

## **II-212 – EFEITO DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA NA PRODUTIVIDADE DE BIOMASSA ALGAL A PARTIR DO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

**Ana Laura Pereira Paiva<sup>(1)</sup>**

Graduanda em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Itajubá – Campus Itabira.

**Eduardo de Aguiar do Couto<sup>(2)</sup>**

Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Doutor em Engenharia Civil, área de concentração Engenharia Sanitária e Ambiental pela UFV. Professor assistente do Instituto de Ciências Puras e Aplicadas (ICPA) da Universidade Federal de Itajubá (Unifei), Campus Itabira.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Rua Irmã Ivone Drumond, 200- Distrito Industrial II - Itabira - MG - CEP: 35903-087 - Brasil - Tel: (31) 38390877- e-mail: ana\_lppaivaa@hotmail.com

### **RESUMO**

O lixiviado gerado em aterros sanitários, popularmente chamado de chorume, pode representar fonte de contaminação para águas subterrâneas e superficiais. Microalgas possuem elevado potencial para a biorremediação desse efluente, principalmente na remoção de nutrientes. Além disso, a biomassa produzida pode ser explorada por diferentes mercados, para obtenção de bioenergia, fármacos, suplementação humana e animal ou em atividades agrícolas. O presente trabalho teve o intuito de avaliar o efeito do tempo de detenção hidráulica (TDH) no crescimento de microalgas em lixiviado de aterro sanitário. Foram utilizados três fotobiorreatores (FBRs) com TDHs de 3, 6 e 10 dias (FBRs 1, 2 e 3, respectivamente). Foram monitoradas as variáveis pH, temperatura (T), nitrogênio total kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal ( $N-NH_4^+$ ), nitrogênio orgânico, fósforo total, demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos voláteis (SSV) e clorofila *a* (chl *a*). Obteve-se concentrações médias de Chl *a* de 16,12 mg.L<sup>-1</sup>, 13,10 mg.L<sup>-1</sup> e 4,92 mg.L<sup>-1</sup> para os FBRs 1, 2 e 3 respectivamente, e de SSV de 152,85 mg.L<sup>-1</sup>, 169,33 mg.L<sup>-1</sup> e 120,22 mg.L<sup>-1</sup>. Atingiu-se eficiências de remoção de fósforo de 14% e 47% para o FBR 2 e 3, respectivamente, e acréscimo de 14% para o FBR1 e remoções de nitrogênio de 34%, 46% e 55%. Evidenciou-se que TDHs menores propiciaram maior produtividade de biomassa. Concluiu-se que as reduzidas concentrações de fósforo no efluente limitaram o crescimento de biomassa. Essa limitação pode ter feito com que TDHs longos não influenciassem na remoção de nitrogênio e matéria orgânica

**PALAVRAS-CHAVE:** Biomassa, Biorremediação, Lixiviado de aterro, Microalgas, Recuperação de nutrientes.

### **INTRODUÇÃO**

Aterros sanitários e aterros controlados representam a forma mais utilizada para a disposição final de resíduos sólidos nos municípios brasileiros. Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2017), as unidades de processamento que optam por disposição no solo – lixões, aterros sanitários e aterros controlados – somam 2.307 instalações, ou seja, 58,4% do total de unidades cadastradas que sofreram atualização de dados em 2017 (3.952 unidades).

O lixiviado gerado em aterros sanitários, popularmente chamado de chorume, pode representar fonte de contaminação para águas subterrâneas e superficiais. Sendo assim, a implementação de sistemas de tratamento para esse efluente além de ser uma medida de proteção ambiental e de manutenção do aterro, garante melhores condições sanitárias para a população.

A composição do chorume é variada, pois é influenciada por diversos fatores, como por exemplo, idade do aterro, precipitação e composição dos resíduos (MUSTAFA; PHANG; CHU, 2011) No entanto, de forma geral, sempre se observa elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, sais dissolvidos, metais e compostos orgânicos (PASKULIAKOVA; TONRY; TOUZET, 2016).

