os radicais OH^\bullet , reduzindo os radicais disponíveis para a degradação dos compostos desejados (EPA, 2001; CHO et al., 2002).

Figura 04. Resultado da variação do pH e da alcalinidade para o afluente, o conteúdo dos reatores anóxico e aeróbio e do efluente, para o Período I.



Para a realização dos ensaios com o reagente de Fenton, quatro variáveis foram monitoradas: a concentração molar de H_2O_2 (x1), a relação molar entre o H_2O_2 e o íons Fe^{2+} (x2), o pH reacional (x3) e o número de dosagens (x4). As variáveis foram escolhidas com base na participação dessas dentro dos mecanismos de liberação do radical OH^\bullet e de acordo com a significância dessas variáveis, segundo a literatura consultada.

Com a variação da variável x1, mantendo-se a mesma relação molar $[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{Fe}^{2+}]$, espera-se que quanto maior for a concentração de H_2O_2 , maior seja a produção de radicais OH^\bullet e, assim, maior a remoção dos compostos orgânicos até uma concentração de saturação. Entretanto não foi essa a situação observada. Como apresentado na Tabela 04, o aumento na concentração do peróxido de hidrogênio não gerou ganho na remoção de matéria orgânica, contrariando o que aponta a literatura (DENG, 2007; GULSEN e TURAN, 2004; KANG e HWANG, 2000; LOPEZ et al., 2004; MORAVIA et al., 2011; WU et al., 2010; ZHANG et al., 2005).

Tabela 04. Condições do ensaio e valores de remoção média de DQO, para a variação da $[\text{H}_2\text{O}_2]$ mantendo-se a mesma relação $[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{Fe}^{2+}]$.

Condições de ensaio		$[\text{H}_2\text{O}_2]$ (mM)	Remoção média DQO (%)
$[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{Fe}^{2+}]$	3	120	73
pH inicial	4,2-5,4	240	71
DQO ₀ * (mgO ₂ /L)	1494 – 1610	360	71
		480	69

Uma possível explicação advém da não realização do ajuste final do pH reacional durante os ensaios. Assim sendo, a oxidação não foi interrompida, podendo ocorrer por um tempo superior ao determinado, e ao mesmo tempo a coagulação não foi favorecida. Essa situação pode explicar porque a remoção de DQO permaneceu praticamente a mesma apesar da variação na dosagem. Entretanto, deve-se salientar que a remoção foi satisfatória, em relação a média encontrada na literatura.



A condição acima, também pode explicar os resultados obtidos durante o estudo da variável x2 (variação $[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$). De acordo com os resultados expressos na Tabela 05, é possível notar que o aumento da relação entre os reagentes, no sentido de uma maior $[H_2O_2]$, trouxe uma melhor eficiência na remoção dos compostos orgânicos.

A não neutralização após a oxidação não favoreceu a precipitação dos íons Fe^{3+} e a participação dos mecanismos de coagulação, como comentado por KANG e HWANG (2000) e WU et al. (2010). Deste modo, a menor relação $[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$, em que o efeito da coagulação deveria ser maior, apresentou resultados menos satisfatórios em comparação a situação com maior relação $[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$, em que o mecanismo da coagulação é menos importante.

Tabela 05. Condições do ensaio e valores de remoção média DQO, para análise da relação $[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$, para mesma $[H_2O_2]$.

Condições de ensaio		$[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$	Remoção média DQO (%)
$[H_2O_2]$ (mM)	240	2	58
pH inicial	3,2-5,4	3	69
DQO _o * (mgO ₂ /L)	613 – 1996	4	70
		5	71
		10	80

O pH do meio reacional é uma variável bastante importante e pode influenciar diretamente na eficiência da aplicação do reagente de Fenton. Observa-se na revisão da literatura que o pH reacional deve permanecer na faixa ácida, entre 3,0 a 4,0. Nessa condição, para os trabalhos consultados a eficiência na remoção de matéria orgânica sempre esteve acima de 60%.

