



Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal  
of Applied Science

ISSN: 1980-993X

ambi-agua@agro.unitau.br

Universidade de Taubaté  
Brasil

Fernandes Bezerra Mello, Victor; Prazeres da Gama Abreu, Juliana; Moraes Ferreira, Joelma; Thomé  
Jucá, José Fernando; da Motta Sobrinho, Maurício A.

Variáveis no processo de coagulação /floculação/decantação de lixiviados de aterros sanitários  
urbanos

Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science, vol. 7, núm. 2, 2012, pp. 88-100  
Universidade de Taubaté  
Taubaté, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=92823633009>

- Como citar este artigo
- Número completo
- Mais artigos
- Home da revista no Redalyc

redalyc.org

Sistema de Informação Científica  
Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe, Espanha e Portugal  
Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto



## **Variáveis no processo de coagulação /floculação/decantação de lixiviados de aterros sanitários urbanos**

(<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.861>)

**Victor Fernandes Bezerra Mello; Juliana Prazeres da Gama Abreu; Joelma Moraes  
Ferreira; José Fernando Thomé Jucá; Maurício A. da Motta Sobrinho**

Universidade Federal de Pernambuco,  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Recife – PE  
e-mails: vfbmello@yahoo.com.br, julliizinha@yahoo.com.br,  
joelma@ufpe.br, jucah@ufpe.br, mottas@ufpe.br

### **RESUMO**

A disposição desordenada de resíduos a céu aberto pode gerar impactos ambientais e sociais de grande porte. Para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, utilizam-se normalmente métodos biológicos e físico-químicos. A precipitação química utilizando hidróxido de cálcio vem sendo empregada com grande eficácia no tratamento de efluente com elevadas concentrações de compostos orgânicos e metais pesados. O lixiviado utilizado neste trabalho foi coletado na caixa de vazão do aterro de Muribeca, localizado na cidade de Jaboatão dos Guararapes – PE. Utilizou-se como coagulante hidróxido de cálcio comercial em solução aquosa. Foi montado um planejamento fatorial fracionário, seguido de um planejamento completo  $2^4$ . Pôde-se observar que os menores valores de turbidez e de cor são obtidos com velocidades de floculação no nível superior, todavia um tempo maior favoreceu a remoção da cor, o que não ocorre para a remoção de turbidez. Para o ponto ótimo, obteve-se redução da cor de 52% e uma turbidez NTU dentro dos padrões estabelecidos nas resoluções CONAMA 357/05 e 430/11.

**Palavras-chave:** Aterro Sanitário, Lixiviados, Coagulação, Floculação.

## **Variables in the process of coagulation / flocculation / settling of leachate of municipal landfills**

### **ABSTRACT**

The careless disposal of waste may generate tremendous environmental and social impacts. For the treatment of landfill leachate, biological and physic-chemical treatments are routinely used. Chemical precipitation using calcium hydroxide has been used with great effectiveness in treating effluent with high concentrations of organic compounds and heavy metals. The leachate used in this study was collected from a flow box of the Muribeca landfill, located in the city of Jaboatão Guararapes, PE. Commercial calcium hydroxide was used as coagulant in aqueous solution. The experiment was implemented using a fractional factorial design, followed by a complete planning  $2^4$ . It was observed that the lowest turbidity and color were obtained at the highest flocculation speeds. Color removal was favored by long flocculation time whereas this did not occur for turbidity removal. For the optimal point, a reduction of 52% of the color and a NTU turbidity within the standards established in Brazilian Laws (CONAMA 357/05 and CONAMA 430/11) were obtained.

**Keywords:** sanitary landfill, leachate, coagulation, flocculation.

## 1. INTRODUÇÃO

Todo resíduo gerado, precisa ser tratado ou disposto em algum local, e as formas de disposição final dos resíduos domésticos pode variar, sendo os mais empregados no Brasil os lixões e os aterros controlados e sanitários. Em 2009, foram coletadas aproximadamente 161.084 t/dia de resíduos sólidos urbanos, das quais cerca de 91.524 t foram depositados adequadamente em aterros sanitários e 69.560 t/dia tiveram disposição inadequada, sendo estimado 38.459 t/dia depositados em aterros controlados e 31.101 t/d em lixões (Alegria, 2010).

O chorume é uma substância líquida resultante do processo de putrefação de matérias orgânicas. É viscoso e possui um cheiro muito forte e desagradável enquanto o lixiviado é o resultado da percolação de água, que atravessa a massa de resíduos, acompanhada de extração de materiais dissolvidos ou em suspensão, na maior parte das vezes forma-se a partir de água com origem em fontes externas, tais como a chuva, escoamentos superficiais, águas subterrâneas ou águas de nascente e da decomposição dos resíduos (Mello, 2011; Bidone, 2007).

Para tratar o lixiviado, podem-se utilizar os métodos biológicos e físico-químicos. O tratamento físico-químico é normalmente utilizado como um pré-tratamento, aumentando a biodegradabilidade da matriz ou polimento final, por meio de remediação de parâmetros que não são alcançados pelos tratamentos biológicos (Moraes, 2005; Gomes, 2009). O método físico-químico visa proporcionar um pré-tratamento ou a diminuição dos parâmetros, como por exemplo cor e turbidez, que são objeto de estudo deste trabalho.

