

Influência do efluente tratado sobre o fitoplâncton em trecho urbanizado de rio em Juazeiro do Norte, Ceará

Influence of treated effluent on phytoplankton in an urbanized stretch of river in Juazeiro do Norte, Ceará, Brazil

Marise Daniele Maciel Lima¹¹; Maria Aparecida Pereira Santos²²; Adjuto Rangel Junior³³; Yannice Tatiane da Costa Santos⁴⁴

¹Mestranda em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, +5588999461538, marisedaniele@ufmg.br; ²Mestranda em Desenvolvimento Regional Sustentável, Universidade Federal do Cariri, Crato, Ceará, adriellypereyra@gmail.com; ³Doutorando em Meio Ambiente, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Rio Grande do Norte, jr_arangel@hotmail.com; ⁴Professora do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Doutoranda em Química Biológica pela Universidade Regional do Cariri, Juazeiro do Norte, Ceará, yannice@ifce.edu.br.

ARTIGO

Recebido: 13/03/2019
 Aprovado: 03/11/2019

Palavras-chave:

Estação de Tratamento de Esgoto
 Microalgas
 Cianobactérias

Key words:

Sewage Treatment Station
 Microalgae
 Cyanobacteria

RESUMO

O estudo objetivou avaliar a influência do lançamento do efluente tratado por lagoa de maturação (ETE Malvas) sobre o fitoplâncton em uma seção parcialmente urbanizada do rio Salgadinho (Juazeiro do Norte, Ceará) e sua relação com as características limnológicas, sendo para tal selecionados quatro pontos: (P1) a montante do emissário ETE Malvas, (P2) no emissário, (P3) 50m a jusante do emissário e (P4) 1100m a jusante do emissário. As coletas foram realizadas em época de estiagem correspondente aos meses de junho, julho e agosto de 2017, tendo como variáveis físico-químicas: pH, temperatura da água, turbidez, alcalinidade total, clorofila *a*, DQO, OD e frações nitrogenadas; e para avaliação qualitativa de fitoplâncton: densidade relativa, índice de ocorrência e concentração de organismos. O efluente lançado pelo emissário da ETE influencia de forma desfavorável no trecho de 1100m do rio, por promover um ambiente com baixa diversidade fitoplanctônica nos pontos a jusante, em função da contribuição numerosa da espécie *Planktothrix isoethrix* (divisão Cyanobacteria), quando se compara com as condições do trecho a montante (P1) do emissário, que insinuou um estado de poluição, pela presença mais expressiva de amônia total. Ademais, o efluente ainda interfere nos aspectos limnológicos de forma positiva ao elevar imediatamente o oxigênio dissolvido a jusante e, negativamente com a decomposição da biomassa algal, seja pela elevação da turbidez e conversão do abundante nitrogênio orgânico algal em amônia total.

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the influence of the release of effluent treated by maturation pond (ETE Malvas) on phytoplankton in a partially urbanized 1,100m stretch of the Salgadinho river (Juazeiro do Norte, Ceará, Brazil) and its relationship with limnological characteristics. Four points are selected: (P1) upstream of the outfall ETE Malvas, (P2) in the outfall, (P3) 50 downstream of the outfall and (P4) 1100 downstream of the outfall. The collections were performed during the dry season corresponding to the months of June, July and August 2017, having as physicochemical variables: pH, water temperature, turbidity, total alkalinity, chlorophyll *a*, COD, OD and nitrogen fractions; and for qualitative evaluation of phytoplankton: relative density, occurrence index and concentration of organisms. The effluent released by the ETE outfall influences the 1100m section of the river in an unfavorable way, as it promotes an environment with low phytoplankton diversity in the downstream points, due to the numerous contribution of the species *Planktothrix isoethrix* (Cyanobacteria division), when compared with the conditions of the upstream section (P1) of the emissary, which hinted at a state of pollution, due to the more significant presence of total ammonia. Furthermore, the effluent still positively interferes with limnological aspects by immediately raising dissolved oxygen downstream and, negatively with the decomposition of algal biomass, either by increasing turbidity and converting abundant algal organic nitrogen into total ammonia.

INTRODUÇÃO

Os rios constituem um ambiente ecológico caracterizado, especialmente, pela presença de correnteza. São ecossistemas complexos, principalmente porque apresentam grandes alterações espaciais, desde suas nascentes até às grandes áreas de várzea, já nas planícies fluviais. Em muitos continentes, em regiões áridas e semiáridas, ocorrem rios intermitentes nos quais, durante períodos de precipitação, há um fluxo de correntes de água considerável, que desaparece durante períodos de seca (TUNDISI; TUNDISI, 2008). Nesses ecossistemas, a água, quando reunida em certo volume constituindo massa d'água apresenta muitas características físicas e químicas importantes no estabelecimento e na ecologia dos organismos aquáticos (BRANCO, 1978).

Nos ambientes lóticos a predominância da comunidade fitoplanctônica está associada a variedade, abundância e sua distribuição que dependem das características bióticas e abióticas do meio. Esses organismos constituem uma das unidades básicas de matéria orgânica de ecossistemas aquáticos (TUNDISI, 2003). Com presença e quantidades apropriadas de nutrientes no meio, os componentes vegetais desses seres promovem o seu crescimento e acúmulo de energia solar luminosa na forma de compostos químicos energéticos, através da fotossíntese. A partir desse princípio o oxigênio produzido por esse processo representa parcela significativa do total utilizado para a respiração dos organismos aquáticos (REYNOLDS, 2006; DI BERNARDO et al., 2010).

O estudo de organismos fitoplanctônicos em ambientes lóticos se destaca pela grande importância na compreensão da dinâmica do funcionamento do corpo aquático em função das diferentes influências que o mesmo sofre, devido às atividades antrópicas durante seu percurso, destacando aqueles presentes em ambientes urbanizados. Gentil et al. (2008) ressaltam que sua presença na água doce constitui um elemento importante para avaliação das condições ambientais. A composição taxonômica e a diversidade da comunidade fitoplanctônica são utilizadas para avaliar a saúde do ambiente e inferir as prováveis causas de danos ecológicos.

Dentre essas atividades, pontua-se o lançamento de efluentes tratados por processos biológicos naturais otimizados, caso das lagoas de estabilização, cuja características típicas demonstra riqueza de biomassa algal representada por um grupo de cianobactérias, majoritariamente ocupada por *Planktothrix* spp., já reconhecidos por alguns estudos específicos nesses sistemas como o de Aquino et al. (2011); Von Sperling e Oliveira (2010) e Albuquerque et al. (2016). Essa cianobactéria ocorre em maior densidade e concentração nos corpos aquáticos na estação do verão e em ambientes de clima quente comuns da região Nordeste (DANTAS et al. 2008; ANDRADE; GIROLDO, 2014).

A associação entre o levantamento taxonômico e ecológico da comunidade fitoplanctônica com as condições físicas e químicas do ambiente ao longo das zonas de autodepuração revelam o estágio de equilíbrio da comunidade aquática primária, e amparo dos demais grupos pertencentes. Faria (2010) destaca a importância dessa relação, pois a dominância e abundância de divisões e gêneros específicos

indicam as condições ou influências que o meio possa estar sofrendo quanto ao seu equilíbrio.

