

Eixo Temático ET-02-003 - Saneamento Ambiental

## INFLUÊNCIA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA NO DESEMPENHO DE LAGOAS DE POLIMENTO

Maria Virgínia da Conceição Albuquerque<sup>1</sup>, Elaine Gurjão de Oliveira<sup>2</sup>,  
Renata Lima Machado da Silva<sup>3</sup>, Railson de Oliveira Ramos<sup>4</sup>, José Tavares de Sousa<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Bióloga, Mestranda em Ciência e Tecnologia Ambiental – UEPB. Av. Juvêncio Arruda, S/N. Bairro Universitário, Campina Grande – PB. Centro de Ciências e Tecnologia – CCT - UEPB, CEP: 58109-790 – Brasil. Cel: +55 (83) 9935-0593. E-mail: virginia.albuquerque@yahoo.com.br.

<sup>2</sup>Engenheira Sanitarista e Ambiental, Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental Doutoranda em Engenharia Ambiental – UEPB;

<sup>3</sup>Bióloga, Mestranda em Ciência e Tecnologia Ambiental – UEPB;

<sup>4</sup>Químico Industrial, Mestrando em Ciência e Tecnologia Ambiental – UEPB;

<sup>5</sup>Prof. Dr. do Departamento de Engenharia Ambiental – UEPB.

### RESUMO

Em qualquer ambiente aquático, as variações na biomassa e na diversidade da comunidade fitoplanctônica são respostas às modificações da qualidade físico-química e biológica do meio. No caso de lagoas de estabilização, a diversidade e densidade das espécies são também muito influenciadas pela carga orgânica da lagoa e variam com as estações do ano, clima e qualidade do esgoto. As algas são organismos aquáticos com importância ecológica e alta sensibilidade a mudanças ambientais. Em lagoas de polimento a existência da população desses microorganismos é importante para a estabilidade da relação simbiótica com as bactérias aeróbias, contribuindo direta e indiretamente, nos processos envolvendo remoção de nutrientes (volatilização, precipitação e assimilação) e remoção dos microrganismos patogênicos (produção de toxinas, altos níveis de OD e pH). Assim, considerada uma importante variável indicadora do estado trófico de ambientes aquáticos e uma ferramenta útil na avaliação de impacto de contaminantes orgânicos e inorgânicos, foi realizado no período de Agosto à Dezembro de 2014 o monitoramento da concentração de clorofila em distintas lagoas de polimento. Verificou-se que o aumento na concentração de clorofila “a” variou conforme a carga superficial aplicada ao sistema. Percebeu-se que a baixa carga aplicada na primeira fase limitou o crescimento da biomassa algal, e que quanto maior foi a carga inicial aplicada, maior foi a concentração de clorofila “a”.

**Palavras-chave:** Biomassa algal; Clorofila; Lagoas de Polimento.

### INTRODUÇÃO

A clorofila “a” é o único pigmento fotossintético comum a todos os grupos de algas e assim representa bem a abundância total dos organismos fotossintéticos (WETZEL e LIKENS, 1990; PAN e LOWE, 1994).

Em qualquer ambiente aquático, as variações na biomassa e na diversidade das algas são respostas às modificações da qualidade físico-química e biológica da água.

No caso de lagoas de estabilização, a diversidade e densidade das espécies são também influenciadas pela carga orgânica da lagoa e variam com as estações do ano, clima, latitude e qualidade do esgoto. Todavia, as diferenças climáticas refletem especialmente na

concentração de clorofila *a*, que se apresentaram mais elevadas no período seco (dia de sol) e mais baixo no período chuvoso. Normalmente a quantidade de algas presente nas lagoas é estimada determinando-se a concentração de clorofila *a*, normalmente compreendida entre 500 a 2500 µg/L (KELLNER & PIRES, 1998).

Por possuírem características especiais às algas verdes e as cianobactérias são os dois grupos que mais se destacam. Uma das principais críticas que se faz às lagoas de polimento refere-se a enorme quantidade de algas presente nos efluentes, dando a essas uma coloração esverdeada. Entretanto, as Chlorophyceae conferem à água das lagoas de tratamento uma coloração esverdeada indicando uma boa condição de funcionamento, sempre associadas a altos valores de pH.

