



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA

FÁBIO HENRIQUE PORTELLA CORRÊA DE OLIVEIRA

**FATORES ABIÓTICOS QUE INFLUENCIAM A COMUNIDADE
FITOPLANCTÔNICA EM RESERVATÓRIOS TROPICAIS DE
PEQUENO PORTE**

RECIFE
2017

FÁBIO HENRIQUE PORTELLA CORRÊA DE OLIVEIRA

**FATORES ABIÓTICOS QUE INFLUENCIAM A COMUNIDADE
FITOPLANCTÔNICA EM RESERVATÓRIOS TROPICAIS DE
PEQUENO PORTE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Botânica (PPGB) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Botânica.

Orientador: **Dr. Ênio Wocyli Dantas**

Co-Orientadora: **Dra. Ariadne do Nascimento Moura**

**RECIFE
2017**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Nome da Biblioteca, Recife-PE, Brasil

O48f Oliveira, Fábio Henrique Portella Corrêa de
Fatores abióticos que influenciam a comunidade fitoplanctônica
em reservatórios tropicais de pequeno porte / Fábio Henrique Portella
Corrêa de Oliveira. – 2017.
95 f. : il.

Orientador: Ênio Wocyli Dantas.

Coorientadora: Ariadne do Nascimento Moura.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco,
Programa de Pós-Graduação em Botânica, Recife, BR-PE, 2017.

Inclui referências.

1. Microalgas 2. Mudanças climáticas 3. Heterogeneidade
espacial I. Dantas, Ênio Wocyli, orient. II. Moura, Ariadne do
Nascimento, coorient. III. Título

CDD 581

Fatores abióticos que influenciam a comunidade fitoplanctônica em reservatórios tropicais de pequeno porte

Fábio Henrique Portella Corrêa de Oliveira

Tese defendida e aprovada pela seguinte banca examinadora:

Orientador:

Dr. Ênio Wocyli Dantas – Presidente – UFRPE

Examinadores:

Dr. Gilberto Dias Alves – Titular/UPE

Dra. Elba Maria Nogueira Ferraz Ramos– Titular/IFPE

Dra. Renata Janaína Carvalho de Souza – Titular/Faculdade São Miguel

Dra. Margareth Ferreira de Sales – Titular/UFRPE

Dra Viviane Lúcia dos Santos Almeida de Melo- Suplente/UPE

Dra Maria Teresa Aureliano Buriel Vital - Suplente/UFRPE

Data de aprovação: / / 2017

Recife, 2017

A toda minha família

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida, saúde e força de vontade de batalhar pelos meus ideais.

A minha família, em especial, minha mãe e minha avó pelas palavras animadoras, pela força dada e pela mão amiga nas horas em que a emoção se sobrepunha à razão e a auto-estima e o equilíbrio emocional ameaçavam decair.

A João Victor Batista Cabral pelas palavras animadoras, pela força dada e pelo companheirismo nos momentos mais difíceis.

Aos profs Ênio Woclyli Dantas e Ariadne do Nascimento Moura, pelo empenho e dedicação na orientação deste trabalho, bem como pelos ensinamentos e discussões valiosos para o crescimento pessoal e profissional.

A todos os professores que compõem o Departamento de Botânica da Universidade Federal Rural de Pernambuco, em especial Elba Maria Nogueira Ferraz Ramos e Maria Teresa Aureliano Buril Vital, pela compreensão e disponibilidade na antecipação da defesa desta tese, bem como pelos ensinamentos e palavras de incentivo. À Maria do Carmo Bittencourt-Oliveira, agradeço as palavras de força e os materiais enviados, sempre de maneira muito rápida, para composição desta tese, além de outras finalidades.

Aos componentes e ex-componentes da Gerência de Controle de Qualidade da Compesa, em especial, Anapaula Costa, Andreia Régis, Joanne Bezerra, Nancy Lins, Ronaldo Castro e Waldemir Ramalho pelo incentivo, compreensão, ajuda nas análises e concessão dos dados para composição desta tese. Gostaria de agradecer a Maurício Francisco de Oliveira, lotado na Coordenação de Controle Operacional da Compesa, pelo fornecimento dos dados de cota e volume dos reservatórios amostrados nesta tese.

Aos professores Vanessa Becker (UFRN), Luciane Crosssetti (UFRS), Lezilda Torgan (Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul) e Judith Padisák (Universidade de Pannóia, Budapeste, Hungria), pelo envio de artigos para composição desta tese, bem como pelas discussões que muito contribuíram para a elaboração deste trabalho.

Aos amigos do Departamento de Botânica da UFRPE e da UEPB, em especial a Micheline Cordeiro-Araújo pela ajuda, sempre muito rápida, na conversão das imagens desta tese para 300dpi, bem como Alan Delon, Davi Costa, Júlia Lacet, Juliana Severiano, Marcílio (*in memoriam*), Nísia Aragão e Thainá Lycarião pelas “discussões estatísticas” e pelas boas risadas durante este período.

Aos funcionários e ex-funcionários do Departamento de Botânica da Universidade Federal Rural de Pernambuco: Cynara Leleu e Kênia Freire pela sempre disposição em ajudar.

A todos que direta ou indiretamente ajudaram na execução deste trabalho.

SUMÁRIO

RESUMO

ABSTRACT

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	4
2.1 Influência de variáveis químicas sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica....	5
2.2 Influência de variáveis físicas e hidrológicas sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica	9
2.3 Influência de variáveis climáticas sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica	12
2.4 Estudos sobre Comunidades Fitoplanctônicas no Nordeste do Brasil.....	17
3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	20
4. PRIMEIRO MANUSCRITO (Variation in climate determines differences in the influence of abiotic variables on the phytoplankton community in tropical ecosystems)	37
Abstract	38
Introduction	39
Material and methods	41
Results	44
Discussion	46
References	49
5. SEGUNDO MANUSCRITO (MORPHOFUNCTIONAL CHANGES OF THE PHYTOPLANKTON COMMUNITY IN TROPICAL ECOSYSTEMS DURING <i>EL NIÑO</i> 2015/2016)	60
Abstract	62
Introduction.....	63
Material and methods.....	65
Results.....	68

Discussion.....	71
Conclusion	75
References.....	75
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	94
7. NORMAS DAS REVISTAS	95

RESUMO

Regiões tropicais são caracterizadas por possuírem baixa amplitude térmica anual e as variações de pluviosidade são um importante direcionador de modificações na biomassa do fitoplâncton, através da regulação de variáveis físico-químicas da água. Nestas regiões, é comum a presença de ecossistemas de pequeno porte (10^6 - 10^8 m³). Estes apresentam maiores variações de volume, cujos efeitos devem influenciar a comunidade. Este trabalho objetivou estudar a influência de vinte e quatro variáveis abióticas – físicas e químicas da água, bem como - sobre a comunidade fitoplanctônica de onze ecossistemas aquáticos tropicais de pequeno porte localizados em regiões úmidas (As) e semi-áridas (BSh) do Estado de Pernambuco (Nordeste, Brasil), considerando a localização do ecossistema e a influência de eventos climáticos, como o *El Niño*, sobre estas variáveis. Neste contexto, pretendeu-se comprovar as seguintes hipóteses: 1) a comunidade fitoplanctônica é influenciada por diferentes variáveis preditivas em função do clima e suas contribuições isoladas e sinérgicas diferem entre os ecossistemas com clima As e BSh; 2) o *El Niño* promove modificações em variáveis abióticas e bióticas que diferem em função do tipo climático no qual o ecossistema está inserido. A pesquisa resultou na elaboração de dois artigos. No primeiro, foi avaliada a influência de variáveis físico-químicas da água e climáticas sobre a comunidade fitoplanctônica em ecossistemas As e BSh. Concluiu-se que os nutrientes, principalmente micronutrientes, regulam as comunidades em ambos os ecossistemas, entretanto a influência varia em função do clima. Maiores percentuais de explicação da variação de biomassa foram encontrados nos ambientes semi-áridos. O segundo manuscrito abordou a influência do *El Niño* 2015/2016 sobre variáveis abióticas (físico-químicas e climáticas) e grupos morfofuncionais fitoplanctônicos em ecossistemas de clima úmido e semiárido. Os resultados permitiram concluir que as modificações climáticas ocorridas durante o *El Niño* 2015/2016 promoveu alterações em variáveis físico-químicas da água nos ecossistemas semi-áridos, que favoreceram o crescimento de espécies cêntricas de diatomáceas e diminuíram a dominância de cianobactérias filamentosas, devido a alterações nas concentrações de sulfato. Influência significativa do *El Niño* não foi observada nos grupos funcionais fitoplanctônicos de ecossistemas úmidos.

O estudo revelou a importância do tipo climático onde está inserido o ecossistema, bem como do *El Niño* sobre a influência de variáveis abióticas sobre o fitoplâncton de reservatórios tropicais de pequeno porte.

Palavras-chave: microalgas, mudanças climáticas, heterogeneidade espacial

ABSTRACT

Tropical regions are characterized by low annual thermal amplitude and rainfall variations are an important driver of phytoplankton biomass changes through the regulation of water physicochemical variables. In these regions, it is often the presence of small ecosystems (10^6 - 10^8m^3). It presents higher volume variations, whose effects should influence the community. This work aimed to study the influence of twenty four abiotic variables – physical and chemical of water, as well as climatic - on the phytoplankton community of eleven small tropical aquatic ecosystems located in wet and semi-arid regions of Pernambuco State (Northeast, Brazil), considering the location of the ecosystem and the influence of climatic events, such as *El Niño*, on these variables. In this context, we intended to prove the following hypotheses: 1) the phytoplankton community is influenced by different predictive variables as a function of climate and that their isolated and synergistic contributions differ between ecosystems with As and BSh climate; 2) *El Niño* promotes modifications in abiotic and biotic variables that differ depending on the climatic type in which the ecosystem is inserted. The research resulted in the elaboration of two articles. In the first, the influence of water physicochemical and climate on the phytoplankton community in As and BSh ecosystems was evaluated. We concluded that nutrients, mainly micronutrients, regulate the communities in both ecosystems, however the influence varies according to the climate. Higher percentages of biomass variation were found in semi-arid environments. The second manuscript assessed the influence of the *El Niño* 2015/2016 on abiotic variables (physicochemical and climatic) and phytoplankton morphofunctional groups in wet and semi-arid climate ecosystems. The results allowed to conclude that the climatic changes during *El Niño* 2015/2016 promoted changes in the water physicochemical variables in the semi-arid ecosystems, which favored the growth of centric diatoms species and decreased the dominance of filamentous cyanobacteria due to changes in sulfate concentrations. Significant influence of *El Niño* was not observed in phytoplankton morphofunctional groups of wet ecosystems.

The study revealed the importance of the climatic type where the ecosystem is inserted, as well as the *El Niño* on the influence of abiotic variables on the phytoplankton of small tropical reservoirs.

Keywords: microalgae, climate change, spatial heterogeneity

1. INTRODUÇÃO

Reservatórios de pequeno porte são ecossistemas aquáticos de água doce com volume de acumulação máximo entre 10^6 e 10^8 m³ (STRASKRABA; TUNDISI, 2008). Geralmente, possuem menor tempo de retenção hidráulica e dinâmicas hidrológicas mais rápidas, se comparados aos de grande porte (HAVENS et al., 2016). Isto permite que o ecossistema responda mais rapidamente a variações sazonais e ao aporte de compostos químicos e poluentes (ILLYOVÁ; PASTUCHOVÁ, 2013), alterando a diversidade fitoplanctônica, bem como outros atributos estruturais da comunidade presente (BARTOSIEWICZ et al., 2016).

Mundialmente, os reservatórios de pequeno porte representam aproximadamente 30% dos ecossistemas de água doce e são encontrados principalmente em regiões tropicais (ILLYOVÁ; PASTUCHOVÁ, 2013). Estes são caracterizados por possuírem pequena amplitude térmica anual e elevadas temperaturas (BRAGA et al., 2015).

Devido a estas características climáticas, a pluviosidade tem importante influência sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica em ambientes tropicais (DANTAS et al., 2012). Foram observados maiores valores de riqueza e diversidade tanto durante os períodos chuvosos (TEIXEIRA-DE-OLIVEIRA, 2011; MHLANGA et al., 2014; UMAÑA-VILLALOBOS, 2014), como em estiagem (NOGUEIRA et al., 2008; NDBELE-MURISA et al. 2010). Além disso, dominância de representantes do fitoplâncton durante todo o ano, também foi verificada (CROSSETTI et al., 2014; FETAHI et al., 2014; BEGHELLI et al., 2016).

O grau de trofia do ecossistema tem sido utilizado para auxiliar na criação de padrões que expliquem a dinâmica de comunidades fitoplanctônicas nos ecossistemas. Entretanto, na última década, trabalhos em reservatórios tropicais de pequeno porte não tem permitido um entendimento claro sobre esta relação, apontando dominância de espécies de cianobactérias (CHELLAPA et al., 2008b; OKELLO et al., 2010; FONSECA et al., 2015), clorofíceas (CHIA et al., 2011; ALMEIDA et al., 2012; MORETTI et al., 2013), diatomáceas (FONSECA; BICUDO, 2008; DUNCK et al., 2012; SILVA; COSTA, 2015), euglenofíceas (LIRA et al., 2009), criptofíceas (VON RÜCKERT; GIANI, 2008; FERRAREZE; NOGUEIRA, 2013) e dinoflagelados (GOMES et al., 2010), em reservatórios eutróficos, oligotróficos e mesotróficos de ambientes com clima seco e úmido.

Fósforo e nitrogênio são reconhecidos como nutrientes que aumentam a biomassa total de microalgas (BEGHELLI et al., 2016; POXLEITNER et al., 2016). No entanto, Abirhire et al. (2015) e Cao et al. (2016) verificaram ausência de correlação entre as concentrações de nitrogênio, fósforo com a biomassa de espécies fitoplanctônicas.