Tais fenômenos são tipicamente percebidos no percurso do Rio Salgado, localizado na sub-bacia do Salgado ao sul do Estado do Ceará. Principalmente relacionado ao trecho que perpassa a cidade de Juazeiro do Norte, destacando-se por sua aglomeração populacional predominantemente urbanizada e geradora de efluentes brutos que são dispostos no solo ou ambientes aquáticos, e efluentes tratados, como ocorre com o lançamento da ETE Malvas que é responsável por receber e tratar 37,42% dos efluentes gerados pela cidade lançando-os no Rio Salgadinho, que mais à frente dá início ao de fato Rio Salgado (FREIRE, 2017).

Há discussões frequentes quanto à influência desse lançamento na qualidade da água do Rio Salgadinho, seja pela população juazeirense ou pelos órgãos ambientais, e quando se trata de autodepuração, as variáveis de matéria orgânica e oxigênio dissolvido lideram a condução desses estudos por serem os parâmetros mais requisitados e comumente explorados para a verificação do poder de recuperação que o corpo aquático tem ao receber um despejo orgânico. Contudo, os efluentes de lagoa de maturação são diferenciados pelo aporte microbiológico robusto com potencial de modificação da comunidade aquática do rio (VON SPERLING, 2017).

Sendo assim, o presente estudo objetivou avaliar a influência do lançamento do efluente tratado por lagoa de maturação (ETE Malvas) sobre a comunidade fitoplanctônica em uma seção parcialmente urbanizada do rio Salgadinho (Juazeiro do Norte, Ceará) e sua relação com as características limnológicas.

MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo segue o modelo clássico e é caracterizado como pesquisa descritiva-explicativa e exploratória. Prestes (2008) descreve pesquisa descritiva como aquela em que se observam, registram, analisam, classificam e interpretam os fatos sem que o pesquisador lhe faça qualquer interferência. Assim, o pesquisador estuda os fenômenos do mundo físico e humano, mas não os manipula. A pesquisa descritiva tem como objetivo principal a descrição das características de determinada população ou fenômeno ou então o estabelecimento de relações entre variantes (GIL, 2009), abrangendo ainda um enfoque exploratório, pois o seu desenvolvimento se configura com o objetivo de proporcionar maiores informações sobre o assunto estudado (PRESTES 2008). Desta forma, o trecho de 1100 metros do rio Salgadinho selecionado para o estudo fica localizado no município de Juazeiro do Norte, o qual recebe o efluente tratado da ETE Malvas. A mesma é constituída por lagoas de estabilização em série, contemplando dois módulos em paralelo, formados cada um, por uma lagoa anaeróbia mais uma lagoa facultativa, ambos encaminhando os efluentes para uma única lagoa de maturação, totalizando cinco lagoas (FREIRE, 2017).

As coletas foram realizadas no período de junho a agosto de 2017, meses considerados de estiagem de acordo com os dados históricos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2017), totalizando três coletas realizadas no período

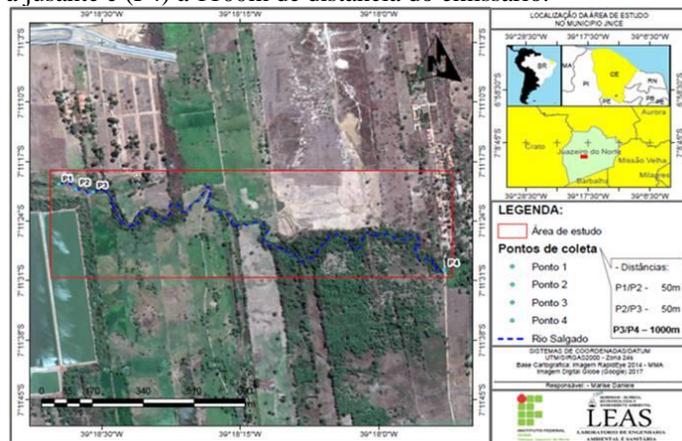
matutino (entre 9h e 11h). Os pontos selecionados para amostragem foram especificados de forma a contemplar a zona à montante e mistura do emissário com rio, sendo: o (P1) (7°11'19.69"S; 39°18'34.63"O) localizado a montante do lançamento do efluente tratado da ETE Malvas, o (P2) (7°11'20.26"S; 39°18'32.84"O) o próprio emissário da ETE, (P3) (7°11'20.60"S; 39°18'30.93"O) à 50 metros a jusante do emissário (mistura) e (P4) (7°11'29.73"S; 39°17'52.91"O) à 1100 metros a jusante do emissário, conforme Figura 1.

Essa extensão foi eleita devido à acessibilidade e condições naturais e artificiais de mistura verificados, a exemplo da barragem após o (P1), bem como, cerca instalada anterior ao (P3).

As amostras de água para análises físico-químicas e clorofila *a* foram coletadas na porção limnética para cada ponto selecionado, utilizando-se recipiente de plástico com capacidade de 5 L em seguida armazenadas em frascos de polietileno. Após a coleta as amostras foram devidamente acondicionadas em recipiente de isopor com gelo e imediatamente encaminhadas ao Laboratório de Engenharia Ambiental e Sanitária (LEAS) do Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE/JN) onde foram

processadas de acordo com as metodologias expressas na Tabela 1.

Figura 1: Mapa de localização da área de estudo, trecho do Rio Salgadinho Juazeiro do Norte, Ceará, Brasil, com os respectivos pontos de coletas; (P1) a montante, (P2) no emissário, (P3) 50m a jusante e (P4) a 1100m de distância do emissário.



Fonte: Autor. 2017.

Tabela 1: Variáveis estudadas, métodos e referências utilizadas para realização das análises.

VARIÁVEIS	MÉTODOS	REFERÊNCIAS
Temperatura (°C)	Sensor de Temperatura	
pH	Potenciométrico	
Clorofila "a" (µg/L)	Espectrofotométrico – Extração a frio com acetona 90%	
Oxigênio Dissolvido (mg O ₂ /L)	Titulométrico – Método iodométrico	
DQO (mg O ₂ /L)	Titulométrico – Digestão por refluxação fechada	AWWA/APHA/ WEF 2012
Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ /L)	Potenciométrico – Titulação com ácido sulfúrico	
Amônia Total (mg N/L)	Titulométrico – Destilação com ácido bórico	
Nitrogênio Orgânico (mg N/L)	Titulométrico – Digestão ácida seguida de destilação	
Nitrito (mg N/L)	Espectrofotométrico – Diazotação com NED	
Nitrato (mg N/L)	Espectrofotométrico – Salicilato de sódio	Silva e Oliveira (2001)

As amostras para análise qualitativa do fitoplâncton foram coletadas de forma manual, e para a obtenção destas efetuou-se filtrações da água (50 L) através de copo separador de plâncton (malha de 20 µm), na qual os organismos retidos foram removidos através de jatos d'água com auxílio de uma pisseta (KOENING; ESKINAZI-LEÇA, 1984). As amostras foram acondicionadas em recipientes apropriados e preservadas com formol a 4% (NEWELL; NEWELL, 1968). Os organismos foram identificados quando possível, em nível genérico e infragenérico, com base nas características morfológicas e métricas das populações e apoio de fotografias, guias e chaves de identificação. Para cada amostra, a leitura foi realizada em microscópio óptico Bioval com intervenção de lâmina/lâminula e aproximação de 1000x para identificação dos organismos e 4000x quando necessário a visualização da estrutura corporal detalhada, adotando-se três lâminas com volume de 0,2 mL cada. A identificação taxonômica de Cyanobacteria foi feita usando o Sistema Komárek (KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS, 2000; 2005; KOMÁREK; KRONBERG, 2001); Round (1971)

para Chlorophyta e Simonsen (1979) para Bacillariophyta, bem como, Bicudo e Menezes (2006) para a comunidade em geral.