Embora as características do lixiviado sejam conhecidas e possam ser facilmente determinadas, o tratamento de lixiviados ainda não possui uma tecnologia consolidada e que se mostre eficiente como no caso do tratamento

de efluentes domésticos. Geralmente, quando tratado, o lixiviado recebe o mesmo tratamento que os efluentes domésticos e industriais. O tratamento mais difundido é o de natureza biológica, principalmente devido ao seu baixo custo e simplicidade operacional (TATSI et al., 2003).

Efluentes resultantes das mais variadas atividades são um excelente meio de crescimento para microalgas, pois eliminam o gasto com água doce para o cultivo e economizam o custo com nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, que estão presentes em abundância no meio além de fornecer o tratamento da água residuária ao assimilar poluentes orgânicos e inorgânicos em suas células, eliminando também as emissões de CO<sub>2</sub> associadas ao tratamento de águas residuais (SINGH; TIWARI; DAS, 2016).

Por apresentarem a capacidade de crescer em efluentes, as microalgas apresentam-se como alternativa para o tratamento do lixiviado e para sua produção em larga escala. A produção, processamento e comercialização de microalgas é uma tecnologia moderna que vêm se expandindo no mercado internacional e ampliando cada vez mais seus horizontes. Atualmente elas são utilizadas em diversos setores comerciais como o de comidas saudáveis, suplementos alimentares, fertilizantes e biocombustíveis (MILLEDGE, 2011). O crescimento do mercado de biomassa deve-se à sua diversificada composição celular e é justificado pelo fato de que esses seres apresentam uma maior taxa de crescimento em comparação a outras espécies de plantas, a possibilidade de cultivo ao longo do ano, e a versatilidade de crescer em ambientes distintos.

Apesar do potencial evidente, a avaliação do lixiviado de aterro sanitário como meio de cultivo para produção de biomassa algal não é tão disseminada na literatura. Dessa forma, o presente trabalho tem o intuito de avaliar o efeito do tempo de detenção hidráulica no crescimento de microalgas no efluente supracitado e a dinâmica dos nutrientes presentes.

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

### **ÁREA DE ESTUDO**

O estudo foi realizado na cidade de Itabira-MG que possui território de 1.256,496 Km<sup>2</sup> e uma população de aproximadamente 110 mil habitantes (IBGE, 2010). O Relevo é predominantemente montanhoso, com elevadas altitudes. O clima é o Cwa, segundo a classificação de Köppen, caracterizando-se por apresentar duas estações bem definidas: uma fria e seca no outono-inverno e outra quente e chuvosa na primavera-verão. A temperatura média mensal se situa entre 15,7 e 22,3 °C, sendo fevereiro o mês mais quente e julho o mais frio, correspondendo a uma amplitude térmica de 6,6 °C. A precipitação pluviométrica anual média é próxima de 1.494 mm (SILVA; GARCIA; REIS, 2009). O aparato experimental foi montado no *campus* avançado da UNIFEI localizado a 19°40'27.62"S e 43°12'44.30".

### **UNIDADE EXPERIMENTAL**

Para a produção de biomassa algal, foram utilizados fotobiorreatores (FBRs) de coluna de bolhas, confeccionados a partir de galões PET de 5L. Bombas de aquário foram utilizadas para promover a mistura do efluente no interior dos galões, por meio da adição de ar. Os FBRs, foram operados com diferentes tempos de detenção hidráulica (TDHs), sendo eles 3 dias (R1), 6 dias (R2) e 10 dias (R3). O controle da vazão afluente foi realizado de forma manual, a partir do uso de gotejadores.

