



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ – UFC**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS**  
**DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS**

**PAULO DE FREITAS LIMA**

**ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO, EUTROFIZAÇÃO E DOMINÂNCIA DE  
CIANOBACTÉRIAS EM AÇUDE DO SEMIÁRIDO CEARENSE DURANTE FORTE  
*DEFICT* HÍDRICO**

**FORTALEZA**

**2016**

**PAULO DE FREITAS LIMA**

**ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO, EUTROFIZAÇÃO E DOMINÂNCIA DE  
CIANOBACTÉRIAS EM AÇUDE DO SEMIÁRIDO CEARENSE DURANTE FORTE  
*DEFICT* HÍDRICO**

Tese de Doutorado apresentada à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.

Linha de pesquisa: Conservação e manejo de recursos naturais

Projeto linha de pesquisa: Qualidade da água e tratamento de águas residuárias

Orientadora: Profa. Dra. Sandra Tédde Santaella

Coorientador: Prof. Dr. Rogério Herlon Furtado Freire

**FORTALEZA**

**2016**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

- L71Í Lima, Paulo de Freitas.  
Índices de estado trófico, eutrofização e dominância de cianobactérias em açude do semiárido cearense durante forte deficit hídrico / Paulo de Freitas Lima. – 2016.  
209 f. : il.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Fortaleza, 2016.  
Orientação: Profa. Dra. Sandra Tédde Santaella.  
Coorientação: Prof. Dr. Rogério Herlon Furtado Freire.
1. Planktothrix agardhii. 2. Cylindropermopsis raciborskii. 3. Microcystis. I. Título.

CDD 577

---

PAULO DE FREITAS LIMA

ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO, EUTROFIZAÇÃO E DOMINÂNCIA DE  
CIANOBACTÉRIAS EM AÇUDE DO SEMIÁRIDO CEARENSE DURANTE FORTE  
*DEFICT HÍDRICO*

Tese de Doutorado submetida à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.

Linha de pesquisa: Conservação e manejo de recursos naturais

Projeto linha de pesquisa: Qualidade da água e tratamento de águas residuárias

Orientadora: Profa. Dra. Sandra Tédde Santaella

Coorientador: Prof. Dr. Rogério Herlon Furtado Freire

FORTALEZA

2016

PAULO DE FREITAS LIMA

ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO, EUTROFIZAÇÃO E DOMINÂNCIA DE  
CIANOBACTÉRIAS EM AÇUDE DO SEMIÁRIDO CEARENSE DURANTE FORTE  
*DEFICT* HÍDRICO

**Aprovado em: 23/03/2016**

**BANCA EXAMINADORA**

---

Profa. Dra. Sandra Tédde Santaella (orientadora)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. José Etham, de Lucena Barbosa  
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

---

Prof. Dr. Aldeney Andrade Soares Filho  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Profa. Dra. Helena Becker  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Profa. Dra. Danielle Sequeira Garcez  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

**À Deus, pela oportunidade de viver e compreender a vida. Aos meus pais Luiz Alves e Irene Moreira, pelo amor, exemplo e apoio incondicional; aos meus irmãos Luiz Júnior, Umbertônio e Andréia, pela companhia e cumplicidade dos sonhos; ao meu filho Davi, pelas coisas simples e por me tornar mais humano a cada choro e sorriso; ao presente que está por vir, que seja tão sereno como seu nome, Bento. À minha esposa Vanessa pelo amor e unidade.**

## AGRADECIMENTOS

À Deus pela surpresa da vida e seus detalhes. No caminhar da jornada, sempre nos encontramos, mesmo quando fica difícil encontrar a si mesmo.

À Universidade Federal do Ceará e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais pela oportunidade de compreender novas dimensões e desafios, por proporcionar laços de amizade e carisma, que aproximaram mentes e sensações. Obrigado pela brisa sempre bem-vinda do Anastácio.

À professora Dra. Sandra Tédde Santaella, que me conduziu com muita maestria, respeito e cumplicidade nesse grande desafio, fazendo o meu caminho mais prospero e fértil. Obrigado por todos os momentos em que tive a oportunidade de aprender um pouco de sua sabedoria, compartilhada em prosa e verso. Espero que tudo isso seja apenas o começo. Nossos sonhos são grandes, nossa coragem também.

Ao professor Dr. Rogério Herlon Furtado Freire, que assumiu compromisso com a nossa pesquisa de forma tão gratuita e amiga. Obrigado por contribuir com as análises estatísticas e me fazer bem com nossas conversas. Espero usufruir sempre da sua atenção.

Aos professores Dr. Aldeney Soares e Dra. Helena Becker pela atenção sempre acolhedora e prazerosa à minha impaciência ou insegurança de querer aprender cada vez mais.

Ao professor Me. Raimundo Benvindo Gomes, que me acompanha desde a graduação, sendo um dos grandes “culpados” de ter me inserindo no mundo da limnologia. Obrigado por me receber bem todas às vezes que bati em sua porta e por compartilhar de seu conhecimento profundo sobre os ecossistemas aquáticos.

À Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará (COGERH), pelo apoio logístico para a coleta de campo e transporte das amostras, disponibilização de dados, informações e equipamentos, diálogo, orientação, esforço e companheirismo. Em especial ao Gerente de Desenvolvimento Operacional Walt Disney Paulino e aos demais funcionários, que nos auxiliaram com profissionalismo para que nossas campanhas de campo fossem bem-sucedidas, dentre eles Adriana Débora, Francymeire, seu Arimatéia, Marcílio Caetano, Reginaldo da Silva, Johnny Santos. Muita gratidão à Henrique, que nos conduziu nas águas do Pereira de Miranda com a coragem e determinação de um sertanejo destemido.

À Fundação de Meteorologia de Recursos Hídricos do Ceará, em nome do presidente Dr. Eduardo Martins e do técnico Robson Franklin, pela disponibilidade de dados e informações.

Aos professores Dr. José Etham de Lucena Barbosa, Dr. Aldeney Andrade Soares Filho, Dra. Helena Becker e Dra. Daniele Sequeira Garcez pelo aceite ao nosso convite de participação na banca de doutoramento e por contribuir para melhoria da nossa pesquisa.

À Samuel Moreira Chaves pela amizade e determinação de estar me ajudando em todas as horas e momentos.

A todos os amigos do Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água (EQUAL), em nome de Rosa Lucena, nossa Rosinha.

Aos companheiros de pesquisa Ítalo Barbosa, Mart Som Reis, André Porfírio, Bruno Diniz, Rennyer Holanda, Paulo Ipiranga e Lucas Mattos, muitas lembranças e histórias para recontarmos.

Aos meus amigos da área ambiental que compartilham a magia de descobrir o mundo a nossa volta: Santiago Freitas, Wilame Júnior, Mayhara Martins, Paulo André, Luiz Carlos Guerreiro, Leonardo Schrram e Ubirajara Fernandes.

Aos professores da área de saneamento e meio ambiente do IFCE, Campus de Limoeiro do Norte, por compreender minhas necessidades: Gizelda Freitas, Diego Gadelha, Marcos Conrado, Adrissa Figueiró, Carlos Robério, Neidinha, Heraldo, Elivânia, Cristiano Monteiro, Hosineide, Phyllippe, Andrea e Raquel Mano.

A todos os meus professores da educação infantil, ensino fundamental e médio, graduação, mestrado e doutorado. Todos foram importantes para minha formação e motivação diária.

A todos os meus amigos e familiares que são importantes para o meu equilíbrio e felicidade.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsa de estudo, fundamental para o sustento, suporte financeiro e motivação para realização da pesquisa.

Enfim, a todos aqueles que de uma forma ou de outra foram fundamentais para que a teoria e a prática se entrelaçassem e culminassem nesta tese e no aprendizado infinito.



## RESUMO

Os açudes da região Semiárida brasileira são influenciados por fatores climáticos e por condições hidrológicas que tornam esses ecossistemas vulneráveis ao processo de eutrofização e à dominância e persistência de cianobactérias. Em período de seca prolongada, com forte *deficit* hídrico, a redução da qualidade da água, avaliada pelas condições tróficas e por atributos biológicos das assembleias de fitoplâncton, é mais intensa e causa prejuízos ecológicos, sociais e econômicos para essa região, que historicamente enfrenta problemas de disponibilidade hídrica. A análise dos fatores climáticos e hidrológicos sobre as condições tróficas e a composição e estrutura das assembleias de fitoplâncton foi realizada com base nos dados limnológicos coletados no açude Pereira de Miranda, Semiárido do Estado do Ceará, durante o início do segundo ciclo de seca prolongada registrado no século XXI, que teve início com a estiagem de 2011 e ainda se mantém em 2016. No entanto, este estudo se restringiu ao intervalo temporal de janeiro de 2012 a dezembro de 2013, caracterizado como período seco, devido a baixa precipitação, redução acentuada no nível da água e aumento gradual no tempo de residência hidráulica teórico e maior velocidade do vento, mais intensos no segundo semestre de cada ano. No capítulo 2, foi realizada a estimativa das condições tróficas do açude Pereira de Miranda, estabelecida a partir dos índices de estado trófico, quando se observou estimativa variando entre eutrófico e hipereutrófico, com base nas concentrações de fósforo total, e mesotrófica a partir das concentrações de clorofila *a*, embora tenha sido constatada forte evidência de que o fósforo total foi o principal nutriente limitante ou co-limitante com o nitrogênio total. A observação dessas diferenças foi importante para se evidenciar a sensibilidade dos resultados dos índices de estado trófico adotados à influência de fatores ambientais, como os efeitos da redução na qualidade óptica da água sobre menor produção primária algal. Com base nessa evidência, a aplicabilidade dos índices de estados tróficos, elaborados para regiões de clima Temperado, Tropical e Subtropical, foi avaliada no Capítulo 3, com base nos dados do açude Pereira de Miranda. Os resultados do índice original de Carlson e dos índices adaptados para região Subtropical/Tropical do Brasil foram diferentes entre si, com classificações tróficas distintas, embora tenha sido observada tendência geral em relação ao aumento do grau de eutrofização (eutrófico a hipereutrófico) do açude Pereira de Miranda, associado ao aumento nas concentrações de fósforo total e à redução da transparência da água, com a extensão da seca interanual, especialmente nos pontos mais rasos. A pequena variação sazonal das concentrações baixas de clorofila *a* resultou na manutenção do estado mesotrófico. A redução gradual da transparência da água com a estiagem, pela elevação da turbidez mineral, foi indicativa da limitação potencial da produção primária pela pequena disponibilidade de luz subaquática, uma vez que a disponibilidade de nutrientes, principalmente no período mais seca e nos pontos mais rasos, foi suficiente para promover aumento da biomassa algal. Assim, como a manutenção de concentrações baixas de clorofila *a*, apesar das condições nutricionais favoráveis, poderá ser uma condição comum em açudes rasos da região Semiárida do Brasil, em que a mistura completa das massas de água favorece a redução da radiação subaquática, a validade dos resultados dos índices de estado trófico para regiões Semiáridas poderá ser questionada. Por outro lado, as diferenças entre os resultados dos índices, como observado a partir das concentrações de clorofila *a* e de fósforo total, poderão ser essenciais para identificação de quais variáveis ambientais podem influenciar nessas diferenças, a exemplo da dinâmica física dos ecossistemas aquáticos provocada pela temperatura do ar, vento e chuva. No capítulo 4,

as assembleias fitoplanctônicas foram avaliadas com base nas condições tróficas e hidrológicas do açude Pereira de Miranda, estabelecidas pelas particularidades climáticas da região Semiárida. Durante a pesquisa, em decorrência do forte *deficit* hídrico, redução contínua no nível da água, forte ação do vento, predomínio de condições de misturas das massas de água, poucos eventos de microestratificações térmica, manutenção de condições alcalinas, redução da transparência da água, aumento das condições turvas e tróficas da água e concentração baixa de clorofila a, as assembleias fitoplanctônicas do açude Pereira de Miranda foram caracterizadas pela baixa riqueza em espécie e maior abundância, dominância e persistência de cianobactérias. As assembleias de fitoplâncton apresentaram padrão temporal, caracterizado pela alternância sequencial das espécies mais abundantes (*Planktothrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis* sp.), com o prolongamento da estiagem. A *Planktothrix agardhii* foi dominante em 2012, associada à maior profundidade e melhor qualidade óptica da água. A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* apresentou maior abundância relativa a partir de outubro de 2012 até fevereiro de 2013, associada à redução na disponibilidade de nitrogênio total. Nesse mesmo período, a *Microcystis* sp. (unitária) aumentou sua abundância e passou a ser a espécie dominante de fevereiro de 2013 até o final da pesquisa. No açude Pereira de Miranda, a dominância e persistência de cianobactéria potencialmente tóxicas e formadoras de florações, pode ser explicada pelo estabelecimento de condições instáveis duradouras decorrente da estiagem prolongada, em que outros fatores, além dos nutrientes, como a redução da radiação subaquática, associada à redução gradual da transparência da água, foram importantes para explicar mudanças temporais sobre a composição e estrutura das assembleias de fitoplâncton.

**Palavras-chave:** *Planktothrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis*.

## ABSTRACT

The reservoirs in the Brazilian semiarid region are influenced by climatic factors and hydrological conditions that make these vulnerable ecosystems to eutrophication and dominance and persistence of cyanobacteria. In prolonged drought, with strong water deficit, reducing water quality, assessed by the trophic conditions and biological attributes of phytoplankton assemblages, it is more intense and cause ecological, social and economic damage to the region, which historically has problems water availability. The analysis of climatic and hydrological factors on the trophic conditions and the composition and structure of phytoplankton assemblages was based on limnological data collected in the Pereira de Miranda reservoir, semiarid region of the State of Ceará, in the beginning of the second prolonged drought cycle recorded the twenty-first century, which began with the drought of 2011 and still remains in 2016. However, this study was restricted to the time period of January 2012 to December 2013, characterized as dry season due to low rainfall, a sharp reduction the water level and gradual increase in the theoretical hydraulic residence time and higher wind speed, more intense in the second half of each year. In Chapter 2, we performed the estimation of trophic conditions of the Pereira de Miranda reservoir, established from the trophic state index, when there was estimated ranging from eutrophic and hypertrophic, based on the total phosphorus concentrations, and mesotrophic from the concentrations chlorophyll *a*, although it has been found strong evidence that the total phosphorus was the main limiting nutrient or co-limiting with total nitrogen. The observation of these differences was important to highlight the sensitivity of the results of trophic state indices adopted the influence of environmental factors such as the effects of the reduction in the optical quality of the water on lower primary production algal. Based on this evidence, the applicability of the indices of trophic states, prepared for climate regions Temperate, Tropical and Subtropical was evaluated in Chapter 3, based on the Pereira de Miranda reservoir data. The results of the original index Carlson and adapted indices for region Subtropical/Tropical Brazil were different, with distinct trophic ratings, although it has been observed general trend toward increasing the degree of eutrophication (eutrophic to hypertrophic) of the Pereira Miranda reservoir, associated with the increase in total phosphorus concentrations and reduce the transparency of the water, to the extent of dry interannual, especially in the shallower points. A small seasonal variation of low concentrations of chlorophyll *a* resulted in maintaining the mesotrophic state. The gradual reduction of water transparency with the drought, the increase of mineral turbidity was indicative of the potential limitation of primary production by the low availability of underwater light, since the availability of nutrients, mainly in the dry period and in the shallower points, it was sufficient to cause increased algal biomass. So as to maintain low concentrations of chlorophyll *a*, despite favorable nutritional conditions, it may be a common condition in shallow reservoirs in the semi-arid region of Brazil, where the complete mixing of water masses favors the reduction of underwater radiation, the validity the results of trophic state index for Semi-arid regions may be questioned. On the other hand, differences between the results of the indices as observed from of the chlorophyll *a* concentrations of total phosphorous can be essential for identifying which environmental variables can influence these differences, such as the physical dynamics of aquatic ecosystems caused by temperature air, wind and rain. In Chapter 4, the phytoplankton assemblies were evaluated based on trophic and hydrological conditions of the Pereira de Miranda reservoir, established by climatic particularities of the semiarid region. During the search, due to the

strong water deficit, continuous reduction in water level, strong wind action, predominantly mixtures of conditions of water bodies, few events thermal micro stratifications, maintenance alkaline conditions, reducing the transparency of the water, increase in turbid and trophic conditions of water and low concentrations of chlorophyll *a*, phytoplankton assemblages Miranda Pereira reservoir were characterized by low richness in species and greater abundance, dominance and persistence of cyanobacteria. The phytoplankton assemblages showed temporal pattern, characterized by sequential switching of the most abundant species (*Planktothrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis* sp.), with prolonged drought. The *Planktothrix agardhii* was dominant in 2012, associated with greater depth and better optical quality of the water. The species *Cylindrospermopsis raciborskii* showed higher relative abundance from October 2012 to February 2013, associated with the reduction in total nitrogen availability. In the same period, the *Microcystis* sp. (Unit) increased its abundance and became the dominant species of February 2013 until the end of the survey. In Pereira de Miranda reservoir, dominance and persistence of potentially toxic cyanobacteria and forming blooms can be explained by the establishment of lasting unstable conditions due to prolonged drought, when other factors and nutrients, such as reducing underwater radiation associated the gradual reduction in water transparency were important to explain temporal changes on the composition and structure of phytoplankton assemblages.

**keywords:** *Planktothrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis*.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 2.1</b> – Localização do açude Pereira de Miranda e definição das estações de amostragem.....	<b>96</b>
<b>Figura 2.2</b> – Volume armazenado e tempo teórico de retenção hidráulica do açude Pereira de Miranda e precipitação mensal e precipitação histórica mensal (1974 a 2013) na bacia hidrográfica do Curu, Estado do Ceará, de 2009 a 2013.....	<b>99</b>
<b>Figura 2.3</b> – Variação sazonal dos IET's de Carlson (1977) e dos IET's de Carlson modificados por Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013), Toledo Jr. <i>et al.</i> (1983), para as variáveis Clorofila <i>a</i> (Cl <i>a</i> ), transparência da água (DS) e fósforo total (PT), a partir das médias mensais dos IET's dos cinco pontos de coleta do açude Pereira de Miranda, para 2012 e 2013. ....	<b>103</b>
<b>Figura 3.1</b> – Localização do açude Pereira de Miranda e definição das estações de amostragem.....	<b>128</b>
<b>Figura 3.2</b> – Variação mensal de fósforo total (a), clorofila <i>a</i> (b); nitrogênio total (c), transparência da água (d), razão N:P (e) e turbidez (f), obtidos na região de superfície dos cinco pontos de coleta, açude Pereira de Miranda, 2012 e 2013.....	<b>133</b>
<b>Figura 3.3</b> – Gráfico das diferenças [IET (Cl <i>a</i> ) - IET (PT)] versus [IET (Cl <i>a</i> ) - IET (DS)] e possível interpretação dos desvios dos valores do Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson (1977), Toledo Jr. <i>et al.</i> (1983) e Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013), a partir dos dados obtidos no açude Pereira de Miranda, Pentecoste, 2012 e 2013.....	<b>135</b>
<b>Figura 3.4</b> – Resultado da análise de regressão para correlações significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre os dados log-transformados de clorofila <i>a</i> e nitrogênio total (a) e turbidez e fósforo total (b), a partir dos dados obtidos no açude Pereira de Miranda, Pentecoste, 2012 e 2013.....	<b>136</b>
<b>Figura 4.1</b> – Localização do açude Pereira de Miranda e definição das estações de amostragem.....	<b>153</b>
<b>Figura 4.2</b> – Variáveis hidroclimáticas, açude Pereira de Miranda-CE. ....	<b>160</b>
<b>Figura 4.3</b> – Variação temporal para dados médios mensais de velocidade do vento, para o período de estudo.....	<b>161</b>

<b>Figura 4.4</b> – Variação temporal para dados médios mensais de temperatura do ar, para o período de estudo.....	<b>162</b>
<b>Figura 4.5</b> – Perfil térmico e químico de março de 2012 e abril de 2013 para os cinco pontos de amostragem, no açude Pereira de Miranda. ....	<b>163</b>
<b>Figura 4.6</b> – Cenário ambiental estabelecido a partir dos valores médios mensais dos pontos para as variáveis climáticas, hidrológicas e limnológicas que apresentaram maior grau de correlação de Pearson, para os dois anos de estudo. ....	<b>171</b>
<b>Figura 4.7</b> – Distribuição mensal da densidade relativa do fitoplâncton durante o período de estudo, considerando a média dos cinco pontos amostrados.....	<b>174</b>
<b>Figura 4.8</b> – Agrupamentos das espécies de fitoplâncton identificadas em 2012 (a) e 2013 (b) durante a pesquisa. ....	<b>176</b>
<b>Figura 4.9</b> – Distribuição espaço-temporal das espécies mais abundantes do fitoplâncton e as variáveis climáticas, hidrológicas e limnológicas mais representativas do açude Pereira de Miranda, para o período de estudo. ....	<b>178</b>
<b>Figura 4.10</b> – Distribuição espaço-temporal de todas as espécies fitoplanctônicas das unidades amostrais (ponto-mês) do açude Pereira de Miranda, para o período de estudo.....	<b>179</b>

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.1</b> – Critérios de classificação trófica proposto por Toledo Jr. <i>et al.</i> (1983).....	<b>63</b>
<b>Tabela 1.2</b> – Critérios de classificação trófica proposto por Kratzer e Brezonik (1981). .....	<b>64</b>
<b>Tabela 1.3</b> – Critérios de classificação trófica proposto por Toledo Jr. <i>et al.</i> (1983).....	<b>67</b>
<b>Tabela 1.4</b> – Critérios de classificação trófica proposto por Toledo Jr. (1990).....	<b>68</b>
<b>Tabela 1.5</b> – Critérios de classificação trófica e limites tróficos proposto por Lamparelli (2004) para transparência da água, fósforo total e clorofila <i>a</i> . .....	<b>69</b>
<b>Tabela 1.6</b> – Critérios de classificação trófica e limites tróficos proposto por Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) para transparência da água, fósforo total e clorofila <i>a</i> . .....	<b>71</b>
<b>Tabela 2.1</b> – Dados morfométricos do açude Pereira de Miranda e da bacia hidrográfica do Curu, Pentecoste-CE.....	<b>96</b>
<b>Tabela 2.2</b> – Índices de estado trófico e classificação por autores a partir do logaritmo natural (ln) de clorofila <i>a</i> (Cl <i>a</i> , µg.L <sup>-1</sup> ), transparência da água (DS, m) e fósforo total (PT, µg.L <sup>-1</sup> )..	<b>98</b>
<b>Tabela 2.3</b> – Número de amostras (N), valores mínimos (Min), máximos (Max), média e desvio padrão (SD) das variáveis nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), clorofila <i>a</i> (Cl <i>a</i> ) e transparência da água (DS).....	<b>101</b>
<b>Tabela 2.4</b> – IET's de Carlson (1977) para clorofila <i>a</i> , fósforo total e transparência da água, obtidos na região de superfície dos cinco pontos de coleta, açude Pereira de Miranda, 2012 e 2013. ....	<b>104</b>
<b>Tabela 2.5</b> – IET's de Carlson (1977) adaptado por Toledo Jr. <i>et al.</i> (1983) para clorofila <i>a</i> , fósforo total e transparência da água obtidos nos cinco pontos de coleta, açude Pereira de Miranda, 2012 e 2013. ....	<b>105</b>
<b>Tabela 2.6</b> – IET's de Carlson (1977) adaptado por Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) para clorofila <i>a</i> e fósforo total obtidos nos cinco pontos de coleta, açude Pereira de Miranda, 2012 e 2013. ....	<b>106</b>
<b>Tabela 3.1</b> – Método analítico usado para determinação das variáveis utilizadas nos índices de estado trófico e nas razões de massa das concentrações de nitrogênio e fósforo totais. ...	<b>129</b>
<b>Tabela 3.2</b> – Número de dados (N), média, classe trófica, desvio padrão (DP), valores mínimos e máximos dos IET (Cl <i>a</i> , DS e PT) gerados a partir dos dados obtidos no açude Pereira de Miranda, Pentecoste-CE, 2012 e 2013. ....	<b>134</b>

<b>Tabela 4.1</b> – Métodos empregados para determinação de variáveis químicas e biológicas de qualidade de água. ....	<b>156</b>
<b>Tabela 4.2</b> – Estatística descritiva (média, desvio padrão e mínimo e máximo) das variáveis físicas e químicas dos cinco pontos de amostragem de 2012. ....	<b>164</b>
<b>Tabela 4.3</b> – Estatística descritiva (média, desvio padrão e mínimo e máximo) das variáveis físicas e químicas dos cinco pontos de amostragem de 2013. ....	<b>165</b>
<b>Tabela 4.4</b> – Estatística descritiva (média, desvio padrão e mínimo e máximo) dos nutrientes e clorofila <i>a</i> dos cinco pontos de amostragem de 2012. ....	<b>168</b>
<b>Tabela 4.5</b> – Estatística descritiva (média, desvio padrão e mínimo e máximo) dos nutrientes e clorofila <i>a</i> dos cinco pontos de amostragem de 2013. ....	<b>169</b>
<b>Tabela 4.6</b> – Variação mensal e média anual da riqueza em espécie e abundância e dos índices de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ), riqueza em espécie de Margalef, dominância de Simpson ( $D$ ) e equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) para média dos cinco pontos amostrados no período de 2012 e 2013. ....	<b>175</b>
<b>Tabela 4.7</b> – Coeficientes de correlação ponderados entre as variáveis ambientais e os eixos de ordenação (1 e 2) estatisticamente significativos da ACC, considerando os dados de 2012 e 2013. ....	<b>179</b>



## LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E SIGLAS

ACC	Análise de Correspondência Canônica
ACoP	Análise de Coordenadas Principais
ACP	Análise de Componentes Principais
C:P	Relação entre carbono e fósforo.
CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CE	Condutividade Elétrica
Cl <i>a</i>	Clorofila <i>a</i>
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
COGERH	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará
CONPAM	Conselho de Política e Gestão do Meio Ambiente
DNOCS	Departamento Nacional de Obras Contra as Secas
DS	Transparência da Água
EQUAL	Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água
FUNCAP	Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
HDI	Hipótese de Distúrbio Intermediário
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IET	Índice de Estado Trófico
IFCE	Instituto Federal de Educação, Ciências e Tecnologia do Ceará
IPECE	Instituto de Pesquisas e Estratégia Econômica do Ceará
Labomar	Instituto de Ciências do Mar

LMA	Laboratório de Limnologia e Microbiologia Ambiental
N:P	Razão entre nitrogênio e fósforo
$\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$	Nitrogênio Amoniacal
$\text{NO}_2^-$	Nitrito
$\text{NO}_3^-$	Nitrato
NT	Nitrogênio total
OD	Oxigênio dissolvido
pH	Potencial hidrogeniônico
$\text{PO}_4^{3-}$	Ortofosfato
PT	Fósforo Total
SEMACE	Superintendência Estadual do Meio Ambiente
$\text{SiO}_2$	Sílica
SRH	Secretaria de Recursos Hídricos
SUDENE	Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste
UECE	Universidade Estadual do Ceará
UEPB	Universidade Estadual da Paraíba
UFC	Universidade Federal do Ceará
UPGMA	<i>Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean</i>
$Z_{eu}$	Zona eufótica
$Z_{max}$	Profundidade máxima

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>20</b>
<b>OBJETIVOS.....</b>	<b>25</b>
<b>Objetivo Geral .....</b>	<b>25</b>
<b>Objetivos específicos.....</b>	<b>25</b>
<b>CAPÍTULO 1 .....</b>	<b>30</b>
<b>1.1 REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>30</b>
<b>1.1.1 Introdução aos aspectos teóricos clássicos da eutrofização .....</b>	<b>30</b>
<b>1.1.2 Eutrofização em ecossistemas Tropicais e Semiáridos (Brasil).....</b>	<b>43</b>
<b>1.1.3 Sistema de classificação trófica (Índice de Estado Trófico).....</b>	<b>58</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>79</b>
<b>CAPÍTULO 2.....</b>	<b>91</b>
<b>AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO DO AÇUDE PEREIRA DE MIRANDA DURANTE PERÍODO DE SECA INTERANUAL.....</b>	<b>91</b>
<b>2.1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>93</b>
<b>2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>95</b>
<b>2.2.1 Localização e características da área de estudo.....</b>	<b>95</b>
<b>2.2.2 Amostragem e procedimentos analíticos .....</b>	<b>97</b>
<b>2.2.3 Nutriente limitante e estado trófico .....</b>	<b>97</b>
<b>2.2.4 Dados hidroclimáticos .....</b>	<b>98</b>
<b>2.2.5 Análises estatísticas .....</b>	<b>99</b>
<b>2.3 RESULTADOS .....</b>	<b>99</b>
<b>2.3.1 Dados hidroclimáticos .....</b>	<b>99</b>
<b>2.3.2 Nutrientes, clorofila <i>a</i> e transparência da água.....</b>	<b>100</b>
<b>2.3.3 Razão N:P, nutriente limitante e índices de estado trófico .....</b>	<b>102</b>
<b>2.4 DISCUSSÃO.....</b>	<b>107</b>

2.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	115
REFERÊNCIAS .....	116
<b>CAPITULO 3.....</b>	<b>123</b>
<b>ANÁLISE PRELIMINAR DO USO DE ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO NO AÇUDE PEREIRA DE MIRANDA DURANTE PERÍODO DE FORTE <i>DEFICT</i> HÍDRICO .....</b>	<b>123</b>
3.1 INTRODUÇÃO.....	125
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	127
3.2.1 Localização e características da área de estudo.....	127
3.2.2 Amostragem e procedimentos analíticos .....	129
3.2.3 Relação N:P, nutriente limitante e índices de estado trófico .....	130
3.2.4 Dados hidroclimáticos .....	130
3.2.5 Análises estatísticas .....	131
3.3 RESULTADOS .....	131
3.3.1 Dados hidroclimáticos .....	131
3.3.2 Nutrientes, razão N:P, clorofila <i>a</i> e transparência da água.....	132
3.3.3 Índices de estado trófico.....	134
3.3.4 Análise estatística.....	136
3.4 DISCUSSÃO .....	137
3.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	141
REFERÊNCIAS .....	143
<b>CAPITULO 4.....</b>	<b>148</b>
<b>INFLUÊNCIA DOS FATORES CLIMÁTICOS SOBRE AS CONDIÇÕES TRÓFICAS E HIDRÓLOGICAS E SOBRE A COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE FITOPLÂNTON NO AÇUDE PEREIRA DE MIRANDA .....</b>	<b>148</b>
4.1 INTRODUÇÃO.....	150
4.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	152

<b>4.2.1 Localização e características da área de estudo.....</b>	<b>152</b>
<b>4.2.2 Amostragem e procedimentos analíticos .....</b>	<b>154</b>
<b>4.2.3 Análises dos dados .....</b>	<b>158</b>
<b>4.3 RESULTADOS .....</b>	<b>160</b>
<b>4.3.1 Variáveis hidrológicas e climáticas .....</b>	<b>160</b>
<b>4.3.2 Variáveis físicas, químicas e biológicas.....</b>	<b>162</b>
<b>4.3.3 Cenários ambientais .....</b>	<b>171</b>
<b>4.3.4 Assembleias de fitoplâncton.....</b>	<b>172</b>
<b>4.4 DISCUSSÃO .....</b>	<b>180</b>
<b>4.5 CONCLUSÕES .....</b>	<b>197</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>199</b>
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>208</b>

## INTRODUÇÃO GERAL

A região Nordeste é considerada por alguns como o berço da limnologia brasileira, em reconhecimento aos primeiros trabalhos sistemáticos e de caráter eminentemente limnológicos desenvolvidos no início do século XX pelo limnólogo americano Stillman Wright em açudes da região Semiárida da Paraíba e Ceará (ESTEVES, 2011).

No entanto, a despeito da importância estratégica dos recursos hídricos para a região Semiárida do Brasil, devido à sua escassez natural associada às condições climáticas de semiaridez, e da necessidade de garantir a disponibilidade de água para os usos previstos, muitos aspectos da dinâmica limnológica dos açudes da região Semiárida do Brasil não foram, até então, completamente compreendidos. Mais do que isso, o conhecimento reunido e disponível sobre a limnologia do Semiárido brasileiro parece não integrar as políticas públicas e as tomadas de decisão no âmbito da gestão dos recursos hídricos. Se por um lado a infraestrutura hídrica, simbolizada pela construção de açudes e conexões entre bacias hidrográficas vêm sendo ampliada para garantir acúmulos hídricos suficientes para abastecimento durante períodos interanuais de seca, a negligência sobre a qualidade da água e seu crescente processo de deterioração se mantém.

Enquanto a oferta hídrica continua vulnerável ao regime de secas prolongadas, a exemplos dos colapsos hídricos registrados em 2015 nas bacias hidrográficas cearenses dos sertões de Crateús e do Banabuiú e do menor volume já registrado (<10,0%, fevereiro de 2016) para o açude Castanhão (o maior do Estado), construído em 2004 (CEARÁ, 2016a), a redução na qualidade da água é evidenciada pelo conjunto relevante de publicações científicas que denunciam a vulnerabilidade e o estágio elevado de eutrofização de vários açudes da região Semiárida do Nordeste brasileiro, que foram construídos para garantir abastecimento humano, atividades econômicas e o desenvolvimento social (ARAÚJO FILHO *et al.*, 2013; BEZERRA, BECKER e MATTOS, 2014; BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.* 2012; BOUVY *et al.*, 2000; BOUVY *et al.*, 2003; BRAGA *et al.*, 2015; CHAVES *et al.*, 2013; CHELLAPPA, CHELLAPPA e CHELLAPPA, 2008; DANTAS *et al.*, 2012; ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.*, 2013; MEDEIROS *et al.*, 2015; OLIVEIRA *et al.*, 2015, VON SPERLING, FERREIRA e GOMES, 2008).

O aporte de nutrientes, a partir de bacia de drenagem modificada pelo uso e ocupação antrópica, é um dos principais fatores de intensificação do processo de eutrofização

(CHELLAPPA e COSTA, 2003; MOLISANI *et al.*, 2013; MOURA, DANTAS e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2007; OLIVEIRA *et al.*, 2015) e na indução de mudanças profundas na estruturação de assembleias fitoplanctônicas, com tendência à dominância de cianobactérias, como observado em açudes da região Semiárida de Pernambuco (BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.* 2014; DANTAS *et al.*, 2008; MOURA, DANTAS e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2007; DANTAS, MOURA e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2011; DANTAS; BITTENCOURT-OLIVEIRA e MOURA, 2010; OLIVEIRA *et al.*, 2015) e do Rio Grande do Norte (CHELLAPPA, CHELLAPPA e CHELLAPPA, 2008; CHELLAPPA *et al.*, 2009; ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.*, 2013; MEDEIROS *et al.*, 2015; SILVA e COSTA, 2015). Esse fato é ainda mais preocupante ao se considerar a capacidade de alguns grupos de cianobactérias de produzir toxinas nocivas à saúde humana (AZEVEDO *et al.*, 2002; BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2014; BOUVY *et al.*, 1999; COSTA *et al.*, 2006; COSTA *et al.*, 2009; FONSECA *et al.*, 2015).

Nesse contexto, é fundamental avaliar as condições tróficas e compreender os mecanismos naturais ou antrópicos que favorecem e/ou dificultam as relações de causa e efeito entre as condições ambientais da região Semiárida (físicas, químicas, biológicas, climáticas e hidrológicas) e a estruturação das assembleias de fitoplâncton, especialmente das cianobactérias formadoras de florações e produtoras de toxinas, para que se conduzam procedimentos de gestão hídrica mais coerentes e efetivos, relacionados às demandas urgentes dessa região, principalmente em relação à oferta de água potável para o consumo humano.

Diante da escassez de informações e da necessidade de compreender a variação espacial e temporal da dinâmica limnológica, das condições tróficas e da estruturação das assembleias fitoplanctônicas, além da importância de se investigar os principais fatores que favorecem a dominância e a persistência de cianobactérias nos açudes da região Semiárida do Brasil, um estudo inicial foi conduzido no açude Pereira de Miranda, localizado na região Semiárida do estado do Ceará.

Isto porque, em estudos anteriores, realizados no açude Pereira de Miranda, Lima (2011) observou dominância e persistência de cianobactérias durante o ciclo hidrológico de 2010, mesmo quando o açude apresentava volume acumulado acima 50% da sua capacidade máxima. De acordo com os resultados de pesquisas, alguns açudes eutróficos do Semiárido

brasileiro apresentaram tendência ao aumento na densidade de cianobactérias no período seco, associada à redução da transparência da água (MOURA, DANTAS e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2007; CHELLAPPA E COSTA, 2003; OLIVEIRA *et al.*, 2015). Essas tendências já foram observadas no açude Pereira de Miranda (LIMA, 2011), mas precisam ser confirmadas durante períodos de seca prolongadas.

O açude Pereira de Miranda e sua área de influência reúnem características e condições representativas da região Semiárida, especialmente do Semiárido cearense: é um ecossistema raso, sujeito a valores médios anuais elevados de insolação, temperatura, evaporação e velocidade do vento. O regime de precipitação dessa região é caracterizado por chuvas irregulares e variáveis no tempo e no espaço, concentradas em três a quatro meses, e estiagem na maior parte do ano. As secas interanuais são frequentes e duradouras, caracterizada por temperaturas e taxas de evaporação potencial mais elevadas, que associadas à maior velocidade do vento, intensificam o cenário de seca dessa região, como observado em 2015 no açude Pereira de Miranda, quando o abastecimento humano foi realizado com água do volume morto, em decorrência da seca iniciada no segundo semestre de 2011, devendo-se destacar o consumo antrópico como um dos principais responsáveis pela redução no volume de água (CEARÁ, 2016a, CEARÁ, 2016b). Soma-se a esse cenário as diferentes formas de pressão antrópica, especialmente em relação às fontes de poluição pontuais e difusas, devido à ausência de uma estrutura adequada de saneamento na bacia hidrográfica (CEARÁ, 2014).

Este estudo foi realizado entre 2012 e 2013, em anos caracterizados por seca prolongada e forte *deficit* hídrico, e teve como proposta principal analisar a influência sazonal e interanual de fatores climáticos e hidrológicos sobre as condições tróficas e a composição e abundância das assembleias de fitoplâncton do açude Pereira de Miranda. Os resultados da pesquisa foram divididos em quatro capítulos, sendo o Capítulo 1 referente à revisão de literatura sobre o assunto abordado.

No Capítulo 2, estão apresentados os resultados das estimativas das condições tróficas mensais do açude Pereira de Miranda, calculadas a partir dos índices de estado trófico disponíveis na literatura, com base em variáveis usadas como indicadoras do estado trófico de ecossistemas aquáticos continentais. As mudanças temporais e espaciais nas condições tróficas do açude foram analisadas com base na influência de fatores ambientais externos e na



disponibilidade de nutrientes e de luz subaquática. No Capítulo 3, realizou-se uma discussão introdutória, tendo o açude Pereira de Miranda como estudo de caso, sobre a aplicabilidade do índice de estado trófico em região Tropical Semiárida, considerando as particularidades hidroclimáticas dessa região, uma vez que o índice foi desenvolvido originalmente para lagos de região Temperada (CARLSON, 1977) e modificado para ecossistemas aquáticos da região Subtropical e Tropical do Brasil (CUNHA, CALIJURI e LAMPARELLI, 2013, TOLEDO Jr. *et al.*, 1983). Esse capítulo foi publicado em 2015, em formato de artigo na revista *Acta Scientiarum*, no número 3 do volume 37, com o título “*Preliminary analysis on the use of Trophic State Indexes in a brazilian semiarid reservoir*”. No Capítulo 4, as condições tróficas e a influência dos fatores climáticos e hidrológicos, considerados fatores de distúrbios e de vulnerabilidade, respectivamente, foram analisadas em associação à composição e estrutura das assembleias de fitoplâncton, especialmente das cianobactérias, no intuito de identificar evidências significativas de correlações temporais.

Esta pesquisa foi motivada pelas premissas, baseadas em estudos realizadas em açudes da região semiárida do Brasil: (1) as variáveis climáticas (chuva e vento) e hidrológicas (variação no nível da água e no tempo de residência hidráulica) da região Semiárida induzem mudanças temporais significativas nas variáveis limnológicas de açudes; (2) o aporte de água da chuva, no primeiro semestre, e a velocidade do vento, mais intensa no segundo semestre, atuam como fatores de distúrbios nesses ecossistemas, que favorecem a disponibilidade de nutrientes e a redução da disponibilidade da radiação subaquática; (3) as condições tróficas, estimadas a partir dos índices de estado trófico, aumentam com o prolongamento da estiagem anual ou em períodos interanuais de seca; (4) os resultados dos índices de estado trófico de Carlson e dos “índices de Carlson” adaptados por pesquisadores brasileiros apresentam variação elevada entre os valores gerados a partir de cada indicador trófico (fósforo total, clorofila *a* e transparência da água), devido à influência frequente de fatores de distúrbios; (5) as mudanças temporais na composição e na estrutura das assembleias de fitoplâncton estão relacionadas aos fatores climáticos e hidrológicos e às condições tróficas do sistema; e (6) as cianobactérias apresentam melhor adaptação e maior abundância relativa em cenários de estiagem, associados ao incremento nutricional e à redução na transparência da água.

Com base nessas premissas, as hipóteses deste estudo são: o açude Pereira de Miranda apresenta vulnerabilidade elevada ao processo de eutrofização em decorrência de maior intensidade dos fatores antrópicos, climáticos e hidrológicos sobre as condições limnológicas e mais intenso em período de estiagens sazonais (Capítulo 2); a variação temporal dos fatores climáticos e hidrológicos que agem sobre o açude Pereira de Miranda, particulares à região semiárida cearense, interferem fortemente sobre os valores numéricos gerados pelos índices de estado trófico de Carlson (1977) e dos índices de Carlson adaptados por Toledo Jr. *et al.* (1983) e Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) e resulta em classificação trófica distinta, considerando os valores dos índices para as variáveis fósforo total, transparência da água e clorofila *a* (Capítulo 3); a composição e a estrutura de assembleias de fitoplâncton do açude Pereira de Miranda são caracterizadas por espécies que apresentam melhor adaptação a condições de distúrbios provocados por vento e chuva, e variam conforme mudanças na disponibilidade de nutrientes e luz, com seleção das espécies mais tolerantes durante o período de estiagem (Capítulo 4).

## OBJETIVOS

### Objetivo Geral

Analisar espaço-temporalmente as variáveis físicas, químicas e biológicas, o estado trófico a estruturação das assembleias fitoplanctônicas do açude Pereira de Miranda, em função das características climáticas, hidrológicas e antrópicas regionais.

### Objetivos específicos

- Analisar a variação temporal (diária, mensal anual e interanual) da precipitação, velocidade dos ventos e da temperatura do ar na região em estudo, e a dinâmica hidrológica temporal (variação no nível da água e no tempo de residência hidráulica) do açude Pereira de Miranda;
- Analisar o comportamento espaço-temporal das variáveis físicas, químicas e biológicas do açude;
- Identificar mudanças temporais e espaciais nas condições tróficas, estimadas a partir de diferentes índices de estado trófico e dos indicadores tróficos fósforo total, clorofila *a* e transparência da água.
- Discutir a aplicabilidade dos índices de estado trófico disponíveis na literatura em açudes da região Semiárida do Brasil, com base nos dados obtidos no açude Pereira de Miranda;
- Analisar os atributos biológicos das assembleias de fitoplâncton e sua variação sazonal e interanual: composição, densidade, abundância relativa, diversidade, equitabilidade e dominância;
- Avaliar a ação da chuva e do vento sobre as variáveis limnológicas físicas, químicas e biológicas e sobre riqueza em espécie, abundância, dominância, equabilidade e diversidade das assembleias de fitoplâncton;
- Verificar as condições ambientais que favorecem maior abundância, dominância e persistência de cianobactérias em açude do Semiárido cearense.

## REFERÊNCIAS

- ARAÚJO FILHO, J.C; GUNKEL, G.; SOBRAL, M.C.M.; KAUPENJOHANN, M.; LOPES, H.L. Soil attributes functionality and water eutrophication in the surrounding area of Itaparica Reservoir, Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 9, p. 1005-1013, 2013.
- AZEVEDO, S.M.F.O.; CARMICHAEL, W.W.; JOCHIMSEN, E.M.; RINEHART, K.L.; LAU, S.; SHAW, G.R.; EAGLESHAM, G.K. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru – Brazil. **Toxicology**, v. 181/182, p. 441-446, 2002.
- BEZERRA, A.F.M.; BECKER, V.; MATTOS, A. Balanço de Massa de Fósforo Total e o Estado Trófico em Açudes do Semiárido Brasileiro. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 2, p. 67-76, 2014.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; DIAS, S.N.; CORDEIRO-ARAÚJO, M.K.; DANTAS, E.W. Seasonal dynamics of cyanobacteria in a eutrophic reservoir (Arcoverde) in a semi-arid region of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 533-544, 2012.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; PICCIN-SANTOS, V.; MOURA, A.N.; ARAGÃO-TAVARES, N.K.C.; CORDEIRO-ARAÚJO, M.K. Cyanobacteria, microcystins and cylindrospermopsin in public drinking supply reservoirs of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 1, p. 297-309, 2014.
- BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M.; MOURA, A. Occurrence of Cylindrospermopsis (Cyanobacteria) in 39 Brazilian Tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 23, p. 13-27, 2000.
- BOUVY, M.; MOLICA, R.; OLIVEIRA, S.; MARINHO, M; BEKER, B. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (Cylindrospermopsis (Cyanobacteria) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 20, p. 285-297, 1999.
- BOUVY, M.; NASCIMENTO, S.M.; MOLICA, R.J.R.; FERREIRA, A.; HUSZAR, V.; AZEVEDO, M.F.O. Limnological features in Tapacurá reservoir (Northeast Brazil) during a severe drought. **Hydrobiologia**, v. 493, p. 115-130, 2003.
- BRAGA, G.G.; BECKER, V.; DE OLIVEIRA, J.N.P.; MEDONÇA-JÚNIOR, J.R.; BEZERRA, A.F.M.; TORRES, L.M.; GALVÃO, A.M.F.; MATTOS, A. Influence of extended drought on water quality in Tropical reservoirs in a semiarid region. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 1, p. 15-23, 2015.
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, p. 361-369, 1977.

CEARÁ. **Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Estado do Ceará - COGERH-CE**. Portal Hidrológico do Ceará: Boletim mais recente, 15 de janeiro de 2016. Disponível em: <<http://www.cogerh.com.br>>. Acesso em: 15 jan. 2016. (A)

\_\_\_\_\_. **Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos - FUNCEME**.

Monitoramento: lançamento do dia, 15 de janeiro de 2016. Disponível em <<http://www.funceme.br/index.php/areas>>. Acesso em: 15 jan. 2016. (B)

\_\_\_\_\_. **Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará - IPECE**. Perfil Básico Municipal - Pentecostes, 2014. Disponível em: <[http://www.ipece.ce.gov.br/publicacoes/perfil\\_basico/pbm-2014/Pentecoste.pdf](http://www.ipece.ce.gov.br/publicacoes/perfil_basico/pbm-2014/Pentecoste.pdf)>. Acesso em: 20 out. 2015.

CHAVES, F.I. B.; LIMA, P.F.; LEITÃO, R. C.; PAULINO, W. D.; SANTAELLA, S. T. Influence of rainfall on the trophic status of a Brazilian semiarid reservoir. **Acta Scientiarum**, v. 35, p. 505-511, 2013.

CHELLAPPA, N. T.; CHELLAPPA, S.L.; CHELLAPPA, S. Harmful phytoplankton blooms and fish mortality in a eutrophicated reservoir of Northeast Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, p. 833-841, 2008.

CHELLAPPA, N. T.; CHELLAPPA, T.; CÂMARA, R. R. A.; ROCHA, O.; CHELLAPPA, S. Impact of stress and disturbance factors on the phytoplankton communities in Northeastern Brazil reservoir. **Limnologica**, v. 39, p. 273-282, 2009.

CHELLAPPA, N. T.; COSTA, M. A. M. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. **Acta Oecologica**, v. 24, p. S3-S10, 2003.

COSTA, I. A. S.; AZEVEDO, S. M. F. O.; SENNA, P. A. C.; BERNARDO, R. R.; COSTA, S. M.; CHELLAPPA, N. T. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, p. 211-219, 2006.

COSTA, I. A. S.; CUNHA, S. R. S.; PANOSSO, R.; ARAÚJO, M. F. F.; MELO, J. L. S.; ESKINAZE-SANT'ANNA, E. M. Dinâmica de cianobactérias em açudes eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, p. 382-401, 2009.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for Tropical/Subtropical reservoirs (TSIts). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 126-134, 2013.

DANTAS, E.W.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; MOURA, A.N. Dynamics of phytoplankton associations in three reservoirs in Northeastern Brazil assessed using Reynolds' theory. **Limnologica**, v. 42, p. 72-80, 2012.

DANTAS, E.W.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; MOURA, A.N. Spatial-temporal variation in coiled and straight morphotypes of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolsz) Seenayya et Subba Raju (Cyanobacteria). **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, n. 2, p. 585-591, 2010.

DANTAS, E.W.; MOURA, A.N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. Cyanobacterial blooms in stratified and destratified eutrophic reservoirs in semi-arid region of Brazil. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v. 83, n. 4, p. 1327-1338, 2011.

DANTAS, E.W.; MOURA, A.N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; ARRUDA NETO, J.D.T.; CAVALCANTI, A.D.C. Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, p. 970-982, 2008.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M; MENEZES, R.; COSTA, I.S.; ARAÚJO, M.; PANOSSO, R.; ATTAYDE, J.L. Zooplankton assemblages in eutrophic reservoirs of the Brazilian semi-arid. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 1, p. 37-52, 2013.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011.

FONSECA, J.R.; VIEIRA, P.C.S.; KUJBIDA, P., COSTA, I.A.S. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystins and saxitoxins in reservoirs of the Brazilian semi-arid. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 1, p. 78-92, 2015.

LIMA, P. F. **Influência da estacionalidade hidrológica na classificação trófica, nas variáveis limnológicas e na dinâmica de fitoplâncton do reservatório Pentecoste, Semiárido cearense**. 2011. 134 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

MEDEIROS, L.C.; MATTOS, A.; LÜRLING, M.; BECKER, V. Is the future blue-green or brown? The effects of extreme events on phytoplankton dynamics in a semi-arid man-made lake. **Aquatic Ecology**, v. 49, p. 293-307, 2015.

MOLISANI, M.M.; BECKER, H.; BARROSO, H.S.; HIJO, C.A.G.; MONTE, T.M.; VASCONCELLOS, G.H.; LACERDA, L.D. The influence of Castanhão reservoir on nutrient and suspended matter transport during rainy season in the ephemeral Jaguariberiver (CE, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, p. 115-123, 2013.

MOURA, A.N.; DANTAS, E.W.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. Structure of the Phytoplankton in a Water Supply System in the State of Pernambuco – Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 50, n. 4, p. 645-654, 2007.

OLIVEIRA, F.H.P.C.; SILVA, J.D.B.; COSTA, A.N.S.F.; RAMALHO, W.P. MOREIRA, C.H.P.; CALAZANS, T.L.S. Cyanobacteria community in two Tropical eutrophic reservoirs in northeastern Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 37, n. 2, p. 169-176, 2015.

SILVA, A.P.C.; COSTA, I.A.S. Biomonitoring ecological status of two reservoirs of the Brazilian semi-arid using phytoplankton assemblages (Q index). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n.1, p. 1-14, 2015.

TOLEDO Jr., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. **The application of simplified models for the evaluation of the process of eutrophication in Tropical lakes and reservoirs**. In: Proceedings of the 12th Brazilian Congress of Sanitary Engineering. p. 1-34, 1983.

VON SPERLING, E.; FERREIRA, A.C.S.; GOMES, L.N.L. Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth. **Desalination**, v. 226, p. 169–174, 2008.

# CAPÍTULO 1

## 1.1 REVISÃO DE LITERATURA

### 1.1.1 Introdução aos aspectos teóricos clássicos da eutrofização

A eutrofização é um dos conceitos mais importantes e discutidos em ecologia aquática, mas sua compreensão ainda é limitada se considerados os fundamentos teóricos e os mecanismos práticos para seu controle nos diversos ecossistemas aquáticos, em virtude dos múltiplos fatores resultantes das peculiaridades locais e regionais.

Em um artigo apresentado no Simpósio sobre Fertilização de Áreas Aquáticas, realizado em 1946 na cidade de Boston (Estados Unidos), Hasley (1947) define eutrofização como o “enriquecimento de lagos por qualquer ou toda substância nutritiva”. Em seguida, na preparação ao Simpósio Internacional de Eutrofização, realizado em 1967 no estado Norte Americano de Wisconsin, Lund (1967) fez referência à eutrofização como sendo o processo de enriquecimento dos ecossistemas por nutrientes dissolvidos. Esses conceitos sintetizam o significado mais restrito de eutrofização, considerando-a como uma forma de poluição química, que é representada principalmente pela fertilização dos ecossistemas aquáticos por nutrientes essenciais ao desenvolvimento de produtores primários.

Nesse sentido, desde os primeiros estudos sobre ecologia de sistemas aquáticos, os pesquisadores têm estabelecido relações de causa e efeito entre os fatores químicos e a produtividade primária. Um dos trabalhos pioneiros mais importantes sobre essas relações foi conduzido por Naumann (1919), que disseminou as bases do conceito de eutrofização ao classificar os sistemas aquáticos (lagos, lagoas e rios) como eutrófico e oligotrófico (e heterotrófico) com base na densidade e formações de grupos de fitoplâncton. Segundo este autor, em ecossistemas aquáticos não perturbados por fontes de poluição antropogênica a produtividade está diretamente relacionada com a natureza química e fértil da bacia hidrográfica.

Naumann (1919) observou que os sistemas mais produtivos estavam diretamente associados à capacidade de aporte químico da bacia de drenagem, que favorecia o aumento da densidade do fitoplâncton, destacando-se nesse processo a presença de cianobactérias e a



mudança na coloração da água devido à maior abundância desses organismos em picos de produtividade. Por outro lado, regiões pobres em nutrientes apresentavam baixa produtividade primária, presença de outros grupos de fitoplâncton e ausência de alteração na cor da água. Esse padrão, segundo Naumann (1919), está sujeito à alteração quando a ação antrópica modifica as condições químicas naturais da bacia hidrográfica, que intensifica o aporte de nutrientes para os ecossistemas aquáticos e favorece a transição do estado oligotrófico para eutrófico. A intensificação desse processo antrópico, que caracteriza a eutrofização cultural (RAST E THORTON, 1996), leva a perturbações e à extinção mais rápida dos ecossistemas (HASLEY, 1947).

A base científica da tipologia de lagos proposta por Naumann (1919) teve influência importante sobre a evolução da limnologia, no que diz respeito à caracterização e classificação dos sistemas aquáticos e ao desenvolvimento de uma estrutura conceitual mais consistente. A relação estreita entre nutrientes e produtividade primária ainda persiste nos conceitos atuais de eutrofização, que incluem, além da noção de causa do processo, ou seja, a nutrição contínua de um determinado sistema aquático, as variáveis associadas às suas consequências ou aos seus efeitos.

Dessa forma, o elo entre causa e efeito está cada vez mais forte nos conceitos de eutrofização, sendo difícil dissociá-los. A exemplo disso, pode-se fazer referências aos conceitos descritos nos principais livros de limnologia publicado nos trópicos. Enquanto Tundisi e Tundisi (2008) se referiram à eutrofização como “um processo de entrada forçada de nutrientes nos lagos”, mas condizente com o conceito de eutrofização antrópica ou cultural de Hasley (1947) e Schindler (2012), Esteves (2011) conceituou eutrofização como “o aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, em um dado ecossistema aquático, que tem como consequência o aumento da produtividade de diversos de seus compartimentos e alterações diversas sobre seu funcionamento”.

No mesmo sentido, Pérez e Restrepo (2008) descreveram eutrofização como um processo resultante do aumento de nutrientes (nitratos e fosfatos), que favorece o desenvolvimento acelerado de produtores primários (fitoplâncton e plantas aquáticas), que tem por consequências “o aumento da produção em termos de biomassa, diminuição de diversidade de espécies, flutuações diárias elevadas nas concentrações de oxigênio dissolvido,

gás carbônico e pH, elevada demanda bioquímica de oxigênio no fundo, aparição de densas massas de algas e de vegetação aquática”.

Uma versão diferente desse conceito foi descrita por Wetzel (2001) em um dos principais livros textos de limnologia, publicado pela primeira vez em 1975. Segundo esse autor, é consensual entre os limnólogos que a eutrofização se refere ao aumento da produtividade dos organismos aquáticos, em que sistemas menos produtivos tendem a se tornar mais produtivos, em uma transição de oligotrófico para eutrófico, conforme classificação proposta por Naumann (1919).

Nessa descrição, a compreensão da eutrofização associado a um processo de nutrição está implícita, considerando que a disponibilidade dos nutrientes é um dos determinantes principais à produtividade primária. Assim, o conceito de eutrofização se aproxima do proposto por Hutchinson (1973), quando a descreve como um conjunto de efeitos apresentado por um lago após fertilização com nutrientes.

Em comum acordo, Rast e Thorton (1996) apresentaram o conceito de eutrofização como sendo “o enriquecimento dos corpos d'água com nutrientes das plantas, geralmente nitrogênio e fósforo, e os efeitos subsequentes sobre a qualidade da água e sobre a função e a estrutura biológica” e defenderam que a continuidade do processo de eutrofização tende a transformar os ecossistemas aquáticos em terrestres, devido ao transporte e acúmulo de matéria carregada da bacia de drenagem. Além disso, esses autores relataram a relação do termo estado trófico com o processo de eutrofização. Enquanto o primeiro se refere à representação pontual deste processo, o segundo é representa o processo global, contínuo e variável.

Após os resultados de Naumann (1919), analisar e compreender a importância dos nutrientes sobre aspectos qualitativos e quantitativos das assembleias de fitoplâncton passou a ser um dos grandes desafios aos limnólogos. Nessa perspectiva, destacam-se os trabalhos que correlacionaram as concentrações de nutrientes e clorofila *a* (SAKAMOTO, 1966; SMITH, 1982) e aqueles que analisaram a influência das proporções de nutrientes (nitrogênio, fósforo e carbono) sobre as mudanças na composição e estrutura das assembleias de fitoplâncton (SCHINDLER, 1974, 1977; TILMAN, 1977; SMITH, 1983; CONLEY *et al.*, 2009), além de

pesquisas teóricas e práticas importantes que relacionaram a diversidade fitoplanctônica com base na competição por recursos (HUTCHINSON, 1961; TILMAN, 1977).

A influência de nutrientes sobre a variação na biomassa algal foi avaliada por Sakamoto (1966) em lagos japoneses. O aumento da biomassa, estimada por determinação de clorofila *a*, foi consequência da disponibilidade e da proporção relativa de nitrogênio e fósforo (N:P) na água. Para razão N:P>17, a clorofila *a* teve correlação com fósforo, enquanto que para razão N:P<10 ocorreu correlação com o nitrogênio.

Esses resultados foram importantes pela evidência de que a produção primária algal pode variar em função de um determinado nutriente que a limita sob determinadas condições nutricionais do meio, conforme a “Lei do Mínimo” de Liebig, a qual estabelece que o desenvolvimento dos organismos depende do nutriente que está disponível em menor quantidade relativa à sua necessidade fisiológica (LIEBIG, 1840).

Outro ponto relevante no trabalho de Sakamoto (1966) foi a discussão sobre a possibilidade de colimitação pelos nutrientes ( $10 \leq N:P \leq 17$ ), evidenciada pela correlação positiva entre biomassa algal e as concentrações de fósforo e nitrogênio totais, embora teoricamente, pela “Lei do Mínimo” de Liebig, apenas um nutriente seja responsável pela limitação do crescimento. Em um estudo mais amplo, Elser *et al.* (2007) apresentaram evidências de que a colimitação é muito mais frequente que a limitação por um único nutriente, a exemplo da limitação por fósforo. Isto se torna importante ao se considerar a variação nas condições ambientais e nas proporções de nutrientes, pois mesmo que um nutriente específico seja o limitador da produção de biomassa em um determinado momento, a proporção entre os nutrientes poderá ser alterada de forma a favorecer a limitação por outro nutriente que esteja em menor concentração em relação às demandas metabólicas dos organismos.