Sabendo que o fenômeno de estratificação das algas é mais intenso nas lagoas facultativas e conseqüentemente nas lagoas de polimento do que nas lagoas de maturação. Sua distribuição é vertical e sua movimentação é controlada pela temperatura e luminosidade, de modo que seja adequada a atividade fotossintética. Em baixas luminosidades (entre 6 e 8 horas) as algas flageladas migram em direção a luz. O movimento inverso ocorre quando a luminosidade é alta (entre 10 e 14 horas) e a temperatura é elevada, as algas flageladas migram em direção à zona escura da lagoa, até atingir a profundidade adequada a fotossíntese. Com o anoitecer, migram para o fundo da lagoa, onde permanecem até o dia seguinte.

Quando a mistura vertical não ocorre, sendo o vento e o calor os principais fatores que influenciam o grau de mistura que ocorre em uma lagoa de estabilização, as algas não motoras sedimentam-se no fundo da lagoa, onde não a luz para a realização da fotossíntese, sendo então ali digeridas anaerobicamente, exercendo uma demanda de oxigênio (KELLNER & PIRES, 1998). Enquanto isso, as algas motoras dirigem-se para a superfície da lagoa em busca de luz e temperatura mais elevadas, formando então uma espessa camada que impede a passagem da luz.

As algas motoras movimentam-se na massa líquida da lagoa, selecionando a profundidade adequada à sua atividade fotossintética. Acredita-se que, em ausência de ventos, esse fenômeno possa ocasionar um maior armazenamento de energia térmica nas camadas superficiais, ocasionando um aumento de temperatura nessas camadas e tornando mais acentuado o fenômeno de estratificação.

Como em qualquer reator biológico, as lagoas de estabilização devem conter nutrientes para o desenvolvimento dos organismos ali presentes. A ausência ou o desequilíbrio de nutrientes nas lagoas facultativas, de polimento e de maturação parecem proporcionar o desenvolvimento de algas azuis/ cianobactérias, que segundo Branco (1986), essas algas não sedimentam mesmo depois de mortas, dificultando assim a passagem de luz e interferindo na fotossíntese realizada pelas algas verdes. Em seguida, ocorre uma diminuição das concentrações de OD e uma conseqüente redução nos valores de pH. Porém, à noite o excesso de algas poderia causar uma demanda de oxigênio devido a sua respiração, uma vez que na ausência de luz, cessa a atividade fotossintética e a produção de oxigênio. A clorofila *a*, o pH e o OD atinge concentrações mais elevadas no período seco, indicando uma atividade fotossintética mais intensa.

Sendo assim, considerada uma importante variável indicadora do estado trófico de ambientes aquáticos e uma ferramenta útil na avaliação de impacto de contaminantes orgânicos e inorgânicos, foi realizado no período de Agosto à Dezembro de 2014 o monitoramento da concentração de clorofila em distintas lagoas de polimento.

## **METODOLOGIA**

O estudo foi realizado na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), situada no Bairro do Tambor, em uma área pertencente à

Companhia de Água e Esgoto da Paraíba sobre responsabilidade da Universidade Estadual da Paraíba, na cidade de Campina Grande – PB, com coordenadas geográficas de 7° 13' 11'' S e 35° 52' 31'' W e altitude média de 550 m.

Com um estudo embasado no pós-tratamento de efluente anaeróbio advindo de um sistema compacto por lagoas de polimento. O regime é constituído por um Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (Upflow Anaerobic Sludge Blanket - UASB), um tanque de equalização e um filtro aeróbio de areia e de fluxo intermitente, com dois distintos efluentes responsáveis por alimentar as duas lagoas.

### 1º FASE

O monitoramento nas lagoas de polimento na fase inicial do experimento teve duração de três meses, com seu início em Agosto de 2014 e término em Outubro de 2014. As lagoas apresentavam dimensões iguais, 1 metro de largura, 10 metros de comprimento e 17,5 cm de profundidade. O regime de alimentação foi em bateladas de 50 litros de esgoto bruto a cada duas horas, inicialmente tratado por reator UASB. O tanque de equalização, conectado a duas eletrobombas de mesma especificação, acionadas a cada quatro horas bombeando 50 litros, cada uma. A alimentação da primeira Lagoa de polimento (LP1) é procedente do processo anaeróbio enquanto que a segunda lagoa de polimento (LP2) recebeu o mesmo efluente, pós-tratado em filtro de areia aeróbio de fluxo intermitente. Na Figura 01 está apresentado o sistema de lagoas pistonadas.