Os perigos dos lixiviados são devidos às altas concentrações de poluentes orgânicos e nitrogênio amoniacal. Agentes patogênicos e substâncias químicas tóxicas podem estar presentes (Silva, 2011).

Dentre os métodos físico-químicos, um processo simples e de baixo custo que vem sendo utilizado é a precipitação química a partir do hidróxido de cálcio diluído em várias concentrações. Este método vem apresentando grande eficácia no tratamento de efluentes com elevadas concentrações de compostos orgânicos e metais pesados.

No tratamento do lixiviado de aterros sanitários antigos, estes processos têm se mostrado eficientes. Têm sido largamente utilizados no pré-tratamento, obtendo melhores resultados que nos tratamentos biológicos ou por osmose reversa. Ainda podem ser utilizados como um polimento final ao pré-tratamento para remoção da matéria orgânica não biodegradável (Renou et al., 2008a).

Os processos de Coagulação-floculação desestabilizam as partículas coloidais pela adição do coagulante. Para aumentar o tamanho da partícula, o processo da coagulação é seguido normalmente pela floculação das partículas instáveis, onde há formação de flocos volumosos por agruparem-se mais facilmente. Essa técnica facilita a remoção de sólidos suspensos e partículas coloidais da solução (Kurniawan et al., 2006).

Amokrane et al. (1997) utilizaram sais de ferro e de alumínio no tratamento de lixiviados com baixa relação DBO<sub>5</sub>/DQO, obtendo eficiências de até 65% na redução DQO e de carbono orgânico total.

Bila (2000), tratando lixiviados por coagulação com Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>, FeCl<sub>3</sub>, Tanfloc SG, Cloralfloc 18 alcançou eficiências de 40%, 43%, 37% e 26%, respectivamente, na redução de DQO. Já Trebouet et al. (2001), na França, utilizaram a nanofiltração seguida de coagulação química, e obtiveram uma remoção de DQO entre 70 a 80%, enquadrando o lixiviado tratado nos padrões de lançamento da França.

A eficiência do processo de coagulação/floculação depende de fatores como: natureza e dose do coagulante, idade do lixiviado, uso do processo como etapa de pré ou pós-tratamento e pH (Renou et al., 2008a).

Vários autores (Thornton e Blanc, 1973; Ho et al., 1974; Keenan et al., 1983; Slater et al., 1983; Millot, 1986) afirmam que a cal é o reagente mais utilizado na precipitação química, requerendo, geralmente, entre 1 a 15 g/L de cal no tratamento de lixiviado de aterros. As principais vantagens da aplicação de hidróxido de cálcio (cal hidratada) na precipitação química incluem: disponibilidade do reagente em muitos países; não contribui para o aumento da salinidade, como é o caso quando se emprega sais de alumínio ou ferro; baixo custo e simplicidade do método.

Renou et al. (2008b) afirmaram que o tratamento com cal age preferencialmente em compostos orgânicos de alto peso molecular, essencialmente ácido-húmicos contidos nos lixiviados estabilizados.

Segundo Renou et al. (2009), o tratamento de lixiviado por precipitação química com cal elimina a maioria das macromoléculas orgânicas nos primeiros momentos da reação. Eles citam que quase 91% da remoção total da matéria orgânica ocorre durante os primeiros 30 segundos e mais de 99% foram eliminados no final da mistura rápida (5 min).

Giordano (2003) afirma que a redução da concentração de matéria orgânica está relacionada à precipitação de sais orgânicos e, em menor proporção, à desestabilização de colóides. Este fato é corroborado por com Hong e Elimelech (1997), ao afirmarem que ao contrário dos cátions monovalentes, cátions divalentes interagem especificamente com a matéria orgânica e formam complexos de metais húmicos. Giordano (2003) cita ainda que nesses casos o que acontece é um aumento do peso molecular, que praticamente dobra e o novo composto perde a capacidade de dissolução pois os sítios ativos ficam ocupados pelo cátion divalente.

O presente trabalho objetivou otimizar o processo de coagulação /floculação/decantação de lixiviados de aterros sanitários urbanos com uso da ferramenta planejamento fatorial fracionado, seguido de um planejamento fatorial completo  $2^4$ .

## 2. MATERIAIS E MÉTODO

Para os ensaios de coagulação foi utilizado o lixiviado proveniente do aterro da Muribeca (Jaboatão dos Guararapes, PE). O aterro controlado da Muribeca, que até 2009 recebeu todo lixo das cidades de Recife e Jaboatão dos Guararapes possui uma área de 64 ha e localiza-se a 16 km da Cidade do Recife. Foi o maior aterro em operação na Região Metropolitana do Recife de 1985 até meados de 2009, estando atualmente fechado, teve seu processo de recuperação iniciado em 1994 com a construção de nove células revestidas por uma camada de solo impermeabilizante, sobre a qual é depositado e compactado o lixo (Braga et al., 2010).

A coleta do lixiviado foi realizada na caixa de vazão localizada entre a lagoa de decantação e lagoa anaeróbia da Estação de tratamento de Lixiviados da Muribeca. O lixiviado coletado em bombonas de polietileno, com capacidade de volume de 20 litros, e foi conservado sob refrigeração até a sua utilização.

Para as análises de caracterização do lixiviado foi seguida a metodologia *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA et al., 2012). Na Tabela 1 são apresentadas as referências dos métodos utilizados. Para medição de DBO e DQO foi utilizado um bloco digestor modelo FTC 90 da VELP.

