



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE BIOCÊNCIAS - CB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

**INFLUÊNCIA DA SECA EXTREMA NA DINÂMICA FITOPLANCTÔNICA DE
UM RESERVATÓRIO DA REGIÃO TROPICAL SEMIÁRIDA: UMA
ABORDAGEM MORFO-FUNCIONAL**

Gustavo Girão Braga

Natal – RN

2015

GUSTAVO GIRÃO BRAGA

**INFLUÊNCIA DA SECA EXTREMA NA DINÂMICA FITOPLANCTÔNICA DE
UM RESERVATÓRIO DA REGIÃO TROPICAL SEMIÁRIDA: UMA
ABORDAGEM MORFO-FUNCIONAL**

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-graduação em
Ecologia da Universidade Federal
do Rio Grande do Norte, como
requisito principal à obtenção do
título de Mestre em Ecologia.

Orientadora: Profa. Dra. Vanessa Becker

NATAL – RN

2015

Catálogo da Publicação na Fonte. UFRN / Biblioteca Setorial do Centro de
Biociências

Braga, Gustavo Girão.

Influência da seca extrema na dinâmica fitoplanctônica de um reservatório da região tropical semiárida: uma abordagem morfofuncional / Gustavo Girão Braga. – Natal, RN, 2015.

46 f.: il.

Orientadora: Profa. Dra. Vanessa Becker.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Ecologia.

1. Qualidade da água. – Dissertação. 2. Eutrofização. – Dissertação. 3. Fitoplâncton. – Dissertação. I. Becker, Vanessa. II. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. III. Título.

RN/UF/BSE-CB

CDU 628.1

GUSTAVO GIRÃO BRAGA

**INFLUÊNCIA DA SECA EXTREMA NA DINÂMICA FITOPLANCTÔNICA DE
UM RESERVATÓRIO DA REGIÃO TROPICAL SEMIÁRIDA: UMA
ABORDAGEM MORFO-FUNCIONAL**

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-graduação em
Ecologia da Universidade Federal
do Rio Grande do Norte, como
requisito principal à obtenção do
título de Mestre em Ecologia.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Odete Rocha
Universidade Federal de São Carlos - UFSCar

Profa. Dra. Lúcia Helena Sampaio da Silva
Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ

Profa. Dra. Vanessa Becker - Orientadora
Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN

Natal, 12 de maio de 2015

Aos meus pais, familiares e amigos que sempre me apoiaram nessa jornada acadêmica e acreditaram em meu potencial. Meu apreço por todos vocês é inestimável.

*“You might be a big fish
In a little pond
Doesn't mean you've won
'Cause along may come
A bigger one”*

Coldplay – Lost!

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, por possibilitar a formação acadêmica essencial para a realização deste trabalho. A FINEP (Financiadora de Estudos e Projetos) e CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pelo financiamento da pesquisa por meio do projeto MEVEMUC (Monitoramento da Evaporação e Mudanças Climáticas no Rio Grande do Norte). A CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão de bolsa de estudos durante a pesquisa.

Ao LARHISA (Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) por disponibilizar infraestrutura e material para laboratório e coleta de dados, que foram essenciais para a realização das análises deste trabalho.

Agradeço de maneira especial à minha orientadora, Dra. Vanessa Becker, em primeiro lugar, pela confiança depositada em mim desde o primeiro contato, assim como pela oportunidade e apoio acadêmico e, principalmente, pelas lições de vida que tive durante o mestrado. Quero destacar seu empenho em sempre buscar trazer professores e pesquisadores visitantes para aprimorar ainda mais os conhecimentos de seus alunos e a troca de experiências. Sinto orgulho em ser uma de suas “crias” acadêmicas e espero que possa contribuir ainda mais.

Aos membros da banca examinadora, Dra. Odete Rocha e Dra. Lúcia Helena Sampaio da Silva, por terem aceitado participar desta etapa com contribuições enriquecedoras para o trabalho. Agradeço novamente à Dra. Odete Rocha por compartilhar seu conhecimento e pelas contribuições, seja em campo, ou em laboratório durante o período como professora visitante.

A Dra. Irina Izaguirre, da Universidad de Buenos Aires, pelas contribuições, principalmente referentes à dinâmica fitoplânctônica, que enriqueceram o trabalho. A Dra. Luciana de Souza Cardoso, da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, por ministrar o curso de estatística com o qual foi possível aplicar muitas das análises nesse estudo.

Agradeço de forma especial aos amigos e colegas do LARHISA, Aline, Ângela, Carol, Conceição, Dani, Fabiana, Gabriela, Jurandir, Laíssa, Radmila, Rudah, Mariana,

Thársia e Viviane, tanto pelo apoio imenso nas análises de laboratório e em campo durante as coletas, quanto pela companhia, amizade e troca de conhecimento.

Ao Clécio pela revisão em inglês do *Abstract* e por sua amizade.

Ao Sr. Francisco de Assis (Coleguinha), motorista do Projeto MEVEMUC, por conduzir a equipe durante as coletas sempre com muita prontidão e bom humor.

Ao povo simples e humilde do sertão do Seridó, pescadores, mecânicos, donos de restaurantes, dentre outros, que de alguma forma apoiaram a equipe durante as campanhas mensais.

A Maria da Conceição (Ceixa), da CODERN (Companhia Docas do Rio Grande do Norte), por permitir maior flexibilidade durante o horário de trabalho para me dedicar à escrita da dissertação.

Meus agradecimentos às minhas *flatmates*, Laíssa, Kati, Ananda e Thalita, que tornaram o meu dia-a-dia em Natal mais feliz e menos solitário, além de me fazerem aprender como conviver em conjunto.

Aos “Biólogos Famintos”, Átila, Castiele, Claudênia, Elisângela, Ivan, Lucas, Marcela, Marcos, Rachel, Raíssa, Ronaldo e Saulo, meus queridos amigos de graduação que se fizeram presentes esbanjando bom humor e amizade durante todo esse tempo apesar da distância. Aos meus amigos, Bruno e Tiago, por sempre estarem dispostos a me ouvir, seja nos bons ou maus momentos.

Aos meus pais, Francisco Arinos Matos Braga e Ana Cristina Girão Braga, por me apoiarem nas etapas mais importantes da vida e por acreditarem sempre em meu potencial. Ao meu irmão, Felipe, por se fazer presente junto aos meus pais durante todo esse tempo que estive distante. Aos meus familiares, em especial meus avós, por sempre acreditarem no caminho construtivo da educação. As saudades foram muitas, mas no final todo sacrifício valeu a pena.

Finalmente, agradeço a Deus por todas as experiências que vivi nesse período sejam elas boas ou ruins, por todos os desafios que passei e pelas saudades que senti dos meus familiares e amigos, pois tudo isso me tornou uma pessoa mais forte e determinada.

SUMÁRIO

Lista de figuras	ix
Resumo	xi
Abstract	xii
1. Introdução	1
2. Material e Métodos	4
2.1 <i>Local de Estudo</i>	4
2.2 <i>Amostragem</i>	5
2.3 <i>Análise das Amostras</i>	5
2.4 <i>Análise de Dados</i>	6
2.5 <i>Análises Estatísticas</i>	7
3. Resultados	8
3.1 <i>Cenário Meteorológico e Hidrológico</i>	8
3.2 <i>Cenário Limnológico</i>	9
3.3 <i>Comunidade Fitoplanctônica</i>	15
4. Discussão	19
5. Conclusões	24
6. Referências Bibliográficas	25
7. Anexos	33

LISTA DE FIGURAS E ANEXOS

- Figura 1** – Mapa da bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açu, destacando a microbacia do reservatório Dourado. O ponto de coleta utilizado foi o ponto 01 próximo ao barramento (Fonte: Leonardo Gomes Domingos)4
- Figura 2** - Gráfico de precipitação e Índice de Precipitação Padronizado (SPI 12) dos anos de 2011, 2012 e 2013 para a cidade de Currais Novos/RN. As barras indicam a precipitação acumulada (mm) e a linha indica a média histórica de chuvas para a região. Os círculos coloridos indicam os valores médios mensais do Índice de Precipitação Padronizado (SP12) (Fontes: EMPARN e INMET).8
- Figura 3** - Gráfico dos valores mensais do volume de água acumulado no reservatório Dourado durante o período de estudo. O ponto preto indica o mês (fevereiro de 2012) em que o reservatório atingiu metade da sua capacidade.9
- Figura 4** - Perfil térmico da coluna d'água em °C durante o período de estudo. As linhas indicam variações de 0.5 °C.10
- Figura 5** – Perfil químico da coluna d'água em mg O₂/L durante o período de estudo. As linhas indicam variações de 0.5 mg O₂/L10
- Figura 6** – Variação da profundidade da zona eufótica (Z_{eu}), profundidade máxima (Z_{max}) e disponibilidade de luz (Z_{eu}/Z_{max}).11.
- Figura 7** – Dinâmica do fósforo total (PT), fósforo solúvel reativo (SRP) e nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) no reservatório.12
- Figura 8** – Concentração de clorofila-a no reservatório e volume acumulado.12
- Figura 9** – Regressão linear entre a porcentagem de volume armazenado e a concentração de clorofila-a. $y = -5.4042x + 2.5954$; $R^2 = 0.85$; $p < 0.0001$12
- Figura 10** – Diagrama da análise de agrupamento *two-way* das variáveis físico-químicas e amostras mensais. Quadrados escuros representam os valores máximos, enquanto os claros representam os valores mínimos para cada um dos parâmetros (colunas) durante os meses de estudo (linhas). *Chl-a* = Clorofila-a; *Cond.* = Condutividade; *SRP* = fósforo reativo solúvel; *TP* = fósforo total, *NID* = nitrogênio inorgânico dissolvido; *pH* = potencial hidrogeniônico; *Transp.* = Transparência e *Vol.* = volume.14
- Figura 11** – Variação da biomassa fitoplanctônica e do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') no reservatório Dourado ao longo do período de estudo.15
- Figura 12:** Variação mensal da biomassa relativa de grupos funcionais (RFG) ao longo do estudo.16
- Figura 13:** Variação mensal da biomassa relativa de MBFG ao longo do período de estudo. ..17
- Figura 14** – Diagrama da Análise de redundância (RDA) do reservatório Dourado, segundo a abordagem de grupos funcionais de Reynolds (F, J, P, K, M, S_N, S₁, X₁, H₁, L₀), incluindo as variáveis limnológicas (linhas sólidas) e as unidades amostrais (pontos). *Cond.* = condutividade; *SRP* = fósforo reativo solúvel; *TP* = fósforo total; *DIN* = nitrogênio inorgânico dissolvido; *OD* = oxigênio dissolvido; *pH* = potencial hidrogeniônico; *FSS* = sólidos fixos em suspensão; *VSS* = sólidos voláteis em suspensão; z_{eu} = transparência e *Vol.* = volume.18

Figura 15 – Diagrama da análise de redundância (RDA) do reservatório Dourado, segundo a abordagem de grupos morfo-funcionais de Kruk (I, III, IV, VI, VII) incluindo as variáveis limnológicas (linhas sólidas) e as unidades amostrais (pontos). *Cond.* = condutividade; *SRP* = fósforo reativo solúvel; (*DIN*), *OD* = oxigênio dissolvido; *pH* = potencial hidrogeniônico; *FSS* = sólidos fixos em suspensão; *VSS* = sólidos voláteis em suspensão; *z_{eu}* = transparência e *Vol.* = volume.19

Anexo I – Tabela de estatística descritiva básica com valores médios, mínimos e máximos dos dois períodos estudados.33

Anexo II – Lista de espécies fitoplanctônicas encontradas no reservatório Dourado e suas classificações em grupos funcionais (FG), grupos morfo-funcionais (MBFG) e taxonômica.34

RESUMO

As secas são fenômenos climáticos que têm ocorrido com maior frequência nas últimas décadas e comprometem o fornecimento de água potável em regiões semiáridas. A escassez de chuvas aliada às altas taxas de evaporação nessas regiões causam reduções significativas nos volumes dos reservatórios. Essas condições, por sua vez, favorecem a concentração de nutrientes e o crescimento excessivo da biomassa fitoplanctônica que inclui florações de cianobactérias potencialmente tóxicas. Portanto, há uma tendência de que o processo de eutrofização se intensifique nesses reservatórios durante períodos de seca. A comunidade fitoplanctônica é capaz de responder rapidamente às mudanças relacionadas à disponibilidade de nutrientes e luz, por meio de sua biomassa e composição, sendo considerada como um indicador das condições ambientais. O objetivo desse estudo foi avaliar a influência de um período de seca extrema sobre a disponibilidade de luz, nutrientes e sobre a biomassa fitoplanctônica, utilizando duas abordagens funcionais: Grupos Funcionais (GF) e Grupos Morfofuncionais (MBFG) em um reservatório da região semiárida brasileira. Além disso, buscou-se comparar qual das abordagens melhor explicaria tais mudanças ambientais. No presente estudo, foi constatado que a redução de 90% do volume de água do reservatório, em conjunto com a redução da luminosidade e o aumento da disponibilidade de nutrientes, promoveu a concentração e o aumento da biomassa algal. Os resultados das análises multivariadas utilizando ambas as abordagens funcionais diferenciaram as amostras em dois períodos: de volumes altos e volumes baixos, sendo a luminosidade e os nutrientes as principais variáveis ambientais que melhor explicaram a associação dos grupos. A comunidade fitoplanctônica sofreu mudanças em sua composição inicial, caracterizada por organismos típicos de ambientes meso-eutróficos iluminados (GF: **F** e **J** e MBFG: **VI**), para organismos descritores de ambientes eutrofizados e túrbidos (GF: **S_N** e **M**; MBFG: **VIII** e **VII**). Ambas abordagens descreveram adequadamente a dinâmica fitoplanctônica em função das alterações de luz e estado trófico do reservatório associadas à redução de volume, portanto podem ser consideradas como abordagens equivalentes para esse tipo de ambiente.