**Figura 01** – Lagoas de polimento do sistema experimental.



Fonte: Autor, 2014

### 2º FASE

A segunda fase do monitoramento iniciou-se em Outubro de 2014. O experimento consistiu de duas lagoas, uma apresentava alimentação em batelada (LP4) e a outra alimentação contínua (LP3). Ambas as lagoas apresentaram as mesmas dimensões de 1 metro de largura, 10 metros de comprimento e 60 cm de profundidade. O afluente das lagoas (LP3 e LP4) foi proveniente do tratamento do esgoto sanitário do interceptor leste da cidade de Campina Grande – PB, em reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB). A LP4 foi alimentada diariamente com 750L/ dia de uma lagoa de transbordo e a LP3 funcionou com fluxo contínuo de 500L / dia. Estas, apresentando, respectivamente um TDH de 8 e 12 dias.

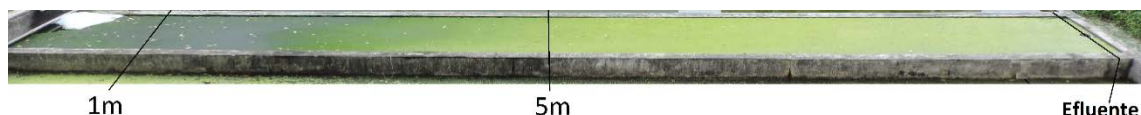
**Figura 02** – Lagoas de polimento do sistema experimental.



Fonte: Autor, 2014

Objetivando verificar a biomassa algal ao longo das lagoas, foram realizadas coletas semanais, no horário de 12:00h. No período de Agosto à Outubro de 2014 (1º Fase) e Outubro à Dezembro de 2014 (2º Fase). Na Figura 03 estão apresentados os pontos de coleta das amostras nas lagoas de polimento.

**Figura 03** – Pontos de coletas das lagoas de polimento para análises.



Fonte: Autor, 2014

Para determinar a biomassa algal, foi realizada a extração de clorofila “a” com metanol a quente de acordo com o método de Jones (1979). As amostras são filtradas por papel de fibra de vidro (Whatmann GF/C) e o material retido é extraído a “banho maria” com metanol 90%. Após centrifugação a 2.500 rpm, o sobrenadante foi transferido para cubetas e lido em espectrofotômetro a 665 nm, para avaliar a absorvância da clorofila “a” e de seus produtos de degradação, e a 750 nm, para corrigir a turbidez. O cálculo da concentração de clorofila “a” foi realizado aplicando-se a equação:

$$CLa (ug/L) = D_{opi665} - D_{opt750} \times 13 \times Vol Ext / Vol Filt. \quad (1)$$

Onde:

$D_{opi665}$  = densidade óptica do extraio a 665 nm.

$D_{opt750}$  = densidade óptica do extraio a 750 nm.

13 = coeficiente de extinção da clorofila “a” em metanol.

Vol Ext = volume do extrato.

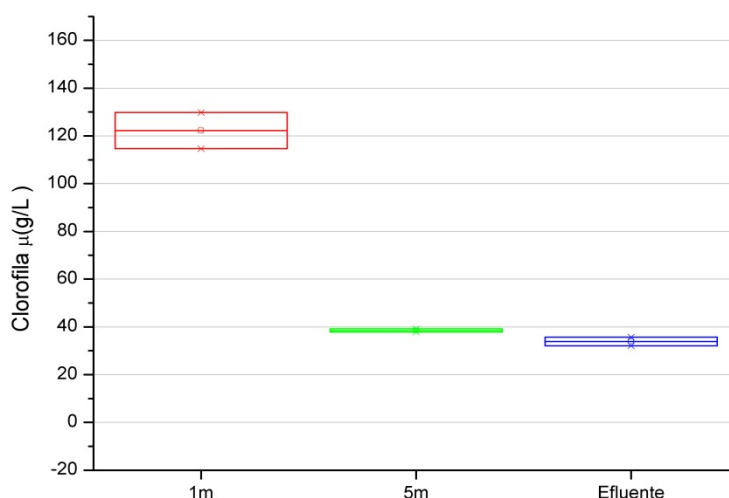
Vol Filt = volume de amostra filtrada.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

As variações de clorofila a, no período estudado, possivelmente, responderam a variações nas condições ambientais próximas ao sistema de lagoas, como por exemplo, temperatura, luminosidade e sombreamento. A chuva desestabilizou as algas da superfície, que se redistribuíram pela massa d’água e também promoveu uma redução na radiação fotossinteticamente ativa. No início da manhã, quando a incidência da radiação solar ainda é restrita, a atividade fotossintética das algas foi reduzida, apresentando maior incidência entre 10 e 14h do dia.