O tratamento do lixiviado foi realizado, utilizando como coagulante hidróxido de cálcio diluído com água destilada em diversas concentrações, recebendo denominação de “leite de cal”.

**Tabela 1.** Análises realizadas para caracterização do efluente.

Parâmetro	Método	Observação
<b>pH</b>	Método eletrométrico - SMEWW 4500 B	Potenciômetro modelo DM 22 (Digimed)
<b>Condutividade (<math>\mu\text{S}/\text{cm}</math>)</b>	Condutância elétrica SMEWW 2510 B	Condutivímetro modelo DM 32 (Digimed)
<b>Turbidez (NTU)</b>	Nefelométrico SMEWW 2130 B	Turbidímetro modelo turbiquant 1000 IR (MERCK KGa A).
<b>Sólidos Totais (<math>\text{mg}/\text{L}</math>)</b> <b>Sólidos Suspensos Totais (<math>\text{mg}/\text{L}</math>);</b> <b>Sólidos Dissolvidos Totais (<math>\text{mg}/\text{L}</math>);</b>	Gravimétrico Adaptado do SMEWW 2540 - B, 2540 C, 2540 D.	
<b>DQO (<math>\text{mg O}_2/\text{L}</math>)</b>	Titulométrico (Digestão com $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ) - SMEWW 5220 C	Reator de DQO compacto, banho seco para 8 tubos, modelo ECO 8 thermoreactor, (Velp científica)
<b>DBO (<math>\text{mg O}_2/\text{L}</math>)</b>	Manométrico Adaptado do SMEWW 5210	

As soluções de cal (leite de cal) foram preparadas dissolvendo 50, 125 e 200 g de cal em 1000 mL de água destilada ( $C = 50 \text{ g/L}$  ou 5 %;  $125 \text{ g/L}$  ou 12,5 % e  $200 \text{ g/L}$  ou 20 %). Em seguida foram adicionados 50 mL do leite de cal em 450 mL do efluente, compreendendo um volume final de 500 mL no *Jar Test*. Tem-se para cada litro de efluente massas de 5,5; 13,75 e 22,22 g de cal/L de efluente para as concentrações de leite de cal de 50, 125 e 200 g/L respectivamente.

O leite de cal utilizado foi preparado a partir da cal comercial (Qualical<sup>®</sup>) que de acordo com LINS (2011), é a cal mais apropriada ao pré-tratamento dos efluentes, pelo seu alto grau de pureza e um baixo custo (cerca de R\$ 0,40/ kg).

O hidróxido de cal utilizado foi analisado no NEG LABISE /UFPE (Núcleo de Análises Geoquímicas do curso de geologia da Univ. Federal de Pernambuco). As análises foram realizadas pulverizando-se a cal a partir de morteiro de ágata, seguindo para estufa a  $110^\circ\text{C}$  para eliminar umidade e posteriormente foi levada à mufla a  $1000^\circ\text{C}/2\text{h}$  para determinação da perda ao fogo. A amostra seca foi prensada numa prensa hidráulica à pressão de 25 toneladas, formando pastilhas. Para análise química foi utilizado um espectrofotômetro de fluorescência de raio X Rigaku modelo R1X 3000, equipado com tubo de Rh.

## 2.1. Planejamento Experimental

Para se avaliar a influência das variáveis experimentais controláveis no processo de coagulação-floculação, foram definidas como variáveis de entrada para o primeiro planejamento o tempo e a velocidade de coagulação e de floculação, tempo de decantação e concentração do leite de cal sobre as variáveis dependentes turbidez e cor.

Devido ao grande número de fatores a serem analisados (6), tornou-se inviável, a utilização de um planejamento fatorial experimental completo, portanto uma das soluções para suprir esta limitação, foi construir e planejar experimentos utilizando-se a técnica de confundimento ou as técnicas de experimentos fatoriais fracionados  $2^{n-p}$ .

Realizando-se um planejamento fatorial fracionado é possível analisar os efeitos sobre uma resposta de interesse, realizando-se apenas uma parte dos ensaios experimentais sem comprometer significativamente a precisão das conclusões decorrentes da análise de resultados. Simultaneamente, os custos e o tempo de duração dos ensaios são significativamente reduzidos (Calado e Montgomery, 2003). As variáveis selecionadas e seus respectivos níveis estão descritos na Tabela 2.

**Tabela 2.** Níveis das variáveis do planejamento fatorial experimental fracionário  $2^6$ .

Variáveis/ Níveis	Tc (seg)	Vc (rpm)	Tf (min)	Vf (rpm)	Leite de Cal (g/L)	Td (min)
-1	10	80	2	20	50	30
0	30	95	4	40	125	60
+1	50	110	6	60	200	120

**Nota:** Tc: Tempo de coagulação; Vc: Velocidade de coagulação; Tf: tempo de floculação; Vf: velocidade de floculação; Td: tempo de decantação.

Baseado nos resultados obtidos no primeiro planejamento procedeu-se a otimização do processo de coagulação/floculação/decantação empregando-se na segunda etapa a metodologia experimental fatorial completo  $2^k$ . Neste caso foram utilizadas apenas as quatro variáveis selecionadas, e as quais foram positivamente significantes no primeiro estudo.

Os valores das variáveis nos três níveis foram mantidos e para as demais foram tomados os valores máximos.