A análise em relação ao ajuste inicial do pH foi realizada sob três circunstâncias distintas. Na circunstância I houve apenas ajuste inicial do pH para 2,0, antes da aplicação do reagente de Fenton, na circunstância II nenhum ajuste de pH foi realizado e na circunstância III houve apenas a neutralização do efluente, após a aplicação do reagente de Fenton.

As condições operacionais para o estudo do pH foram: concentração de 240 mM de H_2O_2 , relação molar entre H_2O_2 e íons Fe^{2+} igual a 3, valores iniciais de DQO na faixa entre 1256 a 2472 mgO₂/L e pH inicial do lixiviado efluente do sistema biológico entre 6,1 a 8,2. Os resultados obtidos para cada circunstância citada estão reportados na Tabela 06.

Tabela 06. Remoção média nos valores de DQO de acordo com a variação no número de dosagens realizadas ao longo do tempo de reação.

pH lixiviado bruto	Alcalinidade do lixiviado bruto	Circunstâncias do pH	Remoção média líquida de DQO (%)	Remoção média total DQO (%)
6,2 – 8,2	158 – 1114	I	46±6	71±5
6,1 – 6,4	147 – 158	II	76,6±6	76±6
6,1 – 8,0	147 - 1091	III	86,4±4	86±4

A partir dos resultados mostrados na Tabela 6, pode-se observar que os melhores índices de remoção foram obtidos quando não houve o ajuste inicial do pH, em oposto ao



observado na literatura. Dessa forma, esses resultados despertaram a atenção para a possibilidade de participação de outros fatores não comentados na literatura, entre eles, a alcalinidade do efluente e as características das substâncias húmicas.

Enfim, a última variável a ser observada foi a estratégia de dosagem dos reagentes empregados, apontada na literatura como uma variável significativa (DENG, 2007; DENG e ENGLEHARDT, 2006; ZHANG et al., 2005).

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 07, observa-se que o ganho de eficiência com o aumento no fracionamento das dosagens é bastante pequeno. Kang e Hwang (2000) e Wu (et al., 2010) obtiveram elevada eficiência, aproximadamente 70%, com apenas uma única dosagem. Portanto, uma única dosagem dos reagentes pode ser aplicada obtendo-se elevada eficiência, entretanto, problemas operacionais devem ser observados, como o excesso na formação de espuma.

Tabela 07. Condições do ensaio e valores de remoção média de matéria orgânica, para análise da variação no modo de adição dos reagentes, mantendo-se a mesma $[H_2O_2]$ e relação $[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$.

Condições de ensaio		Nº de dosagens	Remoção média DQO (%)
$[H_2O_2]$ (mM)	240	1	68
$[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$	3	2	73
pH inicial	4,1-5,4	3	74
DQO _o * (mgO ₂ /L)	636 - 1674	4	74

Conclusão

Através dessa pesquisa foi possível concluir que a combinação entre os processos biológicos e físico-químicos podem trazer bons resultados na remoção de nitrogênio e matéria orgânica recalcitrante de lixiviado de aterro sanitário. O processo biológico foi responsável pela remoção média de 80% do N-amoniaco e de 22% da matéria orgânica medida na forma de DQO filtrada, para valores médios iniciais de $1006 \pm 150,6$ mgN-NH₃/L e $2268 \pm 534,6$ mgO₂/L, respectivamente. Além do mais, a nitrificação consome alcalinidade do efluente, que quando presente pode consumir os radicais OH[•], reduzindo a eficiência da coagulação. Em relação a aplicação do reagente de Fenton, pode-se concluir que a remoção média de matéria orgânica foi de 70%. Em relação aos parâmetros desse tratamento, nota-se a coexistência da oxidação e coagulação, dependendo das concentrações dos reagentes e das condições impostas. Além do mais, verificou-se que a dosagem dos reagentes não apresentou interferência expressiva. Por fim, deve-se atentar as questões do pH reacional, pois, de acordo com as características obtidas nos ensaios desse trabalho, o pH reacional não necessitou ser ácido para que a eficiência do tratamento fosse obtida, diferentemente do observado na literatura.

Referências Bibliográficas

- APHA, AWWA, WPCF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th. Edition. Washington, 2005.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Resíduos sólidos -classificação - NBR-10.004, 2004.