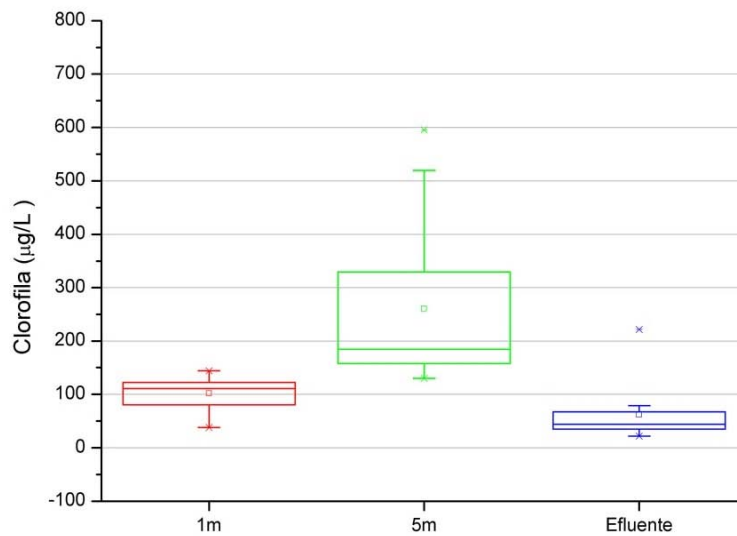
A lagoa LP1 apresentou maiores concentrações em seu afluente (1m) com concentração de clorofila “a” de 114,71  $\mu\text{g/L}$  e um decréscimo no decorrer do sistema tendo no meio (5m) apresentando 39,2  $\mu\text{g/L}$  de concentração, e média de 33,9  $\mu\text{g/L}$  no efluente. (Figura 04).

**Figura 04** - Gráfico (Box-plot) das distribuições dos dados de Clorofila “a” na Lagoa de Polimento 1 (LP1).



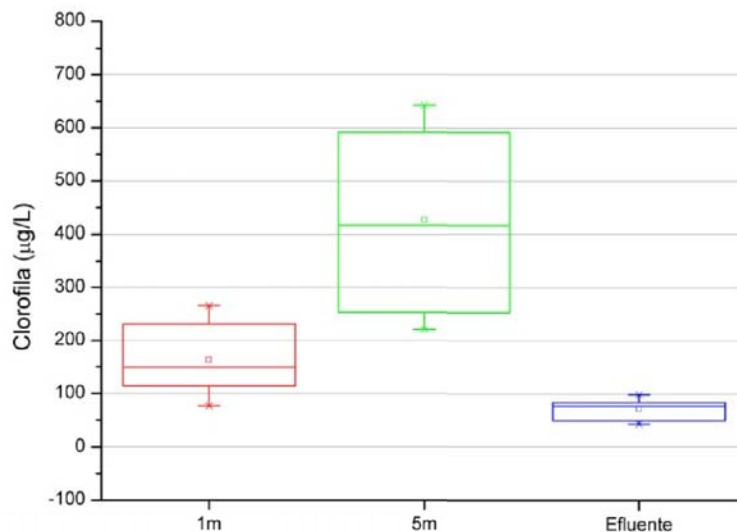
Entretanto, no afluente (1m) da LP2 apresentou médias de concentração de clorofila “a” de 101,46  $\mu\text{g/L}$  e um acréscimo no decorrer do sistema, apresentando no meio (5m) uma concentração máxima de 595,35  $\mu\text{g/L}$ , decrescendo no efluente, que apresentou concentração média de 61,69  $\mu\text{g/L}$ . (Figura. 05).