Para análise da Densidade Relativa o método utilizado teve como base Odum (1983) que segue de acordo com a equação: $Dr = (Na/N) \cdot 100\%$, em que, (Dr) é a densidade relativa, (Na) o número de indivíduos presentes na amostra e (N) o número total de indivíduos. A frequência de ocorrência desenvolvida por Zulkifli (1992) e utilizada por Barthel (2007) que descreve o Índice de Ocorrência de Espécies e suas Frequências foi adaptada nesse estudo para os grandes grupos algais (divisões e espécies mais frequentes) com intuito de identificar a porcentagem de constância dos táxons no total de lâminas analisadas para cada amostra. A equação para a variável supracitada se dá da seguinte forma: $IOD = (Pi/P) \cdot 100\%$, onde o (IOD) é o Índice de Ocorrência de Divisões Algas, (Pi) o número de frequências de divisões ou espécies (i) nas amostras analisadas e (P) o número total de amostras. Assim os grupos algais puderam ser classificados nas seguintes categorias: Ausentes: não encontrados nas amostras;

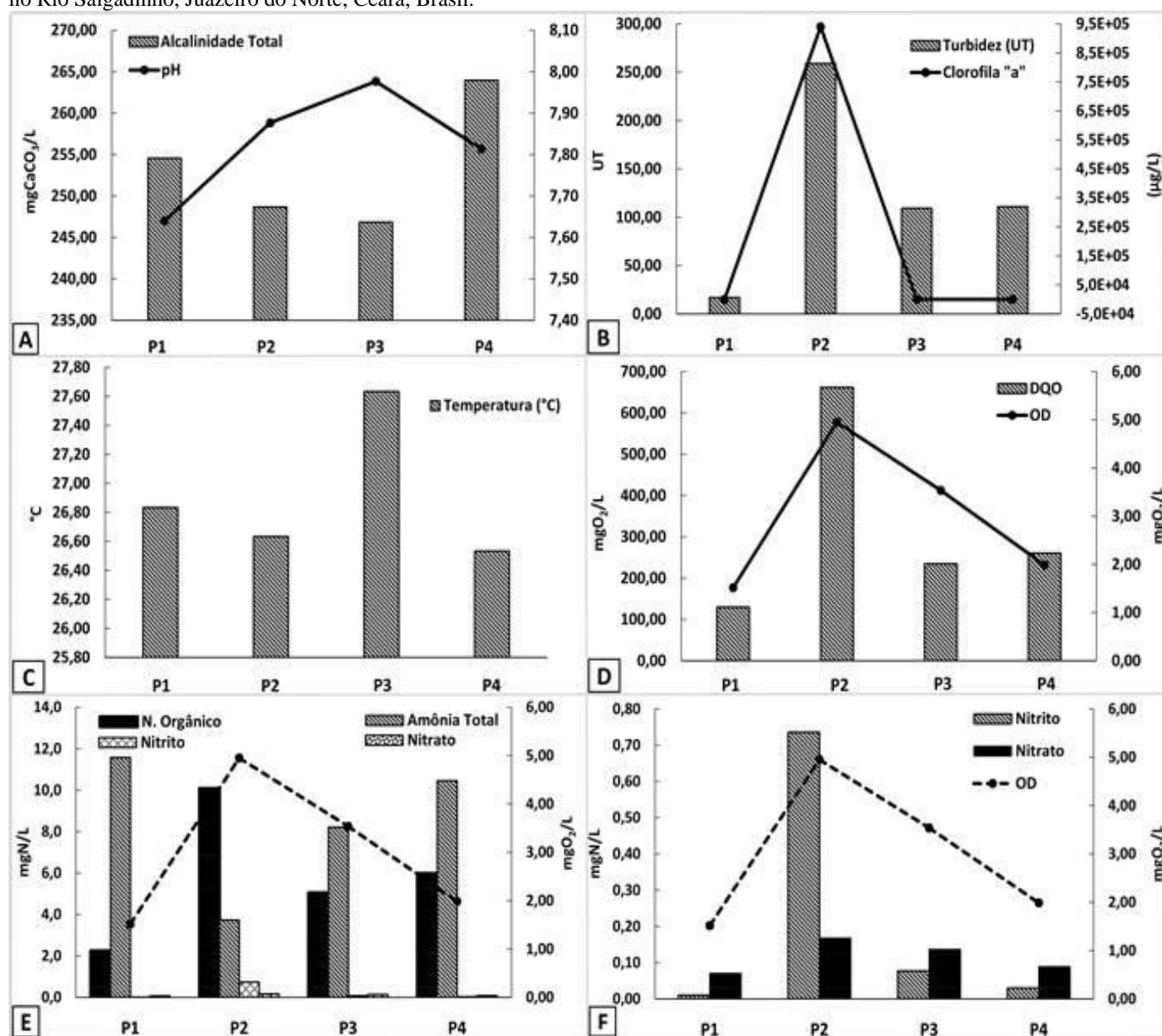
Raras: presente em menos de 25% das amostras; Pouco Frequentes: presentes entre 26 – 50% das amostras; Frequentes: presentes entre 51 – 90% das amostras; Permanentes: presentes em mais de 90% das amostras.

Na análise descritiva dos dados, as variáveis físico-químicas e clorofila *a* foram agrupadas por pontos de coletas a fim de analisar seu comportamento durante o estudo. As estatísticas descritivas, tabelas e gráficos foram geradas no programa Microsoft Excel 2010.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O estudo foi realizado em meses de estiagem, sendo que, o total de chuvas precipitadas no município de Juazeiro do Norte foi de 10,8 mm em junho, 2,7 mm em julho e 0 mm em agosto (INMET, 2017). A Figura 2 apresenta a variação das médias aritméticas dos seguintes parâmetros estudados: pH, temperatura da água, turbidez, alcalinidade total, clorofila *a*, oxigênio dissolvido (OD), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio orgânico (N-org), amônia (NH₃), nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻) referentes à água do rio Salgado. Destaca-se a distinção da qualidade do efluente final da estação de tratamento (P2) com o demais locais monitorados.

