

## AVALIAÇÃO DE ALTERNATIVAS PARA A SEPARAÇÃO DE BIOMASSA ALGAL CULTIVADA A PARTIR DO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Conrado Yudi Kondo Lopes (IC), Eduardo de Aguiar do Couto (PQ)  
Universidade Federal de Itajubá - campus Itabira

**Palavras-chave:** Biorremediação. Separação. Esgoto doméstico. Lixiviado de aterro sanitário. Sulfato de alumínio.

### Introdução

O rápido crescimento urbano e os avanços tecnológicos resultaram em um aumento significativo no consumo e, conseqüentemente, na geração de resíduos. (GOMES, 2012). Isso causou sérios problemas ambientais, incluindo a poluição de recursos hídricos e a sobrecarga de aterros sanitários, que são locais de disposição final de resíduos sólidos.

Reduzir a acumulação de resíduos exige uma transição da abordagem "fim de tubo" para a redução da geração de resíduos na fonte. Os aterros sanitários têm impactos negativos, como a formação de lixiviado e a emissão de gases de efeito estufa, manipulação ambiental (VICH et al., 2022). No entanto, o lixiviado pode conter recursos valiosos, como carbono e nitrogênio, que podem ser recuperados e reutilizados, por exemplo, no cultivo de microalgas. (VICH et al., 2022).

Nas áreas urbanas do Brasil, o tratamento adequado de esgoto é crucial para proteger a saúde pública e o meio ambiente, embora haja desafios de qualidade e controle ambiental (VON SPERLING, 1996). Desta forma, o esgoto tratado pode ser usado de várias maneiras. Porém, um desafio importante é remover nutrientes do lixiviado de aterro e esgoto, como carbono, nitrogênio e fósforo, para uma recuperação eficaz. O cultivo de microalgas é promissor, mas requer otimização das condições de crescimento, especialmente na relação entre C:N:P.

A separação de microalgas é cara devido às suas características microscópicas, concentrações baixas e dificuldade de sedimentação (GRIMA et al., 2003 e SOUZA, 2019). Este estudo analisa uma colheita de microalgas usando sulfato de alumínio para melhorar a eficiência do processo e torná-lo economicamente viável.

### Metodologia

O estudo foi realizado na UNIFEI-campus Itabira. A pesquisa realizou um experimento em teste de jarros para determinar as melhores condições de dosagem e tempo de mistura lenta usando sulfato de alumínio, um coagulante reconhecido na literatura por sua eficácia e acessibilidade na remoção de impurezas (MORCELLI, 2011; MATHIMANI et al., 2018; WAN, 2018).

Para preparar o meio de cultura, foram utilizados 10% de inóculo, 5% de lixiviado de aterro e o restante com esgoto, totalizando 25 litros de amostras homogêneas. Para criar o inóculo, foram usados cerca de 4 litros de esgoto sanitário tratado por reatores UASB, devido ao teor significativo de nutrientes. O estudo coletou aproximadamente 30 litros de amostras de águas residuais tratadas pelo reator UASB da ETE Laboreaux, em Itabira. Essas características estão representadas nas Tabelas 1 e 2.

Tabela 1: Características do meio de cultivo antes do experimento.

VARIÁVEIS	VALORES
pH	10,53
Turbidez (NTU)	15
Clorofila (mg/L)	7,9

Fonte: Autor.

O experimento usou um planejamento composto central. O tempo de mistura lenta variou de 20 a 40 minutos (METCALF E EDDY, 2003), e a concentração do coagulante variou de 200 a 800 mg/L com base em estudos anteriores da literatura (ŞIRIN, 2012 e CUI, 2014), conforme a Tabela 3.

Tabela 3: Metodologia de planejamento composto central.

ORDEM	(X1)	(X2)	MISTURA LENTA (MIN)	CONCENTRAÇÃO (mg/L)
1	-1	-1	20	200
2	-1	+1	20	800
3	+1	-1	40	200
4	+1	+1	40	800
5	- $\alpha$	0	15,85	500
6	+ $\alpha$	0	44,14	500
7	0	- $\alpha$	30	75,73
8	0	+ $\alpha$	30	924,26
9	0	0	30	500
10	0	0	30	500
11	0	0	30	500

Fonte: Autor.

Tabela 2: Caracterização das amostras (Esgoto sanitário e Lixiviado de aterro).