Palavras-chave: eutrofização, flutuações no nível da água, qualidade da água, grupos funcionais

ABSTRACT

Droughts are climatic phenomena whose frequency has increased in the last decades and also compromised drinkable water supplies in semiarid regions. The lack of rain combined with high evaporation rates promotes a significant reduction of the volume of reservoirs in these regions. Shallower conditions favors nutrients concentration and phytoplankton overgrowth, including potentially toxic cyanobacteria blooming. Therefore, there is a tendency to the intensification of eutrophication in those reservoirs during drought periods. Phytoplankton can respond quickly to environmental conditions related to light and nutrient availability by changes in algal biomass and composition, therefore it is considered a good predictor of environmental variables. Two functional approaches - Reynolds's Functional Groups (FG) and Kruk's Morphologically Based Functional Groups (MBFG) - were used to assess which environmental variables were responsible for phytoplankton dynamics, in addition to compare which functional approach explains environmental changes better. This study highlights that the reduction of 90% in the volume of a tropical reservoir of Brazilian semi-arid region, as well as light limitation and nutrient increase, can promote phytoplankton overgrowth. Multivariate analyses using both functional approaches indicated a clear separation between high volumes and low volumes conditions, showing that light and nutrient availability were the main variables that better explained the combination of functional groups. The composition of phytoplankton assemblage changed from species of meso-eutrophic habitats (FG: **F** and **J**; MBFG: **VI**), to organisms of eutrophic and turbid environments (FG: **S_N** and **M**; MBFG: **VIII** and **VII**) during shallower conditions. Both ecological approaches described properly the phytoplankton dynamics according to light and trophic state alterations related to the water volume reduction, therefore they can be considered as equivalent approaches for using in similar environments.

Key-words: eutrophication, water level fluctuation, water quality, functional groups

INTRODUÇÃO

Reservatórios são ecossistemas aquáticos artificiais formados pelo represamento de um rio e cuja dinâmica é intermediária de ambientes lênticos e lóticos. Apesar de serem obras importantes no contexto social pelo fornecimento de energia hidroelétrica e armazenamento de água para abastecimento humano, a construção de reservatórios ocasiona diversos impactos na paisagem e na estrutura e dinâmica das comunidades biológicas (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). Portanto, são ambientes propícios ao estudo de processos ecológicos como os efeitos dos pulsos naturais e artificiais em ecossistemas aquáticos, em função da sensibilidade de seus múltiplos compartimentos às mudanças de condições ambientais, como por exemplo, o clima, o uso e ocupação da bacia de drenagem e a própria manipulação do reservatório (Straškraba & Tundisi, 1999; Straškraba & Tundisi, 2013).

Dentre os principais fatores reguladores da hidrodinâmica de um reservatório estão as variáveis climáticas, em especial a precipitação, atuando principalmente nas mudanças de volume armazenado e no tempo de retenção. Durante períodos de estiagem, os baixos índices de precipitação exercem um efeito substancial no sistema físico-químico dos reservatórios capaz de comprometer a qualidade da água (Webster *et al.*, 1996, Wang, *et al.*, 2012). O principal mecanismo envolvido no processo é a redução do nível da água que ocorre durante eventos de seca, que por sua vez, estão associados ao aumento do tempo de residência, ressuspensão de sedimentos e diminuição da disponibilidade de luz (Coops *et al.*, 2003; Hart, 2004; Leira e Cantonati, 2008).

Reservatórios de regiões semiáridas, como os do nordeste brasileiro, são geralmente rasos e sujeitos a uma ampla variação sazonal do nível da água, por conta da irregularidade pluviométrica dessas regiões (Coops *et al.*, 2003; Bucak *et al.*, 2012; Terefi *et al.*, 2014). Muitos desses reservatórios podem chegar a secar completamente, ocasionando perdas agrícolas e problemas socioeconômicos, por esse motivo o gerenciamento desses recursos hídricos demandam atenção. Além disso, reservatórios de regiões semiáridas apresentam um alto tempo de residência da água devido à redução do volume armazenado nesses ambientes que resultam na aceleração do processo de eutrofização (Arfi, 2003; Bouvy *et al.*, 2003; Naselli-Flores, 2003; Geraldés & Boavida, 2005; Tarefi *et al.*, 2014; Jeppesen *et al.*, 2015).

As alterações físicas da coluna d'água e os fatores climáticos caracterizam períodos de mudança na composição das comunidades fitoplanctônicas em reservatórios (Tundisi, 1990). Naqueles caracterizados por fortes flutuações de níveis d'água, a variabilidade anual e inter-anual na abundância e composição do fitoplâncton pode estar fortemente influenciada pelos regimes hidráulicos peculiares (Harris & Baxter, 1996). Estudos demonstram que a flutuação do nível d'água é capaz de afetar a abundância, biomassa, composição, diversidade dos produtores pelágicos de um reservatório por meio de mudanças na oferta de luz e nutrientes (de Domitrovic, 2003; Kangur *et al.*, 2003; Moura, 2007, Leira & Cantonati, 2008).

O fitoplâncton é um compartimento do ecossistema aquático bastante sensível às mudanças de nível da água, como também alterações na luminosidade e disponibilidade de nutrientes (Reynolds, 2006). A explicação para tal sensibilidade está no curto tempo de geração e replicação desses organismos, geralmente em horas, o que torna suas respostas mais rápidas às mudanças ambientais (Reynolds, 1990). Por esse motivo, o fitoplâncton pode ser considerado um bom indicador das alterações naturais ou antrópicas em ecossistemas aquáticos (Reynolds, 1990).

Durante eventos de seca, a redução do volume e o alto tempo de residência do reservatório são fatores que contribuem para o aumento da biomassa fitoplânctônica, favorecendo em especial o desenvolvimento de organismos adaptados à baixa disponibilidade de luz e a alta oferta de nutrientes, como é o caso de algumas espécies de cianobactérias (Naselli-Flores, 2000; Bouvy *et al.*, 2003; Naselli-Flores, 2003; Geraldes & Boavida, 2005; Jepessen *et al.*, 2015).

Uma maneira bastante utilizada para se analisar as mudanças na comunidade fitoplanctônica consiste em agrupar organismos (espécies) que apresentam similaridades quanto à estratégia adaptativa que utilizam para captar recursos e evitar perdas por sedimentação ou predação (Litchman & Klausmeier, 2008). Assim, as espécies podem ser reunidas em grupos compostos por organismos com semelhanças morfo-fisiológicas e que respondem de maneira similar à disponibilidade de luz e nutrientes (Litchman & Klausmeier, 2008). Esta abordagem foi denominada de abordagem de traços funcionais (*trait-based approach*), também conhecida como classificação ecológica, e sua utilização melhora a compreensão da dinâmica de seleção de espécies na comunidade, pois é capaz de capturar maior variabilidade do que as abordagens taxonômicas (Kruk *et al.*, 2002; Hu *et al.*, 2013).

A classificação ecológica de grupos funcionais proposta por Reynolds *et al.* (2002), revisada por Padisák *et al.* (2009), combina a abordagem de estratégias ecológicas (C, S e R) com a abordagem tradicional da fitossociologia (Braun-Blanquet, 1964), agrupando as populações fitoplanctônicas em grupos funcionais (“associações”). Tais agrupamentos, muitas vezes de origem polifilética, são baseados em atributos e afinidades fisiológicas, morfológicas e ecológicas das espécies que potencialmente podem dominar ou co-dominar um ambiente (Reynolds *et al.*, 2002). Essa classificação reúne as espécies em 40 grupos funcionais (RFG) e tem sido aplicada com sucesso em diversos sistemas climáticos, como lagos e reservatórios temperados (Padisák *et al.*, 2006), subtropicais (Borges *et al.*, 2008; Becker *et al.*, 2009) e tropicais (Crossetti & Bicudo, 2008; Gamelgo *et al.*, 2009; Barbosa *et al.*, 2011; Pinto & Becker, 2014).

Alternativamente, uma classificação ecológica de abordagem funcional foi proposta por Kruk *et al.* (2010), onde os organismos são classificados em apenas sete grupos considerando características morfológicas e fisiológicas mensuráveis (*Morphology Based Functional Groups – MBFG*) que refletem determinadas condições do meio. A abordagem MBFG vem sendo utilizada recentemente em alguns estudos e tem mostrado uma maior praticidade e previsibilidade em relação a outras abordagens, já que se baseia puramente em caracteres morfo-fisiológicos (Kruk *et al.*, 2011; Hu *et al.*, 2013).

Por meio do uso das abordagens ecológicas dos RFG e MBFG, busca-se aqui investigar a dinâmica da comunidade fitoplânctônica frente às reduções de volume que ocorreram em um reservatório tropical raso durante um período de seca extrema. Além disso, o estudo tem como objetivo comparar a eficácia das duas abordagens em captar a variabilidade do fitoplâncton em função da variação ambiental.

Baseado nos estudos sobre períodos secos e sua relação com a qualidade da água nos reservatórios de regiões semiáridas, foi formulada a hipótese de que a influência da seca no regime hidrológico de um reservatório favorece o desenvolvimento de organismos adaptados à habitats rasos, eutróficos e túrbidos como os pertencentes aos grupos funcionais S_N e S_1 e ao grupo morfo-funcional III.

O presente trabalho tem como objetivo avaliar a influência de um período de seca extrema sobre a disponibilidade de luz e nutrientes e na biomassa fitoplânctônica por meio da utilização de duas abordagens funcionais em um reservatório da região semiárida brasileira. Além disso, busca-se comparar qual dessas abordagens funcionais

a fim de verificar qual é mais sensível na captura das mudanças da comunidade fitoplancônica frente a eventos climáticos extremos.

MATERIAL E MÉTODOS

Local de estudo

O local de estudo foi o reservatório Dourado ($06^{\circ}14'48''$ S : $36^{\circ}30'30''$ W), localizado no município de Currais Novos, Rio Grande do Norte, na região semiárida brasileira (Figura 1). O clima da região, segundo a classificação de Kottke *et al.* (2006), é do tipo **BSh** - Árido estépico quente, caracterizado por precipitações mínimas menores que 60 mm no inverno, com chuvas escassas e mal distribuídas durante os meses de fevereiro a junho (IDEMA, 2008).

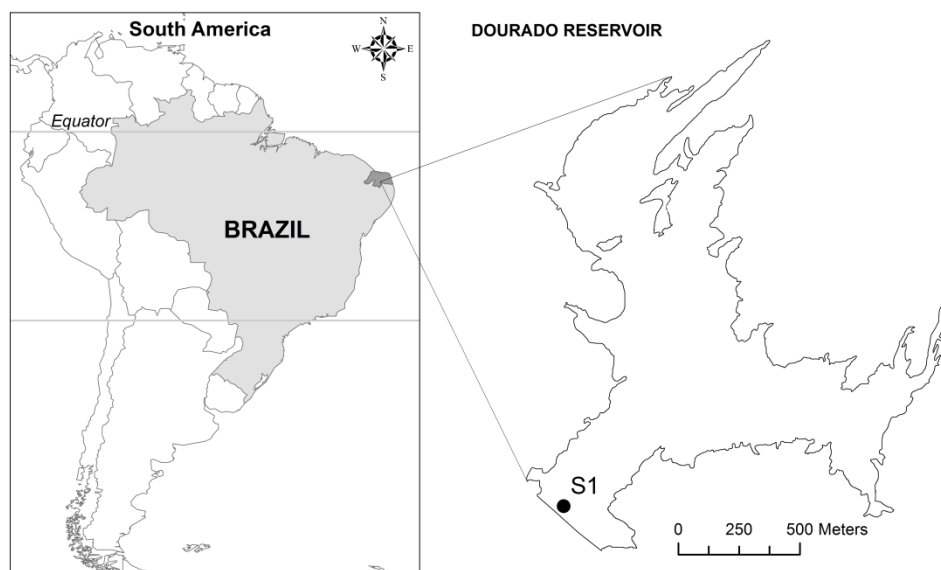


Figura 1 – Localização geográfica do reservatório Dourado. O ponto de coleta utilizado foi o ponto 01 próximo ao barramento (Fonte: Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental – LARHISA).

O reservatório foi construído pelo barramento do rio São Bento e faz parte da bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açu. Sua capacidade máxima é de aproximadamente 10.321.600,00 m³ com profundidade de máxima de 10 m (IDEMA, 2008; SEMARH, 2013), portanto pode ser considerado um reservatório de pequeno porte, segundo Straškraba & Tundisi (1999). O manancial é utilizado para usos múltiplos como abastecimento público da cidade de Currais Novos, pesca, recreação, agricultura irrigada e dessedentação de animais.

Além de sofrer a influência do clima semiárido, o reservatório também sofre com as altas cargas de nutrientes alóctones durante o período chuvoso e a elevada biomassa algal durante períodos de estiagem (Oliveira, 2012).

Amostragem

Amostragens mensais foram feitas no período de maio de 2011 a abril de 2013, no ponto mais profundo (zona lacustre) do reservatório próximo à barragem (Figura 1).

Foram obtidos os dados de temperatura, pH, condutividade e concentração de oxigênio dissolvido da água *in situ*, utilizando uma sonda multiparamétrica modelo HIDROLAB DS5, a intervalos de um metro da sub-superfície ao fundo na estação amostral. A estratificação térmica foi considerada a partir de uma diferença mínima de 0,5°C (valor utilizado para regiões tropicais; Dantas *et al.*, 2011). A transparência da água foi obtida por meio da profundidade de extinção do disco de Secchi.