Os ensaios de otimização da dosagem de leite de cal foram realizados em *Jar Test* modelo JT- 203 (Figura 1). Foram utilizados, no equipamento, seis béqueres com capacidade de um litro, como reatores.



**Figura 1.** Equipamento Jar Test utilizado nos ensaios de otimização para precipitação química.

O objetivo da utilização do *Jar Test* nos ensaios foi simular, em escala de laboratório, as condições físicas de precipitação química que mais se aproxime da realidade. Em cada béquer (reator) foi adicionado lixiviado numa escala de 1:10 em relação ao leite de cal, ou seja utilizou-se 450 mL de lixiviado para 50 mL de leite de cal.

Decorridos os tempos de coagulação e floculação de cada ensaio, as amostras foram postas em repouso para decantação pelo tempo determinado no planejamento experimental. Os dados foram analisados no software Statistica versão 6.0.



A turbidez foi determinada na unidade NTU utilizando para isso, turbidímetro Turbiquant 1000 IR da Merk. A determinação da cor foi realizada utilizando-se o colorímetro MERK spectroquant modelo Nova 60.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Do lixiviado utilizado, coletado na entrada da Estação de Tratamento de Chorume (ETC) do aterro controlado da Muribeca no dia 20 de setembro de 2010, foi analisado diversos parâmetros, a fim de caracterizar a sua composição. Os resultados obtidos podem ser observados na Tabela 3.

**Tabela 3.** Caracterização do lixiviado utilizado nos ensaios.

Parâmetros	Setembro 2010	Parâmetros	Setembro 2010
DBO (mg/L)	1510	Cor (Hazen)*	5505
DQO (mg/L)*	2822	Cloretos (mg/L)	670
DBO/DQO (mg/L)	0,410	Sulfetos (mg/L)	0,200
Sólidos Totais (ST) (mg/L)*	8784	Fósforo Total (mg/L)	10,75
Sólidos Totais Voláteis (STV) (mg/L)*	2070	Turbidez (NTU)*	33,07
STV/ST (mg/L)*	0,235	Alcalinidade Total (mg/L CaCO <sub>3</sub> )*	8558
Sólidos Dissolvidos Totais (STD) (mg/L) *	8116	Condutividade (mS/cm)	22,63
Sólidos Dissolvidos Voláteis (SDV) (mg/L)*	1608	Nitrogênio Amoniacal (MG/L)*	2365
SDV/SDT (mg/L)*	0,198	Ferro (mg/L)	7,320
Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg/L)*	668	Manganês (mg/L)	3,575
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) (mg/L)*	462	Cromo (mg/L)	0,575
SSV/SST (mg/L)*	0,692	Zinco (mg/L)	4,625
pH*	8,340		

\*valores médios das medições realizadas em duplicata.

Como pode ser observado pela Tabela 3, o lixiviado apresenta uma característica de baixa DQO, e boa degradabilidade (relação DBO/DQO de 0,4). Em relação aos sólidos verifica-se, pela relação STV/ST que cerca de 76% são de origem inorgânica (Sólidos fixos). Ele apresenta uma elevado concentração de nitrogênio amoniacal e um pH ligeiramente alcalino. Dentre os metais consta-se alta concentração de ferro e magnésio oriundo, possivelmente, do solo que tem alta concentração destes metais.

Após a caracterização do lixiviado, foi realizada análise da cal utilizada na pesquisa. A Tabela 4 apresenta os resultados de sua caracterização.

A NBR 6473 (2003) especifica que a cal hidratada deve conter um mínimo de 67% de CaO e no máximo 3% de MgO, estando portanto a cal fornecida pela Qualical dentro dos padrões estabelecidos pela norma. As análises demonstraram que esta cal apresenta teor de impurezas de aproximadamente 0,66%.

**Tabela 4.** Caracterização da cal utilizada na pesquisa.

Parâmetro	%	Parâmetro	%
CaO	75,02	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,05
K <sub>2</sub> O	0,05	SrO	0,34
SiO <sub>2</sub>	0,23	MnO	0,02
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,2	PF	23,91
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,18	Total	100,00

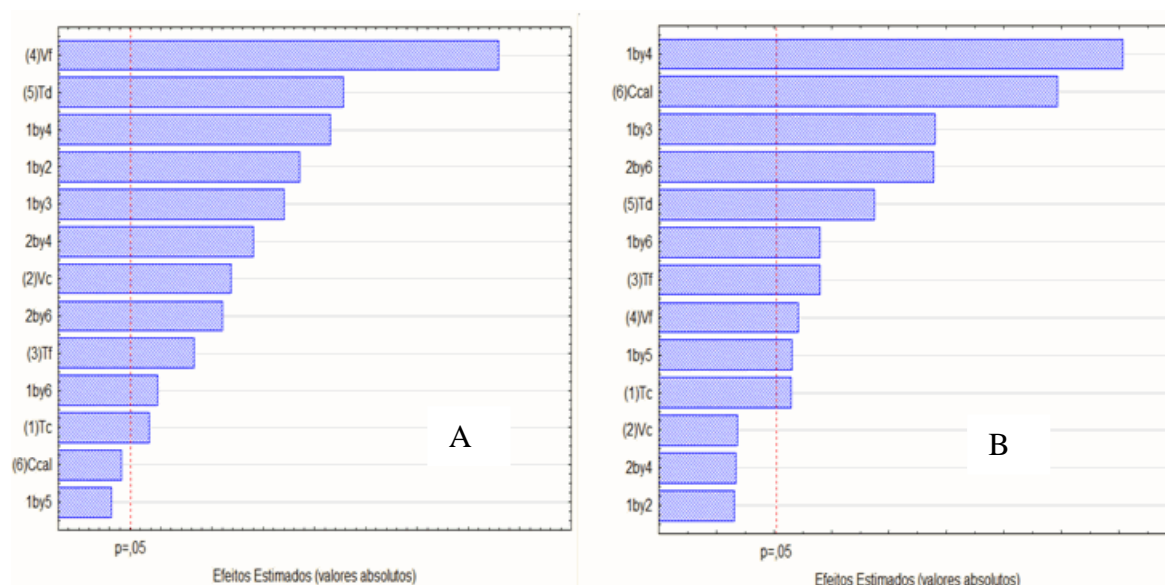
Fonte: Lins (2011).