### **OPERAÇÃO E MONITORAMENTO**

O chorume utilizado na pesquisa foi armazenado e mantido refrigerado em temperatura menor que 5°C até a sua utilização. Foi utilizado inóculo de uma cultura de microalgas a partir de efluente de bovinocultura, em uma razão de 10% (v.v<sup>-1</sup>). Os FBRs foram operados de março a junho de 2018. Os reatores foram operados de forma semi contínua, sendo abastecidos 5 vezes por semana com o efluente diluído 5 vezes de sua concentração inicial. Esta diluição foi realizada em função da concentração de nitrogênio amoniacal do lixiviado, objetivando-se alimentar os FBRs com concentrações próximas a 200 mg.L<sup>-1</sup>, de acordo com Paskuliakova, Tonry e Touzet (2016). Ainda segundo os autores, cepas de microalgas tolerantes cultivadas em lixiviados de aterros sanitários podem alcançar crescimento substancial utilizando-se diluições correspondentes a concentrações de nitrogênio amoniacal variando de aproximadamente 100 a 200 mg/L de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

Para o efluente de cada FBR foram monitoradas as variáveis pH, temperatura (T), nitrogênio total kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ), nitrogênio orgânico, fósforo total, demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos voláteis (SSV) e clorofila *a* (chl *a*). As variáveis pH e temperatura foram mensuradas com a utilização da sonda da marca Hach, modelo HQ40d (*Luminescent Dissolved Oxygen* para oxigênio dissolvido). A determinação da chl *a* foi realizada pela técnica de extração com etanol 80% a quente, como descrito em norma holandesa (Nederlands Norm, 1981), com base em Nush (1980). As demais variáveis foram analisadas de acordo com *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Discute-se sobre a toxicidade da amônia no meio, porém deve-se atentar a qual das duas formas está se tratando, visto que sua forma mais tóxica é a amônia não-ionizada ( $\text{NH}_3$ ) (GONÇALVES; SILVÉRIO; SOARES, 2011). A porcentagem de  $\text{NH}_3$  em relação ao nitrogênio amoniacal total foram obtidas utilizando a equação de Emerson et al. (1975), que está em função do pH e da temperatura do líquido.

## RESULTADOS OBTIDOS E DISCUSSÃO

### CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO

As características do lixiviado utilizado na pesquisa estão apresentadas na tabela 1. Embora o lixiviado de cada aterro apresente características que variam devido às condições ambientais específicas de cada local, as análises do lixiviado bruto tiveram resultados semelhantes aos apresentados no estudo de Zhao et al. (2014), onde a condutividade foi de  $14.390 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ , nitrogênio amoniacal  $1.381 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , nitrogênio total  $1.786 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  e fósforo  $4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ .

**Tabela 1: Características do lixiviado bruto**

SSV (mg/L)	SST (mg/L)	CHL a (mg/L)	P (mg/L)	NTK (mg/L)	$\text{NH}_4^+$ (mg/L)	Norg (mg/L)	Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	DQO (mg/L)
16	16	0	3,7	1059	941	118	12400	2000

A dificuldade em tratar o lixiviado de aterro ocorre muito em função das altas concentrações de  $\text{NH}_4^+$ , que segundo Paskuliakova, Tonry e Touzet (2016), podem variar 30 a  $3000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ . Como apresentado na tabela 1 as concentrações de nitrogênio amoniacal do lixiviado bruto coletado para a realização deste estudo se encontram nesta faixa. O nitrogênio amoniacal livre é considerado o principal fator responsável pela toxicidade do lixiviado de aterro sanitário fazendo com que sua remediação seja menos bem-sucedido em comparação com outros efluentes (PASKULIAKOVA; TONRY; TOUZET, 2016).

Em comparação com os compostos nitrogenados as concentrações de fósforo são relativamente baixas no lixiviado do aterro, na faixa de  $0,1 - 30 \text{ (P)} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , portanto, deve ser um dos fatores limitantes visto também que a relação N/P no efluente é maior do que a relação N/P das algas sendo necessário a suplementação de fosfato para o crescimento de microalgas (PASKULIAKOVA; TONRY; TOUZET, 2016).