Foram realizadas amostragens integradas de três profundidades (superfície, primeiro e segundo metro de profundidade), utilizando garrafa de Van Dorn. As amostras foram armazenadas em frascos separados de acordo com o tipo de análise e levados ao laboratório para análise dos parâmetros descritos na próxima seção.

Análise das amostras

A turbidez foi medida com o auxílio de um turbidímetro, enquanto que as quantidades de sólidos totais, fixos e voláteis foram determinadas pela técnica de secagem a 103 – 105 °C (APHA, 1992). As análises de fósforo solúvel reativo e nitrato foram feitas partindo-se da filtração a vácuo de 250 mL das amostras em filtros de fibra de vidro com malha de 1.2 µm. O filtrado seguiu a metodologia de Murphy e Riley (1962) para determinação de fósforo solúvel reativo, enquanto que para nitrato, a metodologia usada foi a proposta por Müller e Weidemann (1955). A concentração de íon amônio foi determinada pelo método de Silva & Oliveira (2001). Para a determinação do fósforo total utilizou-se a metodologia de Valderrama (1981). Já a análise de clorofila-a foi feita filtração em membranas de 0.45 µm conforme proposto por Jaspersen e Christoffersen (1988).

As populações fitoplanctônicas foram identificadas sempre que possível, em nível de espécie, examinadas em microscópio óptico, através da análise de características morfológicas e morfométricas. Para análise quantitativa, a abundância fitoplanctônica (ind mL⁻¹) foi estimada segundo Utermöhl (1958) em microscópio

invertido Olympus, a 400x. Os indivíduos (células, colônias, cenóbios, filamentos) foram enumerados em campos aleatórios (Uhelinger, 1964). O biovolume ($\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$) foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados (Hillebrand *et al.*, 1999), assumindo a unidade de peso fresco expressa em massa (mg L^{-1}).

Análise de Dados

Valores de precipitação mensal foram obtidos por meio da estação meteorológica da cidade de Currais Novos pertencente à EMPARN (Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte). A média histórica mensal foi calculada com base na precipitação de uma série histórica de 30 anos.

Para caracterizar o grau de intensidade do fenômeno de estiagem, utilizou-se o índice de precipitação padronizada – *Standardized Precipitation Index* (SPI) (Guttman, 1999). O SPI é um dos índices mais utilizados para caracterizar fenômenos de seca devido a maior flexibilidade de ser aplicado em diferentes escalas temporais (Mishra & Singh, 2010). Nesse estudo, utilizou-se a escala temporal de 12 meses (SPI 12), apropriada para eventos de secas hidrológicas com escassez de água em reservatórios (Haynes *et al.*, 1999). A intensidade do fenômeno de seca pode ser qualitativamente descrita em função do valor do SPI 12, sendo os valores entre 0.0 até -1.0 considerados como sem ocorrência de seca, valores menores que -1.0 e maiores que -1.5 como seca moderada, enquanto que entre -1.5 a -2.0 indicam a ocorrência de seca severa, e por último para valores menores que -2.0 quando há seca extrema (McKee *et al.*, 1995). Os valores médios mensais do SPI para o local de estudo foram obtidos na base de dados on-line do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2014).

Os valores mensais dos volumes armazenados foram obtidos pelo monitoramento mensal realizado pela SEMARH (Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte). Os meses foram então qualitativamente classificados em função da porcentagem de volume armazenado, sendo considerados como: meses de volumes altos, quando o volume armazenado era maior que 50% da capacidade total, ou como meses de volumes baixos, quando o volume armazenado era menor que a metade da capacidade total.

O limite da zona eufótica (z_{eu}) foi calculado multiplicando-se o valor de transparência de Secchi pelo coeficiente empírico igual a 2.7 (Cole, 1994). Para avaliar a disponibilidade de luz, foi utilizada a razão zona eufótica: profundidade máxima (z_{eu}/z_{max} ; Jensen *et al.*, 1994).

O parâmetro nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) foi considerado como a soma das concentrações de íon amônio e nitrato. As concentrações de nitrito não foram consideradas para o cálculo do NID.

O estado trófico do reservatório foi classificado segundo Thornton & Rast (1993) utilizando os valores médios de fósforo total e clorofila-a durante todos os meses de estudo. Segundo o estudo, para regiões semiáridas, valores de fósforo total acima de $60 \mu\text{g.L}^{-1}$ e de clorofila-a acima de $12 \mu\text{g.L}^{-1}$ caracterizam o ambiente como eutrófico.

A diversidade de espécies (H') foi estimada pelo índice de Shannon-Wiener (Shannon & Weaver, 1963) baseado na biomassa e expressa em bits por miligrama. As espécies descritoras foram definidas como aquelas que contribuíram com mais de 5% para a biomassa total e foram classificadas pela abordagem de grupos funcionais de Reynolds (GFR), proposta por Reynolds *et al.* (2002), revisada por Padisák, *et al.* (2009) e a abordagem morfo-funcional - *morphology based functional groups* (MBFG) proposta por Kruk *et al.* (2010), posteriormente revisada por Reynolds *et al.* (2014).

Análises Estatísticas

Estatísticas descritivas e tabelas de correlações foram feitas entre as variáveis físico-químicas e as medidas de biomassa (clorofila e biomassa total) e volume.

Foi realizada uma análise de regressão linear entre as variáveis volume do reservatório e clorofila para constatar possíveis influências da redução do nível da água sobre a biomassa algal. Também utilizou-se uma ANOVA *one-way* entre as amostras dos períodos de volumes altos e volumes baixos e a variável disponibilidade de luz, com a finalidade de constatar diferenças significativas entre a luminosidade da coluna d'água desses dois períodos. Para a realização de ambas as análises utilizou-se o software STATISTICA[®] versão 7.1 (StatSoft, Inc., 2005).

Uma análise de agrupamento *two-way* (*two-way cluster analysis*) foi feita por meio do software PC-ORD[®] versão 6.08 (McCune & Mefford, 2011), utilizando os dados hidrológicos e limnológicos, a fim de verificar agrupamentos temporais de similaridade entre as amostras.

Os dados de biomassa dos grupos funcionais foram previamente analisados por análise de correspondência não tendenciosa (DCA), indicando que o modelo de ordenação linear seria o mais apropriado. Foi então realizada uma análise de ordenação multivariada, Análise de Redundância (RDA), com os dados de volume do reservatório, condutividade, pH, temperatura, zona eufótica, fósforo total, fósforo reativo solúvel,

nitrogênio inorgânico dissolvido, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis e biomassa dos grupos funcionais descritores da comunidade fitoplanctônica, utilizando o programa PC-ORD[®] versão 6.08 (McCune & Mefford, 2011), para descrição das relações entre os grupos funcionais e as variáveis limnológicas a fim de verificar padrões de acordo com a influência hidrológica da região. A significância das variáveis foi analisada usando o teste de permutação Monte Carlo.

RESULTADOS

Cenário Meteorológico e Hidrológico

O estudo foi marcado inicialmente por chuvas acima da média histórica seguidas pelo período de estiagem, que ocorreu no segundo semestre de 2011 e se prolongou até abril de 2013, com precipitações abaixo da média histórica anual (476 mm) em 2012 (58.4 mm) e 2013 (62.3 mm) (Figura 2). Os valores mensais do Índice Padronizado de Precipitação (SPI) demonstram que o período de maio a julho de 2011 foi moderadamente úmido, seguido por condições normais de agosto de 2011 a março de 2012. A partir de abril de 2012 um cenário de estiagem se estabeleceu na região, iniciando-se com um período moderadamente seco, progredindo para outro severamente seco e, por fim, atingindo os menores valores do SPI 12 no ano de 2013, sendo considerado um período extremamente seco (Figura 2).

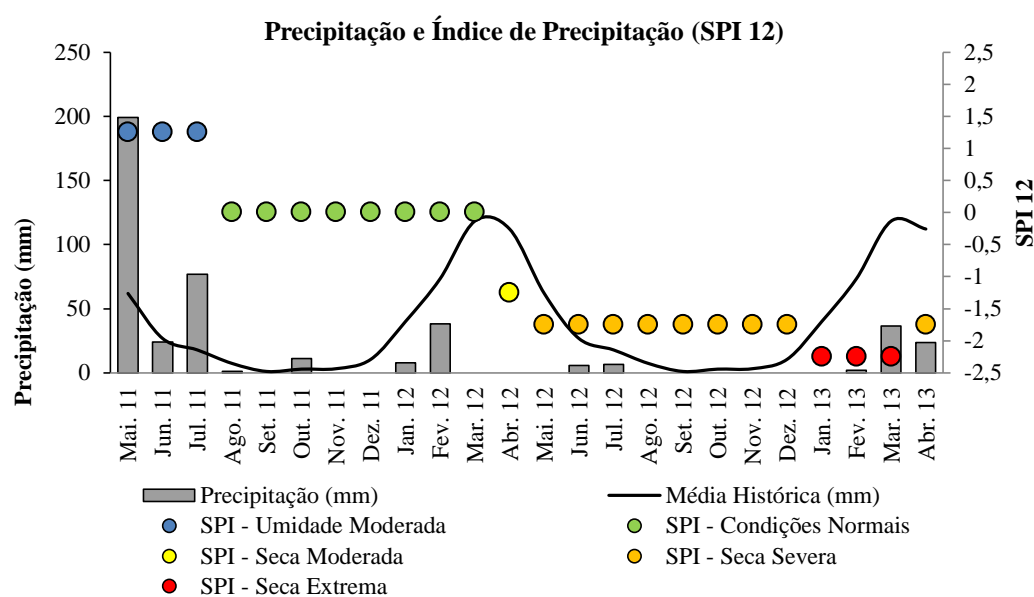


Figura 2 - Gráfico de precipitação e Índice de Precipitação Padronizado (SPI 12) dos anos de 2011, 2012 e 2013 para a cidade de Currais Novos/RN. As barras indicam a precipitação acumulada (mm) e a linha indica a média histórica de chuvas para a região. Os círculos coloridos indicam os valores médios mensais do Índice de Precipitação Padronizado (SPI12) (Fontes: EMPARN e INMET).

O reservatório sofreu uma redução de aproximadamente 90% do seu volume máximo ao longo do período de estudo, sendo fevereiro de 2012 o mês em que apresentava pouco menos de 50% da sua capacidade (Figura 3). Assim, o estudo foi dividido em dois períodos em função do volume armazenado e da similaridade entre os meses amostrais resultante da análise de agrupamento: altos volumes e baixos volumes.

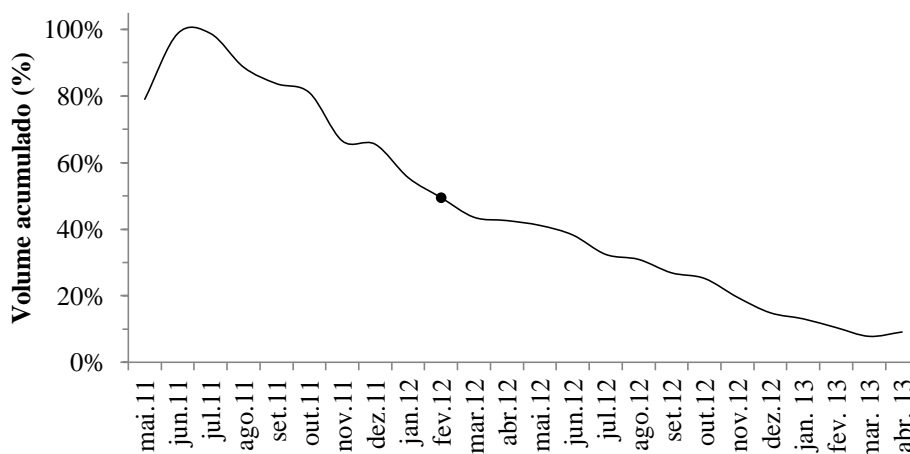


Figura 3 - Gráfico com os valores mensais do volume de água acumulado no reservatório Dourado durante o período de estudo. O ponto preto indica o mês (fevereiro de 2012) em que o reservatório atingiu metade da sua capacidade.

Cenário Limnológico

O reservatório Dourado apresentou um perfil térmico homogêneo em grande parte do período de estudo, exceto pelos meses de março e julho de 2012, quando ocorreram micro-estratificações no epilímnio (Figura 4). O perfil químico demonstrou que durante o período de altos volumes, a coluna d'água estava quimicamente homogênea. Por outro lado, em julho e em dezembro de 2012 ocorreram estratificações químicas pontuais e houve depleção de oxigênio dissolvido próximo ao fundo, porém não foram detectadas condições anóxicas no período estudado (Figura 5).