- CATALDO, D.A.; HAROON, M.; SCHRADER, L.E.; YOUNGS, V.L. Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.6, p.71-80, 1975.
- CHO, S. P.; HONG, S. C.; HONG, S. Photocatalytic degradation of the landfill leachate containing refractory matters and nitrogen compounds. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 39, p.125-133, 2002.
- CHRISTENSEN, J. B.; JENSEN, D. L.; GRON, C.; FILIP, Z. Z.; CHRISTENSEN, T. H. Characterization of dissolved organic carbon in landfill leachate-polluted groundwater. **Water Research**, v. 32, p. 125-135, 1998.
- DENG, Y.; ENGLEHARDT, J. Treatment of landfill leachate by the Fenton process. **Water Research**, v.40, p.3683-3694, 2006.
- DENG, Y. Physical and oxidative removal of organics during Fenton treatment of mature municipal landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 146, p. 334-340, 2007.
- EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N.; LECKIE, J. O. Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling. **Journal of Environmental Management**, v. 50, p. 1-25, 1997.
- EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Handbook on Advanced Nonphotochemical Oxidation Processes**. U.S. EPA – Technology Transfer, 2001.
- GULSEN, H.; TURAN, M. Treatment of Sanitary Landfill Leachate Using a Combined Anaerobic Fluidized Bed Reactor and Fenton's Oxidation. **Environmental Engineering Science**, v. 21, p. 627-636, 2004.
- HUANG, C.P; DONG, C.; TANG, Z. Advanced chemical oxidation: Its present role and potential future in hazardous waste treatment. **Waste Management**, v. 13, p.61-377, 1993.
- JARDIM, W. F.; CANELA, M. C. **Fundamentos da oxidação química no tratamento de efluentes e remediação de solos**. Caderno Temático Volume 1. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.
- KANG, Y. W.; HWANG, K. Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the Fenton process. **Water Research**, v. 34, p. 2786-2790, 2000.
- KJELSDEN, P.I.; BARLAZ, M.A; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T.H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v.32, p.297-336, 2002.
- KURNIAWAN, T.; LO, W.; CHAN, G. YS. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v.129, p.80-100, 2006a.
- LEGRINI, O; OLIVEROS, E; BRAUN, A.M. Photochemical Processes for Water Treatment. **Chemical Reviews**, v. 93, p.671-698, 1993.
- LEMA, J.M; MENDEZ, R.; BLAZQUEZ, R.Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: A review. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 40, p.223-250, 1988.
- LOPEZ, A.; PAGANO, M.; VOLPE, A.; DI PINTO, A. C. Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate. **Chemosphere**, v. 54, p.1005-1010, 2004.
- MARTTINEN, S.K; KETTUNEN, R.H; SORMUNEN, K.M; SOIMASUO, R.M; RINTALA, J.A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. **Chemosphere**, v. 46, p. 851-808, 2002.
- MORAVIA, W. G. **Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas**. 2010. 237 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.
- RIVAS, F. J.; BELTRAN, F.; CARVALHO, F.; ACEDO, B.; GIMENO, O. Stabilized leachates: sequential coagulation-flocculation + chemical oxidation process. **Journal of Hazardous Materials B**, v. 116, p. 95-102, 2004.
- TATSI, A. A; ZOUBOULIS, A. I. A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece). **Advances in Environmental Research**, v.6, p.207-219, 2002.
- WALLING, C. Fenton's reagent revisited. **Accounts of Chemical Research**, v. 8, p.125-131, 1975.
- WERNER, Smm; MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters**. 3ª ed. Nova Iorque: John Wiley, 1996. 1022 p.
- WU, Y.; ZHOU, S.; QIN, F.; PENG, H.; LAI, Y.; LIN, Y. Removal of humic substances from landfill leachate by Fenton oxidation and coagulation. **Process safety and environmental protection**, v. 88, p. 276-284, 2010.
- ZHANG, H.; CHOI, H. J.; HUANG, C. Optimization of Fenton process for the treatment of landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 125, p.166-174, 2005.