**Figura 05** - Gráfico (Box-plot) das distribuições dos dados de Clorofila “a” na Lagoa de Polimento 2 (LP2).

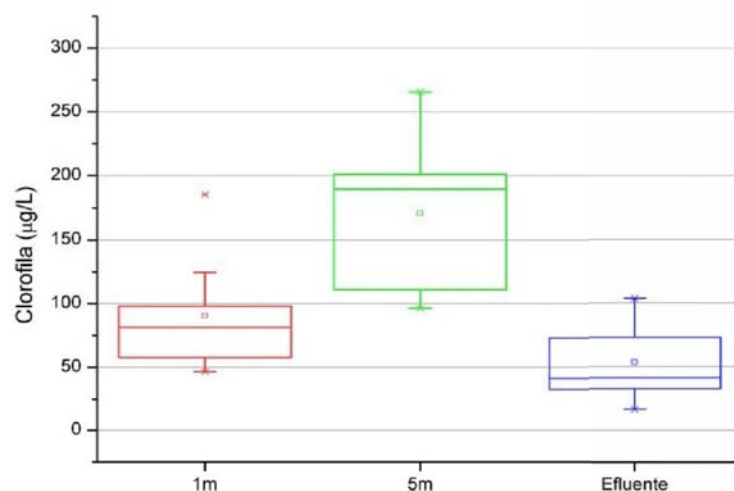


Na Fase 2 do sistema, os valores observados foram superiores aos da primeira Fase. Na terceira lagoa (LP3) observou-se um forte incremento nos valores de clorofila “a” alcançando valores de 76,31  $\mu\text{g/L}$  e 608,81  $\mu\text{g/L}$ .

**Figura 06** - Gráfico (Box-plot) das distribuições dos dados de Clorofila “a” na Lagoa de Polimento 3 (LP3).



Na quarta lagoa (LP4) observaram-se médias de concentração de clorofila “a” de 90,32  $\mu\text{g/L}$  e um acréscimo no decorrer do sistema, verificando no meio (5m) concentração máxima de 265,65  $\mu\text{g/L}$ , decrescendo no efluente, que apresentou concentração média de 53,52  $\mu\text{g/L}$ . (Figura 07).

**Figura 07** - Gráfico (Box-plot) das distribuições dos dados de Clorofila “a” na Lagoa de Polimento 4 (LP4).

Também foram verificados os valores mínimos, máximos, médios e desvio padrão das concentrações de clorofila “a” observados no efluente das lagoas no período estudado, estes estão apresentados na Tabela 01.

**Tabela 01:** Concentrações mínima, máxima, média e desvio padrão da clorofila a durante o monitoramento do efluente de um sistema de tratamento de esgotos por lagoas de polimento.

CLOROFILA (µg/L)	LP1	LP2	LP3	LP4
MÍNIMA	32,1	21,8	43,1	32,8
MÁXIMA	35,7	221,55	98,78	103,5
MÉDIA	33,9	61,69	71,95	53,52
DP	1,8	51,04	19,47	28,71

Especificamente no tratamento de esgotos, as algas contribuem por serem dotadas de pigmentos fotossintéticos denominados clorofila, portanto produz oxigênio, o que corresponde a sua principal função nas lagoas de estabilização, influenciando diretamente na realização dos processos de decomposição aeróbios. Nas lagoas de estabilização a taxa de crescimento de microrganismos e a remoção de nutrientes pode ser afetada caso os valores de pH sejam inadequados e este também é influenciado pela própria comunidade algácea que realiza ação tamponante pelo consumo de gás carbônico que é principal fonte natural de acidez da água (METCALF e EDDY, 2003; JORDÃO, 2005).

As concentrações de clorofila “a” em lagoas dependem da carga aplicada e da temperatura (MARA et al., 1992). De acordo com Pearson (2005), concentrações superiores a 500 µg/L de clorofila “a” são ruins para o descarte do efluente final, pois há o aumento da DBO e Sólidos Suspensos. Ele ainda estima que 1mg de clorofila “a” corresponde a 300 mg/L de DQO, podendo variar com a espécie algal. Falco (2005) tratando esgoto doméstico em

lagoas de estabilização no Estado de São Paulo obteve valores de clorofila a nos efluentes variando entre 107 µg /L e 3.061 µg /L. Em efluentes de lagoas de estabilização tratando esgoto doméstico no Estado da Paraíba, Ribeiro (2007) observou concentrações de clorofila variando de 0 a 4.607 µg /L.