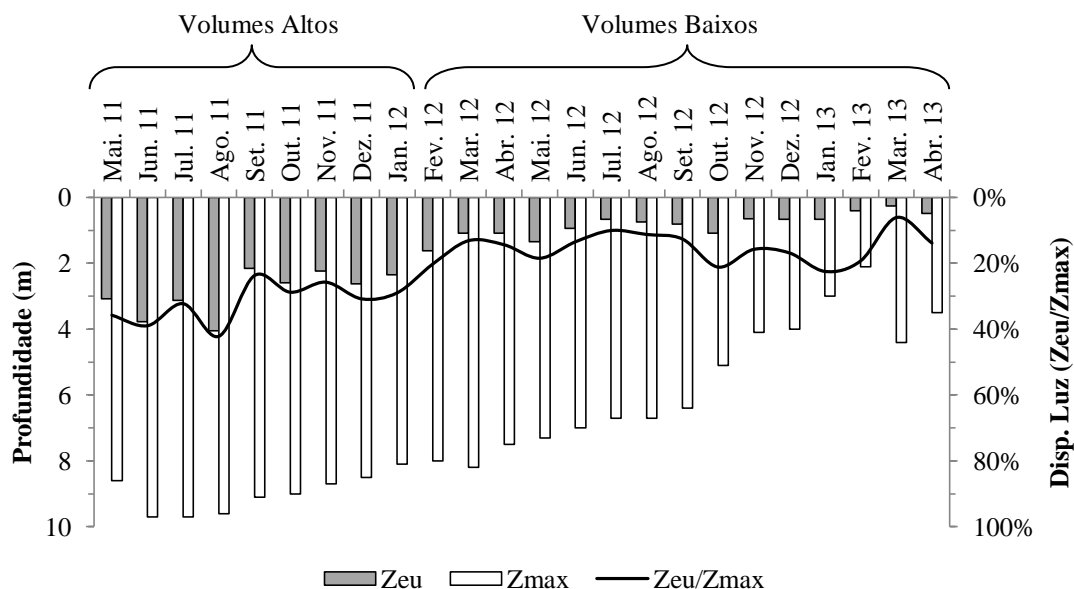


Figura 6 – Variação da profundidade da zona eufótica (Z_{eu}), profundidade máxima (Z_{max}) e disponibilidade de luz (Z_{eu}/Z_{max}).

Os níveis de fósforo solúvel reativo (SRP) sofreram uma diminuição desde o início do estudo, enquanto que a concentração de NID sofreu um aumento ao longo do mesmo período (Figura 7 e Anexo I). Houve uma tendência no aumento das concentrações de fósforo total (PT) e clorofila-a no período de volumes baixos, indicando assim, condições mais eutróficas em relação ao período de volumes altos (Figuras 7 e 8).

Foi constatada uma correlação negativa significativa entre a concentração de clorofila-a e o volume de água acumulado, por meio de regressão linear, mostrando que a biomassa algal aumentou com a redução do volume armazenado durante o período de volumes baixos (Figura 9).

Em relação ao estado trófico, o reservatório pode ser classificado como eutrófico. Condições mesotróficas isoladas foram detectadas especialmente nos meses iniciais do estudo no período de volumes altos. Por outro lado, a hipereutrofia foi detectada no período de volumes baixos com níveis de clorofila maiores que $60 \mu\text{g.L}^{-1}$.

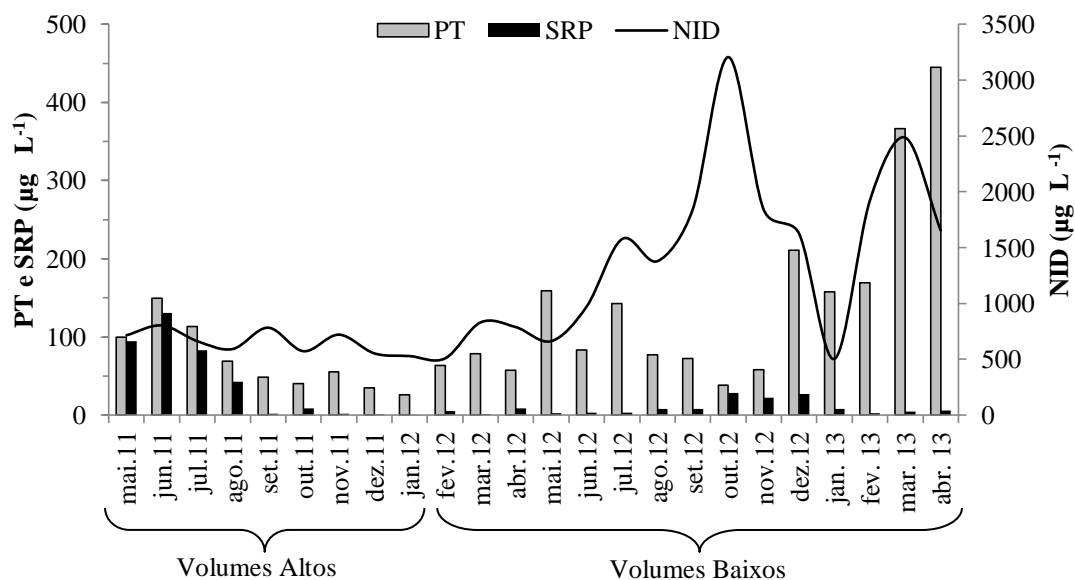


Figura 7 – Dinâmica do fósforo total (PT), fósforo solúvel reativo (SRP) e nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) no reservatório.

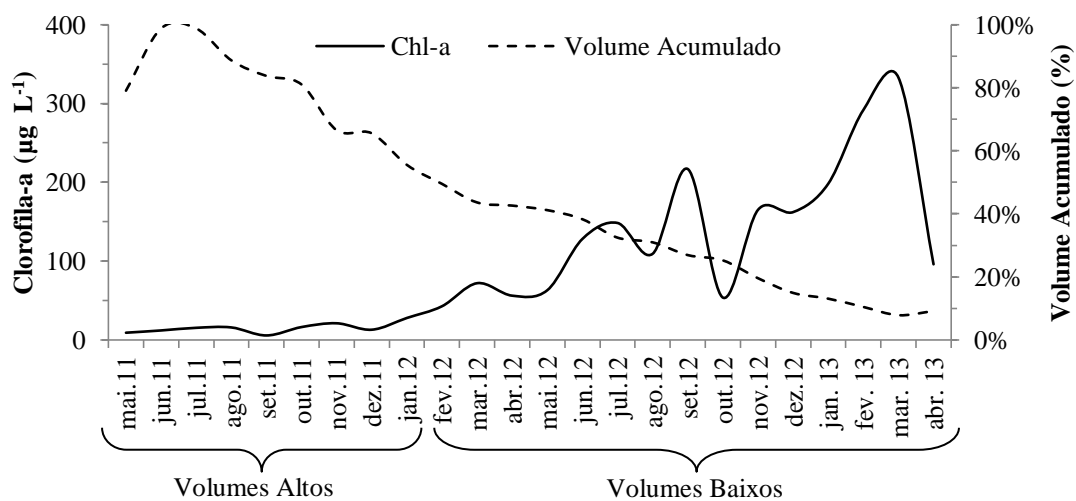


Figura 8 – Concentração de clorofila-a no reservatório e volume acumulado.

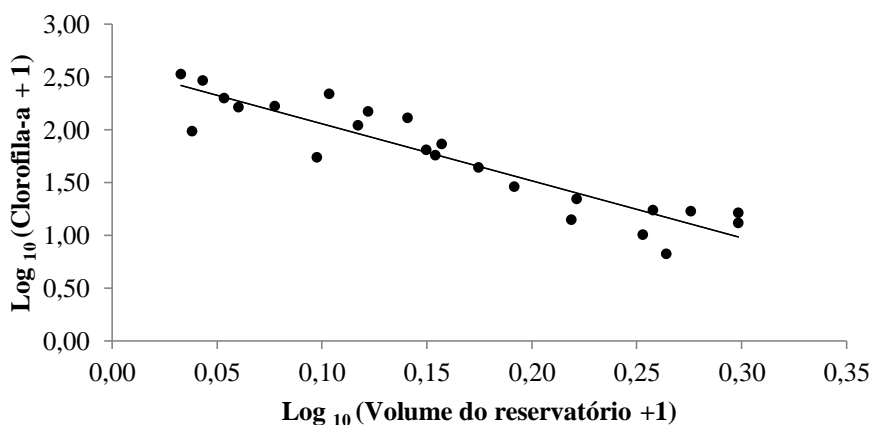


Figura 9 – Regressão linear entre a porcentagem de volume do reservatório e a concentração de clorofila-a. $y = -5.4042x + 2.5954$; $R^2 = 0.85$; $p < 0.0001$.

A análise de agrupamento *two-way* (Figura 10) apresenta as correlações entre as variáveis ambientais e os meses amostrais. Os meses se dividiram em dois agrupamentos principais levando em consideração o índice de similaridade de 25%. O primeiro deles, correspondente ao período de maio de 2011 a janeiro de 2012, caracterizado por volumes acima de 50% da capacidade total do reservatório, maior transparência (z_{cu}) sendo então denominado *Período de Volumes Altos*. O segundo agrupamento é composto exclusivamente por meses em que o volume armazenado foi inferior a 50% da capacidade total (fevereiro de 2012 a abril de 2013) associados com maiores valores de pH, condutividade e clorofila-a (condições hiper-eutróficas). Esse último agrupamento foi denominado de *Período de Volumes Baixos* (Figura 10).

Por fim, levando em conta as condições climáticas e limnológicas, o estudo pôde ser dividido em dois períodos principais:

Período de volumes altos: Compreende os meses de maio de 2011 a janeiro de 2012, quando os volumes estiveram acima de 50% da capacidade total do reservatório, além das condições climáticas variando de moderadamente úmidas a normais. A maior disponibilidade de luz na coluna d'água e condições meso-eutróficas foram marcantes durante o período.

Período de volumes baixos: Compreende os meses de fevereiro de 2012 a abril de 2013, caracterizado por condições de seca moderada a seca extrema, com volumes abaixo de 50% da capacidade total, baixa luminosidade na coluna d'água e condições eutróficas a hiper-eutróficas.

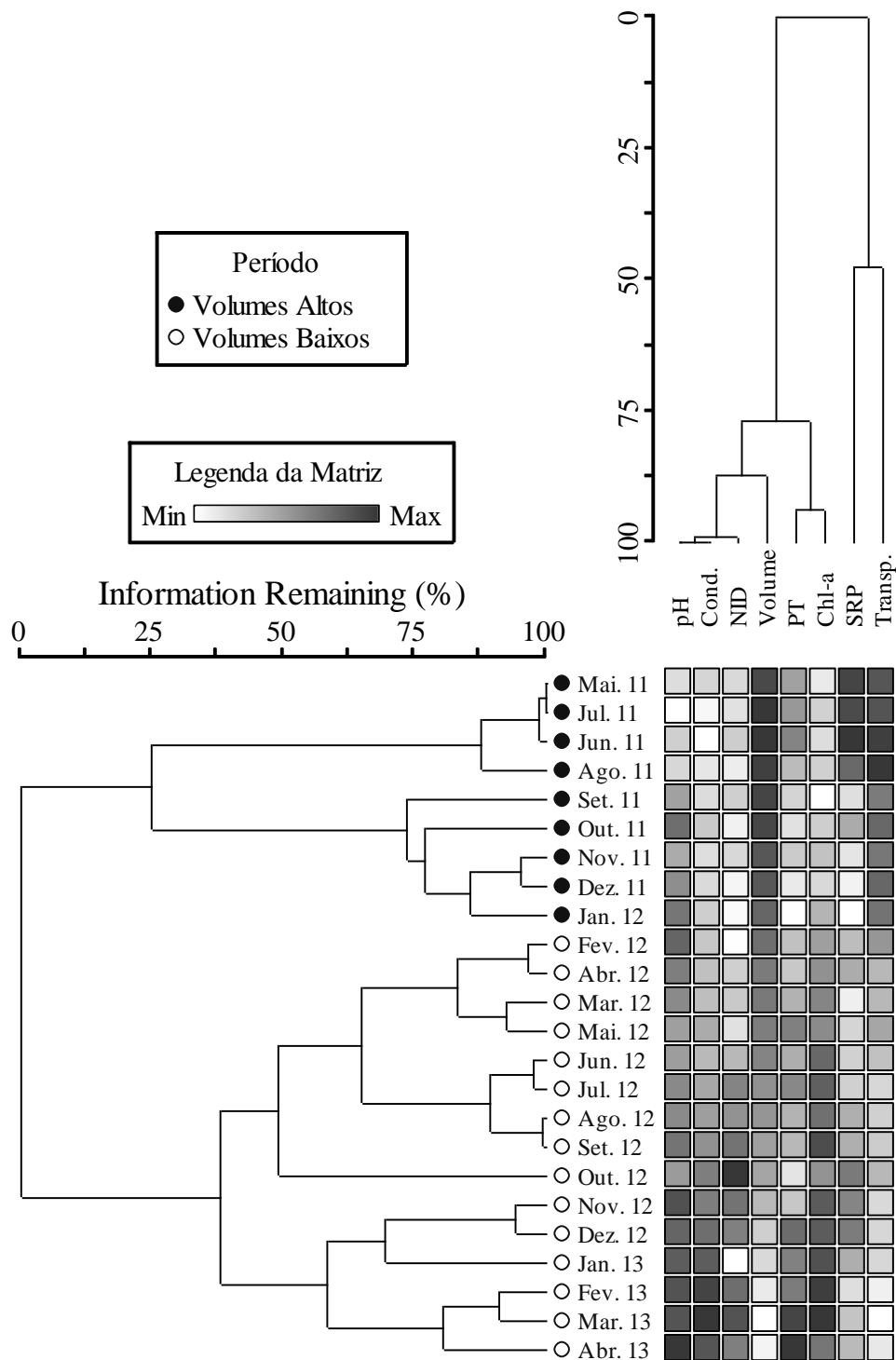


Figura 10 – Diagrama da análise de agrupamento *two-way* das variáveis físico-químicas e amostras mensais. Quadrados escuros representam os valores máximos, enquanto os claros representam os valores mínimos para cada um dos parâmetros (colunas) durante os meses de estudo (linhas). *Chl-a* = Clorofila-a; *Cond.* = Condutividade; *SRP* = fósforo reativo solúvel; *TP* = fósforo total, *NID* = nitrogênio inorgânico dissolvido; *pH* = potencial hidrogeniônico; *Transp.* = Transparência e *Vol.* = volume.