### 3.1. Planejamento experimental fracionário

Para a análise estatística dos resultados obtidos nesse trabalho considerando-se um nível de significância ( $\alpha$ ) igual a 5%, sendo, portanto, a confiabilidade dos resultados de 95%.

A partir da análise estatística foi inicialmente plotado o gráfico de Pareto (Figura 2) para as variáveis de resposta turbidez e cor. Quase todas as variáveis isoladas apresentaram influencia estatisticamente significativa, ao nível de 95% de confiança, de valores significativos no processo, conforme pode ser observada na Figura 2 para os parâmetros que se localizam à direita da linha tracejada ( $p = 0,05$ ). A única exceção foi a concentração de cal para resposta turbidez (Figura 2A).

Para resposta cor (Figura 2B), a interação entre os fatores tempo de coagulação ( $T_c$ ), e velocidade de floculação ( $V_f$ ), representado no gráfico de Pareto como 1 by 4, foi o que apresentou maior efeito significativo seguido da concentração de cal ( $C_{cal}$ ), que foi a segunda mais representativa, enquanto que a velocidade de coagulação não apresentou efeito significativo para esta resposta e dentro dos níveis estudados.



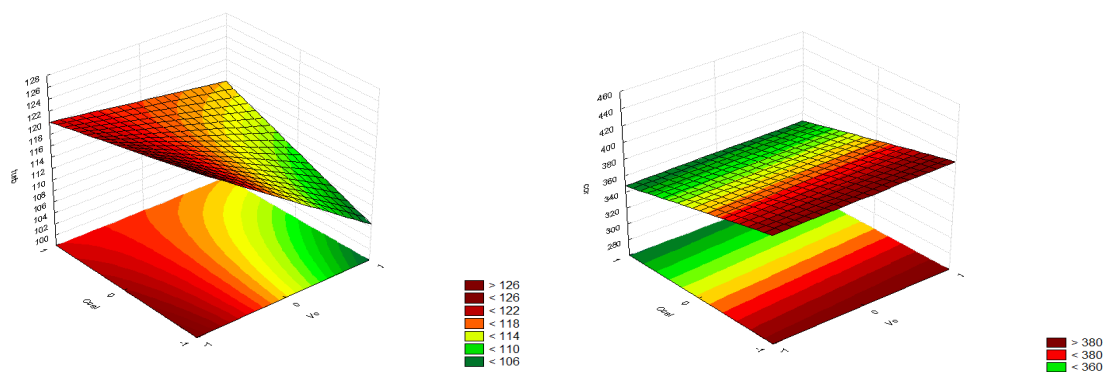
**Figura 2.** Avaliação da significância dos efeitos das variáveis independentes estudadas no processo de otimização do planejamento fracionado por meio do gráfico de Pareto para a turbidez (A) e cor (B). Em que: tempo de coagulação -  $T_c$  (1); velocidade de coagulação -  $V_c$  (2); tempo de floculação -  $T_f$  (3); velocidade de floculação -  $V_f$  (4); tempo de decantação -  $T_d$  (5) e concentração de cal -  $C_{cal}$  (6).

Após realizar uma triagem dos fatores com efeito significativo, foram construídas as superfícies de resposta. Os níveis dos fatores escolhidos foram ajustados, baseados nos experimentos do planejamento fracionado descritos acima. As informações obtidas após a construção de superfícies de resposta também foram utilizadas na interpretação dos resultados.

Ao se analisar as superfícies de resposta, representadas pela Figura 3, é possível observar graficamente as interações das variáveis  $C_{cal}$  e  $V_c$  sobre a turbidez e a cor.

A região de menor valor de cor foi alcançada para níveis superiores da variável independente  $C_{cal}$  e com pouca significância da velocidade de coagulação. No caso da turbidez houve discreta influência para menores valores de  $C_{cal}$  e valores maiores de  $V_c$ . Portanto, utilizou-se  $C_{cal}$  200g/L e  $V_c$  110 rpm.