### AValiação DA PRODUTIVIDADE DE BIOMASSA (Chl *a* e SSV)

A avaliação da produtividade de biomassa algal passa pela análise do comportamento da concentração de sólidos suspensos voláteis e Chl *a*. Segundo Couto (2016), no reator ocorre simultaneamente a remoção de matéria orgânica particulada por microrganismos de metabolismo heterotrófico (bactérias e também microalgas) e a assimilação de nutrientes dissolvidos, fazendo com que as concentrações de sólidos suspensos diminuam e se elevem respectivamente. O balanço entre esses dois processos irá determinar a redução ou o aumento da concentração de sólidos suspensos (totais e voláteis). Porém não se pode atribuir a produção de sólidos apenas ao crescimento de microalgas, mas também de outros microrganismos como bactérias e zooplâncton (COUTO, 2016). Portanto o comportamento de SSV não necessariamente está relacionado a chl *a*.

Veloso et al. (1991) afirmam que a razão chl *a*/SSV pode fornecer informações sobre o estado do cultivo da biomassa, onde razões inferiores a 1% mostram populações não saudáveis de microalgas, devido à algum fator que pode estar relacionado à predação ou demanda por nutrientes. Na tabela 2, pode-se perceber que em nenhum dos reatores os valores foram inferiores a 1%, o que indica um ambiente saudável para o desenvolvimento. Porém pode-se verificar que a razão foi maior no reator que apresentou maior produtividade de microalgas (demonstrada no valor de Chl *a*).

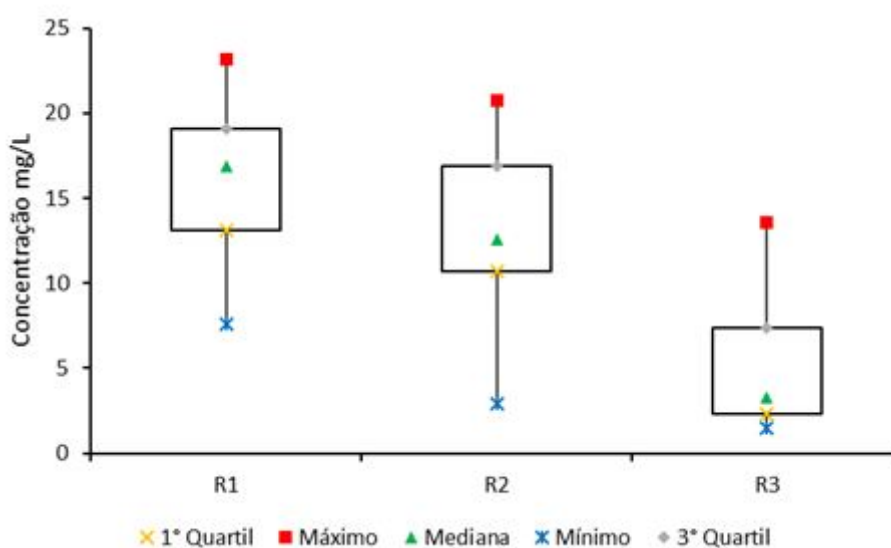
Em média os valores de concentração de Chl *a* encontrados foram de 16,12 mg.L<sup>-1</sup> para o FBR1, 13,10 mg.L<sup>-1</sup> para o FBR2 e 4,92 mg.L<sup>-1</sup> para o FBR3. Percebe-se uma tendência de menor crescimento de microalgas com maiores valores de TDH, que pode ser observada na Figura 2 pela comparação entre as medianas.

No estudo feito por Zhao et al. (2014) onde o meio de cultura de microalgas era composto por uma mistura de águas residuais municipais e lixiviados, ambos filtrados, cultivados em frascos de 500 mL com 400 mL de efluente municipal enriquecido com 0%, 5%, 10%, 15%, 20% de de lixiviado, respectivamente com injeção de ar e inoculadas com *Chlorella pyrenoidosa* à uma concentração inicial de biomassa de 0,05 g.L<sup>-1</sup>. Os valores de clorofila *a* de cultura em batelada com 0% de lixiviado atingiu uma concentração de Chl *a* de 13,4 mg.L<sup>-1</sup>, o lote com 20% teve 1,9 mg.L<sup>-1</sup>. A clorofila *a* de 0% de rácio de lixívia atingiu o nível máximo de 16,5 mg.L<sup>-1</sup> e estabilizou-se. A concentração máxima de Chl *a* atingida foi de 22 mg.L<sup>-1</sup>. De acordo como outro estudo realizado por Mustafa, Phang e Chu (2011) num sistema de cultivo em batelada com seleção de 5 espécies de microalgas, a concentração de chl *a* variou de 3,4 a 10, 8 mg.L<sup>-1</sup>.