Comunidade Fitoplanctônica

A variação da biomassa fitoplanctônica total resultou em um padrão crescente de biomassa que atingiu valores máximos durante o período de volumes baixos (Figura 10 e Anexo I). Quanto à diversidade medida pelo índice de Shannon-Wiener (H'), esta apresentou maiores valores durante o período de volumes altos, enquanto que no período de baixos volumes a comunidade fitoplanctônica foi em geral, menos diversa (Figura 11).

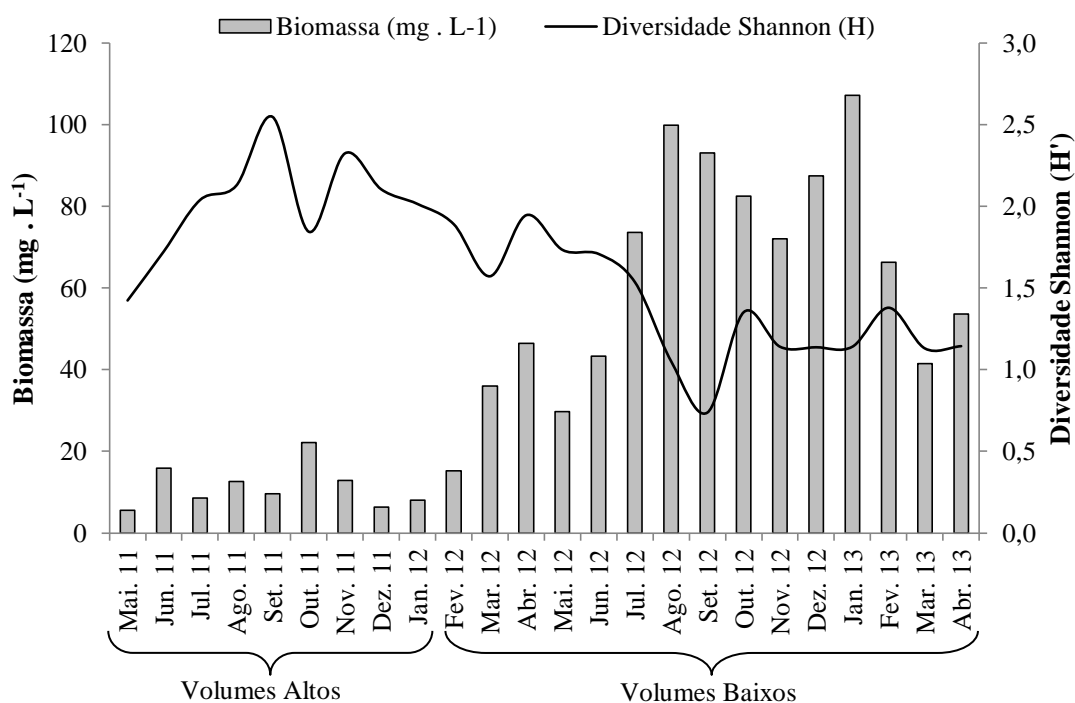


Figura 11 – Variação da biomassa fitoplanctônica e do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') no reservatório Dourado ao longo do período de estudo.

Foi encontrado um total de 27 espécies descritoras distribuídas em 10 grupos funcionais *sensu* Reynolds (**S_N**, **M**, **H₁**, **S₁**, **X₁**, **K**, **L₀**, **J**, **F** e **P**) e em 6 grupos morfo-funcionais *sensu* Kruk (**I**, **III**, **IV**, **VI**, **VII** e **VIII**).

Os grupos **F** (*Nephrocytium* sp. e *Eutetramorus fotti*) e **J** (*Coelastrum* sp. e *Scenedesmus* sp.), representados por algas verdes com afinidade por luz e nutrientes, respectivamente, apresentaram parcelas de contribuição significativa na biomassa durante o período de volumes altos, juntamente com o grupo **P** composto por diatomáceas e algas verdes com importância em ambientes eutróficos (*Aulacoseira granulata* e *Closterium acutum*) (Figura 12). Somado a esses grupos estão: **K** cianobactérias coloniais ou unicelulares (*Cyanodictyon imperfectum* e *Synechocystis*

sp.) e **L_o**, que compreende organismos pequenos tolerantes a deficiência de nutrientes (*Synechocystis aquatilis* e *Merismopedia tenuissima*).

Os grupos funcionais **S_N** e **M** foram os que mais contribuíram com a biomassa no período de volumes baixos e foram representados, respectivamente, pela cianobactéria filamentosa *Cylindrospermopsis raciborskii* e por cianobactérias coloniais possuidoras de mucilagem e/ou aerotopos (*Mycrocystis* sp. e *Sphaerocavum brasiliense*), sendo *C. raciborskii* a espécie que apresentou maior biomassa e ocorrência. Os grupos: **H₁** composto por cianobactérias fixadoras de nitrogênio (*Aphanizomenon gracile* e *Dolichospermum circinalis*), **S₁** representado por cianobactérias filamentosas (*Planktolyngbya limnetica*) e **X₁** por algas verdes unicelulares de ambientes eutróficos (*Monoraphidium* sp. e *Chlorella* sp.) também contribuíram significativamente para a biomassa durante o período de volumes baixos (Figuras 12).

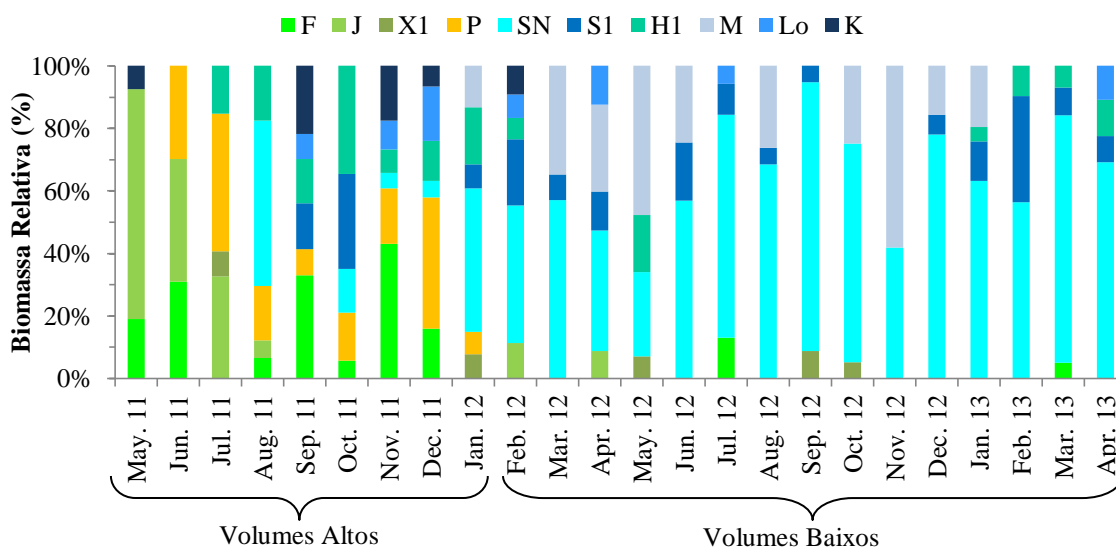


Figura 12: Variação mensal da biomassa relativa de grupos funcionais de Reynolds (RFG) ao longo do estudo.

Utilizando a abordagem morfo-funcional - MBFG, os organismos unicelulares pequenos com alta razão superfície/volume (*Synechocystis* sp.) pertencentes ao grupo **IV**, juntamente com o grupo **VI**, caracterizado por organismos não-flagelados de exoesqueleto silicoso (*Aulacoseira granulata* e *Cyclotella* sp.), apresentaram maior biomassa durante o período de volumes altos (Figura 12).

Os MBFG que mais contribuíram para a biomassa total no período de volumes baixos foram os grupos **VII** e **VIII** o primeiro composto por colônias mucilaginosas grandes (*Mycrocystis* sp. e *Sphaerocavum brasiliense*), enquanto que o segundo

compreende filamentos longos capazes de fixar nitrogênio por meio de heterófitos (*Cylindrospermopsis raciborskii*, *Dolichospermum* sp.).

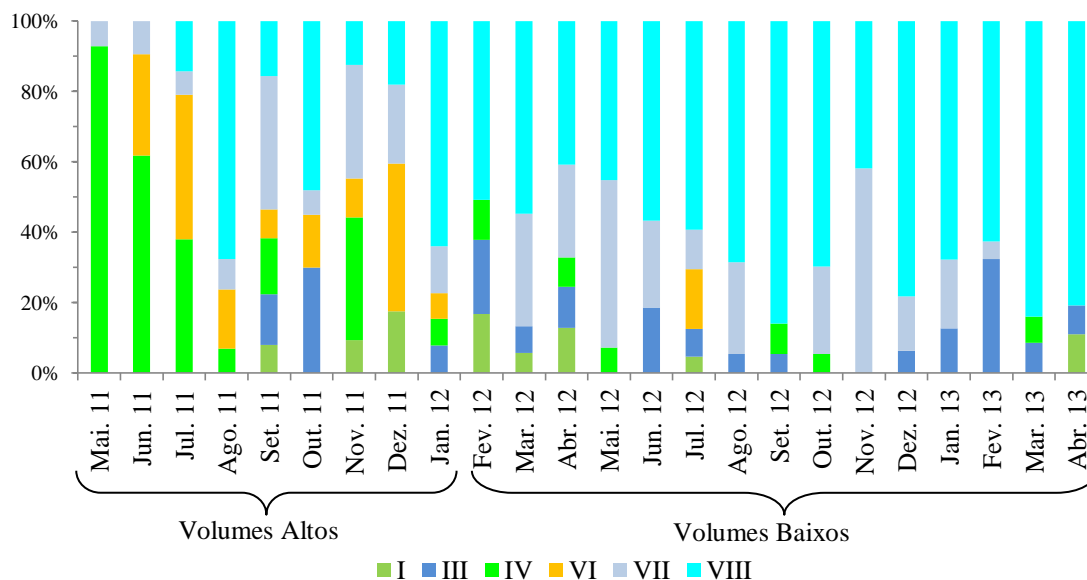


Figura 12: Variação mensal da biomassa relativa de MBFG ao longo do período de estudo.

Na análise de redundância dos grupos funcionais *sensu* Reynolds, os eixos 1 (29.9%) e eixo 2 (12.9%) contribuíram com 42,8% da variância. O teste de Monte Carlo indicou que as variáveis limnológicas estiveram significativamente correlacionadas com o eixo 1 ($P = 0.001$). As variáveis: volume armazenado (0.95) e z_{cu} (0.94), foram as principais correlacionadas ao eixo 1. No eixo 2 a variável que apresentou maior correlação foi o PT (0.58). É possível observar uma segregação temporal clara ao longo do eixo 1 entre as amostras dos meses de altos volumes e baixos volumes (Figura 15).

Os grupos **F**, **P** e **J** tiveram seu desenvolvimento correlacionado com as variáveis mais representativas do período de volumes altos (maiores transparências e maiores concentrações de SRP). Por outro lado, os grupos funcionais **K**, **S_N**, **S₁**, **X₁** e **M** estiveram associados a maiores valores de DIN, pH, condutividade e sólidos voláteis em suspensão (VSS) durante o período de volumes baixos. Os grupos **L₀** e **H₁** não apresentaram associações consideráveis com as variáveis ambientais.

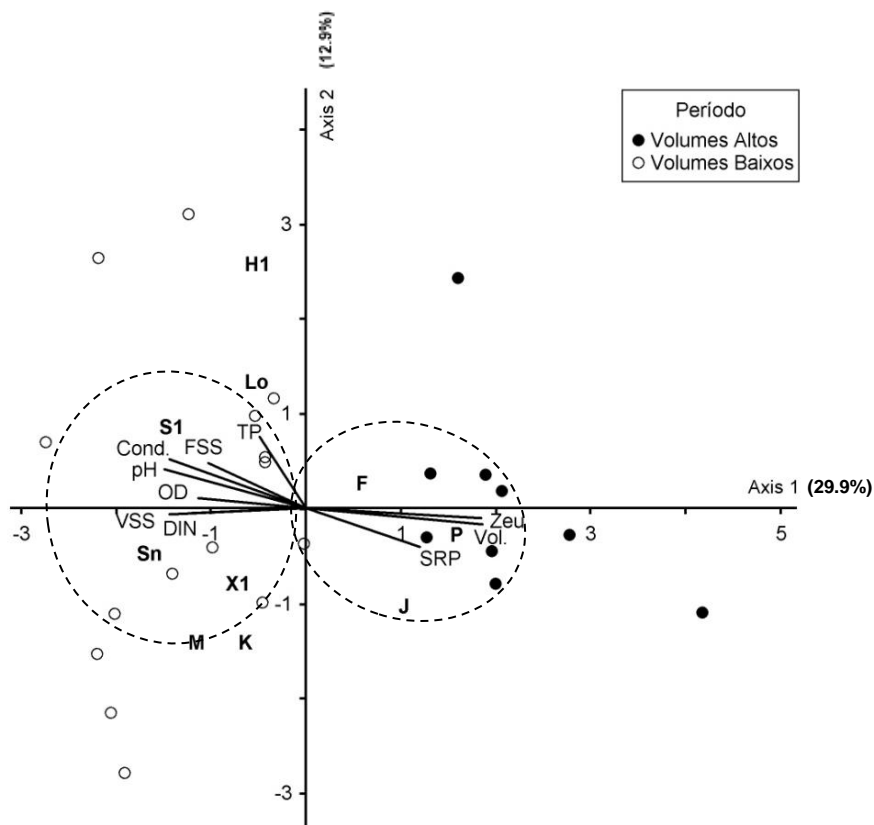


Figura 15 – Diagrama da Análise de redundância (RDA) do reservatório Dourado, segundo a abordagem de grupos funcionais de Reynolds (F, J, P, K, M, S_N, S_I, X₁, H₁, L₀), incluindo as variáveis limnológicas (linhas sólidas) e as unidades amostrais (pontos). *Cond.* = condutividade; *SRP* = fósforo reativo solúvel; *TP* = fósforo total; *DIN* = nitrogênio inorgânico dissolvido; *OD* = oxigênio dissolvido; *pH* = potencial hidrogeniônico; *FSS* = sólidos fixos em suspensão; *VSS* = sólidos voláteis em suspensão; *Temp.* = temperatura, *z_{eu}* = transparência e *Vol.* = volume.