Posteriormente, as discussões de Sakamoto (1966) sobre análise da influência da razão N:P e das concentrações de nutrientes sobre a clorofila *a* foram ampliadas por Smith (1982) ao avaliar, por meio da aplicação de modelos matemáticos, os dados de nitrogênio, fósforo, clorofila *a* e transparência da água de 228 lagos localizados na latitude Norte. Suas análises reforçaram a dependência da biomassa algal em relação às concentrações e à proporção desses nutrientes, destacando a importância do nitrogênio para a produção primária

em lagos e a necessidade de considerá-lo nos modelos de previsão de eutrofização, para melhor prever sua influência. Sendo assim, as concentrações de fósforo e de nitrogênio não deverão ser analisadas isoladamente para explicar mudanças na biomassa algal.

Ademais, Smith (1982) observou limitação apenas por fósforo para razão N:P >35, muito acima da razão crítica de limitação para este nutriente definida por Sakamoto (1966). De fato, as razões N:P obtidas para um ecossistema ou conjunto de sistemas aquáticos pode ser variável e representar uma situação pontual e temporária (SCHINDLER, 2012), em virtude de fatores como razão de entrada de N:P por fontes de poluição (HAVENS *et al.*, 2003) e aportes atmosféricos (SCHINDLER, 1977).

No entanto, deve-se considerar que a produção de biomassa pode estar intrinsecamente relacionada com o conjunto de espécies fitoplanctônicas com necessidades fisiológicas distintas e, portanto, em função de demandas nutricionais distintas. Dessa forma, a influência da razão N:P sobre a biomassa algal pode ser intensificada por mudanças na composição fitoplanctônica (SMITH, 1982). Nesse sentido, a partir de estudos em lagos de região Temperada sujeitos à estratificações sazonais, Smith (1983) sugeriu que a presença de cianobactérias na região epilimnética está relacionada à razão N:P (em massa). Quando a razão esteve acima de 29:1 a presença de cianobactérias foi rara. Ao contrário, quando a relação foi inferior a 29:1 houve dominância e florações de cianobactérias, reforçando importância da razão de nutrientes sobre a composição das assembleias de fitoplâncton e evidência de que as cianobactérias são melhores competidoras para nitrogênio do que fósforo.

Em um estudo pioneiro, Redfield (1934) apresentou indícios consistentes de que a proporção de nutrientes (fosfato e nitrato) presente na água do mar é similar à proporção destes nutrientes presentes na composição bioquímica do plâncton, em uma razão atômica de N:P=20:1, que corresponde à razão em massa de N:P próxima de 9:1. Além do mais, o autor sugeriu que as mudanças nas concentrações relativas desses nutrientes na água são em função da degradação biológica da matéria orgânica do plâncton.

Redfield (1934) também fez alusão à importância de bactérias na fixação de nitrogênio atmosférico para compensar a escassez deste nutriente diante da disponibilidade de fósforo, embora o autor não tenha se referido às cianobactérias fixadoras de nitrogênio molecular. Posteriormente, Redfield (1958) completou suas argumentações ao incluir a

importância dos ciclos de oxigênio e de carbono no processo de síntese e degradação de matéria orgânica e na proporção relativa entre nitrogênio e fósforo disponível na água dos oceanos, além de alterar para 16:1 a proporção atômica em que os nutrientes ocorrem no ambiente e na composição orgânica do plâncton.

Nesse sentido, alguns pesquisadores se esforçaram para compreender como a composição, proporção e variação dos nutrientes podem estruturar assembleias de fitoplâncton por competição, exclusão e coexistência, com base nas teorias de competição por recursos e no princípio da exclusão competitiva de Gause (1934).

A partir de experimentos de longa duração, aplicação de modelos de competição por recurso e comparação com dados de campo (Lago Michigan, América do Norte), Tilman (1977) observou que a competição interespecífica, observada entre duas espécies, associada a um gradiente de recursos limitantes, poderá estruturar assembleias de fitoplâncton. A sobrevivência e a dominância de duas espécies de fitoplâncton de água doce (as diatomáceas *Asterionella formosa* e *Cyclotella meneghiniana*) foram observadas em gradientes nutricionais de fosfato e silicato. Quando as duas espécies foram limitadas por fosfato, a *Asterionella formosa* foi dominante, enquanto que a limitação comum para silicato favoreceu a dominância de *Cyclotella meneghiniana*.

Uma observação importante de Tilman (1977) foi a possibilidade de coexistência dessas espécies em uma faixa intermediária do gradiente silicato/fosfato, no qual o recurso limitante é diferente para cada uma das espécies, ou seja, uma região comum às espécies em que houve limitação por fósforo para *Cyclotella meneghiniana* e limitação por sílica para *Asterionella formosa*.

Esses resultados responderam, pelo menos parcialmente, à essência ecológica do “Paradoxo do Plâncton” de Hutchinson (1961), de como a coexistência e a manutenção da diversidade de fitoplâncton seriam possíveis, uma vez que esses organismos competem pelos mesmos recursos. Aliando observações do ambiente natural com as implicações teóricas do princípio da exclusão competitiva estabelecidas por Gause (1934), Hutchinson (1961) notou que havia uma lacuna teórica que explicasse a diversidade de fitoplâncton observada na natureza, considerando as exigências nutricionais semelhantes desses organismos. Se a competição exclusiva atua naturalmente e pode levar à simplificação biótica, o que explicaria

a diversidade do fitoplâncton, que compartilham os mesmos recursos limitantes, nos ecossistemas naturais?

No entanto, a coexistência entre as espécies e a manutenção de diversidade elevada não são regra geral na natureza e dependem de muitos fatores, como as taxas de fornecimento de nutrientes essenciais às demandas fisiológicas das espécies que compõem as assembleias de fitoplâncton (SCHINDLER 1974; 1977; SMITH, 1982; SMITH; 1983).

Em um experimento clássico realizado nos Lagos 226 e 227, na Área dos Lagos Experimentais (Ontário, Canadá), Schindler (1974) se propôs a pesquisar a importância do fósforo para o processo de eutrofização. A região do experimento é composta por um número significativo de lagos com características geológicas, morfológicas, químicas e biológicas semelhantes, que permite estudos comparativos e experimentos realizáveis em todo o ecossistema. Os experimentos foram realizados com a adição diferenciada de fósforo, nitrogênio e carbono. Os lagos não fertilizados com fósforo mantiveram a produção primária e a composição do fitoplâncton inalteradas, enquanto que o enriquecimento por fósforo resultou em mudanças significativas na produção de biomassa e florações de cianobactérias. Com base nesses resultados, Schindler (1974) considerou o fósforo como o principal nutriente limitante à produtividade primária e concluiu que as ações de manejo deveriam concentrar esforços no controle e na redução deste nutriente.

Posteriormente, Schindler (1977) analisou as razões que levariam o fósforo, ao invés do nitrogênio e do carbono, a ser o fator determinante da produção primária em lagos. Segundo ele, a variação nas taxas de fornecimento de nutrientes favorecia mudanças na estrutura das assembleias de fitoplâncton, que seriam proporcionais à disponibilidade de fósforo no sistema. Dessa forma, os lagos que recebessem nutrientes em uma razão de nitrogênio e fósforo (N:P) ou de carbono e fósforo (C:P) considerada baixa, ou seja, que indicasse limitação por fósforo, poderiam ter suas concentrações de nitrogênio e de carbono compensadas naturalmente por aportes atmosféricos.

Segundo Schindler (1977), enquanto a compensação por carbono pode ocorrer por difusão ou trocas gasosas, o incremento de nitrogênio ocorre por fixação biológica por um grupo específico de cianobactérias, o que condiciona um processo seletivo de espécies fitoplanctônicas. Assim, um ambiente limitado por nitrogênio estaria mais vulnerável a ter

mudanças profundas na composição e abundância de fitoplâncton, com maior possibilidade de florações de cianobactérias. Nessas circunstâncias, o autor reforça seus argumentos sobre o controle das entradas de fósforo, como mecanismo essencial para a elevação da razão entre N:P e redução da possibilidade de dominância de cianobactérias fixadoras de nitrogênio atmosférico.

Ainda, de acordo com Schindler (1977) e Schindler *et al.* (2008), a limitação por nitrogênio e carbono é passageira, pois os mecanismos de compensações desses nutrientes são lentos e ocorrem continuamente até haver novamente limitação por fósforo, ou seja, a razão baixa de N:P verificada nos fluxos de entrada do lago sofre aumento gradual na coluna d'água desse sistema com o tempo em proporções que leva o fósforo a ser o nutriente limitante. Outro ponto importante destacado por Schindler é a possibilidade de manutenção da limitação por nitrogênio em ecossistemas aquáticos saturados por fósforo e/ou que recebem continuamente cargas elevadas de fósforo.

Em estudos no lago Okeechobee (Flórida, Estados Unidos), Havens *et al.* (2003) observaram que o aporte de água com razões N:P baixas, ou seja, rico em fósforo, em consequência do processo histórico de fertilização antropogênica, reduziu a proporção de nitrogênio em relação ao fósforo na água do lago e favoreceu a saturação de fósforo no sistema. Essa condição de saturação manteve a limitação da produção primária por nitrogênio e o surgimento de cianobactérias fixadoras de nitrogênio, embora a dominância por esses organismos tenha sido influenciada negativamente pela turbidez mineral elevada. A intensidade luminosa, reduzida nesse ambiente por perturbações físicas na coluna de água, favoreceu a maior abundância de cianobactérias não fixadoras de nitrogênio, o que reforça a necessidade de considerar fatores físicos na análise de dependência entre razão N:P e estrutura das assembleias de fitoplâncton.

Nesse sentido, o estudo da dinâmica de nutrientes, associado à estrutura das assembleias de fitoplâncton, deverá considerar o tempo das compensações, além das condições nutricionais do ecossistema, principalmente em ecossistemas sujeitos à intensa fertilização, para evitar erros de interpretação e gastos desnecessários com gerenciamento e controle inadequados da eutrofização (SCHINDLER, 1977; SCHINDLER *et al.*, 2008). Isto porque, as cianobactérias apresentam estratégias múltiplas de adaptação e tolerância a

mudanças nas condições ambientais, sendo capazes de tolerar condições extremas e variáveis como as modificações complexas consequentes da ação antrópica (PAERL *et al.*, 2001).

O reconhecimento do fósforo como o nutriente principal que determina a eutrofização ainda é tido como válido, conforme revisão elaborada por Schindler (2012), ao fazer uma crítica aos resultados obtidos a partir de experimentos em bioensaios e mesocosmos. Nessa revisão, o autor, fundamentado em diversas pesquisas, argumenta que os resultados obtidos em experimentos de curto prazo podem não corresponder aos de experimentos de longo prazo realizados em todo o ecossistema, que consideram a importância dos processos integrados de ciclagem de nutrientes e de fixação biológica. Nesse sentido, estudos com finalidade prática de manejo estão priorizando o controle das fontes antrópicas de fósforo, especialmente a partir da compreensão das fontes difusas, mais evidente em áreas agrícolas, como pode ser verificado nas discussões de Carpenter *et al.* (1998), Carpenter (2005) e Carpenter, Ludwig e Brock (1999).

Assim, manejar a eutrofização pelo controle de nitrogênio, além de ser mais caro e mais complexo do que o controle por fósforo (MOSS *et al.*, 2013), levaria a resultados inexpressíveis em programas de restauração de lagos (SCHINDLER *et al.*, 2008). Isto porque, a resposta de fitoplâncton à dinâmica de nutrientes é um processo lento e a definição de que o nitrogênio é o nutriente limitante pode representar apenas um processo transitório, significando que as compensações biológicas de nitrogênio, proporcionais às concentrações de fósforo, ainda não foram finalizadas e estão sendo negligenciadas (SCHINDLER, 1977; 2012).

Os trabalhos que defendem o manejo da eutrofização pelo controle de nitrogênio ou pelo controle combinado de nitrogênio e fósforo, a exemplo dos resultados de Conley *et al.* (2009), Howarth *et al.* (1988) e Howarth e Marino (2006), baseiam-se em informações sobre a ocorrência frequente, sob condições naturais ou por influência antrópica, de limitação por nitrogênio em estuários e em ecossistemas marinhos costeiros e na capacidade de fertilização interna por fósforo a partir de sedimentos do lago.

Howarth *et al.* (1988) apresentaram evidências de menor ocorrência de florações de cianobactérias fixadoras de nitrogênio e, portanto, menor taxa de fixação de nitrogênio em estuários, mesmo sob condições de limitação por este nutriente. Essa constatação tem



implicações sobre a compreensão de que, nesses ecossistemas aquáticos, o controle de fósforo não teria efeitos práticos sobre manejo desse grupo particular de cianobactérias. Além disso, o aporte de cargas com baixa razão N:P, associado às limitações na fixação de nitrogênio, explica, pelo menos em parte, a recorrência de limitação por nitrogênio na maioria dos estuários.

Nesse sentido, Conley *et al.* (2009) defenderam que o gerenciamento da eutrofização pelo controle exclusivo de fósforo resulta em maior aporte de nitrogênio para os ecossistemas costeiros, que por sua vez apresentam maior taxa de reciclagem e menor capacidade de retenção de fósforo pelo sedimento. Este processo é explicado por Blomqvist *et al.* (2004), ao afirmarem que a maior proporção de sulfeto em águas salinas reduz a quantidade de ferro que poderia coprecipitar o fosfato. Assim, a causa da limitação por nitrogênio nos ecossistemas costeiros salinos seria a maior biodisponibilidade de fosfato.

No entanto, sem a redução dos aportes de nitrogênio, os ecossistemas salinos costeiros estariam sujeitos ao processo intenso de eutrofização pela disponibilidade dos dois nutrientes, embora a redução exclusiva de fósforo possa contribuir para controlar a eutrofização nos ecossistemas de sistemas de água doce (CONLEY *et al.*, 2009), em conformidade com Schindler (1974; 1977; 2012).

Segundo Conley *et al.* (2009), o controle combinado de nitrogênio e fósforo é importante para ecossistemas costeiros salinos devido à evidência de que a salinidade pode restringir a dominância de cianobactérias fixadoras de nitrogênio nesses ambientes, de modo que a baixa razão N:P não representa ameaça nesse sentido, o que justifica o controle de ambos os nutrientes. Por outro lado, na compreensão para os lagos, a redução exclusiva do aporte de fósforo manteria os aportes elevados de nitrogênio para o ecossistema, que, combinados à carga interna de fósforo, poderia favorecer a dominância de cianobactérias não fixadoras de nitrogênio (CONLEY *et al.*, 2009).

De acordo com Blomqvist *et al.* (2004), os ecossistemas de águas doce apresentam maior proporção atômica de ferro em relação ao fosfato do que os ambientes salinos, de forma que a disponibilidade de ferro na coluna de água estará relacionada às condições de oxigenação do meio, ou seja, quanto maior for a oxigenação da água maior será a precipitação de fosfato ligado a ferro. No entanto, esses autores ressaltaram que ecossistemas muito

eutrofizados podem apresentar razão entre ferro e fosfato próxima às de águas salinas (> liberação de fosfato), devendo-se observar esse fato no manejo da eutrofização.

Além desse processo citado por Blomqvist *et al.* (2004), outros mecanismos de fertilização interna podem ocorrer pela variação de pH, condições de oxidação e redução, temperatura, turbulência e intensidade luminosa, conforme observado por Hou *et al.* (2013) no lago Daihai (China), que apresenta sedimento e coluna d'água ricos em nitrogênio e fósforo de origem antropogênica.

Um das críticas de Conley *et al.* (2009) à defesa de Schindler (1974), de que o fósforo é o principal nutriente a ser controlado em lagos, atribuiu-se ao argumento de Schindler de que a fertilização interna não favorece o aumento da produtividade nos lagos (a partir dos resultados obtidos nos Lago 226 e 227) e, portanto, não tem relevância no processo de eutrofização, ao contrário do que pôde ser observado sob determinadas condições estudadas por Blomqvist *et al.* (2004).

Assim, para os casos de fertilização interna por fósforo, Havens *et al.* (2003) sugeriram a remoção do sedimento para facilitar a redução da eutrofização, alertando para o fato de que esse manejo pode, em curto prazo, elevar as concentrações de fósforo na coluna de água e favorecer o desenvolvimento de cianobactérias.

Esse procedimento é notório para ecossistemas aquáticos rasos, nos quais o aporte de nutrientes favorece o acúmulo no sedimento e sua ressuspensão é facilitada por processos biológicos e físicos (a exemplo do vento) (HAVENS *et al.*, 2001). Segundo os autores, para esta situação, houve associação entre as concentrações de nutrientes que aportam ao sistema e as concentrações presentes no sedimento e na coluna d'água dos lagos estudados, o que reforça o argumento de que é necessário compreender e manejar as fontes de poluição de origem antrópica. Por outro lado, os grandes lagos profundos podem funcionar como o mar aberto, onde a matéria orgânica e os nutrientes depositados no sedimento podem ficar indisponíveis para a coluna de água e favorecer condições mais oligotróficas para o ecossistema (REYNOLDS *et al.*, 2000).

Nesse contexto, devido à complexidade em definir o nutriente chave ao processo de eutrofização, em virtude das diferenças inerentes aos ecossistemas e de variações no grau de poluição antropogênica, Conley *et al.* (2009) sugeriram que o manejo da eutrofização deverá

considerar o controle combinado de nitrogênio e fósforo, de maneira que evite a dominância de cianobactérias fixadoras de nitrogênio (baixa razão N:P) e não fixadoras de nitrogênio (fertilização interna de fósforo) nos sistemas dulcícolas, além de mitigar o processo de eutrofização dos estuários e ecossistemas aquáticos costeiros pela redução de ambos nutrientes.

No entanto, como relataram Moss *et al.* (2013), o debate sobre a definição de qual nutriente é mais limitante ou se há colimitação entre nitrogênio e fósforo ainda permanece sem solução para decisões de manejo. Para Elser *et al.* (2007), o “paradigma” de limitação por fósforo em lagos, defendido por Schindler (1974, 1977, 2012), e o de limitação por nitrogênio em ecossistemas marinhos, como discutido por Conley *et al.* (2009) e Howarth e Marino (2006), devem ser revistos, pois em termos práticos, o debate ainda inconclusivo e a necessidade de informações mais precisas sobre a função limitante desses nutrientes nos ecossistemas dificultam as decisões sobre o manejo da eutrofização.

Elser *et al.* (2007) observaram em sua pesquisa que a similaridade entre as respostas dos produtores primárias sobre a oferta de nutrientes é muito semelhante entre os ecossistemas aquáticos de água doce e marinhos e que a limitação de um ou outro nutriente pode ocorrer em qualquer ecossistema, ao contrário do que vem sendo discutido (embora reconheçam que a limitação por nitrogênio foi mais forte nos sistemas marinhos). Além do mais, os autores observaram que a adição combinada de nitrogênio e fósforo poderá resultar em efeitos sinérgicos positivos para a produção de biomassa algal, o que motiva o desenvolvimento de mais pesquisas para se compreender os mecanismos que conduzem à eutrofização.

Todavia, diante das incertezas ou mecanismos distintos abordados e considerando a crescente pressão antrópica sobre os ecossistemas aquáticos, algumas medidas de manejo e programas de recuperação devem ser empreendidas, paralelamente ao esforço direcionado à compreensão do processo de eutrofização e das respostas pelos produtores primários. Dentre eles, a redução do lançamento de efluentes urbanos (domésticos e industriais) “*in natura*” (HASLEY, 1947), a restrição do uso de detergentes fosfatados (SCHINDLER 1974) e o controle das fontes de poluição difusas urbanas e rurais (CARPENTER *et al.*, 1998; CARPENTER, 2005; HASLEY, 1947).

Somadas à essas ações, Moss *et al.* (2013) sugeriram que mudanças de caráter mais social e político poderiam, adicionalmente, ter consequências benéficas para reduzir a pressão e melhorar a qualidade dos ecossistemas aquáticos como otimizar o uso do transporte, adotar fontes alternativas de energia, repensar o modelo de sociedade no sentido de transformar os sistemas antrópicos em modelos mais naturais. Em acordo com esses autores, Carpenter (2005) menciona a existência de barreiras políticas, sociais e institucionais no manejo da eutrofização por fontes difusas de poluição.

A partir de pesquisas recentes, tem-se evidenciado o efeito adicional das mudanças climáticas, especialmente o aquecimento global, sobre a estruturação de assembleias de fitoplâncton, com favorecimento às florações de cianobactérias, a exemplo das discussões de Paerl, Hall e Calandrino (2011) e Paerl e Paul (2012). Segundo análise desses autores, as características inerentes às florações de cianobactérias, como duração, intensidade, frequência e distribuição geográfica, estão associadas aos impactos do aquecimento global sobre o aumento da estratificação vertical, salinização e a intensificação de tempestades e secas. Esses fatores deverão ser considerados, juntamente com as formas de controle de nutrientes, no manejo da eutrofização e das florações nos ecossistemas aquáticos continentais e costeiros. Para tanto, os autores sugerem que a sinergia entre a disponibilidade de nutriente e as mudanças limnológicas resultantes das mudanças climáticas que atua a favor das florações de cianobactérias, deve ser quebrada para efetividade do manejo da eutrofização.

Os efeitos potenciais das mudanças climáticas sobre os ecossistemas aquáticos brasileiros, inclusive aqueles localizados na região Semiárida, foram avaliados por Montenegro e Ragab (2012) e Roland *et al.* (2012). Os cenários previstos a partir dos modelos adotados nesses trabalhos foram de aumento na intensidade dos efeitos de seca, como redução das chuvas, aumento da temperatura e taxas de evapotranspiração, redução da disponibilidade hídrica superficial e redução das recargas subterrâneas, que poderão resultar da sinergia entre as mudanças climáticas e as formas inadequadas de uso e ocupação da bacia hidrográfica. A conciliação desse cenário às discussões de Paerl, Hall e Calandrino (2011) e Paerl e Paul (2012), reforça a evidência da vulnerabilidade crescente dos ecossistemas aquáticos do Semiárido brasileiro à eutrofização e a florações de cianobactérias.

Nesse sentido, a gestão de recursos terá de solucionar os desafios de garantir a disponibilidade de água, em quantidade e qualidade, diante dos cenários de mudanças climáticas que prevêm condições mais áridas para o Nordeste brasileiro nos próximos anos.

### **1.1.2 Eutrofização em ecossistemas Tropicais e Semiáridos (Brasil)**

A análise comparativa sobre os fatores gerais que estabelecem e interferem na produção primária dos ecossistemas aquáticos de água doce entre regiões climáticas distintas está descrita em Esteves (2011) e Pérez e Restrepo (2008). Essas publicações são relevantes para a limnologia Tropical, pois inserem na análise das teorias limnológicas as peculiaridades climáticas, hidrológicas e ambientais dos trópicos. A comparação entre padrões observados em lagos de latitudes distintas é importante para se identificar diferenças e semelhanças entre eles, dentre outros pontos, devido à adoção generalizada de modelos elaborados para situações particulares do clima Temperado.

Em relação à eutrofização, três exemplos de extrapolação de resultados obtidos em região de clima Temperado para latitudes Tropicais são: o uso e razão de massa entre nitrogênio e fósforo N:P, como referência para estimar o nutriente limitante, a partir das razões obtidas por Sakamoto (1966), Schindler (1977) e Smith (1982; 1983); e a aplicação dos modelos de cargas de fósforo estabelecidos por Vollenweider e Kerebes (1982) e do índice de estado trófico de Carlson (1977), usados para estimar o grau de eutrofização nos ecossistemas aquáticos. No entanto, a replicação de modelos e índices deve atender os critérios ou princípios para sua elaboração. Mesmo para regiões climáticas semelhantes, o desempenho ou robustez dos modelos poderá ser distinto, por exemplo, entre lagos profundos e rasos, devido à interferência de fatores adicionais que não atendem às exigências do modelo adotado, como a limitação por luz, pastejo por peixes, recarga interna de nutrientes (HAVENS *et al.*, 2001).

Em ecossistemas aquáticos Temperados, a sazonalidade climática é bem definida e as mudanças nos ciclos de nutrientes e da água e na estruturação de comunidades biológicas estão diretamente associadas aos ciclos sazonais de fotoperíodo e de radiação incidente e às variações em temperatura, que definem e caracterizam as estações do ano. Dessa forma, alguns padrões limnológicos, a exemplo do aumento simultâneo da produtividade primária

com a disponibilidade de nutrientes, são mais previsíveis, dada sua relação com o potencial energético de cada estação (REYNOLDS *et al.*, 2000; WETZEL, 2001).

Da mesma forma, processos de mistura e estratificação das massas de água, que podem conduzir a variações na biomassa algal, estão diretamente associados à sazonalidade climática, nas quais períodos com maior estabilidade física, devido à formação de gradientes térmicos, alternam-se com períodos de mistura de massas de água. Por sua vez, esses processos estão vinculados aos mecanismos de disponibilidade de luz e de nutrientes, que limitam ou favorecem a produção de biomassa algal (REYNOLDS *et al.*, 2000; REYNOLDS, 1998).

Essa percepção explica o porquê os dados de muitas pesquisas realizadas em regiões de clima Temperado estarem restringidos à “estação de crescimento”, ou seja, ao período no qual o aumento da produção primária está associado ao aumento de temperatura, às mudanças nos processos de estratificação e mistura das massas de água e à disponibilidade de nutrientes e luz. Dentre essas pesquisas pode-se citar o trabalho clássico de Carlson (1977), sobre tipologias de lagos e estabelecimento do índice de estado trófico e alguns estudos que relacionam nutrientes com indicadores de biomassa algal (MAZUMDER, 1994; PHILLIPS *et al.*, 2008; SMITH, 1983).

Ainda, em regiões de clima Temperado, os ambientes em processo de eutrofização também podem apresentar ou intensificar determinados padrões sazonais, como a dominância de cianobactérias fixadoras de nitrogênio em condições de limitação por este nutriente. Nesse caso, o uso da razão N:P, para análise de longa duração, pode fornecer informações para prever ou estimar o risco de ocorrência e de florações dessas cianobactérias (HAVENS *et al.*, 2003; SCHINDLER, 1977; SMITH, 1983).

No entanto, esses padrões são restritos para os casos em que a disponibilidade de nutrientes é o principal determinante da produção primária. Quando ocorre a influência da turbidez mineral (CARLSON, 1977) ou de mecanismos biológicos, como pastejo (MAZUMDER, 1994; REYNOLDS, 1998), ou ainda, colimitação ou excesso de nutrientes (SMITH, 1982), a produção primária pode ser reduzida.

Assim, Smith (1982) comentou que o efeito da turbidez mineral, especialmente em açudes, pode ter maior influência sobre as concentrações de clorofila *a* do que a razão N:P,

devido à redução da radiação subaquática e menor taxa de fotossíntese. Por outro lado, Havens *et al.* (2001) sugeriram que a falta de correlação entre fósforo e clorofila *a* em lagos rasos poderia estar associada ao pastejo por peixes ou limitação por luz (aumento da turbidez) causada pelo vento e, enquanto Mazumder (1994) observou que para concentração constante de fósforo, a de clorofila *a* foi menor na presença de indivíduos maiores de *Daphnia*.

Nesse sentido, Reynolds (1998) considerou fundamental a inclusão de fatores secundários na análise da produção de biomassa e sobre as mudanças na estrutura de assembleias de fitoplâncton, como o autosombreamento. Devido à influência de mecanismos internos e externos e à interação dos componentes biogeoquímicos, não é coerente limitar a análise da produção e da composição das assembleias de fitoplâncton apenas pela disponibilidade direta de nutrientes. Por isso, esse autor considera importante a inclusão dos processos adaptativos do fitoplâncton diante do pastejo seletivo pelo zooplâncton, da intensidade de radiação subaquática e da temperatura do ambiente ao analisar a relação entre nutrientes e atributos do fitoplâncton.

Em regiões de clima Tropical e Semiárido, a influência desses fatores secundários parece estar intimamente relacionada à produtividade primária do sistema e à estruturação de assembleias de fitoplâncton. Nessas regiões, a sazonalidade climática não se define em quatro estações claramente delimitadas. A variabilidade temporal é avaliada com base no regime de precipitação, no qual há alternância entre períodos chuvosos e secos, devido à incidência de luz solar e temperaturas serem mais intensas entre os trópicos e mais variáveis em escalas diárias do que anuais (ESTEVES, 2011; PÉREZ e RESTREPO, 2008).

É provável que essa seja a causa do consenso metodológico de se dividir o estudo limnológico em dois períodos distintos, seco e chuvoso, como pode ser observado em várias publicações de estudos realizados no Semiárido brasileiro, onde as condições climáticas são severas em virtude dos índices pluviométricos baixos, capacidade reduzida de armazenamento de água no solo, intermitência dos ecossistemas aquáticos, taxa elevada de evaporação potencial, períodos interanuais de seca (BEZERRA, BECKER e MATTOS, 2014; BRAGA *et al.*, 2015; CHAVES *et al.*, 2013; DANTAS, BITTENCOURT-OLIVEIRA e MOURA, 2012; FREIRE, CALIJURI e SANTAELLA, 2009; MOLISANI *et al.*, 2013; OLIVEIRA *et al.*, 2015; SANTOS *et al.*, 2014).

Uma proposta alternativa para se avaliar as mudanças limnológicas em escalas temporais foi usada por Chellappa *et al.* (2009), que dividiram o ciclo hidrológico em hidroperíodos para melhor associar as mudanças na estrutura das assembleias de fitoplâncton a fatores de estresse (como material orgânico particulado elevado e concentração reduzida de oxigênio dissolvido) e de distúrbio (flutuação no nível da água do açude).

Essa abordagem parte do reconhecimento da multiplicidade de fatores que agem sobre os ecossistemas aquáticos e a estruturação de comunidades em região de clima Tropical e Semiárido. Dessa forma, ela integra a análise de informações sobre a heterogeneidade espacial das condições ambientais ao regime climático (vento e chuva) e hidrológico dos açudes, o que reforça a natureza complexa desses sistemas aquáticos e a dificuldade de se identificar padrões limnológicos.

De fato, a heterogeneidade espacial é comum aos açudes, devido, em parte, às suas próprias características morfológicas e funcionais. Segundo Margalef (1983), os açudes são sistemas aquáticos com características intermediárias entre rios e lagos, nos quais a taxa de renovação da água é mais lenta do que em rios e mais rápida do que em lagos. Os aspectos geomorfológicos da bacia hidrográfica, associadas ao regime de fluxo dos rios tributários e à operação das vazões de descargas, poderão conduzir processos hidrodinâmicos distintos e determinar a heterogeneidade espacial (longitudinal e vertical) dos sistemas aquáticos (MOLISANI *et al.*, 2013). Além do mais, as condições de intermitência dos rios associado ao aumento repentino no influxo de água no período de chuvas e ao potencial de carreamento de material particulado oriundo das bacias desprotegidas, podem favorecer mudanças espaciais e temporais profundas nas características limnológicas dos ecossistemas aquáticos localizados em regiões Semiáridas (FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007). Inserem-se, nesses casos, os resíduos urbanos e rurais resultantes das atividades antrópicas, que podem intensificar essas mudanças (LOPES *et al.*, 2014; GOMES *et al.*, 2012; SANTOS *et al.*, 2014).

A formação de gradientes horizontais foi observada no açude Pacajus, no Semiárido do Ceará, por Freire, Calijuri e Santaella (2009), em função das características químicas e físicas da água de seus tributários, que apresentaram valores maiores para turbidez e concentração de nutrientes carreados da bacia de drenagem. A partir das diferenças observadas ao longo do eixo horizontal para concentração de nutrientes, disponibilidade de



luz e biomassa algal, os autores estabeleceram três regiões com características limnológicas distintas (fluvial, intermediária e lacustre), sendo que a região fluvial, mais turva, apresentou maior limitação à produção de biomassa algal.

Gradientes horizontais de nutrientes e luz, com efeitos semelhantes sobre a biomassa algal, também foram observados por Cunha e Calijuri (2011), no açude Subtropical Itupararanga, São Paulo, para o qual foram definidas quatro regiões limnológicas no gradiente horizontal, diferenciando-se pela divisão da região lacustre em duas porções, uma sob influência direta do regime operacional (geração de energia elétrica) e a outra com característica mais próximas de lagos.

No entanto, a heterogeneidade espacial é extrapolada para os outros compartimentos do açude (perfil vertical da coluna de água e sedimentos) em razão dos processos de transporte, sedimentação e acumulação de material particulado e dissolvido carreados da bacia de drenagem.

Molisani *et al.* (2013) estudaram a função do açude Castanhão, Ceará, como reguladora do fluxo hídrico a jusante e como bacia de retenção e acumulação de nutrientes e de matéria orgânica. Segundo os autores, houve atenuação significativa do fósforo total e do material particulado em suspensão entre a região fluvial e intermediárias e lacustres, além da retenção de vários nutrientes (sílica dissolvida, fósforo solúvel reativo, fósforo total, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total). Nessas condições, a produção de biomassa foi menor na região fluvial, caracterizada por turbidez elevada, embora as condições nutricionais tenham sido favoráveis ao incremento algal.

Esses trabalhos reforçam a evidência da heterogeneidade espacial nesses ecossistemas artificiais em virtude de variáveis ambientais, climáticas e hidrológicas, o que permite, para o mesmo período, observações de padrões ecológicos distintos no ecossistema, a exemplo da variação espacial na interação entre disponibilidade de nutrientes e luz e a produção de biomassa algal.

No entanto, além da formação dos gradientes espaciais longitudinais, a influência dos fatores hidroclimáticos e ambientais sobre os açudes poderá conduzir a outros mecanismos indutores de mudanças nas variáveis físicas, químicas e biológicas.

A ausência de chuvas poderá resultar no aumento do tempo de retenção da água, que, sob determinadas condições (sob turbidez mineral reduzida e maior atividade fotossintética) possibilitará maior tempo de assimilação de nutrientes pelo fitoplâncton, aumentando a vulnerabilidade dos açudes à eutrofização (FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007).

Por outro lado, períodos de precipitação elevada poderão resultar em sangria e descargas do volume excedentes de açudes e, assim, evitar os efeitos da eutrofização e o estabelecimento de cianobactérias (CHELLAPPA *et al.*, 2009). Em sintonia com esses autores, Braga, Rocha e Tundisi (1998) reconheceram a importância de manejar o tempo de retenção hidráulica dos açudes como mecanismo para controlar as florações de cianobactérias. Dessa forma, assembleias compostas por algas formadoras de florações poderão ser controladas diretamente pelo arraste em descargas superficiais e indiretamente pela descarga de fundo de águas ricas em nutrientes.

Além das chuvas, o vento também é considerado fator determinante sobre as condições limnológicas em açudes da região Semiárida do Brasil. Freire, Calijuri e Santaella (2009) observaram que a ação desestabilizadora do vento, mais forte durante período de estiagem, contribuiu para processos de misturas das massas de água e para a ressuspensão de matéria particulada a partir do sedimento, o que pode resultar, respectivamente, no aumento da zona de mistura e redução da zona eufótica. Diante dessa fonte de perturbação, as propriedades ópticas da água foram reduzidas e levaram ao decréscimo da biomassa algal. Da mesma forma, Braga *et al.* (2015) e Santos *et al.* (2014) reconheceram o papel do vento como agente indutor de misturas da massa de água e controlador da biomassa algal em açudes do Semiárido brasileiro.

Em açudes Tropicais, Borges *et al.* (2008) e Cunha e Calijuri (2011) observaram que a diminuição da razão entre a zona eufótica e zona de mistura, ou seja, maior tendência da zona de mistura se estender para além da zona eufótica, interferiu no crescimento do fitoplâncton por redução da radiação subaquática e pelo arraste dos organismos a profundidades com restrição luminosa e fotossintética. Esse controle da biomassa algal em função da instabilidade física do sistema e redução da radiação subaquática foi considerada por Reynolds (1998) como mecanismo secundário, mas relevante para explicar a estruturação das assembleias de fitoplâncton. Sob tais condições, o autor defende que o fitoplâncton poderá

sofrer com a redução de luz nas áreas mais sombreadas, o que poderá favorecer o estabelecimento de espécies com maior atividade fotossintética e as mais adaptadas aos ambientes com restrição luminosa.

No entanto, como a chuva e o vento atuam em períodos diferentes, ou seja, apresentam variabilidade sazonal, acompanhadas de flutuações significativas no nível da água e de instabilidades físicas, as mudanças limnológicas em razão de fatores externos (climáticos, hidrológicos, ambientais e antrópicos) poderão ser melhor compreendidas por meio de análises temporais.

De fato, os açudes da região Semiárida do Brasil estão sujeitos à sazonalidade climática e hidrológica, que alteram suas condições limnológicas e reduzem a qualidade da água, tanto nos períodos chuvosos (CHAVES *et al.*, 2013; CHELLAPPA *et al.*, 2009; DANTAS *et al.*, 2008; ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.*, 2013; FREIRE, CALIJURI e SANTAELLA, 2009; MOLISANI *et al.*, 2013) como na ocorrência de estiagem e de secas prolongadas (BOUVY *et al.*, 1999; BOUVY *et al.*, 2000; BOUVY *et al.*, 2003; BRAGA *et al.*, 2015; CHELLAPPA e COSTA, 2003; HUSZAR *et al.*, 2000; SILVA e COSTA, 2015). Outros fatores também estão associados à alteração da qualidade da água nesses açudes, como regime de liberação de água (RANGEL *et al.*, 2012) ou processos alternativos de estratificação e mistura das massas de água (BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2012; BOUVY *et al.*, 2003; CHELLAPPA *et al.*, 2009; DANTAS *et al.*, 2008; DANTAS *et al.*, 2012), que poderão atuar em conjunto e restringir ou favorecer a produção primária algal desses sistemas.

As alterações na qualidade da água são observadas especialmente nos indicadores das condições tróficas do açude, associadas à flutuação hidrológica sazonal, conduzida pelas chuvas no primeiro semestre, que têm forte influência sobre o aporte de nutrientes e de material particulado, transparência da água e mudanças na estrutura das assembleias fitoplanctônicas (BOUVY *et al.*, 2003; CHAVES *et al.*, 2013; CHELLAPPA e COSTA, 2003).

No segundo semestre, a ação física do vento é mais intensa e determinante sobre a produção primária, especialmente quando ocorre redução no nível da água e vulnerabilidade do sistema à ressuspensão de nutrientes e matéria orgânica do sedimento, que favorece a

redução das propriedades ópticas da água (BRAGA *et al.*, 2015; DANTAS *et al.*, 2012; ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.*, 2007; FREIRE, CALIJURI e SANTAELLA, 2009). Ademais, altas taxas de evaporação e supressão do influxo natural da água no período de estiagem, associada à redução no nível da água, podem contribuir para o incremento nas concentrações de nutrientes e elevar o risco de eutrofização do ecossistema (BRAGA *et al.*, 2015; SANTOS *et al.*, 2014).

Portanto, a redução da qualidade da água pelo incremento nos indicadores tróficos também pode ocorrer em períodos de estiagem ou seca interanuais, caracterizados, em geral, pela ausência de aportes externos superficiais, como observado em muitos açudes da região Semiárida (BEZERRA, BECKER e MATTOS, 2014; BOUVY *et al.*, 2000; FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007; NOGUEIRA *et al.*, 2005; OLIVEIRA *et al.*, 2015; SILVA e COSTA, 2015).

Somados a esses fatores, as formas de uso e ocupação da bacia de drenagem e a disposição inadequada dos resíduos antrópicos, resultantes das atividades rurais e urbanas, elevam os valores dos indicadores tróficos e aceleram o processo de eutrofização dos sistemas aquáticos do Semiárido brasileiro. Essa situação tem implicações amplificadas nessa região, considerando a escassez hídrica natural e seus efeitos sobre a qualidade da água, os conflitos em decorrência dos usos múltiplos (com privilégios ao agronegócio e à indústria) e a precariedade e abrangência dos sistemas de saneamento.

Nesse sentido, alguns trabalhos têm associado o aumento da eutrofização aos problemas estruturais de saneamento e às formas de uso inadequado do solo na bacia hidrográfica (ARAÚJO FILHO *et al.*, 2013; LOPES *et al.*, 2014; MOLISANI *et al.*, 2013; SANTOS *et al.*, 2014). Em açudes da região Subtropical do Brasil, Cunha e Calijuri (2011) analisaram a relação de indicadores tróficos (nutrientes e clorofila *a*) com açudes submetidos a formas diferenciadas de uso e ocupação da bacia hidrográfica (áreas agrícolas, urbanas e florestadas). Os resultados dessa pesquisa indicaram maior interferência das áreas agrícolas sobre a correlação entre os indicadores, especialmente entre fósforo e clorofila *a*, enquanto áreas florestadas influenciaram menos.

Portanto, as condições climáticas, o regime hidrológico (muitas vezes extremas, com esgotamento total da água do açude) e as cargas poluidoras resultantes das atividades

antrópicas rurais e urbanas são fatores que atuam de forma integrada sobre a dinâmica de processos limnológicos em açudes de regiões Semiáridas.

Esses fatores induzem mudanças significativas nas condições tróficas desses sistemas, caracterizadas por variações nas concentrações de nutrientes e na biomassa fitoplanctônica, conduzindo-os ao processo de eutrofização (BOUVY *et al.*, 2003; CHAVES *et al.*, 2013; CEBALLOS *et al.*, 1998; CHELLAPPA e COSTA, 2003; ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.*, 2007; ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.*, 2013; FIGUEIRÊDO, *et al.*, 2007; FREIRE, CALIJURI e SANTAELLA, 2009; LOPES *et al.*, 2014; MOLISANI *et al.*, 2013;).

Como resultado das interações desses fatores e suas consequências, a eutrofização é um processo recorrente em açudes dessa região, como se verifica pelo número elevado de açudes com condições tróficas variando entre níveis eutróficos e hipereutróficos, decorrentes de processos antrópicos e naturais (ARAÚJO FILHO *et al.*, 2013; BEZERRA, BECKER e MATTOS, 2014; BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2012; BOUVY *et al.*, 2000; BOUVY *et al.*, 2003; BRAGA *et al.*, 2015; CHELLAPPA, CHELLAPPA e CHELLAPPA, 2008; DANTAS *et al.*, 2012; ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.*, 2013; OLIVEIRA *et al.*, 2015, VON SPERLING, FERREIRA e GOMES, 2008).

Além do aspecto biológico em relação à produção primária algal, a eutrofização dos açudes da região Semiárida do Brasil induz mudanças profundas na estruturação de assembleias fitoplanctônicas, com tendência à dominância de cianobactérias. Nesse sentido, várias pesquisas publicadas recentemente sobre a limnologia do Semiárido citam a ocorrência ou dominância de cianobactérias, a exemplo dos açudes de Pernambuco (BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2014; DANTAS *et al.*, 2008; MOURA, DANTAS e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2007; DANTAS, MOURA e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2011; DANTAS; BITTENCOURT-OLIVEIRA e MOURA, 2010; OLIVEIRA *et al.*, 2015) e do Rio Grande do Norte (CHELLAPPA, CHELLAPPA e CHELLAPPA, 2008; CHELLAPPA *et al.*, 2009; ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.*, 2013; SILVA e COSTA, 2015).

Muitas mudanças ocorrem pelo incremento do aporte de nutrientes e de matéria orgânica oriundos da bacia de drenagem (CHELLAPPA e COSTA, 2003; MOLISANI *et al.*, 2013; MOURA, DANTAS e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2007; OLIVEIRA *et al.*, 2015)

ou como resultado de processos internos de estratificação e desestratificação, conduzidos também por variações sazonais no perfil térmico dos açudes (BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2012; DANTAS, BITTENCOURT-OLIVEIRA e MOURA, 2010; DANTAS, MOURA e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2011; DANTAS *et al.*, 2008).

Entre esses padrões, a mistura completa das massas de água é frequente em açudes eutróficos rasos da região Semiárida do Brasil, devido a padrões térmicos e a distúrbios naturais provocados por chuva e vento (BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2012; BOUVY *et al.*, 2003; DANTAS, BITTENCOURT-OLIVEIRA e MOURA, 2010; CHELLAPPA *et al.*, 2009; DANTAS *et al.*, 2008; DANTAS e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2007; DANTAS, MOURA e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2011; FREIRE, CALIJURI e SANTAELLA, 2009).

Isto está de acordo com os resultados de Bouvy *et al.* (1999), Dantas, Bittencourt-Oliveira e Moura (2010) e de Bittencourt-Oliveira *et al.* (2012), ao observarem que em açudes dominados por cianobactérias as mudanças nas assembleias fitoplanctônicas são melhor explicadas por variáveis físicas, como distúrbios hidroclimáticos, condições de mistura completa, declínio de radiação subaquática e estratificação térmica. Moura, Dantas e Bittencourt-Oliveira (2007), Chellappa e Costa (2003) e Oliveira *et al.* (2015) atribuíram o aumento na densidade de cianobactérias, observado no período seco, à redução sazonal da radiação fotossintética, associada à redução da transparência da água.

Para Chellappa *et al.* (2009), mudanças na estrutura das assembleias fitoplanctônicas podem ser determinadas mais pelas características hidrológicas, determinadas pelas chuvas, do que pelo estado trófico dos açudes. Por outro lado, Bittencourt-Oliveira *et al.* (2012) e Dantas; Bittencourt-Oliveira e Moura (2010) apresentaram evidências de que fatores físicos, como mistura e estratificação das massas de água, explicam melhor as variações que ocorrem nas assembleias de fitoplâncton e que esses processos podem apenas alternar a dominância de cianobactérias devido a capacidades adaptativas diferenciadas.

Ao considerar a integração de múltiplos fatores, Eskinazi-Sant'Anna *et al.* (2013) defenderam que variações sazonais no estado trófico, turbidez e salinidade, comuns aos açudes do Semiárido, podem ser importantes na seleção de espécies e na estruturação de

assembleias fitoplanctônicas, reforçando a importância conjunta dos fatores físicos e nutricionais para o crescimento de cianobactérias potencialmente colonizadoras.

Da mesma forma, Silva e Costa (2015) associaram a dominância de cianobactérias no açude Pau dos Ferros, Rio Grande do Norte, a valores elevados de turbidez, maior disponibilidade de nutrientes e menor zona eufótica. Fatores como alta taxa de insolação e temperaturas elevadas também têm favorecido o desenvolvimento e a ocorrência de florações de cianobactérias em açudes do Semiárido (BOUVY *et al.*, 1999; BOUVY *et al.*, 2000; COSTA *et al.*, 2009; DELLAMANO-OLIVEIRA *et al.*, 2003; HUSZAR *et al.*, 2000).

Esses resultados corroboram a evidência da natureza instável dos açudes da região Semiárida do Nordeste brasileiro, em que a relação direta entre nutrientes e biomassa algal e entre nutrientes e estruturação de assembleias fitoplanctônicas é influenciada por aspectos físicos e adaptabilidade dos organismos às condições ambientais impostas (SILVA e COSTA, 2015). Assim, a dominância de cianobactérias pode estar associada a ambientes mais eutróficos, embora possa ocorrer em ampla faixa de concentração de nutrientes e sob uma variedade elevada de condições ambientais e interações ecológicas.

Nesse sentido, a compreensão mais integrada e holística dos açudes do Semiárido brasileiro, sem desconsiderar a avaliação minuciosa de processos físicos, químicos e biológicos, deverá fornecer informações mais completas sobre os mecanismos que conduzem à maior produtividade/produção primária e estruturam as comunidades aquáticas, em especial as assembleias de fitoplâncton. Para tanto, é necessário compreender os fundamentos teóricos e os modelos empíricos existentes e analisar sua aplicabilidade para as condições ecológicas locais ou regionais na tentativa de extrapolá-los ou adaptá-los. Esse processo deve estar associado à análise do estado da arte, sobretudo em relação à limnologia da região Semiárida brasileira.

Dentre a estrutura teórica existente, a ação de forças externas capazes de causar instabilidades físicas na coluna de água e resultar em mudanças nos processos limnológicos e nas assembleias de fitoplâncton pode ser averiguada pelos fundamentos da Hipótese do Distúrbio Intermediário (CONNELL, 1978) aplicada ao "Paradoxo do Plâncton" (HUTCHINSON, 1961).

Uma das principais contribuições de George Evelyn Hutchinson à limnologia mundial foi a formulação do “Paradoxo do Plâncton”, sobre o porquê de alguns ecossistemas aquáticos apresentarem diversidade elevada em assembleias de fitoplâncton se as espécies competem pelos mesmos recursos. Até então, a Teoria da Exclusão Competitiva (GAUSE, 1934) apresentava evidências de que a interação interespecífica de espécies com nichos tróficos semelhantes, ou seja, que competem pela mesma base de recursos, deverá resultar na exclusão da espécie menos adaptada quando os recursos estiverem em quantidades limitantes. Nessas circunstâncias, a espécie que apresentar maior habilidade para uso do recurso limitante sobreviverá e excluirá as espécies mais sensíveis à limitação desse recurso.

Essa noção de que um nutriente em proporções mínimas às demandas fisiológicas de um organismo pode limitar a produtividade primária foi estabelecida pela “Lei do Mínimo” (LIEBIG, 1940) e continua sendo referência para o estabelecimento de modelos limnológicos que correlacionam nutrientes. Desde o estudo pioneiro de Redfield (1934), que encontrou proporcionalidade semelhante entre as razões de nutrientes (carbono, nitrogênio e fósforo) disponível na água do mar e na constituição orgânica do plâncton marinho, a correlação entre nutrientes é usada para avaliar a estruturação das assembleias de fitoplâncton e compreender os riscos de florações por cianobactérias (HAVENS *et al.*, 2003; SCHINDLER, 1977; SMITH, 1983).

Um dos estudos clássicos da limnologia, que teve o objetivo de avaliar a aplicação de modelos de competição por recurso foi desenvolvido por Tilman (1977). A compreensão vigente se baseava na evidência de que o número máximo de espécies que podem coexistir de forma estável seria igual ao número de recursos essenciais. Dessa forma, Tilman (1977) desenvolveu um experimento, em que comparou as necessidades nutricionais das diatomáceas *Asterionella formosa* e *Cyclotella meneghiniana* em relação à disponibilidade diferenciada de silicato e fosfato. A espécie *Asterionella formosa* apresentou maior capacidade de sobrevivência em condições limitadas por fosfato, enquanto a *Cyclotella meneghiniana* foi mais abundante sob limitação por silicato. Esses resultados corroboraram as previsões do modelo de exclusão competitiva.

Tilman (1977) observou que há possibilidade de coexistência entre espécies, devido ao uso diferencial dos recursos disponíveis, sendo que esses resultados experimentais



estiveram de acordo com as observações obtidas em campo. As diatomáceas *Asterionella formosa* e *Cyclotella meneghiniana* coexistiram em uma faixa intermediária do gradiente de recursos limitantes. Assim, a compreensão de que duas espécies de fitoplâncton poderão coexistir na natureza devido ao uso diferencial do recurso, possível sob determinada proporção desses recursos, foi uma contribuição adicional para responder o “Paradoxo do Plâncton”.

No entanto, em suas proposições iniciais, Hutchinson (1961) sugeriu que a coexistência entre diversas espécies de fitoplâncton, que necessitam dos mesmos recursos para suas funções vitais, pode resultar da ação de fatores ambientais externos, que alteram as condições limnológicas e reestruturam a comunidade biótica e impedem que as assembleias de fitoplâncton atinjam o estado final da sucessão ecológica. Nesse sentido, a perturbação do ambiente poderia interferir negativamente nas relações de competição entre as espécies e permitir a coexistência entre elas.

Para Hutchinson (1961), a taxa reprodutiva das espécies, relacionada ao tempo necessário para exclusão competitiva ( $t_c$ ) e ao tempo de variações nas condições ambientais ( $t_e$ ), explica a coexistência de espécies em ambientes naturais sob equilíbrio dinâmico. A velocidade de crescimento das populações pode ser usada para estimar o tempo necessário para exclusão competitiva em função da frequência ou intervalo entre perturbações causadas por fatores externos. Diante disso, o autor enumerou três possibilidades: quando  $t_c < t_e$ , a exclusão das espécies se completa, antes que ocorram mudanças significativas nas condições ambientais; quando  $t_c > t_e$ , ocorre exclusão competitiva, pois as espécies foram adaptadas aos ambientes perturbados frequentemente; quando  $t_c = t_e$ , o ambiente não atinge equilíbrio e a coexistência das espécies é permitida. Para o autor, o último caso se aplica às assembleias fitoplanctônicas, que tem tempo de geração curto e cujo ambiente sofre perturbações frequentes.

A explicação sobre a manutenção de diversidade de espécies com base em fatores de distúrbios foi proposta posteriormente por Connell (1978), que estabeleceu a Hipótese do Distúrbio Intermediário (HDI). Segundo esse autor, a diversidade biológica elevada, observada nos ecossistemas Tropicais (florestas Tropicais fluviais e recifes de corais), foi resultado de fatores de distúrbios que atuam no ambiente com intensidade e frequência

intermediárias, suficientes para impedir que o processo de competição estruture comunidades clímax com reduzida quantidade em espécies. As hipóteses alternativas estabeleciam que distúrbios de baixa intensidade e frequência favorecem o estado estável do sistema, competição entre as espécies e dominância da espécie mais apta. Por outro lado, em condições de distúrbios frequentes e intensos, as descargas superficiais e de fundo, que ocorre em açudes nos períodos de cheia, promove o arraste dos organismos e sua exclusão do sistema, que resulta na quantidade e biomassa dos organismos (CONNELL, 1978).

As implicações teóricas do trabalho de Connell (1978) foram verificadas e confirmadas em pesquisas experimentais em laboratório e campo, realizadas posteriormente em ecossistemas aquáticos marinhos (HIXON e BROSTOFF, 1983; SOMMER, 1995) e lacustres (CHELLAPPA *et al.*, 2009; FLÖDER e SOMMER, 1999; LI *et al.*, 2012; WEITHOFF, WALZ e GAEDKE, 2001). Esses pesquisadores consideraram diversas fontes de distúrbios, como pastejo pelo zooplâncton e peixes, regime de mistura das massas de água, regime de precipitação e variação no nível da água, aporte de afluentes tributários, descarga de água a jusante por controle operacional e sangria em período de cheia.

A Hipótese de Distúrbio Intermediário de Connell (1978) corrobora a possibilidade sugerida por Hutchinson (1961) de que a ação de fatores externos poderá conduzir a mudanças na estruturação de assembleias de fitoplâncton por influenciar a força do processo de exclusão competitiva, permitir a coexistência entre as espécies e favorecer maior diversidade no ecossistema analisado. Assim, a partir de Connell (1978), os limnólogos adquiriram ferramenta teórica para elucidar o “paradoxo do plâncton”.

Uma extensão bem fundamentada da análise dos fatores de distúrbios atuando sobre mudanças na diversidade fitoplanctônica em açudes da região Semiárida do Brasil foi realizada por Chellappa *et al.* (2009). Os autores evidenciaram maior riqueza de espécies, diversidade e equabilidade nos açudes sob regime de distúrbio intermediário, dirigido pelo padrão pluviométrico local, e consideraram a flutuação do nível da água como fator de distúrbio.

Nesse sentido, Chellappa *et al.* (2009) sugeriram que a dinâmica hidrológica, em açudes vulneráveis a agentes de distúrbios sazonais, é mais importante para determinar a estruturação das assembleias fitoplanctônicas do que o estado trófico dos açudes. Essa

compreensão poderá partir da análise da relação inversa entre a turbidez mineral e produção de biomassa algal, intensificada por fatores de distúrbios. Para esses autores, a maior diversidade em assembleias de fitoplâncton é verificada no período chuvoso sob regime de distúrbio intermediário, quando a coexistência de várias espécies é permitida em curto intervalo de tempo.

No entanto, a resposta do fitoplâncton a distúrbios climáticos e hidrológicos dependerá da sinergia entre fatores ambientais e ecológicos como disponibilidade de nutrientes, intensidade de radiação subaquática e interações ecológicas na comunidade aquática. Em arranjos distintos de interações entre esses fatores, sobressaem (ou são selecionadas) as espécies mais adaptadas às condições ambientais e interações ecológicas, como discutido na proposição dos grupos funcionais de Reynolds (PADISÁK, CROSSETTI e NASELLI-FLORES, 2009; REYNOLDS *et al.*, 2002).

Em determinados padrões ecológicos, a dominância de fitoplâncton, especialmente de cianobactérias, pode ocorrer durante períodos de grande redução no nível da água e aumento no tempo de residência hidráulica (BOUVY *et al.*, 2000; CHELLAPPA e COSTA, 2003; HUSZAR *et al.*, 2000), condições hidrológicas comuns em açudes do Semiárido brasileiro, principalmente em períodos de estiagem prolongada.

A quebra de dominância ou variação na abundância das assembleias de fitoplâncton ocorre, com frequência, durante períodos de distúrbios provocados pelas chuvas, quando se observa aumento da diversidade e da coexistência (CHELLAPPA *et al.*, 2009; CHELLAPPA e COSTA, 2003; MOURA, DANTAS e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2007; DANTAS, MOURA e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2011).

Por outro lado, a dominância de cianobactérias no Semiárido brasileiro pode persistir durante todo o ciclo anual, com mudanças sazonais na abundância relativa ou alternância de dominância (BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2012; BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2014; CHELLAPPA, CHELLAPPA e CHELLAPPA, 2008; DANTAS *et al.*, 2008; DANTAS, MOURA e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2011; HUSZAR *et al.*, 2000), em virtude das condições limnológicas, resultantes das peculiaridades climática e hidrológica regionais (BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2012; CHELLAPPA *et al.*, 2009; CHELLAPPA, CHELLAPPA e CHELLAPPA, 2008; FREIRE, CALIJURI e SANTAELLA,

2009). Nesses casos, a dominância pode ser induzida pela ausência de distúrbios ou distúrbios de baixa intensidade e frequência, que favorecem a competição e dominância de espécies mais aptas às condições do meio, como ausência de chuvas, disponibilidade de nutrientes, temperaturas elevadas, entre outras variáveis, ou porque as espécies que dominam nesses ecossistemas são tolerantes a condições de perturbações constantes, provocada por chuva, vento e outros fatores.

Com base neste levantamento teórico, é essencial reconhecer a importância da sazonalidade das condições ambientais, que se verifica no Semiárido brasileiro pelo efeito da chuva e do vento, sobre a dinâmica limnológica e a estruturação de assembleias de fitoplâncton em açudes dessa região. Esse reconhecimento é urgente e possui implicações práticas, principalmente pela recorrência de florações de cianobactérias, muitas das quais podem desequilibrar o balanço nutricional do sistema, liberar toxinas (pelo processo de degradação celular), simplificar as teias ecológicas e causar prejuízos estéticos, ecológicos, econômicos e sociais.

No entanto, devido à variação sazonal nas variáveis ambientais, climáticas e hidrológicas, a análise do efeito de distúrbios deverá estar integrada à avaliação das condições tróficas do sistema, uma vez que as florações de cianobactérias estão relacionadas a açudes eutrofizados e que os períodos de maior coexistência e diversidade em espécies ocorre em períodos curtos, de acordo com a intensidade e frequência dos distúrbios. A estimativa das condições tróficas é realizada pela aplicação de modelos e índices, destacando-se os índices de estado trófico.

### **1.1.3 Sistema de classificação trófica (Índice de Estado Trófico)**

#### **1.1.3.1 Evolução do índice de estado trófico e dos sistemas de categorias tróficas**

Na ausência de perturbações físicas ou biológicas, a exemplo da turbidez e pastejo, a radiação solar subaquática e as condições nutricionais estão entre os principais fatores controladores da produção fotossintética e do crescimento do fitoplâncton (HENRY *et al.*, 2006). Essa situação é observada nos períodos de maior estabilidade física dos sistemas, como

constatado no verão, em lagos Temperados, onde a formação de gradientes térmicos bem estabelecidos possibilita a estratificação das massas de água e o aumento da radiação subaquática. Nesse caso, o aumento da produção de biomassa algal está condicionado à disponibilidade de nutrientes (REYNOLDS, 1998).

O trabalho de Naumann (1919) é referência aos estudos que propõem correlacionar variáveis como base para classificação de lagos, por ter sido um dos trabalhos pioneiros a investigar essas correlações. Em sua discussão, esse autor associou o aumento na produtividade primária à disponibilidade de nutrientes, em que ambientes mais produtivos, considerados eutróficos, apresentavam características distintas de ecossistemas oligotróficos, ou seja, os menos produtivos. A diferença entre os dois tipos de lagos se configurava pela mudança estética na coloração da água e na estrutura de assembleias fitoplanctônicas: água com turbidez algal elevada e apresentando desenvolvimento de cianobactérias seriam indicativos de lagos eutróficos.