Variáveis físicas da água, como temperatura e pH (LI et al., 2015), cor e turbidez (MOSLEY, 2015), além de aspectos hidrológicos do reservatório, como volume, área, profundidade, tempo de retenção hidráulica (BAKKER; HILT, 2016), tem importância fundamental no desenvolvimento de espécies fitoplanctônicas. Estes fatores podem atuar de forma indireta regulando a disponibilidade e concentração de nutrientes no ambiente, bem como na penetração de luz e, conseqüentemente, na extensão da zona eufótica, que é necessária para realização da fotossíntese.

Além de variáveis associadas à água, o clima também tem importante papel na regulação da comunidade fitoplanctônica. Em regiões tropicais, é comum observar que a temperatura apresenta valores acima dos limitantes ao crescimento do fitoplâncton, podendo não apresentar influência significativa na dinâmica destes organismos (BRAGA et al., 2015). Entretanto, outras variáveis climáticas, tais como pluviosidade e ventos podem ser importantes na estruturação das comunidades.

Dentro deste contexto, eventos climáticos que conduzam a alterações nas variáveis descritas no parágrafo anterior, tais como *El Niño* (CABALLERO et al., 2016), devem causar modificações na relação entre variáveis abióticas e bióticas nos ecossistemas aquáticos, podendo desencadear o aumento da biomassa de cianobactérias, diminuição da diversidade fitoplanctônica (BARBOSA et al., 2012; BRASIL et al., 2016) e seleção de organismos morfo-fisiologicamente mais adaptados a esta nova condição.

As variáveis supracitadas são mais frequentemente utilizadas para entender a influência de parâmetros abióticos sobre a comunidade fitoplanctônica. No entanto, esta relação ainda não está completamente clara, visto que o crescimento e a dominância de diferentes espécies fitoplanctônicas podem ocorrer sob condições ambientais semelhantes, além de que uma mesma espécie pode habitar ecossistemas com condições abióticas distintas. Assim, deve haver uma sobreposição de fatores abióticos sobre os quais ocorrem crescimento e dominância de distintas espécies fitoplanctônicas.

Para esta discussão, podem-se citar os reservatórios localizados na região Nordeste do Brasil, caracterizados por possuírem elevados graus de trofia, concentrações de fósforo e nitrogênio, temperaturas e tempo de retenção hidráulica; baixa turbulência; pH alcalino e dominância de espécies fitoplanctônicas pertencentes a diferentes grupos algais (BARBOSA et al., 2012).

Diante deste cenário, pode-se considerar a influência de outras variáveis não contempladas em outros estudos desta mesma natureza, tais como os micronutrientes e outros macronutrientes, além de nitrogênio e fósforo. Muitos estudos laboratoriais, com ênfase na fisiologia e bioquímica de uma espécie fitoplanctônica, tem mostrado que estes elementos atuam como cofatores de reações metabólicas, bem como na proteção de células contra efeitos tóxicos de metais pesados (PANDEY et al., 2015; SORICHETTI et al., 2016; MARTÍNEZ-RUIZ E MARTÍNEZ-JERÓNIMO, 2016). No entanto, o papel ambiental destes elementos, considerando sua participação dentro de uma rede de interações presentes nos ecossistemas, não é bem compreendido.

Outro ponto que merece destaque é que os trabalhos apresentados mostram claramente a tendência que determinada variável abiótica possui sobre espécies fitoplanctônicas. Entretanto, sua contribuição sobre estas variações na estrutura da comunidade não é clara. Além disso, deve-se considerar que componentes bióticos e abióticos participam de uma complexa rede de interações e compreender a sinergia entre eles é fundamental para agregar conhecimento sobre a influência de variáveis abióticas sobre a comunidade fitoplanctônica em ecossistemas aquáticos.

Devido ao peculiar funcionamento de reservatórios de pequeno porte e à sobreposição de parâmetros abióticos que influenciam a estrutura e composição da comunidade fitoplanctônica em ecossistemas tropicais, faz-se necessário o desenvolvimento de estudos que contemplem uma maior quantidade de variáveis abióticas, tanto hidrológicas como climáticas e que sejam determinados o papel isolado e sinérgico das mesmas, para que expliquem a variação da estrutura da comunidade fitoplanctônica em tais ecossistemas.

O objetivo deste trabalho foi estudar a influência de diferentes variáveis abióticas, incluindo físico-químicas da água e climáticas (considerando a ocorrência do *El Niño*) sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica em onze reservatórios de pequeno porte, distribuídos entre as bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco, submetidos a diferentes condições climáticas.

2. REVISÃO DE LITERATURA

Esta revisão foi realizada através do levantamento de trabalhos desenvolvidos em reservatórios tropicais de pequeno porte, com destaque para a influência de variáveis abióticas sobre a diversidade, biomassa, estrutura e dinâmica de comunidades fitoplanctônicas.

O crescimento, biogeografia e adaptação de espécies em um ambiente podem ser explicados através de duas correntes de pensamento. Uma que defende um mecanismo baseado no nicho, sugerindo que variáveis abióticas e bióticas formam uma complexa rede de interações responsáveis pelas variações nas comunidades e seleção dos organismos mais bem adaptados àquele conjunto de fatores (DUNKER et al., 2016; IZAGUIRRE et al., 2016), enquanto que a outra defende o mecanismo neutro, no qual o padrão biogeográfico e dinâmica das comunidades são influenciados apenas pela deriva ecológica, dispersão e especiação (LIAO et al., 2016).

Dentre a biota que compõe diferentes ecossistemas dulciaquícolas tropicais, espécies de Cyanophyta, Chlorophyta, Euglenophyta, Cryptophyta, Heterokontophyta e Dinophyta merecem destaque. Nestes ambientes, é comum serem apontadas a dominância de cianobactérias, como *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis e Komárek (MOURA et al., 2007a, LIRA et al., 2011; VIEIRA et al., 2015), *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya e Subba Raju (DANTAS et al., 2008; DABROWSKI et al., 2014) e *Microcystis aeruginosa* (Kutzing) Kutzing (COSTA et al., 2009; MHLANGA et al., 2014; FONSECA et al., 2015), bem como de clorofíceas, como *Chlorella vulgaris* (Beyerinck) Beyerinck, *Monoraphidium contortum* (Thuret) Komárková-Legnerová (MARTÍNEZ et al., 2008; MOURA et al., 2007c; LIRA et al., 2009), diferentes espécies de *Scenedesmus* (CHIA et al., 2011; ALMEIDA et al., 2012; CAO et al., 2016) e *Desmodesmus* (DELAZARI-BARROSO et al., 2007; NOGUEIRA et al., 2008) em ambientes eutróficos. Menos frequentemente espécies de diatomáceas são relatadas, com destaque para *Melosira varians* C. Agardh (MOURA et al., 2007c; MUSTAPHA, 2009) e *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen (DUNCK et al., 2012; SILVA; COSTA, 2015; BEAMUD et al., 2015).

Em ambientes oligo e mesotróficos, são mais relatadas ocorrências de espécies de diatomáceas e euglenofíceas (BECKER et al., 2009; DUNKER et al., 2016; ZEBEK; NAPIÓRKOWSKA-KRZEBIETKE, 2016), com destaque para *Asterionella formosa* Hassall, *Cyclotella ocellata* Pantocsek (Heterokontophyta), *Trachelomonas volvocina*

(Ehrenberg) Ehrenberg e *Peridinium* spp. (Euglenophyta). Contudo, a dominância de espécies de cianobactérias e clorofíceas (MOURA et al., 2007c; CHELLAPPA et al., 2008b, 2009) também são relatadas nestes ambientes.

Portanto, espécies de diferentes grupos fitoplanctônicos podem dominar em ecossistemas com condições semelhantes, mas relatos de sua ocorrência em diferentes ambientes indica que houve uma dispersão destes organismos e sua dominância dependerá de características atreladas do nicho de cada comunidade.

2.1 Influência de variáveis químicas sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica

Ecossistemas aquáticos são importantes ambientes para o desenvolvimento de seres vivos. A dissolução de compostos químicos, incluindo nutrientes e até mesmo poluentes, depende da interação com outras variáveis para se tornarem mais ou menos biodisponíveis para os organismos.

A importância dos nutrientes para o desenvolvimento fitoplanctônico tem sido relatada, com destaque para nitrogênio e fósforo. Ambos os nutrientes são indispensáveis para o metabolismo e constituição celular, sintetizando moléculas importantes, como proteínas e ácidos nucleicos. A capacidade de estocagem destes durante períodos de escassez, bem como a habilidade de utilizar diferentes formas químicas destes recursos, permite que as espécies ocupem diferentes nichos ecológicos e sobrevivam em ambientes com condições menos favoráveis (BEGHELLI et al., 2016; POXLEITNER et al., 2016).

Em ecossistemas aquáticos, o nitrogênio pode apresentar-se nas formas de N_2 e íons amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-), sendo considerado um importante preditor da comunidade fitoplanctônica (DOLMAN et al., 2016). Estudos tem mostrado que as clorofíceas podem ser dominantes em ambientes com maiores concentrações disponíveis de NO_3^- (MHLANGA; MHLANGA, 2014), embora alguns autores, como Beghelli et al. (2016) apontem que íons NH_4^+ são a primeira fonte de nitrogênio assimilável para a maioria das espécies de microalgas. Em condições de limitação das formas nitrogenadas, algumas espécies de cianobactérias diazotróficas produzem heterocitos, permitindo a fixação do nitrogênio atmosférico e sua dominância no ambiente (YEMA et al., 2016). Por outro lado, as cianobactérias não diazotróficas podem utilizar formas alternativas de nitrogênio, tanto inorgânicas como orgânicas, para

sustentar o desenvolvimento (CHAFFIN; BRIDGEMAN, 2014) e após isso podem desenvolver estratégias para crescer sob condições de restrição deste nutriente (GOBLER et al., 2016). Finalmente, os demais grupos algais necessitam de maiores relações N:P para garantir seu desenvolvimento (BEVERSDORF et al., 2013).

Desta maneira, a diazotrofia permite que algumas espécies de cianobactérias, tais como *C. raciborskii* e *Aphanizomenon* sp., utilizem amônia e nitrato presentes na água ou fixem o nitrogênio atmosférico quando as concentrações disponíveis destes íons na água forem baixas (MEDEIROS et al., 2015; BRASIL et al., 2016). Entretanto, estudos destacam que a fixação de nitrogênio garante a sobrevivência da espécie quando este recurso estiver limitado no ambiente e não suporta necessariamente o desenvolvimento de florações, visto que a produção de heterocitos é energeticamente dispendiosa (WILLIS et al., 2016) e as reações de fixação ocorrem na presença de determinados micronutrientes, em condições de hipóxia e pouca luminosidade (DOLMAN et al., 2016).

Diferentemente do que ocorre com o nitrogênio, ecossistemas que não apresentam aporte significativo de efluentes e/ou escoamento marginal, apresentam limitação pelo fósforo, visto que naturalmente a forma biodisponível deste elemento (ortofosfato) é escassa. Além disso, em ambientes tropicais, devido às temperaturas elevadas, o metabolismo dos organismos aumenta a assimilação deste elemento, reduzindo sua concentração em relação ao nitrogênio na coluna d'água (BRASIL et al., 2016).

Proliferações de cianobactérias e clorofíceas são frequentemente relacionadas a ambientes eutrofizados, com elevadas concentrações de fósforo e nitrogênio (FERNÁNDEZ et al., 2015; LINDIM et al., 2015), enquanto diatomáceas e euglenofíceas parecem preferir ambientes com menor carga destes nutrientes (DAGEFU; SCHAGERL, 2015; ROLIGHED et al., 2016). Estudos tem mostrado que o sedimento é uma importante fonte de fósforo para a água, principalmente quando o aporte alógeno está reduzido. Com isso, organismos dotados de mobilidade vertical, tais como algumas espécies de fitoflagelados e de cianobactérias dotadas de aerótopos, podem acessar o fósforo presente no substrato e formar florações, mesmo em águas com baixa concentração deste elemento (GOBLER et al., 2016; CAO et al., 2016).

Alguns estudos mostram que a relação molar entre nitrogênio e fósforo oferece uma explicação mais consistente para variações na estrutura da comunidade

fitoplanctônica, apontando que baixos índices são correlacionados com o desenvolvimento de cianobactérias (MOSLEY et al., 2015; DOLMAN et al., 2016), enquanto a predominância de clorofíceas e diatomáceas ocorre sob alta relação N:P (POXLEITNER et al., 2016; WILLIAMS et al., 2016). Apesar destas observações, estudos tem mostrado que a cianobactéria *C. raciborskii* pode competir com espécies não diazotróficas e dominar mesmo em condições de elevada relação N:P (CHISLOCK et al., 2014). Além destes resultados, há relatos de ausência de correlação entre as concentrações de nitrogênio, fósforo ou da razão N:P e a biomassa de algumas espécies fitoplanctônicas, tais como *M. aeruginosa*, *A. granulata* e *Melosira* sp. (ABIRHIRE et al., 2015; CAO et al., 2016), indicando que variáveis, não comumente analisadas, devem ser consideradas para este entendimento.

Seguindo essa linha de pensamento, deve-se considerar a importância de micronutrientes, bem como outros macronutrientes, para a análise do crescimento de microalgas. Em cianobactérias, tem sido verificado que cátions divalentes, tais como cálcio e magnésio, participam de reações fotossintéticas, auxiliam na agregação de espécies coloniais (CARNEIRO et al., 2011, 2013) e atuam no balanço entre nitrogênio e carbono em espécies filamentosas (WALTER et al., 2016). Biomassas de euglenofíceas também mostraram correlação positiva com estes nutrientes (BHAT et al., 2015), enquanto que determinadas espécies de diatomáceas apresentaram seu crescimento inibido (PATIDAR et al., 2015). Cátions divalentes são também envolvidos na competição com metais pesados, reduzindo sua absorção e toxicidade celular em clorofíceas (VOLLAND et al., 2014; VENKAT et al., 2016), embora que em grandes quantidades possam inibir o crescimento de algumas espécies (BEAMUD et al., 2015). Cátions monovalentes, tais como sódio e potássio, também podem atuar nas reações fotossintéticas, bem como desempenhar papel importante na regulação da osmolaridade celular (CHECCHETTO et al., 2016) e síntese de metabólitos secundários, como as saxitoxinas (ONGLEY et al., 2016).