Para a abordagem morfológica de grupos funcionais (*Morphology based functional groups – MBFG*), os eixos 1 (36.0%) e 2 (11.7%) da RDA foram responsáveis por 47,6% da variância. A correlação entre as variáveis limnológicas que representam o eixo 1 foi significativa de acordo com o teste de Monte Carlo ($P = 0.001$). O primeiro eixo esteve correlacionado com o volume armazenado (0.95) e a transparência (0.95). As variáveis ambientais apresentaram baixas correlações com o eixo 2.

Assim como a RDA envolvendo os RFG, houve uma forte correlação entre os grupos **VII** e **VIII** e as variáveis associadas ao eixo 1, resultando em uma tendência temporal de separação dos períodos de volumes altos e volumes baixos. O grupo morfofuncional que esteve associado ao período de volumes altos foram os grupos **IV** e **VI**, enquanto que o restante dos grupos: **I**, **III**, **VII** e **VIII** estavam relacionados com condições mais turvas e eutróficas durante o período de volumes baixos (Figura 16).

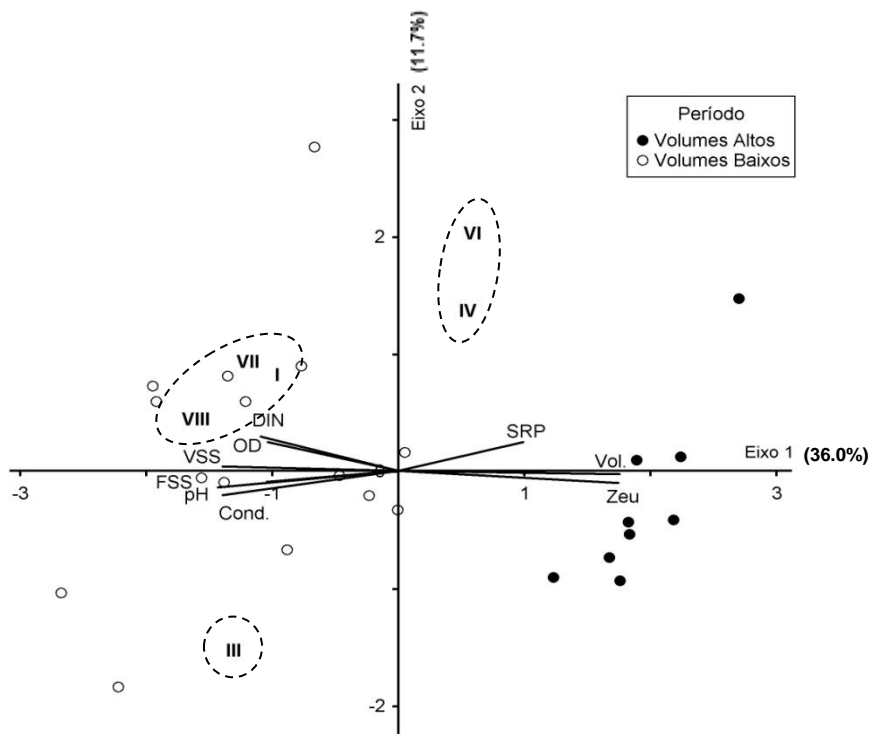


Figura 16 – Diagrama da análise de redundância (RDA) do reservatório Dourado, segundo a abordagem de grupos morfo-funcionais de Kruk (I, III, IV, VI, VII) incluindo as variáveis limnológicas (linhas sólidas) e as unidades amostrais (pontos). *Cond.* = condutividade; *SRP* = fósforo reativo solúvel; (*DIN*), *OD* = oxigênio dissolvido; *pH* = potencial hidrogeniônico; *FSS* = sólidos fixos em suspensão; *VSS* = sólidos voláteis em suspensão; *z_{eu}* = transparência e *Vol.* = volume.

DISCUSSÃO

Os resultados demonstraram que o regime hidrológico, marcado pela seca extrema e pela redução do volume, influenciou na diminuição da disponibilidade de luz na coluna d'água e no aumento das concentrações de fósforo total e nitrogênio. Tais alterações físico-químicas, por sua vez, foram suficientes para promover mudanças na biomassa e composição fitoplânctônica, inicialmente composta por organismos de ambientes meso-eutróficos iluminados, que foram substituídos por organismos tolerantes à alta turbidez e a condições eutróficas. Portanto, a redução do nível da água causada pela seca foi capaz de influenciar a dinâmica dos grupos funcionais fitoplanctônicos do reservatório.

A ocorrência de dois eventos extremos e contrastantes foi preponderante para explicar a influência do regime hidrológico sobre as variáveis ambientais. O primeiro desses eventos foi a alta precipitação com valores acima da média histórica que associou o período de volumes altos às condições mais profundas, transparentes e meso-

eutróficas com menor biomassa fitoplanctônica. Em seguida, a intensificação da seca foi o fenômeno que esteve associado aos menores volumes armazenados, a elevada turbidez, ao estado eutrófico e à elevada biomassa algal do período de volumes baixos. Ainda que estudos relatem a dificuldade de determinar ao certo quando eventos de seca se iniciam (Mishra & Singh, 2010), é certo que seu estabelecimento pôde ser evidenciado a partir de maio de 2012, tornando-se o evento hidrológico marcante no período de estudo.

A seca foi o resultado da irregularidade das precipitações e a redução da estação chuvosa ocasionadas pela intensificação do fenômeno *El Niño* (*El Niño Southern Oscillation – ENSO*), o qual possui influência conhecida nos climas tropicais e subtropicais (Liu *et al.*, 1998). Alguns estudos também reforçam a influência da ENSO na redução das precipitações e, conseqüentemente, do volume de reservatórios do semiárido brasileiro, bem como sua contribuição no aumento da turbidez e da produtividade desses sistemas (Bouvy *et al.*, 1999; Bouvy *et al.*, 2003). Além da influência do *El Niño*, o cenário de mudanças climáticas globais prevê para o semiárido brasileiro uma redução nas precipitações e um aumento da temperatura, tornando os eventos de seca mais severos, e resultando em maior escassez d'água e intensificação da eutrofização nessa região (Roland *et al.*, 2012). As altas taxas de evaporação da região também influenciam significativamente a redução do volume de água e a favorecem concentração de solutos e nutrientes nos reservatórios (Barbosa *et al.*, 2012).

A redução da disponibilidade de luz, em conjunto com o aumento das concentrações de fósforo total e nitrogênio inorgânico dissolvido, juntamente à redução da concentração de SRP (indicação de incorporação de fósforo na biomassa), foram os principais fatores que explicaram o aumento da biomassa fitoplânctônica durante a transição do período de volumes altos para o de volumes baixos. Sabe-se que a limitação por luz exerce efeitos significativos sobre o fitoplâncton, modificando sua biomassa, composição (Reynolds, 2006) e diminuindo sua diversidade por meio da seleção de um número menor de espécies tolerantes à alta turbidez (Reynolds, 1998).

No reservatório Dourado, a mudança de um estado meso-eutrófico para um eutrófico favoreceu o aumento da biomassa do fitoplâncton, resultando em elevada turbidez orgânica (limitação por luz). Uma vez estabelecidas condições eutróficas túrbidas, as cianobactérias, um grupo mais restrito de organismos tolerantes à baixa disponibilidade de luz, com crescimento lento e de maior biomassa (Smith, 1996),

tiveram seu desenvolvimento favorecido, explicando assim, a redução da diversidade no período de volumes baixos.

Barbosa *et al.* (2012) relatam que os reservatórios dessa região são geralmente turbidos e apresentam propensão à eutrofização. Outros estudos no semiárido brasileiro descrevem o mesmo padrão de aumento da biomassa e o predomínio de cianobactérias associados às condições mais rasas, eutróficas e turbidas dos reservatórios (Huszar *et al.*, 2000; Bouvy *et al.*, 2000; Costa *et al.*, 2009; Dantas *et al.*, 2011, Soares *et al.*, 2013), demonstrando que luz e nutrientes são fatores cruciais para a produtividade e a dinâmica do fitoplâncton nesses ambientes. Há ainda trabalhos de outras regiões semiáridas que reforçam a importância da redução do volume associada à disponibilidade de luz sobre a biomassa algal em reservatórios do semiárido mediterrâneo (Barone & Nasseli-Flores, 1994; Geraldles & Boavida, 2005) e africano (Arfi *et al.*, 2003).

A mistura da coluna d'água durante todo o estudo foi um fator que contribuiu para a manutenção do estado de turbidez do reservatório. Fatores como o pequeno porte do reservatório e a redução gradual do volume favoreceram a ação dos ventos, desfavorecendo a estratificação da coluna d'água, atuando também como possíveis fatores estabilizadores do estado turbido (Torremorell *et al.*, 2007).

Os resultados demonstram que os grupos funcionais em ambas abordagens utilizadas são bons preditores das variáveis ambientais. As duas análises multivariadas apresentam uma separação entre os meses de volumes altos daqueles de volumes baixos, correspondente às mudanças de luminosidade e estado trófico que foram influenciadas pela seca.

A RDA realizada com os RFG mostrou uma distinção clara entre as amostragens de períodos de volumes altos e de volumes baixos principalmente em relação à disponibilidade de luz e nutrientes nos dois períodos. Os grupos funcionais relacionados com a maior oferta de luz e aos maiores volumes foram **F**, **J** e **P**. O grupo **F** é composto por algas verdes coloniais de ambientes claros, tolerantes à deficiência de nutrientes e sensíveis à alta turbidez; o grupo **J** também inclui algas verdes e está comumente associado a ambientes rasos, enriquecidos e misturados; enquanto que o grupo **P** compreende diatomáceas e algumas clorófitas de águas eutróficas misturadas e tolerantes à média luminosidade (Reynolds, 2002; Padisák *et al.*, 2009). Os grupos que apresentaram maiores correlações com a disponibilidade de nutrientes constatada no período de volumes baixos foram: **S_N**, **S₁**, **X₁** e **M** (associados ao NID) Dentre esses

grupos, apenas três foram os que contribuíram com as maiores parcelas da biomassa: sendo **S_N** o mais representativo composto pela espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, típica de ambientes quentes e misturados com tolerância à deficiência de luz; o grupo **S₁** representado por cianobactérias filamentosas de habitats túrbidos e misturados tolerantes à condição de alta deficiência de luz; o grupo **M** de cianobactérias coloniais com aerótopos é característico de ambientes de baixas latitudes, rasos, eutróficos a hipereutróficos (Reynolds, 2002; Padisák *et al.*, 2009).

De maneira geral, a abordagem funcional proposta por Reynolds forneceu uma caracterização adequada dos períodos de volumes altos e volumes baixos, de tal modo que as mudanças de volume, iluminação e nutrientes puderam ser refletidas na mudança de grupos funcionais. Essa abordagem foi capaz de evidenciar a contribuição das algas verdes dos grupos **F** e **J** no período de volumes altos e sua sensibilidade ao aumento da turbidez, seguido pela substituição por grupos de cianobactérias tolerantes a essas condições como **S_N** e **S₁**. Sua utilização, entretanto, exige um conhecimento mais aprofundado sobre taxonomia e aspectos funcionais do fitoplâncton, um aspecto negativo da abordagem bastante citado na literatura (Izaguirre *et al.*, 2012; Hu *et al.*, 2013).

Assim como na abordagem de RFG, abordagem morfo-funcional *sensu* Kruk também demonstrou a importância da luminosidade na separação entre os dois períodos hidrológicos. O período de volumes altos apresentou dois MBFGs representativos, embora não diretamente correlacionados com as variáveis ambientais: o grupo **VI**, composto por organismos não-flagelados de exoesqueleto silicoso (diatomáceas) e o grupo **IV** que compreende organismos de tamanho médio desprovidos de especializações. Os grupos que estiveram correlacionados com as condições eutróficas e de menor disponibilidade de luz do período de volumes baixos foram: **I** (organismos pequenos com alta razão superfície-volume), **III** (filamentos longos com aerótopos), **VII** (colônias mucilaginosas grandes) e **VIII** (organismos fixadores de nitrogênio).

O grupo **IV** geralmente apresenta uma relação positiva com a disponibilidade de luz (Kruk & Segura, 2012), o que pode ser observado já que este grupo foi plotado do lado positivo do eixo 1 junto com maiores valores de transparência.