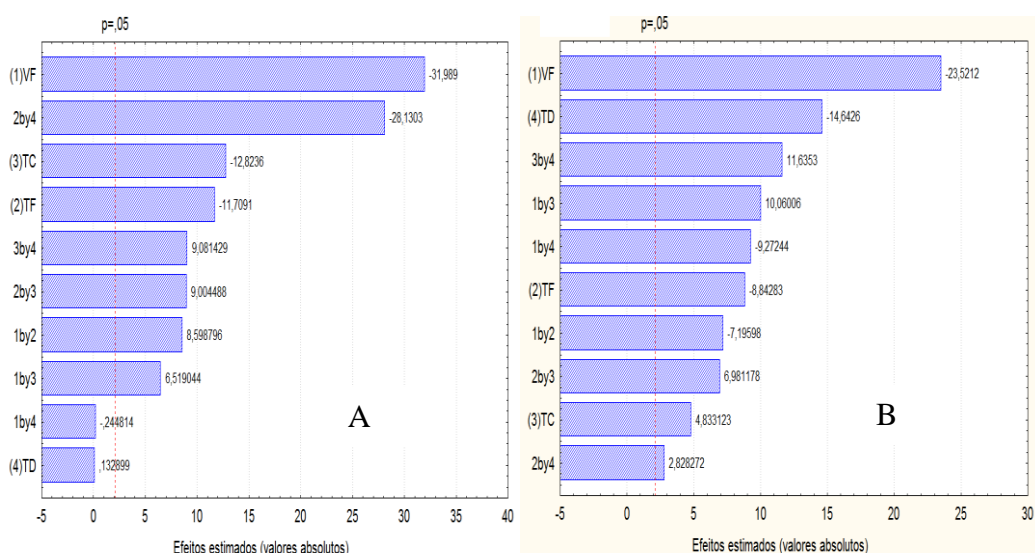
**Figura 3.** Efeito do leite de cal e da velocidade de floculação sobre a turbidez (A) e sobre a cor (x10) (B).

Com base no planejamento fatorial fracionado foi possível identificar a velocidade de floculação e os tempos de decantação, coagulação e floculação como as variáveis mais importantes do modelo, nos níveis estudados, de modo a reduzir o espaço de busca da etapa de otimização.

### 3.2. Planejamento experimental fatorial $2^4$

Considerando as informações da análise estatística realizada na primeira etapa (planejamento fracionado), identificou-se 4 das 6 variáveis de entrada que tiveram um nítido efeito sobre as variáveis respostas, portanto um novo experimento foi planejado. Nessa fase foi utilizada a técnica de planejamento fatorial completo  $2^4$  acrescido de 3 pontos centrais.

Com os resultados obtidos nesta segunda etapa foi plotado um novo gráfico de Pareto (Figura 4) para as variáveis respostas turbidez e cor. Analisando-se esta figura, verificou-se que a variável velocidade de floculação ( $V_f$ ) foi o fator que apresentou maior importância significativa sobre as respostas turbidez (Figura 4A) e cor (Figura 4B). O valor negativo do seu coeficiente (teste t-student) significou que menores faixas de turbidez e remoção de cor foram encontradas para valores elevados de velocidade de floculação.

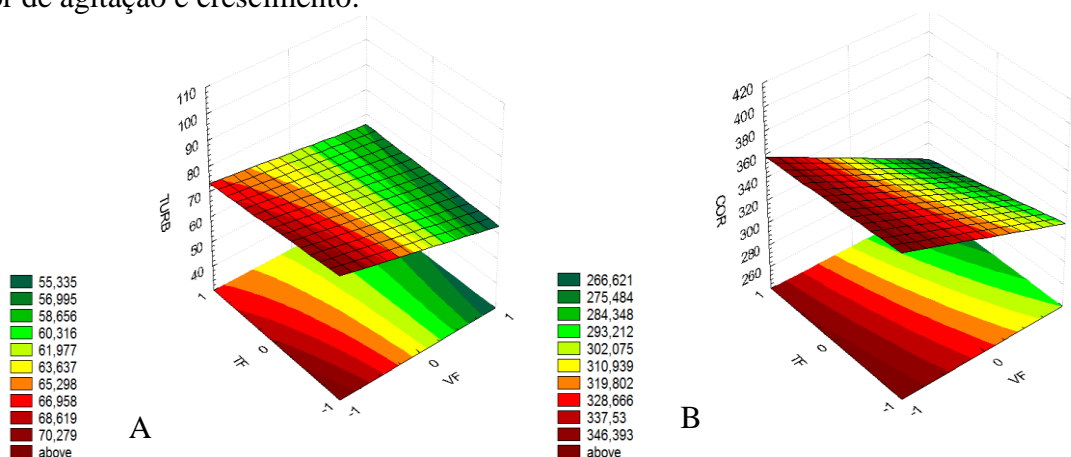


**Figura 4.** Avaliação da significância dos efeitos das variáveis independentes estudadas no processo de otimização do planejamento fatorial  $2^4$  por meio do gráfico de Pareto para a turbidez (A) e cor (B). Em que: velocidade de floculação -  $V_f$  (1); tempo de floculação -  $T_f$  (2); tempo de coagulação -  $T_c$  (3) e tempo de decantação -  $T_d$  (4).

Observa-se também pela Figura 4B que os efeitos principais de todas variáveis independentes e as interações entre elas apresentaram efeitos estatisticamente significativos tendo como resposta a variável cor.