Figura 02: Concentração média das variáveis (A) - pH e Alcalinidade total, (B) - Turbidez e Clorofila *a*, (C) – Temperatura da Água, (D) DQO e OD, (E) Nitrogênio Orgânico e Amônia total, (F) - Nitrito e Nitrato em relação ao OD; nos pontos a montante do lançamento do efluente (P1), efluente do emissário ETE (P2), jusante a 50m do emissário (P3) e jusante 1100m do emissário (P4), no Rio Salgado, Juazeiro do Norte, Ceará, Brasil.



A temperatura da água não demonstrou variações bruscas ao longo dos pontos tendo seu mínimo de 25,8 °C (P4) e máximo de 28,3 °C (P3) (Figura 2C). Houve aumento de 1°C do (P2) para o (P3) refletindo as alterações causada no meio pelo efluente do emissário, porém essa variação não perturba o equilíbrio do rio nessa vertente, nem excede o padrão exigido pelo Conselho Estadual do Meio Ambiente/COEMA N° 02/2017 (CEARÁ, 2017) que estabelece sobre os padrões de lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. Não somente para a temperatura, mas para os parâmetros de pH (5 a 9), nitrito (até 1 mgN/L), nitrato (até 10 mgN/L) e amônia total (Conselho Nacional do Meio Ambiente/CONAMA n° 430/2011 com padrão de até 20 mgN/L), o efluente final foi obediente.

Considerando o aspecto legal para o rio Salgadinho, balizado pela Resolução CONAMA n° 357/2005 – Água Doce – Classe 2, sobre o enquadramento dos corpos aquáticos brasileiros, percebe-se que as frações de nitrito e nitrato são as únicas que respeitam o padrão máximo estabelecido em todos os trechos estudados, diferentemente da turbidez, inferior a 100 UT apenas no (P1) (17,0) influenciada pelo efluente nos demais locais estudados e, clorofila a, OD e amônia total que já se encontram em concentrações incompatíveis com a legislação logo no ponto à montante ao lançamento, a saber: 30 µg/L, 5 mgO₂/L e 2,0 mgN/L para pH entre 7,5 a 8,0, respectivamente. Ou seja, o rio não assegura a qualidade da água para a Classe 2, para este grupo de parâmetro (BRASIL, 2005).

Os resultados de pH e alcalinidade total não relataram discrepância considerável ao longo dos pontos de coleta, porém observou-se uma tendência ao aumento do pH no trecho e uma leve redução da alcalinidade total do (P1) (254,56 mg CaCO₃/L) a (P3) (246,84 mg CaCO₃/L) e aumento no (P4) (263,97 mgCaCO₃/L) (Figura 2A). Esse fato tem reflexo do lançamento do efluente tratado, pois, a produção de oxigênio pelo fitoplâncton nesse ponto consome o dióxido de carbono dissolvido do meio que geralmente está na forma de íons bicarbonato, liberando hidroxilas e elevando assim o pH, tornando esse intervalo mais alcalino e com maior probabilidade de troca iônica, comportamento também observado por Esteves (2011) e Von Sperling e Oliveira (2010). Esse fato também explica as variações da alcalinidade total ao longo dos pontos. De acordo com as médias dos pontos estudados é possível observar que a alcalinidade total a partir do (P2) começa a ser consumida moderadamente para disponibilizar dióxido de carbono para respiração do fitoplâncton.

Os valores de turbidez evidenciam um aumento do (P1) (16,97 UNT) para o (P2) (259,0 UNT), o que reflete na influência do lançamento do efluente tratado nesse trecho do rio com o rico aporte de biomassa fitoplanctônica que causa ao meio uma coloração esverdeada, afirmado pela presença destacada da clorofila a nesse ponto (Figura 2B). A clorofila a teve sua maior variação após o (P2), como já era esperado. No decurso dos quatro pontos a variável teve média de 75,8 µg/L (P1), 939,9 µg/L (P2), 211,17 µg/L (P3), 108,28 µg/L (P4) (Figura 2B). Pôde-se observar então que no decorrer do trecho há uma diluição e dispersão desse efluente e conseqüentemente a redução da concentração de clorofila a no (P3) e (P4). A

turbidez dificulta a penetração de luz na coluna d'água, reduzindo o potencial de realização da fotossíntese. Contudo, como o efluente tratado em questão é diferenciado por possuir concentrações de oxigênio dissolvido (5,0 mg O₂/L) mais altas, esse empecilho não acontece no presente estudo.

O (P1) apresentou os menores valores médios de OD e DQO, sendo respectivamente 1,52 mg O₂/L e 129,9 mg O₂/L (Figura 2D). Este teor de OD em um corpo aquático retrata um cenário de aproximação a condições anaeróbias no rio, para Von Sperling (2007) nessas condições os peixes já estão mortos ou não existem. O baixo teor de OD no rio antes do despejo insinua vestígios de zona de degradação oriunda da influência de despejos que acontecem na passagem do rio pela cidade. Em avaliação feita por Gonçalves et al. (2012) em um trecho de autodepuração de um rio do estado de São Paulo, os menores teores de OD (1,7 a 3,3 mg O₂/L) foram encontrados em um intervalo de área urbana.

No (P2), o efluente tratado apresentou concentrações comuns de OD e DQO equivalentes a 5,0 mg O₂/L e 662 mg O₂/L, respectivamente (Figura 2D). O lançamento desse efluente, definitivamente atípico por apresentar elevada biomassa algal, quando comparados a efluentes brutos ou tratados por outras tecnologias, colabora com elevada carga orgânica particulada proveniente da biomassa fitoplanctônica e resultam na produção de oxigênio dissolvido em virtude das atividades fotossintéticas. Estudo realizado por Fernandes et al. (2002) apresentou teor de OD de 2,6 mg O₂/L e 7,0 mg O₂/L para pontos próximos a montante e a jusante do emissário da ETE Malvas, respectivamente, o que corrobora ainda hoje com os resultados obtidos nessa pesquisa.

Em virtude da mistura do emissário com a água do rio, o (P3) aumentou sua concentração de OD em 57,1% em relação a montante do lançamento (P1 – 1,5 mg O₂/L e P3 – 3,5 mg O₂/L), resultante da diluição do OD e organismos fotossintetizantes presentes no emissário. Como esperado, a DQO se elevou devido a participação maciça da biomassa algal, apesar de não se ter certeza da fração orgânica solúvel contribuinte não tratada pelo sistema. A partir de então há um declínio nos teores de OD (2,0 mg O₂/L) no meio, resultante da degradação da biomassa algal morta (em especial a *Planktothrix isoethrix*, espécie dominante nesse trecho, oriunda do efluente tratado), gerando alcalinidade para o meio e conseqüente redução do pH (Figura 2A). Esse entendimento prévio não inclui as interferências das contribuições existentes, porém não investigadas, no percurso dos 1000 m após o (P3). Conquanto, sugere-se que o (P4) seja o início de uma zona de degradação ativa.