Quanto ao grupo **III**, é importante destacar que inicialmente, esse grupo compreendia organismos filamentosos, tanto fixadores de nitrogênio quanto os não-fixadores, bem-sucedidos em ambientes eutróficos e de pouca luz (Kruk, 2010; Kruk & Segura, 2012). Entretanto, Reynolds *et al.* (2014) propuseram a criação do grupo **VIII**

contendo apenas organismos exclusivamente fixadores de nitrogênio, que estavam inseridos no grupo **III**, devido à importância eco fisiológica desse atributo, em especial em ambientes temperados. Levando isso em consideração, e ainda pelo fato dos dois grupos estarem plotados separadamente uns dos outros, presume-se que os filamentos fixadores e não fixadores de nitrogênio apresentam respostas diferentes às condições ambientais do reservatório. Aparentemente, não apenas disponibilidade de luz atuou como fator limitante, mas também a disponibilidade de nutrientes dissolvidos, do contrário, esperar-se-ia que o grupo **III** apresentasse comportamento similar ao grupo **VIII**. Os motivos que explicam o sucesso do grupo **VIII** serão expostos posteriormente.

O fato de ser baseada puramente nos traços morfológicos dos organismos faz com que a abordagem morfo-funcional ofereça uma grande vantagem operacional quando comparada à abordagem de grupos funcionais *sensu* Reynolds, pelo fato de não serem necessários conhecimento sobre taxonomia nem autoecologia do fitoplâncton (Kruk, 2010; Izaguirre *et al.*, 2012; Hu *et al.* 2013).

Comparativamente, as associações dos grupos **P**, **J** e **F** da abordagem de RFG e dos grupos morfo-funcionais **IV** e **VI** foram capazes de demonstrar a importância da maior disponibilidade de luz sobre abundância das algas verdes, além de diatomáceas, como *Aulacoseira granulata*. As duas abordagens também detectaram a sensibilidade da comunidade à limitação por luz, uma vez que grupos característicos de ambientes eutróficos e tolerantes à turbidez apresentaram maior biomassa e foram associados ao período de volumes baixos.

Atenção especial deve ser dada aos grupos **S_N** e **VIII**, pois foram os detentores das maiores parcelas de biomassa registradas durante o estudo, sendo *Cylindrospermopsis raciborskii* a espécie de maior abundância e que mais contribuiu nessa parcela. A alta plasticidade fenotípica da espécie fez com que se adaptasse a diversos ambientes ao redor do mundo (Bonilla *et al.*, 2012; Sukenik *et al.*, 2012), porém são em ambientes tropicais e subtropicais onde a ocorrência de florações é maior devido às condições mais quentes e misturadas (Komárek *et al.* 2003). O sucesso de *C. raciborskii* no reservatório Dourado pode ser explicado pela maior eficiência de seu foto-sistema na absorção de luz em condições túrbidas o que favoreceu seu crescimento (Briand *et al.*, 2004; Buford & Davis, 2011). Essa espécie é ainda excelente competidora quanto a disponibilidade de fósforo na coluna d'água (SRP), devido a sua alta afinidade de assimilação e estocagem desse nutriente (Istvánovics *et al.*, 2000). Além disso, a espécie é potencialmente produtora de Cylindrospermopsina e Saxitoxina

(Hoff-Rissetti *et al.*, 2013), toxinas que põem em risco a qualidade da água consumida (Carmichael, 2001), e casos de florações tóxicas já foram relatados na região semi-árida brasileira (Bouvy *et al.*, 1999; Panosso *et al.*, 2007).

Esse estudo também corrobora as previsões sobre o cenário de mudanças climáticas, o qual prevê a dominância de cianobactérias em especial em lagos rasos, tendo em vista que os eventos de seca se tornem mais frequentes ou intensos no futuro (IPCC, 2007; Marengo *et al.*, 2010; Moss *et al.*, 2011).

Apesar da abordagem Morfo-funcional ter explicado uma porcentagem um pouco maior da variância em comparação com a abordagem de RFG, como demonstram alguns trabalhos (Kruk *et al.*, 2011; Gallego *et al.*, 2012; Izaguirre *et al.*, 2012; Hu *et al.*, 2013), a diferença não foi considerada como discrepante (apenas 4,8% de diferença), logo pode-se afirmar que ambas são equivalentes no caso do reservatório Dourado. Assim, a sensibilidade das duas abordagens funcionais foi capaz de distinguir de maneira adequada as comunidades fitoplânctônicas dos dois períodos hidrológicos estudados.

CONCLUSÕES

- A seca prolongada favoreceu o processo de eutrofização no reservatório, alterando a disponibilidade de recursos para a comunidade fitoplanctônica.

- A limitação por luz e a menor disponibilidade de SRP promoveram mudanças significativas na comunidade fitoplânctônica, inicialmente caracterizada por organismos de ambientes meso-eutróficos iluminados, que foram substituídos por espécies tolerantes à alta turbidez e favorecidas pela redução de fósforo solúvel.

- As duas abordagens ecológicas funcionais foram capazes de refletir adequadamente as condições ambientais, sendo os grupos funcionais **S_N** e **M**, e os grupos morfo-funcionais **VIII** e **VII** os que tiveram seu desenvolvimento favorecido durante o período de volumes baixos.

- Comparativamente, as duas abordagens ecológicas apresentaram sensibilidade para diferenciar a composição fitoplanctônica dos dois períodos hidrológicos, e podem ser consideradas como equivalentes nesse estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA (American Public Health Association). 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18th ed. 1325 pp.
- Arfi, R. 2003. The effects of climate and hydrology on the trophic status of Sélingué reservoir, Mali, West Africa. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*. 8: 247-257.
- Barbosa, J. E., Medeiros, E. S. F., Brasil, J., Cordeiro, R. S., Crispim, M. C. B., & Silva, G. H. G. 2012. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24(1), 103-118.
- Barbosa, L. G., Barbosa, P. M. M. & Barbosa, F. A. R., 2011. Vertical distribution of phytoplankton functional groups in a tropical shallow lake: driving forces on a dial scale. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 23: 63-73.
- Barone, R. & Naselli-Flores, L. 1994. Phytoplankton dynamics in a shallow, hypereutrophic reservoir (Lake Arancio, Sicily). *Hydrobiologia*. 289: 199 – 214.
- Becker, V., Huszar, V.L.M., Crossetti, L.O. 2009. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. *Hydrobiologia*. 628: 137 - 151.
- Bonilla, S., Aubriot, L., Soares, M. C., González-Piana, M., Fabre, A., Huszar, V. L. M., Lürling, M., Antoniadou, D., Padisák, J. & Kruk, C. 2012. What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *FEMS Microbiology Ecology*. 79 (3): 594 – 607.
- Borges, P. A. F., Train, S. & Rodrigues, L. C. 2008. Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia*. 607: 63 – 74.
- Bouvy, M., Molica, R., Oliveira, S., Marinho M. & Beker, B. 1999. Dynamics of a toxic cyanobacterial Bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoirs in the semi-arid region of northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology*. 20: 285-297.
- Bouvy, M., Falcão, D., Marinho, M., Pagano, M. & Moura, A. 2000. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology*. 23: 13 – 27.
- Bouvy, M., Nascimento, S. M., Molica, R. J. R., Ferreira, A., Huszar, V. & Azevedo, S. M. F. O. 2003. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. *Hydrobiologia*. 493: 115 – 130.

Brasil. Instituto Nacional de Meteorologia – INMET. 2014. *Índice de Precipitação Padronizada (SPI)*. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/indicePrecipitacaoPadronizada>>. Acesso em 11 de novembro de 2014.

Braun-Blanquet, J. 1964. *Pflanzensociologie*. Springer, Wein.

Briand J F, Leboulanger C, Humbert J F, Bernard C, Dufour P. 2004. *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming. *Journal of Phycology*. 40: 231-238.

Bucak T., Saraoglu E., Levi E.E., Nihan Tavsanoğlu Ü., Idil Çakiroğlu A., Jeppesen E. & Beklioglu M. 2012. The influence of water level on macrophyte growth and trophic interactions in eutrophic Mediterranean shallow lakes: a mesocosm experiment with and without fish. *Freshwater Biology*, 57, 1631-1642.

Buford, M. A. & Davis, T.W. 2011. Physical and chemical processes promoting dominance of the toxic cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Chinese Journal of Oceanography and Limnology*. 29 (4): 883 – 891.

Carmichael, W. W. 2001. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: “The Cyano HABs”. *Human and Ecological Risk Assessment*. 7 (5): 1393-1407.

Cole, G. A. 1994. *Textbook of Limnology*. Illinois, Waveland Press Inc, 412 p.

Coops, H., M. Beklioglu & T. L. Crisman. 2003. The role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems – workshop conclusions. *Hydrobiologia*. 506 – 509: 23 – 27.

Costa, I. A. S., Cunha, S. R. S., Panosso, R., Araújo, M. F. F., Melo, J. L. S., Eskinazi-Sant’Anna, E. M. 2009. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis*. 13 (2): 382 – 401.

Crossetti, L. O. & Bicudo, C. E. M. 2008. Adaptations in phytoplankton life strategies to imposed change in shallow urban tropical eutrophic reservoir, Garça Reservoir, over 8 years. *Hydrobiologia*. 614: 91 – 105.

Dantas, Ê. W., Moura, A. N. & Bittencourt-Oliveira, M. C. 2011. Cyanobacterial blooms in stratified and destratified eutrophic reservoirs in semi-arid region of Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 83 (4): 1327 – 1338.

De Domitrovic, Y. Z., 2003. Effect of fluctuations in water level on phytoplankton development in three lakes of the Parana river floodplain (Argentina). *Hydrobiologia* 510: 175–193.

Gallego, I., Davidson, T. A., Jeppesen, E., Pérez-Martínez, C., Sánchez-Castillo, P., Juan, M., Fuentes-Rodríguez, F., León, D., Peñalver, P., Toja, J. & Casas, J. J. 2012. Taxonomic or ecological approaches?

Searching for phytoplankton surrogates in the determination of richness and assemblage composition in ponds. *Ecological Indicators*. 18: 575 – 585.

Gamelgo, M. C. P., Mucci, J. L. N. & Navas-Pereira, D. 2009. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). *Brazilian Journal of Biology*. 69 (4): 1001 – 1013.

Geraldes, A. M. & Boavida, M. J. 2005. Seasonal water level fluctuations: Implications for reservoir limnology and management. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 10: 59 – 69.

Guttman, N. B. 1999. Accepting the standardized precipitation index: a calculation algorithm. *Journal of the American Water Resources Association*. 35 (2): 311-322.

Haynes, M. J., Svoboda, M. D., Wilhite, D. A. & Vanyarkho, O. 1999. Monitoring the 1996 drought using the standardized precipitation index. *Bulletin of the American Meteorological Society*. 80 (3): 429 – 438.

Harris, G.P. & Baxter, G. 1996. Interannual variability in phytoplankton biomass and species composition in a subtropical reservoir. *Freshwater Biology*, 35: 545-560.

Hart, R. C. 2004. Cladoceran periodicity patterns in relation to selected environmental factors in two cascading warm-water reservoirs over a decade. *Hydrobiologia*. 526: 99-117.

Hillebrand, H., Dürselen, C. D., Kirschtel, D. B., Pollinger, U. & Zohary, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*. 35: 403 – 424.

Hoff-Rissetti, C., Dörr, F. A., Schaker, P. D. C, Pinto, E., Werner, V. R. & Fiore, M. F. 2013. Cylindrospermopsin and Saxitoxin Synthetase Genes in *Cylindrospermopsis raciborskii* Strains from Brazilian Freshwater. *PLOS One*. 8 (8): 1 -14.

Hu, R., Han, B. & Naselli-Flores, L. 2013. Comparing biological classifications of freshwater phytoplankton: a case study from South China. *Hydrobiologia*. 701: 219-233.

Huszar, V. L. M., Silva, L. H. S., Marinho, M., Domingos, P. & Anna, C. L. S. 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*. 424: 67- 77.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of working group II to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Parry, M.L., Canziani, O.F., Paulitkof, J.P., van der Linden, P.J., Hanson, C.E. (eds.). Cambridge University Press, Cambirdge, 976 pp.

Istvánovics, V., Shafik, H. M., Présing, M. & Juhos, S. 2000. Growth and phosphate uptake kinetics of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) in throughflow cultures. *Freshwater Biology*. 43: 257-275.

Izaguirre, I., Allende, L., Escaray, R., Bustingorry, J., Pérez, G. & Tell, G. 2012. Comparison of morpho-functional phytoplankton classifications in human-impacted shallow lakes with different stable states. *Hydrobiologia*. 698: 203 – 216.

Jensen, P., Jeppesen, E., Olrik, K. & Kristensen, P. 1994. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 97-109.

Jeppesen, E., Brucet, S., Naselli-Flores, L., Papastergiadou, E., Stefanidis, K., Nöges, P., Attayde, J. L., Zohary, T., Cooppens, J., Bucak, T., Menezes, R. F., Freitas, F. R. S., Kerman, M., Søndergaard, M. & Beklioglu, M. 2015. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia*. Published online: DOI:10.1007/s10750-014-2169-x.

Jespersen, A.M. & Christoffersen, K. 1988. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Hydrobiologia*. 109: 445-454.

Kangur, K., Möls, T., Milius, A. & Laugaste, R. 2003. Phytoplankton response to changed nutrient level in Lake Peipsi in 1992-2001. *Hydrobiologia*. 506-509: 265-272.

Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B. & Rubel, F. 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15 (3): 259-263.

Köppen, W. 1900. Versuch einer Klassifikation der Klimate, vorzugsweise nach ihren Beziehungen zur Pflanzenwelt. – *Geographic Zeitschrift*, 6: 593–611, 657–679.

Kruk, C., Mazzeo, N., Lacerot, G., & Reynolds, C. S. 2002. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *Journal of Plankton Research*. 24 (9): 901 – 912.

Kruk, C., V. L. M. Huszar, E. T. H. M. Peeters, S. Bonilla, L. Costa, M. Lürling, C. S. Reynolds & M. Scheffer, 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology* 55: 614–627.