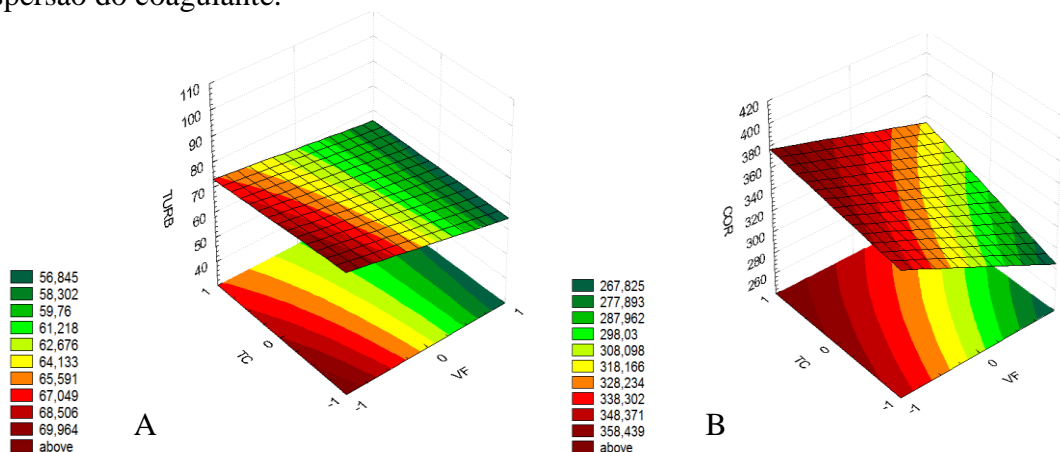
Observou-se influência estatisticamente significativa ao nível de 95% de confiança da variável velocidade de floculação, tempo de coagulação e tempo de floculação, bem como a interação entre as variáveis tempo de floculação e tempo de decantação, sendo os efeitos mais representativos para a resposta turbidez.

Observando-se a Figura 5 (superfícies de resposta) pode-se verificar que os menores valores de turbidez e de cor são obtidos com velocidades de floculação no nível superior, todavia para a remoção de cor um tempo maior favorece, o que não ocorre para a remoção de turbidez. Este fato pode ser ocasionado pela desagregação do floco, decorrente de um tempo maior de agitação e crescimento.



**Figura 5.** Efeito do tempo (TF) e da velocidade (VF) de floculação sobre a turbidez (A) e sobre a cor (x10) (B).

A partir das superfícies de resposta apresentadas na Figura 6, constatou-se que a diminuição do tempo de coagulação favoreceu de forma mais intensa a remoção de cor que a remoção da turbidez, este fato pode ser devido ao tempo do nível inferior já ser suficiente para a dispersão do coagulante.



**Figura 6.** Efeito do tempo de coagulação (TC) e da velocidade de floculação (VF) sobre a turbidez (A) e sobre a cor (x10) (B).

Fazendo uso do planejamento fatorial para o tempo de floculação de 6 minutos e solução mãe de leite cal de concentração 200g/L, obteve-se remoção de cor do lixiviado de mediana biodegradabilidade de 5.505 Hz para 2.660, significando aproximadamente 52% de redução, resultados superiores ao de Lins (2011) que utilizando um tempo de floculação semelhante

(5 min.) e um leite de cal à uma concentração de 150 g/L, conseguiu reduzir a cor de 6.410 para 5.370, significando cerca de 16% de remoção para o chorume de mediana biodegradabilidade.

Santana-Silva (2008), utilizando a cal hidratada sólida numa concentração de 35g/L dissolvida diretamente no lixiviado, obteve redução de 8435 para 2970 Hz, significando cerca de 64% de remoção de cor.

Para turbidez, partiu-se de um valor de 33,10 NTU para 28 NTU demonstrando uma redução em torno de 9% estando dentro dos padrões estabelecidos na resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005), enquanto Lins (2011) conseguiu reduzir com tempo de floculação de 5 minutos de 172,3 para 103,4 aproximadamente 40% de remoção.

A Figura 7 mostra o lixiviado bruto (B) no centro da figura, o lixiviado após a coagulação/floculação com leite de cal 50 g/L (A) e o lixiviado tratado com 200 g/L (C) a 10% em volume.



**Figura 7.** Foto do lixiviado bruto (B) e após tratamento com 5,55 g de cal por litro (lixiviado A) e 22,22 g de cal por litro (lixiviado C).

#### 4. CONCLUSÃO

Empregando-se a técnica de planejamento experimental para tratamento de lixiviado por coagulação/floculação/decantação foi possível determinar as condições ótimas de tempo de coagulação, de floculação e de decantação, assim como velocidade de floculação e de coagulação e quantidade de leite de cal.

Constatou-se que as variáveis que exerceram maior influência significativa, dentro da faixa estudada, foram o tempo de coagulação, tempo de floculação, velocidade de floculação e tempo de decantação. A partir do planejamento fatorial completo  $2^4$ , percebeu-se que com valores superiores estudados da velocidade de floculação e valores inferiores para o tempo de coagulação é possível obter um bom nível de redução da turbidez e da cor. Estes fatos acarretam economia de energia e redução do TDH.

#### 5. AGRADECIMENTOS

Agradecemos à CAPES e ao CNPq pelas bolsas concedidas e à FINEP (PROSAB 5) pelo suporte financeiro.