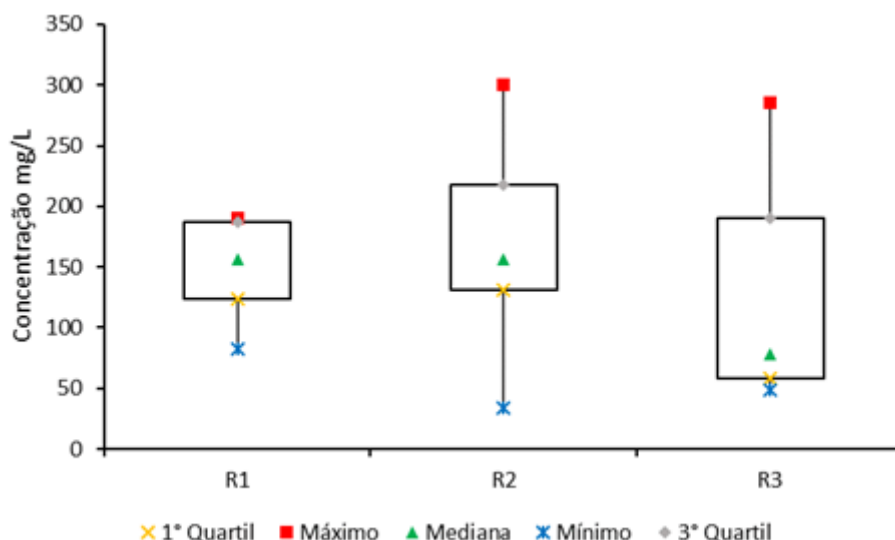
Para SSV os valores médios apresentados na figura 3 de concentração FBRs foram respectivamente 152,85 mg.L<sup>-1</sup>, 169,33 mg.L<sup>-1</sup> e 120,22 mg.L<sup>-1</sup>. Observou-se que houve um aumento da concentração de SSV em todos os reatores quando comparado com o efluente bruto (tabela 1). Sabendo que a concentração inicial de SSV do lixiviado bruto é menor do que as concentrações apresentadas acima pode-se inferir que essa elevação de SSV no lixiviado foi proporcionada pela produção de biomassa.

**Tabela 2: Produtividade de biomassa algal**

Produtividade	FR1	FR2	FR3
SSV (mg.m <sup>2</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,25	0,28	0,20
Chla (mg.m <sup>2</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,03	0,005	0,008
Chl <i>a</i> /SSV (%)	10,5	7,7	4,1



**Figura 1: Concentração de Chl *a***



**Figura 2: Concentração de SSV**

Observou-se também o crescimento de microalgas aderidas às paredes dos fotobiorreatores (Figura 4). Esse fato pode propiciar o sombreamento do reator, reduzindo a penetração da radiação solar em seu interior. Arbib et al. (2013) avaliando a produção de microalgas em fotobiorreator tubular para o tratamento terciário de efluentes urbanos, mencionaram que a densidade da biomassa começou a se estabilizar e a diminuir no final do estudo devido a presença de incrustação biológica altamente significativa, ocupando cerca de 30 a 35% da superfície total do receptor solar. A incrustação biológica evita a penetração da radiação solar e, portanto, limita a fotossíntese e a taxa de crescimento. Além disso, uma fração significativa da biomassa gerada forma essa bioincrustação, de modo que não é incluída como biomassa suspensa no efluente.