Desde então, a tipologia de lagos proposta por Naumann (1919) tem sido a base teórica para os sistemas de classificação trófica atuais, que visam identificar associações significativas entre a produção primária e formação de grupos específicos de assembleias de fitoplâncton com o aumento das concentrações de nutrientes nos ecossistemas aquáticos. No entanto, com o desenvolvimento de novas pesquisas, outras variáveis foram sendo identificadas como importantes para caracterizar diferentes tipos de lagos quanto à sua produtividade, a exemplo da distribuição de oxigênio dissolvido entre os compartimentos do sistema (epilímnio e hipolímnio), que contribuíram para gerar complexidade no processo de classificação dos lagos, principalmente por inviabilizar a comparação entre as estimativas tróficas obtidas a partir de uma variável ou conjunto de variáveis diferentes.

Em seu artigo clássico, Carlson (1977) discutiu a dificuldade de se classificar lagos e comparar os resultados obtidos, em virtude da quantidade elevada de indicadores tróficos, da adoção de abordagens multiparamétricas ou baseada em um único critério e dos casos de ambiguidades e falta de sensibilidade e de confiança nos resultados. No primeiro caso, as variáveis incluídas no modelo multiparamétrico devem ser correlacionadas para torná-lo robusto, o que nem sempre é possível, considerando a variabilidade das condições inerentes ao ecossistema. Por outro lado, não há (até hoje) um consenso entre os limnólogos de que

uma única variável possa representar as condições tróficas do sistema, o que pode ser observado quando ao utilizar, de maneira isolada, variáveis distintas para classificar o grau de trofia dos ecossistemas aquáticos. Nesse caso, uma variável poderá indicar condições eutróficas, enquanto a outra poderá representar condições oligotróficas (CARLSON, 1977).

Assim, o estabelecimento do índice de estado trófico (IET) surgiu da necessidade de uma abordagem metodológica pragmática e útil, tanto para pesquisas científicas quanto para comunicação com a população. Até então, a classificação trófica de lagos partia de abordagens multiparamétricas, que incluíam diversas variáveis relacionadas à eutrofização, ou baseadas em apenas uma variável, considerada representativa das condições tróficas do sistema. Estas duas abordagens apresentavam limitações. Enquanto a multiparamétrica demandava quantidade elevada de variáveis a serem medidas, a estimativa do estado trófico dos diversos sistemas aquáticos a partir de uma única variável poderia não ser representativa da dinâmica limnológica dos ecossistemas aquáticos (CARLSON, 1977). Nesse sentido, Wezernak, Tanis e Bajza (1976) verificaram que uma ou mais variáveis, dentre muitas, eram utilizadas por autores distintos para estimar o grau de trofia dos sistemas aquáticos. Como diversas variáveis estariam associadas às condições tróficas, sua estimativa teria pouca credibilidade se partisse de apenas uma única variável.

Para reduzir os aspectos negativos das duas abordagens, Carlson (1977) propôs a elaboração do índice de estado trófico, que teria características positivas das duas abordagens, ou seja, a noção conceitual multiparamétrica de estado trófico e a possibilidade de estimar as condições tróficas a partir de uma única variável. Esse procedimento foi possível devido ao reconhecimento de intercorrelação entre as variáveis adotadas como indicadoras tróficas, como verificado inicialmente por Naumann (1919).

Para tanto, Carlson (1977) definiu estado trófico com base na biomassa algal, estimada diretamente a partir da concentração de clorofila *a* e da transparência da água e indiretamente pela concentração de fósforo total. O autor também considerou a concentração de fósforo total como fator de causa do processo de eutrofização e a concentração de clorofila *a* e a transparência da água como resposta biológica a esse processo. É importante destacar que a escolha do fósforo como nutriente representativo das condições tróficas do sistema foi baseada na definição de nutriente limitante e na verificação de que o fósforo é o nutriente que

mais limita a produção algal em lagos de clima Temperado, conforme defendido por Schindler (1974, 1977, 2012).

Portanto, para que fosse possível a junção dos aspectos positivos das duas abordagens até então usadas, em uma só representação matemática, Carlson (1977) aplicou análise de regressão para variáveis tróficas com grau elevado de correlação. Se a relação entre duas variáveis fosse significativa e pudesse ser resumida por uma equação de reta, então seria possível estimar uma variável quando esta não tivesse sido coletada. Nesta lógica, diversas variáveis, utilizadas como indicadores tróficos, poderiam ser correlacionadas.

A partir de repetição e confirmação de tais correlações, no intuito de identificar um padrão recorrente, uma única variável poderia ser a base para a construção de um índice. Para tanto, Carlson (1977) escolheu a biomassa algal, estimada pela transparência da água e associada exclusivamente a variações na concentração de clorofila *a*, para a proposição do índice, com base na equação de extinção vertical de luz na água. Dessa forma, o IET de Carlson foi construído sobre a escala de amplitude dos valores de transparência da água, de forma que a duplicação ou redução pela metade da biomassa algal (estimada pela transparência da água) corresponde a uma variação de dez unidades na escala do índice que varia de zero a cem unidades. Cada bloco de dez unidades poderia ser considerado uma classe trófica diferente.

Nesse sentido, a transparência da água é inversamente proporcional à absorção de luz pela água, por compostos dissolvidos na água e, principalmente por material particulado, no qual se inclui a biomassa algal. Partindo desse princípio, Carlson (1977) considerou que a transparência da água diminuía pela metade a cada vez que a concentração de clorofila *a* duplicava. Esta relação foi a base para a elaboração da equação básica do índice de estado trófico a partir da transparência da água (Equação 1).

Posteriormente, as concentrações de clorofila *a* e de fósforo total foram correlacionadas empiricamente com valores de transparência da água e os resultados das regressões lineares foram inseridos na equação base, resultando em três equações distintas (Equações 1, 2 e 3).

$$IET(DS) = 10 \left( 6 - \frac{\ln DS}{\ln 2} \right) \quad (1)$$

$$IET(Cl a) = 10 \left( 6 - \frac{2,04 - 0,68 \ln Cl a}{\ln 2} \right) \quad (2)$$

$$IET (PT) = 10 \left( 6 - \frac{\ln \left( \frac{48}{PT} \right)}{\ln 2} \right) \quad (3)$$

Onde: DS = transparência da água (m); Cl *a* = clorofila *a* (µg.L<sup>-1</sup>); PT = fósforo total (µg.L<sup>-1</sup>); e ln = logaritmo natural.

Sendo assim, a biomassa algal poderia ser estimada, de forma independente, a partir das três variáveis utilizadas (CARLSON e SIMPSON, 1996), que pela lógica matemática, deveriam apresentar resultados semelhantes quando não existissem interferências de outras variáveis.

Assim como Wezernak, Tanis e Bajza (1974), Carlson (1977) criticou o uso de sistemas de classificação trófica nominal (oligotrófico, mesotrófico e eutrófico) por considerar esse sistema pouco sensível às mudanças das variáveis limnológicas, ser difícil de estimar condições tróficas intermediárias entre oligotróficas e hipereutrólicas e apresentar resultados distintos entre duas ou mais variáveis.

No entanto, ao aplicar os Índices de Estado Trófico (IET's) propostos a partir de dados reais, Carlson (1977) utilizou, no mesmo gráfico, o sistema nominal associado aos resultados dos IET's:  $IET \leq 40$ , oligotrófico;  $40 < IET \leq 50$ , mesotrófico; e  $IET > 50$ , eutrófico. Esse procedimento de associar a escala numérica do índice a um sistema nominal foi adotado também pelos pesquisadores que propuseram modificações no índice de estado trófico original. Posteriormente, Carlson e Simpson (1996) incluíram a categoria hipereutrófica na classificação nominal associada ao índice de Carlson (Tabela 1.1).



**Tabela 1.1** – Critérios de classificação trófica proposto por Toledo Jr.*et al.* (1983).

<b>Categoria trófica</b>	<b>Índice</b>
Oligotrófico	$IET \leq 40$
Mesotrófico	$40,1 \leq IET \leq 50$
Eutrófico	$50,1 \leq IET \leq 70$
Hipereutrófico	$IET \geq 70.1$

**Fonte:** adaptada pelo autor (CARLSON e SIMPSON, 1996)

A lógica matemática simples inerente ao índice de Estado Trófico (IET) proposto por Carlson (1977) facilitou ajustes posteriores a partir de dados com regressões lineares distintas, especialmente em relação à variabilidade ambiental imposta por diferenças climáticas latitudinais. No ano seguinte à publicação da divulgação do IET, Brezonik (1978) ajustou as equações do IET para Clorofila *a* (Equação 4), fósforo total (Equação 5) e profundidade do disco de Secchi (Equação 6), com base em dados coletados em lagos Subtropicais da Florida (EUA):

$$IET (Cl a) = 14,4 \ln(Cl a) + 16,8 \quad (4)$$

$$IET (PT) = 23,6 \ln(PT) - 23,8 \quad (5)$$

$$IET (DS) = 60 - 30 \ln(DS) \quad (6)$$

Onde: Cl *a* = clorofila *a* ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); PT = Total de fósforo ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); DS = transparência da água (m); e ln = logaritmo natural.

No entanto, Kratzer e Brezonik (1981) observaram que os lagos da Flórida (EUA) apresentaram evidência de limitação por nitrogênio em função das concentrações elevadas de fósforo e baixa razão entre N:P. Diante disso, esses autores adotaram a lógica matemática de Carlson (1977) e propuseram um IET para nitrogênio total (Equação 7):

$$IET (NT) = 14,43 \ln(NT) + 54,45 \quad (7)$$

Onde: NT = concentração de nitrogênio total (mg/L).

Além disso, Kratzer e Brezonik (1981) associaram os resultados numéricos a um sistema de classificação nominal (Tabela 1.2) com maior número de categorias tróficas em relação às usadas por Carlson (1977):

**Tabela 1.2** – Critérios de classificação trófica proposto por Kratzer e Brezonik (1981).

<b>Categoria trófica</b>	<b>Índice</b>
Ultraoligotrófico	$IET < 20$
Oligotrófico	$21 \leq IET \leq 40$
Mesotrófico	$41 \leq IET \leq 50$
Eutrófico	$51 \leq IET \leq 60$
Hipereutrófico	$IET \geq 61$

**Fonte:** adaptada pelo autor (KRATZER e BREZONIK, 1981)

Os ajustes realizados por Kratzer e Brezonik (1981) foram relevantes para reforçar a importância, muitas vezes negligenciada, da influência climática sobre os resultados dos índices. Nesse sentido, Castagnino (1982), Esteves (1988) e Toledo Jr. *et al.* (1983) alertaram sobre as possíveis diferenças nas condições limnológicas, que decorrem das características climáticas latitudinais.

Para Castagnino (1982), temperatura, atividade fotossintética e taxa de sedimentação de fósforo são variáveis que apresentam diferenças significativas entre regiões de clima Temperado e Tropical, com valores mais elevados em direção aos trópicos. Por outro lado, Esteves (1988) enaltece a importância diferenciada da taxa de reciclagem de nutrientes, mais acelerada em sistemas Tropicais, em virtude das temperaturas elevadas, maior fotoperíodo durante o ano e sazonalidade climática caracterizada por alternância hidrológica entre períodos seco e chuvoso. Em razão desses fatores, a replicação de modelos e a

generalização dos padrões, observados em regiões de clima temperado, poderão ser inviabilizados para regiões de clima Tropical Semiárido.

Dessa forma, a despeito da simplicidade e objetividade do modelo proposto por Carlson (1977), a aplicação do IET original, desvinculada da avaliação das particularidades locais e/ou regionais de clima Tropical, poderá resultar em dados incoerentes com a realidade dos ecossistemas mais quentes e muitas vezes mais rasos, quando se tornam mais vulneráveis a mudanças ambientais. Essas restrições foram discutidas por Toledo Jr. *et al.* (1983) na análise da aplicação de modelos simplificados, usados para estimativa de fósforo e caracterização trófica de lagos de clima Temperado. Nesse caso, as diferenças estavam relacionadas à taxa de sedimentação de fósforo e ao tempo de retenção hidráulica. Segundo os autores, negligenciar a evidência de maior taxa de sedimentação de fósforo em ecossistemas Tropicais levaria à superestimação das concentrações de fósforo na coluna de água e de sua estimativa trófica.

Com base nessa compreensão, o índice de Carlson (1977), proposto para lagos de regiões Temperadas, foi ajustado por Toledo Jr. *et al.* (1983) com base em dados coletados em açudes da região Subtropical do Brasil (Equações 8 e 9). Além das variáveis adotadas anteriormente, os autores inseriram uma equação para o cálculo de IET para ortofosfato (Equação 10) e propuseram uma equação ponderada, o IET médio (Equação 12), que representasse a média ponderada dos IET's calculados individualmente.

Toledo Jr. *et al.* (1983) adequaram o IET para transparência da água de Carlson (Equação 11), atribuindo menor peso ponderado no cálculo do IET médio em virtude da observação de que esse índice é influenciado amplamente pela turbidez mineral do açude na estimativa do limite do estado oligotrófico, não sendo, portanto, um índice muito representativo da estimativa do estado trófico. Entretanto, devido à sua importância, o IET calculado a partir da transparência da água (Equação 1) permaneceu incluído no cálculo do IET médio (TOLEDO Jr. *et al.*, 1983).

$$IET(Cl a) = 10 \left( 6 - \frac{2,04 - 0,695 \ln Cl a}{\ln 2} \right) \quad (8)$$

$$IET (PT) = 10 \left( 6 - \frac{\ln \left( \frac{80,32}{PT} \right)}{\ln 2} \right) \quad (9)$$

$$IET(ORT) = 10 \left( 6 - \frac{\ln (21,67/ORT)}{\ln 2} \right) \quad (10)$$

$$IET(DS) = 10 \left( 6 - \frac{0,64 \ln DS}{\ln 2} \right) \quad (11)$$

$$IETMÉDIO = \frac{IET(DS) + 2 [IET(PT) + IET(ORT) + IETCl a]}{7} \quad (12)$$

Onde: Cl *a* = clorofila *a* (µg.L<sup>-1</sup>); PT = fósforo total (µg.L<sup>-1</sup>); ORT = ortofosfato (fósforo solúvel reativo) (µg.L<sup>-1</sup>); e ln = logaritmo natural;

Bezerra Neto e Pinto-Coelho (2002), Marcé *et al.* (2000) e Nogueira e Ramirez (1998) reforçaram a inviabilidade de utilizar a transparência da água no IET de Carlson para indicação trófica quando a turbidez inorgânica é elevada. Da mesma forma, Janjua, Ahmad e Akhtar (2009) excluíram a transparência da água do IET de Carlson, por não representar a realidade trófica do açude Shahpur, no Paquistão. Enquanto a classificação trófica baseada na clorofila *a* considerava o açude como eutrófico, a tipologia a partir da transparência da água o enquadrava como hipereutrófico. Ao mesmo tempo, o uso de ortofosfato, e de outros nutrientes dissolvidos, como variável indicadora das condições tróficas dos sistemas aquáticos pode ser inviabilizado devido à alta variabilidade anual em alguns sistemas.

Mercante e Tucci-Moura (1999) comentaram que mesmo com entrada expressiva de fósforo no lago das Garças, São Paulo, contribuindo para indicação eutrófica, as concentrações de ortofosfato estariam sendo assimilado pelos produtores primários e por isso as concentrações desse nutriente estariam sendo reduzidas para níveis abaixo dos valores detectados pelo método de determinação. Em açudes do Semiárido brasileiro, Chaves *et al.* (2013) verificaram que as concentrações de nutrientes dissolvidos eram, quase sempre,

inferiores ao limite de detecção do método, o que dificultava a adoção das frações dissolvidas para estimativas das condições trófica do açude General Sampaio, no Semiárido cearense.

Porém, o estabelecimento de um índice de estado trófico médio foi criticado por Carlson (1977), pois, segundo ele, o IET médio poderia não representar as condições tróficas reais de causa ou de efeito. Para o lago Trichonis, localizado na Grécia, Kehayias e Doulka (2014) aplicaram o IET de Carlson (1977) para transparência da água, clorofila *a* e fósforo total, resultando em estimativa oligotrófica, oligo-mesotrófica e meso-eutrófica, respectivamente, enquanto que a partir da média do IET médio o lago foi caracterizado como oligotrófico. Nesse caso, o uso exclusivo da média ocultaria informações sobre mudanças sazonais e não evidenciaria a necessidade de alerta para períodos críticos de produção primária. O sistema de categorias tróficas, adotado por Toledo Jr. *et al.* (1983), está apresentado no Tabela 1.3:

**Tabela 1.3** – Critérios de classificação trófica proposto por Toledo Jr.*et al.* (1983).

<b>Categoria trófica</b>	<b>Índice</b>
Oligotrófico	$IET < 44$
Mesotrófico	$44 \leq IET \leq 54$
Eutrófico	$IET > 54$

**Fonte:** adaptada pelo autor (TOLEDO Jr. *et al.*, 1983)

Posteriormente, Toledo Jr. (1990) aumentou a sensibilidade do sistema de classificação pela inclusão de classes tróficas, representativas de categorias mais extremas, de forma a enquadrar os sistemas aquáticos como ultraoligotróficos, oligotróficos, mesotróficos, eutróficos ou hipereutrófico. Esses limites também foram estabelecidos a partir das variáveis indicadoras das condições tróficas dos sistemas aquáticos da região Subtropical do Brasil (Tabela 1.4).

**Tabela 1.4** – Critérios de classificação trófica proposto por Toledo Jr. (1990).

<b>Categoria trófica</b>	<b>Índice</b>
Ultraoligotrófico	$IET \leq 24$
Oligotrófico	$24 < IET \leq 44$
Mesotrófico	$44 < IET \leq 54$
Eutrófico	$54 < IET \leq 74$
Hipereutrófico	$IET > 74$

**Fonte:** adaptado pelo autor (TOLEDO Jr., 1990)

O índice de Carlson (1977) adaptado por Toledo Jr. *et al.* (1983) foi revisado por Lamparelli (2004) e por Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013), ao utilizarem um conjunto maior e mais representativo de dados obtidos em açudes e rios localizados na região Subtropical do Brasil. Diante de mais dados, novas regressões, entre as variáveis e adaptações nos cálculos dos índices de estado trófico, foram efetuadas resultando em equações diferentes das de Toledo Jr. *et al.* (1983).

Após refazer a análise de regressão entre os indicadores tróficos, Lamparelli (2004) ajustou as equações e associou seus resultados a um sistema próprio de classificação limnológica, considerando como variáveis a transparência da água (Equação 1), a clorofila *a* (Equação 13), e o fósforo total (Equação 14). Todavia, o autor recomendou que o resultado final do índice deveria ser estabelecido pela média aritmética do IET de clorofila *a* e fósforo total (Equação 15). A equação para o IET a partir da transparência da água foi utilizada apenas para derivar as outras equações, após regressões entre as variáveis.

$$IET(Cl\ a) = 10 \left( 6 - (0,92 - 0,34 \left( \frac{\ln Cl\ a}{\ln 2} \right)) \right) \quad (13)$$

$$IET(PT) = 10 (6 - (1,77 - 0,42(\ln PT) - \ln 2)) \quad (14)$$

$$IETMÉDIO = \frac{IET(PT) + IET(Cl\ a)}{2} \quad (15)$$

Onde: Cl *a* = clorofila *a* ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); PT = fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); e ln = logaritmo natural;

O sistema de classificação trófica proposto por Lamparelli (2004), associado aos valores de transparência da água e às concentrações de nutrientes e clorofila *a* está apresentado na Tabela 1.5. O IET proposto por Lamparelli (2004) a partir do IET de Carlson (1977) e modificações de Toledo Jr. *et al.* (1983) ampliou a sensibilidade do sistema de classificação por ajuste dos limites tróficos e da inclusão da classe supereutrófica, com o objetivo de discriminar os diferentes estágios de eutrofização. No entanto, Lamparelli (2004) considera que a aplicação do IET adaptado por Toledo Jr. *et al.* (1983) ainda continua válido para os açudes da região Subtropical do Brasil.

**Tabela 1.5** – Critérios de classificação trófica e limites tróficos proposto por Lamparelli (2004) para transparência da água, fósforo total e clorofila *a*.

Categoria trófica	Índice	Transparência da água -	Fósforo total - PT	Clorofila <i>a</i> – Cl <i>a</i>
		DS (m)	( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )
Ultraoligotrófico	$\text{IET} \leq 47$	$\text{DS} \geq 2,4$	$\text{PT} \leq 8,0$	$\text{Cl } a \leq 1,2$
Oligotrófico	$47 < \text{IET} \leq 52$	$2,4 > \text{DS} \geq 1,7$	$8,1 < \text{PT} \leq 19,0$	$1,3 < \text{Cl } a \leq 3,2$
Mesotrófico	$52 < \text{IET} \leq 59$	$1,7 > \text{DS} \geq 1,1$	$19,1 < \text{PT} \leq 52,0$	$3,3 < \text{Cl } a \leq 11,0$
Eutrófico	$59 < \text{IET} \leq 63$	$1,1 > \text{DS} \geq 0,8$	$52,1 < \text{PT} \leq 120,0$	$11,1 < \text{Cl } a \leq 30,6$
Supereutrófico	$63 < \text{IET} \leq 67$	$0,8 > \text{DS} \geq 0,6$	$120,1 < \text{PT} \leq 233,0$	$30,7 < \text{Cl } a \leq 69,1$
Hipereutrófico	$\text{IET} > 67$	$0,6 > \text{DS}$	$\text{PT} > 233,1$	$\text{Cl } a > 69,1$

**Fonte:** adaptada pelo autor (LAMPARELLI, 2004)

Em concordância com as discussões de Carlson (1977), os autores Carlson e Simpson (1996), Toledo Jr. *et al.* (1983) e Lamparelli (2004) observaram que o grau de correlação entre as variáveis pode variar em função de fatores ambientais e implicar em estimativas tróficas distintas. Portanto, embora tenha aconselhado o uso do IET médio, Lamparelli (2004) propôs o conceito de grau de limitação, a partir do qual seria possível inferir quais fatores podem estar influenciando o grau de correlação entre as variáveis e levando a estimativas tróficas diferentes.

De acordo com Lamparelli (2004), o grau de limitação é considerado normal quando os índices para fósforo total e clorofila *a* enquadram o sistema em categoria trófica semelhante. Quando o índice de clorofila *a* enquadra o sistema em classificação superior à observada para fósforo total, o grau de limitação é baixo, indicando que o ambiente favorece a

produtividade primária por disponibilidade de luz e nutrientes. Quando a classificação a partir do índice de fósforo é superior ao enquadramento pela clorofila *a* há indícios de que outros fatores limitam o desenvolvimento dos produtores e o grau de limitação é alto.

Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) utilizaram um conjunto maior de dados de açudes da região Subtropical do Brasil, localizados no Estado de São Paulo, para analisar as correlações entre fósforo total e clorofila *a*. A partir de então, foram realizadas novas análises de regressão, que resultaram em mudanças nas equações para estimativa do estado trófico (Equações 16 e 17). Com o mesmo objetivo de Lamparelli (2004), esses autores consideraram o IET final como sendo a média final entre os IET's para estas duas variáveis (Equação 18) e utilizaram a equação para transparência da água (Equação 1) apenas para derivação das outras duas equações.

$$IET(Cl\ a) = 10 \left( 6 - \left( \frac{-0,2512 \ln Cl\ a + 0,842257}{\ln 2} \right) \right) \quad (16)$$

$$IET(PT) = 10 \left( 6 - \left( \frac{-0,27637 \ln TP + 1,329766}{\ln 2} \right) \right) \quad (17)$$

$$IETMÉDIO = \frac{IET(PT) + IET(Cl\ a)}{2} \quad (18)$$

Onde: Cl *a* = clorofila *a* (µg.L<sup>-1</sup>); PT = fósforo total (µg.L<sup>-1</sup>); e ln = logaritmo natural.

Para a definição das categorias tróficas, como expressas na Tabela 1.6, Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) organizaram, em ordem crescente, as médias geométricas das concentrações de fósforo total e de clorofila *a*, obtidas em açudes da região Subtropical do Brasil. Cada conjunto de dados foi dividido em percentis, distinguindo-se cinco categorias tróficas: ultraoligotrófica (0 a 20); oligotrófica (20 a 40); mesotrófica (40 a 60); eutrófica (60 a 80); supereutrófica (80 a 100). Enquanto que a categoria hipereutrófica foi definida a partir de dados dos açudes mais degradados.



**Tabela 1.6** – Critérios de classificação trófica e limites tróficos proposto por Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) para transparência da água, fósforo total e clorofila *a*.

<b>Categoria trófica</b>	<b>Índice</b>	<b>Fósforo total - PT (µg/L)</b>	<b>Clorofila <i>a</i> (µg/L)</b>
Ultraoligotrófico	$IET \leq 51,1$	$PT \leq 15,9$	$Cl\ a \leq 2,0$
Oligotrófico	$51,2 < IET \leq 53,1$	$16,0 < PT \leq 23,8$	$2,1 < Cl\ a \leq 3,9$
Mesotrófico	$53,2 < IET \leq 55,7$	$23,9 < PT \leq 36,7$	$4,0 < Cl\ a \leq 10,0$
Eutrófico	$55,8 < IET \leq 58,1$	$36,8 < PT \leq 63,7$	$10,1 < Cl\ a \leq 20,2$
Supereutrófico	$58,2 < IET \leq 59,0$	$63,8 < PT \leq 77,6$	$20,3 < Cl\ a \leq 27,1$
Hipereutrófico	$IET > 59,1$	$PT \geq 77,7$	$Cl\ a > 27,2$

**Fonte:** adaptada pelo autor (CUNHA, CALIJURI e LAMPARELLI, 2013).

Embora tenham sido feitas adequações de índices de estado trófico de regiões Temperadas para latitudes Tropicais, a aplicação desses índices para regiões Semiáridas pode sofrer restrições comparáveis ao que se ponderou com relação às diferenças entre regiões de clima Tropical e Temperado. As condições ambientais dos açudes estudados por Toledo Jr. *et al.*, (1983), Lamparelli (2004) e Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) para a adequação dos índices, como clima Subtropical e influência de frentes frias, são diferentes do clima Semiárido e da dinâmica hidrológica (precipitação e evaporação) aos quais os açudes do Nordeste brasileiro estão sujeitos.

Assim como existem diferenças na dinâmica de nutrientes e de organismos aquáticos entre regiões Temperadas e Subtropicais/Tropicais (CASTAGNINO, 1982; ESTEVES, 1988; ESTEVES 2011), o mesmo é esperado entre estas e as regiões Semiáridas. Entretanto, na ausência de índices adaptados às condições ambientais dos açudes sob clima Semiárido, é comum a aplicação dos elaborados para outras latitudes, inclusive o índice original de Carlson (1977).

### 1.1.3.2 Influência de fatores externos na elaboração e na aplicação dos índices

Os índices de estado trófico de Carlson (1977) foram originalmente estabelecidos a partir de regressões lineares entre variáveis reconhecidas como indicadores importantes das condições tróficas dos ecossistemas aquáticos ( $Cl\ a \times PT$ ;  $Cl\ a \times DS$ ), após verificação de

correlação elevada entre elas. Em seguida, as equações resultantes das regressões lineares foram incluídas na equação base formulada para a transparência da água, considerado o estimador da biomassa algal.

Visando evitar interferências até então desconhecidas sobre estas correlações, Carlson (1977) descartou a regressão entre fósforo total e transparência da água a partir de dados das quatro estações do ano, defendendo que, apenas no verão, em lagos de regiões Temperadas, a biomassa algal variava fortemente em função do fósforo total. Na ausência de dados, para esse período, a equação do índice de estado trófico para fósforo total foi formulada a partir da integração da regressão entre clorofila *a* e transparência da água, a qual foi usada para a formulação do IET de clorofila *a*, com a regressão entre clorofila *a* e fósforo total.

De fato, a diferença entre os índices propostos pelos quatro autores e colaboradores foi associada ao grau da relação entre as variáveis e, portanto, pelos coeficientes angulares e lineares distintos. Além do mais, os autores usaram abordagens diferentes no tratamento estatístico dos dados, a exemplo das medidas de tendência central (médias aritméticas e geométricas e medianas), adotadas antes das regressões, que podem ter influenciado a variabilidade de cada conjunto de dados. Por exemplo, as diferenças e semelhanças entre os IET's de Carlson e aqueles adaptados por Toledo Jr. *et al.* (1983) são consequências da variação na inclinação da reta no modelo adaptado e sugerem menor ou maior variação da variável dependente em relação à variação da variável independente.

Para a elaboração da equação do IET de clorofila *a*, Toledo Jr. *et al.* (1983) incluíram a regressão entre os logaritmos naturais de Cl *a* x DS na equação básica, elaborada inicialmente por Carlson (1977) para o cálculo do IET da transparência da água. Todavia, as duas equações propostas para o cálculo do IET de Clorofila *a* são semelhantes e sugere, na prática, que a relação entre clorofila *a* e transparência da água segue a mesma inclinação em regiões climáticas distintas. Todavia, ao realizar regressão linear entre Cl *a* e PT para açudes e lagos de regiões Tropicais e Subtropicais, Huszar *et al.* (2006) verificaram menor inclinação da reta para estes, quando comparada com lagos Temperados. Isso indica que, para regiões Tropicais, a evidências de menor resposta da clorofila *a* em relação à disponibilidade de nutrientes.

As regressões realizadas por Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) entre clorofila *a* e transparência da água resultaram em equações distintas daquelas elaboradas por Carlson (1977) e Toledo Jr *et al.* (1983), como consequência das diferenças nas correlações e nas inclinações da reta de regressão. Além do mais, essas mesmas influências verificadas nas regressões, para a formulação das equações dos índices de estado trófico, podem ter implicações na aplicação desses índices. Desde o estabelecimento do IET, Carlson (1977) observou que nem sempre os resultados dos índices de estado trófico, gerados a partir das variáveis adotadas, foram semelhantes, o que o fez questionar a ação de fatores, até então desconhecidos, que poderiam impedir o rendimento máximo de clorofila *a* em relação à disponibilidade de nutrientes.

A variabilidade das variáveis usadas como indicadores tróficos pode ser reduzida pelo tratamento dos dados antes de inseri-los nas equações dos índices tróficos. Todavia, algumas informações podem ser perdidas, principalmente em sistemas muito instáveis e variáveis durante o ano e inviabilizar a aplicação desses índices em pesquisas de período amostral curto.

Carlson (1977) utilizou no cálculo dos índices tanto dados mensais quanto médias anuais. Ao avaliar os resultados dos índices de estado trófico a partir de dados mensais de lagos de regiões Temperadas, o autor pôde observar semelhanças e diferenças nas variações mensais entre a primavera, verão e outono, o que não seria possível se o cálculo fosse realizado a partir de médias anuais.

Da mesma forma, Toledo Jr. *et al.* (1983) também avaliaram a estimativa do nível de eutrofização de açudes do Estado de São Paulo a partir de valores mensais e médias anuais e observaram mudanças significativas nas duas escalas temporais em decorrência das mudanças nas condições hidroclimáticas. Por sua vez, Lamparelli (2004) utilizou apenas médias anuais nos cálculos dos índices tróficos para avaliação das estimativas de estado trófico, realizadas a partir de modificações no índice de Carlson (1977) adaptado inicialmente por Toledo Jr. *et al.* (1983).

Visando reduzir a discordância entre os resultados observados nos índices anteriores, Lamparelli (2004) desconsiderou a estimativa pela transparência da água e aplicou médias geométricas anuais nas concentrações de Cl *a* e PT antes de inseri-las nas equações,

negligenciando, portanto, informações sobre variabilidade nas condições limnológicas entre os períodos hidroclimáticos. Por outro lado, Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) defenderam o uso de médias geométricas anuais, pois estas eliminam a influência de dados extremos e permitem um valor médio anual capaz de estimar as condições tróficas do sistema como um todo, além de mais prático na análise de período amostral muito longo.

Por outro lado, em ecossistemas com reconhecida variação sazonal e ou espacial nas condições limnológicas, uma única variável poderá apresentar melhor associação com a produção algal e, assim, ser o melhor estimador das condições tróficas do que as outras. Para Carlson (1977), a clorofila *a* é a melhor variável para estimar a produção de biomassa algal quando o sistema aquático estiver livre de interferentes, condição que observou no verão de lagos de clima Temperado. Por outro lado, quando a produção algal for limitada por outros fatores que não incluam o fósforo total, esse nutriente deve ser a variável mais robusta. O uso de uma única variável pode ocorrer também nos casos de indisponibilidade de outras variáveis.

Dentre as três variáveis usadas por Carlson (1977) como indicadores das condições tróficas do sistema, a transparência da água é a mais inconsistente, principalmente em períodos de perturbação física da coluna d'água. Na estruturação teórica do IET, Carlson (1977) estabeleceu como lógica básica a correlação exclusiva entre a concentração de clorofila *a* e a transparência da água (e entre clorofila *a* e fósforo total), ou seja, a variação na transparência da água deve ocorrer unicamente em função da variação da clorofila *a*.

No entanto, em ecossistemas aquáticos Tropicais e Semiáridos, em especial atenção aos açudes, a influência de fatores ambientais, antrópicos, climáticos e hidrológicos tem implicações importantes sobre a análise do processo de eutrofização, por intensificá-lo ou influenciar a interação entre a produção primária e a disponibilidade de nutrientes e luz. Nesses casos, o aumento da turbidez mineral poderá contribuir para superestimar as condições tróficas do sistema, tornando o dado de transparência da água menos confiável para estimar o grau de eutrofização desses ecossistemas aquáticos.

Nesse sentido, Rocha e Branco (1986) ao discutir o histórico conceitual de eutrofização e suas implicações na ciclagem de nutrientes, extrapolando para ecossistemas aquáticos Tropicais, mencionaram que a redução da radiação subaquática poderá levar à baixa

produtividade, mesmo quando as condições nutricionais da água possam atender a demanda fisiológica dos organismos.

Essa compreensão tem evoluído a partir do estudo de fatores recorrentes que interferem nessa relação, como limitação por luz e pastejo (CHELLAPPA *et al.*, 2009; CUNHA e CALIJURI, 2011; HAVENS *et al.*, 2001; MAZUMDER, 1994; SMITH; JOYE; HOWARTH, 2006; RANGEL *et al.*, 2012; REYNOLDS, 1998). Por exemplo, Huszar *et al.* (2006) correlacionaram um conjunto amplo de dados de clorofila *a* com os de fósforo total e nitrogênio total, obtidos em 192 ecossistemas aquáticos (lagos e açudes) localizados em região de clima Tropical e Subtropical (79 ecossistemas brasileiros). Os autores observaram que a correlação entre o estimador de biomassa algal (clorofila *a*) com os nutrientes foi menor para essas regiões, diferente do que se observou em outros estudos realizados em região de clima Temperado. A partir desses resultados, a ação de fatores adicionais agindo sobre o grau de correlação foi evidente, mas que ainda precisam ser compreendidos. Em relação às diferenças climáticas latitudinais, Smith (1982) sugeriu cautela às tentativas de extrapolar a relação entre nutriente e clorofila *a* de regiões Temperadas para ambientes Tropicais quentes, devido às diferenças nas respostas da biomassa algal à dinâmica de nutriente.

Para regiões de clima Tropical e Semiárido, Molisani *et al.* (2010) sugeriram que a limitação de incidência luminosa é o principal fator que induz a diminuição na produção fitoplanctônica, representada pelas concentrações reduzidas de clorofila *a*. De acordo com alguns autores, essa observação se estende para os casos em que não há limitação por nutrientes (BEZERRA, BECKER e MATTOS, 2014; BRAGA *et al.*, 2015; SANTOS *et al.*, 2014).

Da mesma forma, Santos *et al.* (2014) observaram que na região fluvial do açude Orós, Semiárido brasileiro, a mistura das massas de água pelo vento foi associada ao aumento da turbidez mineral e à redução da biomassa algal, mesmo sob condições ricas em fósforo. A ocorrência de correlação fraca entre variáveis tróficas diante de fatores de distúrbios físicos foi relatada por Bezerra, Becker e Mattos (2014), que observaram aumento nas concentrações de fósforo com a redução no volume armazenado, enquanto que a variação em clorofila *a* não esteve associada a variações nas concentrações de fósforo total.

Toledo Jr. *et al.* (1983) também observaram a influência de fatores externos sobre os resultados dos índices propostos. A turbidez mineral, elevada em regiões Tropicais e Subtropicais, diminuiu a transparência da água e interferiu na resposta biológica, estimada pela clorofila *a*. Por esta razão, esses autores preferiram atribuir menor valor ponderado ao IET da transparência da água, ao realizar a média ponderada entre os IET's. Da mesma forma, Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013), Lamparelli (2004) e Walker Jr. (1984) atribuíram à turbidez não algal a produção primária reduzida dos sistemas estudados.

Todavia, ao mesmo tempo em que estas interferências podem fragilizar o poder de estimativa dos IET's, elas permitem analisar relações importantes entre variáveis e identificar fatores externos capazes de provocar mudanças nas condições limnológicas e limitar a produção de biomassa algal ou afetar as variáveis medidas (CARLSON, 2007; CARLSON e HAVENS, 2005; CARLSON; SIMPSON, 1996).

Carlson (1977), Toledo Jr. *et al.* (1983) e Lamparelli (2004) discutiram a influência de fatores externos e conhecer melhor a dinâmica limnológica dos sistemas aquáticos a partir dos resultados gerados pelos índices de estado trófico, considerando a turbidez mineral como fator de redução da radiação subaquática e, portanto, da produção de biomassa algal.

De acordo com Carlson (2007) e Carlson e Havens (2005), a observação de que o ecossistema aquático sobre interferência por fatores de distúrbios não torna o uso do IET menos útil, pelo contrário, as diferenças entre o IET de fósforo e o IET de clorofila *a* poderá fornecer informações adicionais sobre o sistema. Esses autores sugeriram várias possibilidades gráficas de avaliar a influência de fatores ocasionais ou sazonais (pastejo, disponibilidade de fósforo, turbidez mineral) sobre a correlação de variáveis tróficas. A configuração gráfica é estabelecida pela diferença entre os IET's, em que no eixo y insere o valor referente à subtração entre o IET de Clorofila *a* o IET de fósforo total [IET (Cl *a*) – IET (PT)] e no eixo x a subtração entre o IET de Clorofila *a* o IET de transparência da água [IET (Cl *a*) – IET (DS)].

Devido a essas possibilidades de compreensão do ecossistema a partir de diferenças entre os IET's, Carlson (2007) e Carlson e Havens (2005) sugeriram que a aplicação do índice de Estado Trófico de Carlson (1977) ainda é o mais indicado, em contraposição aos índices adaptados. De acordo com esses autores, o ajuste dos índices a partir de dados locais impede a

clareza na análise dos fatores intervenientes que atuam nos ecossistemas. No entanto, é necessário que se realize análises comparativas entre o índice original de Carlson e suas adaptações a partir de um conjunto de dados consistentes, no intuito de se determinar qual o melhor índice ou se o IET de Carlson pode ser aplicado para outras regiões climáticas, mesmo que seja no intuito de avaliar a influência de fatores externos, evidenciada pelas diferenças nos resultados dos IET's.

Contudo, à despeito das diferenças discutidas até então, os índices propostos por Carlson (1977) são amplamente utilizados em pesquisas limnológicas em outras regiões como na Europa (CAPUTO *et al.*, 2008; GOŁDYN *et al.*, 2003; KEHAYIAS e DOULKA, 2014; KARADŽIĆ *et al.*, 2010; PAWLIK-SKOWRONSKA, KALINOWSKA e SKOWRONSKI, 2013; RAKOCEVIC-NEDOVIC, *et al.*, 2005; SULIS, BUSCARINU e SECHI, 2011; THOMATOU, *et al.*, 2013), Ásia (AN e PARK, 2003; TE e GIN, 2011; WANG, LIU e ZHENG, 2013; YANG *et al.*, 2012), Oceania (ÖZKUNDAKCIA, HAMILTON e SCHOLE, 2010); África (OFFEM *et al.*, 2011) e América Central (ROSAS *et al.*, 1993).

No Brasil, embora existam adaptações do índice de estado trófico de Carlson para regiões Tropicais e Subtropicais, o índice como proposto por Carlson (1977) continua sendo aplicado sem qualquer alteração, como observado nos trabalhos de Chellappa *et al.* (2009) e Moura, Dantas e Bittencourt-Oliveira (2007), enquanto outros pesquisadores utilizam os índices de Carlson apenas para comparação com aqueles modificados para atender às peculiaridades do clima Tropical e Subtropical brasileiro (Mercante e Tucci-Moura, 1999).

Entretanto, os índices de estado trófico de Carlson adaptado por Toledo Jr. *et al.* (1983) e Lamparelli (2004) são os mais usados nos trabalhos limnológicos realizados no Brasil, tanto pelos órgãos de gerenciamento e monitoramento hídrico quanto nas pesquisas científicas. A Agência Nacional de Águas (ANA), órgão federal responsável pela implementação do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos e da Política Nacional dos Recursos Hídricos do Brasil, utiliza o índice de Carlson (1977) adaptado por Lamparelli (2004) para estimar as condições tróficas de açudes e rios brasileiros, considerando apenas o IET a partir das concentrações de fósforo total, por considera-lo o principal nutriente limitante à produção primária.

Da mesma forma, companhias estaduais de recursos hídricos, que trabalham em parceria com a Agência Nacional de Águas, utilizam os índices de estado trófico de Carlson (1977) adaptado por Lamparelli (2004) para estimativa das condições tróficas de sistemas aquáticos continentais, a exemplo da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). A Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará, por sua vez, tem adotado o índice de estado trófico de Carlson (1977) adaptado por Toledo Jr. *et al.* (1983) para estimativa trófica de açudes do Semiárido brasileiro (CEARÁ, 2015).

Em relação às publicações científicas, ocorre predominância no uso do índice de Carlson (1977) adaptado por Toledo Jr. *et al.* (1983), sejam em ambientes sob clima Tropical/Subtropical (MERCANTE e TUCCI-MOURA, 1999; RIBEIRO FILHO *et al.*, 2011) ou Semiárido (BARBOSA *et al.*, 2006; BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2012; CÂMARA *et al.*, 2009; CHAVES *et al.*, 2013; DANTAS *et al.*, 2012; MOLISANI *et al.*, 2010). Como o índice adaptado por Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) foi publicado recentemente, seu uso ainda é limitado.

Diante desse contexto, observa-se que ainda não há disponibilidade de um IET que tenha sido ajustado com dados de açudes da região Semiárida do Brasil, que estão sujeitos a um regime climático e hidrológico diferente de outras regiões, especialmente pelas secas interanuais frequentes. Para tanto, é necessário que as análises de regressão das variáveis limnológicas do Semiárido brasileiro e os ajustes nas equações do IET de Carlson (1977) sejam feitas para que se possa confirmar a hipótese de que a variabilidade nas condições limnológicas do Semiárido resultam em mudanças significativas no coeficiente angular (e linear) das equações de regressão e, portanto, em estimativas tróficas distintas.



## REFERÊNCIAS

- AN, K.; PARK, S. S. Influence of seasonal monsoon on the trophic state deviation in an Asian reservoir. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 145, p. 267-287, 2003.
- ARAÚJO FILHO, J.C; GUNKEL, G.; SOBRAL, M.C.M.; KAUPENJOHANN, M.; LOPES, H.L. Soil attributes functionality and water eutrophication in the surrounding area of Itaparica Reservoir, Brazil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, n. 9, p. 1005–1013, 2013.
- BARBOSA, J. E. L.; ANDRADE, R. S.; LINS, R. P. DINIZ, C. R. Diagnóstico do estado trófico e aspectos limnológicos de sistemas aquáticos da Bacia Hidrográfica do Rio Taperoá, Trópico semi-árido Brasileiro. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, Suplemento Especial, nº 1, p. 1519-5228, 2006.
- BEZERRA, A.F.M.; BECKER, V.; MATTOS, A. Balanço de Massa de Fósforo Total e o Estado Trófico em Açudes do Semiárido Brasileiro. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 19, n. 2, p. 67-76, 2014.
- BEZERRA-NETO, J. F; PINTO-COELHO, R. M. A morfometria e o estado trófico de um açude urbano: lagoa do Nado, Belo Horizonte, Estado de Minas Gerais. *Acta Scientiarum*, v. 24, p. 285-290, 2002.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA , M.C.; PICCIN-SANTOS, V.; MOURA, A.N.; ARAGÃO-TAVARES, N.K.C.; CORDEIRO-ARAÚJO; M.K. Cyanobacteria, microcystins and cylindrospermopsin in public drinking supply reservoirs of Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 86, n. 1, p. 297-309, 2014.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; DIAS, S.N.; CORDEIRO-ARAÚJO, M.K.; DANTAS, E.W. Seasonal dynamics of cyanobacteria in a eutrophic reservoir (Arcoverde) in a semi-arid region of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 72, p. 533-544, 2012.
- BLOMQUIST, S.; GUNNARS, A.; ELMGREN, R. Why the limiting nutrient differs between temperate coastal seas and freshwater lakes: A matter of salt. *Limnology and Oceanography*, v. 49, n. 6, p. 2236-2241, 2004.
- BORGES, P.A.F.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L.C. Spatial and temporal variation of phytoplankton in two Subtropical Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia*, v. 607, p. 63–74, 2008.
- BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M.; MOURA, A. Occurrence of Cylindrospermopsis (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 23, p. 13-27, 2000.

BOUVY, M.; MOLICA, R.; OLIVEIRA, S.; MARINHO, M; BEKER, B. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis*, Cyanobacteria) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 20, p. 285-297, 1999.

BOUVY, M.; NASCIMENTO, S.M.; MOLICA, R.J.R.; FERREIRA, A.; HUSZAR, V.; AZEVEDO, M.F.O. Limnological features in Tapacurá reservoir (Northeast Brazil) during a severe drought. **Hydrobiologia**, v. 493, p. 115-130, 2003.

BRAGA, B.; ROCHA, O.; TUNDISI, J. Dams and the environment: the Brazilian Experience. **Water Resources Development**, v. 14, n. 2, p. 127-140, 1998.

BRAGA, G.G.; BECKER, V.; DE OLIVEIRA, J.N.P.; MEDONÇA-JÚNIOR, J.R.; BEZERRA, A.F.M.; TORRES, L.M.; GALVÃO, A.M.F.; MATTOS, A. Influence of extended drought on water quality in Tropical reservoirs in a semiarid region. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 1, p. 15-23, 2015.

BREZONIK, P. L. Effect of organic color and turbidity on Secchi disk transparency. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v. 35, p. 1410-1416, 1978.

CÂMARA, F. R. A.; LIMA, A. K. A.; ROCHA, O.; CHELLAPPA, N. T. The role of nutrient dynamics on the phytoplankton biomass (chlorophyll-a) of a reservoir-channel continuum in a semi-arid Tropical region. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, p. 431-439, 2009.

CAPUTO, L.; NASELLI-FLORES, L.; ORDON, J.; ARMENGOL, J. Phytoplankton distribution along trophic gradients within and among reservoirs in Catalonia (Spain). **Freshwater Biology**, v. 53, p. 2543-2556, 2008.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, p. 361-369, 1977.

CARLSON, R. E.; SIMPSON, J. **A coordinator's guide to volunteer lake monitoring methods**. North American Lake Management Society, 1996.

CARLSON, R.E. **Estimating Trophic State**. LakeLine. Spring, p. 25-28, 2007.

CARLSON, R.E.; HAVENS, K.E. Graphical methods for the interpretation of relationships between trophic state variables. **Lake and Reservoir Management**, v. 21, p. 107-118, 2005.

CARPENTER, S. R.; CARACO, N. E.; CORREL D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEYS, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, v. 8, p. 559-568, 1998.

CARPENTER, S.R. Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 102, n. 29, p. 10002-10005, 2005.

CARPENTER, S.R.; LUDWING, D.; BROCK, W.A. Management of eutrophication for lakes subjetc to potentially irreversible change. **Ecological Applications**, v.9, n. 3, p. 751-771, 1999.

CASTAGNINO, W. A. **Investigación de modelos simplificados de eutroficación en lagos Tropicaes**. 1982. 27 p. Pan American Health Organization (PAHO), Pan American Center for Sanitary Engineering and Environmental Sciences (CEPIS). Revised version.

CEARÁ. **Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Estado do Ceará - COGERH-CE**. Portal Hidrológico do Ceará: Boletim mais recente, 02 de dezembro de 2015. Disponível em: <<http://www.cogerh.com.br>>. Acesso em: 15 jan. 2016.

CEBALLOS, B. S. O.; KÖNIG, A.; OLIVEIRA, J. F. Dam reservoir eutrophication: a simplified technique for a fast diagnosis of environmental degradation. **Water Research**, v. 32, p. 3477-3483, 1998.

CHAVES, F.I. B.; LIMA, P.F.; LEITÃO, R. C.; PAULINO, W. D.; SANTAELLA, S. T. Influence of rainfall on the trophic status of a Brazilian semiarid reservoir. **Acta Scientiarum**, v. 35, p. 505-511, 2013.

CHELLAPPA, N. T.; CHELLAPPA, S.L.; CHELLAPPA, S. Harmful phytoplankton blooms and fish mortality in a eutrophicated reservoir of Northeast Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, p.833-841, 2008.

CHELLAPPA, N. T.; CHELLAPPA, T.; CÂMARA, R. R. A.; ROCHA, O.; CHELLAPPA, S. Impact of stress and disturbance factors on the phytoplankton communities in Northeastern Brazil reservoir. **Limnologica**, v. 39, p.273-282, 2009.

CHELLAPPA, N.T.; COSTA, M.A.M. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. **Acta Oecologica**, v. 24, p. S3-S10, 2003.

CONLEY, D.J.; PAERL, H.W.; HOWARTH, R.W.; BOESCH, D.F.; SEITZINGER, S.P.; HAVENS, K.E.; LANCELOT, C.; LIKENS, G.E. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. **Science**, v. 323, p. 1014-1015, 2009.

CONNELL, J. H. Diversity in Tropical rain forests and coral reefs. **Science**, v.199, p. 1302-1310, 1978.

COSTA, I. A. S.; CUNHA, S. R. S.; PANOSSO, R.; ARAÚJO, M. F. F.; MELO, J. L. S.; ESKINAZE-SANT'ANNA, E. M. Dinâmica de cianobactérias em açudes eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, p. 382-401, 2009.

CUNHA, D. G. F., CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for Tropical/Subtropical reservoirs (TSIts). **Ecological Engineering**, v.60, p. 126-134, 2013.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. Limiting factors for phytoplankton growth in Subtropical reservoirs: the effect of light and nutrient availability in different longitudinal compartments. **Lake and Reservoir Management**, v. 27, p. 162-172, 2011.

DANTAS, E.W.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; MOURA, A.N. Dynamics of phytoplankton associations in three reservoirs in Northeastern Brazil assessed using Reynolds' theory. **Limnologia**, v. 42, p.72-80, 2012.

DANTAS, E.W.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; MOURA, A.N. Spatial-temporal variation in coiled and straight morphotypes of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolsz) Seenayya et Subba Raju (Cyanobacteria). **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, n. 2, p. 585-591, 2010.

DANTAS, E.W.; MOURA, A.N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. Cyanobacterial blooms in stratified and destratified eutrophic reservoirs in semi-arid region of Brazil. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v. 83, n.4, p. 1327-1338, 2011.

DANTAS, E.W.; MOURA, A.N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; ARRUDA NETO, J.D.T.; CAVALCANTI, A.D.C. Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, p.970-982, 2008.

DELLAMANO-OLIVEIRA, M. J.; SENNA, P. A. C.; TANIGUCHI, G. M. Limnological characteristics and seasonal changes in density and diversity of the phytoplanktonic community at the Caçó pond, Maranhão State, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 46, p. 641-651, 2003.

ELSER, J.J.; BRACKEN, M.E.S.; CLELAND, E.A.; GRUNER, D.S.; HARPOLE, W.S.; HILLEBRAND, H.; NGAI, J.T., SEABLOOM, E.W.; SHURIN, J. B.; SMITH, J. E. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, v. 10, p. 1135-1142, 2007.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M.; MENEZES, R.; COSTA, I.S.; PANOSSO, R.F.; ARAÚJO, M.F.; ATTAYDE, J.L. Composição da comunidade zooplancônica em açudes eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, p. 410-421, 2007.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M; MENEZES, R.; COSTA, I.S.; ARAÚJO, M.; PANOSSO, R.; ATTAYDE, J.L. Zooplankton assemblages in eutrophic reservoirs of the Brazilian semi-arid. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 1, p. 37-52, 2013.

ESTEVEES, F. A. Considerações sobre a aplicação da tipologia de lagos Temperados a lagos Tropicais. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 11, p. 3-28, 1988.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011.

FIGUEIRÊDO, M. C. B.; TEIXEIRA, A. S.; ARAÚLO, L. F. P.; ROSA, M. F.; PAULINO, W. D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J. C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de açudes à eutrofização. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, p. 399-409, 2007.

FLÖDER, S.; SOMMER, U. Diversity in planktonic communities: An experimental test of the intermediate disturbance hypothesis. **Limnology and Oceanography**, v. 44, p. 1114-1119, 1999.

FREIRE, R. H. F.; CALIJURI, M. C.; SANTAELLA, S. T. Longitudinal patterns and variations in water quality in a reservoir in the semiarid region of NE Brazil: responses to hydrological and climatic changes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, p. 251-262, 2009.

GAUSE, G. J. **The Struggle for Existence**. Williams; Wilkins, Baltimore, 1934.

GOLDYN, R.; JONIAK, T.; KOWALCZEWSKA-MADURA, K.; KOZAK, A. Trophic state of a lowland reservoir during 10 years after restoration. **Hydrobiologia**, v. 506-509, p. 759-765, 2003.

GOMES, L.N.L.; OLIVEIRA, S.M.A.C.; GIANI, A.; VON SPERLING, E. Association between biotic and abiotic parameters and the occurrence of cyanobacteria in a Brazilian reservoir. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, p. 4635-4645, 2012.

HASLER, A.D. Eutrophication of Lakes by Domestic Drainage. **Ecology**, v. 28, n. 4, p. 383-395, 1947.

HAVENS, K.E.; FUKUSHIMA, T.; XIE, P.; IWAKUMA, T.; JAMES, R.T.; TAKAMURA, N.; HANAZATO, T.; YAMAMOTO, T. Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (PR China), and Okeechobee (USA). **Environmental Pollution**, v. 111, p. 263-272, 2001.

HAVENS, K.E.; JAMES, R.T.; EAST, T.L.; SMITH, V.H. N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a Subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. **Environmental Pollution**, v. 122, p. 379-390, 2003.

HIXON, M. A.; BROSTOFF, W. N. Damselfish as keystone species in reverse: intermediate disturbance and diversity of reef algae. **Science**, v. 220, p. 511-513, 1983.

HOU, D.; HE, J.; LÜ, C.; SUN, Y.; ZHANG, F.; OTGONBAYAR, K. Effects of Environmental Factors on Nutrients Release at Sediment-Water Interface and Assessment of Trophic Status for a Typical Shallow Lake, Northwest China. **The Scientific World Journal**, v. 2013, p. 1-16, 2013.

HOWARTH, R.W.; MARINO, R. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. **Limnology and Oceanography**, v. 51, p. 364–376, 2006.

HOWARTH, R.W.; MARINO, R.; LANE, J. Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 1. Rates and importance. **Limnology and Oceanography**, v. 33, n. 4, p. 669-687, 1988.

HUSZAR, V.L.M.; CARACO, N.F.; ROLAND, F.; COLE, J. Nutrient–chlorophyllrelationships in Tropical–Subtropical lakes: do temperate models fit? **Biogeochemistry**, v. 79, p. 239-250, 2006.

HUSZAR, V.L.M.; SILVA, L.H.S.; MARINHO, M.; DOMINGOS, P.; SANT’ANNA, C. L. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive Tropical Brazilian Waters. **Hydrobiologia**, v. 424, p. 66-67, 2000.

HUTCHINSON, G. E. The paradox of the plankton. **The American Naturalist**, v. 95, p. 137-145, 1961.

HUTCHINSON, G.E. Eutrophication. **American Scientist**, v. 61, p. 269-279, 1973.

JANJUA, M. Y.; AHMAD, T.; AKHTAR, N. Limnology and trophic status of Shahpur Dam reservoir, Pakistan. **The Journal of Animal & Plant Sciences**, v.19, p. 217-223, 2009.

KARADŽIĆ, V.; SUBAKOV-SIMIĆ, G.; KRIZMANIĆ, J.; NATIĆ, D. Phytoplankton and eutrophication development in the water supply reservoirs Garaši and Bukulja (Serbia). **Desalination**, v. 255, p. 91–96, 2010.

KEHAYIAS, G; DOULKA, E. Trophic State Evaluation of a Large Mediterranean Lake utilizing abiotic and biotic elements. **Journal of Environmental Protection**, v. 5, p. 17-28, 2014.

KRATZER, C. R.; BREZONIK, P. L. A Carlson type trophic state index for nitrogen in Florida Lakes. **Water Resources Bulletin**, v. 17, p. 713-715, 1981.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LI, Z.; WANG, S.; GUO, J.; FANG, F.; GAU, X.; LONG, M. Responses of phytoplankton diversity to physical disturbance under manual operation in a large reservoir, China. **Hydrobiologia**, v. 684, p. 45-56, 2012.

LIEBIG, J. von 1840. **Die chemie in ihrer Anwendung auf Agrikultur und Physiologie. Veinegn**, Braunschweig. 342 p.

LOPES, F.B.; ANDRADE, E.M.; MEIRELES, A.C. M.; BECKER, H; BATISTA. A.A. Assessment of the water quality in a large reservoir in semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 18, n. 4, p. 437–445, 2014.

LUND, J.W. Eutrophication. **Nature**, v. 214, p. 557-558, 1967.

MARCÉ, R; COMERMA, M.; GARCIA, J. C.; GOMÀ, J.; ARMENGOL, J. Limnology of Foix reservoir (Barcelona, Spain). **Limnetica**, v. 19, p. 175-191, 2000.

MARGALEF, R. **Limnología**. Barcelona: Ediciones Omega, 1983.

MAZUMDER, A. Phosphorus-chorophyll relationships under contrasting herbivory and thermal stratification: Predictions and Patterns. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 51, p. 390-400, 1994.

MERCANTE, C. T. J.; TUCCI-MOURA, A. Comparação entre os índices de Carlson e de Carlson modificado aplicados a dois ambientes aquáticos Subtropicais, São Paulo, SP. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 11, p. 1-14, 1999.

MOLISANI, M. M.; BARROSO, H. S., BECKER, H.; MOREIRA, M. O. P.; HIJO, C. A. G.; MONTE, T. M.; VASCONCELLOS, G. H. Trophic state, phytoplankton assemblages and limnological diagnosis of the Castanhão Reservoir, CE, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, p. 1-12, 2010.

MOLISANI, M.M.; BECKER, H.; BARROSO, H.S.; HIJO, C.A.G.; MONTE, T.M.; VASCONCELLOS, G.H.; LACERDA, L.D. The influence of Castanhão reservoir on nutrient and suspended matter transport during rainy season in the ephemeral Jaguaribe river (CE, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, p. 115-123, 2013.

MONTENEGRO, A.; RAGAB, R. Impact of possible climate and land use changes in the semi arid regions: A case study from North Eastern Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 434-435, p. 55-68, 2012.

MOSS, B.; JEPPESEN, E. SØNDERGAARD, M.; LAURIDSEN, T.L. LIU, Z. Nitrogen, macrophytes, shallow lakes and nutrient limitation: resolution of a current controversy? **Hydrobiologia**, v. 710, p. 3-21, 2013.

MOURA, A.N.; DANTAS, E.W.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. Structure of the Phytoplankton in a Water Supply System in the State of Pernambuco – Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 50, n. 4, p. 645-654, 2007.

NAUMANN, E. Några synpunkter angående limnoplanktons ökologi med särskild hänsyn till fytoplankton. **Svensk Bot.Tidskr**, v. 13, p. 129-163, 1919. (English translated by the Freshwater Biological Association, n° 49).

NOGUEIRA, N. M. C.; BARBIEIRI, R.; COSTA NETO, J. P.; ROCHA, O. Composition and temporal changes of phytoplankton community in Lake Quebra-Pote, MA, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, p. 419-431, 2005.

NOGUEIRA, N. M. C.; RAMIREZ, R. J. J. Variação mensal da condição trófica do Lago das Garças (São Paulo, SP, Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 10, p. 21-34, 1998.

OFFEM, B. O.; AYOTUNDE, E. O.; IKPI, G. U.; ADA, F. B.; OCHANG, S. N. Plankton-based assessment of the trophic state of three Tropical lakes. **Journal of Environmental Protection**, v. 2, p. 304-315, 2011.

OLIVEIRA, F.H.P.C.; SILVA, J.D.B.; COSTA, A.N.S.F.; RAMALHO, W.P. MOREIRA, C.H.P.; CALAZANS, T.L.S. Cyanobacteria community in two Tropical eutrophic reservoirs in northeastern Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 37, n. 2, p. 169-176, 2015.