As concentrações de nitrogênio orgânico e amônia quando analisados ao decorrer do trecho, seguiu a relação de assimilação e conversão já esperada das formas. As menores concentrações de nitrogênio orgânico (2,2 mg N/L) foram obtidas no (P1) e associado a este, as maiores concentrações de amônia (11,6 mg N/L) também obtidas nesse ponto. Essa alta concentração de amônia refere-se ao fato das contribuições referentes a montante desconhecidas que o rio recebe. No (P2) houve o aumento da concentração de nitrogênio orgânico (10,1 mg N/L) devido o aporte da biomassa fitoplanctônica despejada

no rio oriunda do emissário, tendo seu valor máximo nesse ponto para essa variável (Figura 2E).

A alta taxa de atividade fotossintética que acontece na lagoa de maturação de uma ETE contribui para o aumento do pH (valores superiores a 9) o que proporciona a volatilização da amônia nesse ambiente, que segundo Von Sperling (2017), em condições de alta taxa de fotossíntese, a elevada produção algal contribui com o consumo direto dessa fração para o seu crescimento. Gonçalves (2016) em estudo realizado nas lagoas de estabilização da ETE Malvas relatou que a fração de amônia mais predominante no meio foi a amônia ionizada, em virtude de altas temperaturas registradas e pH encontrado relativamente neutro (7,5 – 7,7). Este cenário então, coincide com a menor concentração de amônia (3,7 mg N/L) do trecho que foi registrada no (P2).

A redução da concentração de nitrogênio orgânico (5,0 mg N/L) e aumento da amônia (8,2 mg N/L) no (P3) se deu pela diluição ou degradação da biomassa algal lançada no trecho havendo assim a conversão das frações (orgânico para amônia), pois os teores de OD reduziram do (P2) (5,0 mg O₂/L) a (P3) (3,5 mg O₂/L) evidenciando o seu consumo para degradação dessa matéria orgânica. As concentrações de amônia encontradas nesse estudo se apresentaram menores que os relatados em pesquisa feita por Fernandes et al. (2002) que variaram entre 19,6 mg N/L e 23 mg N/L a montante e a jusante da ETE, respectivamente. Avaliando o trecho de (P3) a (P4) foi notória a elevação nas concentrações de nitrogênio orgânico (5,97 mg N/L) e amônia (10,4 mg N/L) nesse ponto, fato que pode estar ligado ainda as condições de mistura do efluente com a água, ou mais provável, novas contribuições de efluentes de origens desconhecidas no rio.

As frações de nitrito e nitrato (Figura 2F) expõem as baixas e já esperadas concentrações encontradas no decurso do espaço do rio em estudo. O (P1) caracterizado por baixas concentrações de OD (1,52 mg O₂/L) e disponibilidade de matéria orgânica, indica um ambiente de alta atividade de degradação, portanto as bactérias nitrificantes não crescem havendo competição de O₂ no meio com as bactérias heterotróficas, que se sobressaem, além de disputarem o carbono inorgânico com o fitoplâncton (BITTON, 2005). Esse evento é ainda mais válido para o (P3) que detém maior concentração de matéria orgânica que o (P1) apesar de ter OD disponível.

Tchobanoglous e Burton (1991) refere que, em lagoas de estabilização quase não ocorre a nitrificação, pois, é necessário elevado tempo de detenção hidráulica para desenvolvimento das mesmas, portanto se aplica esse acontecimento para as maiores concentrações de nitrito (0,74 mg N/L) e nitrato (0,17 mg N/L), que foram observadas no (P2). Esses baixos valores de nitrito e nitrato corroboram também com teores encontrados por Thebaldi et al. (2011), onde as variações foram 0,07 mg N/L a 0,18 mg N/L para nitrito e 0,61 mg N/L a 1,11 mg N/L para nitrato, sendo esta última fração maior que a detectada neste escrito.

A comunidade fitoplanctônica do trecho em estudo (P1 a P4) teve uma representação de 48 táxons durante o estudo, distribuídas nas seguintes divisões Cyanobacteria (76%), Bacillariophyta (10%), Chlorophyta (6%), Euglenophyta (8%) e Cryptophyta (2%). As cinco divisões reportadas no presente

trabalho apresentam ocorrência comum em ambientes límnicos (SOARES et al., 2007; NASCIMENTO et al., 2010). De acordo com Esteves (2011) em ambientes aquáticos interiores podem ser encontrados representantes de praticamente todos os grupos algais. A predominância de um ou outro grupo em um dado ecossistema é função, principalmente, das características dominantes do meio. As mudanças temporais da comunidade fitoplanctônica são dependentes de variações climatológicas (precipitação, vento e radiação solar) e das complexas interações entre os processos físicos, químicos e biológicos (CALIJURI, 1999).

Dentre os táxons registrados no presente estudo, a cianobactéria filamentosa *Planktothrix isothrix* destacou-se como a mais frequente e apresentando a maior densidade relativa (70,8%), seguida pelas espécies *Nitzschia* sp. (9,7%) Bacillariophyta; *Micractinium* sp. (3,8%) e *Chlorella* sp. (3,6%) Chlorophyta; *Euglena* sp. (7,4%) Euglenophyta; e *Cryptomonas* sp. (1,97%) Cryptophyta. Para o índice de ocorrência prevaleceram como dominantes quatro das cinco divisões encontradas, com destaque para Cyanobacteria. A densidade relativa referente as divisões algais para cada coleta encontram-se listadas e representadas graficamente na Tabela 2.

Destaca-se que a água no ponto de amostragem antes do recebimento do efluente (P1), representando o rio em sua condição natural, sem interferência da ETE, pelas três coletas, apresentou a maior riqueza e diversidade fitoplanctônica em relação aos demais pontos amostrados. Para a divisão Cyanobacteria, caracterizou-se como frequentes as espécies *Oscillatoria* sp., *Phormidium* sp., *Pseudoanabaena* sp. e *Planktothrix isothrix* (densidade relativa média de 11,17% e concentração de 46 N^oorg/mL), que de acordo com a literatura tratam-se de cianobactérias filamentosas potencialmente tóxicas (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006; SANT'ANNA et al., 2008). Quanto a divisão Bacillariophyta destacaram-se as espécies *Nitzschia* sp. e *Navicula* sp., seguidas pelas espécies *Chlorella* sp. e *Micractinium* sp. (Chlorophyta) e *Euglena* sp. (Euglenophyta).

A condição natural do rio encontrada corrobora com o estudo realizado por Rangel et al. (2017), em um trecho do Rio Salgado (a jusante do emissário) localizado no município de Aurora/CE. Bacillariophyta, destacou-se pela maior riqueza de espécies seguida por Cyanobacteria. Os autores ainda relatam a presença de táxons característicos de ambientes meso/eutrófico, sugerindo alterações de natureza antrópica, fato que pode comprometer o funcionamento e a qualidade da água deste rio. A contínua interferência das atividades humanas nos sistemas aquáticos tem produzido impactos como a eutrofização artificial desses ambientes, com consequências para a qualidade da água, a biota aquática e o funcionamento de lagos, rios e reservatórios (BARBOSA; FRANÇA, 2011).