VARIÁVEIS	ÁGUAS RESIDUAIS	LIXIVIADO DE ATERRO
pH	6,97	7,98
Condutividade elétrica ( $\mu S/cm$ )	453	11295
DQO ( $mg/L$ )	47,74	1394,37
Alcalinidade ( $mg CaCO_3/mL$ )	183,82	4223,82
Sólidos suspensos totais ( $ml/L$ )	32	328,3
Sólidos fixos ( $ml/L$ )	11	183,3
Sólidos voláteis ( $ml/L$ )	21	145
Nitrogênio Total ( $ml/L$ )	30,54	758,75
Nitrogênio Amoniacal ( $ml/L$ )	27,15	666,0
Nitrogênio Orgânico ( $ml/L$ )	3,4	92,75
Fósforo Total ( $ml/L$ )	5,69	9,53
Fósforo Solúvel ( $ml/L$ )	4,3	5,7

Fonte: Autor.

Com base nas definições estatísticas foram no total de 11 ensaios. Os testes foram realizados em um equipamento Ethik, modelo 218-LDB. O tempo de mistura rápida foi de 5 segundos, com um gradiente de velocidade de  $700 s^{-1}$ , e o de mistura lenta foi de  $70 s^{-1}$ . A sedimentação ocorreu em 7 minutos, com uma taxa de aplicação de  $15 m^3/m^2.dia$ . A eficiência da separação da biomassa foi avaliada pela medição da turbidez antes e após o experimento, e os resultados foram analisados no software RStudio 4.2.1 com o pacote rsm.

### Resultados e discussão

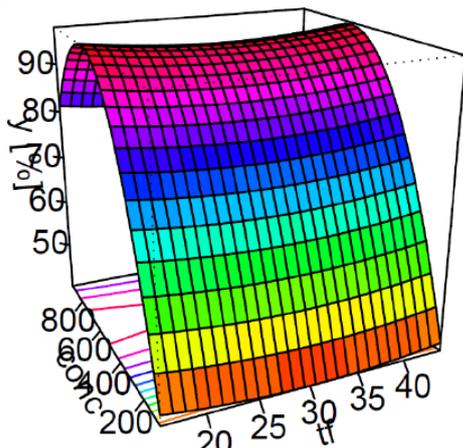
A aplicação do sulfato de alumínio resulta na formação de espécies hidrolisadas essenciais para o processo de coagulação e formação de flocos. Portanto, é crucial ajustar a velocidade de rotação e o tempo de mistura rápida para garantir a geração adequada dessas espécies, considerando sua curta vida útil na desestabilização das partículas no meio. Por outro lado, a velocidade de rotação e o tempo de mistura lenta devem ser controlados para permitir a formação dos flocos sem causar danos excessivos à sua estrutura. É necessário encontrar um equilíbrio entre esses parâmetros para obter flocos bem formados e estáveis, sem comprometer sua integridade devido à agitação excessiva.

A eficiência de remoção de turbidez foi analisada em função do tempo de floculação e da dose de sulfato de alumínio, utilizando regressão de segunda ordem. A Figura 1 apresenta a relação entre a eficiência de remoção de turbidez e as variáveis estudadas. O  $R^2$  adj. foi de 0,7853, e os valores ótimos para maior eficiência de remoção de turbidez foram 29,43 minutos para o tempo de floculação e  $625,5 mg/L$  de sulfato de alumínio. No entanto, de acordo com a equação 1, apenas o coeficiente de interseção (92,3967) e os coeficientes relacionados à dose de coagulante (13,7755 e 16,4227) foram significativos a 99% de confiança, enquanto os coeficientes de interação entre os dois fatores e os relacionados ao tempo de floculação não foram significativos.

Eq. (1)

$$Y = 92,3967 - 0,1417TF + 13,7755DC + 0,607TF \times DC + 0,9648TF^2 - 16,4227DC^2$$

Figura 1: Eficiência de remoção na turbidez.



Fonte: Autor.

Neste estudo, os valores de pH não foram controlados nos testes devido à alcalinidade elevada do lixiviado. No entanto, foi observada uma variação significativa do pH com a adição de altas doses de sulfato de alumínio, conforme a Tabela 2.

Tabela 2: Variação do pH após a adição do coagulante.

TEMPO (MIN)	SOLUÇÃO (g/L)	pH
20	8,2	9,01
20	32,8	4,52
40	8,2	9,22
40	32,8	4,63
44	20,5	5,97
30	20,5	6,92
15,85	20,5	6,71
30	3,1	9,79
30	37,89	4,62
30	20,5	5,95
30	20,5	6,11

Fonte: Autor.

Portanto, mesmo ao lidar com lixiviado com alcalinidade elevada, é importante considerar o controle do pH para garantir resultados consistentes.

Uma nova regressão, representada pela equação 2, foi realizada, removendo o fator de interação entre as variáveis para melhorar o ajuste do modelo. Essa regressão apresentou

um R2 adj. de 0,8204, mas os coeficientes relacionados ao tempo de floculação ainda não foram significativos a 99% de confiança. O ponto ótimo neste caso foi 30,73 minutos para o tempo e 625,8 mg/L para a dose de coagulante.