ÖZKUNDAKÇIA, D.; HAMILTON, D.P.; SCHOLES, P. Effect of intensive catchment and in-lake restoration procedures on phosphorus concentrations in a eutrophic lake. **Ecological Engineering**, v. 36, p. 396-405, 2010.

PADISÁK, J.; CROSSETTI, L.O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 621, p. 1-19, 2009.

PAERL, H. W.; PAUL, V.J. Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. **Water Research**, v. 46, p. 1349-1363, 2012.

PAERL, H.W., FULTON, R.S., MOISANDER, P.H., DYBLE, J. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. **The Scientific World Journal**, v. 1, p. 76–113, 2001.



PAERL, H.W.; HALL, N.S.; CALANDRINO, E.S. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 1739–1745, 2011.

PAWLIK-SKOWRONSKA, B.; KALINOWSKA, R.; SKOWRONSKI, T. Cyanotoxin diversity and food web bioaccumulation in a reservoir with decreasing phosphorus concentrations and perennial cyanobacterial blooms. **Harmful Algae**, v. 28, p. 118-125, 2013.

PÉREZ, G. R.; RESTREPO, J. J. R. **Fundamentos de limnología Neotropical**. 2. ed. Medellín: Editorial Universidad de Antioquia, 2008.

PHILLIPS, G.; PIETILÄINEN, O.P.; CARVALHO, L.; SOLIMINI, A.; LYCHE SOLHEIM, A.; CARDOSO, A.C. Chlorophyll–nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. **Aquatic Ecology**, v. 42, p. 213–226, 2008.

RAKOCEVIC-NEDOVIC, J.; HOLLERT, H. Phytoplankton Community and Chlorophyll a as Trophic State Indices of Lake Skadar (Montenegro, Balkan). **Environmental Science & Pollution Research**, v. 12, p. 146-152, 2005.

RANGEL, L.M.; SILVA, L.H.S.; ROSA, P.; ROLAND, F.; HUSZAR, V.L.M. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in Tropical hydroelectric reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 693, p. 13-28, 2012.

REDFIELD, A.C. **On the proportions of organic derivations in sea water and their relation to the composition of plankton**. In James Johnstone Memorial Volume. University Press of Liverpool, p. 176–192, 1934.

REDFIELD, A.C. The biological control of chemical factors in the environment. **American Scientist**, v. 46, p. 205-221, 1958.

REYNOLDS, C.S. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? **Hydrobiologia**, v. 369/370, p. 11-26, 1998.

REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, p. 417-428, 2002.

REYNOLDS, C.S.; REYNOLDS, S.N.; MUNAWAR, I.F.; MUNAWAR, M. The regulation of phytoplankton population dynamics in the world's largest lakes. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 3, p. 1-21, 2000.

RIBEIRO FILHO, S. A.; PETRERE Jr., M.; BENASSI, S. F. PEREIRA, J. M. A. Itaipu Reservoir limnology: eutrophication degree and the horizontal distribution of its limnological variables. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, p. 889-902, 2011.

ROCHA, A.A.; BRANCO, S.M. A eutrofização e suas implicações na ciclagem de nutrientes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 1, p. 201-242, 1986.

ROLAND, F.; HUSZAR, V.M.L.; FARJALLA, V.F.; ENRICH-PRAST, A.; AMADO, A.M.; OMETTO, J.P.H.B. Climate change in Brazil: perspective on the biogeochemistry of inland waters. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 709-722, 2012.

ROSAS, I.; VELASCO, A.; BELMONT, R.; BFIEZ, A.; MARTINEZ, A. The algal community as an indicator of the trophic status of Lake Patzcuaro, Mexico. **Environmental Pollution**, v. 80, p. 255-264, 1993.

SAKAMOTO, M. Primary production by phytoplankton community in some japoneses lakes and its dependence on lake deph. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 62, p. 1-28, 1966.

SANTOS, J.C.N.; ANDRADE, E.M.; ARAÚJO-NETO, J.R.; MEIRELES, A.C.M.; PALÁCIO, H.A.Q. Land use and trophic state dynamics in a Tropical semi-arid reservoir. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, n.1, p. 35-44, 2014.

SCHINDLER, D. W. Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management, **Science**, v. 184, n. 4139, p. 897-899, 1974.

SCHINDLER, D. W. Evolution of phosphorus limitation in Lakes: natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. **Science**, v. 195, p. 260-262, 1977.

SCHINDLER, D.W. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 279, p. 4322-4333, 2012.

SCHINDLER, D.W.; HECKY, R.E.; FINDLAY, D.L.; STAINTON, M.P.; PARKER, B.R.; PATERSON, M.J.; BEATY, K.G.; LYNG, M.; KASIAN, S.E.M. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 32, p. 11254-11258, 2008.

SILVA, A.P.C.; COSTA, I.A.S. Biomonitoring ecological status of two reservoirs of the Brazilian semi-arid using phytoplankton assemblages (Q index). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 1, p. 1-14, 2015.

SMITH, V. H. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. **Science**, v. 221, p. 669-671, 1983.

SMITH, V.H. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: an empirical and theoretical analysis. **Limnology and Oceanography**, v. 27, n. 6, p. 1101-1112, 1982.

SOMMER, U. An experimental test of the intermediate disturbance hypothesis using cultures of marine phytoplankton. **Limnology and Oceanography**, v. 40, p. 1271-1277, 1995.

SULIS, A.; BUSCARINU, P.; SECHI, G. M. Using reservoir trophic-state indexes in optimisation modeling of water-resource systems. **Environmental Modelling & Software**, v. 26, p. 731-738, 2011.

TE, S. H.; GIN, K. Y. The dynamics of cyanobacteria and microcystin production in a Tropical reservoir of Singapore. **Harmful Algae**, v. 10, p. 319-329, 2011.

THOMATOU, A.; TRIANTAFYLLIDOU, M.; CHALKIA, E.; KEHAYIAS, G.; KONSTANTINOU, I.; ZACHARIAS, I. Land use changes do not rapidly change the trophic state of a deep lake. Amvrakia Lake, Greece. **Journal of Environmental Protection**, v. 4, p. 426-434, 2013.

TILMAN, D. Resource competition between planktonic algae: an experimental and theoretical approach. **Ecology**, v. 58, n. 2, p. 338-348, 1977.

TOLEDO Jr., A. P. **Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de açudes de regiões quentes tropicais**, 1990. São Paulo: Relatório Interno CETESB, 1990. 12p.

TOLEDO Jr., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e açudes tropicais**. In: Anais do 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. p. 1-34, 1983.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

VOLLENWEIDER, R.A.; KEREKES, J. **Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control**. Paris: Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD), 1982.

VON SPERLING, E.; FERREIRA, A.C.S.; GOMES, L.N.L. Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth. **Desalination**, v. 226, p. 169-174, 2008.

WALKER, Jr., W.W. Trophic state indices in reservoirs. **Lake and Reservoir Management**, v. 1, p. 435-440, 1984.

WANG, L.; LIU, L.; ZHENG, B. Eutrophication development and its key regulating factors in a water-supply reservoir in North China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25, p. 962-970, 2013.

WEITHOFF, G.; WALZ, N.; GAEDKE, U. The intermediate disturbance hypothesis – species diversity or functional diversity? **Journal of Plankton Research**, v. 3, n. 10, p. 1147-1155, 2001.

WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems**. 3. ed. California: Academic Press, 2001.

WEZERNAK, C.T.; TANIS, F.J.; BAJZA, C.A. Trophic state analysis of Inland Lakes. **Remote sensing of environment**, v. 5, p. 147-165, 1976.

YANG, J.; YU, X.; LIU, L.; ZHANG, W.; GUO, P. Algae community and trophic state of Subtropical reservoirs in southeast Fujian, China. **Environmental Science & Pollution Research**, v. 19, p. 1432-1442, 2012.

## CAPÍTULO 2

### AValiação DO ESTADO TRÓFICO DO AçUDE PEREIRA DE MIRANDA DURANTE PERÍODO DE SECA INTERANUAL

#### RESUMO

A compreensão de causa e efeito e o controle do processo de eutrofização em mananciais para abastecimento humano é um dos principais desafios à gestão de recursos hídricos, especialmente onde a escassez hídrica é natural e recorrente. O incremento de nutrientes e as mudanças na capacidade produtiva primária caracterizam o estado trófico e podem contribuir para a redução da qualidade da água e causar prejuízos ecológicos, sociais e econômicos. O índice de estado trófico, associado a sistemas nominais de categorias tróficas, por ser simples, prático e de fácil interpretação, é uma ferramenta usada mundialmente para estimar o estado trófico de sistemas aquáticos continentais. O objetivo dessa pesquisa foi analisar o estado trófico do açude Pereira de Miranda, localizado no Semiárido brasileiro, a partir dos resultados do índice de estado trófico original de Carlson e de suas adaptações para regiões Tropicais e Subtropicais do Brasil, e discutir a variação sazonal desses resultados devido à influência de fatores ambientais. Os índices foram calculados mensalmente para as concentrações de fósforo total e de clorofila *a* e para os valores de transparência da água e avaliados comparativamente entre si. A razão entre as concentrações de nitrogênio e de fósforo totais foi usada para definir o nutriente limitante. Com base nos valores de referência estabelecidos na literatura, o açude Pereira de Miranda apresentou maior tendência à limitação por fósforo, embora tenha sido apresentada evidência de colimitação entre nitrogênio e fósforo. Apesar das diferenças inerentes às equações e aos sistemas nominais de categorias tróficas adotadas nesta pesquisa, constatou-se aumento da eutrofização (eutrófico a hipereutrófico) com o prolongamento da seca, conduzido pelo aumento nas concentrações de fósforo total e redução da transparência da água, especialmente nos pontos mais rasos. A pequena variação sazonal das concentrações baixas de clorofila *a* resultou na manutenção do estado mesotrófico. A redução gradual da transparência da água com a estiagem, pela elevação da turbidez mineral, foi indicativa da limitação potencial da produção primária pela pequena disponibilidade de luz subaquática, embora não tenham sido observadas mudanças sazonais correlacionadas entre transparência da água e clorofila *a*. A partir deste estudo, observa-se que o prolongamento da seca aumenta o potencial de eutrofização do açude Pereira de Miranda, sendo mais acentuada em regiões mais rasas, embora outros fatores, além de nutricionais, tenham limitado a produção primária fitoplanctônica, considerada efeito do processo de eutrofização.

**Palavras-chave:** Índice de Estado Trófico. Eutrofização. Mesotrófico. Hipereutrófico.

**CHAPTER 2**

**TROPHIC STATE ASSESSMENT OF THE PEREIRA DE MIRANDA RESERVOIR  
DURING DROUGHT PERIOD**

**ABSTRACT**

The understanding of cause and effect and control of the eutrophication process in supply sources is a key challenge to the management of water resources, especially where water scarcity is natural and recurrent. The increase of nutrients and changes in primary production capacity characterizes the trophic state and may contribute to the reduction of water quality for causing ecological, social and economic losses. The trophic state index, associated with nominal systems of trophic categories, is a worldwide tool used to estimate the trophic state of continental aquatic systems, to be simple, practical and easy to interpret. The objective of this research was to analyze the trophic state of the Pereira de Miranda reservoir, located in the Brazilian semiarid, from the results of the original state index trophic Carlson and their adaptations to Tropical and Subtropical regions of Brazil and discuss seasonal variation from the influence of climatic, hydrological and environmental factors. The indices are calculated monthly based on the concentrations of total phosphorus and chlorophyll *a* and the water transparency values and comparatively analyzed with each other. The ratio of the concentrations of nitrogen and total phosphorus were used to define the limiting nutrient, based on reference values established in the literature. Miranda Pereira reservoir showed higher tendency to phosphorus limitation, although nutrient concentrations have remained high. Despite the differences inherent in the equations and the nominal systems trophic categories adopted in this research, the general scenario is summed up in increasing eutrophication (eutrophic to hypertrophic) with an extension of drought, driven by the increase in total phosphorus concentrations and reduced transparency water, especially in the shallower points. The small seasonal variation of low concentrations of chlorophyll *a* resulted in maintaining the mesotrophic state. The gradual reduction of water transparency with the drought was indicative of potential limitation of primary productivity by the low availability of underwater light, although they have not been observed seasonal changes correlated water transparency and chlorophyll *a*. From this study, it is suggested that prolonged drought has increased the potential for eutrophication of Pereira de Miranda reservoir, higher in shallower regions, although other factors beyond nutrition have limited the phytoplankton primary productivity.

**Keywords:** Trophic State Index. Eutrophication. Mesotrophic. Hypereutrophic.

## 2.1 INTRODUÇÃO

A eutrofização é um dos mais graves problemas em sistemas aquáticos globais, especialmente nos sistemas de água doce, e se caracteriza pelo acréscimo de nutrientes aos sistemas aquáticos e pelos efeitos adversos, relacionados à deterioração da qualidade da água. Dentre seus efeitos mais comuns, destacam-se o aumento da biomassa de produtores primários (algas e macrófitas), redução da transparência da água e da radiação subaquática, maior ocorrência de condições ácidas e anóxicas e mortandade de peixes (CARPENTER, 2005; CARPENTER *et al.*, 1998; SCHINDLER, 2012; SCHINDLER *et al.* 2008; SMITH e SCHINDLER, 2009; SMITH, TILMAN e NEKOLA, 1999).

Entre as consequências mais graves, a eutrofização favorece a dominância e a floração de cianobactérias, que conferem alterações significativas na qualidade estética dos ecossistemas aquáticos, problemas de sabor e odor na água para abastecimento humano (HASLEY, 1947), produção de toxinas, alterações das cadeias tróficas e simplificação da comunidade biológica por perda de biodiversidade, com prejuízos econômicos e ecológicos (DODS *et al.*, 2009; PAERL *et al.*, 2001; PAERL, HALL e CALANDRINO, 2011).

Esse processo é recorrente em açudes da região Semiárida do Nordeste brasileiro (ARAÚJO FILHO *et al.*, 2013; BEZERRA, BECKER e MATTOS, 2014; CHELLAPPA, CHELLAPPA e CHELLAPPA, 2008; OLIVEIRA *et al.*, 2015, VON SPERLING, FERREIRA e GOMES, 2008), sendo agravado pela escassez hídrica natural, pela influência do fenômeno *El Niño* (RODRIGUES *et al.*, 2011) e pela intensificação dos cenários de seca decorrentes das mudanças climáticas (ANDRADE *et al.*, 2012; MEDEIROS, 2003; MONTENEGRO e RAGAB, 2012; ROLAND *et al.*, 2012).

Em açudes do Semiárido brasileiro, a redução da qualidade da água pelo aporte de nutrientes e alterações na estrutura das comunidades biológicas é frequentemente associada às variações hidrológicas sazonais (CHAVES *et al.*, 2013; CHELLAPPA *et al.*, 2009; FREIRE *et al.*, 2009; MOLISANI *et al.*, 2013; NOGUEIRA *et al.*, 2005), aos problemas estruturais de saneamento e às formas de usos inadequados do solo na bacia hidrográfica (ARAÚJO FILHO *et al.*, 2013; LOPES *et al.*, 2014; MOLISANI *et al.*, 2013; SANTOS *et al.*, 2014) e se configura como fator de restrição adicional à disponibilidade de água, ao considerar os requisitos e os padrões de qualidade adequados aos usos múltiplos (BRASIL, 2005).

Portanto, compreender o processo de eutrofização, por identificação de variáveis de causa e efeito, fornecerá subsídios para ações de gerenciamento (SCHINDLER, 1977, 2006, 2012; SCHINDLER *et al.* 2008; SMITH e SCHINDLER, 2009), que tem por objetivo a manutenção da qualidade da água armazenada, garantindo seus usos prioritários. Essa compreensão pode ser adquirida com a adoção de abordagens qualitativas e quantitativas, que possibilitem a realização de um diagnóstico sobre o grau da eutrofização e sua variabilidade sazonal (CARLSON, 1977; CARLSON e HAVENS, 2005; CUNHA, CALIJURI e LAMPARELLI, 2013; KRATZER e BREZONIK, 1981; SALAS e MARTINO, 1991; TOLEDO Jr. *et al.*, 1983; VOLLENWEIDER e KEREBES, 1982).

Dentre essas abordagens, o Índice de Estado Trófico (IET), proposto inicialmente por Carlson (1977), tem como base a adoção de concentrações de fósforo total (causa) e de clorofila *a* (efeito) e de valores da transparência da água (efeito) como indicadores do processo de eutrofização, pressupondo-se correlação exclusiva entre essas variáveis, como garantia das relações de causa e efeito entre elas. Esse índice se destaca pela simplicidade de uso e interpretação e por sua associação a um sistema de classificação nominal, baseado na divisão de um contínuo trófico que varia do estado ultraoligotrófico ao hipereutrófico (CARLSON, 1977; CARLSON e SIMPSON, 1996; CUNHA, CALIJURI e LAMPARELLI, 2013; TOLEDO Jr., 1990; TOLEDO Jr. *et al.*, 1983).

Por essas razões, o índice proposto por Carlson (1977) é amplamente utilizado em pesquisas limnológicas em várias regiões como Europa (KEHAYIAS e DOULKA, 2014; PAWLIK-SKOWRONSKA, KALINOWSKA e SKOWRONSKI, 2013; THOMATOU, *et al.*, 2013), Ásia (WANG, LIU e ZHENG, 2013), Oceania (ÖZKUNDAKÇIA, HAMILTON e SCHOLE, 2010); África (OFFEM *et al.*, 2011) e América Central (ROSAS, *et al.* 1993).

No entanto, por ter sido elaborado a partir de dados provenientes de ecossistemas aquáticos localizados em países de clima Temperado, esse índice tem sido modificado para atender a particularidades climáticas e ecológicas de outras regiões, a exemplo das adequações realizadas por Toledo Jr. *et al.* (1983) e Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013), com base em dados de açudes da região Tropical e Subtropical do Brasil. Após as devidas adaptações, estes índices têm sido aceitos e utilizados para o entendimento do processo de eutrofização de açudes e rios e suas consequências (CEARÁ, 2015; BRASIL, 2015a), incluindo corpos de água da região Semiárida (CHAVES *et al.*, 2013; CHELLAPPA *et al.*,



2009; DANTAS, MOURA e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2011; LUCCA, ALBUQUERQUE e ROCHA, 2008; MOLISANI *et al.*, 2010; OLIVEIRA *et al.*, 2015; SANTOS *et al.*, 2014; SILVA e COSTA, 2015).

Diante desse contexto, a proposta desta pesquisa foi estimar o estado trófico do açude Pereira de Miranda, a partir dos índices de estado trófico de Carlson (1977) e dos índices de Carlson modificados por Toledo Jr. *et al.* (1983) e Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) e analisar a influência de fatores ambientais sobre as variáveis de causa e de efeito do processo de eutrofização, com base na hipótese de que o açude Pereira de Miranda apresenta vulnerabilidade elevada ao processo de eutrofização em decorrência de maior intensidade dos fatores antrópicos, climáticos e hidrológicos sobre as condições limnológicas e mais intenso em período de estiagens sazonais.

## 2.2 MATERIAL E MÉTODOS

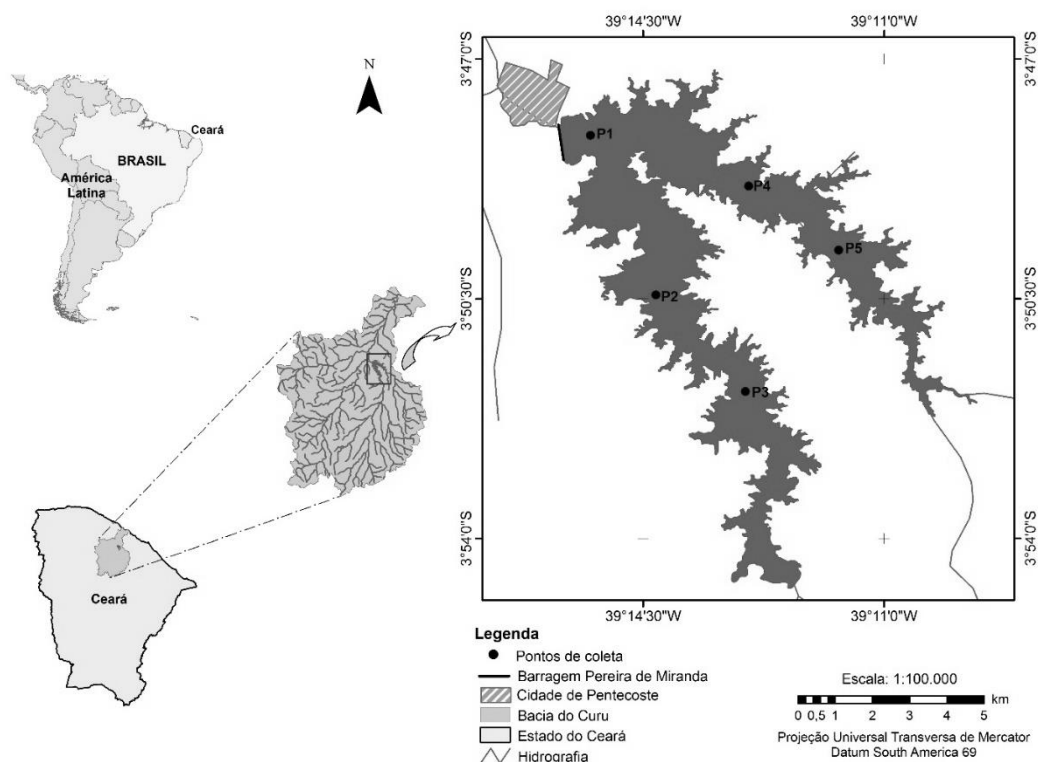
### 2.2.1 Localização e características da área de estudo

O açude Pereira de Miranda (Figura 2.1) está localizado no município de Pentecoste (03°47'34" S; 039°16'13" W), a 50 km da costa litorânea do Estado do Ceará, no Nordeste do Brasil, estando sujeitas às condições estabelecidas pelo clima do tipo BSw'h' (KOEPPEN, 1948), que caracteriza a região como Semiárida e quente, com chuvas concentradas entre janeiro e maio e precipitação média anual (1974 a 2013) de 781,2 mm.

Além da irregularidade espacial e temporal dos índices pluviométricos, períodos de estiagens prolongados são frequentes (CEARÁ, 2015a). Essas características, associadas aos valores elevados de insolação e temperatura e à ação do vento, entre outros fatores, resultam no balanço hídrico negativo, de modo que a evapotranspiração potencial é superior à precipitação anual (SILVA, 2004).

O açude Pereira de Miranda foi construído entre 1950 a 1957 para garantir o abastecimento humano, agropecuário e industrial de Pentecoste (36.773 habitantes) e dos municípios mais litorâneos da bacia hidrográfica do Curu. Sua barragem retém o fluxo hídrico dos rios Canindé e Capitão Mor e possibilita, juntamente com outros açudes da região, a regularização da vazão e controle das cheias do rio Curu, o principal rio dessa bacia.

**Figura 2.1** - Localização do açude Pereira de Miranda e definição das estações de amostragem.



**Fonte:** O autor (2014).

As características morfométricas do açude Pereira de Miranda e da bacia hidrográfica do Curu estão resumidas na Tabela 2.1.

**Tabela 2.1**– Dados morfométricos do açude Pereira de Miranda e da bacia hidrográfica do Curu, Pentecoste-CE.

Variáveis morfométricas	Valores
Volume máximo (hm <sup>3</sup> )	360,0
Volume morto (hm <sup>3</sup> )	9,3
Profundidade máxima (m)	19,8
Profundidade média (m)	7,2
Área da bacia hidráulica (km <sup>2</sup> )	50,4
Perímetro da bacia hidrográfica (km)	126,0
Índice de Desenvolvimento de Margem	5,0
Extensão dos braços do açude (km)	>10,0
Área da bacia hidrográfica (km <sup>2</sup> )	3254,0

**Fonte:** adaptado pelo autor (CEARÁ, 2015a).

O rio Canindé percorre os centros urbanos dos municípios de Canindé, Caridade e Paramoti, que possuem população urbana estimada de 63.938 habitantes (BRASIL, 2015b). Além da degradação ambiental resultante das atividades antrópicas rurais, as sedes municipais apresentam problemas estruturais de saneamento básico e contribuem com cargas poluidoras pontuais e difusas aos mananciais de abastecimento. O rio Capitão Mor percorre áreas prioritariamente rurais, estando mais sujeito às fontes de poluição difusa.

A pressão das fontes de poluição no açude Pereira de Miranda é intensificada pela piscicultura, lançamento de efluentes urbanos sem tratamento prévio e drenagem de águas pluviais, considerando a localização da barragem no perímetro urbano do município de Pentecoste, condição que potencializa a deterioração da qualidade da água na região pelágica.

### **2.2.2 Amostragem e procedimentos analíticos**

Foram realizadas 17 coletas mensais de água entre 2012 e 2013. A partir de outubro de 2013, a redução no nível da água do açude Pereira de Miranda, durante o período de estudo, inviabilizou a amostragem nos pontos de coleta localizados na região fluvial (P3 e P5). As amostras foram coletadas a 0,5 m da superfície, em cinco pontos de amostragem distribuídos ao longo da bacia hidráulica do açude (Figura 2.1), em garrafa de van Dorn, e utilizadas para a determinação de nitrogênio total (NT), fósforo total (PT) e clorofila *a* (Cl *a*). Todas as determinações foram realizadas no Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água (EQUAL), da Universidade Federal do Ceará (UFC), e seguiram os métodos e prazos estabelecidos em Eaton *et al.* (2005). A transparência da água foi medida *in situ* com disco de Secchi ( $\varnothing = 25$  cm).

### **2.2.3 Nutriente limitante e estado trófico**

A estimativa do nutriente limitante foi feita a partir da comparação dos valores da razão N:P com os de referência adotados por Salas e Martino (1991) e Toledo Jr. *et al.* (1983), enquanto o estado trófico do açude foi estimado a partir dos sistemas de classificação proposto por Carlson (1977), Carlson e Simpson (1996), Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013), Toledo Jr. *et al.*, (1983), Toledo Jr. (1990) (Tabela 2.2).

**Tabela 2.2** – Índices de estado trófico e classificação por autores a partir do logaritmo natural (ln) de clorofila *a* (Cl *a*, µg.L<sup>-1</sup>), transparência da água (DS, m) e fósforo total (PT, µg.L<sup>-1</sup>).

AUTORES	IET - EQUAÇÕES	IET	CLASSIFICAÇÃO
Carlson (1977) Carlson e Simpson (1996)	$IET(DS) = 10 \left( 6 - \frac{\ln DS}{\ln 2} \right)$	$IET \leq 40$	Oligotrófico (O)
	$IET(Cl a) = 10 \left( 6 - \frac{2,04 - 0,68 \ln Cl a}{\ln 2} \right)$	$40,1 \leq IET \leq 50,0$	Mesotrófico (M)
	$IET(PT) = 10 \left( 6 - \frac{\ln \left( \frac{48}{PT} \right)}{\ln 2} \right)$	$50,1 \leq IET \leq 70,0$ $IET \geq 70,1$	Eutrófico (E) Hipereutrófico (H)
Toledo Jr. <i>et al.</i> (1983) Toledo Jr. (1990)	$IET(DS) = 10 \left( 6 - \frac{0,64 + \ln DS}{\ln 2} \right)$	$IET \leq 24,0$	Ultra-Oligotrófico (U)
	$IET(Cl a) = 10 \left( 6 - \frac{2,04 - 0,695 \ln Cl a}{\ln 2} \right)$	$24,1 \leq IET \leq 44,0$ $44,1 \leq IET \leq 54,0$	Oligotrófico (O) Mesotrófico (M)
	$IET(PT) = 10 \left( 6 - \frac{\ln \left( \frac{80,32}{PT} \right)}{\ln 2} \right)$	$54,1 \leq IET \leq 74,0$ $IET \geq 74,1$	Eutrófico (E) Hipereutrófico (H)
Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013)	$IET(DS) = 10 \left( 6 - \frac{\ln DS}{\ln 2} \right)$	$IET \leq 51,1$	Ultra-Oligotrófico (U)
	$IET(Cl a) = 10 \left( 6 - \frac{-0,2512 \ln Cl a + 0,842257}{\ln 2} \right)$	$51,2 \leq IET \leq 53,1$ $53,2 \leq IET \leq 55,7$	Oligotrófico (O) Mesotrófico (M)
	$IET(PT) = 10 \left( 6 - \frac{-0,27637 \ln PT + 1,329766}{\ln 2} \right)$	$55,8 \leq IET \leq 58,1$ $58,2 \leq IET \leq 59,0$ $IET \geq 59,1$	Eutrófico (E) Supereutrófico (S) Hipereutrófico (H)

**Fonte:** Adaptado pelo autor (CARLSON,1977; CARLSON e SIMPSON, 1996; TOLEDO Jr. *et al.*,1983; TOLEDO Jr., 1990; e CUNHA, CALIJURI e LAMPARELLI, 2013).

## 2.2.4 Dados hidroclimáticos

O regime de chuvas da região foi caracterizado a partir dos dados de precipitação pluviométrica (2009 a 2013) cedidos pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME). A análise da variação do volume armazenado e da profundidade média do açude, bem como a estimativa do tempo de residência da água, foi feita a partir dos dados de 2009 a 2013, disponibilizados pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH).

### 2.2.5 Análises estatísticas

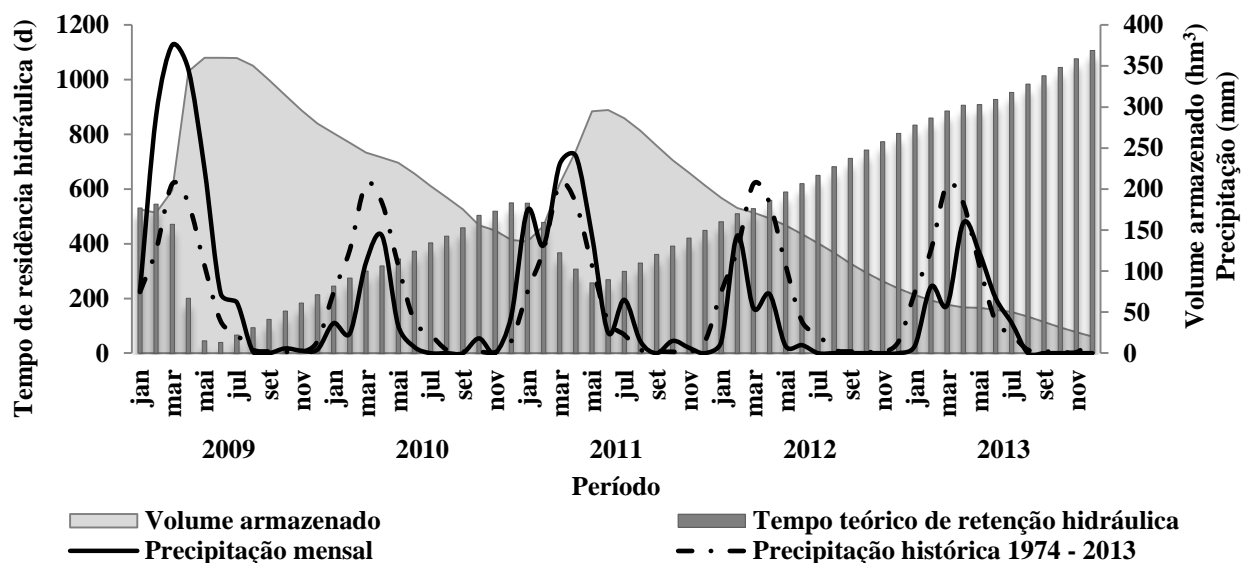
Os resultados da estatística descritiva das concentrações de nutrientes e de clorofila *a* e dos valores para transparência da água foram processados no *software Excel*, enquanto que a correlação entre fósforo total, clorofila *a* e transparência da água, foi verificada pela análise de correlação de Pearson ( $\alpha < 0,05$ ), realizada para todos os dados coletados em 2012 e 2013, com uso do *software Statistica 8.0*.

## 2.3 RESULTADOS

### 2.3.1 Dados hidroclimáticos

Na Figura 2.2 está apresentada a variação do volume armazenado no açude Pereira de Miranda de 2009 a 2013, em associação com as médias mensais do tempo teórico de retenção hidráulica e de precipitação pluviométrica, referentes ao período considerado e à série histórica de 1974 a 2013.

**Figura 2.2** – Volume armazenado e tempo teórico de retenção hidráulica do açude Pereira de Miranda e precipitação mensal e precipitação histórica mensal (1974 a 2013) na bacia hidrográfica do Curu, Estado do Ceará, de 2009 a 2013.



Fonte: adaptado pelo autor (CEARÁ, 2015 A e CEARÁ, 2015 B).

O período de estudo (biênio 2012 a 2013) foi caracterizado por um grande déficit hídrico, acompanhando a tendência de redução nas precipitações a partir de 2009, ano em que o açude atingiu sua cota de sangria durante o período chuvoso. O bom volume armazenado no açude no período anterior ao de coleta se deveu às precipitações acima das médias históricas para os meses do período chuvoso, especialmente em 2009 e 2011, apesar da perda hídrica observada entre julho de 2009 a janeiro de 2011 (de 360,0 a 131,0 hm<sup>3</sup>).

A partir do final do período chuvoso de 2011, quando o volume do açude chegou a 300,4 hm<sup>3</sup>, houve redução gradual do volume armazenado, até atingir 18,0 hm<sup>3</sup> acumulados, em dezembro de 2013. Para o mesmo período, o tempo de residência teórico variou de 250,0 a 1121,3 d. Durante toda a pesquisa, foram raros os eventos de chuva acima de 10,0 mm, limitando-se a onze ocorrências em 2012, com precipitação máxima de 33,0 mm em fevereiro, e vinte e duas em 2013, com precipitação máxima de 82,4 mm, em maio.

### **2.3.2 Nutrientes, clorofila *a* e transparência da água**

A amplitude de variação, bem como os valores médios e respectivos desvios padrões para as concentrações de nutrientes e clorofila *a* estão discriminados na Tabela 2.3.

Em geral, as maiores concentrações de fósforo total foram registradas na região fluvial, com maior amplitude de variação temporal em relação aos valores obtidos nas regiões intermediárias e pelágica. A partir de outubro de 2013, com 8,7% do volume do açude e os pontos P3 e P5 secos, observou-se um aumento nas concentrações de fósforo total nos pontos P2 e P4. Diferentemente do observado para fósforo total, as maiores concentrações de nitrogênio total foram obtidas em outubro de 2012, com valor máximo na região pelágica (P1). Em 2013, as maiores concentrações de nitrogênio foram observadas em junho, com maior destaque para as regiões fluviais (P3 e P5).

A transparência da água diminuiu com a intensificação da estiagem e a consequente diminuição do volume do açude, e os menores valores foram registrados no segundo semestre de 2013. No entanto, apesar dessa tendência, valores baixos também foram observados durante o período chuvoso, como em abril/2013 nos pontos P3 e P5.

A variação na clorofila *a* foi distinta entre os pontos e não apresentou padrões sazonais claros, como aqueles observados para transparência da água. Durante o período de

estudo, as concentrações de clorofila *a* foram inferiores a 30,00  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , valor recomendado pela Resolução nº 357 do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2005c) para corpos de água doce enquadrados na Classe II. As concentrações máximas de clorofila *a* foram observados em outubro de 2013 em P2 e P4, embora a maior parte dos resultados de clorofila *a* tenha variado dentro da amplitude de 3 a 12  $\mu\text{g.L}^{-1}$ .

**Tabela 2.3** – Número de amostras (N), valores mínimos (Min), máximos (Max), média e desvio padrão (SD) das variáveis: nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), clorofila *a* (Cl *a*) e transparência da água (DS).

Pontos	Variáveis	N	Min.	Máx.	Média	SD
<b>P1</b>	NT ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	15	1,160 (jul./13)	6,722 (out./12)	2,717	1,304
	PT ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	17	0,039 (set./12)	0,175 (dez./12)	0,081	0,033
	Cl <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	15	3,74 (set./12)	11,21 (jun./12)	6,38	1,96
	DS (m)	17	0,30 (out./13)	1,30 (abr./12)	0,68	0,26
<b>P2</b>	NT ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	15	0,925 (abr./13)	3,662 (mar./12)	2,308	0,775
	PT ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	17	0,023 (jan./13)	0,163 (dez./12)	0,088	0,041
	Cl <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	15	3,20 (jul./13)	16,14 (out./13)	7,19	3,14
	DS (m)	17	0,20 (out./nov./13)	0,90 (mar/abr/jun/12)	0,55	0,25
<b>P3</b>	NT ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	13	0,293(abr./13)	5,050 (jun./13)	2,372	1,365
	PT ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	15	0,050 (jan./12)	0,275 (dez./12)	0,104	0,053
	Cl <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	13	1,53 (mai./13)	11,21 (dez./12)	6,58	2,93
	DS (m)	15	0,20 (dez./12/abr/jun./13)	0,80 (mar./12)	0,39	0,18
<b>P4</b>	NT ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	15	0,199 (abr./13)	4,447 (jun./13)	2,269	1,221
	PT ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	17	0,031 (set./12)	0,180 (out./13)	0,092	0,043
	Cl <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	15	4,01 (jul./13)	11,65 (out./13)	7,24	1,97
	DS (m)	17	0,10 (oct./13)	0,90 (abr./12)	0,53	0,24
<b>P5</b>	NT ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	13	0,870 (abr./13)	4,590 (jun./13)	2,582	1,212
	PT ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	15	0,045 (jan./12)	0,221 (set./13)	0,108	0,056
	Cl <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	13	3,20 (dez./12)	9,99 (abr./13)	6,79	1,88
	DS (m)	15	0,10 (abr./13)	0,80 (jan/mar./12)	0,43	0,24

**Fonte:** Próprio autor

Pela análise de correlação de Pearson, as concentrações de clorofila *a* e nitrogênio total estavam correlacionadas positivamente ( $p \leq 0,05$ ), ao contrário do observado para as variáveis fósforo total e transparência da água.

### 2.3.3 Razão N:P, nutriente limitante e índices de estado trófico

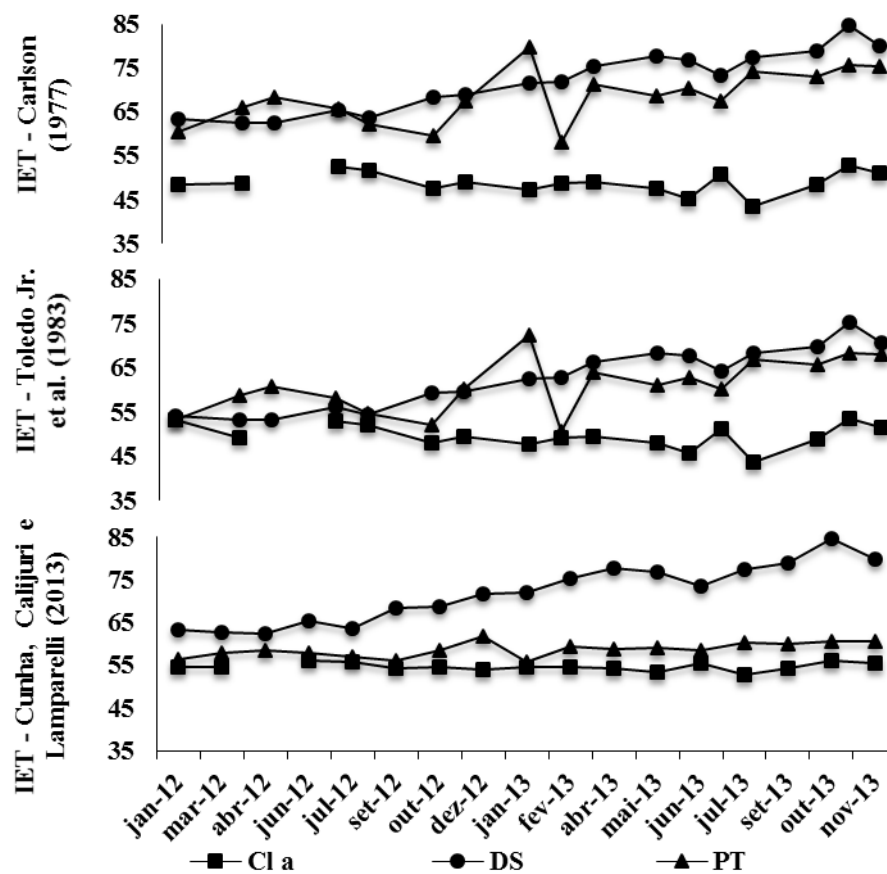
O decréscimo de PT em janeiro de 2013 e o aumento de NT em junho de 2013, observados em todos os pontos, elevaram os valores da razão entre massas (N:P) e reforçaram a tendência de a produção primária do açude ser limitada por fósforo total. Em fevereiro e abril de 2013, quando a razão N:P foi inferior a 20:1, principalmente nos pontos mais rasos, foi observada maior evidência de limitação por nitrogênio total ou de colimitação pelos dois nutrientes. Os resultados dos IET's de Carlson (1977) e dos IET's adaptados por Toledo Jr. *et al.* (1983) e Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013), estabelecidos para as variáveis fósforo total, clorofila *a* e transparência da água, estão expressos na Figura 2.3 e nas Tabelas 2.4, 2.5 e 2.6.

As principais diferenças observadas entre os resultados dos IET's de Carlson e de suas adaptações para a região Tropical e Subtropical do Brasil foram a aproximação da variação sazonal dos IET's gerados a partir do PT e do DS com os IET's baseados em Cl *a* (Figura 2.3), como verificado pela aplicação dos IET's de Toledo Jr. *et al.* (1983), e maior aproximação e menor variação sazonal entre os IET's de PT e de Cl *a*, proporcionadas pelas mudanças nos IET's de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013). Além do mais, a magnitude dos resultados numéricos dos IET's com base nas concentrações de fósforo total e de clorofila *a* foram diferentes entre os IET's de Carlson (1977) e de Toledo Jr *et al.* (1983) e os IET's de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013), sendo que este apresentou menor amplitude na variação sazonal.

Considerando as estimativas tróficas mensais (Tabelas 2.4, 2.5 e 2.6), a estimativa hipereutrófica foi mais frequente a partir dos IET's de Carlson (1977) e de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013), quando adotada as concentrações de fósforo e os valores de transparência da água, que aumentaram gradualmente com a extensão da estiagem. Como Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) utilizaram a equação do IET da transparência da água apenas para gerar as equações dos IET's de fósforo total e de clorofila *a*, os resultados obtidos a partir desse índice não foram incluídos na Tabela 2.6, embora análises preliminares indicassem condição hipereutrófica. A maioria dos IET's gerados a partir das concentrações de clorofila *a* indicou estimativa mesotrófica, sendo válido para índice original e suas adaptações.



**Figura 2.3** – Variação sazonal dos IET's de Carlson (1977) e dos IET's de Carlson modificados por Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013), Toledo Jr. *et al.* (1983), para as variáveis Clorofila *a* (Cl *a*), transparência da água (DS) e fósforo total (PT), a partir das médias mensais dos IET's dos cinco pontos de coleta do açude Pereira de Miranda, para 2012 e 2013.



Fonte: Próprio autor

**Tabela 2.4** – IET's de Carlson (1977) para as variáveis Clorofila *a* (Cl *a*), transparência da água (DS) e fósforo total (PT), obtidos na região de superfície dos cinco pontos de coleta, açude Pereira de Miranda, 2012 e 2013.

Autor	Categorias tróficas.	Pontos de Coleta	PERÍODO DE AMOSTRAGEM																
			jan/12	mar/12	abr/12	jun/12	jul/12	set/12	out/12	dez/12	jan/13	fev/13	abr/13	mai/13	jun/13	jul/13	set/13	out/13	nov/13
Carlson (1977)	Cl <i>a</i>	01	47,5	47,9	-----	54,3	51,6	43,5	44,2	44,8	47,5	49,8	46,1	50,1	50,9	48,8	47,7	46,2	51,2
	DS		61,5	61,5	56,2	63,2	58,6	63,2	63,2	65,1	67,4	70,0	65,1	73,2	70,0	70,0	73,2	77,4	73,2
	PT		60,9	64,7	71,7	65,7	60,6	57,1	62,3	78,6	57,8	67,5	64,3	71,5	67,3	72,1	67,1	71,0	71,0
	Cl <i>a</i>	02	47,0	47,5	-----	52,2	51,6	46,0	48,8	44,8	50,3	48,4	45,1	46,0	49,7	42,0	53,1	57,9	53,1
	DS		63,2	61,5	61,5	65,1	61,5	63,2	65,1	70,0	67,4	73,2	73,2	77,4	73,2	77,4	77,4	83,2	83,2
	PT		65,4	67,2	69,4	66,0	59,6	52,9	63,5	77,6	49,5	70,6	63,6	67,5	67,6	73,1	70,7	77,3	77,1
	Cl <i>a</i>	03	49,7	49,9	-----	53,0	51,3	50,9	53,9	54,3	46,0	48,8	47,0	34,7	47,7	38,0	44,7	-----	-----
	DS		65,1	63,2	67,4	70,0	70,0	77,4	77,4	83,2	77,4	77,4	83,2	77,4	73,2	83,2	77,4	-----	-----
	PT		60,5	61,6	67,8	67,2	67,5	69,8	74,9	85,2	64,3	72,3	72,3	67,8	68,9	76,7	70,7	-----	-----
	Cl <i>a</i>	04	48,4	48,8	-----	51,0	52,5	48,8	47,9	51,0	51,6	48,6	46,4	47,9	53,4	44,2	48,8	54,7	49,0
	DS		63,2	63,2	61,5	63,2	63,2	65,1	65,1	70,0	70,0	73,2	73,2	73,2	73,2	73,2	83,2	93,2	83,2
	PT		56,9	63,5	69,7	63,7	62,3	53,7	70,2	76,6	59,5	70,1	65,6	70,9	64,9	72,9	74,4	79,1	78,0
	Cl <i>a</i>	05	49,3	49,6	-----	51,6	51,0	48,4	50,7	42,0	48,8	49,8	53,1	47,3	52,3	44,2	47,2	-----	-----
	DS		63,2	63,2	65,1	65,1	65,1	73,2	73,2	70,0	77,4	83,2	93,2	83,2	77,4	83,2	83,2	-----	-----
	PT		59,1	73,3	62,3	65,4	60,6	63,7	66,5	81,1	59,5	76,0	77,1	73,8	68,7	76,2	82,0	-----	-----

Legenda: □ Oligotrófico (TSI ≤ 40,0); □ Mesotrófico (40,1 ≤ TSI ≤ 50,0); □ Eutrófico (50,1 ≤ TSI ≤ 70,0); ■ Hipereutrófico (TSI ≥ 70,1); ----- Dados não disponíveis.

Fonte: Próprio autor

**Tabela 2.5** – IET's de Carlson (1977) adaptado por Toledo Jr. *et al.* (1983) para as variáveis Clorofila *a* (Cl *a*), transparência da água (DS) e fósforo total (PT), obtidos nos cinco pontos de coleta, açude Pereira de Miranda, 2012 e 2013.

Autor	Categorias tróficas.	Pontos de Coleta	PERÍODO DE AMOSTRAGEM																
			jan/12	mar/12	abr/12	jun/12	jul/12	set/12	out/12	dez/12	jan/13	fev/13	abr/13	mai/13	jun/13	jul/13	set/13	out/13	nov/13
Toledo Jr. <i>et al.</i> (1983)	Cl <i>a</i>	01	47,9	48,3	-----	54,8	52,1	43,8	44,5	45,1	47,9	50,2	46,5	50,5	51,3	49,2	48,1	46,5	51,6
	DS		52,3	52,3	47,0	54,0	49,4	54,0	54,0	55,9	58,1	60,8	55,9	64,0	60,8	60,8	64,0	68,1	64,0
	PT		53,5	57,2	64,3	58,3	53,1	49,7	54,9	71,2	50,4	60,0	56,9	64,1	59,9	64,7	59,6	63,5	63,6
	Cl <i>a</i>	02	47,4	47,9	-----	52,7	52,1	46,3	49,2	45,1	50,7	48,8	45,5	46,3	50,1	42,2	53,6	58,5	53,6
	DS		54,0	52,3	52,3	55,9	52,3	54,0	55,9	60,8	58,1	64,0	64,0	68,1	64,0	68,1	68,1	74,0	74,0
	PT		58,0	59,8	62,0	58,6	52,2	45,5	56,1	70,2	42,1	63,2	56,1	60,1	60,2	65,7	63,3	69,9	69,7
	Cl <i>a</i>	03	50,1	50,4	-----	53,5	51,8	51,4	54,4	54,8	46,3	49,2	47,4	34,8	48,1	38,2	45,0	-----	-----
	DS		55,9	54,0	58,1	60,8	60,8	68,1	68,1	74,0	68,1	68,1	74,0	68,1	64,0	74,0	68,1	-----	-----
	PT		53,1	54,1	60,3	59,8	60,1	62,4	67,5	77,7	56,8	64,9	64,8	60,4	61,5	69,3	63,3	-----	-----
	Cl <i>a</i>	04	48,8	49,2	-----	51,4	53,0	49,2	48,3	51,4	52,1	49,0	46,8	48,3	53,9	44,5	49,2	55,2	49,4
	DS		54,0	54,0	52,3	54,0	54,0	55,9	55,9	60,8	60,8	64,0	64,0	64,0	64,0	64,0	74,0	84,0	74,0
	PT		49,5	56,1	62,3	56,3	54,8	46,3	62,8	69,1	52,1	62,7	58,2	63,4	57,5	65,5	67,0	71,7	70,6
	Cl <i>a</i>	05	49,7	50,0	-----	52,1	51,4	48,8	51,1	42,2	49,2	50,2	53,6	47,6	52,8	44,5	47,6	-----	-----
	DS		54,0	54,0	55,9	55,9	55,9	64,0	64,0	60,8	68,1	74,0	84,0	74,0	68,1	74,0	74,0	-----	-----
	PT		51,6	65,8	54,9	58,0	53,1	56,3	59,1	73,7	52,1	68,5	69,7	66,3	61,3	68,8	74,6	-----	-----

Legenda: □ Ultra-Oligotrófico (TSI ≤ 24,0); □ Oligotrófico (24,1 ≤ TSI ≤ 44,0); □ Mesotrófico (44,1 ≤ TSI ≤ 54,0); □ Eutrófico (54,1 ≤ TSI ≤ 74,0);

■ Hipereutrófico (TSI ≥ 74,1); ----- Dados não disponíveis.

Fonte: Próprio autor

**Tabela 2.6** – IET's de Carlson (1977) adaptado por Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) para as variáveis Clorofila *a* (Cl *a*) e fósforo total (PT), obtidos nos cinco pontos de coleta, açude Pereira de Miranda, 2012 e 2013.

Autor	Categorias tróficas.	Pontos de Coleta	PERÍODO DE AMOSTRAGEM																
			jan/12	mar/12	abr/12	jun/12	jul/12	set/12	out/12	dez/12	jan/13	fev/13	abr/13	mai/13	jun/13	jul/13	set/13	out/13	nov/13
Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013)	Cl <i>a</i>	01	54,1	54,3	-----	56,6	55,6	52,6	52,9	53,1	54,1	54,9	53,6	55,1	55,4	54,6	54,2	53,6	55,5
	PT		56,5	57,5	59,5	57,8	56,4	55,4	56,9	61,4	55,7	58,3	57,4	59,4	58,3	59,6	58,2	59,3	59,3
	Cl <i>a</i>	02	53,9	54,1	-----	55,8	55,6	53,5	54,6	53,1	55,1	54,4	53,2	53,5	54,9	52,1	56,2	57,9	56,2
	PT		57,8	58,2	58,9	57,9	56,2	54,3	57,2	61,1	53,3	59,2	57,2	58,3	58,4	59,9	59,2	61,0	61,0
	Cl <i>a</i>	03	54,9	55,0	-----	56,1	55,5	55,4	56,5	56,6	53,5	54,6	53,9	49,4	54,2	50,6	53,1	-----	-----
	PT		56,4	56,7	58,4	58,2	58,3	59,0	60,4	63,2	57,4	59,7	59,6	58,4	58,7	60,9	59,2	-----	-----
	Cl <i>a</i>	04	54,4	54,6	-----	55,4	55,9	54,6	54,3	55,4	55,6	54,5	53,7	54,3	56,3	52,9	54,6	56,7	54,6
	PT		55,4	57,2	58,9	57,3	56,9	54,5	59,1	60,8	56,1	59,0	57,8	59,3	57,6	59,8	60,2	61,5	61,2
	Cl <i>a</i>	05	54,8	54,9	-----	55,6	55,4	54,4	55,3	52,1	54,6	54,9	56,2	54,0	55,9	52,9	54,0	-----	-----
	PT		56,0	59,9	56,9	57,7	56,4	57,3	58,0	62,1	56,1	60,7	61,0	60,1	58,6	60,7	62,3	-----	-----

Legenda: □ Ultra-Oligotrófico (TSI ≤ 51,1); □ Oligotrófico (51,2 ≤ TSI ≤ 53,1); □ Mesotrófico (53,2 ≤ TSI ≤ 55,7); □ Eutrófico (55,8 ≤ TSI ≤ 58,1);

■ Supereutrófico (58,2 ≤ TSI ≤ 59,0); ■ Hipereutrófico (TSI ≥ 59,1); ----- Dados não disponíveis.

Fonte: Próprio autor

## 2.4 DISCUSSÃO

A eutrofização é um dos principais problemas relacionados ao gerenciamento da qualidade de água de açudes do mundo, especialmente em regiões onde as atividades de uso e ocupação do solo e a ausência ou insuficiência de serviços de saneamento resultam em altas cargas poluidoras aos ecossistemas aquáticos. Considerando sua natureza multidimensional, a eutrofização de açudes deve ser analisada a partir da associação entre variáveis limnológicas, climáticas, hidrológicas, além das condições de operação, as quais determinam a magnitude das vazões liberadas e, conseqüentemente, a variação do tempo de residência da água. Além das variáveis citadas, fatores intrínsecos, como a morfometria, podem favorecer trocas de matéria e energia, tanto internamente, entre os compartimentos do ecossistema aquático, bem como deste com sua bacia de drenagem.

Em virtude da natureza multifatorial da eutrofização, a tarefa de determinar com precisão os fatores controladores responsáveis por uma possível correção desse processo torna-se complexa, pois requer uma análise integrada das variáveis ambientais, da bacia hidrográfica e de características dos sistemas aquáticos (FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007). Assim, a caracterização do processo de eutrofização é marcada por uma complexidade que aumenta à medida que se torna difícil prever a variabilidade e interação dos fatores intervenientes.

Assim, várias pesquisas limnológicas experimentais e teóricas direcionam esforços para identificar variáveis-chaves que conduzam melhor e caracterizem as condições tróficas dos ecossistemas aquáticos, a exemplo de Schindler (1974, 1977 e 2012), que considerou o fósforo como o principal nutriente relacionado à produção primária em lagos de clima Temperado e, portanto, a variável que representa os melhores resultados no controle da eutrofização de ambientes lacustres. Com base na informação de que o fósforo é o nutriente limitante na maioria dos ecossistemas aquáticos de regiões Temperadas, Carlson (1977) propôs o índice de estado trófico, com o objetivo de simplificar a avaliação das condições tróficas usando poucas variáveis correlacionadas entre si.

No entanto, considerando que os modelos ecológicos, bem como os índices de classificação trófica, foram inicialmente concebidos a partir de observações e dados provenientes de corpos de água localizados em regiões de clima Temperado. Assim, a

transposição direta desses modelos e índices, sem consideração das devidas condições ambientais locais, pode resultar em estimativas e diagnósticos não representativos de padrões ecológicos reais (CUNHA, CALIJURI e LAMPARELLI, 2013; TOLEDO Jr. *et al.*, 1983).

Essas questões foram avaliadas no açude Pereira de Miranda, que apresenta características de lagos muito rasos e vulnerabilidade a instabilidades físicas sazonais, conduzidas por fatores climáticos do Semiárido, e variação elevada no nível da água. O período de estudo foi marcado por precipitações muito abaixo da média histórica anual para a bacia do rio Curu, resultando em baixo aporte de água aos açudes da região.

O cenário do déficit hídrico caracterizado nos anos desta pesquisa implicou em alterações hidrológicas profundas no regime dos principais tributários, redução do volume armazenado e mudanças nas características morfométricas do açude Pereira de Miranda, favorecendo, além do estudo da variabilidade do estado trófico do açude, a discussão sobre a aplicabilidade dos índices de estado trófico – IET's (LIMA *et al.*, 2015), investigados às condições particulares, amplificadas pela ocorrência de anos secos consecutivos.

Nessas condições de baixo aporte externo via escoamento superficial, as concentrações de nutrientes tenderam a aumentar durante o ano, com a evolução das condições de estiagem, ao mesmo tempo em que se observou redução na transparência da coluna d'água. Essa observação foi mais evidente ao longo do segundo semestre, quando foram observadas as maiores velocidades do vento. No entanto, apesar de haver maior concentração de nutrientes, não houve incremento da biomassa algal, que pode estar associada à menor radiação subaquática. Em estudos realizados na região Semiárida brasileira, baixas concentrações de clorofila a foram observados em açudes com mistura das massas de água, em condições turvas da água e de menor disponibilidade de luz (BOUVY *et al.*, 2003, BRAGA *et al.*, 2015; FREIRE, CALIJURI e SANTAELLA, 2009; SANTOS *et al.*, 2014).

A redução da qualidade da água armazenada no açude Pereira de Miranda, representada pelo aumento das concentrações de nutrientes (especialmente de fósforo) e redução da transparência da água, foi observada a partir dos valores dos IET's de Carlson (1977) e dos índices de Carlson modificados por Toledo Jr. *et al.* (1983) e Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013). Independentemente das diferenças entre estes índices e seus sistemas de classificação nominal, as estimativas para o estado trófico desse açude, considerando fósforo

total e transparência da água, indicaram, na maior parte do tempo, condições eutróficas e hipereutróficas, especialmente em 2013 (Tabelas 2.4, 2.5 e 2.6).

Contudo, considerando a concentração de clorofila *a* como indicadora da resposta da comunidade fitoplanctônica aos fatores de crescimento, como implícito no conceito de eutrofização (CARLSON, 1977; TOLEDO Jr. *et al.*, 1983), o açude se encontra em um estado trófico intermediário, como indicado pela classificação mesotrófica a partir da aplicação dos IET's considerados. Diante desses resultados, sugere-se que durante esta pesquisa o açude Pereira de Miranda foi influenciado por fatores ambientais que atuaram sobre a dinâmica de nutrientes, regulação da produção de biomassa algal e, conseqüentemente, variabilidade espacial e temporal do estado trófico.

Apesar de alguns estudos ressaltarem a importância das chuvas como fator de interação e troca de materiais entre açudes e suas bacias de drenagem (ARAÚJO FILHO *et al.*, 2013; BEZERRA, BECKER e MATTOS, 2014; FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007; LOPES *et al.*, 2014; MOLISANI *et al.*, 2013; SANTOS *et al.*, 2014), a precipitação sobre a bacia hidrográfica do açude Pereira de Miranda durante o período de estudo foi caracterizada pela baixa intensidade e frequência de ocorrência.

Embora minimizada para o período de estudo, a influência das chuvas sobre a dinâmica de nutrientes em açudes do Semiárido brasileiro é fator de distúrbio, indutor de profundas alterações na qualidade da água, espacial e temporalmente (BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2012; CHAVES *et al.*, 2013; CHELLAPPA *et al.*, 2009; DANTAS *et al.*, 2008; OLIVEIRA *et al.*, 2015) e pode ter sido um mecanismo determinante sobre os padrões limnológicos do açude Pereira de Miranda em períodos de precipitação elevada, semelhantes a 2009 e 2011.

Nessas condições, o influxo de água das chuvas poderá acentuar a integração com as formas de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do açude Pereira de Miranda, caracterizada por atividades que podem contribuir potencialmente para o aporte de matéria orgânica e de nutrientes ao açude e seus tributários, através de fontes pontuais e difusas, incluindo a carga poluidora proveniente do lançamento de efluentes domésticos brutos, já que a região apresenta baixo índice de cobertura por serviços de saneamento (CEARÁ, 2015c).

Essa integração entre os ecossistemas terrestres e aquáticos foi observada por Araújo Filho *et al.* (2013), Lopes *et al.* (2014), Molisani *et al.* (2013) e Santos *et al.* (2014) em outros açudes dessa região, em que aumento da eutrofização esteve relacionado aos problemas estruturais de saneamento e às formas de usos inadequados do solo na bacia hidrográfica. Assim, as características físicas e de conservação da bacia hidrográfica poderão ter efeitos diferenciados sobre a qualidade química e física da água de influxo, tornando o sistema ainda mais vulnerável à eutrofização (FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007).