Registrou-se a presença da divisão Cryptophyta através da presença única da espécie *Cryptomonas* sp. presente no (P1) e (P3) referente a última coleta realizada, com densidade relativa de 22,5% e 1,1% respectivamente. De acordo com Bicudo e Menezes (2006) a espécie mencionada apresenta características ecológicas que lhe permite sua presença em ambientes que apresentam altas taxas de matéria orgânica em decomposição e nitrogênio disponível. Araújo e Godinho (2008) reforçam a ocorrência de alguns táxons dessa divisão em ambientes

eutróficos, porém estes podem perdurar no meio independente do seu estado trófico.

Tabela 2: Distribuição das divisões algais com suas respectivas Densidades Relativas (DR), Índice de Ocorrência de Divisões (IOD) e Concentrações de Organismos. Pontos de estudo avaliados: (P1) montante do lançamento do efluente tratado da ETE Malvas; (P2) o próprio emissário da ETE, (P3) à 50m a jusante do emissário (mistura) e (P4) à 1100m a jusante do emissário.

VARIÁVEL	DIVISÕES	P1	P2	P3	P4
DR (%)	CYANOBACTERIA	19,8	91,3	89,0	92,9
	BACILLARIOPHYTA	20,3	7,5	8,7	1,6
	CHLOROPHYTA	24,5	1,2	1,8	2,4
	EUGLENOPHYTA	26,5	0,05	1,8	1,3
	CRYPTOPHYTA	7,5	0,00	0,4	0,00
IOD (%)	CYANOBACTERIA	100	100	100	100
	BACILLARIOPHYTA	100	100	100	100
	CHLOROPHYTA	100	67	78	100
	EUGLENOPHYTA	100	78	100	100
	CRYPTOPHYTA	33	0	33	0
CONCENTRAÇÃO (N° org/mL)	CYANOBACTERIA	96,1	32268,3	6834,4	6245,0
	BACILLARIOPHYTA	87,2	2491,7	591,1	206,1
	CHLOROPHYTA	104,4	388,3	112,2	132,2
	EUGLENOPHYTA	119,4	15,0	116,8	90,3
	CRYPTOPHYTA	65,7	0,00	34,0	0,00
		Maior densidade relativa, índice de ocorrência e concentração no ponto.			
		Média densidade relativa, índice de ocorrência e concentração no ponto.			
		Moderadamente baixa densidade relativa, índice de ocorrência e concentração no ponto.			
		Baixa densidade relativa, índice de ocorrência e concentração no ponto.			
		Ausência de densidade relativa, índice de ocorrência e concentração no ponto.			

A cianobactéria filamentosa *Planktothrix isothrix* apresentou maior representatividade em (P2), devido ao conseqüente despejo de efluente no rio oriundo da lagoa de maturação da ETE Malvas. Esse fato pode indicar um desequilíbrio ocorrente na comunidade fitoplanctônica, uma vez que, a partir deste ponto percebe-se o predomínio desta cianobactéria e uma redução das demais espécies registradas a montante do emissário. Esta espécie apresentou Índice de Ocorrência de 100% durante todo o estudo, em todos os pontos, sendo assim, classificada como permanente e sua concentração maior quando comparadas as demais espécies (P1 – 46 N° org/mL; P2 – 32230 N° org/mL; P3 – 6772 N° org/mL; P4 – 6229 N° org/mL). Porém, a sua distribuição, concentração e densidade relativa se modifica, mesmo que em baixa escala, ao longo dos pontos.

A diversidade de espécies é de crucial importância para a compreensão dos ecossistemas aquáticos, já que os processos antrópicos resultam também em uma diminuição da diversidade. Desta forma, o conhecimento da diversidade de organismos em geral e do fitoplâncton em particular é de grande importância para auxiliar o desenvolvimento de programas de conservação e uso sustentável de recursos biológicos, desacelerando a perda de biodiversidade (NABOUT, 2006). Aquino et al. (2010) em estudo realizado nas lagoas de estabilização da ETE Malvas obteve resultados similares para a ocorrência de *Planktothrix isothrix* e baixa diversidade de organismos na lagoa de maturação (última lagoa do tratamento da ETE). Espécies deste gênero compõem um grupo de

cianobactérias filamentosas que permanecem homoganeamente dispersas na coluna d'água e são comumente encontradas em lagoas de polimento e em ambientes eutrófizados, apresentam aerótopos e tricomas com forma pouco hidrodinâmicos, permitindo assim flutuabilidade e alta razão superfície/volume. A mesma também pode adaptar-se a ambientes de baixa intensidade luminosa devido a turbidez que causa na água e assim, evitar o aparecimento e crescimento de outros grupos (AQUINO et al., 2011).

De acordo com Di Bernardo et al. (2010) corpos aquáticos com predominância de clima quente, radiação solar intensa na maior parte do ano, pH neutro tendendo ao alcalino, excesso de matéria orgânica disponível e boa relação de N/P promovem eventos de florações de cianobactérias, em especial relacionada a *Planktothrix* spp. Portanto essas características explicam a abundância desse organismo no (P2) quando associado as distribuições e valores das variáveis físico-químicas descritas anteriormente. Benavides e Torzillo (2012) por meio de culturas relacionadas as espécies de *Planktothrix isothrix* e *Chlorella* sp., revelou que estas algas apresentam poder efetivo na remoção de frações nitrogenadas, em especial, a amônia, a qual, é rapidamente associada pelas mesmas para o seu crescimento. Desta forma tal estudo pode justificar a representatividade desta cianobactéria no (P2) e significativa densidade relativa (13,7%) e concentrações (47,3 N° org/mL) de *Chlorella* sp. no (P1).

Observou-se também a presença de *Nitzschia* sp. no (P2) mesmo que em menor densidade e concentração quando comparado a *Planktothrix isothrix*, evidenciando desta forma

uma certa tolerância e coexistência entre estas espécies. Albuquerque et al. (2016) relata que as diatomáceas são comuns de ambientes turbulentos e com presença de silício, dispendo assim de uma alta taxa de fotossíntese em ambientes com baixa incidência solar. Portanto, conseguem coexistir no meio mesmo com a presença maciça da *Planktothrix isothrix*.

De acordo com os pontos estudados, o (P3) a 50 m do emissário considerado zona de mistura do efluente final da ETE com a água do rio Salgado e (P4) a 1100m, constatou-se uma tímida redução de 2,76% na densidade relativa de *Planktothrix isothrix* e reaparecimento das espécies pertencentes as demais divisões (Bacillariophyta, Chlorophyta e Euglenophyta). Essa redução da densidade relativa pode estar associada ao decaimento da matéria orgânica no (P3), bem como, ao fato de o rio retomar características que permitem o reestabelecimento da comunidade.

Euglenophyta e Chlorophyta agrupam espécies que apresentam capacidade de tolerância a alta taxa de matéria orgânica disponível, grande aporte de amônia e conseguem tolerar ambientes eutrofizados, sendo assim encontradas em rápido crescimento nas lagoas de estabilização (ALBUQUERQUE et al., 2016; BARTHEL, 2007; VON SPERLING; OLIVEIRA, 2010). Este fato está atrelado as densidades relativas dessas divisões no (P1), uma vez que, ocorre contribuições desconhecidas a montante desse ponto já evidenciadas pela alta concentração de amônia e presença de carga orgânica em processo de degradação nesse ponto.