Por sua vez, dentre os ânions não derivados do nitrogênio ou fósforo, estudos tem mostrado que clorofíceas e cianobactérias possuem um sistema eficiente de uso de sulfatos, sobrevivendo até quando este elemento estiver em menores concentrações (PIORETTI; GIORDANO, 2016), embora determinados estudos também tenham mostrado relação direta entre sulfato e cloretos com a biomassa de cianobactérias (OLIVEIRA et al., 2015). Estudos ainda mostram que estes ânions competem com os

transportadores celulares de selenato (FOURNIER et al., 2010) e formam complexos com o mercúrio (KIM et al., 2014), diminuindo a absorção e toxicidade destes elementos em espécies de microalgas. Em ecossistemas com baixa concentração de oxigênio dissolvido, como por exemplo, no hipolímnio de reservatórios estratificados, íons sulfato sofrem redução e neste processo mobilizam ferro complexado com fósforo, diminuindo sua disponibilidade para as microalgas (CHEN et al., 2016).

Estudos que abordam a importância de micronutrientes (zinco, cobre, ferro e manganês) sobre as microalgas tem sido realizados principalmente em escala laboratorial, enfocando a fisiologia e bioquímica de espécies. Estes trabalhos tem destacado a influência do ferro sobre espécies de cianobactérias (KRANZLER et al., 2011; PATIDAR et al., 2015; SORICHETTI et al., 2016) e diatomáceas (RONCEL et al., 2016); zinco em cianobactérias (PATIDAR et al., 2015), em clorofíceas (HASSLER et al., 2005; PANDEY et al., 2015) e diatomáceas (JACCARD et al., 2009; PANDEY et al., 2015); selênio (CHEN et al., 2006), molibdênio, zinco, manganês e níquel sobre espécies de clorofíceas, diatomáceas e cianobactérias (SONG et al., 2012; PATIDAR et al., 2015; PANDEY et al., 2015); cobre sobre cianobactérias (MOTA et al., 2015) e fitoflagelados (WANG; DEI, 2006).

Em geral, os trabalhos citados no parágrafo anterior mostram que micronutrientes atuam em pequenas concentrações como cofatores de reações de transferência de elétrons para fotossíntese e geração de energia, fixação de nitrogênio atmosférico, anti-oxidantes, síntese de compostos bioativos e outras macromoléculas, além de poderem exercer efeitos protetores, diminuindo a absorção e toxicidade de metais pesados. De acordo com Rouco et al. (2014) e Tonietto et al. (2014), cianobactérias e clorofíceas são mais tolerantes a maiores concentrações de metais e são mais eficientes na utilização destes micronutrientes para o desenvolvimento, quando comparadas com as diatomáceas. Entretanto, avaliando os resultados de Gardham et al. (2015) deve-se ponderar que mesmo sendo fundamentais para o metabolismo celular, elevadas concentrações de micronutrientes disponíveis para os organismos podem ser tóxicos para as células.

Estudos *in situ* tem sido desenvolvidos considerando-se principalmente populações ou comunidades isoladas, mas a abordagem de toda a comunidade fitoplanctônica é rara. Trabalhos conduzidos em regiões temperadas relatam que o ferro e outros micronutrientes podem atuar como limitante do crescimento de espécies de

cianobactérias (XU et al., 2013; SORICHETTI et al., 2014), diatomáceas e clorofíceas (DOWNS et al., 2008). Em ecossistemas tropicais, Chia et al. (2011) avaliaram a influência de micronutrientes sobre a comunidade de clorofíceas em reservatório da Nigéria, apontando, dentre outros resultados, uma correlação positiva entre a concentração de ferro e a biomassa de *Closterium*.

2.2 Influência de variáveis físicas e hidrológicas sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica

As variáveis físicas temperatura da água, cor, turbidez e pH podem atuar na comunidade fitoplanctônica tanto direta, como indiretamente através da regulação da disponibilidade de nutrientes ou de luz solar para os organismos.

Em ecossistemas aquáticos, principalmente temperados, a temperatura é uma importante variável reguladora da estrutura da comunidade fitoplanctônica (SHERMAN et al., 2016), podendo atuar diretamente na taxa de crescimento dos organismos ou regulando a mobilização de nutrientes entre a água e o sedimento (LI et al., 2015). Entretanto, em ecossistemas tropicais, as temperaturas são elevadas e com pequena amplitude anual, exercendo influência sobre o fitoplâncton principalmente em reservatórios profundos que apresentem estratificação nas estações climáticas mais quentes (FIGUEREDO; GIANI, 2009).

Elevadas temperaturas aumentam a velocidade das reações de decomposição microbiana, promovendo redução na concentração de oxigênio dissolvido, principalmente no hipolímnio. Esta situação de hipóxia favorece a liberação do fósforo do sedimento para a coluna d'água, bem como acelera as reações de desnitrificação, alterando as concentrações de fósforo e nitrogênio na água, respectivamente. Com isso, pode ocorrer uma baixa relação N:P, o que pode favorecer o desenvolvimento de cianobactérias (GOBLER et al., 2016).

Temperaturas altas e estáveis são positivamente relacionadas com *blooms* de cianobactérias em diferentes ecossistemas (SRIFA et al., 2016; ZHANG et al., 2016), embora a ausência de correlação também seja relatada (ZHOU et al., 2016c). Dokulil (2016) e Bonilla et al. (2016) mostraram que algumas espécies de cianobactérias e diatomáceas são mais resistentes a variações de temperatura, podendo se desenvolver em uma extensa faixa de valores, embora as diatomáceas tenham demonstrado preferência por águas mais frias em relação às cianobactérias. Por outro lado, Zhang et

al. (2016) destacaram que espécies de cianobactérias e clorofíceas podem mostrar sensibilidade a variações térmicas.

Deste modo, na literatura tem sido observado que o efeito da temperatura sobre o fitoplâncton depende da composição inicial da comunidade, bem como do perfil abiótico do ecossistema, agindo, portanto, de forma diferenciada dependendo das características locais (STRIEBEL et al., 2016).

O pH de ecossistemas aquáticos influencia, mas também é influenciado, pelas reações bioquímicas realizadas pelos organismos presentes. Decomposição e fotossíntese podem levar à acidificação e alcalinização, respectivamente, da água, regulando o desenvolvimento dos seres vivos.

Diretamente, o pH tem um papel importante sobre a comunidade, visto que todas as reações orgânicas são dependentes de uma faixa ótima para que suas enzimas catalisem. Estudos mostram que cianobactérias preferem ambientes neutro-alcalinos devido à sua capacidade de utilizar bicarbonato como fonte de carbono inorgânico e a sua habilidade limitada para regular e manter o pH interno neutro em ecossistemas ácidos (BRASIL et al., 2016; CAO et al., 2016). Com relação às clorofíceas, diatomáceas e euglenofíceas, foram verificadas a ocorrência de divergências com relação à faixa de melhor desenvolvimento destes organismos, apontando maiores biomassas em águas alcalinas (DEYAB; EL-KATOUNY, 2015) e neutras (DAGEFU; SCHAGERL, 2015; VIEIRA et al., 2015), sugerindo que a preferência por ambientes ácidos ou alcalinos seja específica para este grupo de algas.

Por outro lado, o pH pode ter efeito indireto sobre o fitoplâncton, alterando a disponibilidade de nutrientes para os organismos, através da precipitação e solubilização de alguns nutrientes sob condições alcalinas e ácidas, respectivamente (LI et al., 2015). Com isso, esta variável pode também ser responsável pela toxicidade de alguns metais para a comunidade, visto que em faixas ácidas, cobre e zinco podem ser absorvidos além da sua capacidade de depuração pelas microalgas, que aumentam sua concentração e toxicidade intracelulares (SMOLYAKOV et al., 2010).

Variações de pH, temperatura e outros fatores podem permitir a dissolução ou suspensão de substâncias, conferindo cor e turbidez, respectivamente, aos corpos d'água. Estas variáveis interferem, principalmente, na incidência de luz na água, regulando, portanto, a extensão da zona eufótica, utilizada pelos organismos fotossintetizantes (EKVALL et al. 2013; MOSLEY et al., 2015).

A turbidez tem sido apontada como um dos responsáveis pelas variações na dominância de *P. agardhii*, *C. raciborskii*, *Spirulina platensis* (Gomont), *Cyclotella* sp. e *Cryptomonas* sp. (associadas a águas com maiores valores de turbidez) e *M. aeruginosa*, desmidiáceas e fitoflagelados (predominantes em águas com maior transparência), embora outros fatores também contribuam para estas condições, tais como elevadas concentrações de nutrientes, baixa relação N:P na água e elevados tempos de retenção hidráulica (HU et al., 2016; BRASIL et al., 2016; DOKULIL et al., 2016).

Estudos tem mostrado que algumas espécies pequenas de diatomáceas cêntricas (LI et al., 2016) e penadas (ZNACHOR et al., 2015), bem como criptofíceas (ABIRHIRE et al., 2015), tem o crescimento estimulado por intensidades de luz mais elevadas. Segundo Li et al. (2016), maiores fotoperíodos ativam a enzima ribulose 1,5-difosfato carboxilase em diatomáceas, aumentando, portanto, as reações fotossintéticas.

A estrutura da comunidade fitoplanctônica também pode variar em função das características morfométricas e hidrológicas dos ecossistemas. Variáveis, tais como profundidade, área, volume de acumulação e tempo e retenção hidráulica podem interferir no desenvolvimento do fitoplâncton, devido a modificações na disponibilidade de luz, nutrientes e pressão de predação.

O volume de água de reservatórios tem sido relacionado a episódios de florações de diferentes espécies fitoplanctônicas, tanto durante os períodos de seca como de inundação. São relatados *blooms* de cianobactérias durante longos períodos de estiagem, devido ao aumento do tempo de retenção hidráulica e à concentração de nutrientes na água ocasionada pela ausência do efeito diluidor (ROMO et al., 2013). Menores volumes também podem facilitar a ressuspensão de nutrientes e de células de diatomáceas do sedimento para o corpo d'água, permitindo a proliferação destas algas (BORTOLINI et al., 2016).

Entretanto, estudos mostraram que menores volumes de água são relacionados com a precipitação de fósforo ligado ao ferro, devido à maior concentração de oxigênio dissolvido e também aceleração das reações de desnitrificação em função da elevação da temperatura da água. Em ambas as situações, a inibição do crescimento de microalgas é relatada (BERTANI et al., 2016). Estes autores apontam que a depleção de nutrientes também causa mudanças no tamanho dos organismos, prevalecendo as células menores, com maior afinidade por nutrientes e capacidade de competição em relação aos organismos maiores.

2.3 Influência de variáveis climáticas sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica

O clima tem importante papel na regulação da comunidade fitoplanctônica, atuando de maneira indireta através de modificações nas variáveis físico-químicas e hidrológicas. Em regiões temperadas, Rasconi et al. (2015) apontam que marcantes variações estacionais de temperatura permitem uma sucessão fitoplanctônica evidente, caracterizada por modificações tanto na estrutura como na composição da comunidade. Por outro lado, nos trópicos, Braga et al. (2015) defendem que a temperatura, por estar sempre acima dos valores limitantes ao crescimento, não possui efeitos tão significativos sobre a variação temporal do fitoplâncton, sendo a pluviosidade e os ventos os principais responsáveis.

Estas variáveis podem afetar a estratificação e a estabilidade dos ecossistemas (MATEO et al., 2015; O'FARREL et al., 2015). Pequenas perturbações na coluna d'água, nos períodos de seca (EJANKOWSKI; LENARD, 2015; ZHOU et al., 2015; BORTOLINI et al., 2016) e ventos fracos (ZHOU et al., 2015; DENG et al., 2016; HU et al., 2016) podem levar à permanência de uma ou poucas espécies, principalmente cianobactérias.

Os autores supracitados destacam que a perturbação causada por chuvas intensas e ventos fortes evita a estratificação da coluna d'água e ressuspende para a coluna d'água espécies de clorofíceas e diatomáceas que estavam aderidas ao sedimento. Com isso, podem ocorrer alterações na relação fitoplâncton-zooplâncton, diminuição do sombreamento causado pelos organismos em proliferação (DAGEFU; SCHAGERL, 2015; FADEL et al., 2015; ZHOU et al., 2016a); criação de novos nichos e influxo de novas espécies com as chuvas (BORTOLINI et al., 2016), contribuindo assim para o aumento da diversidade do ecossistema. Períodos mais curtos de perturbação, entretanto, parecem não prejudicar o crescimento de cianobactérias, conforme observado por Zhou et al. (2016a).

Entretanto, alguns estudos divergem dos resultados mostrados no parágrafo anterior e mostram maiores valores de riqueza e diversidade durante o período de estiagem (NOGUEIRA et al., 2008; MOURA et al., 2012), bem como desenvolvimento e dominância de cianobactérias em períodos de ventos mais fortes, devido à ressuspensão de nutrientes do hipolímnio em ecossistemas rasos (PLANAS; PAQUET, 2016; SHINOHARA et al., 2016; ZHOU et al., 2016b).

Como mostrado nos parágrafos anteriores, a mobilização de nutrientes na coluna d'água é regulada por variáveis climáticas, que atuam, principalmente, sobre a estabilidade dos ecossistemas e na diluição/concentração de componentes a partir de variações de volume dos reservatórios. Segundo Chaves et al. (2013) e Brasil et al. (2016), ecossistemas tropicais podem tornar-se mais eutróficos em períodos de seca, devido à concentração de compostos orgânicos presentes na água, favorecendo as florações de microalgas. Segundo Delpla et al. (2009), durante episódios de seca e elevadas temperaturas, as reações de mineralização de nutrientes, desnitrificação e mobilização do fósforo do sedimento pela fosfatase alcalina são aceleradas, aumentando o estado trófico do ecossistema e o desenvolvimento de cianobactérias fixadoras de nitrogênio. Por outro lado, Bakker e Hilt (2016) observaram que a seca pode diminuir o aporte alóctone de fósforo para o corpo d'água, aumentando a relação N:P, favorecendo o crescimento de diatomáceas e clorofíceas.