**Figura 3: Crescimento aderido de microalgas**

De maneira geral as médias do FBR1 apresentaram-se maiores, podendo-se inferir que o TDH menor propiciou uma maior disponibilidade de nutrientes (devido à maior vazão afluente), principalmente fósforo, em um tempo menor, promovendo um ambiente com menor competição por nutrientes e mais favorável ao crescimento de biomassa.



## AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO

Na Tabela 3 são apresentados os valores médios de P, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Norg e DQO, bem como as porcentagens de remoção para os três FBRs estudados.

**Tabela 3: Eficiência de remoção e concentração final de diferentes variáveis (média +/- desvio padrão)**

Variáveis	Entrada	FBR 1	% Remoção	FBR 2	% Remoção	FBR 3	% Remoção
P (mg. L <sup>-1</sup> )	0,7	0,8±0,2	-14	0,6±0,2	14	0,4±0,3	43
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg. L <sup>-1</sup> )	188,2	123,8±17,3	34	100,8±7,1	46	84,3±8,7	55
Norg (mg.L <sup>-1</sup> )	23,5	25,9±22,0	-10	18,5±9,3	21	17,3±7,7	26
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	400,0	637,4±126,1	-59	675,1±171,5	-69	612,5±251,6	-53

As eficiências de remoção de fósforo foram de 14% e 43% para o FBR 2 e 3, respectivamente. O FBR1 apresentou um acréscimo na concentração de fósforo de 14%. O acréscimo de fósforo do FBR1 pode ser devido a um maior incremento de nutrientes no meio aliado a estabilização do crescimento da biomassa que provavelmente não tinha mais a capacidade de assimilação.

As remoções de fósforo, na maioria das vezes vão ser reduzidas, muito em função da composição celular das microalgas. Nas células das microalgas o requerimento de N e P é de 9,2% e 1,3% em massa, respectivamente (Oswald, 1988). Assim, assimilam nitrogênio em maiores quantidades.

O nitrogênio amoniacal, é o resultado da soma das formas iônica (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e molecular (NH<sub>3</sub>). As médias do pH para os FBRs 1, 2 e 3 foram respectivamente 9,2, 9,0 e 9,2 e as de temperatura, 24,0°C, 25,3°C e 26,4°C. A porcentagem de NH<sub>3</sub> presente no meio líquido nos FBRs 1,2 e 3 respectivamente foram de 41,1%, 39,3%, e 46,8%. As eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal foram de 34%, 46% e 55% para os FBRs 1, 2 e 3, respectivamente. Esses valores permitem considerar a ocorrência da volatilização de NH<sub>3</sub> como um dos mecanismos. Além disso, a assimilação por parte da biomassa também atuou na remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

As concentrações médias de DQO foram de 637,4 mg.L<sup>-1</sup>, 675,1 mg.L<sup>-1</sup> e 612,5 mg.L<sup>-1</sup> para os FBRs 1, 2 e 3, respectivamente. O aumento da DQO em relação ao lixiviado bruto pode ser atribuído à produção de biomassa, a partir da assimilação de carbono inorgânico presente no efluente. A alcalinidade total de 1.578 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> e valores de pH de 8,04, sugerem elevadas concentrações de bicarbonato, possibilitando que a biomassa seja produzida independentemente da degradação do carbono orgânico dissolvido presente no meio. Este aspecto pode, inclusive, nortear estudos futuros a respeito da capacidade das microalgas de atuarem na remoção de matéria orgânica no lixiviado.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Evidenciou-se que TDHs menores propiciaram maior produtividade de biomassa, devido ao maior aporte de fósforo.

Frente as reduzidas concentrações de fósforo do lixiviado, com TDHs de 10 dias, o aporte de fosforo não sustentou o crescimento das microalgas.