Com relação a distribuição, concentração e densidade dos organismos fitoplanctônicos encontrados ao longo dos pontos, o (P4) não caracteriza ainda uma zona de águas limpas e sim de degradação ativa, devido à presença maciça de *Planktothrix isothrix* e baixa diversidade de espécies, ou seja, que até este ponto (1100m de distância do emissário) o corpo aquático se encontra no processo de assimilação desse aporte orgânico oriundo da biomassa algal.

Os cenários observados ao longo dos pontos foram semelhantes nas três coletas. Evidenciando uma maior diversidade de espécies no (P1) e uma redução no (P2) por consequência do lançamento do emissário rico em *Planktothrix isothrix*, que prevalece e domina o ambiente nesse ponto impedindo a ocorrência dos demais táxons. Porém, ainda nesse ponto foi observado baixa e significativa ocorrência do grupo Bacillariophyta (7,5%). Essa ocorrência destaca a capacidade de coexistência que as espécies encontradas dessa divisão apresentam em relação as cianobactérias, neste caso à *Planktothrix isothrix*.

Pode-se observar semelhanças representativas entre os pontos de coleta (P3 e P4) onde o rio demonstra vestígios de retorno da ocorrência das demais espécies já elencadas, seja pelo fato de ocorrer uma diluição do efluente que recebe ao longo do percurso até a chegada do (P3), ou mesmo pela diminuição e degradação celular de *Planktothrix isothrix*, visto que nesses pontos registrou-se resquícios da lise celular destes filamentos, podendo então estar relacionada a mudança de habitat contínua que ocorre quando estas são lançadas ao rio. A desfragmentação desse gênero pode comprometer a qualidade de corpos aquáticos de grande uso e importância para a região, pois esses organismos são potencialmente tóxicos e podem vir a ameaçar a qualidade do meio (DI BERNARDO et al., 2010).

CONCLUSÕES

O efluente lançado pelo emissário da ETE influencia de forma desfavorável o rio Salgado, Juazeiro do Norte, por promover um ambiente com baixa diversidade fitoplanctônica nos pontos a jusante, em função da contribuição numerosa da espécie *Planktothrix isothrix* (divisão Cyanobacteria), tipicamente presente em efluentes da lagoa de maturação. Ressalta-se ainda que o efluente interfere nos aspectos limnológicos de forma positiva ao elevar imediatamente o oxigênio dissolvido a jusante e negativamente com a decomposição da biomassa algal, seja pela elevação da turbidez e conversão do abundante nitrogênio orgânico algal em amônia total.

AGRADECIMENTO(S)

Os autores agradecem ao Instituto Federal de Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE - Campus de Juazeiro do Norte) e a equipe do Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LEAS/IFCE).

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, M. V. C.; SOUZA, C. R.; PONTES, T. G.; SOUZA, J. T. Identificação de fitoplâncton em lagoas de polimento no pós-tratamento de efluente anaeróbio. Meio Ambiente e Sustentabilidade, v.8, n.5, 2016.
- ANDRADE, R. R.; GIROLDO, D. Limnological characterisation and phytoplankton seasonal variation in a subtropical shallow lake (Guaiba Lake, Brazil): a long-term study. Acta Limnologica Brasiliensia, v.26, n.4, p.442-456, 2014. [10.1590/S2179-975X2014000400011](https://doi.org/10.1590/S2179-975X2014000400011).
- APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22.ed. Washington D C, 2012.
- AQUINO, E. P.; OLIVEIRA, E. C. C.; FERNANDES, U. L.; LACERDA, S. R. Fitoplâncton de uma lagoa de estabilização no Nordeste do Brasil. Braz. J. Aquat. Sci. Technol., v.15, n.1, p.71-77, 2011. [10.14210/bjast.2011v15n1](https://doi.org/10.14210/bjast.2011v15n1).
- AQUINO, E. P.; LACERDA, S. R.; FREITAS, A. I. G. Cianobactérias das lagoas de tratamento de esgoto no semi-árido nordestino (Ceará, Brasil). INSULA Revista de Botânica, v.39, p.34, 2010. [10.5007/2178-4574.2010v39p34](https://doi.org/10.5007/2178-4574.2010v39p34).
- ARAÚJO, M. F. F.; GODINHO, M. J. L. Spatial and seasonal variations of planktonic protists (Mastigophora, Sarcodina and Ciliophora) in a river-lacustrine system in northeast Brazil. Acta Limnologica Brasiliensia, v.20, n.3, p.235-244, 2008.
- BARBOSA, J. E. L.; FRANÇA, J. C. Educação Ambiental e a conservação da biodiversidade aquática do semiárido. In: ABÍLIO, F. J. P. (Org.). Educação Ambiental para o semiárido. João Pessoa-PB. Ed. Universitária da UFPB, 2011. p.359-384.