Estudos também tem mostrado o aumento da concentração de nutrientes e *blooms* de cianobactérias e diatomáceas durante o período de maior pluviosidade, provavelmente em decorrência dos processos de mistura, ressuspensão (MENG et al., 2016; ZHOU et al., 2016a) e transporte alóctone de nutrientes das margens para o corpo d'água (HAYES et al., 2015).

Devido aos baixos volumes de acumulação e menores profundidades, corpos d'água rasos e pequenos possuem rápida dinâmica hidrológica, modificando, rapidamente, as variáveis abióticas e bióticas em resposta aos efeitos da sazonalidade e alterações climáticas (BARTOSIEWICZ et al., 2016; HAVENS et al., 2016).

Estudos em reservatórios de pequeno porte de regiões temperadas (PECZULA; SZCZUROWSKA, 2013; SWINTON; BOYLEN, 2014) e tropicais (DABROWSKI et al., 2014; BEZERRA et al., 2014) mostram modificações na composição e estrutura da comunidade fitoplanctônica durante período de estiagem, acompanhada de mudanças na concentração de nutrientes. Em ecossistemas da região semiárida do Nordeste do Brasil, períodos de seca intensificam as já elevadas taxas de evaporação locais, acarretando diminuição do volume dos reservatórios e aumento do tempo de retenção hidráulica (BRAGA et al., 2015). Com isso, a circulação térmica e a ressuspensão de nutrientes podem desencadear aumento da biomassa de microalgas e diminuição da diversidade (DANTAS et al., 2012; BEZERRA et al., 2014).

A comparação da estrutura do fitoplâncton durante período de seca e posterior enchimento dos reservatórios também são relatadas na literatura em ambientes temperados (BEAVER et al., 2013; AVIGLIANO et al., 2014), semiáridos (KNOWLES et al., 2012) e áridos (ALMAAROFI et al., 2014), possivelmente em decorrência da variação da dinâmica de nutrientes durante o período de enchimento comparado ao colapso do reservatório. Nestas duas últimas publicações, foi relatada liberação gradual de nitrogênio e fósforo a partir do solo dos reservatórios, bem como das suas margens, aportados pela água durante as chuvas.

Nos últimos anos, mudanças gradativas no clima tem sido observadas em todo o planeta. Modelos propõem uma tendência de aquecimento global, acompanhada de ventos mais fortes nas regiões tropicais e subtropicais, boreais do hemisfério Norte e Europa e centro-sul da América do Sul (XIA et al., 2016), além de alteração na frequência e intensidade de eventos climáticos extremos, como secas, enchentes, ondas de frio e calor (HAVENS et al., 2016; PAERL et al., 2016; ZHANG et al., 2016). Entretanto, esse padrão não é homogêneo e fatores locais devem ter participação nesse processo (MOSLEY et al., 2015). Seca faz parte das flutuações sazonais, principalmente nas regiões semiáridas (TALAEI et al., 2014), no entanto, observa-se que este evento tem se tornado mais frequente com o progresso do aquecimento global e isto pode modificar tanto variáveis abióticas como bióticas dos ecossistemas aquáticos (WELLS et al., 2015; HUANG et al., 2016).

Este cenário modifica o perfil térmico, padrões de mistura, fluxo de energia e dinâmica de variáveis abióticas em reservatórios, influenciando o comportamento de comunidades aquáticas (BARTOSIEWICZ et al., 2016). A previsão é de que os reservatórios permaneçam mais tempo estratificados, gerando um hipolímnio hipóxico/anóxico que permite a precipitação de metais e a liberação de fósforo para a coluna d'água (PAERL et al., 2016; PLANAS; PAQUET, 2016; THOMAS; LITCHMAN, 2016), bem como o aumento da velocidade das reações de desnitrificação e síntese/liberação de amônia (McCARTHY et al., 2016).

Estas mudanças ambientais, reflexo das alterações climáticas, tem acarretado aumento da proliferação de espécies tipicamente tropicais, como *C. raciborskii*, em ecossistemas temperados (ANEVILLE et al., 2015; ZHANG et al., 2016); subtropicais (FERNÁNDEZ et al., 2015) e mediterrâneos (MARIANI et al., 2015). Esta espécie possui várias adaptações competitivas, tais como presença de heterocitos e aerotopos,

capacidade de estocar fósforo, produção de cianotoxinas, sobrevivência em baixas intensidades de luz, que permite seu desenvolvimento neste novo cenário que vem se consolidando (ANTUNES et al., 2015).

Devido ao baixo requerimento energético para o desenvolvimento e à estabilidade do aparelho fotossintético em situações de aumento de temperatura, estudos também preveem que diatomáceas serão beneficiadas com estas mudanças climáticas (FANESI et al., 2016; ROLIGHED et al., 2016). Entretanto, algumas pesquisas propõem que o aquecimento global não selecionará grupos fitoplanctônicos especificamente, mas sim tipos morfológicos mais bem adaptados às novas condições, tais como, células menores, de crescimento rápido e mais competitivas por nutrientes, nas quais a maior relação área/volume lhes permitirá flutuar em ecossistemas estratificados (PORTALIER et al., 2016; RASCONI et al., 2016; ROLIGHED et al., 2016).

As alterações descritas nos parágrafos anteriores tem sido acompanhadas de modificações na frequência de ocorrência e intensidade de eventos climáticos regulares, tais como *El Niño* (CABALLERO et al., 2016), *La Niña* (CAMARA et al., 2015; BORTOLINI et al., 2016) e frentes frias (TUNDISI et al., 2004).

El Niño é considerado um dos mais importantes eventos climáticos interanuais de curta duração que influencia o clima no planeta (CABALLERO et al., 2016). É um fenômeno de escala global relacionado a um forte acoplamento entre o sistema oceânico e a atmosfera, que se manifesta ao longo da zona equatorial/tropical do Oceano Pacífico, caracterizado pelo aumento anômalo das suas temperaturas superficiais, entre o Equador e os trópicos. Como consequências, são observadas secas em regiões semiáridas do Brasil, devido à diminuição das chuvas e aumento das taxas de evaporação; e maiores volumes de chuvas no sul da América do Sul (HUANG et al., 2016).

O *El Niño* que ocorreu no ano de 1998 é considerado o mais forte da história. Na região Nordeste do Brasil, o período foi marcado por aumento de temperatura, diminuição da umidade atmosférica, redução do nível dos reservatórios e dominância de espécies de cianobactérias, principalmente *C. raciborskii* (BOUVY et al., 2000, 2003). Dezessete anos depois, registra-se outra ocorrência de grande intensidade, considerada a segunda mais forte da história, cujas consequências, no Brasil, foram potencializadas

devido à seca que se iniciou em vários Estados nos anos de 2012/2013, levando ao colapso hídrico de vários reservatórios (MARENGO; BERNASCONI, 2015).

As modificações ocasionadas por estes eventos climáticos podem desencadear o aumento da biomassa de cianobactérias, diminuição da diversidade fitoplanctônica (BARBOSA et al., 2012; BRASIL et al., 2016) e seleção de organismos morfo-fisiologicamente mais adaptados a esta nova condição. A estratificação dos reservatórios, prevista como consequência do aquecimento durante as próximas ocorrências de *El Niño*, deverá favorecer o desenvolvimento de criptofíceas e cianobactérias com aerótopos, dotadas de capacidade para deslocamento na coluna d'água em busca de luz, nutrientes e para fugir da predação (ABIRHIRE et al., 2015). Além disso, estudo desenvolvido em reservatórios mexicanos por Caballero et al. (2016), durante o *El Niño* de 2010, também aponta transição do fitoplâncton para espécies menores e menos palatáveis de diatomáceas, confirmando a previsão de Rasconi et al. (2015), Rolighed et al. (2016) e Portalier et al. (2016) sobre modificações do fitoplâncton com o aquecimento global.

Diferentemente do *El Niño*, o evento *La Niña* é caracterizado por anomalias negativas da temperatura superficial na porção centro-leste do oceano Pacífico, causando um resfriamento de suas águas e maior possibilidade de ocorrência de fortes chuvas e ventos em países do hemisfério Sul (OKONKWO et al., 2014; O'FARREL et al., 2015), embora em algumas regiões subtropicais, episódios de seca também possam ser observados (BORTOLINI et al., 2016). Do ponto de vista ecológico, este fenômeno também causa modificações nas variáveis hidroquímicas de reservatórios, cujo reflexo é observado na quebra da estabilidade de cianobactérias e aumento da diversidade local (CAMARA et al., 2015).

Finalmente, as frentes frias, que ocorrem principalmente nas regiões de climas úmidos, como o Sul e Sudeste brasileiros, ocasionam diminuição da temperatura atmosférica e aumento da pluviosidade e ventos. Isto favorece a homogeneização da coluna d'água e pode favorecer ao aumento da diversidade fitoplanctônica, bem como da biomassa de diatomáceas trazidas do fundo do reservatório (TUNDISI et al., 2010).

O conhecimento da importância de cada variável abiótica apresentada nos tópicos desta revisão sobre o desenvolvimento fitoplanctônico é fundamental. Alguns autores acreditam que os nutrientes são os maiores contribuidores para explicar a dominância de espécies fitoplanctônicas comparados com as variáveis climáticas

(DENG et al., 2014). Entretanto, deve-se ter em mente que todas elas estão interagindo com organismos, que por sua vez se relacionam uns com os outros, criando uma complexa rede que garante o fluxo de matéria e energia nos ecossistemas. Deste modo, o entendimento da sinergia da maior quantidade de variáveis possível fornece uma visão mais realista do comportamento do fitoplâncton nos ambientes (WELLS et al., 2015).

Diversos autores sugerem que a sinergia entre o aquecimento global e a eutrofização promove alterações na estrutura e composição da comunidade fitoplanctônica, beneficiando a dominância de cianobactérias e clorofíceas (MOE et al., 2016; WU et al., 2016; ZHOU et al., 2016c). Deste modo, temperatura e nutrientes influenciam o crescimento fitoplanctônico, mas a interação entre nutrientes (FUJII et al., 2015; BAKKER; HILT, 2016; ROCHA et al., 2016) e destes com pH (LIS et al., 2015) e variáveis climatológicas (FADEL et al., 2015; IZAGUIRRE et al., 2016; XU; JUNEAU, 2016) são essenciais para explicar a variação de biomassa e distribuição da comunidade fitoplanctônica em ecossistemas aquáticos.

Alahuhta e Aroviita (2016) e Catharine et al. (2016) quantificaram a importância relativa de variáveis naturais (nitrogênio, fósforo, cor e volume) e perturbação humana (atividades antropogênicas de uso do solo) em diferentes comunidades de lagos boreais finlandeses e franceses, respectivamente, e observaram que as atividades antropogênicas tiveram maior contribuição percentual na variação do fitoplâncton, mas que a interação entre os dois grupos também era significativa.

É um desafio entender como os efeitos combinados das diferentes variáveis impactam no crescimento do fitoplâncton. A diversidade das respostas destes organismos, juntamente com os direcionadores locais e globais, devem ser tomados em consideração para melhor entender a relação abióticos-bióticos.

2.4 Estudos sobre Comunidades Fitoplanctônicas no Nordeste do Brasil

Nos últimos quinze anos, diversos estudos sobre comunidades fitoplanctônicas tem sido desenvolvidos em Estados da Região Nordeste do Brasil: Maranhão (DELLAMANO-OLIVEIRA et al., 2003; NOGUEIRA et al. 2005), Ceará (MOLISANI et al., 2010; BEZERRA et al., 2014; LOPES et al., 2015), Rio Grande do Norte (CHELLAPPA et al., 2008a,b,2009; COSTA et al., 2009; FONSECA et al., 2015; VIEIRA et al., 2015; SILVA; COSTA, 2015; BRAGA et al., 2015; MEDEIROS et al., 2015; BRASIL et al., 2016), Paraíba (COSTA; DANTAS, 2011), Alagoas (BARROS-

DA-SILVA et al., 2011), Bahia (OLIVEIRA e al., 2013) e Pernambuco (MOURA et al., 2007a,b,c,d, 2015; LIRA et al., 2011; DANTAS et al., 2012; MOURA et al., 2012; ARAGÃO-TAVARES et al., 2013; LIRA et al., 2014; OLIVEIRA et al., 2014, 2015; GOIS; OLIVEIRA, 2014; BITTENCOURT-OLIVEIRA et al., 2012, 2014; ARAGÃO-TAVARES et al., 2017).

Dos trabalhos citados, a comunidade de cianobactérias em reservatórios eutróficos é destacada, possivelmente devido à maior dominância deste grupo na região ou ainda motivados pelo caso da hemodiálise de Caruaru (Pernambuco), cuja repercussão mundial estimulou a criação de leis mais rígidas sobre a qualidade de água.

A Região Nordeste é dividida em microregiões que apresentam características ambientais e climáticas distintas, variando desde o litoral mais úmido até o interior mais seco, mantendo as elevadas temperaturas, típicas de climas tropicais. Dos trabalhos listados no *caput* deste tópico, a maioria ocorre em ecossistemas semiáridos, em virtude principalmente de suas características climáticas peculiares e da grande quantidade de reservatórios existentes na região. Estudos comparativos entre ambientes submetidos a diferentes condições climáticas tem sido relatados. Dantas et al. (2012) apontam, dentre outros resultados, que a sazonalidade exerceu influência sobre a comunidade fitoplanctônica dos ecossistemas de menor porte. Por sua vez, Aragão-Tavares et al. (2013) analisaram a comunidade de cianobactérias planctônicas em 19 reservatório do Estado de Pernambuco e observaram florações na maioria deles. Finalmente, Bittencourt-Oliveira et al. (2014) apontaram variação na composição e biomassa de cianobactérias em diversos reservatórios de pequeno porte, mas com foco na detecção de cianotoxinas.