A remoção de nutrientes foi comprometida dada a limitação de fósforo que prejudicou o crescimento de biomassa e, consequentemente, a assimilação de nitrogênio, independentemente do TDH.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA. Standard Methods for examination of water and wastewater. Washington: American Water Work Association, Water Environmental Federation. 2012.
2. ARBIB, Zouhayr et al. Long term outdoor operation of a tubular airlift pilot photobioreactor and a high rate algal pond as tertiary treatment of urban wastewater. Ecological Engineering, [s.l.], v. 52, p.143-153, mar. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.089>.

3. COUTO, Eduardo de Aguiar do. **Produção de biomassa em lagoas de alta taxa com diferentes profundidades e seu aproveitamento para geração de energia via liquefação hidrotérmica**. 2016. 206 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2016.
4. EMERSON, Kenneth et al. Aqueous Ammonia Equilibrium Calculations: Effect of pH and Temperature. **Journal Of The Fisheries Research Board Of Canada**, [s.l.], v. 32, n. 12, p.2379-2383, dez. 1975. Canadian Science Publishing. <http://dx.doi.org/10.1139/f75-274>. Disponível em: <<https://www.nrcresearchpress.com/doi/pdfplus/10.1139/f75-274>>. Acesso em: 30 mar. 2019.
5. GONÇALVES, Cristina; SILVÉRIO, Patrícia Ferreira; SOARES, Aluísio. **COMPARAÇÃO ENTRE NÍVEIS DE NITROGÊNIO AMONICAL E AMÔNIA NÃO-IONIZÁVEL EM AMOSTRAS DE ÁGUA SUBTERRÂNEA**. 2011. Disponível em: <[http://www.cpeanet.com.br/wp-content/uploads/RE14\\_CIMAS\\_2011.pdf](http://www.cpeanet.com.br/wp-content/uploads/RE14_CIMAS_2011.pdf)>. Acesso em: 30 mar. 2019.
6. IBGE. **IBGE Cidades**. 2010. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/itabira/panorama>>. Acesso em: 20 jul. 2018.
7. MILLEDGE, John J.. Commercial application of microalgae other than as biofuels: a brief review. **Reviews In Environmental Science And Bio/technology**, [s.l.], v. 10, n. 1, p.31-41, 19 ago. 2010. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s11157-010-9214-7>.
8. MUSTAFA, Emienour-muzalina; PHANG, Siew-moi; CHU, Wan-loy. Use of an algal consortium of five algae in the treatment of landfill leachate using the high-rate algal pond system. **Journal Of Applied Phycology**, [s.l.], v. 24, n. 4, p.953-963, 16 set. 2011. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s10811-011-9716-x>.
9. OSWALD, W. J. Large-scale algal culture systems (engineering aspects) In: Borowitzka, M. A.; Borowitzka, L. J. (Org.). Micro-algal biotechnology. Cambridge: Cambridge Univesity Press, 357-394. 1988.
10. 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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.04.029>.
11. SILVA, Arnaldo Edgard Lage; GARCIA, Cristina Cunha; REIS, Flávia Lage. **Plano de Manejo: Parque Natural Municipal Mata do Intelecto**. 2009. Disponível em: <<http://www.itabira.mg.gov.br/portal/wp-content/uploads/2016/04/Plano-de-Manejo-Parque-Natural-Municipal-do-Intelecto.pdf>>. Acesso em: 31 jul. 2018.
12. SINGH, Vaishali; TIWARI, Archana; DAS, Moumita. Phyco-remediation of industrial waste-water and flue gases with algal-diesel engenderment from micro-algae: A review. **Elsevier**. Bhopal, p. 90-97. jan. 2016. Disponível em: <<https://www.journals.elsevier.com/fuel>>. Acesso em: 19 jul. 2018.
13. SNIS. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2017. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2017>>. Acesso em: 29 mar. 2019.
14. TATSI, A.a. et al. Coagulation–flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. **Chemosphere**, [s.l.], v. 53, n. 7, p.737-744, nov. 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535\(03\)00513-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535(03)00513-7).
15. ZHAO, Xin et al. Characterization of microalgae-bacteria consortium cultured in landfill leachate for carbon fixation and lipid production. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 156, p.322-328, mar. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.112>.