## 6. REFERÊNCIAS

- ALEGRIA, M. Déficit na destinação final de resíduos sólidos no Brasil: um dos desafios que preocupa os especialistas. **Revista Meio Ambiente**, 10 out. 2010. Disponível em: <<http://www.revistameioambiente.com.br/2010/10/10/>>. Acesso em: 13 abril 2012.
- AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. **Water Research**, v. 31, n. 11, p. 2775-2782, 1997. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00147-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00147-4)
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION -APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION - WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington, DC, 2012. 1472p.
- BIDONE, R. F. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos**: estudo de caso – Central de Resíduos do Recreio, em Minas do Leão/RS. 2007. 156f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.
- BILA, D. M. **Aplicação de processos combinados no tratamento de chorume**. 2000. 108f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Programa de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.
- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C. **Introdução à engenharia ambiental**. São Paulo: Pearson Education do Brasil, 2010. 310 p.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Disponível em: <[www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf](http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf)>. Acesso em: 14 mar. 2012.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res43011.pdf>>. Acesso em: 14 mar. 2012.
- CALADO, V.; MONTGOMERY, D. C. **Planejamento de experimentos usando o Statistica**. Rio de Janeiro: E-papers, 2003. 260p.
- GIORDANO, G. **Análise e formulação de processos para tratamento dos chorumes gerados em aterros de resíduos sólidos urbanos**. 2003. 257f. Tese (Doutorado) - Departamento de Ciência dos Materiais e Metalurgia, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.
- GOMES, L. P. (Org.). **Tratamento, disposição e reciclagem de resíduos sólidos, com ênfase no tratamento do lixiviado e tendo em vista a proteção dos corpos d'água**. Rio de Janeiro: PROSAB 5;FINEP;ABES, 2009. 362p.
- HO, S.; BOYLE, C. W.; HAM, R. K. Chemical treatment of leachates from sanitary landfills. **Water Pollution Control Federation**, v. 46, n. 7, p. 1776-1791, 1974. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/25038828>>. Acesso em: 17 ago. 2012.
- HONG, S.; ELIMELECH, M. Chemical and physical aspects of natural organic matter (NOM) fouling of nanofiltration membranes. **Journal of Membrane Science**, v. 132, n. 2, p. 159-181, 1997. [http://dx.doi.org/10.1016/S0376-7388\(97\)00060-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0376-7388(97)00060-4)

MELLO, V. F. B.; ABREU, J. P. G.; FERREIRA, J. M.; JUCÁ, J. F. T.; MOTTA SOBRINHO, M. A. Variáveis no processo de coagulação /floculação/decantação de lixiviados de aterros sanitários urbanos. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 2, p. 88-100, 2012. (<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.861>)

---

KEENAN, J. D.; STEINER, R. L.; FUNGAROLI, A. A. Chemical-physical leachate treatment. **Journal of Environmental Engineering**, v. 109, n. 6, p. 1371-1384, 1983. [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1983\)109:6\(1371\)](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1983)109:6(1371))

KURNIAWAN, T. A.; LO, W.; CHAN, G. Y. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 129, n. 1/3, p. 80-100. 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.08.010>

LINS, E. A. M. **Proposição e avaliação de um sistema experimental de processos físicos e químicos para tratamento de lixiviado**. 2011. 277f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

MELLO, V. F. B. **Otimização do tratamento de lixiviados e corantes por processos físico-químicos**. 2011. 106f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

MORAIS, J. L. **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados isolados e integrados com processos biológicos tradicionais para tratamento de chorume de aterro sanitário**. 2005. 207f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

MILLOT, N. **Les Lixiviats de décharges contrôlées: caractérisation analytique - étude des filières de traitement**. 1986. 188f. Tese (Doutorado) - Instituto Nacional de Ciências Aplicadas de Lyon, Lyon, 1986.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008a. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>

RENOU, S.; POULAIN, S.; GIVAUDAN, J. G.; MOULIN, P. Treatment process adapted to stabilized leachates: lime precipitation – prefiltration – reverse osmosis. **Journal of Membrane Science**, v. 313, n. 1/2, p. 9-22, 2008b. <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2007.11.023>

RENOU, S.; POULAIN, S.; GIVAUDAN, J. G.; SAHUT, C.; MOULIN, P. Lime treatment of stabilized leachates. **Water Science & Technology**, v. 59, n. 4, p. 673 – 685, 2009. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2009.014>

SANTANA-SILVA, F. M. **Avaliação do método de precipitação química associado ao stripping de amônia no tratamento do lixiviado do aterro de Muribeca-PE**. 2008. 117f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008

SILVA, M. P. **Avaliação da tratabilidade do lixiviado de aterro industrial por processo de biorreator à membrana (MBR)**. 2011. 157f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

SLATER, C. S.; AHLERT, R. C.; UCHRIN, C. G. Treatment of landfill leachates by reverse osmosis. **Environmental Progress**, v. 2, n. 4, p. 251–256, 1983. <http://dx.doi.org/10.1002/ep.670020411>

THORNTON, R. J.; BLANC, F. C. Leachate treatment by coagulation and precipitation. **Journal of Environmental Engineering Division**, v. 99, n. 4, p. 535-544, 1973.

MELLO, V. F. B.; ABREU, J. P. G.; FERREIRA, J. M.; JUCÁ, J. F. T.; MOTTA SOBRINHO, M. A. Variáveis no processo de coagulação /floculação/decantação de lixiviados de aterros sanitários urbanos. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 2, p. 88-100, 2012. (<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.861>)

---

TREBOUET, D.; SCHLUMPF, J. P.; JAOUEN, P.; QUÉMENÉOUR, F. Stabilized landfill leachate treatment by combined physic-chemical-nanofiltration process. **Water Research**, v. 35, n. 12, p. 2935-2942, 2001. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00005-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00005-7)