Eq. (2)

$$Y = 92,39667 - 0,14173TF + 13,77552DC + 0,96479TF^2 - 16,42271DC^2$$

Diante dos resultados da regressão, observa-se que a eficiência de remoção varia de acordo com a concentração do coagulante, enquanto o tempo dentro do intervalo avaliado não apresentou impacto significativo nos resultados. Os tempos de misturas rápidas e lentas possuem um papel crucial para o processo de floculação, o tempo de mistura rápida é responsável pela formação de espécies hidrolisadas que neutralizam as cargas eletrostáticas das partículas no meio, promovendo a formação de flocos. E o tempo de mistura lenta é responsável pela formação dos flocos, porém se for muito curto, os flocos não se formarão especificamente, enquanto se forem por muito tempo, eles podem se romper. Porém, na faixa de tempo de mistura lenta estudada, não foram observadas essas diferenças.

No presente estudo, a dosagem ótima dentro da faixa estudada é de 625 mg/L, embora seja importante considerar que a dosagem ideal pode variar de acordo com a composição do meio de cultivo, incluindo a alcalinidade e a condutividade elétrica.

### Conclusões

Diante do presente estudo, o tempo de floculação não apresentou efeito significativo dentro do intervalo determinado, uma vez que os coeficientes não foram significativos. A dosagem do coagulante por sua vez teve efeito direto na eficiência de remoção de sólidos.

Ainda é necessário realizar estudos sobre diferentes tipos de coagulantes, a fim de determinar qual deles apresenta maior eficácia na remoção de sólidos. É fundamental destacar que a quantidade ideal de coagulante varia de acordo com as características específicas do ambiente e suas propriedades particulares.

### Agradecimentos

Agradeço ao Professor Eduardo de Aguiar do Couto pelos ensinamentos e pela oportunidade durante todo o período de pesquisa. Agradeço também ao técnico do laboratório de Saneamento Ambiental da UNIFEI, Athos, pela ajuda com o aparato experimental. Os autores agradecem também à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais - FAPEMIG, pelo financiamento da pesquisa (APQ-02621-18), e pela bolsa de iniciação científica. Agradeço ainda a amiga de curso Juliana Barbosa pela ajuda com as análises e todo apoio.

### Referências

CUI, Y.; YUAN, W.; CHENG, J. Entendendo os efeitos do pH e da força iônica na floculação de microalgas induzida por sulfato de alumínio. *Bioquímica aplicada e biotecnologia*, v. 173, p. 1692-1702, 2014.

E EDDY, Inc Metcalf et al. *Engenharia de Águas Residuais: tratamento e reutilização*. 2002.

GOMES, Eduardo R. Oportunidades e dilemas do tratamento dos resíduos sólidos no Brasil à luz da política nacional de resíduos sólidos (Lei N. 12.305/2010). **Confluências | Revista Interdisciplinar de Sociologia e Direito**, v. 14, n. 1, p. 100-114, 2012.

GRIMA, E. Molina et al. Recovery of microalgal biomass and metabolites: process options and economics. **Biotechnology advances**, v. 20, n. 7-8, p. 491-515, 2003.

MATHIMANI, Thangavel; MALLICK, Nirupama. A comprehensive review on harvesting of microalgae for biodiesel—key challenges and future directions. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 91, p. 1103-1120, 2018.

MORCELLI, Allan Valcareggi. Estudo da eficiência de diferentes agentes coagulantes na sedimentação de microalgas cultivadas em fotobiorreatores. 2011.

PAIVA, Ana Laura Pereira. Efeito do tempo de detenção hidráulica na produtividade de biomassa algal a partir do tratamento de lixiviado de aterro sanitário. 2018.

PAIVA, Ana Laura Pereira; DA FONSECA SILVA, Daiana Gonçalves; COUTO, Eduardo. Recycling of landfill leachate nutrients from microalgae and potential applications for biomass valorization. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 5, p. 105952, 2021.

PASKULIAKOVA, Andrea; TONRY, Steven; TOUZET, Nicolas. Phycoremediation of landfill leachate with chlorophytes: Phosphate a limiting factor on ammonia nitrogen removal. *Water Research*, [s.l.], v. 99, p.180-187, ago. 2016. Elsevier BV.

SOSSELLA, Francine de Souza et al. Efeitos de coagulação na colheita de hidrólise de biomassa de *S. platensis* sobre a hidrólise enzimática. 2019.

SNIS. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2020. Brasília: SNS/MDR: [s. n.], 2021. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnosticos>. Acesso em: 16 de maio de 2022.

VICH, Daniele Vital et al. Crescimento de microalgas em lixiviado de aterro sanitário tratado por Foto-Fenton. 2022.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Editora UFMG, 1996.

WAN, Chun et al. Current progress and future prospect of microalgal biomass harvest using various flocculation technologies. *Bioresource technology*, v. 184, p. 251-257, 2015.