Reservatórios de pequeno porte são comuns no Nordeste brasileiro, correspondendo, em Pernambuco, a aproximadamente 40% dos corpos d'água superficiais (COMPESA, 2017, dados não publicados). Apesar da dinâmica hidrológica peculiar, muitos estudos em ecossistemas de grande porte ainda são realizados (CHELLAPPA et al., 2009; FONSECA et al., 2015; VIEIRA et al., 2015), possivelmente em decorrência da importância econômica ou da maior perenidade destes sistemas. Como o tempo de retenção hidráulica é maior e sua dinâmica hidrológica é mais lenta, a persistência de espécies de microalgas em sistemas de grande porte tem sido comum, independente da sazonalidade (MOURA et al., 2012; BAPTISTA;

NIXDORF, 2014) e muitas vezes esta característica é relatada como marcante para reservatórios de toda a região.

Todos os trabalhos apresentados nesta revisão que tratam de comunidades fitoplanctônicas, publicados no Nordeste brasileiro, tentam explicar a estrutura das mesmas com base nos nutrientes disponíveis, principalmente nitrogênio e fósforo. Exceção pode ser feita ao trabalho de Oliveira et al. (2014), que, embora tenha realizado análise de alguns micronutrientes, o foco da pesquisa foi o efeito da sazonalidade sobre a qualidade da água e a biomassa de cianobactérias no reservatório, destacando, dentre outros resultados, que períodos mais secos beneficiam o desenvolvimento destes organismos.

Finalmente, os trabalhos realizados na região enfatizam a variação temporal sob o espectro sazonal, estabelecendo o tempo de um ano para considerar todo o efeito da sazonalidade sobre a comunidade fitoplanctônica. Entretanto, efeitos estocásticos com variações temporais não regulares podem não ser integralmente avaliados e estudos interanuais forneceriam melhor entendimento destes eventos. Dentro desta perspectiva, pode-se citar o manuscrito conduzido por Vieira et al. (2015) em um reservatório da região semiárida do Rio Grande do Norte, que abrangeu dois anos de estudo e permitiu concluir, dentre outros resultados, que as variações sazonais tiveram maior influência sobre variáveis bióticas e bióticas do que as variações verticais da coluna d'água.

Tem-se observado um avanço da extensão de áreas áridas e semiáridas no Nordeste brasileiro em virtude do aquecimento global e que tais mudanças climáticas levaram a problemas de abastecimento na região, devido à redução no volume dos reservatórios (MARENCO; BERNASCONI, 2015). Segundo estes autores, as regiões com índices mais preocupantes de escassez hídrica e de potencialidade para maiores índices de aridez são norte da Bahia e região centro-ocidental dos Estados de Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Paraíba.

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIRHIRE, O.; NORTH, R.L.; HUNTER, K.; VANDERGUCHT, D.; SEREDA, J.; HUDSON, J. Environmental factors influencing phytoplankton communities in Lake Diefenbaker, Saskatchewan, Canada. **Journal of Great Lakes Research**, v.41, n.2, p.118-128, 2015.

ALAHUHTA, J.; AROVIITA, J. Quantifying the relative importance of natural variables, human disturbance and spatial processes in ecological status indicators of boreal lakes. **Ecological Indicators**, v.63, p.240-248, 2016.

ALMAAROFI, S. S.; DOUABUL, A. A. Z.; WARNER, B. G.; TAYLOR, W. D. Phosphorus and nitrogen budgets of the Al-Hawizeh marshland after re-flooding. **Hydrobiologia**, v.721, n.1, p.155-164, 2014.

ALMEIDA, V. L. S.; MELÃO, M. G. G.; MOURA, A. N. Plankton diversity and limnological characterization in two shallow tropical urban reservoirs of Pernambuco State, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 84, n.2, p. 1-14, 2012.

ANEVILLE, O.; DOMAIZON, I.; KERIMOGLU, O.; RIMET, F.; JACQUET, S. Blue-Green algae in a “greenhouse century”? New insights from field data on climate change impacts on Cyanobacteria abundance. **Ecosystems**, v.18, n.3, p.441-458, 2015.

ANTUNES, J.T.; LEÃO, P.N.; VASCONCELOS, V.M. *Cylindrospermopsis raciborskii*: review of the distribution, phylogeography, and ecophysiology of a global invasive species. **Frontiers in Microbiology**, v.6, p.1-13, 2015.

ARAGÃO-TAVARES, N.K.C.; MOURA, A.N.; DANTAS, E.W. Persistence and stability of phytoplankton communities in eutrophic reservoirs of northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, 2017.

ARAGÃO-TAVARES, N. K. C.; MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. Planktonic Cyanobacteria forming blooms in reservoirs of northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.8 n.4, p.662-668, 2013.

AVIGLIANO, L.; VINOCUR, A.; CHAPARRO, G.; TELL, G.; ALLENDE, L. Influence of re-flooding on phytoplankton assemblages in a temperate wetland following prolonged drought. **Journal of Limnology**, v.73, n.2, p.247-262, 2014.

BAPTISTA, M. G.; NIXDORF, B. Low disturbances favor steady state: case of cyanobacterial monodominance in a Brazilian coastal lagoon. **Inland Waters**, v. 4, p. 243-254, 2014.

BARBOSA, J. E. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R. S.; CRISPIM, M. C. B.; SILVA, G. H. G. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n.1, Epub, 2012.

BAKKER, E.S.; HILT, S. Impact of water-level fluctuations on cyanobacterial blooms: options for management. **Aquatic Ecology**, v.50, p.485-498, 2016.

BARBOSA, J.E.L.; MEDEIROS, E.S.F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R.S.; CRISPIM, M.C.B.; SILVA, G.H.G. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.24, n.1, p.63-73, 2012.

BARROS-DA-SILVA, K. P.; COSTA, M. M. S.; GUEDES, E. A. C. Variação temporal do fitoplâncton de um lago pertencente à Área de Proteção Permanente no estado de Alagoas, nordeste do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. v.25, n.4, p.890-898, 2011.

BARTOSIEWICZ, M.; LAURION, I.; CLAYER, F.; MARANGER, R. Heat-Wave effects on oxygen, nutrients, and phytoplankton can alter global warming potential of gases emitted from a small shallow lake. **Environmental Science and Technology**, v.50, p.6267-6275, 2016.

BEAMUD, S.G.; LEÓN, J.G.; KRUK, C.; PEDROZO, F.; DIAZ, M. Using trait-based approaches to study phytoplankton seasonal succession in a subtropical reservoir in arid central western Argentina. **Environmental Monitoring Assessment**, v.1, p.187-271, 2015.

BEAVER, J. R.; JENSEN, D. E.; CASAMATTA, D. A.; TAUSZ, C. E.; SCOTese, K. C.; BUCCIER, K. M.; TEACHER, C. E.; ROSATI, T. C.; MINEROVIC, A. D.; RENICKER, T. R. Response of phytoplankton and zooplankton communities in six reservoirs of the middle Missouri River (USA) to drought conditions and a major flood event. **Hydrobiologia**, v. 705, n. 1, p. 173-189, 2013.

BECKER, V.; HUSZAR, V. L. M.; CROSSETTI, L. O. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. **Hydrologia**, v. 628, p. 137-151, 2009.

BEGHELLI, F.G.S.; FRASCARELI, D.; POMPÊO, M.L.M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Trophic state evolution over 15 years in a tropical reservoir with low nitrogen concentrations and Cyanobacteria Predominance. **Water, Air and Soil Pollution**, v.227, n.95, p.1-15, 2016.

BERTANI, I.; PRIMICERIO, R.; ROSSETTI, G. Extreme climatic event triggers a lake regime shift that propagates across multiple trophic levels. **Ecosystems**, v.19, p.16-31, 2016.

BEVERSDORF, L.J.; MILLER, T.R.; McMAHON, K.D. The Role of Nitrogen Fixation in Cyanobacterial Bloom Toxicity in a Temperate, Eutrophic Lake. **Plos One**, v.8, n.2, p.1-11, 2013.

BEZERRA, L. A. V.; PAULINO, W. D.; GARCEZ, D. S.; BECKER, H.; SÁCHEZ-BOTERO, J. I. Limnological characteristics of a reservoir in semiarid Northeastern Brazil subject to intensive tilapia farming (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n.1, p.47-59, 2014.

BHAT, N.A.; WANGANEO, A.; RAINA, R. Seasonal dynamics of phytoplankton community in a tropical wetland. **Environmental Monitoring Assessment**, v.187, n.4136, p.1-12, 2015.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; DIAS, S. N.; MOURA, A. 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, n.3, 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.

BONILLA, S.; GONZÁLEZ-PIANA, M.; SOARES, M.C.S.; HUSZAR, V.L.M.; BECKER, V.; SOMMA, A.; MARINHO, M.M.; KOKOCINSKI, M.; DOKULIL, M.; ANTONIADES, D.; AUBRIOT, L. The success of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in freshwaters is enhanced by the combined effects of light intensity and temperature. **Journal of Limnology**, v.75, n.3, p.606-617, 2016.

BORTOLINI, J.C.; TRAIN, S.; RORIGUES, L.C. Extreme hydrological periods: effects on phytoplankton variability and persistence in a subtropical floodplain. **Hydrobiologia**, v.763, p.223-236, 2016.

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, S. 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.; OLIVEIRA, J. N. P.; MENDONÇA-JÚNIOR, J. R.; BEZERRA, A. F. M.; TÔRRES, 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, J.; ATTAYDE, J.L.; VASCONCELOS, F.R.; DANTAS, D.D.F.; HUSZAR, V.L.M. Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. **Hydrobiologia**, v.770, n.1, p.145-164, 2016.

CABALLERO, M.; VÁSQUEZ, G.; ORTEGA, B.; FAVILA, M.E.; LOZANO-GARCÍA, S. Responses to a warming trend and “El Niño” events in a tropical lake in western Mexico. **Aquatic Sciences**, v.78, p.591-604, 2016.

CAMARA, F.R.A.; ROCHA, O.; PESSOA, E.K.R.; CHELLAPPA, S.; CHELLAPPA, N.T. Morphofunctional changes of phytoplankton community during pluvial anomaly in a tropical reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, v.75, n.3, p.628-637, 2015.

CAO, X.; WANG, Y.; HE, J.; LUO, X.; ZHENG, Z. Phosphorus mobility among sediments, water and cyanobacteria enhanced by cyanobacteria blooms in eutrophic Lake Dianchi. **Environmental Pollution**, v.219, p.580-587, 2016.

CARNEIRO, R. L.; ALÍPIO, A. C. N.; BISCH, P. M.; AZEVEDO, S. M. F. O.; PACHECO, A. B. F. The Inhibitory Effect of Calcium on *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) Metabolism. **Brazilian Journal of Microbiology**, v.42, p. 1547-1559, 2011.

CARNEIRO, R. L.; PACHECO, A. B. F.; AZEVEDO, S. M. F. O. Growth and Saxitoxin Production by *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) Correlate with Water Hardness. **Marine Drugs**, v.11, p. 2949-2963, 2013.

CATHARINE, A.; SELMA, M.; MOUILLOT, D.; TROUSSELLIER, M.; BERNARD, C. Patterns and multi-scale drivers of phytoplankton species richness in temperate peri-urban lakes. **Science of Total Environment**, v.559, p.74-83, 2016.

CHAFFIN, J.D.; BRIDGEMAN, T.B. Organic and inorganic nitrogen utilization by nitrogen-stressed cyanobacteria during bloom conditions. **Journal of Applied Phycology**, v.26, p.299-309, 2014.

CHAVES, F. I. B.; LIMA, P. F.; LEITÃO, L. C.; PAULINO, W. D.; SANTAELLA, S. T. Influence of rainfall on the trophic status of a Brazilian semiarid reservoir. **Acta Scientiarum**, v. 35, n.4, p. 505-511, 2013.

CHECCHETTO, V.; SEGALLA, A.; SATO, Y.; BERGANTINO, E.; SZABO, I.; UOZUMI, N. Involvement of potassium transport systems in the response of *Synechocystis* PCC 6803 Cyanobacteria to external pH change, high-intensity light stress and heavy metal stress. **Plant and Cell Physiology**, v.57, n.4, p. 862-877, 2016.

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, n.3, 477-494, 2008a.

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, n.4, p.833-841, 2008b.

CHELLAPPA, N. T.; CHELLAPPA, T.; CÂMARA, F. 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.

CHEN, M.; LI, X.; HE, Y.; SONG, N.; CAI, H.; WANG, C.; LI, Y.; CHU, H.; KRUMHOLZ, L.; JIANG, H. Increasing sulfate concentrations result in higher sulfide production and phosphorous mobilization in a shallow eutrophic freshwater lake. **Water Research**, v.96, p.94-104, 2016.

CHEN, T.; ZHENG, W.; WONG, Y.; YANG, F.; BAI, Y. Accumulation of selenium in mixotrophic culture of *Spirulina platensis* on glucose. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 1, p. 2260-2265, 2006.

CHIA, M. A.; BAKO, S. P.; ALONGE, S. O.; ADAMU, A. K. Green algal interactions with physicochemical parameters of some manmade ponds in Zaria, northern Nigeria. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 34, n. 3, p. 285-295, 2011.

CHISLOCK, M.F.; SHARP, K.L.; WILSON, A.E. *Cylindrospermopsis raciborskii* dominates under very low and high nitrogen-to-phosphorus ratios. **Water Research**, v.49, p.207-214, 2014.

COSTA, D. F.; DANTAS, E. W. Diversity of phytoplankton community in different urban aquatic ecosystems in metropolitan João Pessoa, state of Paraíba, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.23, n.4, p.394-405, 2011.

COSTA, I. A. S.; CUNHA, S. R. S.; PANOSSO, R.; ARAÚJO, M. F. F.; MELO, J. L. S.; ESKINAZZI-SANT'ANNA, E. M. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semiárido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensia**, v. 13, n. 2, p.382-401, 2009.

CROSSETTI, L. O.; SCHNECK, F.; FREITAS-TEIXEIRA, L. M.; MOTTA-MARQUES, D. The influence of environmental variables on spatial and temporal phytoplankton dissimilarity in a large shallow subtropical lake (Lake Mangueira, southern Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n.2, p.111-118, 2014.