Formas diferenciadas no uso e ocupação da bacia de drenagem foram determinantes para as condições tróficas do açude Itupararanga, região Subtropical do Brasil, na qual as áreas florestadas apresentaram menor interferência sobre suas condições tróficas, ao contrário de áreas agrícolas e urbanas (CUNHA e CALIJURI, 2011). Nesse sentido, alguns trabalhos têm relatado a complexidade em se estimar as condições tróficas de ecossistemas aquáticos Tropicais e Subtropicais devido à maior influência de fatores ambientais sobre a dinâmica das variáveis de causa e efeito comumente consideradas (CUNHA, CALIJURI e LAMPARELLI, 2013; HUSZAR *et al.*, 2006).

Entretanto, como o período de estudo foi marcado pelo influxo inexpressivo, a consideração de outros fatores indutores de variabilidade, como vento e mistura das massas de água, tornou-se essencial para a compreensão da dinâmica de nutrientes no açude Pereira de Miranda e, conseqüentemente, para as alterações em seu estado trófico.

Conforme observado por Freire, Calijuri e Santaella (2009), no açude Pacajus, localizado na região Semiárida do Ceará, os açudes rasos são particularmente susceptíveis à mistura turbulenta induzida pela ação do vento, de forma que os processos convectivos podem ser responsáveis por uma carga interna de nutrientes e de material particulado a partir da ressuspensão do sedimento de fundo. De acordo com Santos *et al.* (2014), o processo de mistura das massas de água no açude Orós, Semiárido cearense, associado à redução da radiação subaquática, foi induzida pelo vento e favorecida pela profundidade reduzida, que tiveram efeitos sinérgicos sobre a ressuspensão de material do sedimento. Dinâmica semelhante foi sugerida por Freitas, Riguetto e Attayde (2011) para o açude Cruzeta, no Semiárido do Rio Grande do Norte.



Este mecanismo é particularmente evidenciado em açudes com sedimento enriquecido pelo aporte de cargas de nutrientes e em períodos de baixo aporte externo, com efeitos diretos sobre a regulação da produção primária algal, conforme observado por Braga *et al.* (2015) no açude Cruzeta. De acordo com esses autores, o período de seca prolongada provocou a redução no nível da água, aumento da turbidez não algal e da disponibilidade de nutrientes, que podem ter sido ressuspensos do sedimento por ação do vento, ao mesmo tempo em que houve redução da biomassa algal. Outros mecanismos de fertilização interna podem ocorrer pela variação de pH, condições de oxidação e redução, temperatura, turbulência e intensidade luminosa, conforme observado por Hou *et al.* (2013) no lago Daihai (China), que apresenta sedimento e coluna d'água rico em nitrogênio e fósforo de origem antropogênica. Em lagos de clima Temperado, Havens *et al.* (2001) relataram a importância do acúmulo de nutrientes no sedimento e a capacidade desses ecossistemas em disponibilizá-los a partir de mecanismos biológicos e físicos (vento), reforçando a importância da capacidade de retenção de nutrientes pelo sedimento e da interação entre os compartimentos sobre as mudanças sazonais na qualidade da água.

Um trabalho conduzido pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará (CEARÁ, 2015a) mostrou redução da capacidade de armazenamento do açude Pereira de Miranda em 9,0% entre 1958 e 2009, em consequência do processo de assoreamento, resultante de processos erosivos na bacia de drenagem. Nesse sentido, Freitas, Riguetto e Attayde (2011) corroboraram resultados anteriores de que açudes de regiões Semiáridas apresentam vulnerabilidade elevada ao assoreamento e à eutrofização, devido ao aporte elevado de sedimentos e nutrientes da bacia hidrográfica. Como açudes podem funcionar como bacias de retenção de materiais de origem alóctone (BEZERRA, BECKER e MATTOS, 2014; FREITAS, RIGUETTO e ATTAYDE, 2011; FREIRE, CALIJURI e SANTAELLA, 2009; MOLISANI *et al.*, 2013), é prudente considerar o sedimento de fundo do açude Pereira de Miranda como potencial fonte de enriquecimento da coluna d'água, em razão do caráter acumulador deste compartimento.

Dessa forma, especialmente para 2013, quando o açude atingiu a menor profundidade média durante o período de estudo, a hipótese de carga interna de nutrientes a partir da ressuspensão do sedimento de fundo não pode ser descartada, apesar de serem

necessários estudos mais específicos para uma melhor compreensão da contribuição deste compartimento para o enriquecimento da coluna d'água.

Ao mesmo tempo em que a ação do vento aumenta a zona de mistura ( $Z_{mix}$ ), pode contribuir para a redução da zona eufótica ( $Z_{eu}$ ) por ressuspensão do sedimento de fundo (Freire, Calijuri e Santaella, 2009). A diminuição da razão  $Z_{eu}/Z_{mix}$  é, reconhecidamente, um dos fatores controladores do crescimento algal em açudes, visto que, sob tal condição, as células de fitoplâncton são submetidas também a profundidades com pouca ou nenhuma luz durante o fotoperíodo, diminuindo seu rendimento fotossintético (BORGES *et al.*, 2008; CUNHA e CALIJURI, 2011).

Neste cenário, a influência de fatores físicos sobrepõe a questão da limitação por nutrientes devido à influência negativa sobre a produção primária, conforme sugerido por Huszar *et al.* (2006) e Smith, Joye e Howarth (2006), ao defenderem que fatores hidrológicos e limitação por luz podem determinar a resposta dos produtores primários em relação ao enriquecimento por nutrientes.

Além disso, a determinação do nutriente limitante é complexa, pois, apesar do fósforo ser considerado o principal nutriente limitante em ecossistemas aquáticos lênticos, tanto Temperados (SCHINDLER, 1974 e 1977) como Tropicais e Subtropicais (SALAS e MARTINO, 1991), há uma aceitação crescente da hipótese de alternância ou colimitação entre fósforo e nitrogênio em ecossistemas aquáticos de água doce (NOGUEIRA e RAMIREZ, 1998; CUNHA e CALIJURI, 2011). Segundo Cunha e Calijuri (2011), a consideração da limitação conjunta por nitrogênio, fósforo e luz tem sido uma tendência, embora a questão permaneça aberta devido à diversidade de ambientes e à variabilidade espacial e temporal que estes ecossistemas apresentam.

Num estudo realizado com dados de 192 ecossistemas lênticos Tropicais e Subtropicais de vários países, Huszar *et al.* (2006) observaram correlações mais fracas e mais variáveis entre TP e Cl *a* do que aquelas para açudes e lagos de regiões Temperadas, sugerindo que tanto fósforo quanto nitrogênio podem limitar ou colimitar o crescimento do fitoplâncton. Cunha e Calijuri (2011) também consideraram a hipótese de colimitação no açude Itupararanga (São Paulo, Brasil), além de indicarem a existência de múltiplos fatores

(nutrientes e luz) como correguladores do crescimento algal nos diferentes compartimentos do sistema.

Lima *et al.* (2015), analisando dados do açude Pereira de Miranda, encontraram correlação significativa entre as variáveis nitrogênio total e clorofila *a*, ao contrário do observado entre fósforo total e clorofila *a*, indicando a necessidade de estudos posteriores para deduções mais seguras acerca do nutriente limitante, considerando também a hipótese de colimitação entre nitrogênio e fósforo. A não correspondência entre a disponibilidade de fósforo e o aumento da biomassa fitoplanctônica, observadas no açude Pereira de Miranda durante período de estudo, além da correlação significativa entre nitrogênio total e clorofila *a*, fortaleceram a hipótese de colimitação do crescimento do fitoplâncton.

Nesse sentido, é importante reconhecer que nem sempre a produção de biomassa algal está diretamente correlacionada com a quantidade de nutrientes disponíveis. De acordo com Reynolds (1998), é necessário incluir, quando existente, a ação de fatores secundários na análise da produção de biomassa e das mudanças na estrutura de assembleias de fitoplâncton, como os processos adaptativos do fitoplâncton diante pressão do pastejo seletivo pelo zooplâncton, da intensidade de radiação subaquática e da temperatura do ambiente nessa análise.

Assim, a realização de análise da produção primária e da composição das assembleias de fitoplâncton apenas pela disponibilidade direta de nutrientes poderá implicar em resultados incoerentes com a dinâmica limnológica do ecossistema. Ainda em relação aos fatores que interferem na relação entre a nutrientes e clorofila *a*, Havens *et al.* (2001) relataram a importância do pastejo por peixes ou limitação por luz causada pelo vento (condições de mistura) sobre a falta de correlação entre fósforo e clorofila *a* em lagos rasos. Por outro lado, Mazumder (1994) observou que durante estratificação de verão em lagos de clima Temperado (Europa e América do Norte), para concentração constante de fósforo, a concentração de clorofila foi menor na presença de indivíduos maiores de *Daphnia*, que exerciam maior pressão de pastejo sobre o fitoplâncton. Esses fatores também podem estar agindo no açude Pereira de Miranda, o que requer pesquisas posteriores.

Portanto, análogo ao que ocorre em períodos chuvosos regulares, a redução da qualidade da água, avaliada por critérios tróficos, pode ocorrer em cenários ambientais

caracterizados pela ausência ou insuficiência de aportes externos via escoamento superficial, como observado durante a maior parte do período de estudo no açude Pereira de Miranda, bem como em outros açudes, principalmente durante as estiagens anuais (BEZERRA, BECKER e MATTOS, 2014; BOUVY *et al.*, 2000; FREITAS, RIGUETTO e ATTAYDE, 2011; NOGUEIRA *et al.*, 2005; OLIVEIRA *et al.*, 2015; SILVA e COSTA, 2015).

Nesse contexto, compreender a dinâmica limnológica de açudes e os fatores que determinam as relações entre as variáveis usadas como indicadores tróficos é fundamental para se entender as diferenças nas respostas entre diferentes IET's, obtidos a partir de cada variável (CARLSON, 1977; CARLSON, 2007; CARLSON e HAVEN, 2005; TOLEDO Jr. *et al.*, 1983). Negligenciar a existência de fatores correguladores da produção primária fitoplanctônica nestes ecossistemas e a análise das diferenças entre os índices, realizada a partir de cada variável, pode resultar em perda de informações essenciais para explicar os casos em que os efeitos da eutrofização, como o aumento da biomassa algal, não ocorrem em ambientes ricos em nutrientes (CARLSON, 1977, 1980, 2007; CARLSON e HAVENS, 2005), como verificado no açude Pereira de Miranda, entre os anos de 2012 e 2013.

Dessa forma, a diferença entre as classificações tróficas obtidas a partir de diferentes variáveis indicadoras, bem como entre os diferentes IET's, pode ser considerada fator crítico para um diagnóstico mais realístico do grau de eutrofização de açudes do Semiárido. Para tanto, o conhecimento dos fatores controladores do crescimento algal é muito importante, pois permite, como no caso da determinação do nutriente limitante, a proposição de medidas de controle e redução de cargas poluidoras pontuais e difusas a açudes (CUNHA e CALIJURI, 2011; FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007; LOPES *et al.*, 2014; SANTOS *et al.*, 2014). No caso do Pereira de Miranda, que parece estar em condição de transição trófica entre os estados mesotrófico e eutrófico, este conhecimento pode ser ainda mais relevante para fins de gerenciamento da qualidade da água armazenada.

Os resultados obtidos no açude Pereira de Miranda são um reforço de que a classificação trófica de ambientes aquáticos deve considerar as particularidades locais e que a simples aplicação de modelos regionais de ambientes distintos pode induzir a conclusões irreais. Portanto, são necessários estudos mais específicos sobre os fatores que determinam a variabilidade temporal do estado trófico em açudes da região Semiárida brasileira, que podem

apresentar características hidrológicas e tróficas particulares, principalmente em período de estiagem prolongada, quando a redução da qualidade da água é intensa. Isto porque, em regiões de clima Tropical e Semiárido, a influência dos fatores externos secundários parece estar intimamente relacionada à produtividade primária do sistema e à estruturação de assembleias de fitoplâncton.

Por fim, ressalta-se a importância de um diagnóstico de eutrofização que associe a classificação trófica pelo uso de IET's ao conhecimento da estrutura da comunidade fitoplanctônica, em que a análise integrada de dados bióticos e abióticos permita uma abordagem ecológica mais completa.

## 2.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No açude Pereira de Miranda, as condições hidrológicas, agravadas por déficit hídrico e maior ação do vento, foram determinantes sobre as mudanças sazonais nos indicadores tróficos.

As estimativas variando entre eutrófica e hipereutrófica, para as concentrações de fósforo total e transparência da água, e mesotrófica, considerando as concentrações de clorofila *a*, indicam que o controle da biomassa algal, considerada como efeito da eutrofização, foi realizado naturalmente pelas condições limnológicas locais, estabelecidas pelas características hidrológicas de períodos de seca prolongada.

No entanto, esses resultados são preliminares e restritos a um único sistema, recomendando-se que pesquisas adicionais considerem um número maior de açudes distribuídos na região Semiárida do Brasil, com a inclusão de mais variáveis físicas, químicas e biológicas, como turbidez, carbono orgânico e inorgânico, e outras que apresente evidências de associação com as condições tróficas do ecossistema, para que novas relações possam ser feitas e analisadas e que as diferenças entre elas possam ser discutidas com base no processo de eutrofização.

## REFERÊNCIAS

- ANDRADE, E.M.; COSENZA, J.P.; ROSA, L.P.; LACERDA, G. The vulnerability of hydroelectric generation in the Northeast of Brazil: The environmental and business risks for CHESF. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, p. 5760-5769, 2012.
- ARAÚJO FILHO, J.C; GUNKEL, G.; SOBRAL, M.C.M.; KAUPENJOHANN, M.; LOPES, H.L. Soil attributes functionality and water eutrophication in the surrounding area of Itaparica Reservoir, Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.9, p.1005-1013, 2013.
- BEZERRA, A.F.M.; BECKER, V.; MATTOS, A. Balanço de Massa de Fósforo Total e o Estado Trófico em Açudes do Semiárido Brasileiro. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.19, n. 2, p. 67-76, 2014.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; DIAS, S.N.; CORDEIRO-ARAÚJO, M.K.; DANTAS, E.W. Seasonal dynamics of cyanobacteria in a eutrophic reservoir (Arcoverde) in a semi-arid region of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 533-544, 2012.
- BORGES, P.A.F.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L.C. Spatial and temporal variation of phytoplankton in two Subtropical Brazilian reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 607, p. 63-74, 2008.
- BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M.; MOURA, A. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian Tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 23, p. 13-27, 2000.
- BOUVY, M.; NASCIMENTO, S.M.; MOLICA, R.J.R.; FERREIRA, A.; HUSZAR, V.; AZEVEDO, M.F.O. Limnological features in Tapacurá reservoir (Northeast Brazil) during a severe drought. **Hydrobiologia**, v. 493, p. 115-130, 2003.
- BRAGA, G.G.; BECKER, V.; DE OLIVEIRA, J.N.P.; MEDONÇA-JÚNIOR, J.R.; BEZERRA, A.F.M.; TORRES, L.M.; GALVÃO, A.M.F.; MATTOS, A. Influence of extended drought on water quality in Tropical reservoirs in a semiarid region. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 1, p. 15-23, 2015.
- BRASIL. Portal de Qualidade de Água: indicadores de qualidade – Índice do Estado Trófico (IET), 2015. Disponível em < <http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-estado-trofico.aspx#>>. Acesso em: 07 de nov de 2015. (A)
- BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE Cidades (Ceará): Boletim 2015. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2015/estimativa\\_tcu.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2015/estimativa_tcu.shtm)> Acesso em: 07 de nov. de 2015. (B)

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União. Poder Executivo, de 18 de março de 2005.(C)

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, p. 361-369, 1977.

CARLSON, R. E.; SIMPSON, J. **A coordinator's guide to volunteer lake monitoring methods**. North American Lake Management Society, 1996.

CARLSON, R.E.; HAVENS, K.E. Graphical methods for the interpretation of relationships between trophic state variables. **Lake and Reservoir Management**, v. 21, p. 107-118, 2005.

CARPENTER, S.R.; CARACO, N.F.; CORRELL, D.L.; HOWARTH, R.W.; SHARPLEY, A.N.; SMITH, V.H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, v.8, n. 3, p. 559-568, 1998.

CEARÁ. **Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Estado do Ceará - COGERH-CE**. Portal Hidrológico do Ceará: Boletim mais recente, 04 de setembro de 2015. Disponível em: <<http://www.cogerh.com.br>>. Acesso em: 04 set. 2015. (A)

\_\_\_\_\_. **Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos - FUNCEME**. Disponível em <<http://www.funceme.br>>. Acesso em: 04 abr. 2015. (B)

\_\_\_\_\_. **Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará - IPECE**. Ceará em Mapas: informações georreferenciadas e espacializadas para os 184 municípios cearenses. 2007. Disponível em: <<http://www2.ipece.ce.gov.br/atlas/capitulo1/12.htm>>. Acesso em: 20 dez. 2015. (C)

CHAVES, F.I. B.; LIMA, P.F.; LEITÃO, R. C.; PAULINO, W. D.; SANTAELLA, S. T. Influence of rainfall on the trophic status of a Brazilian semiarid reservoir. **Acta Scientiarum**, v. 35, p. 505-511, 2013.

CHELLAPPA, N. T.; CHELLAPPA, S.L.; CHELLAPPA, S. Harmful phytoplankton blooms and fish mortality in a eutrophicated reservoir of Northeast Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, p.833-841, 2008.

CHELLAPPA, N. T.; CHELLAPPA, T.; CÂMARA, R. R. A.; ROCHA, O.; CHELLAPPA, S. Impact of stress and disturbance factors on the phytoplankton communities in Northeastern Brazil reservoir. **Limnologica**, v. 39, p.273-282, 2009.

CHESF. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, p. 5760–5769, 2012.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. Limiting factors for phytoplankton growth in Subtropical reservoirs: the effect of light and nutrient availability in different longitudinal compartments. **Lake and Reservoir Management**, v. 27, p. 162-172, 2011.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for Tropical/Subtropical reservoirs (TSItsr). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 126-134, 2013.

DANTAS, E.W.; MOURA, A.N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. Cyanobacterial blooms in stratified and destratified eutrophic reservoirs in semi-arid region of Brazil. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v. 83, n. 4, p. 1327-1338, 2011.

DANTAS, E.W.; MOURA, A.N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; ARRUDA NETO, J.D.T.; 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, p. 970-982, 2008.

EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; RICE, E. W.; GREENBERG, A. E.; FRANSON, M.A.H. **Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater**. 21st ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2005.

FIGUEIRÊDO, M.C.B.; TEIXEIRA, A.S.; ARAÚLO, L.F.P.; ROSA, M.F.; PAULINO, W.D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J.C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de açudes à eutrofização. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, p. 399-409, 2007.

FREIRE, R. H. F.; CALIJURI, M. C.; SANTAELLA, S. T. Longitudinal patterns and variations in water quality in a reservoir in the semiarid region of NE Brazil: responses to hydrological and climatic changes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, p. 251-262, 2009.

FREITAS, F.R.S.; RIGHETTO, A.M.; ATTAYDE, J.L. Cargas de fósforo total e material em suspensão em um reservatório do semi-árido brasileiro. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 3, p. 655-665, 2011.

HASLER, A.D. Eutrophication of Lakes by Domestic Drainage. **Ecology**, v. 28, n. 4, p. 383-395, 1947.

HAVENS, K.E.; FUKUSHIMA, T.; XIE, P.; IWAKUMA, T.; JAMES, R.T.; TAKAMURA, N.; HANAZATO, T.; YAMAMOTO, T. Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (PR China), and Okeechobee (USA). **Environmental Pollution**, v. 111, p. 263-272, 2001.

HOU, D.; HE, J.; LÜ, C.; SUN, Y.; ZHANG, F.; OTGONBAYAR, K. Effects of Environmental Factors on Nutrients Release at Sediment-Water Interface and Assessment of



Trophic Status for a Typical Shallow Lake, Northwest China. **The Scientific World Journal**, v. 2013, p. 1-16, 2013.

HUSZAR, V.L.M.; CARACO, N.F.; ROLAND, F.; COLE, J. Nutrient–chlorophyll relationships in Tropical–Subtropical lakes: do temperate models fit? **Biogeochemistry**, v. 79, p. 239-250, 2006.

KEHAYIAS, G; DOULKA, E. Trophic State Evaluation of a Large Mediterranean Lake utilizing abiotic and biotic elements. **Journal of Environmental Protection**, v. 5, p. 17-28, 2014.

KOEPPEN, W. **Climatologia**: con um estudio de los climas de la tierra. México: Fondo de Cultura Económica, 1948.

KRATZER, C. R.; BREZONIK, P. L. A Carlson type trophic state index for nitrogen in Florida Lakes. **Water Resources Bulletin**, v. 17, p.713-715, 1981.

LIMA, P.F.; SOUSA, M.S.R.; PORFÍRIO, A.F.; ALMEIDA, B.S.; FREIRE, R.H.F.; SANTAELLA, S.T. Preliminary analysis on the use of Trophic State Indexes in a brazilian semiarid reservoir. **Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá**, v. 37, n. 3, p. 309-318, 2015.

LOPES, F.B.; ANDRADE, E.M.; MEIRELES, A.C. M.; BECKER, H; BATISTA. A.A. Assessment of the water quality in a large reservoir in semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 18, n. 4, p.437-445, 2014.

LUCCA, J.V.; ALBUQUERQUE, A.L.S.; ROCHA, O. Spatial heterogeneity and temporal changes of abiotic factors, in Lake Caçó, Maranhão state, Brazil **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 20, n. 2, p. 89-97, 2008.

MAZUMDER, A. Phosphorus-chorophyll relationships under contrasting herbivory and thermal stratification: Predictions and Patterns. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 51, p. 390-400, 1994.

MEDEIROS, Y.D.P. Análise dos Impactos das Mudanças Climáticas em Região Semi-árida. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 2, p. 127-136, 2003.

MOLISANI, M.M.; BARROSO, H.S., BECKER, H.; MOREIRA, M.O.P.; HIJO, C.A.G.; MONTE, T.M.; VASCONCELLOS, G.H. Trophic state, phytoplankton assemblages and limnological diagnosis of the Castanhão Reservoir, CE, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, p. 1-12, 2010.

MOLISANI, M.M.; BECKER, H.; BARROSO, H.S.; HIJO, C.A.G.; MONTE, T.M.; VASCONCELLOS, G.H.; LACERDA, L.D. The influence of Castanhão reservoir on nutrient and suspended matter transport during rainy season in the ephemeral Jaguaribe river (CE, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, p. 115-123, 2013.

MONTENEGRO, A.; RAGAB, R. Impact of possible climate and land use changes in the semi arid regions: A case study from North Eastern Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 434-435, p. 55-68, 2012.

NOGUEIRA, N. M. C.; BARBIEIRI, R.; COSTA NETO, J. P.; ROCHA, O. Composition and temporal changes of phytoplankton community in Lake Quebra-Pote, MA, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, p. 419-431, 2005.

NOGUEIRA, N. M. C.; RAMIREZ, R. J. J. Variação mensal da condição trófica do Lago das Garças (São Paulo, SP, Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 10, p. 21-34, 1998.

OFFEM, B. O.; AYOTUNDE, E. O.; IKPI, G. U.; ADA, F. B.; OCHANG, S. N. Plankton-based assessment of the trophic state of three Tropical lakes. **Journal of Environmental Protection**, v. 2, p. 304-315, 2011.

OLIVEIRA, F.H.P.C.; SILVA, J.D.B.; COSTA, A.N.S.F.; RAMALHO, W.P. MOREIRA, C.H.P.; CALAZANS, T.L.S. Cyanobacteria community in two Tropical eutrophic reservoirs in northeastern Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 37, n. 2, p. 169-176, 2015.

ÖZKUNDAKÇIA, D.; HAMILTON, D.P.; SCHOLLES, P. Effect of intensive catchment and in-lake restoration procedures on phosphorus concentrations in a eutrophic lake. **Ecological Engineering**, v. 36, p. 396-405, 2010.

PAERL, H.W., FULTON, R.S., MOISANDER, P.H., DYBLE, J. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. **The Scientific World Journal**. v. 1, p. 76-113, 2001.

PAWLIK-SKOWRONSKA, B.; KALINOWSKA, R.; SKOWRONSKI, T. Cyanotoxin diversity and food web bioaccumulation in a reservoir with decreasing phosphorus concentrations and perennial cyanobacterial blooms. **Harmful Algae**, v. 28, p. 118-125, 2013.

REYNOLDS, C.S. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? **Hydrobiologia**, v. 369/370, p. 11-26, 1998.

RODRIGUES, R.R.; HAARSMA, R.J. CAMPOS, E.J.D. AMBRIZZI, T. The Impacts of Inter–El Niño Variability on the Tropical Atlantic and Northeast Brazil Climate. **Journal of Climate**, v. 24, n. 13, p. 3402-3422, 2011.

ROLAND, F.; HUSZAR, V.M.L.; FARJALLA, V.F.; ENRICH-PRAST, A.; AMADO, A.M.; OMETTO, J.P.H.B. Climate change in Brazil: perspective on the biogeochemistry of inland waters. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 709-722, 2012.

ROSAS, I.; VELASCO, A.; BELMONT, R.; BFIEZ, A.; MARTINEZ, A. The algal community as an indicator of the trophic status of Lake Patzcuaro, Mexico. **Environmental Pollution**, v. 80, p. 255-264, 1993.

SALAS, H. J.; MARTINO, P.A simplified phosphorus trophic state model for warm-water Tropical lakes. **Water Research**, v. 25, p. 341-350, 1991.

SANTOS, J.C.N.; ANDRADE, E.M.; ARAÚJO-NETO, J.R.; MEIRELES, A.C.M.; PALÁCIO, H.A.Q. Land use and trophic state dynamics in a Tropical semi-arid reservoir. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 45, n. 1, p. 35-44, 2014.

SCHINDLER, D. W. Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management, **Science**, v. 184, n. 4139, p. 897-899, 1974.

SCHINDLER, D. W. Evolution of phosphorus limitation in Lakes: natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. **Science**, v. 195, p. 260-262, 1977.

SCHINDLER, D. W. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 1/2, p. 356-363, 2006.

SCHINDLER, D.W. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 279, p. 4322–4333, 2012.

SCHINDLER, D.W.; HECKY, R.E.; FINDLAY, D.L. STANTON, M.P. PARKER, B.R. PATERSON, M.J.; BEATY, K.G.; LYNG, M.; KASIAN, S.E.M. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 32, p. 11254-11258, 2008.

SILVA, A.P.C.; DA COSTA, I.A.S. Biomonitoring ecological status of two reservoirs of the Brazilian semi-arid using phytoplankton assemblages (Q index). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 1, p. 1-14, 2015.

SILVA, V.P.R. On climate variability in Northeast of Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 58, p. 575-596, 2004.

SMITH, V.H.; SCHINDLER, D.W. Eutrophication science: where do we go from here?. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. 4, p. 201-207, 2009.

SMITH, V.H.; JOYE, S.B.; HOWARTH, R.W. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 1/2, p. 351-355, 2006.

SMITH, V.H.; TILMAN, G.D.; NEKOLA, J.C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**, v. 100, p. 179-196, 1999.

THOMATOU, A.; TRIANTAFYLLIDOU, M.; CHALKIA, E.; KEHAYIAS, G.; KONSTANTINOOU, I.; ZACHARIAS, I. Land use changes do not rapidly change the trophic state of a deep lake. Amvrakia Lake, Greece. **Journal of Environmental Protection**, v.4, p. 426-434, 2013.

TOLEDO Jr., A. P. **Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de açudes de regiões quentes tropicais, 1990**. São Paulo: Relatório Interno CETESB, 1990.

TOLEDO Jr., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. **The application of simplified models for the evaluation of the process of eutrophication in Tropical lakes and reservoirs**. In: Proceedings of the 12th Brazilian Congress of Sanitary Engineering. p. 1-34, 1983.

VOLLENWEIDER, R.A.;KEREKES, J. **Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control**. Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD). Paris, p. 156, 1982.

VON SPERLING, E.; FERREIRA, A.C.S.; GOMES, L.N.L. Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth. **Desalination**, v. 226, p. 169-174, 2008.

WANG, L.; LIU, L; ZHENG, B. Eutrophication development and its key regulating factors in a water-supply reservoir in North China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25, n. 5, p. 962-970, 2013.

## CAPITULO 3

### ANÁLISE PRELIMINAR DO USO DE ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO NO AÇUDE PEREIRA DE MIRANDA DURANTE PERÍODO DE FORTE *DEFICT* HÍDRICO

#### RESUMO

O índice de estado trófico (IET) de Carlson (1977) é uma ferramenta muito utilizada para estimar o grau de eutrofização de reservatórios. No Brasil, a necessidade de um sistema classificatório que levasse em consideração as peculiaridades regionais resultou em derivações do índice original. O objetivo desta pesquisa foi comparar as respostas do IET de Carlson (clima Temperado) e dos índices modificados para reservatórios do sudeste brasileiro (clima Subtropical) originadas para dados do açude Pereira de Miranda e analisar a influência das condições locais sobre esses resultados, discutindo-se a sua aplicabilidade para a região Semiárida do Brasil. Os índices de estado trófico foram calculados a partir dos valores de clorofila *a*, fósforo total e transparência da água. O estado trófico do açude foi estimado como mesotrófico, com base na variável clorofila *a*, e entre eutrófico e hipereutrófico, a partir dos dados de fósforo total e de transparência da água. A partir dos resultados, observa-se a necessidade de considerar fatores intrínsecos na discussão sobre a aplicabilidade desses índices para os reservatórios do Semiárido, especialmente quando as variáveis hidroclimáticas e morfométricas os tornam ainda mais vulneráveis a distúrbios, a exemplo do vento, que tem influência significativa sobre os processos que determinam o estado trófico.

**Palavras-chave:** condições hidroclimáticas, eutrofização, nutriente limitante, fósforo, nitrogênio, clorofila *a*.

## CHAPTER 3

### PRELIMINARY ANALYSIS OF TROPHIC STATE INDICES FOR USE IN PEREIRA DE MIRANDA RESERVOIR DURING PERIOD OF STRONG WATER DEFICIT

#### ABSTRACT

The Carlson's (1977) Trophic State Index (TSI) is a widely employed tool to estimate the degree of eutrophication in a reservoir. In Brazil, the need of a classification system that would take into account regional characteristics employed adjusted indexes generated by data from reservoirs in the southeastern region of the country. Current research compares responses for Carlson's TSI (1977) and its derivations for Brazilian reservoirs from data collected in the Pereira de Miranda Reservoir (State of Ceará, Brazil), and analyzes the influence of local conditions on results and their applicability to reservoirs in the semiarid region. TSIs were calculated by data on total phosphorus, chlorophyll *a* and water transparency. The reservoir was estimated as mesotrophic based on the chlorophyll *a* variable, and between eutrophic and hyper-eutrophic when based on total phosphorus data and water transparency. Results showed the need to consider intrinsic factors in the discussion on the applicability of TSIs to reservoirs in the semiarid region since the peculiar hydro-climatic conditions and morphometric characteristics make them even more vulnerable to disturbance agents, such as winds which have a significant influence on processes that determine the trophic state.

**Keywords:** hydro-climatic conditions, eutrophication, limiting nutrient, phosphorus, nitrogen, chlorophyll *a*.

### 3.1 INTRODUÇÃO

Apesar dos avanços estruturais, a disponibilidade hídrica na região Semiárida do Brasil é um problema secular (FINAN e NELSON, 2001; LEMOS e OLIVEIRA, 2004; NELSON e FINAN, 2009). O acúmulo de águas em açudes não é suficiente para garantir o abastecimento humano e as atividades produtivas em períodos interanuais de estiagem, enquanto que perdas por evaporação podem chegar a 55% da água armazenada, como observaram Araújo e Piedra (2009) em açudes do Ceará.

Além do aspecto quantitativo, a redução da qualidade da água é uma ameaça global à manutenção do equilíbrio ecológico e aos padrões biogeoquímicos (BOUVY *et al.*, 2003; MOLISANI *et al.*, 2013; MOSS *et al.*, 2011), à saúde humana (AZEVEDO *et al.*, 2002; CHELLAPPA *et al.*, 2008; COSTA *et al.*, 2006; COSTA *et al.*, 2009), e ao desenvolvimento social e econômico das comunidades dependentes desses sistemas aquáticos (CHELLAPPA *et al.*, 2008; DODDS *et al.*, 2009).

As condições climáticas, o regime hidrológico e as cargas poluidoras resultantes das atividades antrópicas rurais e urbanas são alguns dos fatores que atuam de maneira peculiar sobre a dinâmica de processos limnológicos em açudes de regiões Semiáridas, com influência significativa sobre mudanças nas condições tróficas desses sistemas, caracterizadas pelo aumento nas concentrações de nutrientes e na biomassa fitoplanctônica (ARAÚJO e PIEDRA, 2009; BOUVY *et al.*, 2003; CEBALLOS *et al.*, 1998; CHELLAPPA e COSTA, 2003; ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.*, 2007; FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007; MOLISANI *et al.*, 2013; ROLAND *et al.*, 2012; SILVA, 2004; VIEIRA *et al.*, 2009).

Nesse sentido, é fundamental que se realizem estudos espaço-temporais das condições tróficas dos açudes do Semiárido brasileiro, a fim de compreender seu funcionamento ecológico e identificar os principais fatores de causa e de efeito relacionados ao processo de eutrofização. Diversas tentativas de estimar o estado trófico de lagos, açudes e rios, por critérios qualitativos e quantitativos, estão disponíveis na literatura (CARLSON, 1977; CARLSON e SIMPSON, 1996; CUNHA, CALIJURI e LAMPARELLI, 2013; KRATZER e BREZONIK, 1981; TOLEDO Jr. *et al.*, 1983; WALKER Jr., 1984) e reforçam a

importância técnica e científica de quantificar e compreender as condições tróficas dos sistemas aquáticos continentais.

Carlson (1977) adotou a biomassa algal como critério básico para definição do estado trófico e formulou um sistema de classificação numérico a partir de variáveis relacionadas às condições tróficas de ambientes aquáticos. Nomeado como Índice de Estado Trófico (IET), esse sistema de classificação passou a ser amplamente usado em lagos naturais e açudes de vários continentes. No entanto, por ter sido fundamentado, originalmente, em dados obtidos em lagos de origem glacial, em regiões Temperadas, o uso irrestrito desse índice em outras regiões climáticas tem sido criticado.

Segundo alguns autores (CASTAGNINO, 1982; CUNHA, CALIJURI e LAMPARELLI, 2013; SALAS e MARTINO, 1991; TOLEDO Jr. *et al.*, 1983), variáveis como temperatura, atividade fotossintética e taxa de sedimentação de fósforo são distintas entre as regiões climáticas, sendo mais elevadas em latitudes menores, e podem implicar em estimativas tróficas super ou subestimadas.

Diante disso, particularidades hidroclimáticas e limnológicas locais, associadas às respostas da biota aquática, foram consideradas por pesquisadores brasileiros, com o objetivo de identificar a necessidade de possíveis mudanças nas abordagens metodológicas utilizadas. Toledo Jr. *et al.* (1983) foram pioneiros em propor adequações no índice original de Carlson (1977) para aplicação em açudes Tropicais e Subtropicais da região sudeste do Brasil, além de terem incluído uma equação para fósforo reativo solúvel. Mais recentemente, Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) propuseram adaptações no índice de Carlson (1977) ao utilizar um conjunto maior de dados de açudes localizados na região Tropical/Subtropical brasileira, em relação à quantidade de dados usados anteriormente por Toledo Jr. *et al.* (1983).

Apesar dessas tentativas e da evolução na proposição de estimativas tróficas, nenhuma delas incluiu dados de açudes localizados na região Semiárida do Brasil, sujeitos a recorrência de precipitações anuais abaixo da média histórica e de períodos interanuais de seca e conseqüente redução do nível da água dos açudes; aumento do tempo de residência; e instabilidades físicas da coluna de água provocadas em anos chuvosos e pela ação do vento (BARBOSA *et al.*, 2012; BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.* 2012; CÂMARA *et al.*, 2009;



CHAVES *et al.*, 2013, CHELLAPPA *et al.*, 2009; DANTAS *et al.*, 2012; MOLISANI *et al.*, 2010; VIEIRA *et al.*, 2009).

Diante do exposto, a proposta desta pesquisa foi calcular os índices de estado trófico de Carlson (1977) e os índices de Carlson adaptados por Toledo Jr. *et al.* (1983) e Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013), a partir de dados do açude Pereira de Miranda, região Semiárida do Ceará, analisar a influência das condições hidroclimáticas locais sobre os resultados desses índices e fazer considerações iniciais sobre a sua aplicabilidade a açudes do Semiárido do Nordeste brasileiro. Como hipótese deste trabalho, tem-se que a variação temporal dos fatores climáticos e hidrológicos que agem sobre o açude Pereira de Miranda, particulares à região semiárida cearense, interferem fortemente sobre os valores numéricos gerados pelos índices de estado trófico de Carlson (1977) e dos índices de Carlson adaptados por Toledo Jr. *et al.* (1983) e Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) e resulta em classificação trófica distinta, considerando os valores dos índices para as variáveis fósforo total, transparência da água e clorofila *a*.

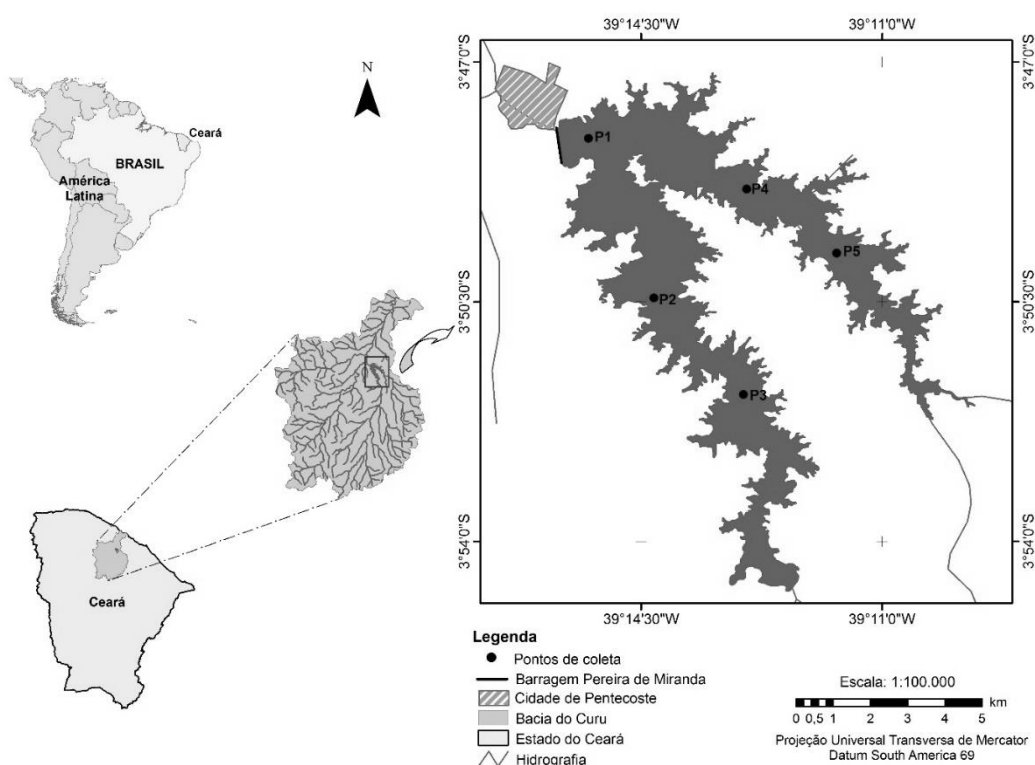
## 3.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 3.2.1 Localização e características da área de estudo

O açude Pereira de Miranda está inserido na bacia hidrográfica do rio Curu, no município de Pentecoste, região norte do Estado do Ceará (Figura 3.1). Sua barragem retém o fluxo hídrico dos rios Canindé e Capitão Mor e possibilita o controle das vazões para abastecimento humano, agropecuário e industrial, além de regularizar a vazão e controlar cheias no trecho a jusante do rio Curu. A capacidade de armazenamento do açude é de 360 hm<sup>3</sup>, com profundidade máxima de 19,8 m e média de 7,2 m, área da bacia hidrográfica de 3.254 km<sup>2</sup> e área e perímetro da bacia hidráulica de 5.040 ha e 126 km, respectivamente. Desde 1957, data de sua construção, a capacidade de armazenamento do açude Pereira de Miranda diminuiu 9% (35,6 hm<sup>3</sup>) até 2009 e reflete a magnitude do aporte de carga orgânica e

mineral da bacia hidrográfica para o açude que, com esta redução, atinge o volume morto com  $9,3 \text{ hm}^3$  (CEARÁ, 2014).

**Figura 3.1** - Localização do açude Pereira de Miranda e definição das estações de amostragem.



**Fonte:** Próprio autor.

O clima local é do tipo BSw'h' (KOEPPEN, 1948), que caracteriza a região como Semiárida e quente com chuvas no verão e no outono. O regime pluviométrico é irregular no tempo e no espaço, com escassez de chuvas e secas periódicas de intensidades variáveis. Devido a estas condições efêmeras, o escoamento superficial e as vazões afluentes ocorrem apenas no período chuvoso (CEARÁ, 2014). A média histórica de precipitação é de 781,2 mm (1974 a 2013) e o período chuvoso se concentra entre fevereiro e maio (CEARÁ, 2013). Os

solos da bacia são reconhecidos pela pequena profundidade e sujeitos à deficiência hídrica, salinização e erodibilidade. A unidade fitoecológica predominante na bacia é a Caatinga Arbustiva Densa (CEARÁ, 2007).

### 3.2.2 Amostragem e procedimentos analíticos

As coletas foram realizadas mensalmente entre os anos de 2012 e 2013, das 09:00 às 15:00 h, em cinco pontos (Figura 3.1) localizados na região pelágica (P1), intermediária (P2 e P4) e fluvial (P3 e P5), sendo a profundidade crescente entre a região fluvial e a região lacustre. As amostras de água foram coletadas com garrafa de van Dorn, a 0,5 m da superfície e a 0,5 m a partir do fundo, e utilizadas para a determinação de clorofila *a* (Cl *a*), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT) e turbidez.

Os métodos analíticos laboratoriais (Tabela 3.1) estão descritos em Eaton *et al.* (2005) e as variáveis foram determinadas no Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água (EQUAL), do Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), da Universidade Federal do Ceará (UFC). A transparência da água foi medida com disco de Secchi ( $\emptyset = 25$  cm) e os valores de turbidez foram obtidos em campo, com turbidímetro portátil, logo após cada coleta.

**Tabela 3.1** – Métodos analíticos usados para determinação das variáveis utilizadas nos índices de estado trófico e nas razões de massa das concentrações de nitrogênio e fósforo totais.

Variável	Método	Referência
Nitrogênio Total	Digestão com persulfato; coluna de cádmio	4500-P J.; 4500-NO <sub>3</sub> E.
Fósforo total	Digestão com persulfato; ácido ascórbico	4500-P J.; 4500-P E.
Clorofila <i>a</i>	Espectrofotométrico; extração com acetona	10200 H.

**Fonte:** adaptado pelo autor (EATON *et al.*, 2005).

As concentrações de nitrogênio total e de fósforo total, obtidas na superfície, foram usadas para estimativa do nutriente limitante, enquanto que as concentrações de clorofila *a* e de fósforo total da superfície e os valores da transparência da água foram essenciais para o

cálculo dos índices de estado trófico e para a estimativa das condições tróficas do açude Pereira de Miranda.

### **3.2.3 Relação N:P, nutriente limitante e índices de estado trófico**

A determinação da razão de massas entre nitrogênio total e fósforo total (N:P) e a estimativa do nutriente limitante à produtividade primária no açude Pereira de Miranda foram realizadas a partir das razões N:P estabelecidas em pesquisas conduzidas em regiões Temperadas e adotadas em regiões Subtropicais e Tropicais (CUNHA, CALIJURI e LAMPARELLI, 2013; SALAS e MARTINO, 1991; TOLEDO Jr. *et al.*, 1983).

Os índices de estado trófico (IET's) e os critérios qualitativos aplicados nesta pesquisa foram derivados dos trabalhos de Carlson (1977), Carlson e Simpson (1996), Toledo Jr. *et al.*, (1983), Toledo Jr. (1990) e Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013). Os valores resultantes desses índices foram utilizados na elaboração do gráfico das diferenças entre o IET para Cl *a* e os IET's para PT e DS, para análise da amplitude de variação entre esses índices.

### **3.2.4 Dados hidroclimáticos**

O conjunto de dados de precipitação mensal e média histórica mensal e os dados diários de tempo de residência, volume armazenado e profundidade média do açude Pereira de Miranda foram disponibilizados, respectivamente, pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME) e Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH). A análise hidroclimática foi extrapolada até 2009 para melhor compreensão da variabilidade temporal atuando sobre a bacia hidrográfica do açude Pereira de Miranda, no Semiárido cearense.

### 3.2.5 Análises estatísticas

As variáveis fósforo total, nitrogênio total, clorofila a, turbidez e transparência da água foram analisadas por correlação de Pearson. Em seguida, os pares de variáveis que apresentaram correlação estatisticamente significativa ( $p < 0,05$ ) foram submetidos à análise de regressão linear. Anteriormente à análise de regressão, os dados foram log transformados. As análises foram realizadas com a ajuda do *software* Statistica 8.0, utilizando-se todo o conjunto de dados coletado durante o biênio 2012-2013.

## 3.3 RESULTADOS

### 3.3.1 Dados hidroclimáticos

A dinâmica limnológica do açude Pereira de Miranda foi influenciada por um cenário hidroclimático raro, estruturado entre 2009 e 2013. Nesse período, pôde-se observar o terceiro maior índice pluviométrico anual (1460,7 mm; 2009) e a terceira (301,7 mm; 2012) e quarta (418,2 mm; 2010) maior seca dos últimos 39 anos. Em 2011, choveu 1045,1 mm, superior à média histórica anual (781,2 mm), com comportamento padrão nos meses mais chuvosos (fevereiro a maio), mas com antecipação do período chuvoso para janeiro (174,1 mm).

Enquanto entre abril e julho de 2009 o volume do açude Pereira de Miranda ultrapassou a cota máxima com lâmina de sangria, em dezembro de 2013, a capacidade de armazenamento esteve próxima de 5% (18,01 hm<sup>3</sup>). Durante o período considerado, o tempo de residência teórico variou de 27,1 dias, em maio de 2009, para 1121,3 dias em dezembro de 2013, enquanto a profundidade média variou de 7,2 m (julho, 2009) para 2,2 m (dezembro 2013).

### 3.3.2 Nutrientes, razão N:P, clorofila *a* e transparência da água

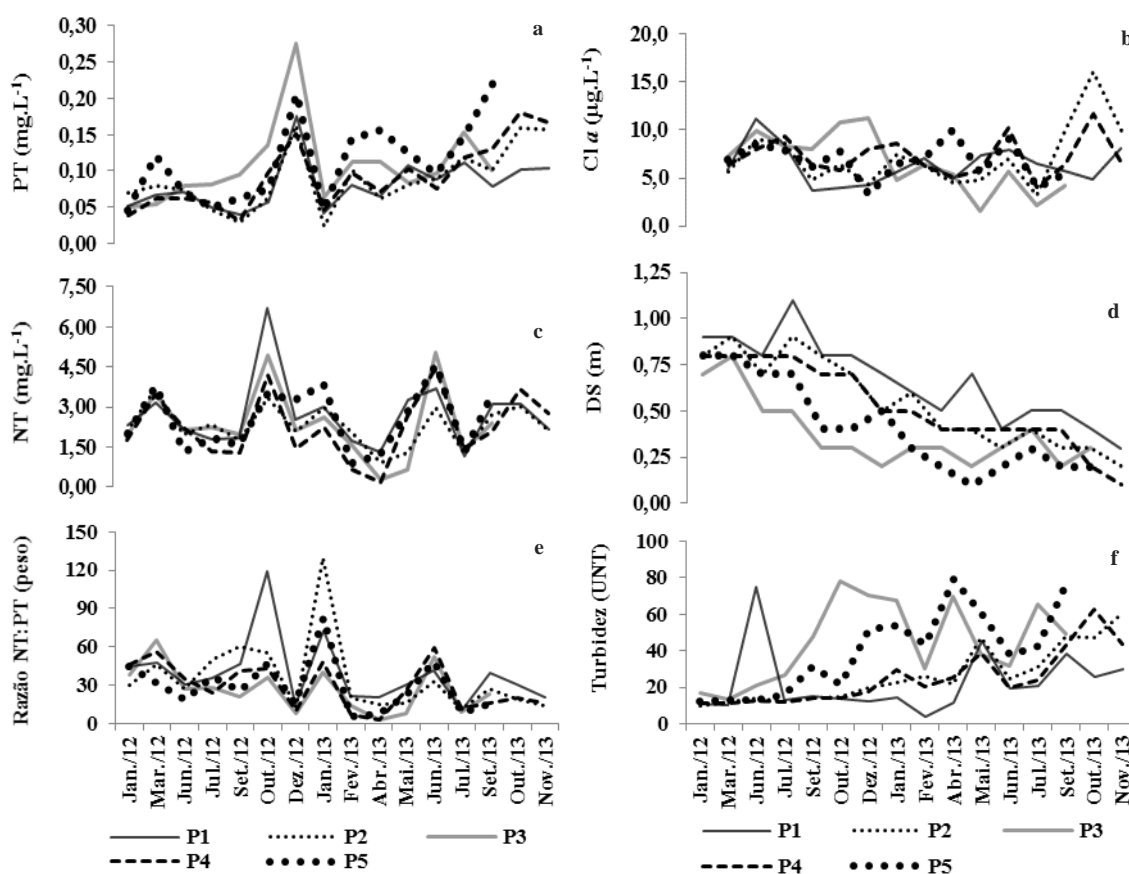
Embora a proposta inicial da pesquisa tenha sido a realização de estudos limnológicos ao longo de dois anos, subsidiados com dados obtidos em cinco pontos de coletas, a partir de outubro de 2013, o nível de água do açude Pereira de Miranda diminuiu ao ponto de inviabilizar a coleta na região fluvial (P3 e P5). Portanto, entre outubro e novembro de 2013 não foi possível realizar coletas e análises comparativas entre os dados da região fluvial com dados obtidos nas demais regiões do açude. As concentrações de nutrientes e de clorofila *a*, assim como a variação mensal dessas variáveis durante a pesquisa (2012 e 2013), foram semelhantes entre superfície e fundo. Entre os cinco pontos de coleta, tanto a variação mensal de fósforo total (Figura 3.2a), como a de nitrogênio total (Figura 3.2c), seguiram padrão semelhante, inclusive nos incrementos acentuados de fósforo total (dezembro de 2012) e de nitrogênio total (outubro de 2012 e junho de 2013).

As concentrações de fósforo total variaram de 0,023 mg.L<sup>-1</sup> (janeiro de 2013; P2) a 0,275 mg.L<sup>-1</sup> (dezembro de 2012; P3). As maiores concentrações foram detectadas na região fluvial (P3 e P5), enquanto que a menor amplitude nas variações mensais foi observada entre os pontos mais profundos (P1, P2 e P4). Esse comportamento não foi evidente nas concentrações de nitrogênio total, cujo valor máximo (6,722 mg.L<sup>-1</sup>) foi verificado em outubro de 2012, na estação próxima ao barramento (P1), e valores mínimos ocorreram, respectivamente, em abril de 2013 em P4 (0,199 mg.L<sup>-1</sup>) e P3 (0,293 mg.L<sup>-1</sup>).

Na maior parte dos resultados, as concentrações de clorofila *a* foram inferiores a 10 µg.L<sup>-1</sup> e variaram pouco nas escalas espaciais e temporais (Figura 3.2b). Nos dois anos de pesquisa, ocorreu incremento na biomassa algal em junho. No entanto, valores máximos foram verificados em outubro de 2013, na região intermediária (P2 e P4).

Os valores para transparência da água decresceram durante o período amostral, com valor máximo de 1,30 m em abril de 2012 (P1) e mínimo de 0,10 m, em abril (P5) e outubro (P4) de 2013. Os maiores valores foram obtidos na região lacustre (P1) e os menores na região fluvial (P3 e P5) (Figura 3.2d). Para os cinco pontos, as maiores médias mensais ocorreram entre janeiro e julho de 2012 (0,70 a 0,90 m) e as menores a partir de fevereiro de 2013 (0,20 a 0,40 m).

**Figura 3.2** – Variação mensal de fósforo total (a), clorofila *a* (b); nitrogênio total (c), transparência da água (d), razão N:P (e) e turbidez (f), obtidos na região de superfície dos cinco pontos de coleta, açude Pereira de Miranda, 2012 e 2013.



Fonte: Próprio autor.

A variação espaço-temporal dos valores de turbidez (Figura 3.2f) apresentou padrão espaço-temporal inverso ao observado para transparência da água, sendo maior na região fluvial e com acréscimo durante a pesquisa, especialmente em 2013.

O padrão de distribuição mensal das razões de massa de nitrogênio total e de fósforo total (Figura 3.2e) foi similar para as estações de amostragem, com picos mais evidentes em março de 2012, outubro de 2012 (com valor máximo em P1), janeiro e junho de 2013 (com valores muito próximos) e setembro de 2013. Em fevereiro e abril de 2013, a razão N:P foi quase sempre inferior a 20:1, com valores mais reduzidos no P4 (região intermediária) e P3 e P5 (região fluvial). Com base nas proporções estequiométricas de N:P, os resultados apontaram o fósforo como possível nutriente limitante no açude Pereira de Miranda, na maior parte do ano.

### 3.3.3 Índices de estado trófico

Os resultados do IET de Carlson (1977), do IET adaptado por Toledo Jr. *et al.* (1983) e do IET de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) estão resumidos na Tabela 3.2.

**Tabela 3.2** – Número de dados (N), média, classe trófica, desvio padrão (DP), valores mínimos e máximos dos IET (Cl *a*, DS e PT) gerados a partir dos dados obtidos no açude Pereira de Miranda, Pentecoste-CE, 2012 e 2013.

Autores (Data)	IET/Variáveis	N	Média	Categoria trófica	DP	Min.	Máx.
<b>Carlson (1977); Carlson e Simpson (1996)</b>	IET (Cl <i>a</i> )	71	48,8	M	3,8	34,7 (O)	57,8 (E)
	IET (DS)	81	71,4	H	8,0	56,2 (E)	93,2 (H)
	IET (PT)	81	68,1	E	6,9	49,5 (E)	85,2 (H)
<b>Toledo Jr. <i>et al.</i> (1983); Toledo Jr. (1990)</b>	IET (Cl <i>a</i> )	71	49,2	M	3,9	34,8 (O)	58,5 (E)
	IET (DS)	81	62,1	E	8,0	47,0 (M)	84,0 (H)
	IET (PT)	81	60,7	E	6,9	42,1 (O)	77,7 (H)
<b>Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013)</b>	IET (Cl <i>a</i> )	71	54,6	M	1,4	49,4 (U)	57,9 (E)
	IET (PT)	81	58,5	S	1,9	53,3 (M)	63,2 (H)

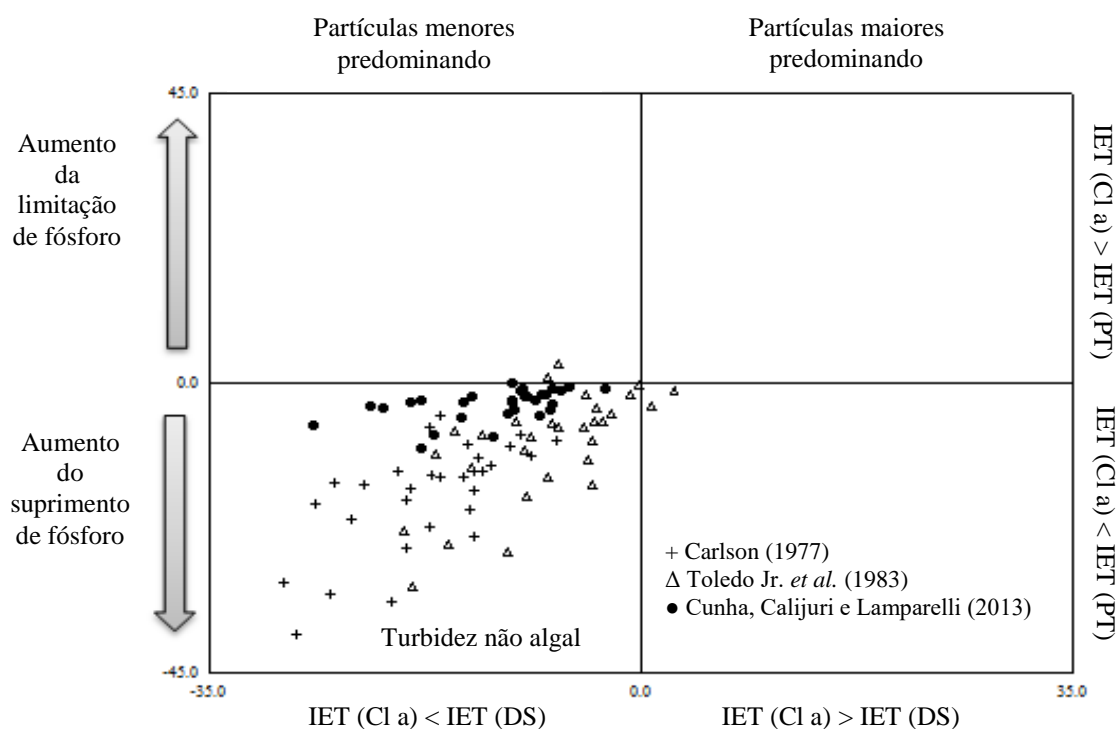
**Legenda:** Ultraoligotrófico (U); Oligotrófico (O); Mesotrófico (M); Eutrófico (E); Supereutrófico (S); e Hipereutrófico (H).

**Fonte:** Próprio autor



A magnitude dos valores do IET original e de suas adaptações resultou na estimativa mesotrófica, a partir da concentração de  $Cl a$ , em discordância à estimativa eutrófica, supereutrófica e hipereutrófica, resultantes dos IET's para PT e DS. As diferenças entre o IET para  $Cl a$  e os IET's para PT e DS estão representados na Figura 3.3 e ficaram restritos à mesma área do gráfico formada pelos eixos negativos, onde os valores dos IET's para  $Cl a$  são menores do que aqueles observados nos IET's para PT e DS.

**Figura 3.3** – Gráfico das diferenças [IET ( $Cl a$ ) - IET (PT)] versus [IET ( $Cl a$ ) - IET (DS)] e possível interpretação dos desvios dos valores do Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson (1977), Toledo Jr. *et al.* (1983) e Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013), a partir dos dados obtidos no açude Pereira de Miranda, Pentecoste, 2012 e 2013.