- BARTHEL, L. Lagoas de alta taxa, maturação e aguapés em sistema de tratamento de dejetos suínos: avaliação de desempenho e dinâmica planctônica. Tese de Doutorado (Doutorado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC, Florianópolis, 2007.
- BENAVIDES, A. M. S.; TORZILLO, G. Nitrogen and phosphorus removal through laboratory batch cultures of microalga *Chlorella vulgaris* and cyanobacterium *Planktothrix isoethrix* grown as monoalgal and as co-cultures. *Journal of applied phycology*, v.24, n.2, p.267-276, 2012. [10.1007/s10811-011-9675-2](https://doi.org/10.1007/s10811-011-9675-2).
- BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil (chave para identificação e descrições). 2.ed. São Carlos: Editora RiMa, 2006. 502p.
- BITTON, G. Wastewater microbiology. U.S.A. John Willen & sons, inc publication, 2005. p.75-105.
- BRANCO, S. M. Hidrologia Aplicada à Engenharia Sanitária. 2.ed. São Paulo, 1978. 620p.
- BRASIL. Resolução nº 357 de 15 março de 2005. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), 2005. 27p.
- CALIJURI, M. C. A. Estrutura Fitoplanctônica em um Reservatório Tropical (Barra Bonita, SP). Tese de Doutorado (Doutorado em Ecologia), Universidade de São Paulo-USP, São Carlos, 1999. 197p.
- CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A. A.; SANTOS, A. C. A. Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais. São Carlos: Editora RiMa, 2006. 118p.
- CEARÁ. Resolução N°02 de 02 de Fevereiro de 2017. Ceará: Conselho Estadual do Meio Ambiente (COEMA). Dispõe sobre padrões e condições para lançamentos de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias SEMACE nº 154, 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 25 de novembro de 2002. COEMA, 2017.
- DANTAS, Ê. W.; MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; ARRUDA NETO, J. D. T. A.; CAVALCANTI, A. D. C. Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. *Acta Botanica Brasílica*, v.22, n.4, p.970-982, 2008. [10.1590/S0102-33062008000400008](https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000400008).
- DI BERNARDO, L; MINILLO, A; DANTAS, A. D. Florações de Algas e Cianobactérias: Suas influências na qualidade da água e nas tecnologias de tratamento. São Carlos: Editora LDiBe Ltda, 2010. 536p.
- ESTEVES, F. A. Fundamentos de Limnologia. 3.ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência LTDA e FINEP, 2011. 826p.
- FARIA, D. M. Diatomáceas Perifíticas de um Reservatório Eutrófico do Rio Itaqui: Aspectos Qualitativos e Quantitativos. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Botânica), Universidade Federal do Paraná-UFPR, Curitiba, 2010.
- FERNANDES, G. B.; TAVARES, J. L.; PEDROZA, M. M.; ARAUJO, G. M. Caracterização qualitativa das águas do rio Salgado no município de Juazeiro do Norte-Ceará. In: VI Simpósio Italo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, 2002. p.1-10.
- FREIRE, L. L. Panorama dos sistemas de esgotamento sanitário da região metropolitana do Cariri – Ceará. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Bacharelado em Engenharia Ambiental), Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, 2017.
- GENTIL, R. C.; TUCCI, A.; SANT' ANNA, C. L. Dinâmica da comunidade fitoplanctônica e aspectos sanitários de um lago urbano eutrófico em São Paulo, SP. *Hoehnea*, v.35, n.2, p.265-280, 2008. [10.1590/S2236-89062008000200008](https://doi.org/10.1590/S2236-89062008000200008).
- GIL, A. C. Como elaborar projetos de pesquisa. 4 ed. São Paulo: Atlas, 2009. 175p.
- GONÇALVES, A. B. D. Remoção de nitrogênio amoniacal nas lagoas de estabilização da estação de tratamento de esgoto Malvas do município de Juazeiro do Norte – Ceará. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Bacharelado em Engenharia Ambiental), Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, 2016.
- GONÇALVES, J. C. S. I.; SARDINHA, D. S.; SOUZA, A. D. G.; DIBIAZI, A. L. B.; GODOY, L. H.; CONCEIÇÃO, F. T. Avaliação espaço-temporal da qualidade da água e simulação de autodepuração na bacia hidrográfica do córrego São Simão, SP. *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v.7, n.3, p.141-154, 2012. [10.4136/ambi-agua.894](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.894).
- INMET. Dados Históricos Mensais. Precipitação Total. 2017 Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep> Acesso em: 18 de agosto de 2017.
- KOENING, M. L.; ESKINAZI-LECA, E. Uma Nova Metodologia no Fracionamento do Fitoplâncton. In: Reunião Nordestina de Botânica, Recife-PE, 1984. p.29.
- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprocaryota 1. Teil: Chroococcales. Berlin: Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, 2000.
- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K.; Cyanoprocaryota 2: Oscillatoriales. In: Süßwasserflora Von Mitteleuropa. Elsevier, Spektrum Akademischer Verlag, 2005.
- KOMÁREK, J.; JANKOVSKÁ, V. Review of the green algal genus *Pediastrum*. *J. Cramer*, 2001.

- NABOUT, J. C. Variação espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica do Lago dos Tigres, Goiás. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Ecologia), Universidade Federal de Goiás-UFGO, Goiânia, 2006. 101p.
- NASCIMENTO, K. J.; RANGEL, A. J.; GÓES, M. I. L.; OLIVEIRA, E. C. C.; LACERDA, S. R. Composição da comunidade fitoplanctônica do Rio da Batateira Semiárido Cearense. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, v.13, n.1, p.95-105, 2013.
- NEWELL, G. H.; NEWELL, R. *Marini and Plankton: a practical guide*. London: Hutchuson Educational, 1968. 221p.
- ODUM, E. P. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1983. 434p.
- PRESTES, M. L. M. *A pesquisa e a construção do conhecimento científico: do planejamento aos textos, da escola à academia*. 3 ed. 1. Reimp. – São Paulo: Rêspel, 2008. 260p.
- RANGEL, A. J.; LUCAS, F. H. R.; CAVALCANTE, F. C.; NASCIMENTO, K. J.; OLIVEIRA, E. C. C.; LACERDA, S. R. Comunidade fitoplanctônica como discriminador ambiental em um trecho do Rio Salgado, Semiárido Nordeste. *Cadernos de Cultura e Ciência*, v.15, n.2, p.29-41, 2017.
- REYNOLDS, C. S. *Ecology of Phytoplankton: Ecology Biodiversity and Conservation*. Cambridge University Press, 2006.
- ROUND, F., E. The taxonomy of the Chlorophyta II. *British Phycological Journal*, v.6, n.2, p.235-264, 1971. [10.1080/00071617100650261](https://doi.org/10.1080/00071617100650261).
- SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; WERNER, W. R.; DOGO, C. R.; RIOS, F. R.; CARVALHO, L. R. Review of toxic species of cyanobacteria in Brazil. *Algological Studies*, v.126, p.249-263, 2008. [10.1127/1864-1318/2008/0126-0251](https://doi.org/10.1127/1864-1318/2008/0126-0251).
- SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. *Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias*. Campina Grande-PB, UFPB, 2001. 266p.
- SIMONSEN, R. The diatom system: ideas on phylogeny. *Baccilaria*, v.2, p.9-71, 1979.
- SOARES, M. C. S.; HUSZAR, V. L. M.; ROLAND, F. Phytoplankton Dynamics in two Tropical Rivers with Different Degrees of Human Impact (Southeast Brazil). *River Research and Applications*, v.23, p.698-714, 2007. [10.1002/rra.987](https://doi.org/10.1002/rra.987).
- TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L. *Wastewater engineering treatment, disposal and reuse*. McGraw-Hill, Inc, 1991.
- THEBALDI, M. S.; SANDRI, D.; FELISBERTO, A. B.; ROCHA, M. S.; NETO, S. A. Qualidade da água de um córrego sob influência de efluente tratado de abate bovino. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi*, v.15, n.3, 2011. [10.1590/S1415-43662011000300012](https://doi.org/10.1590/S1415-43662011000300012).
- TUNDISI, J. G. *Água no Século XXI: Enfrentando Escassez*. São Carlos: Editora RiMa, 2003.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 632p.
- VON SPERLING, M. *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007. 588 p.
- VON SPERLING, M. *Lagoas de Estabilização*. Belo Horizonte: UFMG, 2017. 196p.
- VON SPERLING, M.; OLIVEIRA, C. Avaliação da influência do tempo de detenção hidráulica e da taxa de aplicação superficial na composição da comunidade fitoplanctônica presente em lagoas de polimento e a influência dessa comunidade nas condições ambientais (pH, OD e amônia) das lagoas. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, v.3, n.1, p.11-21, 2010.
- ZULKIFLI, H. *Traitement des eaux usées par lagunage à haut rendement: structure et dynamique des peuplements phytoplanctoniques*. Thèse Université de Montpellier I, Montpellier, France, 1992. 206p.