DABROWSKI, J.; OBERHOLSTER, P. J.; DABROWSKI, J. M. Water quality of Flag Boshielo Dam, Olifants River, South Africa: Historical trends and the impact of drought. **Water SA**, v. 40, n. 2, 345-357, 2014.

DAGEFU, F.; SCHAGERL, M. The phytoplankton community of tropical high-mountain crater lake Wonchi, Ethiopia. **Hydrobiologia**, v.755, n.1, 2015.

DALU, T.; CLEGG, B.; NHIWATIWA, T. Temporal variation of the plankton communities in a small tropical reservoir (Malilangwe, Zimbabwe). **Transactions of the Royal Society of South Africa**, 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.; TOLEDO NETO, J. D.; CAVALCANTI, A. D. C. Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. **Acta Botanica Brasílica**, v.22, n.4, p. 970-982, 2008.

DELAZARI-BARROSO, A.; SANT'ANNA, C.L.; SENNA, P.A.C. Phytoplankton from Duas Bocas Reservoir, Espírito Santo State, Brazil (except diatoms). **Hoehnea**, v.37, n.2, p.211-229, 2007.

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, n. 4, p. 641-651, 2003.

DELPLA, I.; JUNG, A.V.; BAURES, E.; CLEMENT, M.; THOMAS, O. Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. **Environment International**, v.35, p.1225-1233, 2009.

DENG, J.; CHEN, F.; LIU, X.; PENG, J.; HU, W. Horizontal migration of algal patches associated with cyanobacterial blooms in an eutrophic shallow lake. **Ecological Engineering**, v.87, p.185-193, 2016.

DEYAB, M.A.I. EL-KATONY, T.M. Algal massive growth in relation to water quality and salinity at Damietta, north of Egypt. **Journal of Coastal Life Medicine**, v.3, n.2, p.113-121, 2015.

DOKULIL, M.T. Vegetative survival of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) at low temperature and low light. **Hydrobiologia**, v.764, p.241-247, 2016.

DOLMAN, A.; MISCHKE, U.; WIEDNER, C. Lake-type-specific seasonal patterns of nutrient limitation in German lakes, with target nitrogen and phosphorus concentrations for good ecological status. **Freshwater Biology**, v.61, p.444-456, 2016.

DOWNS, T. M.; SCHALLENBERG, M.; BURNS, C. W. Responses of lake phytoplankton to micronutrient enrichment: a study in two New Zealand lakes and an analysis of published data. **Aquatic Sciences**, v. 70, n. 1, p. 347-360, 2008.

DUNCK, B.; NOGUEIRA, I.S.; MACHADO, M.G. Planktonic diatoms in lotic and lentic environments in the Lago dos Tigres hydrologic system (Britânia, Goiás, Brazil): Coscinodiscophyceae and Fragilariophyceae. **Brazilian Journal of Botany**, v.35, n.2, p.181-193, 2012.

DUNKER, S.; NADROWSKI, K.; JAKOB, T.; KASPRZAK, P.; BECKER, A.; LANGNER, U.; KUNATH, C.; HARPOLE, S.; WILHELM, C. Assessing *in situ* dominance pattern of phytoplankton classes by dominance analysis as a proxy for realized niches. **Harmful Algae**, v.58, p.74-84, 2016.

EJANKOWSKI, W.; LENARD, T. Climate driven changes in the submerged macrophyte and phytoplankton community in a hard water lake. **Limnologia**, v.52, p.59-66, 2015.

EKVALL, M. K.; MARTIN, J. C.; FAASSEN, E. J.; GUSTAFSSON, S.; LÜRLING, M.; HANS, L.; Synergistic and species-specific effects of climate change and water colour on cyanobacterial toxicity and bloom formation. **Freshwater Biology**, v. 58, n. 1, p. 2414-2422, 2013.

FADEL, A.; ATOUI, A.; LEMAIRE, B.J.; VINÇON-LEITE, B.; SLIM, K. Environmental factors associated with phytoplankton succession in a Mediterranean reservoir with a highly fluctuating water level. **Environmental Monitoring Assessment**, v.187, n.633, p.1-14, 2015.

FANESI, A.; WAGNER, H.; BECKER, A.; WILHELM, C. Temperature affects the partitioning of absorbed light energy in freshwater phytoplankton. **Freshwater Biology**, v.61, p.1365-1378, 2016.

FERNÁNDEZ, C.; ESTRADA, V.; PARODI, E.R. Factors triggering Cyanobacteria dominance and succession during blooms in a hypereutrophic drinking water supply Reservoir. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 226, n.73, p.1-13, 2015.

FERRAREZE, M.; NOGUEIRA, M.G. Phytoplankton assemblages in lateral lagoons of a large tropical reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, v.73, n.1, p.163-171, 2013.

FETAHI, T.; SCHAGERL, M.; MENGISTOU, S. Key drivers for phytoplankton composition and biomass in an Ethiopian highland lake. **Limnologia**, v.46, p. 77-83, 2014.

FIGUEREDO, C. C.; GIANI, A. Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): Conditions favoring a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Limnologia**, v.39, p.264–272, 2009.

FONSECA, B. M.; BICUDO, C. E. M. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). **Hydrobiologia**, v.600, p.267-282, 2008.

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.

FOURNIER, E.; ADAM-GUILLERMIN, C.; POTIN-GAUTIER, M.; PANNIER, F. Selenate bioaccumulation and toxicity in *Chlamydomonas reinhardtii*: Influence of ambient sulphate ion concentration. **Aquatic Toxicology**, v.97, p.51-57, 2010.

FUJII, M.; YEUNG, A.C.Y.; WAITE, T.D. Competitive effects of calcium and magnesium Ions on the photochemical transformation and associated cellular uptake of iron by the freshwater cyanobacterial phytoplankton *Microcystis aeruginosa*. **Environmental Science and Technology**, v.49, p.9133-9142, 2015.

GARDHAM, S.; CHARITON, A.A.; HOSE, G.C. Direct and indirect effects of copper-contaminated sediments on the functions of model freshwater ecosystems. **Ecotoxicology**, v.24, n.1, p.61-70, 2015.

GOBLER, C.J.; BURKHOLDER, J.M.; DAVIS, T.W.; HARKE, M.J.; JOHENGEN, T.; STOW, C.A.; VAN DE WAAL, D.B. The dual role of nitrogen supply in controlling the growth and toxicity of cyanobacterial blooms. **Harmful Algae**, v.54, p.87-97, 2016.

GOIS, J. S.; OLIVEIRA, F. H. P. C. Variação Sazonal das Cianobactérias como Parâmetro para Análise da Qualidade da Água do Reservatório Mororó, no Município de Pedra/PE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.7, n.5, p.1015-1023, 2014.

GOMES, P.P.; IBAÑEZ, M.S.R.; FREITAS, J.S. Spatial and temporal variation of *Peridinium umbonatum* F. Stein, 1883 (Dinophyceae) and its relationship with total phytoplankton of a shallow, oligotrophic lake in central Brazil (Lagoon Bonita, Distrito Federal). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.22, n.3, p.317-324, 2010.

HASSLER, C. S.; BEHRA, R.; WILKINSON, K. J. Impact of zinc acclimation on bioaccumulation and homeostasis in *Chlorella kesslerii*. **Aquatic Toxicology**, v. 74, n. 1, p. 139-149, 2005.

HAVENS, K.; PAERL, H.; PHILIPS, E.; ZHU, M.; BEAVER, J.; SRIFA, A. Extreme weather events and climate variability provide a lens to how shallow lakes may respond to climate change. **Water**, v.8, n.229, p.1-18, 2016.

HAYES, N.M.; VANNI, M.J.; HORGAN, M.J.; RENWICK, W.H. Climate and land use interactively affect lake phytoplankton nutrient limitation status. **Ecology**, v.96, n.2, p.392-402, 2015.

HU, R.; LI, Q.; HAN, B.; NASELLI-FLORES, L.; PADISAK, J.; SALMASO, N. Tracking management-related water quality alterations by phytoplankton assemblages in a tropical reservoir. **Hydrobiologia**, v.763, p.109-124, 2016.

HUANG, J.; YU, H.; GUAN, X.; WANG, G.; GUO, R. Accelerated dryland expansion under climate change. **Nature Climate Change**, v.6, p.166-171, 2016.

ILLYOVÁ, M.; PASTUCHOVÁ, Z. The zooplankton communities of small water reservoirs with different trophic conditions in two catchments in western Slovakia. **Limnologica**, v. 42, p. 271-281, 2013.

IZAGUIRRE, I.; SAAD, J.F.; SCHIAFFINO, M.R.; VINOCUR, A.; TELL, G.; SÁNCHEZ, M.L.; ALLENDE, L.; SINISTRO, R. Drivers of phytoplankton diversity in Patagonian and Antarctic lakes across a latitudinal gradient (2150 km): the importance of spatial and environmental factors. **Hydrobiologia**, n.764, 157-170, 2016.

JACCARD, T.; ARIZTEGUI, D.; WILKINSON, K. J. Incorporation of zinc into the frustule of the freshwater diatom *Stephanodiscus hantzschii*. **Chemical Geology**, v. 265, n. 3-4, p.381-386, 2009.

KIM, H.; DUONG, H.V.; KIM, E.; LEE, B.; HAN, S. Effects of phytoplankton cell size and chloride concentration on the bioaccumulation of methylmercury in marine phytoplankton. **Environmental Toxicology**, v.29, n.8, p. 936-941, 2014.

KNOWLES, L.; ILES, J.; LU, Y.; KOBAYASHI, T.; WEN, L. Phosphorus dynamics in an ephemeral wetland ecosystem after re-flooding. **Environmental Modelling & Software**, v. 35, n.1, p. 31-37, 2012.

KRANZLER, C.; LIS, H.; SHAKED, Y.; KEREN, N. The role of reduction in iron uptake processes in a unicellular, planktonic cyanobacterium. **Environmental Microbiology**, v. 13, n. 11, 2990-2999, 2011.

LIAO, J.; ZHAO, L.; CAO, X.; SUN, J.; GAO, Z.; WANG, J.; JIANG, D.; FAN, H.; HUANG, Y. Cyanobacteria in lakes on Yungui Plateau, China are assembled via niche processes driven by water physicochemical property, lake morphology and watershed land-use. **Nature Scientific Reports**, v.6, p.1-10, 2016.

LI, R.; CHEN, Q.; ZHANG, X.; RECKNAGEL, F. Effects of temperature and macronutrients on phytoplankton communities across three largely different lakes identified by a time–space trade-off approach. **Ecological Informatics**, v.29, n.2, p.174-181, 2015.

LI, G.; TALMY, D.; CAMPBELL, D.A. Diatom growth responses to photoperiod and light are predictable from diel reductant generation. **Journal of Phycology**, v.53, n.1, p.95-107, 2016.

LINDIM, C.; BECKER, A.; GRÜNEBERG, V.; FISCHER, H. Modelling the effects of nutrient loads reduction and testing the N and P control paradigm in a German shallow lake. **Ecological Engineering**, v.82, p.415-427, 2015.

LIRA, G.A.S.T.; MOURA, A.N.; VILAR, M.C.P.; CORDEIRO-ARAÚJO, M.K.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. Vertical and temporal variation in phytoplankton assemblages correlated with environmental conditions in the Mundaú reservoir, semi-arid northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.74, n.3, p.93-102, 2014.

LIRA, G. A. S. T.; ARAÚJO, E. L.; BITTENCOURT-OLIVIERA, M. C.; MOURA, A. N. Phytoplankton abundance, dominance and coexistence in an eutrophic reservoir in the state of Pernambuco, Northeast Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.83, n.4, 2011.

LIRA, G. A. S. T.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOURA, A. N. Structure and Dynamics of Phytoplankton. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.52, n.2, p. 493-501, 2009.

LIS, H.; KRANZLER, C.; KEREN, N.; SHAKED, Y. A comparative study of iron uptake rates and mechanisms amongst marine and freshwater Cyanobacteria: prevalence of reductive iron uptake. **Life**, 5, p.841-860, 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.

MARENGO, J.A.; BERNASCONI, M. Regional differences in aridity/drought conditions over Northeast Brazil: present state and future projections. **Climatic Change**, v.129, n.1-2, p.103-115, 2015.

MARIANI, M.A.; PADEDDA, B.M.; KASTOVSKY, J.; BUSCARINU, P.; SECHI, N.; VIRDIS, T.; LUGLIÈ, A. Effects of trophic status on microcystin production and the dominance of cyanobacteria in the phytoplankton assemblage of Mediterranean reservoirs. **Nature Scientific Reports**, v.5, p.1-16, 2015.

MARTÍNEZ, M.G.O.; ROCHA, A.R.; VÁSQUEZ, A.L.; RODRÍGUEZ, M.R.S. Taxonomical composition and dynamics of phytoplankton in an urban hypertrophic lake. **Hidrobiológica**, v.18, n.1, p.1-13, 2008.

MARTÍNEZ-RUIZ, E.B.; MARTÍNEZ-JERÓNIMO, F. How do toxic metals affect harmful cyanobacteria? An integrative study with a toxigenic strain of *Microcystis aeruginosa* exposed to nickel stress. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.133, p.36-46, 2016.

MATEO, P.; LEGANÉS, F.; PERONA, E.; LOZA, V.; FERNÁNDEZ-PIÑAS, F. Cyanobacteria as bioindicators and bioreporters of environmental analysis in aquatic ecosystems. **Biodiversity and Conservation**, v.24, p.909-948, 2015.

MCCARTHY, M.J.; GARDNER, W.S.; LEHMANN, M.F.; GUINDON, A.; BIRD, D.F. Benthic nitrogen regeneration, fixation, and denitrification in a temperate, eutrophic lake: Effects on the nitrogen budget and cyanobacteria blooms. **Limnology and Oceanography**, v.61, p.1406-1423, 2016.

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.

MENG, P.; TEW, K.S.; HSIEH, H.; CHEN, C. Relationship between magnitude of phytoplankton blooms and rainfall in a hyper-eutrophic lagoon: A continuous monitoring approach. **Marine Pollution Bulletin**, 2016.