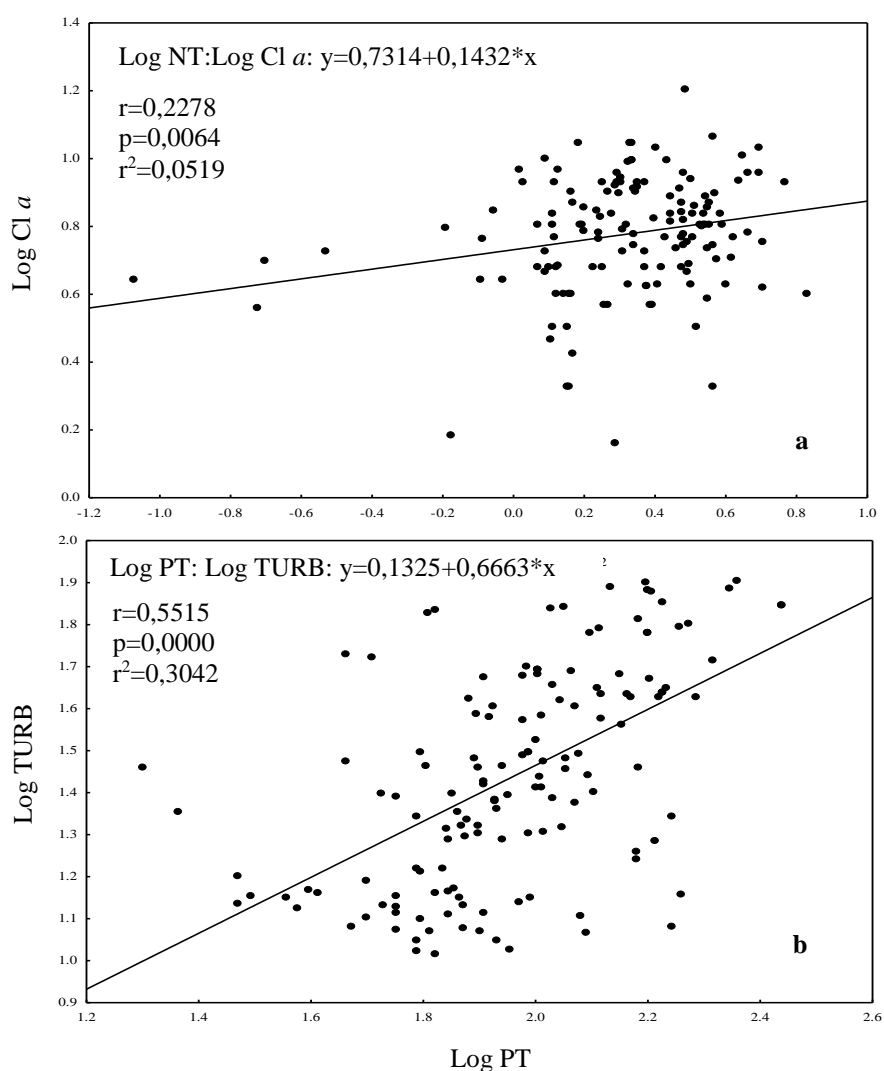


**Fonte:** Carlson e Havens (2005), adaptada pelo autor.

### 3.3.4 Análise estatística

Em 2012 e 2013, a partir da análise de correlação de Pearson (Figura 3.4), observaram-se correlações significativas ( $p \leq 0,05$ ) para a mesma variável entre os dados de superfície e de fundo. Considerando o somatório de dados de superfície e fundo, de 2012 e 2013, houve correlação significativa ( $p \leq 0,05$ ) entre fósforo total, turbidez e transparência da água e entre nitrogênio total e clorofila *a*.

**Figura 3.4** – Resultado da análise de regressão para correlações significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre os dados log-transformados de clorofila *a* e nitrogênio total (a) e turbidez e fósforo total (b), a partir dos dados obtidos no açude Pereira de Miranda, Pentecoste, 2012 e 2013.



Fonte: Próprio autor

### 3.4 DISCUSSÃO

A radiação solar subaquática e as condições nutricionais estão entre os principais fatores controladores da produção fotossintética e do crescimento do fitoplâncton (HENRY *et al.*, 2006). Se houver disponibilidade de nutrientes, a maior produtividade primária ocorrerá em períodos de estabilidade física, observados no verão de lagos Temperados e entre eventos sazonais de vento e chuvas em regiões Subtropicais, Tropicais e Semiáridas (BOUVY *et al.*, 2003; Chaves *et al.*, 2013; Chellappa *et al.*, 2009), especialmente em períodos de maior volume hídrico e/ou na região lacustre do açude (MOLISANI *et al.*, 2013).

Todavia, instabilidades frequentes na coluna de água podem ser verificadas em açudes devido a fatores externos (chuva e vento) (CHAVES *et al.* 2013; CHELLAPPA *et al.*, 2009; DANTAS *et al.*, 2008; FREIRE, CALIJURI e SANTAELLA, 2009; MOLISANI *et al.*, 2013), operacionais, como regime de liberação de água (RANGEL *et al.*, 2012), e por processos internos (estratificação e circulação das massas de água) (BOUVY *et al.* 2003; CHELLAPPA *et al.*, 2009; DANTAS *et al.*, 2008; DANTAS *et al.*, 2012). Esses fatores poderão atuar em conjunto e restringir ou favorecer a produtividade primária desses sistemas.

Em algumas regiões do Semiárido brasileiro, a variação anual nos indicadores de estado trófico está associada à flutuação sazonal no regime hidrológico, conduzida pelas chuvas no primeiro semestre (BOUVY *et al.*, 2003; CHAVES *et al.*, 2013; CHELLAPPA e COSTA, 2003), e à ação física do vento, mais intensa no segundo semestre, principalmente devido à menor profundidade média dos açudes nessa época do ano (DANTAS *et al.*, 2012; ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.*, 2007; FREIRE, CALIJURI E SANTAELLA, 2009).

No açude Pereira de Miranda, o aporte inexpressivo de água no período chuvoso, associado às demandas de consumo antrópico e ao potencial elevado de evapotranspiração resultaram em redução significativa do nível da água e aumento no tempo de residência hidráulica teórico. Esses fatores intensificam a vulnerabilidade física (vulnerabilidade à mistura turbulenta das massas de água causada pela ação física do vento), química (nutrientes) e biológica (cianobactérias) de açudes do Semiárido brasileiro (BARBOSA *et al.*, 2012;

BOUVY *et al.*, 2003; FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007; FREIRE, CALIJURI e SANTAELLA, 2009).

Nesse cenário, as condições limnológicas do açude Pereira de Miranda foram resultantes de condições hidroclimáticas distintas daquelas nas quais as chuvas, no primeiro semestre, têm forte influência na transparência da água, aporte de nutrientes e mudanças na estrutura de comunidades fitoplanctônicas (BOUVY *et al.*, 2003; CHELLAPPA *et al.*, 2009; CHELLAPPA e COSTA, 2003).

A estiagem entre 2012 e 2013 na região do açude Pereira de Miranda favoreceu condições nas quais os fatores hidráulicos (tempo de residência), morfométricos (profundidade média e nível da água) e a ação do vento, como principal mecanismo de distúrbio, foram determinantes para a ressuspensão dos sedimentos de fundo do açude, com provável recarga interna de fósforo, bem como redução na transparência da coluna d'água. Essa hipótese foi fortalecida pela correlação significativa entre as variáveis fósforo total e turbidez, considerando o total de dados para os dois anos de estudo.

A variação temporal da transparência da água, dos nutrientes e da clorofila *a*, homogênea entre os pontos, foram indicadores de mistura das massas de água. A redução contínua da transparência da água, observada em períodos de estiagem (FREIRE, CALIJURI e SANTAELLA, 2009), e concentrações de clorofila *a* abaixo do esperado em relação à disponibilidade de fósforo, reforça a existência de condições de instabilidade física no açude Pereira de Miranda. Portanto, a fraca correlação entre “PT e Cl *a*” e entre “DS e Cl *a*” pode ter sido resultado das condições limnológicas estabelecidas pelos fatores hidroclimáticos intensificados no período de estiagem, comuns na região Semiárida do Brasil.

Para Huszar *et al.* (2006), após estudarem as condições limnológicas de 136 lagos e 56 açudes localizados em vários países, concluíram que as condições climáticas podem interferir na relação entre “PT e Cl *a*”. Esses autores identificaram que a correlação entre essas duas variáveis, obtida em sistemas aquáticos Tropicais e Subtropicais, foi menor e mais variável do que a observada em regiões Temperadas. As peculiaridades hidroclimáticas do Semiárido brasileiro, poderão, portanto, aumentar ainda mais a amplitude de variação das variáveis limnológicas, como aquelas observadas no açude Pereira de Miranda.

Como consequência da correlação pouco expressiva entre “PT e Cl *a*” e “DS e Cl *a*”, os valores gerados pelos índices de estado trófico para clorofila *a*, fósforo total e transparência da água foram diferentes entre si, resultando em classificação trófica distinta a partir de cada variável. Isso foi válido para os IET’s de Carlson (1977), de Toledo Jr. *et al.*, (1983) e de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013). A estimativa mesotrófica, a partir da concentração de Cl *a*, em discordância à estimativa eutrófica, supereutrófica e hipereutrófica, resultantes dos IET’s para PT e DS, reforça que, de fato, os pressupostos estabelecidos por Carlson (1977), de correlações exclusivas entre “PT e Cl *a*” e “DS e Cl *a*”, não foram observados no açude Pereira de Miranda.

Desde a proposição inicial, Carlson (1977) reconheceu as restrições de uso do seu índice para condições de maior instabilidade, como as comumente observadas nos açudes rasos da região do Semiárido brasileiro (BARBOSA *et al.*, 2012; BOUVY *et al.*, 2003; CHELLAPPA *et al.*, 2009). Para Carlson (2007), em açudes rasos a turbidez não-algal elevada interfere nos resultados de outras variáveis e poderá causar distinção entre os resultados dos índices. Toledo Jr. *et al.* (1983), Walker Jr. (1984) e Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) também creditaram à turbidez não-algal a limitação da produção da biomassa algal.

As diferenças entre o IET para Cl *a* e os IET’s para PT e DS para os dados do açude Pereira de Miranda, podem ser parcialmente explicadas pela influência da turbidez como fator controlador da biomassa algal por limitação da radiação subaquática. De acordo com Carlson e Haven (2005), cenários semelhantes estão relacionados à limitação de luz causada pela turbidez não-algal, inorgânica e/ou orgânica, e ao incremento nas concentrações de fósforo total, conforme pôde-se observar no açude Pereira de Miranda, principalmente no período de menor profundidade média e maior ação do vento.

Assim, devido às particularidades regionais, a influência dos fatores climáticos, hidrológicos e ambientais sobre o grau de correlação entre as variáveis limnológicas, tem sido avaliada nas adequações do Índice de Estado Trófico original de Carlson (1977), com o objetivo de reduzir a amplitude dos resultados do IET obtidos a partir de cada variável. Como observado, os ajustes realizados por Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) resultaram em menor

amplitude nas diferenças entre o IET para Cl *a* e o IET para PT e sugere que as adequações realizadas por esses autores incluíram parte da variabilidade dos dados observados no açude Pereira de Miranda.

Embora Carlson (1977) tenha considerado a clorofila *a* como estimador primário de biomassa algal e o IET para Cl *a* como prioritário na estimativa do estado trófico dos sistemas aquáticos, a correlação exclusiva entre “PT e Cl *a*” e “DS e Cl *a*” poderá não ocorrer nas condições limnológicas do açude Pereira de Miranda, principalmente em período interanual de seca.

Contudo, fósforo e clorofila *a* ainda são as variáveis enunciadas como mais indicadas para estimativa trófica dos sistemas aquáticos, reconhecendo o fósforo como variável indicadora do potencial de eutrofização e a clorofila *a* como a variável biológica resultante da interação entre os fatores limnológicos (CARLSON, 1977; CUNHA, CALIJURI e LAMPARELLI, 2013; TOLEDO Jr. *et al.*, 1983).

O uso de fósforo é recomendado quando ele é o principal nutriente limitante à produção de biomassa algal, em períodos de instabilidade do sistema, quando o fitoplâncton for limitado por outros fatores além da disponibilidade de fósforo e/ou na ausência de dados de clorofila *a* (CARLSON, 1977). Todos esses requisitos são observados no açude Pereira de Miranda, embora o fósforo total seja um estimador secundário de biomassa algal, utilizada na definição de estado trófico.

Outras variáveis não incluídas nas correlações de Carlson (1977) podem apresentar forte relação com o estimador de biomassa algal. No açude Pereira de Miranda, nitrogênio total apresentou correlação significativa com clorofila *a*, o que reforça a evidência de limitação ou co-limitação da produtividade algal por esse nutriente. A inclusão de nitrogênio total no índice de estado trófico foi proposta por Kratzer e Brezonik (1981), para sistemas com produção primária limitada por nitrogênio total. No entanto, não tem sido observada sua aplicação em açudes brasileiros.

No entanto, a escolha da variável mais adequada para estimar as condições tróficas em ambientes com elevada instabilidade física e variação temporal das variáveis limnológicas

dependerá da análise de múltiplos fatores intervenientes. Em sistemas aquáticos Tropicais e Subtropicais, Huszar *et al.* (2006) verificaram que a concentração de Cl *a* não teve relação com a extinção de luz provocada pela turbidez mineral que predominou sobre a turbidez algal, embora a concentração de Cl *a* tenha sido menor do que a disponibilidade de fósforo total permitiria.

Além do mais, quando as concentrações de nutrientes estão acima dos níveis considerados como limitantes, outros fatores, além da limitação por luz, podem limitar ou co-limitar a produção primária em açudes, como pastejo pelo zooplâncton, diminuição do tempo de residência (RANGEL *et al.*, 2012) e exportação de organismos e nutrientes a jusante, nos períodos de descarga elevada (CHELLAPPA *et al.*, 2009). Nesse sentido, trabalhos em andamento estão sendo conduzidos para analisar a possível influência desses fatores sobre a produção algal no açude Pereira de Miranda.

### 3.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso dos índices de estado trófico aceitos atualmente pode estar restrito às regiões climáticas para as quais eles foram inicialmente propostos ou ajustados. Os índices adaptados para açudes brasileiros não incluíram dados de açudes da região Semiárida e, portanto, não englobaram a amplitude de variação das variáveis limnológicas entre os períodos seco e chuvoso, própria dessa região, como observado pelos dados do açude Pereira de Miranda.

A ausência de aporte hídrico pluvial e a redução acentuada no nível de água do açude, associadas à ação física do vento, foram fatores que contribuíram para o incremento de fósforo a partir do sedimento, aumento da turbidez não algal e redução da transparência da coluna d'água, variáveis que apresentaram correlação significativa entre si. Portanto, a fraca correlação entre "PT e Cl *a*" é um indicativo da provável interferência da turbidez sobre a disponibilidade de radiação subaquática fotossinteticamente ativa, embora outros fatores controladores do crescimento do fitoplâncton nas águas do açude devam ser investigados em estudos posteriores.

A falta de similaridade entre os resultados dos índices de estado trófico de fósforo total, clorofila *a* e transparência da água e a diferença dos resultados entre os índices de Carlson (1977), de Toledo Jr. *et al.*, (1983) e de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) refletiram a resposta distinta de cada índice às condições limnológicas em um período de estiagem prolongada, quando ocorre maior vulnerabilidade do sistema a fatores externos.

A inclusão de novas variáveis, a exemplo de nitrogênio total e da turbidez, nas adequações e proposições de índices de estado trófico, poderá fornecer subsídios para compreensão das condições tróficas de açudes localizados nas regiões Subtropicais, Tropicais e Semiáridas do Brasil.



## REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, J.C.; PIEDRA, J.I.G. Comparative hydrology: analysis of a semiarid and a humid Tropical watershed. **Hydrological Processes**, v. 23, p. 1169-1178, 2009.
- AZEVEDO, S.M.F.O.; CARMICHAEL, W.W.; JOCHIMSEN, E.M.; RINEHART, K.L.; LAU, S.; SHAW, G.R.; EAGLESHAM, G.K. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru – Brazil. **Toxicology**, v. 181-182, p. 44-446, 2002.
- BARBOSA, J.E.L.; MEDEIROS, E.S.F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R.S.; CRISPIM, M.C.B.; and SILVA, G.H.G. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, p. 103-118, 2012.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; DIAS, S.N.; CORDEIRO-ARAÚJO, M.K.; DANTAS, E.W. Seasonal dynamics of cyanobacteria in a eutrophic reservoir (Arcoverde) in a semi-arid region of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 533-544, 2012.
- BOUVY, M.; NASCIMENTO, S.M.; MOLICA, R.J.R.; FERREIRA, A.; HUSZAR, V.; AZEVEDO, M.F.O. Limnological features in Tapacurá reservoir (Northeast Brazil) during a severe drought. **Hydrobiologia**, v. 493, p. 115-130, 2003.
- CÂMARA, F.R.A.; LIMA, A.K.A.; ROCHA, O.; CHELLAPPA, N.T. The role of nutrient dynamics on the phytoplankton biomass (chlorophyll-a) of a reservoir-channel continuum in a semi-arid Tropical region. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, p. 431-439, 2009.
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, p. 361-369, 1977.
- CARLSON, R.E. **Estimating Trophic State**. LakeLine. Spring, p. 25-28, 2007.
- CARLSON, R.E.; HAVENS, K.E. Graphical methods for the interpretation of relationships between trophic state variables. **Lake and Reservoir Management**, v. 21, p. 107-118, 2005.
- CARLSON, R.E.; SIMPSON, J. **A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods**. North American Lake Management Society, 1996.
- CEARÁ. **Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Estado do Ceará - COGERH-CE**. Disponível em: <<http://www.cogerh.com.br>>. Acesso em: 04 jan. 2014.

\_\_\_\_\_. **Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos - FUNCEME.** Disponível em <<http://www.funceme.br>>. Acesso em: 27 dez. 2013.

\_\_\_\_\_. **Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará - IPECE.** Ceará em Mapas: informações georreferenciadas e especializadas para os 184 municípios cearenses. 2007. Disponível em: <<http://www2.ipece.ce.gov.br/atlas/capitulo1/12.htm>>. Acesso em: 04 de jan. 2014.

CEBALLOS, B.S.O.; KÖNIG, A.; OLIVEIRA, J.F. Dam reservoir eutrophication: a simplified technique for a fast diagnosis of environmental degradation. **Water Research**, v. 32, p. 3477-3483, 1998.

CHAVES, F.I. B.; LIMA, P.F.; LEITÃO, R. C.; PAULINO, W. D.; SANTAELLA, S. T. Influence of rainfall on the trophic status of a Brazilian semiarid reservoir. **Acta Scientiarum**, v. 35, p. 505-511, 2013.

CHELLAPPA, N. T.; CHELLAPPA, S.L.; CHELLAPPA, S. Harmful phytoplankton blooms and fish mortality in a eutrophicated reservoir of Northeast Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, p. 833-841, 2008.

CHELLAPPA, N. T.; CHELLAPPA, T.; CÂMARA, R. R. A.; ROCHA, O.; CHELLAPPA, S. Impact of stress and disturbance factors on the phytoplankton communities in Northeastern Brazil reservoir. **Limnologica**, v. 39, p. 273-282, 2009.

CHELLAPPA, N. T.; COSTA, M. A. M. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. **Acta Oecologica**, v. 24, p. S3-S10, 2003.

COSTA, I. A. S.; AZEVEDO, S. M. F. O.; SENNA, P. A. C.; BERNARDO, R. R.; COSTA, S. M.; CHELLAPPA, N. T. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a brazilian semiarid reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, p. 211-219, 2006.

COSTA, I. A. S.; CUNHA, S. R. S.; PANOSSO, R.; ARAÚJO, M. F. F.; MELO, J. L. S.; ESKINAZE-SANT'ANNA, E. M. Dinâmica de cianobactérias em açudes eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, p. 382-401, 2009.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for Tropical/Subtropical reservoirs (TSIts). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 126-134, 2013.

DANTAS, E.W.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; MOURA, A.N. Dynamics of phytoplankton associations in three reservoirs in Northeastern Brazil assessed using Reynolds' theory. **Limnologica**, v. 42, p. 72-80, 2012.

DANTAS, E.W.; MOURA, A.N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; ARRUDA NETO, J.D.T.; CAVALCANTI, A.D.C. Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, p. 970-982, 2008.

DODDS, W. K.; BOUSKA, W. W.; EITZMANN, J. L.; PILGER, T. J.; PITTS, K.L. Eutrophication of U.S. freshwaters: analysis of potential economic damages. **Environmental Science & Technology**, v. 43, p. 12-19, 2009.

EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; RICE, E. W.; GREENBERG, A. E.; FRANSON, M.A.H. **Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater**. 21st ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2005.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M.; MENEZES, R.; COSTA, I.S.; PANOSSO, R.F.; ARAÚJO, M.F.; ATTAYDE, J.L. Composição da comunidade zooplanctônica em açudes eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, p. 410-421, 2007.

FIGUEIRÊDO, M.C.B.; TEIXEIRA, A.S.; ARAÚLO, L.F.P.; ROSA, M.F.; PAULINO, W.D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J.C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de açudes à eutrofização. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, p. 399-409, 2007.

FINAN, T.J.; NELSON, D.R. Making rain, making roads, making do: public and private adaptations to drought in Ceará, Northeast Brazil. **Climate Research**, v. 19, p. 97-108, 2001.

FREIRE, R. H. F.; CALIJURI, M. C.; SANTAELLA, S. T. Longitudinal patterns and variations in water quality in a reservoir in the semiarid region of NE Brazil: responses to hydrological and climatic changes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, p. 251-262, 2009.

HENRY, R.; NOGUEIRA, M. G.; POMPEO, M.L.M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Annual and short-term variability in primary productivity by phytoplankton and correlated abiotic factors in the Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil), **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, p. 239-261, 2006.

HUSZAR, V.L.M.; CARACO, N.F.; ROLAND, F.; COLE, J. Nutrient–chlorophyll relationships in Tropical–Subtropical lakes: do temperate models fit? **Biogeochemistry**, v. 79, p. 239-250, 2006.

KOEPPEN, W. **Climatologia**: con um estudio de los climas de la tierra. México: Fondo de Cultura Económica, 1948.

KRATZER, C. R.; BREZONIK, P. L. A Carlson type trophic state index for nitrogen in Florida Lakes. **Water Resources Bulletin**, v. 17, p. 713-715, 1981.

LEMOS, M.C.; OLIVEIRA, J.L.F. Can Water Reform Survive Politics? Institutional Change and River Basin Management in Ceará, Northeast Brazil. **World Development**, v. 32, p. 2121-2137, 2004.

MOLISANI, M.M.; BARROSO, H.S.; BECKER, H.; MOREIRA, M.O.P.; HIJO, C.A.G.; MONTE, T.M.; VASCONCELLOS, G.H. Trophic state, phytoplankton assemblages and limnological diagnosis of the Castanhão Reservoir, CE, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, p. 1-12, 2010.

MOLISANI, M.M.; BECKER, H.; BARROSO, H.S.; HIJO, C.A.G.; MONTE, T.M.; VASCONCELLOS, G.H.; LACERDA, L.D. The influence of Castanhão reservoir on nutrient and suspended matter transport during rainy season in the ephemeral Jaguaribe river (CE, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, p. 115-123, 2013.

MOSS, B.; KOSTEN, S.; MEERHOFF, M.; BATTARBEE, R. W.; JEPPESEN, E.; MAZZEO, N.; HAVENS, K.; LACEROT, G.; LIU, Z.; DE MEESTER, L.; PAERL, H.; SCHEFFER, M. Allied attack: climate change and eutrophication. **Inland Waters**, v. 1, p. 101-105, 2011.

NELSON, D.R.; FINAN, T.J. Praying for Drought: Persistent Vulnerability and the Politics of Patronage in Ceará, Northeast Brazil. **American Anthropologist**, v. 111, p. 302-316, 2009.

RANGEL, L.M.; SILVA, L.H.S.; ROSA, P.; ROLAND, F.; HUSZAR, V.L.M. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in Tropical hydroelectric reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 693, p. 13-28, 2012.

ROLAND, F.; HUSZAR, V.M.L.; FARJALLA, V.F.; ENRICH-PRAST, A.; AMADO, A.M.; OMETTO, J.P.H.B. Climate change in Brazil: perspective on the biogeochemistry of inland waters. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 709-722, 2012.

SALAS, H. J.; MARTINO, P.A simplified phosphorus trophic state model for warm-water Tropical lakes. **Water Research**, v. 25, p. 341-350, 1991.

SILVA, V.P.R. On climate variability in Northeast of Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 58, p. 575-596, 2004.

TOLEDO Jr., A. P. **Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de açudes de regiões quentes tropicais, 1990**. São Paulo: Relatório Interno CETESB, 1990.

TOLEDO Jr., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. **The application of simplified models for the evaluation of the process of eutrophication in Tropical lakes and reservoirs.** In: Proceedings of the 12th Brazilian Congress of Sanitary Engineering. p. 1-34, 1983.

VIEIRA, A.C.B.; RIBEIRO, L.L.; SANTOS, D.P.N.; CRISPIM, M. C. Correlation between the zooplanktonic community and environmental variables in a reservoir from the Northeastern semi-arid. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, p. 349-358, 2009.

WALKER Jr., W.W. Trophic state indices in reservoirs. **Lake and Reservoir Management**, v. 1, p. 435-440, 1984.

## CAPITULO 4

# INFLUÊNCIA DOS FATORES CLIMÁTICOS SOBRE AS CONDIÇÕES TRÓFICAS E HIDRÓLOGICAS E SOBRE A COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE FITOPLÂNCTON NO AÇUDE PEREIRA DE MIRANDA

### RESUMO

O açude Pereira de Miranda é um ecossistema aquático raso, sujeito a fatores climáticos e hidrológicos peculiares da região Semiárida do Nordeste brasileiro, como chuvas irregulares no tempo e no espaço, temperatura e taxas de evaporação elevadas, associadas ao fotoperíodo elevado e pouco variável durante o ano, e vulnerabilidade a fortes ventos. Considerando que a ocorrência de cianobactérias em açudes da região Tropical Semiárida do Brasil pode responder diferentemente às condições tróficas e hidrológicas, estabelecidas por fatores climáticos locais, o objetivo deste estudo foi analisar a variação espacial e temporal na composição e na estrutura das assembleias de fitoplâncton do açude Pereira de Miranda, associando-a às condições tróficas e ao regime hidroclimático durante dois ciclos hidrológicos contínuos. Os dois anos de pesquisa (2012 e 2013) foram caracterizados como período seco, devido a baixa precipitação, redução acentuada no nível da água e aumento gradual no tempo de residência hidráulica teórico e maior velocidade do vento, mais intensos no segundo semestre de cada ano. Esse cenário foi complementado por redução contínua na transparência da água, baixa produção de biomassa algal, manutenção de condições alcalinas, pequeno potencial de estratificação térmica, com predomínio de condições de misturas das massas de água e estratificação química por oxigênio dissolvido. O açude Pereira de Miranda apresentou variação temporal na disponibilidade de nutrientes e na estimativa trófica, variando de eutrófico a hipereutrófico, com base nas concentrações de fósforo total, e como mesotrófico, a partir das concentrações de clorofila *a*. As assembleias de fitoplâncton apresentaram padrão temporal, caracterizado pela alternância sequencial das espécies mais abundantes (*Planktothrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis* sp.), com o prolongamento da estiagem. A dominância e persistência de cianobactéria no açude Pereira de Miranda, observada em todos os meses, pode ser explicada pelo estabelecimento de condições instáveis duradouras decorrente da estiagem prolongada, em que outros fatores, além dos nutrientes, como a redução da radiação subaquática, associada à redução gradual da transparência da água com o prolongamento da seca, foram importantes para explicar mudanças temporais sobre a composição e estrutura das assembleias de fitoplâncton.

**Palavras-chave:** Dominância, *Planktothrix*, *Microcystis*, *Cylindrospermopsis*.

## CHAPTER 4

### INFLUENCE OF CLIMATIC FACTORS ON THE CONDITIONS TROPHIC AND HYDROLOGICAL AND ON THE COMPOSITION AND STRUCTURE OF PHYTOPLANKTON OF ASSEMBLAGE IN PEREIRA DE MIRANDA RESERVOIR

#### ABSTRACT

The Pereira de Miranda reservoir is a shallow aquatic ecosystem, subject to the specific climatic and hydrological conditions of the semiarid region of northeastern Brazil, as erratic rainfall in time and space, temperature and high evaporation rates, associated with high photoperiod and some variables during year and vulnerability to strong winds. Whereas the occurrence of cyanobacteria in reservoirs in the semi-arid Tropical region of Brazil may respond differently to trophic and hydrological conditions established by local climatic factors, the aim of this study was to analyze the spatial and temporal variation in the composition and structure of phytoplankton assemblages in the Pereira de Miranda reservoir, linking it to the trophic conditions and hidroclimático regime for two continuous hydrological cycle. The two-year study were characterized as dry season due to low rainfall, a sharp reduction in the water level and gradual increase in the theoretical hydraulic residence time and higher wind speed, more intense in the second half of each year. This scenario was supplemented by continuous reduction in water transparency, low production of algal biomass, maintenance alkaline conditions, small potential thermal stratification, with a predominance of conditions mixtures of water bodies and chemical stratification by dissolved oxygen. The Miranda Pereira reservoir presented temporal variation in the availability of nutrients and trophic estimate ranging from eutrophic to hypertrophic, based on the total phosphorus concentrations, and as mesotrophic, from chlorophyll concentrations. The phytoplankton assemblages showed temporal pattern, characterized by sequential switching of the most abundant species (*Planktothrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis* sp.), with prolonged drought. The dominance and persistence of cyanobacteria in the Pereira de Miranda reservoir observed in every month, can be explained by the establishment of lasting unstable conditions due to prolonged drought, when other factors and nutrients, such as reducing underwater radiation associated with gradual reduction of water transparency with the prolonged drought, were important to explain temporal changes on the composition and structure of phytoplankton assemblages.

**Keywords:** Dominance, *Planktothrix*, *Microcystis*, *Cylindrospermopsis*.

## 4.1 INTRODUÇÃO

A eutrofização é um processo natural de fertilização dos ecossistemas aquáticos, que vem sendo acelerado por mudanças antrópicas na bacia de drenagem (CARPENTER, 2005; RAST e THORTON, 1996) e pela vulnerabilidade a mudanças climáticas (MOSS *et al.*, 2011; PAERL, HALL e CALANDRINO, 2011; PAERL e PAUL, 2012). Como consequência, os ecossistemas aquáticos lacustres, costeiros e marinhos estão sujeitos a processos intensos e contínuos de eutrofização cultural (SCHINDLER, 2006; SMITH, JOYE e HOWARTH, 2006; SMITH e SCHINDLER, 2009).

Embora a eutrofização pode alterar e ser alterada pelas condições físicas, químicas e biológicas dos ecossistemas, o estabelecimento e a dominância de cianobactérias são os efeitos negativos mais preocupantes (PAERL e PAUL, 2012; SCHINDLER, 1977), ao comprometerem a qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos e causar prejuízos ao desenvolvimento social e econômico (CHELLAPPA *et al.*, 2008; DODS *et al.*, 2009; PAERL *et al.*, 2001) e à saúde humana (AZEVEDO *et al.*, 2002; BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2014; COSTA *et al.*, 2006; COSTA *et al.*, 2009; FONSECA *et al.*, 2015).

A partir de estudos realizados em lagos de clima Temperado (SCHINDLER, 1974; SCHINDLER, 2012; 1977; SMITH e SCHINDLER, 2009), observou-se que o estabelecimento e florações de cianobactérias, especialmente de espécies fixadoras de nitrogênio atmosférico, estavam associadas ao aporte excessivo de fósforo, que favorecia a redução da razão entre nitrogênio e fósforo (N:P) e a limitação temporária da produção primária algal por nitrogênio. Nessas condições, a habilidade de fixar nitrogênio atmosférico foi a vantagem competitiva que levou ao sucesso das cianobactérias, que passou a dominar até que o fósforo fosse reduzido novamente a proporções limitantes.

Desde então, o fósforo foi considerado o nutriente determinante sobre o aumento da biomassa algal e florações de cianobactérias em lagos, exceto em casos de fertilização interna de fósforo associada à continuidade do aporte de nitrogênio da bacia hidrográfica, que pode favorecer o desenvolvimento de cianobactérias não fixadoras de nitrogênio (CONLEY *et al.*, 2009; HOWARTH e MARINO (2006). Com base nessa compreensão, o risco de ocorrência de cianobactérias passou a ser avaliado pela razão entre as concentrações de nitrogênio e fósforo (N:P) presente na coluna de água (SMITH, 1982; 1983).



No entanto, a relação direta da resposta biológica à disponibilidade de nutrientes torna-se complexa com o reconhecimento da ação de fatores hidroclimáticos que alteram as condições limnológicas e influenciam a estruturação das assembleias de fitoplâncton (CHELLAPPA *et al.*, 2009; MEDEIROS *et al.* 2015) como pode ser avaliada com base nos fundamentos teóricos do “Paradoxo de Plâncton” (HUTCHINSON, 1961), auxiliada pelos argumentos da Hipótese de Distúrbios Intermediários (CONNELL, 1978). Enquanto o primeiro sugere que perturbações físicas poderão reduzir a pressão da exclusão competitiva e permitir a coexistência entre as espécies, o segundo estabeleceu que a coexistência seria possível sob níveis de distúrbios com frequência e intensidade intermediárias.

A extensão da análise de fatores hidroclimáticos como fontes de distúrbios sobre biodiversidade em açudes da região Semiárida do Brasil, como aplicada por Chellappa *et al.* (2009), é ainda mais urgente diante das ameaças do aquecimento global. Em 2013, a região Nordeste do Brasil foi submetida a maior seca dos últimos 50 anos, com prognóstico de aumento da severidade climática para as próximas décadas (ONU, 2014) e intensificação gradual das secas (WORLD BANK, 2013).

A projeção de cenários para essa região prevê a intensificação das características de aridez e recorrência de secas, como resultado da redução nos índices de precipitação, aumento da temperatura, taxas de evaporação e tempo de retenção hidráulica, redução da disponibilidade hídrica superficial e das recargas subterrâneas, que serão mais intensas em bacias degradadas pelas atividades antrópicas (MONTENEGRO e RAGAB, 2012; ROLAND *et al.*, 2012).

Nesse sentido, estudos recentes têm relatado efeito adicional das mudanças climáticas sobre o estabelecimento da eutrofização e sobre a duração, distribuição geográfica, intensidade e frequência de florações de cianobactérias, devido ao aumento de temperatura e da intensidade de gradientes térmicos favoráveis à estratificação térmica, à salinização e à intensificação de eventos de tempestades e secas (MOSS *et al.*, 2011; PAERL, HALL e CALANDRINO, 2011; PAERL e PAUL, 2012).

Para esse cenário, a influência de fatores físicos poderá se sobrepor à disponibilidade de nutriente para induzir mudanças nas assembleias de fitoplâncton. Isto porque, em ecossistemas aquáticos rasos e eutróficos, a disponibilidade de recursos como nutrientes e luz pode variar em função da alternância de processos de estratificação e mistura das massas de

água, em que um ou outro recurso poderá ser preponderante sobre a composição e estrutura das assembleias fitoplanctônicas (REYNOLDS, 2000).

Na região Semiárida do Brasil, mudanças na composição e estrutura das assembleias de fitoplâncton, levando a dominância de cianobactérias, tem sido explicada por variáveis físicas, como distúrbios hidroclimáticos, condições de mistura completa das massas de água, declínio de radiação subaquática e estratificação térmica (BOUVY *et al.*, 1999; DANTAS, BITTENCOURT-OLIVEIRA e MOURA, 2010; BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2012).

Em períodos de mistura das massas de água, a limitação por luz pode sobrepor à disponibilidade de nutrientes e favorecer a seleção das espécies mais tolerantes a baixa intensidade de radiação subaquática e que possuam maior habilidade para usar os recursos disponíveis, como observados para alguns grupos de cianobactérias (REYNOLDS, 2000). Na região Semiárida brasileira, a influência das variáveis físicas sobre redução da qualidade óptica da água é ainda mais intensa em períodos de estiagem prolongada e tem favorecido a dominância de cianobactérias (BOUVY *et al.*, 1999).

Diante desse contexto e da necessidade de identificar padrões na estruturação das assembleias fitoplanctônicas no Semiárido brasileiro, esta pesquisa teve como objetivo analisar a variação espaço-temporal da composição e estrutura das assembleias de fitoplâncton em função dos fatores climáticos da região Semiárida e das condições tróficas e hidrológicas do açude Pereira de Miranda, localizado no Semiárido cearense. A hipótese deste trabalho é que a composição e a estrutura de assembleias de fitoplâncton do açude Pereira de Miranda são caracterizadas por espécies que apresentam melhor adaptação a condições de distúrbios provocados por vento e chuva, e variam conforme mudanças na disponibilidade de nutrientes e luz, com seleção das espécies mais tolerantes durante o período de estiagem.

## 4.2 MATERIAL E MÉTODOS

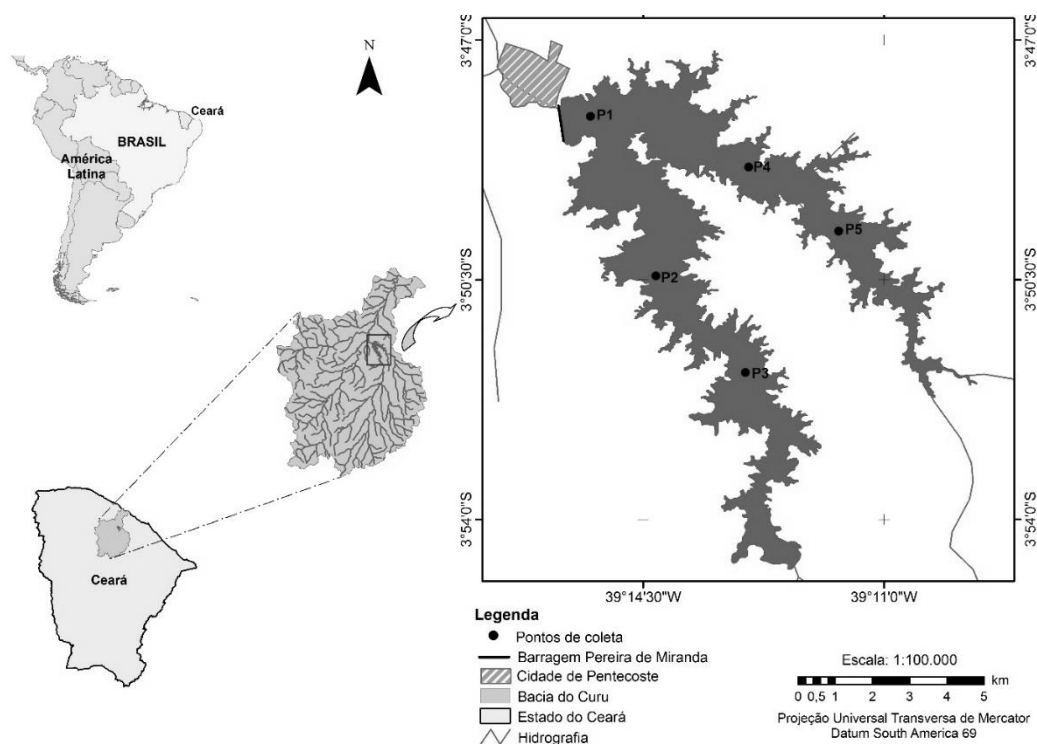
### 4.2.1 Localização e características da área de estudo

O açude Pereira de Miranda (Figura 4.1) é um ecossistema aquático artificial, raso e eutrofizado, localizado no município de Pentecoste (03°47'34" S; 039°16'13" W), Ceará, na

região Semiárida do Brasil, formado pelo barramento dos rios intermitentes Canindé e Capitão Mor.

Em sua cota máxima, o açude apresenta volume de  $360 \text{ hm}^3$ , profundidade máxima e média de 19,8 e 7,2 m, respectivamente, e área da bacia hidráulica de  $50,4 \text{ km}^2$ . No entanto, o clima Semiárido e quente (KOEPPEN, 1948) da região, com precipitação média de 781,2 mm/ano, concentrada em poucos meses (entre fevereiro e maio), valores elevados de insolação e temperatura (média entre 26 a 28 °C) e forte ação do vento (CEARÁ, 2015a; CEARÁ, 2015b), entre outros fatores, resultam no balanço hídrico negativo, onde a evapotranspiração potencial é superior à precipitação anual (SILVA, 2004).

**Figura 4.1** - Localização do açude Pereira de Miranda e definição das estações de amostragem.



**Fonte:** Próprio autor.

Como consequência da irregularidade espacial e temporal dos índices pluviométricos, períodos de estiagens e secas prolongadas são frequentes. Essas condições favorecem a intermitência dos seus rios, que permanecem secos na maior parte do ano, limitam a conexão entre a bacia hidrográfica ( $3254,0 \text{ km}^2$ ) e o açude e impõe variação

acentuada nas características hidrológicas dos açudes (nível de água acumulada e o tempo de retenção hidráulica), especialmente durante a estiagem anual ou em períodos prolongados de secas interanuais, sendo frequente a secagem completa dos açudes mais rasos. A proximidade do açude Pereira de Miranda com a região Costeira do Estado do Ceará, sua condição dendrítica e a ausência de barramentos na geomorfologia em torna da bacia hidráulica do açude potencializa a vulnerabilidade desse sistema à ação física do vento, o que pode influenciar diretamente as condições limnológicas do mesmo (CEARÁ, 2015a; CEARÁ, 2015b).

Somadas às condições hidroclimáticas naturais, o açude Pereira de Miranda está sujeito a pressões antrópicas decorrentes da gestão hídrica para usos múltiplos da água (abastecimento, irrigação, piscicultura, indústria) e das formas inadequadas de uso e ocupação das áreas rurais e urbanas de sua bacia hidrográfica. A maioria dos municípios localizados na bacia de drenagem não possui sistema coletivo de esgotamento e tratamento adequados dos efluentes domésticos e de disposição dos resíduos sólidos (BRASIL, 2015), configurando-se como fontes pontuais e difusas de poluição para os ecossistemas aquáticos da região. Além das fontes de poluição que podem ser carreadas pelo escoamento superficial e transportadas pelos rios Canindé e Capitão Mor a partir de áreas mais distantes, a região lacustre do açude Pereira de Miranda está localizada dentro do perímetro urbano do município de Pentecoste, estando sujeito a fontes de poluição adicionais.

#### **4.2.2 Amostragem e procedimentos analíticos**

A amostragem de água e as medições em campo foram realizadas entre janeiro de 2012 e novembro de 2013, entre 09:00h e 15:00h, totalizando 16 campanhas, distribuídas entre os períodos seco e chuvoso. As amostras de água foram coletadas a 0,5 m da superfície, em 5 pontos de amostragem distribuídos ao longo dos eixos horizontais para representar as condições limnológicas gerais do açude, fixando-se um ponto na região lacustre e mais profunda do açude (P1), localizado próximo à barragem, dois pontos na região com características limnológicas e hidrológicas intermediárias (P2 e P4) e dois pontos na região próxima ao influxo dos rios Canindé (P3) e Capitão Mor (P5) (Figura 4.1).

Esse esforço amostral nas águas superficiais do açude foi conduzido para: se analisar a disponibilidade temporal e espacial de nutrientes e luz na região de maior probabilidade de ocorrência e distribuição das assembleias de fitoplâncton; quantificar e caracterizar a composição e a estrutura dessas assembleias e sua biomassa em termos de clorofila *a*; e discutir a influência das condições tróficas e dos fatores hidroclimáticos sobre a dinâmica do fitoplâncton. Além das coletas na superfície, foram realizadas medições de algumas variáveis ao longo do perfil vertical de cada ponto, para identificação de possíveis gradientes térmicos e químicos.

As variáveis físicas, químicas e biológicas, selecionadas para a caracterização limnológica do açude, foram: transparência da água, potencial hidrogeniônico (pH), temperatura da água, turbidez, condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), clorofila *a*, nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), fósforo total (PT), ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) e sílica ( $\text{SiO}_2$ ). Essas variáveis foram usadas para explicar a variação temporal e espacial das assembleias de fitoplâncton, quantificadas nesse estudo, com o objetivo de identificar e analisar padrões ecológicos.

As amostras de água foram coletadas com garrafa de van Dorn (5,0 L) e acondicionadas em frascos de polietileno de 2,0 L, envoltos com papel alumínio para restringir a atividade fotossintética e permitir, posteriormente, a determinação de clorofila *a*, e mantidas sob refrigeração abaixo de 4°C até a realização do procedimento analítico.

A transparência da água foi estimada pela visibilidade do disco de Secchi ( $\varnothing = 25$  cm), enquanto os dados do perfil vertical para pH, temperatura da água, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido (OD) foram obtidos *in situ* por sonda multiparamétrica, modelo YSI 6600 V2, em intervalos de 0,2 a 0,3 m. A turbidez foi obtida em campo com uso de turbidímetro portátil Digimed, modelo DM-TU.

Os valores da transparência da água foram usados para estimativa da extensão da zona eufótica ( $Z_{\text{euf}}$ ) de cada ponto de coleta, obtida pela multiplicação da transparência da água pelo fator 2,7 (Esteves, 2011). Os dados de temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica foram usados para avaliar a estrutura vertical a partir da amplitude dos gradientes térmicos e químicos, para evidenciar processos de estratificação e mistura das massas de água. A zona de mistura foi determinada pela análise do perfil térmico do açude durante o período de amostragem, considerando a ocorrência de estratificação

quando houver diferenças nos gradientes térmicos forem iguais ou superiores a  $0,5^{\circ}.\text{m}^{-1}$ , como adotados por Dantas, Bittencourt-Oliveira e Moura (2012), Dantas, Moura e Bittencourt-Oliveira (2011), Medeiros *et al.* (2015) para açudes do Semiárido brasileiro. A razão entre as zonas eufótica e a profundidade máxima ( $Z_{eu}:Z_{max}$ ) foi usada para avaliar a disponibilidade de luz no perfil vertical do açude Pereira de Miranda.

As determinações analíticas dos nutrientes e da clorofila *a* foram feitas no Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água (EQUAL), do Instituto de Ciências do Mar (Labomar), da Universidade Federal do Ceará (UFC), conforme os métodos descritos por Eaton *et al.* (2005) (Tabela 4.1).

A razão entre as concentrações de nitrogênio e fósforo totais (N:P) foi usada como critério para o estabelecimento do nutriente limitante, conforme aplicações por Toledo Jr. *et al.* (1983), de 9:1, e Salas e Martino (1991), de 10:1, para açudes de regiões Tropical e Subtropical. A variação espaço-temporal das condições tróficas do açude foi avaliada a partir dos resultados do Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson (1977) modificado por Cunha, Calujuri e Lamparelli (2013), utilizando-se os dados de fósforo total e de clorofila *a*.

**Tabela 4.1** - Métodos empregados para determinação de variáveis químicas e biológicas de qualidade de água.

Variável	Método	Referência
Nitrogênio total	Digestão com persulfato; Coluna de cádmio	4500-P J.; 4500-NO <sub>3</sub> E.
Nitrogênio amoniacal	Fenato	4500-NH <sub>3</sub> F.
Nitrito	Colorimétrico	4500-NO <sub>2</sub> B.
Nitrato	Coluna de cádmio	4500-NO <sub>3</sub> E.
Fósforo total	Digestão com persulfato; ácido ascórbico	4500-P J.; 4500-P E.
Ortofosfato	Ácido ascórbico	4500-P E.
Sílica	Molibdosilicato	4500-SiO <sub>2</sub> C.
Clorofila <i>a</i>	Espectrofotométrico	10200 H.

**Fonte:** adaptada pelo autor (EATON *et al.*, 2005).

As coletas de água para identificação e contagem do fitoplâncton foram realizadas entre 0,3 a 0,5 m da superfície, com uso de rede de plâncton, com diâmetro de malha de 20  $\mu\text{m}$ , diâmetro da abertura do aro de 25cm e tamanho de 1,0m. Em cada ponto, foram

coletados 20 L de água com a garrafa de van Dorn e filtrados pela rede de plâncton. O volume amostral para identificação e contagem de fitoplâncton foi fixado imediatamente com solução de Transeau 4%, concentrado para um volume final de 40 ml (BICUDO; MENEZES, 2006).

A identificação do fitoplâncton foi feita usando microscópio óptico comum (lâmina/lamínula), a partir de observações (40x) em triplicata e com uso das chaves de identificação de Bicudo e Menezes (2006), Anagnostidis e Komárek (1988), Komárek e Anagnostidis (1986) e Komárek e Anagnostidis (1989). A contagem de fitoplâncton foi realizada com uso de câmara de Sedgewick Rafter e microscópio invertido, a partir da técnica de campos aleatórios e aumento de 40x. Para cada amostra, foi considerada a contagem de pelo menos 100 indivíduos da espécie mais abundante.

O fitoplâncton foi classificado quanto à abundância relativa, como: (1) espécie dominante, para abundância acima de 50%; (2) espécie abundante, para abundância entre 30 e 50%; (3) espécie pouco abundante, entre 10 e 30%; e (4) espécie rara, para abundância abaixo de 10 % (PARANAGUÁ, 1991). No entanto, devido à grande quantidade de espécies raras, a identificação e análise dos padrões ecológicos das assembleias de fitoplâncton durante o período de estudo considerou apenas o grupo de espécies que foram mais abundantes e com maior frequência durante o estudo, exceto na Análise de Coordenadas Principais (ACoP), na análise de agrupamentos e na avaliação dos índices ecológicos, na qual todas as espécies foram usadas.

O procedimento de identificação e contagem foi realizado no Laboratório de Microbiologia e Limnologia Ambiental (LMA), do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE). Os dados de composição e densidade (ind./mL) foram usados para avaliar a estrutura das assembleias do fitoplâncton, para todas as espécies, quanto a sua riqueza em espécies, diversidade (Shannon-Wiener,  $H'$ ), dominância (Simpson,  $D$ ) e equabilidade (Pielou,  $J'$ ), conforme descrito em Magurran (2011).

Além dos dados em campo, foram analisados dados hidrológicos e climáticos para a região de estudo. Os dados de precipitação pluviométrica diária e mensal, usados para definição da média histórica (1974-2013), bem como para análise da distribuição das chuvas durante o período de estudo, e os dados de temperatura do ar e velocidade do vento, foram cedidos pela Fundação Cearense de Meteorologia (FUNCEME). Os dados correspondentes ao tempo de residência hidráulica, profundidade média e variação do volume armazenado no

açude foram disponibilizados pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Estado do Ceará – (COGERH). As variáveis climáticas, hidrológicas e limnológicas foram usadas para definição do cenário ambiental estabelecido para os dois anos de pesquisa.

### 4.2.3 Análises dos dados

A estatística descritiva (média, desvio padrão e valor mínimo e máximo) foi aplicada para todas as variáveis, com o objetivo de organizar e resumir o conjunto de dados em tabelas e gráficos, para facilitar a observação e compreensão padrões de variação espacial e temporal das variáveis físicas, químicas, biológicas, climáticas e hidrológicas em estudo.

O gráfico de abundância relativa das assembleias fitoplanctônicas foi gerado no programa Microsoft Office Excel, enquanto os dados de riqueza em espécie, abundância, diversidade, dominância e equitabilidade das assembleias de fitoplâncton foram obtidos no software PAST. O coeficiente de correlação de Pearson foi calculado entre as variáveis físicas, químicas, clorofila *a* e velocidade do vento, com o objetivo de verificar associações potenciais entre elas (Microsoft Office Excel).

Os gráficos de gradiente no perfil vertical da coluna de água (temperatura da água, oxigênio dissolvido e pH) e os gráficos de *box plot* da temperatura do ar e da velocidade do vento foram elaborados no *software* ORIGIN 9.1.

Como forma de identificar associações entre variáveis que pudessem estabelecer cenários ecológicos representativos do período de estudo, recorreu-se à Análise de Componentes Principais (ACP). A interpretação do resultado da ACP foi feita mediante o exame do plano fatorial bidimensional formado pelos eixos considerados estatisticamente significativos, após redução da dimensionalidade dos dados (LEGENDRE e LEGENDRE, 2012). Para esta análise, consideraram-se variáveis climáticas, hidrológicas, o tempo de residência como representativo das condições de operação do açude, além de variáveis indicadoras de qualidade da água. A seleção de variáveis de entrada da ACP foi baseada também em análise prévia de correlação (Pearson) com o principal objetivo de verificar colinearidades e evitar, portanto, redundância entre variáveis.

A análise de cluster (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*, UPGMA) foi utilizada com o principal objetivo de analisar o agrupamento, a associação entre



as espécies do fitoplâncton ao longo do período de estudo. Foram gerados dois dendogramas, um para cada ano, considerando a distância de Bray-Curtis como índice de similaridade (VALENTIN, 2000). Antes da análise, os valores de densidade absoluta foram log transformados usando a relação  $x' = \log(x+1)$ .

A matriz de distâncias de Bray-Curtis resultante da análise de agrupamento foi utilizada como entrada para a Análise de Coordenadas Principais (ACoP), com o objetivo de ordenar as unidades amostrais de acordo com sua similaridade florística. Cabe salientar que aqui, assim como para a análise de agrupamento, todas as espécies foram utilizadas para análise, após log transformação.

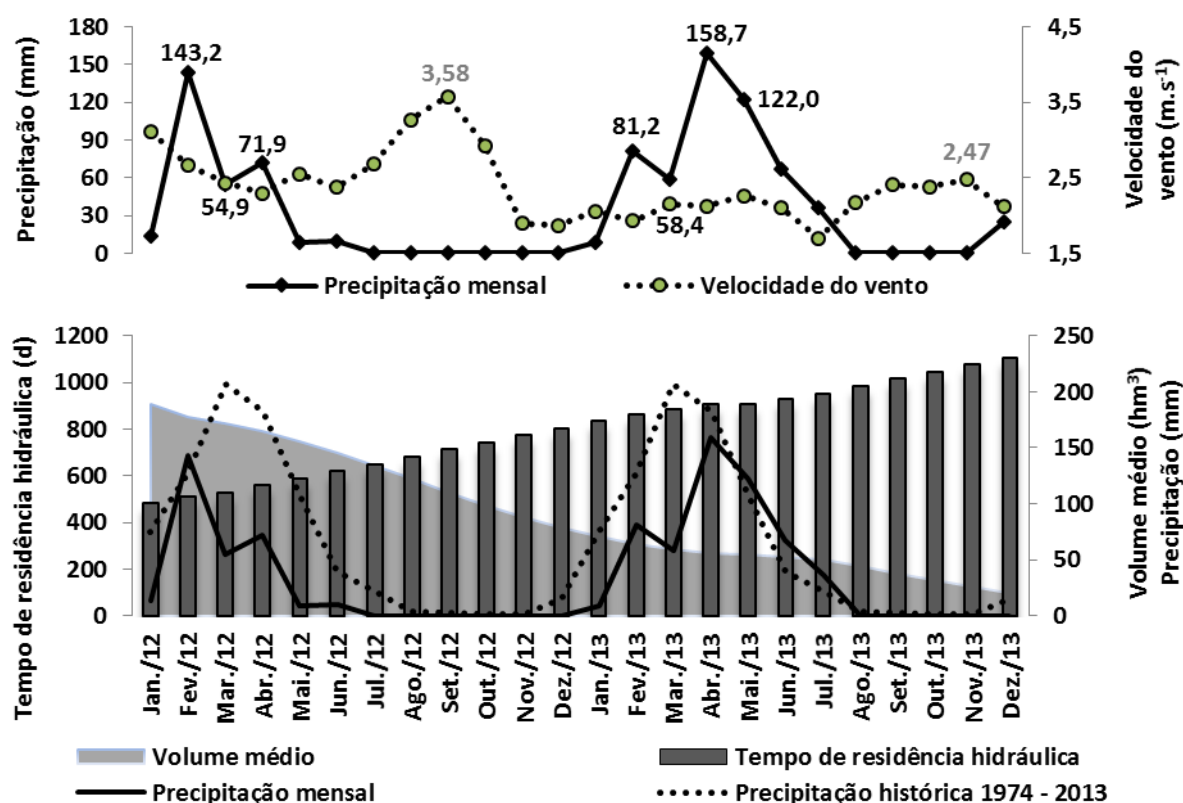
Para a investigação da existência de relação entre a estrutura das assembleias fitoplanctônicas do açude Pereira de Miranda e fatores ambientais, optou-se pela Análise de Correspondência Canônica (ACC) como método de ordenação. A ACC é caracterizada como um método direto de análise de gradientes e assume comportamento unimodal das variáveis resposta. Para esta análise, confeccionaram-se duas matrizes: uma matriz ambiental, composta por variáveis limnológicas e velocidade do vento medida *in situ*, e uma matriz de densidade absoluta de espécies. Em uma primeira análise, todas as variáveis abióticas foram consideradas. No entanto, para a ACC definitiva, foram consideradas apenas as variáveis que apresentaram correlação ponderada igual ou superior a 0,3 com pelo menos um dos dois primeiros eixos de ordenação (RODRIGUES *et al.*, 2007). As variáveis abióticas utilizadas foram transparência da coluna d'água, profundidade máxima, turbidez, condutividade elétrica, pH, nitrogênio total, fósforo total, razão N:P, clorofila *a* e velocidade do vento. Para análise de significância da relação entre a matriz de fatores ambientais e a matriz de espécies empregou-se o teste de permutação de Monte Carlo (TER BRAK, 1986; TER BRAK e PRENTICE, 1998). Para elaboração dos gráficos da estatística multivariada foi usado o pacote estatístico PAST (HAMMER, HARPER e RYAN, 2001).

## 4.3 RESULTADOS

### 4.3.1 Variáveis hidrológicas e climáticas

Os anos de estudo foram caracterizados como período seco prolongado, em que as precipitações médias mensais estiveram quase sempre abaixo da média histórica do mês. Os eventos de chuvas, esparsos e de pequena intensidade não foram suficientes para impedir a redução gradual no volume armazenado, na profundidade média e no tempo de residência teórico (Figura 4.2), destacando-se a impossibilidade de coletar água nos P3 e P5 a partir de outubro de 2013, devido ao volume reduzido.

**Figura 4.2** – Variáveis hidroclimáticas, açude Pereira de Miranda-CE.

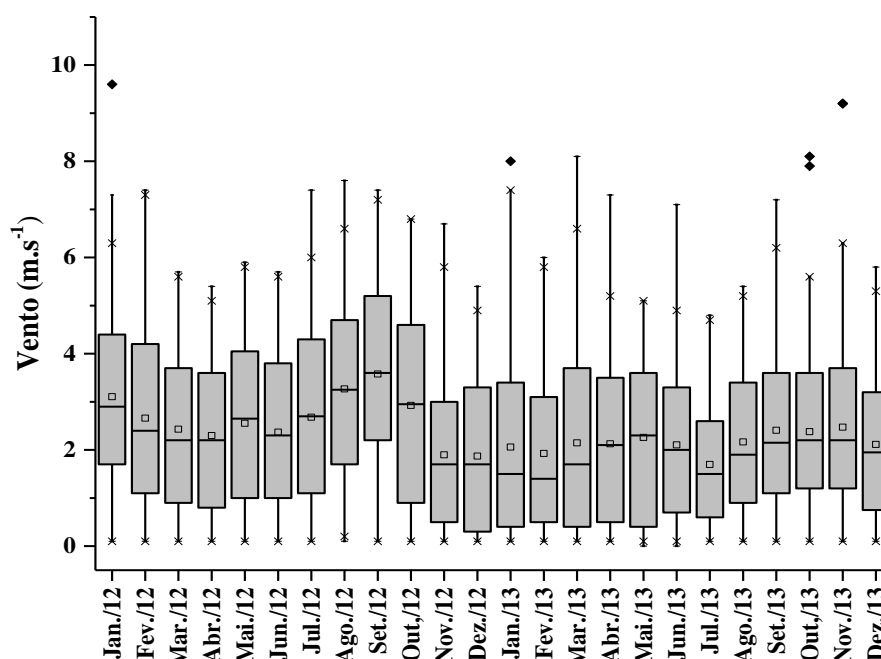


Fonte: adaptada pelo autor (CEARÁ, 2015b; CEARÁ, 2015c).

Nesse cenário, o volume do açude reduziu de 196,5 hm<sup>3</sup> (54,6 % da capacidade de armazenamento) para 18,0 hm<sup>3</sup>, quando detinha apenas 5 % de água armazenada, valor próximo ao do início do volume morto (2,6 % ou 9,3 hm<sup>3</sup>). Como consequência, a

profundidade média passou de 5,5 a 2,2 m e o tempo de residência hidráulica teórico de 465,3 a 1121,3 d (média de 798 d para os dois anos). Alternando-se ao período chuvoso do ciclo hidrológico, a ação do vento foi mais evidente de agosto a outubro (Figuras 4.2 e 4.3), com maiores médias mensais observadas em 2012, que teve índice de precipitação menor (301,7 mm) em relação a 2013 (533,1 mm).

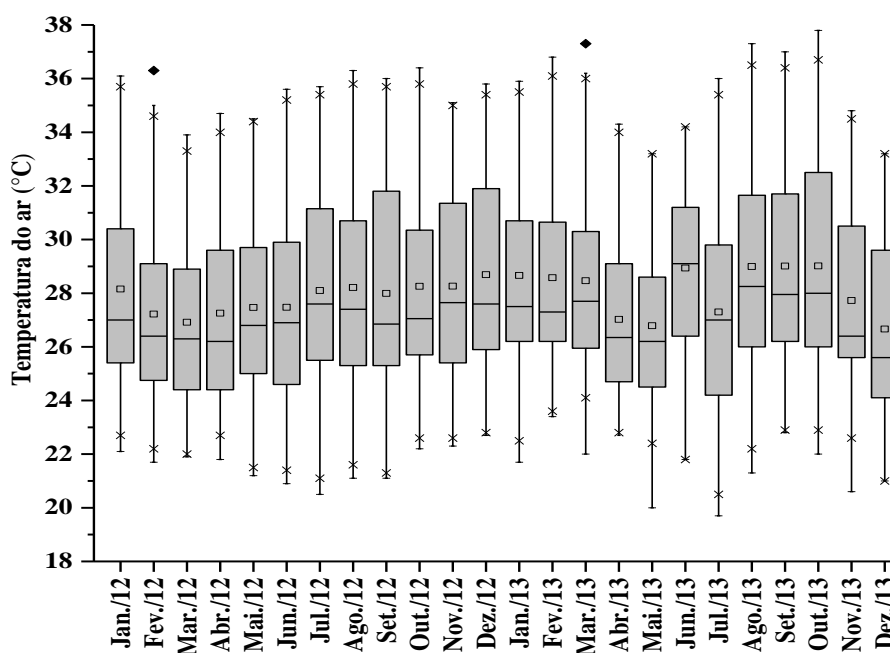
**Figura 4.3** – Variação temporal para dados médios mensais de velocidade do vento, para o período de estudo.