No estudo, também se pôde verificar que o aumento na concentração de clorofila “a” variou conforme a carga superficial aplicada ao sistema. Percebe-se que a baixa carga aplicada na primeira fase limitou o crescimento da biomassa algal, e que quanto maior foi a carga inicial maior foi a concentração de clorofila “a” no monitoramento do sistema. Ficou evidente também, que a grande massa algal presente na Fase 2 se reduz de forma brusca no efluente das lagoas, provavelmente devido a grande carga superficial aplicada que promove maior competitividade entre a comunidade fitoplanctônica. Para Palmer (1969), citado por Athayde *et al.* (2000), Llorens *et al.* (1993) e König (2000) a carga orgânica é o principal fator que influencia a comunidade fitoplanctônica em lagoas de estabilização, sendo que vários estudos relatam a existência de gêneros de algas mais ou menos tolerantes à poluição pela matéria orgânica.

O valor médio da concentração de clorofila no efluente final do sistema de lagoas de polimento foi de 56,76 µg/L. De acordo com Pearson (2005) concentrações inferiores a 500 µg /L de clorofila a, são interessantes para o descarte de efluentes finais, pois não compromete os corpos de água receptores no que diz respeito a eutrofização, ao disponibilizar nutrientes eutrofizantes, bem como a possível liberação de microrganismos produtores de toxinas contribuindo ainda mais para sua degradação, sendo estes utilizados para reutilização do efluente em irrigação agrícola, pois as elevadas concentrações de clorofila a (biomassa algal) disponibiliza nutrientes, nitrogênio e fósforo às plantas.

## CONCLUSÃO

A atividade do fitoplâncton por unidade de biomassa e as respostas à luz são de importância fundamental para o conhecimento dos processos e mecanismos que controlam a transferência de energia e o ciclo de matéria orgânica nas lagoas de polimento.

A determinação das concentrações de clorofila-a proporcionou uma estimativa da biomassa fitoplanctônica favorável as condições aplicadas. Contudo, as concentrações da clorofila foram facilmente alteradas, por variações no pH, carga superficial aplicada, alta incidência luminosa, temperatura, tendo como produto desta alteração, a feofitina.

## REFERÊNCIAS

ATHAYDE JUNIOR, G.B.; OLIVEIRA, R. Algological study in waste stabilization ponds. In: I Conferencia latinoamericana en lagunas de estabilizacion y reuso. Universidad del Valle/Instituto Cinara, Cali, Colombia, 2000. p. 132-139.

BRANCO, S, M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária.** São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1986.

FALCO, P.B. **Estrutura da comunidade microbiana (algas e bactérias) em um sistema de lagoas de estabilização em duas escalas temporais: nictimeral e sazonal.** 2005. 137f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2005.



JONES, J.G. **A Guide to Methods for Estimating Microbial Numbers and Biomass in Freshwater**. Ambleside: Freshwater Biological Association Scientific Publication (39), 1979.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. Associação brasileira de engenharia sanitária e ambiental. 4. ed. 2005.

KÖNIG, A. Biología de las lagunas de estabilización: algas. In: MENDONÇA, S. R. **Sistemas de lagunas de estabilización: como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío**. Colombia: Editorial Nomos, 2000.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de estabilização: projeto e operação**. Rio de Janeiro: ABES, 1998.

LORENS, M.; SAÉZ, J.; SOLER, A. Primary productivity in a deep sewage stabilization lagoon. **Water Research**, v. 27, n. 12, p. 1779-1785, 1993.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4 ed. New York: McGraw-Hill, 2002.

PALMER, C.M. Composite rating of algae tolerating organic pollution. **J. Phycol.**, v. 5, n. 1, p. 78-82, 1969. <https://dx.doi.org/10.1111/j.1529-8817.1969.tb02581.x>

PAN, Y.; LOWE, R.L. Independence and interactive effects of nutrients and grazers on benthic algal community structure. **Hydrobiologia**, v. 291, p.201-209, 1994.

PEARSON, H., Microbial Interactions in facultative and maturation ponds. In: MARA, D.; HORAN, N. J. **The Hand Book of Water and Wastewater Microbiology**. London: Academic Press, 2005. p. 449-458.

RIBEIRO, P. C. **Análise de fatores que influenciam a proliferação de cianobactérias e algas em lagoas de estabilização**. 2007. 106f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - PB, 2007.

WETZEL, R.G. e LIKENS, E. (1990). **Limnological Analysis**. London: Springer-Verlang, 1990.