MHLANGA, L.; MHLANGA, W.; TENDAPENYU, P. Response of phytoplankton assemblages isolated for short periods of time in a hyper-eutrophic reservoir (Lake Chivero, Zimbabwe). **Water SA**, v.40, n.1, 157-164, 2014.

MOE, S.J.; HAANDE, S.; COUTURE, R. Climate change, cyanobacteria blooms and ecological status of lakes: A Bayesian network approach. **Ecological Modelling**, v.337, 330-347, 2016.

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, n.1, p. 1-12, 2010.

MORETTI, L.O.R.; MARTOS, L.; BOVO-SCOMPARIM, V.M.; RODRIGUES, L.C. Spatial and temporal fluctuation of phytoplankton functional groups in a tropical reservoir. **Acta Scientiarum**, v.35, n.3, p.359-366, 2013.

MOSLEY, L.M. Drought impacts on the water quality of freshwater systems; review and integration. **Earth-Science Reviews**, v.140, p.203-214, 2015.

MOTA, R.; PEREIRA, S.B.; MEAZZINI, M.; FERNANDES, R.; SANTOS, A.; EVANS, C.A.; PHILLIPIS, R.; WRIGHT, P.C.; TAMAGNINI, P. Effects of heavy metals on *Cyanothece* sp. CCY 0110 growth, extracellular polymeric substances (EPS) production, ultrastructure and protein profiles. **Journal of Proteomics**, v.120, p.75-94, 2015.

MOURA, A.N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; CHIA, M.A.; SEVERIANO, J.S. Co-occurrence of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya & Subba Raju and *Microcystis panniformis* Komárek et al. in Mundaú reservoir, a semiarid Brazilian ecosystem. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.27, n.3, p.322-329, 2015.

MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MENDONÇA, D. F. P.; OLIVEIRA, H. S. B.; DANTAS, E. W.; PIMENTEL, R. M. M. Microalgas e Qualidade da Água de Manancial Utilizado para Abastecimento Público na Região Metropolitana da Cidade do Recife PE. **Revista de Geografia (Recife)**, Recife, v. 24, p. 152-174, 2007a.

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, 2007b.

MOURA, A. N.; DANTAS, E. W.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; ARRUDA-NETO, J. D. T. Phytoplanktonic associations: a tool to understanding dominance events in a tropical Brazilian reservoir. **Acta Botanica Brasilica**, v.21, n.3, p.641-648, 2007c.

MOURA, A. N.; NASCIMENTO, E. C.; DANTAS, E. W. Temporal and spatial dynamics of phytoplankton near farm fish in eutrophic reservoir in Pernambuco, Brazil. **International Journal of Tropical Biology**, v. 60, n. 2, p.581-597, 2012.

MUSTAPHA, M.K. Phytoplankton assemblage of a small, shallow, tropical African reservoir. **International Journal of Tropical Biology**, v.57, n.4, p.1009-1025, 2009.

NDBELE-MURISA, M.R.; MUSIL, C.F.; RAITT, L. A review of phytoplankton dynamics in tropical African lakes. **South African Journal of Science**, v.106, n.1-2, p.1-6, 2010.

NOGUEIRA, I. S.; NABOUT, J. C.; OLIVEIRA, J. E.; SILVA, K. D. Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplanctônica de quatro lagos artificiais urbanos do município de Goiânia, GO. **Hoehnea**, v.35, n.2, p.219-233, 2008.

NOGUEIRA, N. M. C.; BARBIERI, R.; COSTA-NETO, J. P.; ROCHA, O. Composition and temporal changes of phytoplankton community in Lake Quebra-Pote, MA, Brazil. **Acta Limnologica Brasilica**, v. 17, n. 4, p. 419-431, 2005.

O'FARREL, I.; VINOCUR, A.; PINTO, P.T. Long-term study of bloom-forming cyanobacteria in a highly fluctuating vegetated floodplain lake: a morpho-functional approach. **Hydrobiologia**, v.752, p.91-102, 2015.

OKELLO, W.; OSTERMEIER, V.; PORTMAN, C.; GADEMANN, K.; KURMAYER, R. Spatial isolation favours the divergence in microcystin net production by *Microcystis* in Ugandan freshwater lakes. **Water Research**, v.44, n.9, p.2803-2814, 2010.

OKONKWO, C.; DEMOZ, B.; GEBREMARIAM, S. Characteristics of Lake Chad Level Variability and Links to ENSO, Precipitation, and River Discharge. **The Scientific World Journal**, v.2014, p.1-13, 2014.

OLIVEIRA, F. H. P. C.; CAPELA E ARA, A. L. S.; MOREIRA, C. H. P.; LIRA, O. O.; PADILHA, M. R. F; SHINOHARA, N. K. S. Seasonal changes of water quality in a tropical shallow and eutrophic reservoir in the metropolitan region of Recife (Pernambuco-Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.86, n.4, 1863-1872, 2014.

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

OLIVEIRA, I. B. O.; BICUDO, C. E. M.; MOURA, C. W. N. First records of Zygnematales (Zygnematophyceae, Streptophyta) for the state of Bahia, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 27, n. 4, p. 743-750, 2013.

ONGLEY, S.E.; PENGELLY, J.J.L.; NEILAN, B.A. Elevated Na⁺ and pH influence the production and transport of saxitoxin in the cyanobacteria *Anabaena circinalis* AWQC131C and *Cylindrospermopsis raciborskii* T3. **Environmental Microbiology**, v.18, n.2, p.427-438, 2016.

PAERL, H.W.; GARDNER, W.S.; HAVENS, K.E.; JOYNER, A.R.; McCARTHY, M.J.; NEWELL, S.E.; QIN, B.; SCOTT, J.T. Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. **Harmful Algae**, v.54, p.213-222, 2016.

PANDEY, L.K.; HAN, T.; GAUR, J.P. Response of a phytoplanktonic assemblage to copper and zinc enrichment in microcosm. **Ecotoxicology**, v.24, p.573-582, 2015.

PATIDAR, S.K.; CHOKSHI, K.; GEORGE, B.; BHATTACHARYA, S.; MISHRA, S. Dominance of cyanobacterial and cryptophytic assemblage correlated to CDOM at heavy metal contamination sites of Gujarat, India. **Environmental Monitoring Assessment**, v.187, n.4118, p.1-9, 2015.

PECZULA, W.; SZCZUROWSKA, A. Long-term changes in phytoplankton in a humic lake in response to the water level rising: the effects of beaver engineering on a freshwater ecosystem. **Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems**, v.410, n.6, p.1-13, 2013.

PIORETTI, L.; GIORDANO, M. Direct and indirect influence of sulfur availability on phytoplankton evolutionary trajectories. **Journal of Phycology**, v.52, p. 1094-1102, 2016.

PLANAS, D.; PAQUET, S. Importance of climate change-physical forcing on the increase of cyanobacterial blooms in a small, stratified lake. **Journal of Limnology**, v.75, n.1, p.201-214, 2016.

PORTALIER, S.M.J.; CHERIF, M.; ZHANG, L.; FUSSMANN, G. Size-related effects of physical factors on phytoplankton communities. **Ecological Modelling**, v.323, p.41-50, 2016.

POXLEITNER, M.; TROMMER, G.; LORENZ, P.; STIBOR, H. The effect of increased nitrogen load on phytoplankton in a phosphorus-limited lake. **Freshwater Biology**, v.61, p.1966-1980, 2016.

RASCONI, S.; GALL, A.; WINTER, K.; KAINZ, M.J. Increasing water temperature triggers dominance of small freshwater plankton. **Plos One**, v.10, n.10, p.1-17, 2015.

ROCHA, F.C.; ANDRADE, E.M.; LOPES, F.B.; PAULA FILHO, F.J.; COSTA FILHO, J.H.; SILVA, M.D. Physical-chemical determinant properties of biological communities in continental semi-arid Waters. **Environmental Monitoring Assessment**, v.188, n.489, p.1-15, 2016.

ROLIGHED, J.; JEPPESEN, E.; SONDERGARRD, M.; BJERRING, R.; JANSE, J.H.; MOOIJ, W.M.; TROLLE, D. Climate change will make recovery from eutrophication more difficult in shallow danish lake Søbygaard. **Water**, v.8, n.459, 2016.

ROMO, S.; SORIA, J.; FERNÁNDEZ, F.; OUAHID, Y.; BARÓN-SOLÁ, A. Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. **Freshwater Biology**, v.58, p.513-522, 2013.

RONCEL, M.; GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ, M.M.; NARANJO, B.; BERNAL-BAYARD, P.; LINDAHL, A.M.; HERVÁS, M.; NAVARRO, J.A.; ORTEGA, J.M. Iron deficiency induces a partial inhibition of the photosynthetic electron transport and a high sensitivity to light in the diatom *Phaeodactylum tricornutum*. **Frontiers in Plant Science**, v.7, p.1-14, 2016.

ROUCO, M.; LÓPEZ-RODAS, V.; GONZÁLEZ, R.; HUERTAS, I.E.; GARCÍA-SÁNCHEZ, M.J.; FLORES-MOYA, A.; COSTAS, E. The limit of the genetic adaptation to copper in freshwater phytoplankton. **Oecologia**, v.175, n.4, p.1179-1188, 2014.

SHERMAN, E.; MOORE, J.K.; PRIMEAU, F.; TANOUYE, T. Temperature influence on phytoplankton community growth rates. **Global Biogeochemical Cycles**, v.30, p.550-559, 2016.

SHINOHARA, R.; IMAI, A.; KOHZU, A.; TOMIOKA, N.; FURUSATO, E.; SATOU, T.; SANO, T.; KOMATSU, K.; SIURA, S.; SHIMOTORI, K. Dynamics of particulate phosphorus in a shallow eutrophic lake. **Science of the Total Environment**, v.536, p.413-423, 2016.

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.

SMOLYAKOV, B.S.; SAGIDULLIN, A.K.; SHEMYAKIN, V.V.; LEVCHENKO, L.V.; GALITSKII, A.A. Modified carbon sorbents for removal of toxic metals (Zn, Cd, Cu) from contaminated reservoirs. **Russian Journal of Applied Chemistry**, v.88, n.2, p.244-249, 2010.

SONG, L.; QIN, J. G.; SU, S.; XU, J.; CLARKE, S.; SHAN, Y. Micronutrient Requirements for Growth and Hydrocarbon Production in the Oil Producing Green Alga *Botryococcus braunii* (Chlorophyta). **Plos One**, v.7, n.7, p.1-9, 2012.

SORICHETTI, R. J.; CREED, I. F.; TRICK, C. G. Evidence for iron-regulated cyanobacterial predominance in oligotrophic lakes. **Freshwater Biology**, v. 59, n. 1, p. 679-691, 2014.

SORICHETTI, R. J.; CREED, I. F.; TRICK, C. G. Iron and iron-binding ligands as cofactors that limit cyanobacterial biomass across a lake trophic gradient. **Freshwater Biology**, v. 61, p. 146-157, 2016.

SRIFA, A.; PHILIPS, E.J.; CICHRA, M.F.; HENDRICKSON, J.C. Phytoplankton dynamics in a subtropical lake dominated by cyanobacteria: cyanobacteria 'Like it Hot' and sometimes dry. **Aquatical Ecology**, v.50, p.163-174.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos: gerenciamento da qualidade da água de represas**. 2.ed. São Carlos: ILEC/IIE, 2008.

STRIEBEL, M.; SCHABHÜTTL, S.; HODAPP, D.; HIGSAMER, P.; HILLEBRAND, H. Phytoplankton responses to temperature increases are constrained by abiotic conditions and community composition. **Oecologia**, v.182, p.815-827, 2016.

SWINTON, M. W.; BOYLEN, C. W. Phytoplankton and Macrophyte Response to Increased Phosphorus Availability Enhanced by Rainfall Quantity. **Northeastern Naturalist**, v. 21, n. 2, p.234-246, 2014.

TALAEI, P.H.; TABARI, H.; ARDAKANI, S.S. Hydrological drought in the west of Iran and possible association with large-scale atmospheric circulation patterns. **Hidrological Processes**, v.28, p.764-773, 2014.

TEIXEIRA-DE-OLIVEIRA, M.; ROCHA, O.; PERET, A. C. Structure of the phytoplankton community in the Cachoeira Dourada reservoir (GO/MG), Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.71, n.3, p. 587-600, 2011.

THOMAS, M.K.; LITCHMAN, E. Effects of temperature and nitrogen availability on the growth of invasive and native cyanobacteria. **Hydrobiologia**, v.763, p.357-369, 2016.

TONIETTO, A.E.; LOMBARDI, A.T.; VIEIRA, A.A.H.; PARRISH, C.C.; CLOUERI, R.B. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) exudates: Chemical characterization and complexation capacity for Cu, Zn, Cd and Pb. **Water Research**, v.49, p.381-390, 2014.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ARANTES-JÚNIOR, J. D.; TUNDISI, J. E. M.; MANZINI, N. F.; DUCROT, R. The Response of Carlos Botelho (Lobo, Broa) Reservoir to the Passage of Cold Fronts as Reflected by Physical, Chemical, and Biological Variables. **Brazilian Journal of Biology**, v.64, n.1, p.177-186, 2004.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; PEREIRA, K. C.; LUZIA, A. P.; PASSERINI, M. D.; CHIBA, W. A. C.; MORAIS, M. A.; SEBASTIEN, N. Y. Cold fronts and reservoir limnology: an integrated approach towards the ecological dynamics of freshwater ecosystems. **Brazilian Journal of Biology**, v.70, n.3, p.815-824, 2010.

UMAÑA-VILLALOBOS, G. Phytoplankton variability in Lake Fraijanes, Costa Rica, in response to local weather variation. **International Journal of Tropical Biology**, v.62, n.2, p.483-494, 2014.

VENKAT, A.; AMERSON, A.; BIELMYER-FRASER, J.K. Influence of water hardness on silver accumulation and effects of silver in the green alga, *Raphidocelis subcapitata*. **Georgia Journal of Science**, v.74, n.2, p.1-10, 2016.

VIEIRA, P. C. S.; CARDOSO, M. M. L.; COSTA, I. A. S. Vertical and temporal dynamics of phytoplanktonic associations and the application of index assembly in tropical semi-arid eutrophic reservoir, northeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.27, n.1, p.130-144, 2015.