Fonte: adaptada pelo autor (CEARÁ, 2015b).

Durante a pesquisa, a temperatura média anual do ar foi de 27,8 °C (2012) e 28,4 °C (2013) (Figura 4.4), sendo que as maiores médias térmicas foram observadas para o segundo semestre de cada ano (28,3 °C, 2012; 28,6 °C, 2013). No entanto, em 2013 foram registrados as maiores amplitudes térmicas entre os meses mais chuvosos e o período de maior média para o vento.

**Figura 4.4** – Variação temporal para dados médios mensais de temperatura do ar, para o período de estudo.



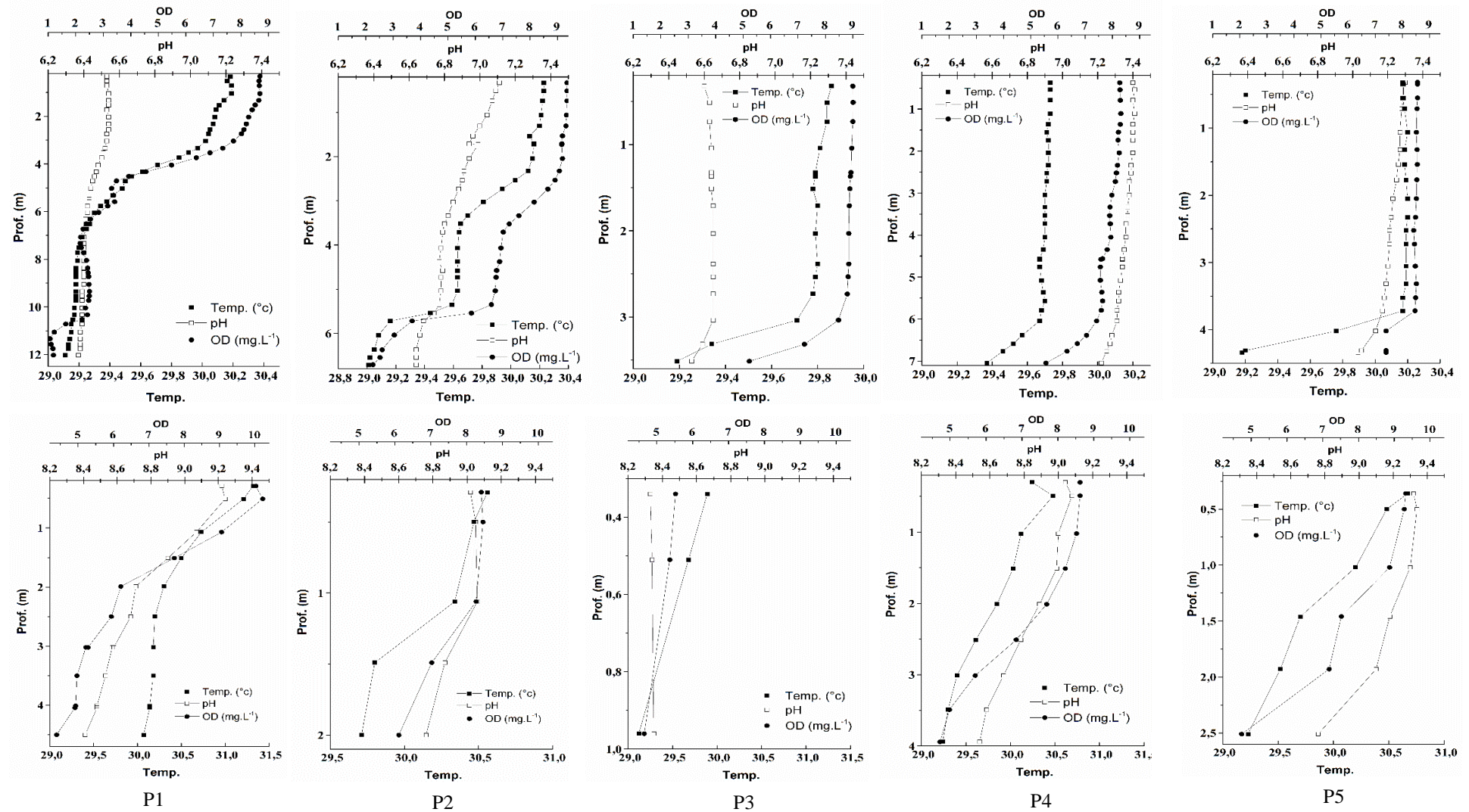
Fonte: adaptada pelo autor (CEARÀ, 2015b).

#### 4.3.2 Variáveis físicas, químicas e biológicas

Os resultados das variáveis medidas no perfil vertical da coluna de água (condutividade elétrica, temperatura, pH e oxigênio dissolvido) foram essenciais para caracterizar a dinâmica física do açude, em relação à eventos de mistura e estratificação, sejam elas térmicas ou químicas.

A análise do perfil térmico e químico do açude Pereira de Miranda foi realizada para todos os meses e pontos de amostragem. No entanto, na maioria dos perfis verticais as diferenças entre as temperaturas de superfície e fundo foram menores do que 1,0 °C, acima do recomendado para regiões Semiáridas ( $<0,5^{\circ} \text{C.m}^{-1}$ ). Amplitudes pouco acima de 1,0 °C para a maioria dos pontos foram observadas apenas em março de 2012 e abril de 2013 (Figura 4.5), de modo que os perfis térmicos para esses dois meses foram usados como referência para analisar a vulnerabilidade do açude Pereira de Miranda a processos de mistura e estratificação das massas de água. Para os dois anos de estudo, as maiores amplitudes térmicas foram observadas no primeiro semestre, sendo menores a partir de julho de 2013 (Tabelas 4.2 e 4.3).

**Figura 4.5** - Perfil térmico e químico de março de 2012 e abril de 2013 para os cinco pontos de amostragem, no açude Pereira de Miranda.



Fonte: Próprio autor.

**Tabela 4.2** – Estatística descritiva (média, desvio padrão e mínimo e máximo) das variáveis físicas e químicas dos cinco pontos de amostragem de 2012.

Mês	Temp. (°C)	DS (m)	Z <sub>max</sub> (m)	Z <sub>eu</sub> /Z <sub>max</sub>	Turb. (UNT)	CE (µS/cm)	pH	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	Vento (m.s <sup>-1</sup> )
<b>Jan./12</b>	28,7 (±0,3)	0,8 (±0,1)	8,1 (±4,7)	0,3 (±0,1)	12,2 (±2,7)	570,4 (±61,4)	7,9 (±0,4)	7,9 (±0,4)	3,5 (±1,6)
	28,3-29,0	0,7-0,9	4,1-15,6**	0,2-0,5	9,7-16,7	479,0-636,0	7,4-8,4	7,5-8,5	2,1-6,3
<b>Mar./12</b>	30,0 (±0,2)	0,8 (±0,1)	7,0 (±3,4)	0,4 (±0,1)	12,0 (±1,3)	476,1 (±12,4)	7,0 (±0,4)	7,8 (±1,9)	3,6 (±1,8)
	29,7-30,2**	0,8-0,9	3,8-12,3	0,2-0,6	10,4-13,6	456,6-487,3	6,5-7,4	4,3-9,0	1,8-6,6
<b>Jun./12</b>	28,3 (±0,4)	0,7 (±0,1)	6,8 (±2,8)	0,3 (±0,1)	15,1 (±3,4)	509,4 (±19,1)	7,7 (±0,3)	8,9 (±0,6)	3,2 (±1,1)
	28,0-29,0	0,5-0,8	2,9-10,3	0,2-0,5	12,6-21,0	487,0-533,0	7,4-8,0	8,1-9,5**	1,6-4,2
<b>Jul./12</b>	27,8 (±0,5)	0,8 (±0,2)	6,4 (±3,2)	0,4 (±0,1)	15,8 (±6,3)	553,8 (±13,2)	8,3 (±0,2)	7,4 (±1,1)	4,6 (±0,8)
	27,4-28,5	0,5-1,1**	2,4-10,9	0,3-0,6	11,9-26,8	541,0-575,0	8,0-8,6**	6,0-8,8	3,7-5,9
<b>Set./12</b>	28,3 (±0,2)	0,6 (0,2)	5,5 (±3,2)	0,4 (±0,2)	24,4 (±15,1)	572,8 (±13,5)	8,2 (±0,2)	8,3 (±0,4)	5,3 (±1,6)
	28,1-28,6	0,3-0,8	1,4-10,0	0,2-0,6	13,7-47,9	557,0-592,0	7,8-8,4	8,0-8,8	3,8-7,8
<b>Out./12</b>	28,1 (±0,3)	0,6 (±0,2)	4,8 (±3,3)	0,4 (±0,2)	28,4 (±28,0)	564,0 (±14,3)	8,4 (±0,2)	8,3 (±0,5)	5,5 (±1,8)
	27,7-28,6	0,3-0,8	1,3-9,5	0,2-0,6	13,5-78,1**	549,0-587,0	8,1-8,5	7,6-8,8	3,4-7,3
<b>Dez./12</b>	29,1 (±0,4)	0,5 (±0,2)	4,5 (±4,2)	0,5 (±0,3)	34,2 (±25,5)	611,8 (±18,5)	8,2 (0,2)	7,6 (±0,5)	6,0 (±2,7)
	28,6-29,6	0,2-0,7	1,3-11,6	0,2-1,0**	12,1-70,2	593,0-640,0**	7,9-8,4	7,0-8,3	2,8-10,0**

\*\* Valor máximo anual.

Fonte: Próprio autor.

**Tabela 4.3** – Estatística descritiva (média, desvio padrão e mínimo e máximo) das variáveis físicas e químicas dos cinco pontos de amostragem de 2013.

Mês	Temp. (°C)	DS (m)	Z <sub>max</sub> (m)	Z <sub>eu</sub> /Z <sub>max</sub>	Turb. (UNT)	CE (µS/cm)	pH	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	Vento (m.s <sup>-1</sup> )
<b>Jan./13</b>	29,1 (±0,3)	0,5 (±0,2)	4,1 (±2,3)	0,4 (±0,1)	37,6 (±22,1)	660,0 (±18,1)	8,4 (±0,2)	8,1 (±0,7)	6,4 (±2,2)
	28,9-29,6	0,3-0,6	1,5-7,5	0,2-0,5	14,6-67,3	640,0-686,0	8,1-8,6	7,1-8,8	3,1-9,2**
<b>Fev./13</b>	28,8 (±0,4)	0,4 (±0,1)	4,4 (±3,6)	0,3 (±0,2)	24,8 (±14,4)	673,6 (±9,8)	8,3 (±0,2)	8,5 (±0,7)	6,1 (±1,5)
	28,5-29,5	0,2-0,5	1,4-10,4**	0,1-0,6	4,1-43,4	662,0-683,0	8,0-8,6	7,6-9,3**	4,1-7,9
<b>Abr./13</b>	30,5 (±0,5)	0,4 (±0,2)	4,0 (±2,5)	0,3 (±0,1)	41,6 (±30,7)	712,9 (±11,0)	9,0 (±0,4)	8,4 (±1,8)	2,4 (±1,8)
	29,7-31,2**	0,1-0,7**	1,3-8,0	0,1-0,4	11,8-79,5**	695,5-721,1	8,3-9,3**	5,4-10,2	1,1-5,4
<b>Mai./13</b>	29,7 (±0,5)	0,3 (±0,1)	4,3 (±3,5)	0,3 (±0,3)	46,1 (±9,0)	717,0 (±10,9)	8,9 (±0,2)	7,3 (±0,9)	2,7 (±1,7)
	29,2-30,6	0,2-0,4	1,0-10,1	0,1-0,8	38,3-60,4	699,6-725,8	8,6-9,2	6,1-8,6	1,4-5,5
<b>Jun./13</b>	29,1 (0,3)	0,4 (±0,1)	3,8 (±2,5)	0,4 (±0,3)	26,6 (±7,8)	731,7 (±10,7)	9,1 (±0,1)	8,2 (±0,5)	3,0 (±1,6)
	28,9-29,7	0,3-0,5	1,3-7,9	0,2-0,8	19,5-37,5	714,3-742,7	9,1-9,3**	7,5-8,6	0,2-4,3
<b>Jul./13</b>	28,0 (±0,5)	0,3 (±0,1)	4,0 (±3,7)	0,3 (±0,2)	36,8 (±18,1)	744,6 (±11,0)	8,9 (±0,3)	6,7 (±1,5)	4,7 (±1,3)
	27,6-28,9	0,2-0,5	1,1-10,3	0,1-0,5	20,8-65,5	727,1-757,5	8,4-9,1	4,6-8,2	2,4-6,4
<b>Set./13</b>	26,9 (±0,1)	0,3 (±0,1)	3,0 (±3,4)	0,5 (±0,4)	51,3 (±15,0)	810,0 (±19,4)	8,6 (±0,2)	8,7 (±0,4)	6,2 (±1,3)
	26,5-27,6	0,2-0,4	0,7-8,9	0,1-1,2**	38,7-76,9	789,0-839,0	8,3-8,8	8,1-9,1	4,0-7,1
<b>Out./13</b>	27,8 (±0,5)	0,2 (±0,1)	4,0 (±4,0)	0,2 (±0,2)	45,2 (±18,4)	853,0 (±19,7)	9,0 (±0,2)	8,9 (±0,2)	5,2 (±1,3)
	27,5-28,5	0,1-0,3	1,1-8,6	0,1-0,5	25,9-62,6	837,0-875,0	8,8-9,1	8,7-9,1	4,0-6,5
<b>Nov./13</b>	27,7 (±0,1)	0,3 (±0,1)	2,8 (±3,4)	0,5 (±0,3)	44,6 (±15,2)	869,7 (±16,6)	8,5 (±0,4)	6,9 (±0,3)	5,2 (±1,7)
	27,5-27,8	0,2-0,4	0,8-6,7	0,2-0,7	29,9-60,3	852,0-885,0**	8,3-8,9	6,6-7,1	3,2-6,2

\*\* Valor máximo anual.

Fonte: Próprio autor.

A condutividade elétrica apresentou padrão vertical homogêneo, com variação apenas temporal, como pode ser observado pelos valores nas Tabelas 4.2 e 4.3, e valores mais elevados (acima de 800  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) no segundo semestre de 2013. Por isso, os valores dessa variável não foram incluídos nos gráficos de perfil vertical.

O pH apresentou gradientes pouco significativos, sempre inferiores a uma unidade. Os valores de pH, maiores na superfície, foram representativos de condições alcalinas (Tabelas 4.2 e 4.3), que se tornaram mais intensas com o prolongamento da seca, principalmente a partir de abril de 2013, quando valores de pH em torno de 9 foram mais frequentes. Os menores valores para pH foram observados em março de 2012, quando as medidas em P1, P2 e P3 estiveram entre 6 e 7 (Figura 4.5).

Dentre as variáveis medidas *in situ*, o oxigênio dissolvido foi a que apresentou maiores amplitudes entre a superfície e o fundo da coluna de água, sendo possível observar, no mesmo perfil vertical, variação extrema entre concentrações de superoxigenação na superfície e tendência a condições anóxicas no fundo, como observado em março de 2012 nos pontos P1 e P2 (Figura 4.5). As maiores amplitudes foram observadas no período chuvoso, quando as concentrações de oxigênio próximas ao sedimento foram reduzidas, caracterizando estratificação química bem definida. Concentrações de oxigênio dissolvido acima de 9  $\text{mg.L}^{-1}$  foram observados entre setembro e outubro de 2013 (Tabelas 4.2 e 4.3).

A transparência da água foi variável entre os pontos amostrados, com valores crescentes das regiões fluviais (P3 e P5) em direção às regiões intermediárias (P2 e P4) e lacustre (P1), e redução gradual com o prolongamento da seca e redução no nível da água (Tabelas 4.2 e 4.3), observando-se em 2013 maior frequência de valores abaixo de 0,3 m, principalmente nos pontos mais rasos. Para os dois anos de estudo, os maiores valores de transparência da água foram observados no primeiro semestre na região lacustre. Em 2012, a melhor qualidade óptica da água foi observada em julho (1,10 m, P1), enquanto que em 2013, a maior profundidade do disco de Secchi foi estimada em abril (0,70 m, P1). Da mesma forma, a extensão da zona eufótica foi reduzida com o tempo e, em geral, representou menos da metade da profundidade máxima do açude Pereira de Miranda (Tabelas 4.2 e 4.3). O ponto P3 apresentou maiores proporções da zona eufótica em relação à profundidade máxima, mais evidente após o período chuvoso.

A turbidez, que é também uma variável associada às propriedades ópticas da água, apresentou variação inversa ao da transparência da água, observando valores maiores e mais



variáveis nos pontos mais rasos (P3 e P5), especialmente no segundo semestre de cada ano. Em 2013, as chuvas induziram o aumento nos valores de turbidez e redução da transparência da água na região fluvial. A variação temporal da turbidez, a partir dos valores médios mensais dos 5 pontos, pode ser verificada nas Tabelas 4.2 e 4.3.

As concentrações de nutrientes totais apresentaram variação mensal maior do que a variação espacial entre os cinco pontos de coleta. Aumento significativo de nitrogênio total foram observados em março e outubro de 2012 e em junho e a partir de setembro em 2013 (Tabelas 4.4 e 4.5), com valores médios anuais próximos entre os pontos, variando de 2,239 (P4) a 2,691 (P1)  $\text{mg.L}^{-1}$ . Durante a pesquisa, as concentrações de fósforo total foram máximas em dezembro de 2012, seguida de uma redução acentuada em janeiro de 2013 e aumento nos meses seguintes (Tabelas 4.4 e 4.5). Apesar das pequenas amplitudes de variação entre os pontos, as concentrações de fósforo total foram mais elevadas na região fluvial (P3 e P5). Em outubro e novembro de 2013, quando estes locais de amostragem secaram, os pontos P2 e P4 passaram a apresentar os maiores valores.

As concentrações de nutrientes dissolvidos apresentaram amplitudes de variação elevadas entre pontos e meses, caracterizadas pela alternância entre poucos picos significativos e a maior parte dos valores sendo registrados abaixo ou próximos do limite de detecção do método analítico. As concentrações de nitrogênio amoniacal não apresentaram padrão de variação temporal ou espacial. A maior parte dos resultados estiveram abaixo de  $0,040 \text{ mg.L}^{-1}$ . As maiores concentrações foram observadas em julho de 2012 (exceto em P2) (Tabela 4.4) e em abril (P3 e P5), maio (P3 e P4) e novembro (P1 e P4) de 2013 (Tabela 4.5).

Em geral, as concentrações de nitrito estiveram abaixo do limite de detecção do método analítico, com acréscimo reduzido em janeiro de 2013, destacando-se pico de  $0,167 \text{ mg.L}^{-1}$  (P3), e no final do período de estudo (P2 e P4). O valor máximo foi registrado em abril de 2013, também no ponto P3, que coincidiu com o incremento do nitrogênio amoniacal. O nitrato apresentou variação temporal maior do que entre os pontos, com concentrações mais elevadas em setembro de 2012 e em abril e maio de 2013 (Tabelas 4.4 e 4.5). O valor máximo ( $1,412 \text{ mg.L}^{-1}$ ) foi observado em abril no ponto P3, semelhante ao que ocorreu com nitrito e nitrogênio amoniacal. Em 2012, as concentrações de ortofosfato estiveram sempre abaixo de  $0,20 \text{ mg.L}^{-1}$ , sendo pouco variáveis entre os pontos, com valores mais elevadas em janeiro, junho e outubro e menores em dezembro de 2012 (Tabela 4.4), quando se observou concentrações mais elevadas para fósforo total.

**Tabela 4.4** – Estatística descritiva (média, desvio padrão e mínimo e máximo) dos nutrientes e clorofila *a* dos cinco pontos de amostragem de 2012.

Mês	NT (mg.L <sup>-1</sup> )	NH <sub>3,4</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	PT (mg.L <sup>-1</sup> )	ORT. (mg.L <sup>-1</sup> )	Si (mg.L <sup>-1</sup> )	N:P	Cl a (µg.L <sup>-1</sup> )
<b>Jan./12</b>	2,022 (±0,194)	0,058 (±0,079)	0,000 (±0,000)	0,051 (±0,012)	0,013 (±0,002)	3,864 (±0,242)	40,9 (±6,9)	6,2 (±0,7)
	1,785-2,302	0,019-0,199	0,000-0,000	0,039-0,070	0,010-0,017**	3,597-4,068	29,8-46,1	5,4-7,0
<b>Mar./12</b>	3,527 (±0,238)	0,017 (±0,002)	0,000 (±0,000)	0,076 (±0,026)	0,006 (±0,002)	3,613 (±0,316)	49,6 (±12,6)	6,4 (±0,7)
	3,185-3,821	0,015-0,019	0,000-0,000	0,053-0,120	0,004-0,008	3,226-3,874	31,7-65,6	5,6-7,2
<b>Jun./12</b>	1,947 (±0,376)	0,137 (±0,138)	0,143 (±0,237)	0,071 (±0,006)	0,013 (±0,001)	4,893 (±0,567)	27,6 (±6,2)	9,3 (±1,3)
	1,295-2,212	0,013-0,354**	0,033-0,567**	0,062-0,079	0,013-0,014	4,447-5,812	18,6-35,6	8,0-11,2**
<b>Jul./12</b>	1,911 (±0,404)	0,055 (0,112)	0,011 (±0,008)	0,057 (±0,014)	0,010 (±0,001)	3,999 (±0,569)	34,8 (±10,1)	8,5 (±0,5)
	1,335-2,347	0,000-0,255	0,004-0,023	0,047-0,081	0,009-0,011	2,996-4,382	23,8-50,1	8,0-9,4
<b>Set./12</b>	1,692 (±0,270)	0,000 (±0,00)	0,073 (±0,014)	0,051 (0,085)	0,006 (±0,001)	5,480 (±0,303)	39,0 (±16,2)	5,8 (±1,6)
	1,287-1,982	0,000-0,000	0,054-0,089	0,029-0,095	0,005-0,007	5,184-5,836	20,9-60,7	3,7-8,0
<b>Out./12</b>	4,537 (±1,372)	0,009 (±0,007)	0,009 (±0,006)	0,085 (±0,032)	0,011 (0,002)	7,524 (±0,285)	60,0 (±33,7)	7,0 (±2,5)
	3,357-6,722**	0,000-0,020	0,000-0,017	0,056-0,135	0,009-0,013	7,223-7,851**	36,4-119,1**	4,0-10,8
<b>Dez./12</b>	2,299 (±0,672)	0,024 (±0,012)	0,026 (±0,006)	0,194 (±0,050)	0,003 (±0,003)	3,013 (±0,126)	12,1 (±3,4)	6,2 (±3,3)
	1,454-3,276	0,010-0,037	0,020-0,035	0,151-0,275**	0,001-0,008	2,798-3,113	7,7-15,8	3,2-11,2**

\*\* Valor máximo anual.

Fonte: Próprio autor.

**Tabela 4.5** – Estatística descritiva (média, desvio padrão e mínimo e máximo) dos nutrientes e clorofila *a* dos cinco pontos de amostragem de 2013.

Mês	NT (mg.L <sup>-1</sup> )	NH <sub>3,4</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	PT (mg.L <sup>-1</sup> )	ORT. (mg.L <sup>-1</sup> )	Si (mg.L <sup>-1</sup> )	N:P	Cl <i>a</i> (µg.L <sup>-1</sup> )
<b>Jan./13</b>	2,937 (±0,607)	0,006 (±0,004)	0,064 (±0,061)	0,044 (±0,015)	0,013 (±0,007)	4,854 (±0,992)	74,7 (±35,1)	6,6 (±1,5)
	2,222-3,857	0,002-0,011	0,031-0,173	0,023-0,064	0,005-0,019	3,420-5,870	40,4-129,2**	4,8-8,5
<b>Fev./13</b>	1,359 (±0,584)	0,008 (±0,007)	0,009 (±0,013)	0,107 (±0,024)	0,019 (±0,008)	4,595 (±0,694)	13,6 (±7,2)	6,6 (±0,4)
	0,642-2,032	0,005-0,020	0,000-0,028	0,081-0,145	0,010-0,030	3,752-5,477	6,0-21,2	6,2-7,1
<b>Abr./13</b>	0,793 (±0,521)	0,191 (±0,277)	0,440 (±0,557)	0,093 (±0,041)	0,012 (±0,005)	5,179 (±0,705)	9,8 (±7,9)	5,9 (±2,3)
	0,199-1,326	0,001-0,636**	0,038-1,412**	0,061-0,157	0,008-0,020	4,370-6,032	2,6-20,5	4,4-10,0
<b>Mai./13</b>	2,149 (±1,104)	0,103 (±0,182)	0,092 (±0,313)	0,099 (±0,018)	0,008 (±0,004)	5,436 (0,460)	20,8 (±8,8)	5,0 (±2,1)
	0,665-3,241	0,002-0,426	0,011-0,313	0,081-0,125	0,003-0,012	4,880-5,834	8,1-30,4	1,5-7,3
<b>Jun./13</b>	4,149 (±0,819)	0,010 (±0,009)	0,000 (±0,000)	0,089 (±0,009)	0,013 (±0,002)	6,737 (±0,198)	47,1 (±9,8)	8,0 (±1,8)
	2,979-5,050**	0,002-0,024	0,000-0,000	0,075-0,097	0,009-0,016	6,538-6,951	33,5-59,4	5,7-10,2
<b>Jul./13</b>	1,323 (±0,109)	0,014 (±0,012)	0,057 (±0,076)	0,130 (±0,019)	0,009 (±0,005)	8,008 (±1,762)	10,3 (±1,3)	4,0 (±1,6)
	1,160-1,435	0,000-0,028	0,014-0,192	0,111-0,153	0,005-0,017	5,720-10,220**	8,9-12,2	2,1-6,4
<b>Set./13</b>	2,757 (±0,578)	0,035 (±0,015)	0,019 (±0,036)	0,126 (±0,56)	0,006 (±0,001)	3,091 (±0,943)	24,3 (±9,7)	6,4 (±2,2)
	2,073-3,538	0,020-0,059	0,000-0,083	0,078-0,221**	0,004-0,008	2,140-4,676	15,9-39,4	4,2-9,9
<b>Out./13</b>	3,275 (±0,341)	0,033 (±0,010)	0,021 (±0,009)	0,147 (±0,040)	0,070 (±0,037)	4,815 (±0,402)	23,3 (±9,3)	10,9 (±5,7)
	3,030-3,664	0,021-0,040	0,016-0,031	0,103-0,180	0,036-0,109**	4,380-5,172	19,0-30,5	4,9-16,1**
<b>Nov./13</b>	2,357 (±0,36)	0,091 (±0,079)	0,006 (±0,004)	0,143 (±0,035)	0,004 (±0,000)	3,155 (±0,467)	17,0 (±3,7)	8,2 (±1,7)
	2,150-2,756	0,000-0,148	0,004-0,011	0,103-0,167	0,004-0,005	2,617-3,458	13,6-21,0	6,5-9,9

\*\* Valor máximo anual.

Fonte: Próprio autor.

Em 2013, foram observadas as maiores amplitudes de variação espacial e temporal para ortofosfato, registrando-se concentrações mais elevadas em fevereiro (máximo de 0,030 mg.L<sup>-1</sup>, P5) e, principalmente, em outubro, devido ao pico de 0,109 mg.L<sup>-1</sup>, 0,036 mg.L<sup>-1</sup> e 0,066 mg.L<sup>-1</sup> em P1, P2 e P4, respectivamente (Tabela 4.5). A partir de fevereiro de 2013, observou-se maior frequência de correlação positiva entre os incrementos e decréscimos mensais entre as concentrações de ortofosfato e fósforo total.

As concentrações de sílica solúvel variaram entre 2,000 a 10,000 mg.L<sup>-1</sup>, com picos acentuados (>7,000 mg.L<sup>-1</sup>) em outubro de 2012 e julho de 2013 (Tabelas 4.4 e 4.5). Os maiores decréscimos, com concentrações próximas a 2,000 mg.L<sup>-1</sup>, foram observados em dezembro de 2012 e setembro de 2013. A partir de janeiro de 2013, a amplitude de variação foi maior entre os pontos e meses, mas sem evidência de aumento significativo com o prolongamento da seca, ao se verificar que as concentrações de novembro de 2013 estiveram abaixo dos resultados observados no início de 2012.

Durante a pesquisa, embora a disponibilidade de nutrientes tenha sido variável, registrando-se períodos com concentrações elevadas, a produção de biomassa, estimada por meio da clorofila *a*, apresentou variação espacial e temporal elevada, sem a ocorrência de picos acentuados (Tabelas 4.4 e 4.5). As maiores concentrações de clorofila *a* foram observadas em outubro de 2013 (16,14 µg.l<sup>-1</sup>, P2; 11,65 µg.l<sup>-1</sup>, P4). Para os outros meses, a concentração de clorofila *a* esteve abaixo de 12,00 µg.l<sup>-1</sup>. Pequenos incrementos foram observados em junho dos dois anos e outubro de 2013, quando foram verificados pequenos acréscimos em ortofosfato.

A razão entre as concentrações de nitrogênio e fósforo totais (N:P) variou mensalmente e apresentou amplitudes diferentes entre os pontos (Tabelas 4.4 e 4.5). Entre janeiro e outubro de 2012 e em janeiro, junho, setembro e outubro de 2013 a razão esteve acima 20:1, sugerindo que o fósforo foi o nutriente que limitou a produção primária nesses meses, principalmente em janeiro e junho de 2013, quando se verificou razões variando de 33,53:1 (P2, junho) a 129,22:1 (P2, janeiro). Evidência de limitação por nitrogênio total foi observada nos demais meses, principalmente em abril de 2013, quando foram registrados valores de 2,61:1 (P3) e 2,80:1 (P4).

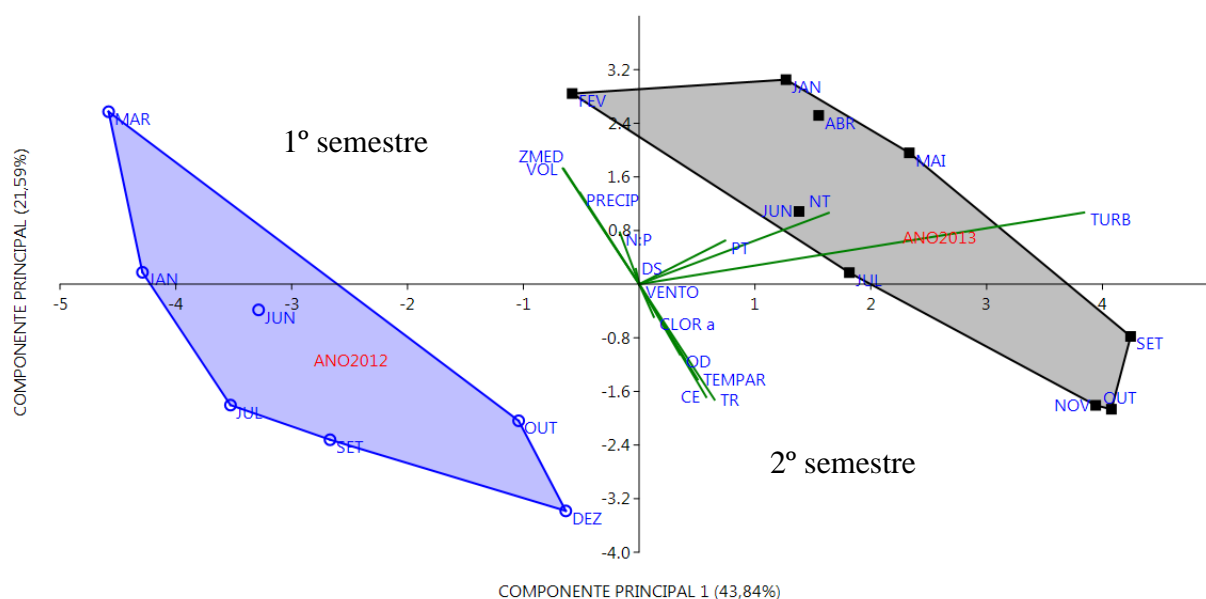
Com base nas concentrações de fósforo total, o açude Pereira de Miranda apresentou aumento das condições tróficas com o prolongamento da seca, variando de mesotrófico a

hipereutrófico. Maior frequência de estimativas hipereutrófica ocorreram a partir de outubro de 2012. Durante a pesquisa, a estimativa mesotrófica foi predominante para os resultados de clorofila *a*.

### 4.3.3 Cenários ambientais

Os cenários ambientais estabelecidos para o período de estudo foram construídos a partir de variáveis representativas dos regimes climático, hidrológico e de operação do açude, da disponibilidade de luz, além daquelas indicadoras de estado trófico.

**Figura 4.6** – Cenário ambiental estabelecido a partir dos valores médios mensais dos pontos para as variáveis climáticas, hidrológicas e limnológicas que apresentaram maior grau de correlação de Pearson, para os dois anos de estudo.



**Legenda:** Profundidade média (ZMED), precipitação (PRECIP), razão entre nitrogênio e fósforo (N:P), volume do açude (VOL), vento (vento), transparência da água (DS), clorofila *a* (CLOR *a*), temperatura do ar (TEMPAR), oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE), tempo de residência hidráulica (TR), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT).

**Fonte:** Próprio autor.

A escolha das variáveis foi precedida também por análise de colinearidade, resultando na seleção das variáveis para a Análise de Componentes Principais (ACP). A partir do cenário gerado pela ACP (Figura 4.6), observou-se que os dois anos apresentaram características ambientais distintas, definidas pelos dois eixos considerados para análise, que explicaram 65,43% da variabilidade total dos dados.

Enquanto o eixo 1 foi representativo das diferenças entre os anos, o componente 2 representou a variação entre os semestres de cada ano, definida pelo eixo vertical. O ano de 2012 esteve mais relacionado às mudanças entre os períodos, quando janeiro e março estiveram associados à profundidade média, volume armazenado, precipitação e razão N:P e outubro e dezembro se relacionaram com oxigênio dissolvido, temperatura do ar, condutividade elétrica e tempo de residência hidráulica.

As condições de maior turbidez e condições tróficas determinadas por nitrogênio e fósforo totais estiveram associadas ao eixo horizontal e foram mais representativas das condições de menor qualidade de água observada para 2013, embora as variáveis associadas ao eixo vertical tenham estabelecido distinção entre os semestres, com maior influência das condições estabelecidas no segundo semestre.

#### **4.3.4 Assembleias de fitoplâncton**

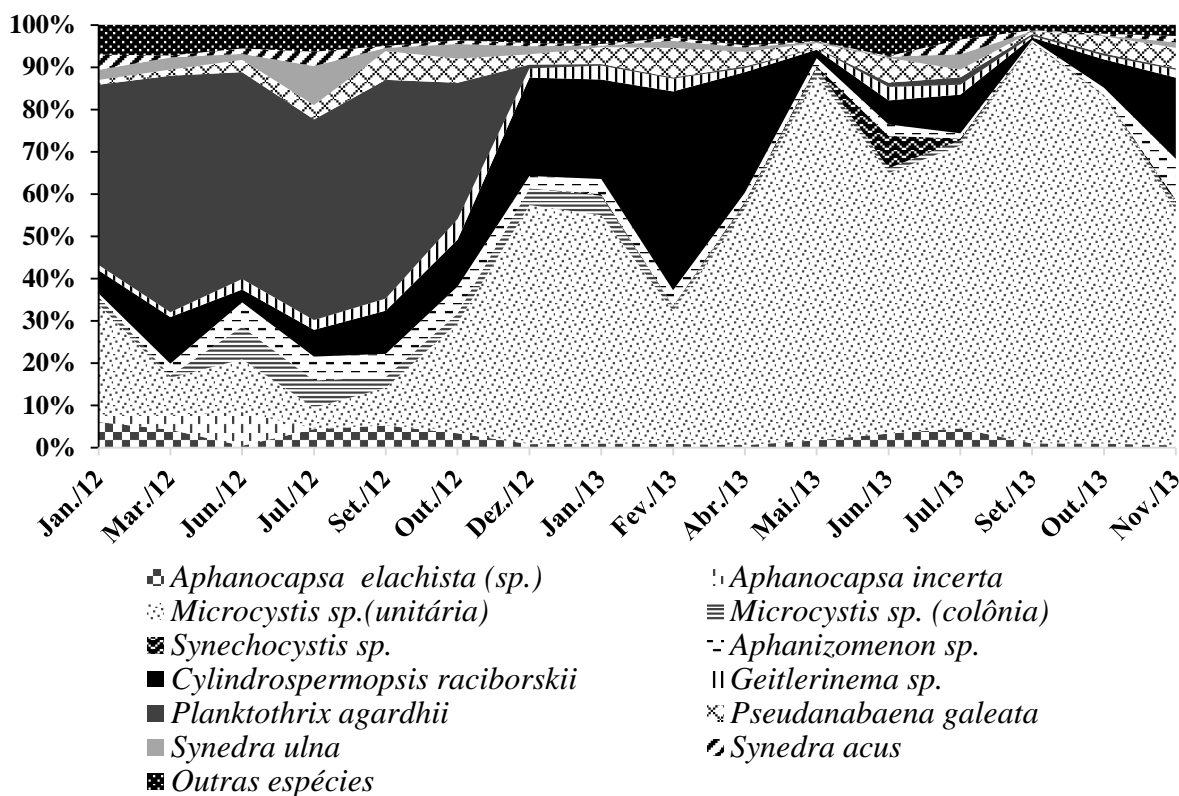
Em 2012, o fitoplâncton foi representado por 33 taxa, distribuídos em quatro classes principais, sendo a maior riqueza em espécie verificada para a classe Cyanophyceae (18), seguida por Chlorophyceae (8), Bacillariophyceae (6) e Zygnematophyceae (1). Além disso, as cianobactérias contribuíram com a maior parte da densidade fitoplanctônica (92,4%) para esse período. A cianobactéria *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komárek foi a mais abundante de janeiro a outubro, seguida pelo aumento nas abundâncias relativas de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszyska) Seenayya & Subba Raju e *Microcystis* sp. (unitária). As espécies de cianobactérias *Planktothrix agardhii*, *Microcystis* sp. (unitária), *Cylindrospermopsis raciborskii* somaram 72,0% da densidade total. Para 2012, a maior

densidade média dos pontos foram observadas em março, outubro e dezembro, destacando-se maiores densidades no ponto P1.

Para 2013, a distribuição da riqueza em espécies entre as classes seguiu padrão semelhante a 2012: Cyanophyceae (17), Chlorophyceae (8), Bacillariophyceae (7) e Zygnematophyceae (1), observando-se a mesma quantidade de taxa (33). No entanto, houve alternância nas densidades entre as espécies mais abundantes, que implicou em redução acentuada na abundância relativa das espécies filamentosas (*Planktothrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii*) e maior dominância de *Microcystis* sp. (unitária), que contribuiu sozinha com 86,5% da densidade total de fitoplâncton. Maior densidade de cianobactérias, devido ao desenvolvimento de *Microcystis* sp. (unitária), foram observadas de maio a outubro de 2013. Nesse período, embora a densidade absoluta da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* tenha duplicado em relação ao ano anterior, sua densidade relativa foi de apenas 4,2%, enquanto que as densidades absoluta e relativa de *Planktothrix agardhii* apresentaram redução significativa. Nesse período, a cianobactéria *Pseudanabaena galeata* Böcher foi a terceira espécie mais abundante (1,4%).

O cenário temporal para os dois anos de estudo (Figura 4.7) se resume pela maior densidade relativa de *Planktothrix agardhii* até outubro de 2012, com aumento nas densidades relativas de *Cylindrospermopsis raciborskii*, de dezembro de 2012 a abril de 2013 (máximo em Fev./13), e de *Microcystis* sp. (unitária), que apresentou densidades relativas acima de 50 % a partir de dezembro de 2012 (exceto em Fev./13).

**Figura 4.7** - Distribuição mensal da densidade relativa do fitoplâncton durante o período de estudo, considerando a média dos cinco pontos amostrados.



Fonte: Próprio autor.

A *Microcystis* sp. foi observada na sua forma colonial e unicelular, mas as células isoladas predominaram na maior parte do estudo, quando sua abundância relativa foi dominante. Outras espécies de cianobactérias foram observadas no estudo, mas suas abundâncias relativas não foram significativas. As diatomáceas foram representadas principalmente por *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehrenberge e *Synedra acus* Kützing, que tiveram aumento nas suas densidades relativas em julho (2012 e 2013).

As mudanças nas assembleias de fitoplâncton foram reforçadas pelos resultados dos índices ecológicos (Tabela 4.6). Durante a pesquisa, a riqueza média mensal foi baixa e pouco variável (entre 23 e 30 espécies), enquanto a abundância média mensal variou entre 321 a 7643 indivíduos.



**Tabela 4.6** – Variação mensal e média anual da riqueza em espécie e abundância e dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), riqueza em espécie de Margalef, dominância de Simpson (D) e equabilidade de Pielou (J') para média dos cinco pontos amostrados no período de 2012 e 2013.

Data	Índices ecológicos				
	Riqueza	Abundância	Shannon (H')	Dominância (D)	Equabilidade (J')
Jan./12	25	442*	1,872	0,261	0,582
Mar./12	27**	553	1,771	0,339	0,537
Jun./12	24	857**	1,897	0,269	0,597
Jul./12	26	531	2,020**	0,259	0,620**
Set./12	23*	617	1,640	0,371	0,523
Out./12	27**	806	1,951	0,228*	0,592
Dez./12	24	844	1,396*	0,431**	0,439*
<b>Média/12</b>	25	664	1,792	0,308	0,556
Jan./13	26	766	1,562	0,351	0,479
Fev./13	24*	321*	1,540	0,328*	0,485
Abr./13	28	616	1,280	0,491	0,384
Mai./13	28	2760	0,652	0,799	0,196
Jun./13	26	1140	1,600**	0,411	0,491**
Jul./13	30**	5070	0,571	0,824	0,168
Set./13	26	7643**	0,295*	0,917**	0,091*
Out./13	27	3258	0,617	0,789	0,187
Nov./13	29	1043	1,006	0,604	0,299
<b>Média/13</b>	27	2513	1,014	0,613	0,309

\*\* Valor máximo e \* mínimo para cada índice ecológico.

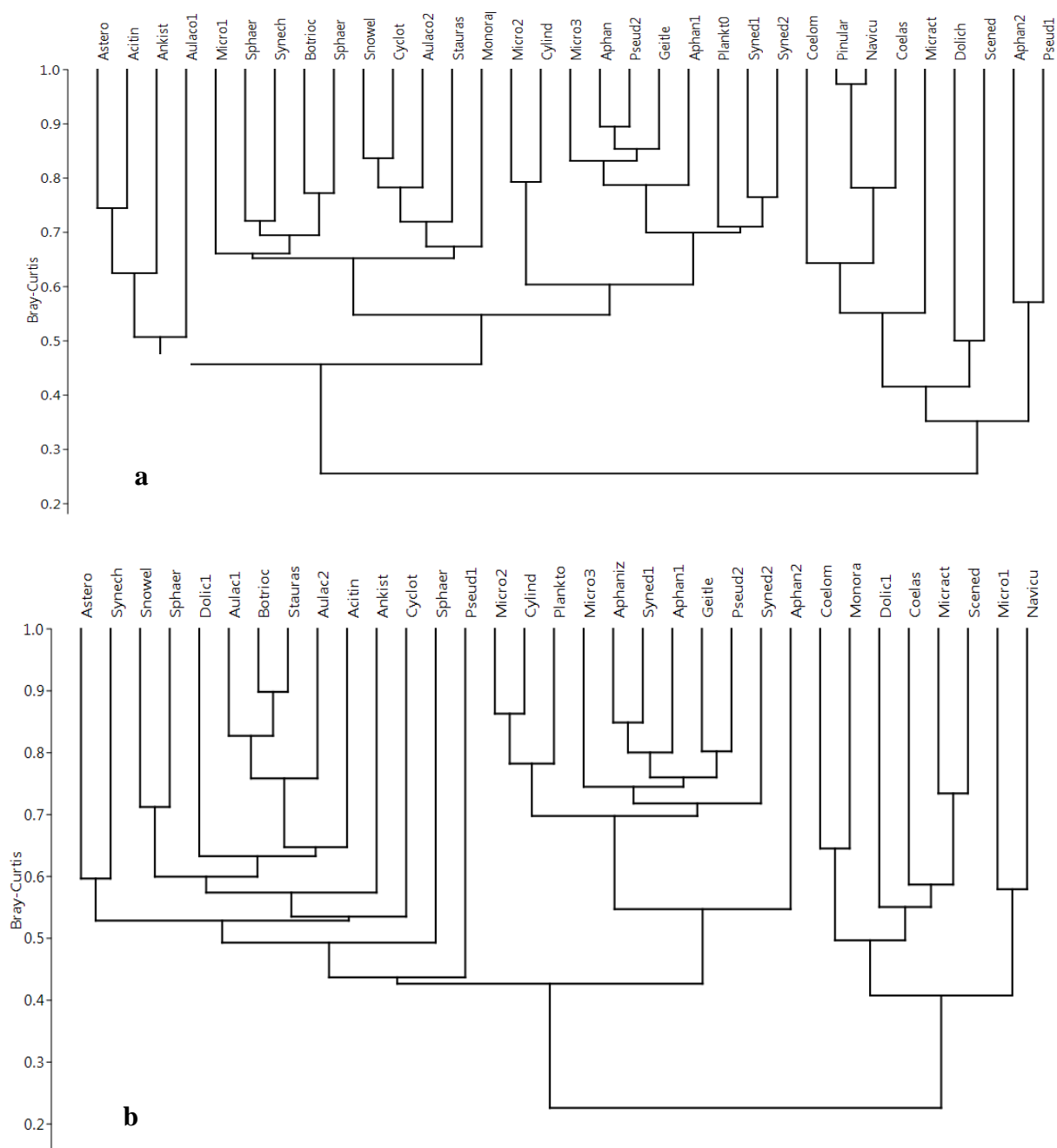
Fonte: Próprio autor.

A diversidade de espécies (H') se manteve baixa, com picos em julho de 2012 e junho de 2013. Os valores para dominância (D) foram maiores em 2013, especialmente em setembro, quando foi observado valor máximo para dominância (0,917) e menor valor para equabilidade (J') (0,091), associados ao aumento na densidade relativa de *Microcystis* sp. (unitária).

As espécies identificadas durante a pesquisa foram agrupadas conforme o grau de similaridade entre sua densidade, considerando os pontos e meses amostrados (Figura 4.8). As espécies pertencentes a diferentes classes foram reunidas em grupos semelhantes, mas

distintos entre os anos, não se evidenciando padrões de associação, exceto para as espécies com maior densidade em cada ano.

**Figura 4.8** – Agrupamentos das espécies de fitoplâncton identificadas em 2012 (a) e 2013 (b) durante a pesquisa.



**Legenda:** *Aphanocapsa elachista* (Aphan1), *Aphanocapsa incerta* (Aphan2), *Coelomoron* sp. (Coelom), *Asterocapsa* sp. (Astero), *Microcystis aeruginosa* (Micro1), *Microcystis* sp.(unitária) (Micro2); *Microcystis* sp.(colônia) (Micro 3); *Snowella lacustres* (Snowel), *Sphaerocavum* sp. (Sphaero), *Synechocystis* sp. (Synech), *Aphanizomenon* sp. (Aphaniz), *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cylindr), *Dolichospermum circinalis* (Dolich1), *Dolichospermum solitarium* (Dolich2), *Geitlerinema* sp. (Geitler), *Planktothrix agardhii* (Plankt), *Pseudanabaena mucicola* (Pseud1), *Pseudanabaena galeata* (Pseud2), *Aulacoseira granulata* (Aulac1), *Aulacoseira granulata var. angustissima* (Aulac2), *Cyclotella meneghiniana* (Cyclo), *Synedra ulna* (Syned1), *Synedra acus* (Syned2), *Navicula* sp. (Navic), *Acitinastrum hantzschii* (Acitin), *Ankistrodesmus* sp. (Ankistr), *Botryococcus braunii* (Botryoc), *Coelastrum* sp. (Coelast), *Monoraphidium* sp. (Monora), *Micractinium pussillum* (Micrac), *Scenedesmus* sp. (Scened), *Sphaerocystis* sp. (Sphaer) e *Staurastrum leptocladum* (Staura).

**Fonte:** Próprio autor.

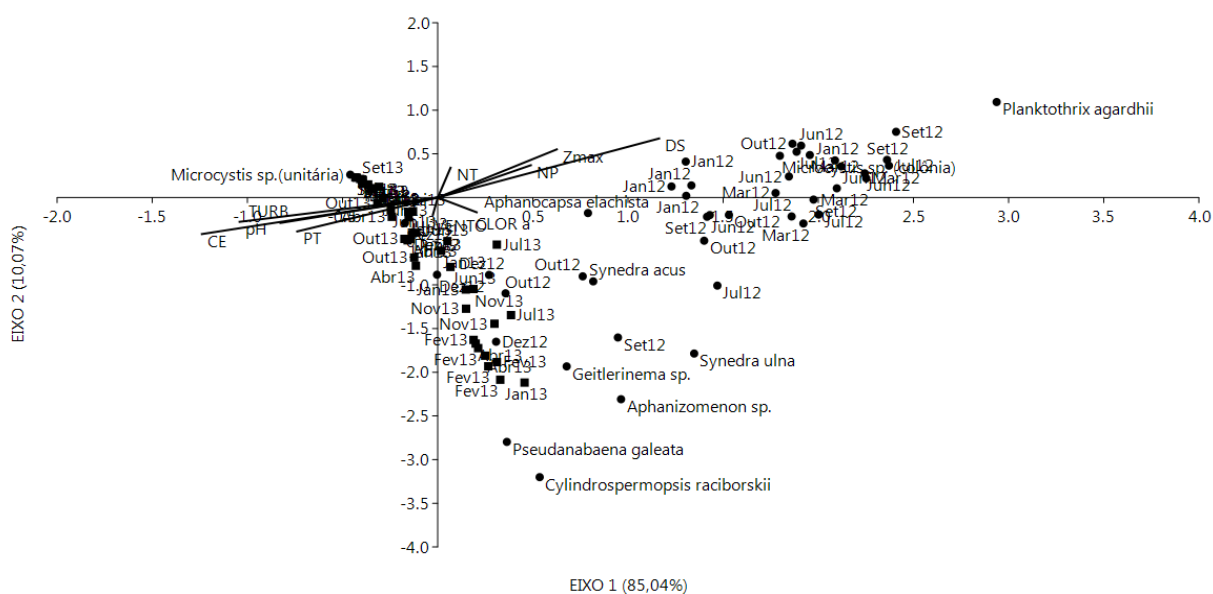
A Figura 4.8a representa os agrupamentos das espécies para 2012, destaca-se o elevado grau de similaridade entre *Planktothrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis* sp. (unitária), que foram as três espécies mais abundantes nesse período. Em 2013 (Figura 4.8b), a densidade de *Planktothrix agardhii* reduziu acentuadamente, mantendo maior similaridade entre *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis* sp. (unitária).

O diagrama de ordenação resultante da análise de correspondência canônica (ACC) é mostrado na Figura 4.9. Os dois primeiros eixos de ordenação, considerados estatisticamente significativos, apresentaram autovalores de 0,4137 e 0,04897, respectivamente, representando cerca de 95,0% da explicação da variabilidade total da estrutura da comunidade fitoplanctônica. Deste percentual, o eixo 1 foi responsável por 85,0% da explicação, estando positivamente correlacionado com as variáveis transparência da água, profundidade máxima e razão N:P, e negativamente com turbidez, fósforo total e pH (Tabela 4.7).

A distribuição do fitoplâncton apresentou tendência temporal, em que as três espécies mais abundantes estiveram isoladas espacialmente, devido ao estabelecimento de um gradiente principalmente temporal. A *Planktothrix agardhii* esteve fortemente associada às condições constituídas em 2012, como maiores valores para transparência da água, da profundidade máxima e da razão N:P. A cianobactéria *Microcystis* sp. (unitária) foi mais representativa para as condições estabelecidas em 2013, como maior condutividade elétrica, turbidez, pH e fósforo total. A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* apresentou relação

espaço-temporal transitória entre outubro de 2012 a abril de 2013, não sendo observada evidência de associação com as variáveis climáticas, hidrológicas ou limnológicas.

**Figura 4.9** – Distribuição espaço-temporal das espécies mais abundantes do fitoplâncton e as variáveis climáticas, hidrológicas e limnológicas mais representativas do açude Pereira de Miranda, para o período de estudo.



**Legenda:** Transparência da água (DS), profundidade máxima (Zmax), turbidez (TURB), condutividade elétrica (CE), potencial hidrogeniônico (pH), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), razão entre nitrogênio e fósforo (N:P), clorofila *a* (CLOR a) e vento (vento).

**Fonte:** Próprio autor.

A aplicação da ACoP (Figura 4.10) resultou na distinção entre a estrutura das assembleias de fitoplâncton de 2012 e 2013, influenciada pela mudança temporal na abundância relativa, equabilidade e dominância das espécies fitoplanctônicas nas unidades amostrais (ponto-mês), considerando que a riqueza em espécies e a composição do fitoplâncton foram pouco variáveis no tempo e no espaço. A variação entre os pontos amostrais foi menor em 2012, sugerindo maior similaridade na sua estrutura florística, destacando-se o distanciamento de dezembro em relação aos demais meses, por provável influência do aumento na abundância relativa de *Cyndrospermopsis raciborskii*. Em 2013, a

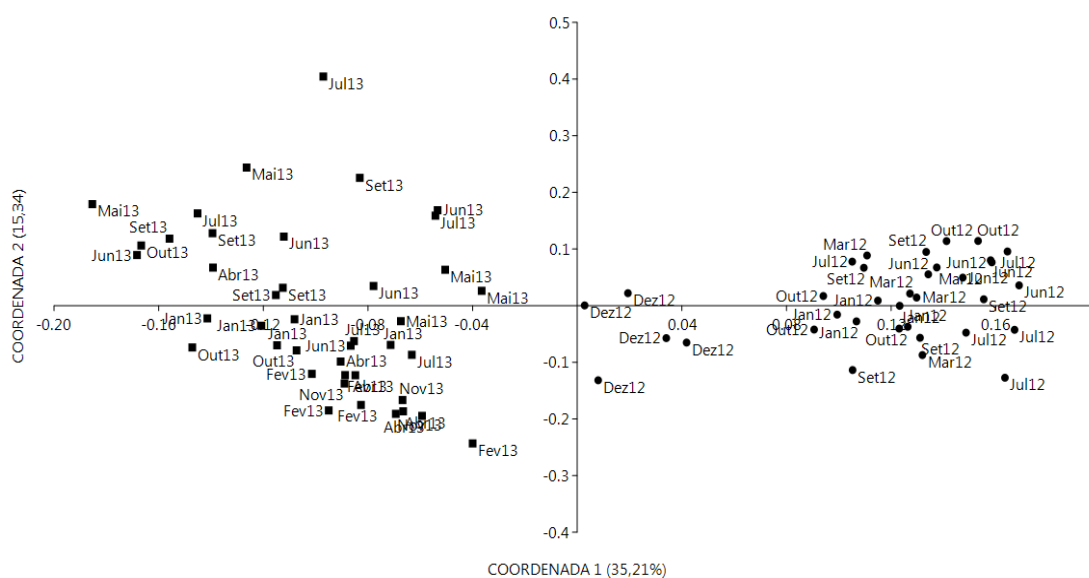
estrutura das assembleias de fitoplâncton foi mais dispersa entre as unidades amostrais, quando a cianobactéria *Microcystis* sp. (unitária) foi a espécie mais abundante e/ou dominante.

**Tabela 4.7** – Coeficientes de correlação ponderados entre as variáveis ambientais e os eixos de ordenação (1 e 2) estatisticamente significativos da ACC, considerando os dados de 2012 e 2013.

	<b>Eixo 1</b>	<b>Eixo 2</b>
<b>DS</b>	0,7753	0,4508
<b>Zmax</b>	0,4169	0,3677
<b>TURB</b>	-0,5512	-0,1936
<b>CE</b>	-0,8263	-0,2785
<b>pH</b>	-0,6943	-0,1851
<b>NT</b>	0,0448	0,2274
<b>PT</b>	-0,4923	-0,2586
<b>NP</b>	0,3260	0,2469
<b>CLOR a</b>	0,1361	-0,1121
<b>VENTO</b>	-0,0171	-0,1316

Fonte: Próprio autor.

**Figura 4.10** – Distribuição espaço-temporal de todas as espécies fitoplanctônicas das unidades amostrais (ponto-mês) do açude Pereira de Miranda, para o período de estudo.



Fonte: Próprio autor.

#### 4.4 DISCUSSÃO

As características limnológicas dos açudes da região Semiárida brasileira são fortemente influenciadas pelos ciclos hidrológicos, que induzem mudanças significativas entre períodos chuvosos e secos, assim como entre períodos interanuais (BOUVY *et al.*, 1999; CHAVES *et al.*, 2013; CHELLAPPA *et al.*, 2009; MEDEIROS *et al.*, 2015), o que torna difícil a identificação ou reconhecimento de padrões temporais (diários, sazonais ou anuais) e espaciais relacionados a variações nas variáveis físicas, químicas e biológicas.

As particularidades climáticas dessa região, associadas às formas inadequadas de uso e ocupação da bacia hidrográfica e ao modelo de gestão hídrica para usos múltiplos, caracterizam as condições hidrológicas dos seus açudes pela variação elevada nos níveis de água e no tempo de residência hidráulica teórico e pela vulnerabilidade a mecanismos de mistura e estratificação das massas de água. Nesse contexto, em que os fatores climáticos e hidrológicos são determinantes para caracterizar os ecossistemas aquáticos, a condição trófica do ecossistema poderá ser considerada fator principal ou secundário sobre a produção primária e a composição e estruturação de assembleias de fitoplâncton (REYNOLDS *et al.*, 1998).

O estudo de dois anos seguidos, conduzido no açude Pereira de Miranda, Semiárido cearense, apresentou resultados preliminares que corroboram a natureza incerta dos padrões ecológicos em decorrência da ação integrada entre os fatores climáticos dessa região e as condições hidrológicas e tróficas desse açude.

Embora tenha chovido nos meses considerados historicamente como período chuvoso, o baixo volume precipitado na bacia hidrográfica do açude Pereira de Miranda, em comparação à sua média histórica, não induziu mudanças claras nas variáveis físicas, químicas e biológicas e não favoreceu alterações sazonais significativas na abundância relativa das espécies de fitoplâncton. Da mesma forma, as maiores médias para temperatura e velocidade do vento, observadas no segundo semestre do ano, não estiveram associadas diretamente a mudanças nas variáveis estudadas, que destacassem evidências de sazonalidade sobre atributos do fitoplâncton.

No entanto, a interação entre as variáveis hidroclimáticas, estabelecida durante a pesquisa, favoreceu condições ambientais relevantes para que as mudanças limnológicas do açude Pereira de Miranda ocorressem predominantemente com o prolongamento da estiagem e não sazonalmente. O aporte reduzido de água da chuva (primeiro semestre) e maiores médias para temperatura e vento (segundo semestre), associados à demanda elevada de água para consumo humano, resultaram na redução gradual e acentuada do nível da água e da profundidade média e no aumento considerável do tempo de residência hidráulica. Foi com base nesse cenário que se observaram as principais mudanças nas variáveis físicas, químicas e biológicas e na composição e estruturação das assembleias de fitoplâncton do açude Pereira de Miranda.