Kruk, C., Peeters, E. T. H. M., Van Nes, E. H., Huszar, V. L. M., Costa, L. S., Scheffer, M. 2011. Phytoplankton community composition can be predicted best in terms of morphological groups. *Limnology & Oceanography*. 56 (1): 110–118.

Kruk, C. & Segura, A. M. 2012. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia*. DOI: 10.1007/s10750-012-1072-6.

Leira, M. & Cantonati, M. 2008. Effects of water-level fluctuations on lakes: an annotated bibliography. *Hydrobiologia*. 613: 171-184.

- Litchman, E. & Klausmeier, C. A. 2008. Trait-Based Community Ecology of Phytoplankton. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 39: 615–639.
- Liu, W. T., Tang, W. & Hu, H. 1998. Spaceborne sensors observe El Niño's effects on ocean and atmosphere in north Pacific. *EOS*. 79: 249-252.
- Lund, J. W.G., Kipling, C., Lecren, E. D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia*. 11: 143-170.
- Marengo, J. A., Ambrizzi, T., Rocha, R. P., Alves, L. M. Cuandra, S. V., Valverde, M. C. Torres, R. R.; Santos, D. C. & Ferraz S.E.T. 2010. Future change of climate in South America in the late twenty-first century: intercomparison of scenarios from three regional climate models. *Clim Dyn*. 35:1089-1113.
- McCune, B. & Mefford, M. J. 2011. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4. MjM Software Design, Glenden Beach, OR, USA.
- McKee, T. B., Doesken N. J.; & Kleist, J. 1995. Drought monitoring with multiple time scales. *Proceedings of the Ninth Conference on Applied Climatology*; pp. 233–236. American Meteorological Society, Boston.
- Mishra, K. A. & Singh, V. P. 2010. A review of drought concepts. *Journal of Hidrology*. 391: 202 – 216.
- Moura, A. N., Bittencourt-Oliveira, M. C., Dantas, E. W. & Neto, J. D. T. A. 2007. Phytoplankton associations: a tool to understanding dominance events in a tropical Brazilian reservoir. *Acta Botanica Brasilica*. 21 (3): 641 – 648.
- Moss, B., Kosten, S., Meerhoff, M., Battarbee, R. M., Jeppesen, E.; Mazzeo, N., Havens, K. Lacerot, G., Liu, Z., De Meester, L., Paerl, H. & Scheffer, M. 2001. Allied attack: climate change and eutrophication Inland Waters. *Inland Waters*. 1: 101-105.
- Müller, R. & Wiedemann, F. 1955. Die Bestimmung des Nitrats in Wasser. *Jahrb. Wasserchem. Wasserreinigungstechnik*. Verlag Chemie 12: 247-271.
- Murphy, J., and J.P. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*. 27: 31-36.
- Naselli-Flores, L. 2000. Phytoplankton assemblages in twenty-one Sicilian reservoirs: relationships between species composition and environmental factors. *Hydrobiologia*. 424: 1-11.
- Naselli-Flores, L. 2003. Man-made lakes in Mediterranean semi-arid climate: the strange case of Dr Deep Lake and Mr Shallow Lake. *Hydrobiologia*. 506-509: 13 - 21.
- Oliveira, J. N. P. 2012. A influência da poluição difusa e do regime hidrológico peculiar do semiárido na qualidade da água de um reservatório tropical. 100 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) –

Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2012.

Padisák, J., Borics, G., Grigorszky, I & Soróczy-Pintér, É. 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia*. 553: 1 – 14.

Padisák, J., Crossetti, L. O. & Naselli-Flores, L. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*. 621: 1 – 19.

Panosso, R., Costa, I. A. S., Souza, N. R., Attayde, J. L., Cunha, S. R. S. & Gomes, F. C. F. 2007. Cianobactérias e Cianotoxinas em Reservatórios do Estado do Rio grande do Norte e o Potencial Controle das Florações pela Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). *Oecologia Brasiliensis*. 11 (3): 433 - 449.

Pinto, T. & Becker, V. 2014. Diel dynamic of phytoplankton functional groups in a tropical water supply, Extremoz Lake, northeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 26 (4): 356 – 366.

Rio Grande do Norte. Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte – IDEMA. 2008. *Perfil do Município de Currais Novos*. Disponível em: <<http://adcon.rn.gov.br/ACERVO/idema/DOC/DOC00000000016632.PDF>> Acesso em: 26 de agosto de 2014.

Rio Grande do Norte. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos – SEMARH. 2014. *Ficha Técnica do Reservatório Dourado*. Disponível em: <<http://www.portal.rn.gov.br/contentproducao/aplicacao/semarh/sistemadeinformacoes/consulta/cResFichaTecnica.asp?IdReservatorio=36>> Acesso em 26 de agosto de 2014.

Reynolds C. S. 1998. What factors Influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia*. 369 - 370: 11-26.

Reynolds, C. S. 1990. Temporal scales of variability in pelagic environments and the response of phytoplankton. *Freshwater Biology*. 23: 25-53.

Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C. Naselli-Flores, L. & Melo, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*. 24 (5): 417 – 428.

Reynolds, C. S. 2006. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press, UK.

Reynolds, C. S., Elliott, J. A. & Frassl, M. A. Predictive utility of trait-separated phytoplankton groups: A robust approach to modeling population dynamics. *Journal of Great Lakes Research*. 40 (3): 143-150.

Roland, F., Huszar, V. L. M., Farjalla, V. F., Enrich-Prast, A., Amado, A. M. & Ametto, J. P. H. B. 2012. Climate change in Brazil: perspective on the biogeochemistry of inland waters. *Brazilian Journal of Biology*. 72 (3):709 - 722.

- Silva, S. A.; Oliveira R. de. 2001. *Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias*. Campina Grande – PB.
- Shannon C.E. & Weaver, W. 1963. *The mathematical theory of communication*. Urbana: Illinios University Press.
- Smith, P.T. 1996. Light and nutrients effects on the relative biomass of blue-green algae in lake phytoplankton. *Canadian Journal Fish and Aquatic sciences*,43: 148-153.
- Soares, M. C. S., Huszar, V. L. M., Miranda, M. N., Mello, M. M., Roland, F. & Lürling, M. 2013. Cyanobacterial dominance in Brazil: distribution and environmental preferences. *Hydrobiologia*. 717: 1 – 12.
- Straškraba, M., & Tundisi, J.G. 1999. Reservoir Ecosystem Functioning: Theory and Applications. In: Straškraba, M. & Tundisi, J. G. (Eds.) *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*, p. 565 – 597. Leiden, Holanda: Backhuys, 1999.
- Straškraba, M., & Tundisi, J. G. 2013 *Gerenciamento da qualidade da água de represas*. São Paulo: Oficina de Textos. 300 p.
- Sukenik, A., Hadas, O., Kaplan, A. & Quesada, A. 2012. Invasion of Nostocales (cyanobacteria) to subtropical and temperate freshwater lakes – physiological, regional, and global driving forces. *Frontiers in Microbiology*. 3:1-9.
- StatSoft, Inc. (2005). STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.
- Terefi, M., Declerck, S. A. J., Bie, T., Lemmens, P., Gebrekidan, A., Asmelash, T., Dejenie, T. Gebrehiwot, K., Bauer, H., Deckers, J. A., Snoeks, J. & Meester, L. 2014. *Strong effects of occasional drying on subsequent water clarity and cyanobacterial blooms in cool tropical reservoirs*. 59: 870-884.
- Thornton, J. A. & Rast, W. 1993. A test of hypotheses relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes. In: Straškraba, M., Tundisi, J. G. & Duncan, A. (Eds) *Comparative Reservoir Limnology and Water management*, p. 1 – 24. Kluwer Academic Publishers, 1993.
- Torremorell, A., Bustingorry, J., Escaray, R. & Zagarese, H. 2007. Seasonal dynamics of a large, shallow lake, laguna Chascomu's: the role of light limitation and other physical variables. *Limnologia*. 37: 100 – 108.
- Tundisi, J. G. 1990. Distribuição espacial, sequência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em Represas: Fatores Limitantes e Controladores. *Revista Brasileira de Biologia*. 50: 937- 955.
- Tundisi, J. G. & Matsumura-Tundisi, T. 2008. Represas artificiais. In: _____. *Limnologia*. p. 320 – 354. São Paulo, Brasil: Oficina de Textos, 2008.

- Uhelinger, V., 1964. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. *Arch Sci.* 17: 121-123.
- Utermöhl, H., 1958. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton - methodik. Mitteilungen der internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte. *Limnologie.* 9: 1 - 38.
- Valderrama, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total and phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.* 10: 109-122.
- Wang, S., Qian, X., Han, B. P., Luo, L. C., Hamilton, D. P. 2012. Effects of local climate and hydrological conditions on thermal regime of a reservoir at Tropic of Cancer, in southern China. *Water Research.* 46: 2591 – 2604.
- Webster, K.E., Kratz, T.M., Bowser, C.J., Adagnuson, J.J., 1996. The influence of landscape position on lake chemical responses to drought in Northern Wisconsin. *Limnol. Oceanogr.* 41 (5), 977–984.

ANEXO I

Tabela de Estatística Descritiva Básica com os valores médios, mínimos e máximos dos dois períodos estudados:

Variáveis	Volumes Altos	Volumes Baixos
Temperatura (°C)	26.4 (24.6-28.3)	26.7 (24.3-30.2)
pH	7.53 (6.50-8.51)	8.44 (7.78-9.40)
z_{max} (m)	9.0 (8.1-9.7)	5.6 (2.1-8.2)
z_{eu} (m)	2.9 (2.2-4.0)	0.8 (0.3-1.6)
z_{eu}/z_{max}	0.32 (0.24-0.42)	0.15 (0.06-0.23)
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	801.9 (635.0-936.0)	1548.0 (945.0-2653.0)
OD (mg L^{-1})	7.11 (6.17-7.89)	7.89 (5.71-9.65)
VSS (mg L^{-1})	2.05 (0.40-4.00)	7.45 (0.00-20.76)
FSS (mg L^{-1})	6.43 (0.00-27.60)	20.37 (4.80-40.80)
PT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	70.70 (26.00-149.57)	145.24 (38.20-445.00)
SRP ($\mu\text{g L}^{-1}$)	40.58 (0.50-131.00)	9.14 (1.16-28.57)
NID ($\mu\text{g L}^{-1}$)	659.02 (528.84-803.15)	1453.29 (503.51-3206.19)
Chl-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	15.12 (5.66-27.82)	142.37 (42.68-332.85)
Biomassa fitoplanctônica (mg L^{-1})	11.29 (5.60-22.14)	63.79 (15.20-107.17)
Diversidade fitoplanctônica (bits mg^{-1})	2.01 (1.42-2.55)	1.30 (0.73-1.94)

pH = potencial hidrogeniônico; z_{max} = profundidade máxima; z_{eu} = transparência; z_{eu}/z_{max} = disponibilidade de luz; OD = oxigênio dissolvido; VSS = sólidos voláteis em suspensão; FSS = sólidos fixos em suspensão; PT = fósforo total; SRP = fósforo reativo solúvel; NID = nitrogênio inorgânico dissolvido; $Chl-a$ = clorofila-a.

ANEXO II

Lista de espécies fitoplânctônicas encontradas no reservatório Dourado e suas respectivas classificações em grupos funcionais (FG), grupos morfo-funcionais (MBFG) e taxonômica.

Espécie	FG	MBFG	Filo
<i>Aphanizomenon gracile</i> (Lemmermann) Lemmermann	H1	VIII	Cyanobacteria
<i>Aphanocapsa elachista</i> West & G.S. West	K	VII	Cyanobacteria
<i>Aphanothece</i> sp.	K	VII	Cyanobacteria
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	P	VI	Bacillariophyta
<i>Botryococcus</i> sp.	F	VII	Chlorophyta
<i>Chlorella vulgaris</i> Beyerinck	X1	IV	Chlorophyta
<i>Chroococcus minor</i> (Kützing) Nägeli	L ₀	I	Cyanobacteria
<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris	J	IV	Chlorophyta
<i>Cronbergia</i> sp. J. Komárek, E. Zapomelová & F. Hindák	H1	VIII	Cyanobacteria
<i>Crucigenia</i> sp.	J	IV	Chlorophyta
<i>Cuspidothrix</i> sp.	H1	VIII	Cyanobacteria
<i>Cyanodictyon imperfectum</i> Cronberg & Weibull	K	VII	Cyanobacteria
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju	S _N	VIII	Cyanobacteria
<i>Dolichospermum sigmoideum</i> (Nygaard) Walcklin, L. Hoffmann & Komárek	H1	VIII	Cyanobacteria
<i>Geitlerinema amphibium</i> (C.Agardh ex Gomont) Anagnostidis	S1	III	Cyanobacteria
<i>Melosira</i> sp.	P	VI	Bacillariophyta
<i>Microcystis</i> sp. Kützing ex Lemmermann	M	VII	Cyanobacteria
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová	X1	IV	Chlorophyta
<i>Nephrocytium</i> sp. Nägeli	F	IV	Chlorophyta
<i>Oocystis</i> sp.	F	VII	Chlorophyta
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg	S1	IV	Cyanobacteria
<i>Planktothrix geitleri</i> (Kisselev) Agnostidis & Komárek	S1	III	Cyanobacteria
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat	J	IV	Chlorophyta
<i>Sphaerocavum brasiliense</i> M.T de P. Azevedo & C. L. Sant'Anna	M	VII	Cyanobacteria
<i>Staurastrum volans</i> West & G.S. West	P	IV	Charophyta
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau	L ₀	I	Cyanobacteria
<i>Synechocystis salina</i> Wislouch	K	I	Cyanobacteria