Durante esse cenário de seca e redução gradual do nível da água, o açude Pereira de Miranda foi caracterizado pela sua vulnerabilidade a condições de mistura completa das massas de água, mais intensas no período de estiagem, quando as médias mensais do vento foram maiores. Durante o estudo, as amplitudes dos gradientes térmicos analisados ao longo do perfil vertical da coluna de água foram inferiores aos valores estabelecidos para região Semiárida (DANTAS, BITTENCOURT-OLIVEIRA e MOURA, 2012; DANTAS, MOURA e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2011; MEDEIROS *et al.*, 2015).

Além disso, as coletas foram realizadas em horários de maior intensidade luminosa, quando a ocorrência de estratificação térmica é mais provável (SOUZA FILHO, MARTINS e PORTO, 2006), reforçando a evidência de que, durante a pesquisa, o açude manteve condições de mistura completa. Por outro lado, a tendência à microestratificação térmica, observada durante o período de chuvas na região limnética, pode ser resultante da interação entre os fatores hidroclimáticos, como menor média mensal do vento e maior profundidade máxima, sugerindo que a estratificação térmica poderá se estabelecer em períodos em que a profundidade dos pontos se aproximem dos valores máximos (nível máximo de água armazenada), principalmente na região lacustre.

A condutividade elétrica foi representativa das condições de mistura, sendo homogênea entre os pontos e no perfil vertical da coluna de água, mas apresentando aumento gradual no tempo, conforme a seca se estendeu entre janeiro de 2012 a novembro de 2013.

Em estudo no açude Ingazeira, Semiárido de Pernambuco, Bouvy *et al.* (1999) observaram cenário hidrológico semelhante ao do açude Pereira de Miranda, em que a condutividade elétrica aumentou durante os dois anos de seca, intensificada pelo fenômeno El Niño. Para esses autores, taxas elevadas de evaporação, associadas à redução no nível da água, podem ter contribuído para a concentração de sais na água.

O aumento nas concentrações de sais durante o ciclo hidrológico de 2010 também foi observado por Lima (2013) no açude Pereira de Miranda, associada à redução elevada no nível de água entre os períodos chuvoso e seco, provavelmente em decorrência das taxas elevadas de evaporação próprias dessa região (CEARÁ, 2016). Por outro lado, os açudes do Semiárido brasileiro podem apresentar homogeneidade em algumas características químicas da água. Condições homogêneas no perfil vertical para condutividade elétrica foram observadas por Sousa Filho, Martins e Porto (2006) no açude Frios, localizado na mesma bacia hidrográfica do Pereira de Miranda, embora esses autores tenham verificada evidência de estratificação térmica diária. Assim, a condutividade elétrica poderá não ser um bom indicador para analisar estratificação química em açudes dessa região.

A amplitude de variação do pH no perfil vertical também foi reduzida e pode ter sido associada às condições de mistura e à resistência da variação de pH diante do potencial de tamponamento das águas dos açudes do Semiárido (ESTEVES, 2011). Durante a pesquisa, o açude Pereira de Miranda manteve condições entre neutras a alcalinas, pouco variáveis no espaço (entre os pontos e no perfil vertical) e no tempo, mas com evidência de aumento dos valores de pH com a continuidade da seca e redução da profundidade dos pontos. Açudes com pH elevado são comuns na região Semiárida do Brasil, principalmente nos períodos de estiagem (BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2012; BOUVY *et al.*, 1999; DANTAS *et al.*, 2008; ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.*, 2013; FONSECA *et al.*, 2015), o que pode ser considerado uma característica geral à maioria dos ecossistemas aquáticos dessa região.

Apesar da pequena amplitude observada para temperatura da água, condutividade elétrica e pH, a estratificação química com base nas concentrações de oxigênio foi bem estabelecida, devido ao decréscimo acentuado observado entre a superfície e o fundo da coluna de água, principalmente no primeiro semestre de cada ano e mais intenso em 2012.



Porém, o padrão de variação vertical do oxigênio dissolvido e da temperatura do ar, como observado em março de 2012 e abril de 2013, foram similares, sendo um forte indício de que microestratificações térmicas podem ocorrer em açudes dessa região em gradientes térmicos inferiores a  $0,5\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{m}^{-1}$  e conduzir estratificação química por gradientes de oxigênio.

Souza Filho, Martins e Porto (2006) estudaram os processos de circulação diária das massas de água do açude Frios, localizado na mesma bacia hidrográfica do açude Pereira de Miranda, e observaram a formação de gradientes térmicos e químicos no período de maior insolação (entre 11:00 e 14:00 h) induzindo ao estabelecimento temporário de estratificação térmica e química, com menores valores de temperatura e oxigênio na região do hipolímnio. Após às 14:00 h, esses autores verificaram que a redução na energia solar incidente e maior ação do vento induziram processos de mistura, o que confirmou a natureza polimítica do açude Frios e reforçou a importância de fatores climáticos (vento e radiação solar) sobre os processos de estratificação e desestratificação em açudes dessa região no período diurno. Dessa forma, há forte evidência de que esses mesmos fatores tenham sido determinantes no açude Pereira de Miranda, para a manutenção das condições de mistura e pequenas microestratificações térmicas e químicas durante a pesquisa.

Por outro lado, o gradiente acentuado de oxigênio dissolvido, observado em março de 2012, na região lacustre, pode ter sido resultado de maior atividade fotossintética e respiratória, realizadas, respectivamente, na zona fótica e afótica (ESTEVES, 2011). De fato, a redução acentuada de oxigênio dissolvido, observada na região lacustre do açude Pereira de Miranda (março, 2012), ocorreu logo abaixo do limite inferior da zona eufótica. Além disso, amplitudes elevadas observadas para oxigênio podem estar relacionadas à decomposição bioquímica de matéria orgânica no sedimento (ESTEVES, 2011) e a incapacidade do vento em provocar mistura completa das massas de água (BOUVY *et al.*, 1999), mesmo que em curto intervalo de tempo.

Essas condições de misturas das massas de água, manutenção de condições alcalinas, pouco variáveis sazonalmente e no perfil vertical, e forte estratificação química por oxigênio dissolvido também foram observados por Bouvy *et al.* (1999), no açude Ingazeira, Semiárido de Pernambuco durante dois anos de seca (1997-1998) intensificada pelo El Niño. A mistura

completa das massas de água é frequente em açudes eutróficos rasos da região Semiárida do Brasil, devido a padrões térmicos e a distúrbios naturais provocados por chuva e vento (BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2012; BOUVY *et al.*, 2003; DANTAS, BITTENCOURT-OLIVEIRA e MOURA, 2010; CHELLAPPA *et al.*, 2009; DANTAS *et al.*, 2008; MOURA, DANTAS e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2007; DANTAS, MOURA e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2011; FREIRE, CALIJURI e SANTAELLA, 2009), sendo um fator importante, indutor de mudanças na qualidade física e química da água e nas assembleias de fitoplâncton.

As variações espaciais foram mais evidentes para turbidez e, em menor amplitude, para transparência da água. Amplitude na variação para turbidez foi explicada pelos valores mais elevados observados na região fluvial, sendo um indicador da sensibilidade desses pontos a instabilidades físicas provocadas pelas chuvas, no primeiro semestre, e pelo regime de mistura, mais intenso no período de estiagem. Apesar de ser apenas uma estimativa da qualidade óptica da água, a transparência da água foi menos sensível a essas fontes de distúrbios, embora tenha sido verificado o mesmo padrão, mas inverso, observado para turbidez, com menores valores na região fluvial, e um padrão mais evidente de redução gradual com o prolongamento da seca.

Devido à heterogeneidade espacial da bacia hidrográfica, à natureza dendrítica de muitos açudes e ao influxo de água das chuvas a partir das calhas fluviais que alimentam os açudes, é normal que a região fluvial do açude seja enriquecida com nutrientes e partículas em suspensão, que conferem maior turbidez e menor transparência da água nessa região (ESTEVEZ, 2011). Dependendo da hidrodinâmica do açude e dos processos de sedimentação de partículas, o material particulado em suspensão sedimenta-se na parte inicial do gradiente horizontal, formado entre a região fluvial e lacustre, reduzindo a quantidade de partículas em direção à região lacustre, geralmente mais profunda e menos perturbada por turbidez abiogênica, como observado por Freire, Calijuri e Santaella (2009) e Molisani *et al.*, (2013) para açudes do Semiárido do Ceará.

Gradientes horizontais de nutrientes e luz, com efeitos semelhantes sobre a biomassa algal, também foram observados por Cunha e Calijuri (2011) no açude Subtropical

Itupararanga, São Paulo. Devido sua menor profundidade, a região fluvial também é fortemente vulnerável a ação física do vento, que induz a mistura das massas de água e o aumento de nutrientes e material particulado na coluna de água nessa região (BRAGA *et al.*, 2015; FREIRE, CALIJURI e SANTAELLA, 2009; e SANTOS *et al.*, 2014). Nesse sentido, Cunha e Calijuri (2011) e Santos *et al.* (2014) acreditam que o vento provoca elevação da turbidez na região fluvial, diminui a penetração de luz (luz limitante à produtividade) e redução da biomassa algal, mesmo sob concentrações elevadas de fósforo.

Nesse cenário, as concentrações de nitrogênio e fósforo totais, que são frequentemente relacionadas para se estabelecer o nutriente limitante (DANTAS, MOURA e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2011; HUSZAR *et al.*, 2006; SCHINDLER, 1977; SMITH, 1983; TOLEDO Jr. *et al.*, 1983), se mantiveram elevadas, apesar das variações mensais terem sido acentuadas, implicando em variação temporal das razões N:P. No entanto, apesar dessas variações, as concentrações de fósforo total estiveram mais associadas ao prolongamento da seca, principalmente a partir de abril de 2013, resultando, entre o início e o final do estudo, em um gradiente eutrófico-hipereutrófico. Como um influxo de água ao açude foi restrito ao período de chuvas, o aumento de fósforo na coluna de água do açude Pereira de Miranda, durante as estiagens sazonais, pode ser explicado pela sua ressuspensão a partir do sedimento.

A fertilização interna é mecanismo importante em ecossistemas aquáticos rasos, em que os nutrientes acumulados no sedimento são mais facilmente ressuspensos por processos físicos como o vento (HAVENS *et al.*, 2001). Em açudes da região Semiárida brasileira, os processos de mistura das massas de água são fortemente induzidos pelo vento, como observada por Souza Filho, Martins e Porto (2006) no açude Frios, localizado próximo ao açude Pereira de Miranda. Além disso, a intensidade de desestabilização da coluna d'água é mais evidente com a redução no nível da água, que torna os açudes mais vulneráveis à ressuspensão de nutrientes e de matéria orgânica do sedimento (BRAGA *et al.*, 2015; DANTAS, BITTENCOURT-OLIVEIRA e MOURA, 2012; ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.*, 2007; FREIRE, CALIJURI e SANTAELLA, 2009), como pode ser observado no açude Pereira de Miranda.

No açude Cruzeta, Semiárido do Rio Grande do Norte, Freitas, Riguetto e Attayde (2011) observaram aumento nas concentrações de fósforo durante o período de estiagem, sugerindo que essas mudanças podem ter ocorrido devido à redução do nível da água e da profundidade do açude, que tornam esse ecossistema mais vulnerável à ação dos ventos na ressuspensão dos sedimentos, além do efeito de concentração do nutriente, resultante da evaporação da água no período de estiagem. Geralmente, esse processo de mistura está associado às propriedades ópticas da água, com efeitos negativos sobre a produção de biomassa algal (BRAGA *et al.*, 2015; SANTOS *et al.*, 2014), o que pode explicar a manutenção das concentrações baixas de clorofila *a* no açude Pereira de Miranda, que resultaram na estimativa mesotrófica.

Resultados semelhantes foram observados por Santos *et al.* (2014) no açude Orós, segundo maior açude de água do Semiárido do Ceará, ao verificarem estimativa eutrófica com base em fósforo e transparência da água e classificação mesotrófica a partir das concentrações de clorofila *a*, destacando a importância de fatores físicos na produção primária, mesmo em açudes profundos, como é o caso do açude Orós. Diferenças entre estimativas tróficas, a partir das concentrações de fósforo e de clorofila *a*, também foram observadas por Sousa *et al.* (2008) em açudes do Semiárido do Rio Grande do Norte, com classificação trófica menor com base na clorofila *a*.

Esses resultados estão coerentes com a discussão de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) de que estimativas tróficas distintas, obtidas a partir das concentrações de fósforo total e de clorofila *a*, podem estar associadas à influência de fatores físicos, como a turbidez abiogênica.

Nesse sentido, Bezerra, Becker e Mattos (2014) relataram que o aumento nas concentrações de fósforo com a redução do volume armazenado nos açudes Gargalheiras e Cruzeta, no Semiárido do Rio Grande do Norte, não foi relacionado com a variação em clorofila *a*, indicando que a maior parte da turbidez foi de origem mineral. Sousa *et al.* (2008) também estudaram açudes dessa região (Gargalheiras, Cruzeta, Itans e Boqueirão de Parelhas) e observaram que mesmo para aqueles açudes ricos em fósforo total as concentrações de clorofila *a* foram muito variáveis, indicando claramente que existe uma alta variabilidade na

resposta das algas planctônicas quando confrontados com altas concentrações de fósforo nesses ambientes. Dentre esses açudes, o Cruzeta, Itans e Boqueirão de Parelhas apresentaram concentrações baixas de clorofila *a* em alguns períodos em que as concentrações de fósforo total foram elevadas. Assim, em açudes da região Semiárida brasileira, o aumento em nutrientes não significa necessariamente o aumento na biomassa algal (BOUVY *et al.*, 2003; BRAGA *et al.*, 2015; FREIRE, CALIJURI e SANTAELLA, 2009; SANTOS *et al.*, 2014),

Embora outros mecanismos de redução da biomassa algal possam ter ocorrido, como pastejo pelo zooplâncton (MAZUMDER, 1994; REYNOLDS, 1998), houve forte evidência de que baixa produção primária no açude Pereira de Miranda tenha ocorrido em decorrência das condições de mistura e de turbidez elevada. A falta de correlação ou covariação entre transparência da água e a clorofila *a* é um forte indicativo de que a maior proporção da turbidez se deve a partículas minerais (FREITAS, RIGUETTO e ATTAYDE, 2011).

Além da redução da radiação subaquática, as condições de misturas das massas de água podem levar os organismos fitoplanctônicos para regiões afóticas, limitando mais ainda a produção primária. No açude Pereira de Miranda, a extensão da zona eufótica foi muito inferior à profundidade de mistura, que correspondeu a profundidade máxima, o que pode ter limitado a produção de biomassa algal.

Em açudes Tropicais, Borges *et al.* (2008) e Cunha e Calijuri (2011) observaram que a diminuição da razão entre a zona eufótica e zona de mistura interferiu no crescimento do fitoplâncton por redução da radiação subaquática e pelo arraste dos organismos a profundidades com restrição luminosa e fotossintética. Esse controle da biomassa algal em função da instabilidade física do sistema e redução da radiação subaquática foi considerada por Reynolds (1998) como mecanismos secundários, mas relevante, para explicar a estruturação das assembleias de fitoplâncton. Sob tais condições, o autor defende que o fitoplâncton poderá sofrer com a redução de luz nas áreas mais sombreadas, o que poderia favorecer o estabelecimento de espécies com maior atividade fotossintética e as mais adaptadas aos ambientes com restrição luminosa.

No entanto, deve-se considerar que a produção de biomassa pode estar intrinsecamente relacionada com o conjunto de espécies fitoplanctônicas com necessidades

fisiológicas distintas e, portanto, em função de demandas distintas. Contudo, apesar de maior abundância de cianobactérias observadas no açude Pereira de Miranda, a produção de biomassa, estimada a partir das concentrações de clorofila *a*, não foi elevada, podendo estar associada à disponibilidade dos nutrientes dissolvidos.

Enquanto se verifica a recorrência em se correlacionar as concentrações de nutrientes totais com as de clorofila *a*, como realizada por Huszar *et al.* (2006), para se compreender a capacidade produtiva dos ecossistemas aquáticos, as concentrações dos nutrientes dissolvidos, que são as frações diretamente disponíveis para o fitoplâncton, são muitas vezes negligenciadas, mas que poderão ser importantes para compreensão de mudanças na produção algal e na estruturação de assembleias fitoplanctônicas.

No açude Pereira de Miranda, as diferenças entre as concentrações dos nutrientes totais e suas frações dissolvidas foram elevadas, registrando-se períodos em que as concentrações de ortofosfato, nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal estiveram abaixo do limite de detecção do método analítico, indicando que as frações dissolvidas poderiam explicar melhor a limitação por nutrientes. No entanto, como as temperaturas das regiões Tropicais permanecem elevadas durante o ano, favorecem maior atividade metabólica dos organismos e, assim, maior taxa de absorção e ciclagem de nutrientes, as concentrações de nutrientes dissolvidas poderão ser mantidas a valores mínimos detectados (ESTEVES, 1988), o que dificulta a análise da relação entre disponibilidade de nutrientes e atributos bióticos do fitoplâncton.

Nesse sentido, Mercante e Tucci-Moura (1999) comentaram que mesmo com a entrada expressiva de fósforo no lago das Garças, região Subtropical do Brasil, que contribuiu para sua indicação eutrófica, as concentrações de ortofosfato foram assimiladas pelos produtores primários, reduzindo as concentrações deste nutriente para níveis abaixo dos valores detectados pelo método de determinação analítica.

Na região Semiárida de Pernambuco, Molica *et al.* (2005) registrou dominância de cianobactérias no açude Tapacurá, mesmo quando as concentrações de nutrientes dissolvidos estiveram abaixo do limite de detecção do método. Por sua vez, Bouvy *et al.* (2000) observaram que alguns açudes da região Semiárida do Pernambuco apresentavam dominância

de cianobactérias mesmos naqueles com concentrações de ortofosfato abaixo do limite de detecção do método.

Esses resultados foram semelhantes aos observados por Lima (2011), no açude Pereira de Miranda, para o ciclo hidrológico de 2010, em que a dominância alternada entre as cianobactérias *Planktothrix agardhii* e *Microcystis aeruginosa* ocorreu sob disponibilidade baixa de nutrientes dissolvidos. Assim, é provável que a manutenção de concentrações reduzidas dos nutrientes dissolvidos seja um dos fatores seletivos para a dominância de cianobactérias em açudes da região Semiárida do Brasil, inclusive quando as frações totais de nutrientes foram elevadas.

No entanto, a dificuldade de se interpretar as condições tróficas dos açudes a partir dos nutrientes poderá ser contornada ao se usar as espécies ou grupos de espécies fitoplanctônicas como indicadoras das condições tróficas dos açudes. Segundo Reynolds (1998), a composição das assembleias de fitoplâncton pode ser usada como um indicador importante da qualidade de água.

Além disso, a manutenção da densidade elevada de cianobactérias pode indicar a continuidade do estado trófico (FONSECA *et al.*, 2015). Isso é muito importante no sentido de considerar as cianobactérias como indicadoras da eutrofização, reconhecendo os nutrientes como um fator fundamental para seu crescimento e dominância e especialmente relevante para os açudes usados para abastecimento humano. Nesse sentido, a persistência e dominância de cianobactérias observadas no açude Pereira de Miranda pode ser um indicador importante da continuidade das condições tróficas do ambiente, como estimada a partir das concentrações de fósforo total.

Por outro lado, a alternância entre as espécies mais abundantes pode estar relacionada a necessidades fisiológicas específicas para cada espécie diante das condições ambientais impostas. Embora a temperatura, nutriente e luz serem considerados entre os principais fatores que conduzem mudanças na produção de biomassa e composição e abundância das assembleias fitoplanctônicas, a proporção relativa entre esses recursos é quem conduz essas mudanças, (REYNOLDS *et al.*, 2000). Assim, as espécies mais adaptadas as

condições limnológicas, a exemplo da temperatura, ou que possuem vantagens adaptativas na captação dos recursos disponíveis (nutrientes e luz) poderão se estabelecer e dominar.

Apesar da temperatura do ar ter sido importante para definir sazonalidade no cenário ambiental do açude Pereira de Miranda, com valores mais elevados no segundo semestre de cada ano, as mudanças nas assembleias de fitoplâncton não foram diretamente associadas à variação na temperatura, embora, dentre as variáveis físicas, ela seja considerada um importante fator para o estabelecimento de cianobactérias (FONSECA *et al.*, 2015; REYNOLDS *et al.*, 2000). No entanto, em regiões Semiáridas onde ela se mantém elevada e pouco variável durante o ano (SOUZA FILHO, MARTINS e PORTO, 2006), outras variáveis físicas poderão predominar para definir mudanças temporais nas assembleias de fitoplâncton.

Em estudos anteriores realizados na região Semiárida do Brasil, as mudanças nas assembleias fitoplanctônicas, dominadas por cianobactérias, foram explicadas por variáveis físicas, como distúrbios hidroclimáticos, condições de mistura completa, declínio de radiação subaquática e estratificação térmica (BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2012; BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2014; BOUVY *et al.*, 1999; DANTAS, BITTENCOURT-OLIVEIRA e MOURA, 2010). Outros estudos, realizados nessa região, atribuíram o aumento na densidade de cianobactérias, observado no período seco, à redução sazonal da radiação fotossintética, associada à redução da transparência da água (MOURA, DANTAS e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2007; CHELLAPPA e COSTA, 2003; OLIVEIRA *et al.*, 2015).

Nesse sentido, Bittencourt-Oliveira *et al.* (2012) e Dantas; Bittencourt-Oliveira e Moura (2010) apresentaram evidências de que fatores físicos, como mistura e estratificação das massas de água, explicam melhor as variações que ocorrem nas assembleias de fitoplâncton e que esses processos podem apenas alternar a dominância de cianobactérias devido às capacidades adaptativas diferenciadas.

No açude Pereira de Miranda, a maior abundância relativa e dominância de *Planktothrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis* sp. (unitária) foram observadas em um período de seca prolongada, em que a redução no nível da água favoreceu



condições de mistura completa das massas de água, redução da radiação subaquática e aumento das condições tróficas.

Embora essas condições tenham sido estabelecidas nos dois anos de estudo, foram mais intensas em 2013, em decorrência do maior grau de integração entre as variáveis climáticas, hidrológicas e tróficas, que resultou na caracterização de cenários ambientais distintos entre os anos (Figura 4.6, eixo 1) e entre os semestres (Figura 4.6, eixo 2). A partir da análise do eixo vertical da ACP, observou-se sazonalidade nas variáveis usadas, mas as condições associadas ao primeiro e ao segundo semestre de cada ano foram mais representativas em 2012 e 2013, respectivamente. Essa observação é uma evidência importante de que as mudanças limnológicas no açude Pereira de Miranda, principalmente sobre as assembleias de fitoplâncton (Figura 4.10), ocorreram numa escala interanual, mais influente do que as sazonais. Essa evidência foi reforçada pela maior correlação da turbidez e, em menor proporção, dos nutrientes fósforo e nitrogênio totais, ao eixo 1 da ACP, que representa a variabilidade dos dados entre os anos e sua distinção.

A distribuição temporal da abundância relativa das assembleias de fitoplâncton (Figuras 4.7, 4.9 e 4.10) foi outro fator que reforçou a preponderância da variabilidade interanual sobre a sazonal. Durante a pesquisa, nenhuma mudança abrupta foi observada na composição ou abundância relativa do fitoplâncton, que estivesse associada à alguma variável específica. As mudanças sobre o fitoplâncton ocorreram gradualmente, sem apresentar um padrão de covariação bem definido com a disponibilidade de recursos (nutrientes e luz), embora tenha sido observada uma tendência de covariação crescente entre as assembleias fitoplanctônicas e variáveis ambientais estabelecidas durante o prolongamento da seca.

A dificuldade de se observar uma fonte de distúrbio que tenha conduzido alterações acentuadas na composição e na abundância relativa do fitoplâncton é um fator relevante observado no açude Pereira de Miranda. Embora tenha chovido 143,2 mm em fevereiro de 2012 e 158,7 mm em abril de 2013, com precipitações máximas diárias de 33,0 e 44,6 mm, respectivamente, o influxo de água das chuvas não induziu mudanças nas condições limnológicas, exceto sobre os valores de transparência e de turbidez para os pontos da região fluvial. Por outro lado, embora velocidade do vento tenha sido maior no segundo semestre de

cada ano, não foi possível observar mudanças sazonais nas assembleias de fitoplâncton, que estivessem associadas a instabilidades físicas de curto prazo.

Nessas condições, as previsões da Hipótese do Distúrbio Intermediário (CONNELL, 1978), de que perturbações com frequência e intensidade intermediárias poderão conduzir a maior diversidade de espécies, aplicadas à discussão “Paradoxo do Plâncton” (HUTCHINSON, 1961), de que a coexistência e diversidade em espécies pode ser explicada por perturbações externas que interrompe a competição e exclusão competitiva entre elas, não foram confirmadas no açude Pereira de Miranda. Nesse açude, a riqueza em espécie foi baixa e sua composição foi pouco variável durante a pesquisa, destacando-se, porém, mudanças acentuadas na abundância relativa, que resultaram em alternância entre as espécies mais abundantes e períodos de dominância elevada de uma única espécie.

No entanto, maior riqueza em espécie e equabilidade poderão ocorrer na presença de distúrbios hidroclimáticos, a exemplo da instabilidade física provocada pelo aporte hídrico no período chuvoso, que altera as condições físicas e químicas do açude e conduz mudanças nas assembleias de fitoplâncton (CHELLAPPA *et al.*, 2009; MOURA, DANTAS e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2007). Chellappa, Borba e Rocha (2008) estudaram o açude Cruzeta, Semiárido do Rio Grande do Norte, e observaram maior diversidade de fitoplâncton, principalmente de clorofíceas e bacilariofíceas, no período chuvoso, como consequência dos distúrbios hidroclimáticos e dominância de cianobactérias (*Cylindrospermopsis raciborski*) no período seco. Em períodos chuvosos, capazes de provocar perturbações físicas na coluna de água, como observados nesses estudos, as premissas da Hipótese de Distúrbio Intermediário e do “Paradoxo do Plâncton” poderão ser confirmadas.

Além do mais, a distribuição das densidades do fitoplâncton apresentou comportamento homogêneo entre pontos, exceto para alguns casos específicos. Essa homogeneidade também foi observada para os nutrientes, sugerindo que o ambiente se mostra constantemente perturbado, em que ação de distúrbios sazonais ou pontuais não foram evidenciados. Assim, embora o açude Pereira de Miranda possua uma configuração dendrítica que favorece a heterogeneidade espacial, em geral, as condições limnológicas foram aparentemente semelhantes, como resultado das condições de misturas das massas de água,

favorecidas pela redução gradual do nível da água e intensificada pela ação do vento. Como resultado, as mudanças nas assembleias de fitoplâncton no Pereira de Miranda foram estabelecidas temporalmente, seguindo um padrão gradual de alternância entre as espécies filamentosas e a dominância *Microcystis* sp. (unitária) com o prolongamento da seca (Figura 4.7).

A cianobactéria *Planktothrix agardhii* foi a espécie mais abundante até outubro de 2012, quando o açude Pereira de Miranda apresentava maior profundidade e maior zona eufótica. De acordo com o sistema de classificação funcional de Reynolds *et al.* (2002), essa espécie pertence ao grupo funcional (S1), devido às suas adaptações a ambientes rasos, turvos, misturados, ricos em nutrientes e por apresentar tolerância à radiação elevada (PADISÁK *et al.*, 2009; REYNOLDS *et al.*, 2002). Dentre essas características, a maior disponibilidade de luz pode ter sido um fator seletivo dessa espécie durante o início da pesquisa, como pode ser evidenciada a partir da ACC (Figura 4.9).

Em estudos anteriores, realizados no açude Pereira de Miranda (LIMA *et al.*, 2011), a *Planktothrix agardhii* foi a espécie mais abundante no primeiro semestre de 2010, quando o volume e a transparência da água foram superiores ao verificado nesta pesquisa (2012 a 2013). A importância de *Planktothrix agardhii* como espécie dominante em muitos açudes localizados na região Semiárida do Brasil foram avaliadas por Bittencourt-Oliveira *et al.* (2014), que observaram a capacidade dessa espécie em formar florações monoespecíficas e produzir cianotoxinas.

Após outubro de 2012, a densidade de *Planktothrix agardhii* reduziu acentuadamente, de modo que a forte correlação espaço-temporal estabelecida em 2012 com as cianobactérias *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis* sp. (unitária) (Figura 4.8A) foi distanciada em 2013 (Figura 4.8B). A partir de outubro de 2012, o aumento na abundância relativa de *Microcystis* sp. (unitária) foi acompanhada do aumento em *Cylindrospermopsis raciborski*, que apresentou maior abundância em fevereiro de 2013, reduzindo em seguida até a dominância de *Microcystis* sp. (unitária) se estabelecer. Nesse período de maior abundância de *Cylindrospermopsis raciborski*, o açude Pereira de Miranda apresentou características limnológicas intermediárias em relação ao período de estudo, a exemplo da qualidade óptica

da água e do nível de água armazenada, não sendo destacada a influência temporal de nenhuma variável que explicasse o desempenho dessa cianobactéria (Figura 4.9).

No entanto, a maior abundância de *Cylindrospermopsis raciborski* coincide com a redução de nitrogênio total de outubro de 2012 até fevereiro de 2013, mês em que se observou as menores concentrações desse nutriente durante a pesquisa (Tabela 4.3). Essa redução também foi observada para as frações dissolvidas de nitrogênio e para a razão N:P, exceto para janeiro quando as concentrações de fósforo reduziram acentuadamente levando ao aumento na razão N:P. De acordo com a classificação funcional de Reynolds *et al.* (2002), a cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborski* pertence ao grupo S<sub>N</sub>, composto por espécies que habitam ecossistemas quentes, misturados, turvos, enriquecidos por fósforo e que apresentam tolerância a limitação por luz e nutrientes, que foram as condições observadas no açude Pereira de Miranda. No entanto, como as condições de limitação por luz foram intensificadas após o período de maior abundância dessa espécie, a limitação por nitrogênio total é o evento que melhor explicou o estabelecimento nesse açude. Esse fato é importante ao considerar a capacidade adaptativa da *Cylindrospermopsis raciborski* de fixar nitrogênio atmosférico e se estabelecer em condições de escassez desse nutriente na coluna de água (DANTAS *et al.*, 2008; REYNOLDS *et al.*, 2002). No açude Carpina, Pernambuco, Oliveira *et al.* (2015) observaram que a espécie *Cylindrospermopsis raciborski* esteve relacionado negativamente à nitrito e amônia, o que pode sugerir o aporte por via atmosférica. Devido a vantagem adaptativa e de se estabelecer em ambientes pobres em nitrogênio, além de tolerar condições turvas de ambientes misturados, a *Cylindrospermopsis raciborski* é amplamente distribuída nos açudes do Semiárido brasileiro, sendo, em muitos casos, a espécie dominante, principalmente no período seco (BOUVY *et al.*, 1999; BOUVY *et al.*, 2000; BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2014; CHELLAPPA e COSTA, 2003; DANTAS *et al.*, 2008; DANTAS; BITTENCOURT-OLIVEIRA e MOURA, 2010; FONSECA *et al.*, 2015; MOURA, DANTAS e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2007).

No Ceará, a *Cylindrospermopsis raciborskii* esteve entre as espécies mais abundantes na região lacustre do açude Castanhão (MOLISANI *et al.*, 2010), que possui a maior capacidade de armazenamento de água do Estado (6,7 bilhões de m<sup>3</sup>) e profundidade máxima

de 60 m. essa observação foi realizada quando o açude apresentava volume elevado de água, reforçando a plasticidade e adaptação dessa espécie em açudes com características distintas daquelas observadas no açude Pereira de Miranda, como melhor qualidade óptica da água. Essa cianobactéria também foi considerada entre as mais abundantes no açude Sítios Novos, localizado próxima à Costa litorânea do Ceará, associado a condições eutróficas (LOPES *et al.*, 2015).

Após o período de maior abundância de *Cylindrospermopsis raciborskii*, a espécie *Microcystis* sp. (unitária) passou a dominar até o final da pesquisa. O gênero *Microcystis*, a exemplo da espécie *Microcystis aeruginosa*, é característica de sistemas aquáticos pequenos, rasos e eutrofizados, sujeitos a mistura diárias das massas de água, sendo tolerante a taxas elevadas de insolação, mas sensível à redução da radiação subaquática (PADISÁK *et al.*, 2009; REYNOLDS *et al.*, 2002).

No entanto, a dominância de *Microcystis* sp. (unitária) no açude Pereira de Miranda ocorreu durante o período de redução acentuada da radiação subaquática, resultante das condições hidroclimáticas estabelecidas com o prolongamento da seca, estando associada a valores elevados de turbidez, pH, condutividade elétrica e fósforo total (Figura 4.9). Além do mais, a maior parte células estiveram fora da bainha mucilaginosa, o que contribuiu para elevar mais ainda a abundância relativa dessa espécie. A dispersão de células na água pode ter sido provocada pela turbulência ou por outros fatores físicos. Devido à dispersão de células na coluna de água e dificuldade na identificação das espécies, esses indivíduos celulares e, em menor proporção, os colônias, foram identificados como *Microcystis* sp..

O gênero *Microcystis* é considerado um dos mais abundantes em açudes brasileiros dominados por cianobactérias (SOARES *et al.*, 2013), inclusive em açudes da região Semiárida (AZEVEDO *et al.*, 2002; BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2014; CHELLAPPA e COSTA, 2003; DANTAS *et al.*, 2012; FONSECA *et al.*, 2015; VASCONCELOS *et al.*, 2011). Em estudo realizado em 2010 no açude Pereira de Miranda, Lima (2011) observou maior abundância de *Microcystis aeruginosa* no período de estiagem, com a redução da transparência da água, sugerindo que essas espécies poderão se estabelecer mesmo sob baixa disponibilidade de radiação subaquática. A ampla distribuição da *Microcystis aeruginosa* em

diferentes regiões do Brasil, como discutida por Soares *et al.* (2013), é uma forte evidência do seu grau elevado de adaptação em diversas condições limnológicas. Embora a *Microcystis aeruginosa* tenha sido observada no açude Pereira de Miranda, principalmente em 2012, ela foi considerada rara durante toda a pesquisa, mas com potencial de se desenvolver nesse açude conforme resultados prévios (LIMA, 2011).

Por fim, a persistência e dominância de cianobactérias observada no açude Pereira de Miranda, como consequência da integração entre fatores climáticos e condições hidrológicas e tróficas, é preocupante ao considerar o potencial das três espécies mais abundantes em produzir cianotoxinas e causar prejuízos à saúde humana. Além disso, essas espécies podem coexistir e persistir no mesmo ambiente, sendo um indicador das condições tróficas dos açudes, como observado por Fonseca *et al.* (2015) no Semiárido do Rio Grande do Norte e por Vasconcelos *et al.* (2011) em açudes do Semiárido da Paraíba. A coexistência entre *Planktothrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii* também observada por Lopes *et al.* (2015) no açude Sítios Novos, no Semiárido do Ceará, sendo indicativo de que essas espécies apresentam ampla dispersão no Semiárido brasileiro.

Essa relação entre produção de toxinas e prejuízos à saúde humana foi discutida por Azevedo *et al.* (2002) após a morte de pacientes de uma clínica de hemodiálise, associada à aplicação intravenosa de água contaminada com toxinas produzidas por cianobactérias. A análise posterior da água do açude Tabocas, localizada no Semiárido de Pernambuco e que abasteceu a clínica, resultou na detecção de cianotoxinas, no período em que esse açude foi dominado por cianobactérias, a exemplo dos gêneros *Microcystis* e *Cylindrospermopsis*, sugerindo que a morte dos pacientes foi associada a essas toxinas. Em outros açudes da mesma região, Bittencourt-Oliveira *et al.* (2014) também observaram produção de cianotoxinas associada a ambientes eutróficos-hipereutróficos, dominados por cianobactérias, destacando-se os gêneros *Microcystis*, *Cylindrospermopsis* e *Planktothrix*.

Em estudo realizado em açudes do Semiárido do Rio Grande do Norte, Fonseca *et al.* (2015) avaliaram a produção de cianotoxinas, associada à persistência e dominância de cianobactérias, dentre elas a *Cylindrospermopsis raciborski*, *Planktothrix agardhii* e *Microcystis aeruginosa*. De acordo com esses autores, o aumento da densidade de cianobactérias pode

intensificar a competição por recursos e o surgimento de cepas tóxicas, considerando que a manutenção de temperatura elevada é um importante fator ambiental que influencia a produção de cianotoxinas. Diante das condições observadas no açude Pereira de Miranda, não se descarta a hipótese de ocorrência de cianotoxina nesse açude, sendo necessários estudos nesse sentido, dada a importância desse sistema para o abastecimento da população local.

#### 4.5 CONCLUSÕES

A dominância de cianobactérias em açude da região Semiárida do Brasil está associada à combinação de fatores climáticos, hidrológicos e tróficos, sendo difícil distinguir ou separar a magnitude de influência de cada um deles sobre a composição ou estrutura das assembleias de fitoplâncton. Enquanto a relação direta entre nutrientes e biomassa algal pode ser visualizada em ecossistemas fisicamente mais estáveis (estratificados), açudes sujeitos a perturbações hidroclimáticas frequentes e, portanto, caracterizados por instabilidades periódicas, elevam a importância de fatores secundários sobre mudanças nos atributos biológicos, a exemplo da disponibilidade de luz.

A dominância de cianobactéria no açude Pereira de Miranda, observada em todos os meses, pode ser explicada pelo estabelecimento de condições instáveis duradouras decorrente da estiagem prolongada, que induziu maior influência dos fatores secundários, tais como a disponibilidade de luz, ao considerar que a variação temporal na disponibilidade de nutrientes não foi necessariamente acompanhada por mudanças evidentes sobre a biomassa, composição e estrutura das assembleias de fitoplâncton.

A persistência de cianobactérias no açude Pereira de Miranda, como observado em período de forte *deficit* hídrico e redução acentuada no volume armazenado, reforça a necessidade de um programa de monitoramento mais intenso e ações de controle para evitar as florações, principalmente das espécies produtoras de cianotoxinas, quando se considera a importância desse ecossistema para garantia do abastecimento humano.

Os fatores climáticos da região Semiárida brasileira, caracterizados pela irregularidade espaço-temporal, impossibilitam o controle das condições hidrológicas dos

açudes, que, associado à disponibilidade de nutrientes, favorecem a dominância de cianobactérias. Nesse sentido, programas de recuperação de ecossistemas impactados e o controle de entradas de nutrientes são alternativas viáveis para evitar a ocorrência de abundância elevada, florações e ou persistência de cianobactérias em açude usados para abastecimento humano.

As transformações crescentes observadas nas bacias hidrográficas, em decorrência das atividades antrópicas urbanas e rurais, que resultam numa multiplicidade de fontes de poluição pontuais e difusas, impõem desafios complexos à gestão dos recursos hídricos e à manutenção da qualidade da água, principalmente em cenários de seca, em que os fatores ambientais intensificam os processos que levam à deterioração da água armazenada nos açudes. Por essas razões, a gestão da água, deverá incorporar ações para garantir a sua disponibilidade em termos de quantidade e qualidade.



## REFERÊNCIAS

ANAGNOSTIDIS, K.; KOMAREK, J. Modern approach to the classification systems of cyanophytes 3-Oscillatoriales. **Archiv für Hydrobiologie**, Supplement 80, **Algological Studies**, v. 50/53, p.327-472, 1988.

AZEVEDO, S.M.F.O.; CARMICHAEL, W.W.; JOCHIMSEN, E.M.; RINEHART, K.L.; LAU, S.; SHAW, G.R.; EAGLESHAM, G.K. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru – Brazil. **Toxicology**, v. 181/182, p. 441-446, 2002.

BEZERRA, A.F.M.; BECKER, V.; MATTOS, A. Balanço de Massa de Fósforo Total e o Estado Trófico em Açudes do Semiárido Brasileiro. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.19, n. 2, p. 67-76, 2014.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Algas de águas continentais brasileiras**. Rima Editora, São Carlos - SP, 228 p. 2006.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; DIAS, S.N.; CORDEIRO-ARAÚJO, M.K.; DANTAS, E.W. Seasonal dynamics of cyanobacteria in a eutrophic reservoir (Arcoverde) in a semi-arid region of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 533-544, 2012.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; PICCIN-SANTOS, V.; MOURA, A.N.; ARAGÃO-TAVARES, N.K.C.; CORDEIRO-ARAÚJO; M.K. Cyanobacteria, microcystins and cylindrospermopsin in public drinking supply reservoirs of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 1, p. 297-309, 2014.

BORGES, P.A.F.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L.C. Spatial and temporal variation of phytoplankton in two Subtropical Brazilian reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 607, p. 63–74, 2008.

BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M.; MOURA, A. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 23, p. 13-27, 2000.

BOUVY, M.; MOLICA, R.; OLIVEIRA, S.; MARINHO, M; BEKER, B. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria)) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 20, p. 285-297, 1999.

BOUVY, M.; NASCIMENTO, S.M.; MOLICA, R.J.R.; FERREIRA, A.; HUSZAR, V.; AZEVEDO, M.F.O. Limnological features in Tapacurá reservoir (Northeast Brazil) during a severe drought. **Hydrobiologia**, v. 493, p. 115-130, 2003.

BRAGA, G.G.; BECKER, V.; DE OLIVEIRA, J.N.P.; MEDONÇA-JÚNIOR, J.R.; BEZERRA, A.F.M.; TORRES, L.M.; GALVÃO, A.M.F.; MATTOS, A. Influence of extended drought on water quality in Tropical reservoirs in a semiarid region. **Acta Limnologia Brasiliensia**, v. 27, n. 1, p. 15-23, 2015.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE Cidades (Ceará): Boletim 2015. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2015/estimativa\\_tcu.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2015/estimativa_tcu.shtm)> Acesso em: 07 de nov. de 2015

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, p. 361-369, 1977.

CARPENTER, S.R. Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 102, n. 29, p. 10002-10005, 2005.

CEARÁ. **Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Estado do Ceará - COGERH-CE**. Portal Hidrológico do Ceará: Boletim mais recente, 04 de setembro de 2015. Disponível em: <<http://www.cogerh.com.br>>. Acesso em: 04 set. 2015. (A)

\_\_\_\_\_. **Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos - FUNCEME**. Disponível em <<http://www.funceme.br>>. Acesso em: 20 dez. 2015 (B).

\_\_\_\_\_. **Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos - FUNCEME**. Disponível em <<http://www.funceme.br>>. Acesso em: 10 jan. 2016.

\_\_\_\_\_. **Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará - IPECE**. Ceará em Mapas: informações georreferenciadas e espacializadas para os 184 municípios cearenses. 2007. Disponível em: <<http://www2.ipece.ce.gov.br/atlas/capitulo1/12.htm>>. Acesso em: 20 dez. 2015. (C)

CHAVES, F.I. B.; LIMA, P.F.; LEITÃO, R. C.; PAULINO, W. D.; SANTAELLA, S. T. Influence of rainfall on the trophic status of a Brazilian semiarid reservoir. **Acta Scientiarum**, v. 35, p. 505-511, 2013.

CHELLAPPA, N. T.; CHELLAPPA, S.L.; CHELLAPPA, S. Harmful phytoplankton blooms and fish mortality in a eutrophicated reservoir of Northeast Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, p. 833-841, 2008.

CHELLAPPA, N. T.; CHELLAPPA, T.; CÂMARA, R. R. A.; ROCHA, O.; CHELLAPPA, S. Impact of stress and disturbance factors on the phytoplankton communities in Northeastern Brazil reservoir. **Limnologia**, v. 39, p. 273-282, 2009.

CHELLAPPA, N.T.; BORBA, J.M.; ROCHA, O. Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, p. 477-494, 2008.

CHELLAPPA, N.T.; COSTA, M.A.M. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. **Acta Oecologica**, v. 24, p. S3-S10, 2003.

CONLEY, D.J.; PAERL, H.W.; HOWARTH, R.W.; BOESCH, D.F.; SEITZINGER, S.P.; HAVENS, K.E.; LANCELOT, C.; LIKENS, G.E. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. **Science**, v. 323, p. 1014-1015, 2009.

CONNELL, J. H. Diversity in Tropical rain forests and coral reefs. **Science**, v.199, p. 1302-1310, 1978.

COSTA, I. A. S.; AZEVEDO, S. M. F. O.; SENNA, P. A. C.; BERNARDO, R. R.; COSTA, S. M.; CHELLAPPA, N. T. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a brazilian semiarid reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, p. 211-219, 2006.

COSTA, I. A. S.; CUNHA, S. R. S.; PANOSSO, R.; ARAÚJO, M. F. F.; MELO, J. L. S.; ESKINAZE-SANT'ANNA, E. M. Dinâmica de cianobactérias em açudes eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, p. 382-401, 2009.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. Limiting factors for phytoplankton growth in Subtropical reservoirs: the effect of light and nutrient availability in different longitudinal compartments. **Lake and Reservoir Management**, v. 27, p. 162-172, 2011.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for Tropical/Subtropical reservoirs (TSIts). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 126-134, 2013.

DANTAS, E.W.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; MOURA, A.N. Dynamics of phytoplankton associations in three reservoirs in Northeastern Brazil assessed using Reynolds' theory. **Limnologia**, v. 42, p. 72-80, 2012.

DANTAS, E.W.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; MOURA, A.N. Spatial-temporal variation in coiled and straight morphotypes of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolsz) Seenayya et Subba Raju (Cyanobacteria). **Acta Botanica Brasílica**, v. 24, n. 2, p. 585-591, 2010.

DANTAS, E.W.; MOURA, A.N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. Cyanobacterial blooms in stratified and destratified eutrophic reservoirs in semi-arid region of Brazil. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v. 83, n. 4, p. 1327-1338, 2011.

DANTAS, E.W.; MOURA, A.N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; ARRUDA NETO, J.D.T.; CAVALCANTI, A.D.C. Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, p. 970-982, 2008.

DODDS, W. K.; BOUSKA, W. W.; EITZMANN, J. L.; PILGER, T. J.; PITTS, K.L. Eutrophication of U.S. freshwaters: analysis of potential economic damages. **Environmental Science & Technology**, v. 43, p. 12-19, 2009.

EATON, AD.; CLESCERI, LS.; RICE, EW.; GREENBERG, AE.; FRANSON, MAH. **Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater**. 21st ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2005.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M.; MENEZES, R.; COSTA, I.S., ARAÚJO, M.; PANOSSO, R.; ATTAYDE, J.L. Zooplankton assemblages in eutrophic reservoirs of the Brazilian semi-arid. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 1, p. 37-52, 2013.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M.; MENEZES, R.; COSTA, I.S.; PANOSSO, R.F.; ARAÚJO, M.F.; ATTAYDE, J.L. Composição da comunidade zooplanctônica em açudes eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, p. 410-421, 2007.

ESTEVEVES, F. A. Considerações sobre a aplicação da tipologia de lagos Temperados a lagos Tropicais. **Acta Limnológica Brasiliensis**, v. 2, p. 3-28, 1988.

ESTEVEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011.

FONSECA, J.R.; VIEIRA, P.C.S.; KUJBIDA, P., COSTA, I.A.S. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystins and saxitoxins in reservoirs of the Brazilian semi-arid. **Acta Limnológica Brasiliensis**, v. 27, n. 1, p. 78-92, 2015.

FREIRE, R. H. F.; CALIJURI, M. C.; SANTAELLA, S. T. Longitudinal patterns and variations in water quality in a reservoir in the semiarid region of NE Brazil: responses to hydrological and climatic changes. **Acta Limnológica Brasiliensis**, v. 21, p. 251-262, 2009.

FREITAS, F.R.S.; RIGHETTO, A.M.; ATTAYDE, J.L. Cargas de fósforo total e material em suspensão em um reservatório do semi-árido brasileiro. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 3, p. 655-665, 2011.

HAMMER, O.; HARPER D.A.T.; RYAN, P.D. Paleontological Statistic software package for education and data analysis. **Paleontologica electronica**, v. 4, n.1, p. 1-9, 2001.

HAVENS, K.E.; FUKUSHIMA, T.; XIE, P.; IWAKUMA, T.; JAMES, R.T.; TAKAMURA, N.; HANAZATO, T.; YAMAMOTO, T. Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (PR China), and Okeechobee (USA). **Environmental Pollution**, v. 111, p. 263-272, 2001.

HOWARTH, R.W.; MARINO, R. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. **Limnology and Oceanography**, v. 51, p. 364-376, 2006.

HUSZAR, V.L.M.; CARACO, N.F.; ROLAND, F.; COLE, J. Nutrient–chlorophyll relationships in Tropical–Subtropical lakes: do temperate models fit? **Biogeochemistry**, v. 79, p. 239-250, 2006.

HUTCHINSON, G. E. The paradox of the plankton. **The American Naturalist**, v. 95, p. 137-145, 1961.

KOEPPEN, W. **Climatologia: con um estudio de los climas de la tierra**. México, Fondo de Cultura Económica, 1948.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of cyanophytes, 2-Chroococcales. **Archiv für Hydrobiologie**, Supplement 73, Algological Studies, v. 56, p. 247-345, 1986.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of cyanophytes 4- Nostocales. **Archiv für Hydrobiologie**, Supplement 83, Algological Studies, v. 56, p. 292-302, 1989.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L.3.ed. **Numerical ecology**. Amsterdam: Elsevier, v. 24, 2012.

LIMA, P. F. **Influência da estacionalidade hidrológica na classificação trófica, nas variáveis limnológicas e na dinâmica de fitoplâncton do reservatório Pentecoste, Semiárido cearense**. 2011. 134 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

LIMA, P.F.; SOUSA, M.S.R.; PORFÍRIO, A.F.; ALMEIDA, B.S.; FREIRE, R.H.F.; SANTAELLA, S.T. Preliminary analysis on the use of Trophic State Indexes in a brazilian semiarid reservoir. **Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá**, v. 37, n. 3, p. 309-318, 2015.

LOPES, I.K.C.; BARROS, M.U.G.; PESTANA, C.J.; CAPELO NETO, J. Prevalence of paralytic shellfish poison-producing *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii* in a Brazilian semi-arid reservoir. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 2, p. 238-246, 2015.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba, Editora da UFPR, 2011.

MAZUMDER, A. Phosphorus-chorophyll relationships under contrasting herbivory and thermal stratification: Predictions and Patterns. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 51, p. 390-400, 1994.

MEDEIROS, L.C.; MATTOS, A.; LÜRLING, M.; BECKER, V. Is the future blue-green or brown? The effects of extreme events on phytoplankton dynamics in a semi-arid man-made lake. **Aquatic Ecology**, v. 49, p. 293-307, 2015.

MERCANTE, C. T. J.; TUCCI-MOURA, A. Comparação entre os índices de Carlson e de Carlson modificado aplicados a dois ambientes aquáticos Subtropicais, São Paulo, SP. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 11, p. 1-14, 1999.

MOLICA, R.J.R.; OLIVEIRA, E.J.A.; CARVALHO, P.V.V.C.; COSTA, A.N.S.F.; CUNHA, M.C.C.; MELO, G.L.; AZEVEDO, S.M.F.O. Occurrence of saxitoxins and an anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. **Harmful Algae**, v. 4, p. 743-753, 2005.

MOLISANI, M.M.; BARROSO, H.S.; BECKER, H.; MOREIRA, M.O.P.; HIJO, C.A.G.; MONTE, T.M.; VASCONCELLOS, G.H. Trophic state, phytoplankton assemblages and limnological diagnosis of the Castanhão Reservoir, CE, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, p. 1-12, 2010.

MOLISANI, M.M.; BECKER, H.; BARROSO, H.S.; HIJO, C.A.G.; MONTE, T.M.; VASCONCELLOS, G.H.; LACERDA, L.D. The influence of Castanhão reservoir on nutrient and suspended matter transport during rainy season in the ephemeral Jaguaribe river (CE, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, p. 115-123, 2013.

MONTENEGRO, A.; RAGAB, R. Impact of possible climate and land use changes in the semi arid regions: A case study from North Eastern Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 434-435, p. 55-68, 2012.

MOSS, B.; KOSTEN, S.; MEERHOFF, M.; BATTARBEE, R. W.; JEPPESEN, E.; MAZZEO, N.; HAVENS, K.; LACEROT, G.; LIU, Z.; DE MEESTER, L.; PAERL, H.; SCHEFFER, M. Allied attack: climate change and eutrophication. **Inland Waters**, v. 1, p. 101-105, 2011.

MOURA, A.N.; DANTAS, E.W.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. Structure of the Phytoplankton in a Water Supply System in the State of Pernambuco – Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 50, n. 4, p. 645-654, 2007.

OLIVEIRA, F.H.P.C.; SILVA, J.D.B.; COSTA, A.N.S.F.; RAMALHO, W.P. MOREIRA, C.H.P.; CALAZANS, T.L.S. Cyanobacteria community in two Tropical eutrophic reservoirs in northeastern Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 37, n. 2, p. 169-176, 2015.

PADISÁK, J.; CROSSETTI, L.O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 621, p. 1-19, 2009.

PAERL, H. W.; PAUL, V.J. Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. **Water Research**, v. 46, p. 1349-1363, 2012.

PAERL, H.W., FULTON, R.S., MOISANDER, P.H., DYBLE, J. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. **The Scientific World Journal**. v. 1, p. 76–113, 2001.

PAERL, H.W.; HALL, N.S.; CALANDRINO, E.S. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 1739–1745, 2011.

PARANAGUÁ, M. N. **Cladocera (Crustacea) do estuário do rio Capibaribe – Recife – Pernambuco**. 1991. 102 f. Tese (Doutorado em Zoologia), Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 1991.

REYNOLDS, C.S. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? **Hydrobiologia**, v. 369/370, p. 11-26, 1998.

REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, p. 417-428, 2002.

REYNOLDS, C.S.; REYNOLDS, S.N.; MUNAWAR, I.F.; MUNAWAR, M. The regulation of phytoplankton population dynamics in the world's largest lakes. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 3, p. 1-21, 2000.

RODRIGUES, L. A.; CARVALHO, D. A.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; CURI, N. Efeitos de solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Luminárias, MG. **Revista Árvore**, v. 31, n. 1, p. 25-35, 2007.

ROLAND, F.; HUSZAR, V.M.L.; FARJALLA, V.F.; ENRICH-PRAST, A.; AMADO, A.M.; OMETTO, J.P.H.B. Climate change in Brazil: perspective on the biogeochemistry of inland waters. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 709-722, 2012.

SALAS, H. J.; MARTINO, P.A simplified phosphorus trophic state model for warm-water Tropical lakes. **Water Research**, v. 25, p. 341-350, 1991.

SANTOS, J.C.N.; ANDRADE, E.M.; ARAÚJO-NETO, J.R.; MEIRELES, A.C.M.; PALÁCIO, H.A.Q. Land use and trophic state dynamics in a Tropical semi-arid reservoir. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 45, n.1, p. 35-44, 2014.

SCHINDLER, D. W. Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management, **Science**, v. 184, n. 4139, p. 897-899, 1974.

SCHINDLER, D. W. Evolution of phosphorus limitation in Lakes: natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. **Science**, v. 195, p. 260-262, 1977.

SCHINDLER, D. W. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 1\2, p. 356–363, 2006.

SCHINDLER, D.W. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 279, p. 4322-4333, 2012.

SILVA, V.P.R. On climate variability in Northeast of Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 58, p. 575–596, 2004.

SMITH, V.H.; SCHINDLER, D.W. Eutrophication science: where do we go from here?. **Trends in Ecology and Evolution**, v.24, n.4, p. 201-207, 2009.

SMITH, V. H. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. **Science**, v. 221, p.669-671, 1983.

SMITH, V.H. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: an empirical and theoretical analysis. **Limnology and Oceanography**, v. 27, n. 6, p. 1101-1112, 1982.

SMITH, V.H.; JOYE, S.B.; HOWARTH, R.W. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 1(2), p. 351–355, 2006.



SOARES, MCS., HUSZAR, VLM., MIRANDA, MN., MELLO, MM., ROLAND, F. and LÜRLING, M., 2013. Cyanobacterial dominance in Brazil: distribution and environmental preferences. **Hydrobiologia**, v. 717, p.1–12

SOUSA, W.; ATTAYDE, L.; ROCHA, E.S.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M. The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. **Journal of Plankton Research**, v. 30, n. 6, p. 699-708, 2008.

SOUZA FILHO, F.A.; MARTINS, E.S.P.R.; PORTO, M. O Processo de Mistura em Reservatórios do Semi-Árido e sua Implicação na Qualidade da Água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 4, p. 109-119, 2006.

TER BRAK, C. J. F. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**, v. 67, n. 5, p. 1167-1179, 1986.

TER BRAK, C. J. F., PRENTICE, I. C. A theory of Gradient Analysis. **Advances in Ecological Research**, v. 18, n. 2, p. 271-317, 1988

THORNTON, J.A.; RAST, W. Preliminary observations on nutrient enrichment of semi-arid, manmade lakes in the northern and southern hemispheres. **Lake and Reservoir Management**, v.5, p. 59-66, 1989.

TOLEDO Jr., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e açudes tropicais**. In: Anais do 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. p. 1-34, 1983.

VALENTIN, J.L. **Ecologia numérica**: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos. Rio de Janeiro: Interciência, 2000.

VASCONCELOS, J.F., BARBOSA, J.E.L., DINIZ, C.R.; CEBALLOS, B.S.O. Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v. 39, n. 2, p. 1-20, 2011.

WORLD BANK. International bank for reconstruction and development. Climate change impacts on water resources management: adaptation challenges and opportunities in Northeast Brazil. Latin America & Caribbean region. **Environment & Water Resources**, Occasional, paper series, p. 1-6, 2013.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION, WMO. **Statement on the status of the global climate in 2013**, Suíça: World Meteorological Organization, 2014.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O aumento das condições tróficas, associado à maior abundância relativa e dominância de cianobactérias, observadas no açude Pereira de Miranda durante o período de seca interanual (2012 e 2013), corrobora os resultados obtidos em outros açudes da região Semiárida do Brasil e pode ser uma realidade comum de outros açudes do estado do Ceará. Este fato é ainda mais relevante considerando as características do ciclo hidrológico dessa região e a ocorrência frequente de secas interanuais, a exemplo do último grande período de seca iniciado no segundo semestre de 2011 e que continua se prolongando até os meses iniciais de 2016. Ademais, os cenários climáticos estabelecidos para a região Semiárida do Nordeste brasileiro preveem intensificação desses eventos e a amplificação dos desafios da gestão hídrica diante da escassez crescente de água, associada à redução dos índices anuais de precipitação, ao aumento das taxas de evaporação e de consumo e à deterioração da qualidade da água armazenada.

No entanto, a identificação e a compreensão de padrões ecológicos em açudes da região Semiárida brasileira demandam, ao mesmo tempo, investigações em escalas espaciais e temporais maiores, que incluam anos chuvosos e secos, e esforço amostral em escalas temporais que permitam a análise de correlação entre as comunidades e as condições ambientais estabelecidas, como amostragem diárias e nictemerais. De fato, estudos dessa natureza e complexidade demandam recursos humanos e materiais proibitivos, mas que poderiam ser possíveis com base num planejamento amplo, que integrasse ciência, políticas públicas e gestão, no sentido de concretizarem objetivos comuns.

O estabelecimento de um índice de estado trófico para atender as particularidades da região Semiárida brasileira e a observação de padrões de dominância e persistência de cianobactérias, como inicialmente discutidas nesta pesquisa, poderiam ser facilitados pelo estabelecimento de objetivos comuns e integração entre os órgãos de fomento à pesquisa e desenvolvimento tecnológico, os órgãos públicos de gestão hídrica e as instituições de ensino, pesquisa e tecnologia a integração, atuando numa rede integrada de planejamento, informações e ações práticas. Como resultado desses esforços, a limnologia da região

Semiárida do Nordeste, em especial a limnologia cearense, poderia se fortalecer frente às pressões antrópicas e as ameaças previstas em decorrência do aquecimento global.

A criação de um “Rede de Limnologia” e/ou de um “Instituto de Limnologia” no estado do Ceará poderia potencializar e dar funcionalidade à integração das ações de governo [materializada pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), Companhia de Gestão de Recursos Hídricos (COGERH), Conselho de Política e Gestão do Meio Ambiente (CONPAM), Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS), Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME), Secretaria de Recursos Hídricos (SRH), Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE), Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE), entre outros] com a investigação científica, o desenvolvimento tecnológico e os projetos de extensão desenvolvidas pelas instituições de ensino superior [a exemplo da Universidade Federal do Ceará (UFC), Universidade Estadual do Ceará (UECE) e os Institutos Federais de Educação, Ciência e Tecnologia (IFCE)] em parceria com agências de fomento [Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES)] e outras fontes de investimento, integrando-se também o apoio da sociedade civil organizada (a exemplo dos Comitês de Bacia e outras entidades colegiadas) e da iniciativa privada.