VOLLAND, S.; BAYER, E.; BAUMGARTNER, V.; ANDOSCH, A.; LÜTZ, V.; SIMA, E.; LÜTZ-MEINDL, U. Rescue of heavy metal effects on cell physiology of the algal model system *Micrasterias* by divalent ions. **Journal of Plant Physiology**, v.171, p.154-163, 2014.

VON RÜCKERT, G.; GIANI, A. Biological interactions in the plankton community of a tropical eutrophic reservoir: is the phytoplankton controlled by zooplankton? **Journal of Plankton Research**, v.30, n.10, p.1157-1168, 2008.

WALTER, J.; LYNCH, F.; BATTCHIKOVA, M.; ARO, E.; GOLLAN, P.J. Calcium impacts carbon and nitrogen balance in the filamentous cyanobacterium *Anabaena* sp. PCC 7120. **Journal of Experimental Botany**, v.67, n.13, p.3997-4008, 2016

WANG, W.; DEI, R. C. H. Metal stoichiometry in predicting Cd and Cu toxicity to a freshwater green alga *Chlamydomonas reinhardtii*. **Environmental Pollution**, v. 142, n. 1, p. 303-312, 2006.

WELLS, M.L.; TRAINER, V.L.; SMAYDA, T.J.; KARLSON, B.S.O.; TRICK, C.G.; KUDELA, R.M.; ISHIKAWA, A.; BERNARD, S.; WULFF, A.; ANDERSON, D.M.; COCHLAN, W.P. Harmful algal blooms and climate change: Learning from the past and present to forecast the future. **Harmful Algae**, v.49, p.68-93, 2015.

WILLIAMS, J.J.; BEUTEL, M.; NURSE, A.; MORRE, B.; HAMPTON, S.E.; SAROS, J.E. Phytoplankton responses to nitrogen enrichment in Pacific Northwest, USA Mountain Lakes. **Hydrobiologia**, v.776, p.261-276, 2016.

WILLIS, A.; CHUANG, A.W.; BURFORD, M.A. Nitrogen fixation by the diazotroph *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae). **Journal of Phycology**, v.52, p.854-862, 2016.

WU, Y.; LI, L.; ZHENG, L.; DAI, G.; MA, H.; SHAN, K.; WU, H.; ZHOU, Q.; SONG, L. Patterns of succession between bloom-forming cyanobacteria *Aphanizomenon flos-aquae* and *Microcystis* and related environmental factors in large, shallow Dianchi Lake, China. **Hydrobiologia**, v.765, p.1-13, 2016.

XIA, R.; ZHANG, Y.; CRITTO, A.; WU, J.; FAN, J.; ZHENG, Z.; ZHANG, Y. The Potential Impacts of Climate Change Factors on Freshwater Eutrophication: Implications for Research and Countermeasures of Water Management in China. **Sustainability**, v.8, n.229, p.1-17, 2016.

XU, H.; ZHU, G.; QIN, B.; PAERL, H. W. Growth response of *Microcystis* spp. to iron enrichment in different regions of Lake Taihu, China. **Hydrobiologia**, v. 700, n. 1, p. 187-202, 2013.

XU, K.; JUNEAU, P. Different physiological and photosynthetic responses of three cyanobacterial strains to light and zinc. **Aquatic Toxicology**, v.170, p.251-258, 2016.

YEMA, L.; LITCHMAN, E.; PINTO, P.T. The role of heterocytes in the physiology and ecology of bloom-forming harmful cyanobacteria. **Harmful Algae**, v.60, p. 131-138, 2016.

ZEBEK, E.; NAPIÓRKOWSKA-KRZEBIETKE. Response of phytoplankton to protective-restoration treatments enhancing water quality in a shallow urban lake. **Environmental Monitoring Assessment**, v.188, n.623, p.1-18, 2016.

ZHANG, M.; QIN, B.; YU, Y.; YANG, Z.; SHI, X.; KONG, F. Effects of temperature fluctuation on the development of cyanobacterial dominance in spring: implication of future climate change. **Hydrobiologia**, v.763, n.1, p.135-146, 2016.

ZHOU, J.; QIN, B.; CASENAVE, C.; HAN, X. Effects of turbulence on alkaline phosphatase activity of phytoplankton and bacterioplankton in Lake Taihu. **Hydrobiologia**, v.765, p.197-207, 2016a.

ZHOU, J.; QIN, B.; CASENAVE, C.; HAN, X.; YANG, G.; WU, T.; WU, P.; MA, J. Effects of wind wave turbulence on the phytoplankton community composition in large,

shallow Lake Taihu. **Environmental Science and Pollution Research**, v.22, p.12737-12746, 2015.

ZHOU, J.; QIN, B.; HAN, X. Effects of the magnitude and persistence of turbulence on phytoplankton in Lake Taihu during a summer cyanobacterial bloom. **Aquatical Ecology**, v.50, p.197-298, 2016b.

ZHOU, Q.; ZHANG, Y.; LIN, D.; SHAN, K.; LUO, Y.; ZHAO, L.; TAN, Z.; SONG, L. The relationships of meteorological factors and nutrient levels with phytoplankton biomass in a shallow eutrophic lake dominated by cyanobacteria, Lake Dianchi from 1991 to 2013. **Environmental Science and Pollution Research**, v.23, p.15616-15626, 2016c.

ZNACHOR, P.; RYCHTECKY, P.; NEDOMA, J.; VIŠOCKÁ, V. Factors affecting growth and viability of natural diatom populations in the meso-eutrophic Rímov Reservoir (Czech Republic). **Hydrobiologia**, v.762, p.253-265, 2015.

4. PRIMEIRO MANUSCRITO:

**Variation in climate determines differences in the influence of abiotic variables on
the phytoplankton community in tropical ecosystems**

Fábio Henrique Portella Corrêa de Oliveira, Ariadne do Nascimento Moura, Ênio
Wocylí Dantas

Aceito para publicação na revista Marine and Freshwater Research (Capes B1, JCR
1,7570)

Variation in climate determines differences in the influence of abiotic variables on the phytoplankton community in tropical ecosystems

Fábio Henrique Portella Corrêa de Oliveira^{a*}, Ariadne do Nascimento Moura^a, Ênio Woclyli Dantas^{ab}

^aBotany Department, Universidade Federal Rural de Pernambuco, 52171-900, Recife, Pernambuco, Brazil

^bCentro de Ciências Biológicas e da Saúde, Biology Department, Universidade Estadual da Paraíba, 58070-450, João Pessoa, Paraíba, Brazil

* Corresponding author. E-mail adress: fportella@gmail.com

This study shows the influence of abiotic variables on phytoplankton in two different tropical climates. Samples were taken from tropical reservoirs, including six from tropical climate (**As**) and five from semi-arid climate (**BSh**). Phytoplankton samples were identified and biomass was quantified. Climatic and physicochemical variables were evaluated. We performed canonical analyses in order to observe the influence of abiotic variables on phytoplankton. In both **As** and **BSh** ecosystems, the physicochemical variables were significant, and the synergistic effect between variables and climatic conditions were more pronounced in **BSh**. Micronutrients had a significant role in structuring the phytoplankton community in both **As** and **BSh**. In **As** climate, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju occurred under lower concentrations of zinc and copper, while in **BSh**, this species was present under higher concentrations of zinc. In **As** climate, *Geitlerinema amphibium* (C.Agardh ex Gomont) Anagnostidis, *Cyclotella meneghiniana* Kützing, *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komárek, and *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing were also associated with higher sodium concentrations in water, while in **BSh**, these species experienced lower rainfall. The climate determines the influence of abiotic variables on the phytoplankton community in an isolated and synergistic way. We showed that phytoplankton in tropical and semi-arid reservoirs is mostly regulated by nutrients whose influence varies according to the climate.

Additional keywords: reservoirs, synergistic effect, spatial heterogeneity, planktonic microalgae, semi-arid region, environmental variables

Phytoplankton in tropical ecosystems

Introduction

The environments located between the tropics cover a wide area and encompass different types of climates, ranging from arid and semi-arid to tropical. According to the climatic map proposed by Köppen (1900, 1901), regions with a dry, semi-arid climate (BSh) cover the western coast of the African continent, as well as regions of India, Mexico, Texas, California, Spain, and Northeastern Brazil. The tropical climate presents several subtypes, such as tropical without a dry season (Af), monsoon tropical (Am), dry summer (As) or dry winter (Aw) and covers several central regions of Africa and South and Central America, as well as parts of Australia and South and Southeast Asia.

In Northeast Brazil, air temperatures varying between 25 and 28°C are frequent in several regions. Areas with a BSh climate are marked by great interannual variability in biotic and abiotic variables due to the uncertain rainfall regime, present low annual rainfall rates, usually lower than evaporation rates, which causes periods of drought that can last up to 9 months of the year (Medeiros *et al.* 2015; Vieira *et al.* 2015). On the other hand, ecosystems located in areas with an As climate are characterized by higher rainfall volumes that are usually well distributed throughout the year (Oliveira *et al.* 2015).

Differences in the composition and structure of the phytoplankton community are observed as a function of climate, where cyanobacterial dominance is reported in ecosystems with a BSh climate (Lopes *et al.* 2015). However, regions dominated by As climate show higher values of diversity, with the presence and often co-dominance of chlorophytes, diatoms, and euglenophytes (Dantas *et al.* 2012; Silva and Costa 2015).

Studies have shown that the climatic characteristics of a site in an ecosystem influence the other abiotic variables, by altering the volume and stability of water bodies (Bhat *et al.* 2015; Brasil *et al.* 2016). These changes are especially important in terms of the phytoplanktonic structure because they affect the turbulence and stratification of the

aquatic environment (Bezerra *et al.* 2014), as well as thermal circulation and nutrient resuspension (Dantas *et al.* 2012).

The influence of rainfall on the concentration of nitrogen and phosphorus in water and its importance in phytoplankton growth have been reported. According to Chaves *et al.* (2013), lower volumes of rain can cause these macronutrients to concentrate in the water, favouring microalgae blooms. On the other hand, Almaarofi *et al.* (2014) observed that during the rainy season, these elements can enter the water from the margin of a reservoir, allowing phytoplankton growth. However, Dolman *et al.* (2016) reported no significant relationship between phytoplankton biomass and phosphorus or nitrogen in both the dry and rainy seasons.

These results, along with other studies presenting low percentages of phytoplankton variability in response to changes in nitrogen and phosphorus concentrations in water (Cao *et al.* 2016), show that other elements that were not evaluated in these studies could influence the phytoplankton community.

Laboratory-scale studies focused on physiology of phytoplankton species have shown that calcium, sulphur, and magnesium have been shown to be directly related to the growth of cyanobacteria (Everson *et al.* 2011; Oliveira *et al.* 2011) and euglenophyta (Bhat *et al.* 2015). On the other hand, micronutrients such as iron, zinc, copper, and manganese can act on several metabolic reactions, such as atmospheric nitrogen fixation and photosynthesis (Briat *et al.* 2015; Sinoir *et al.* 2016).

Population studies carried out in situ in temperate freshwater ecosystems have also shown that micronutrients, such as iron (Xu *et al.* 2013; Sorichetti *et al.* 2016), zinc, and copper (Pandey *et al.* 2015) can act as limiting nutrients for the growth of phytoplankton species and are required in several pathways of macronutrient use. Among the macronutrients, higher calcium and magnesium concentrations may negatively affect growth of green algae and diatoms (Patidar *et al.* 2015). However, the environmental role of these nutrients and their relationship with the phytoplankton community in tropical environments is still unclear.

Despite their isolated importance, in natural environments, abiotic variables have a combined effect that influences communities (Bonilla *et al.* 2016; Bortolini *et al.* 2016; Wu *et al.* 2016). Studies have proposed that synergism exists among nutrients (Fujii *et al.* 2015; Rocha *et al.* 2016) and between nutrients and other chemicals (Sun *et al.* 2014) and physical variables (Xu and Juneau 2016). They affect the development of

different phytoplankton species both *in vitro* and in aquatic ecosystems, however, the percentages of their synergistic and individual contributions to community development have not been determined. This knowledge is fundamental to understand the dynamics of these organisms in the environment.

Studies focused on partitioning of the contributions of abiotic variables to phytoplanktonic communities have been carried out in subtropical (Lv *et al.* 2014), polar (Izaguirre *et al.* 2016) and temperate ecosystems (Alahuhta and Aroviita 2016; Catherine *et al.* 2016). In these models, low percentages of explanation for the variation in the phytoplankton community biomass were obtained, which is probably due to the low number of variables analysed, being only water temperature, conductivity, pH, transparency, dissolved oxygen, nitrogen and phosphorus. In regions with both As and BSh climates, studies have shown the influence of abiotic variables on the phytoplankton community (Dantas *et al.* 2012; Oliveira *et al.* 2015) using models that select only significant variables, without understanding their proportional effects on the organisms. Thus, discerning the contributions of different abiotic variables to the phytoplankton community, considering the different types of climate present in tropical regions, is still unclear.

Herein, we hypothesized that the phytoplankton community is influenced by different predictive variables as a function of the climate and that the isolated and synergistic proportional contributions differ between ecosystems located in tropical (As) and semi-arid (BSh) regions. We expected that the synergy between climatic and physicochemical variables in terms of explaining the variation in phytoplankton biomass was greater in the semi-arid climate ecosystems due to the climatic extremes that occur in these environments. The objective of this work was to evaluate the isolated and synergistic contributions of twenty-four different abiotic variables, including climate, macronutrients, and micronutrients, on the biomass of the phytoplankton community in reservoirs located in tropical (As) and semi-arid (BSh) areas.

Materials and methods

Areas of study

The study was carried out in eleven reservoirs located in the State of Pernambuco (Northeast Brazil), with accumulation capacities ranging from 10^6 m³ to 10^7 m³, located in regions with As and BSh climates and varying from mesotrophic to

hypereutrophic conditions (Table 1). The As climate areas included six reservoirs characterized by dry summers (December to March) and rainfall concentrated between June and August (> 1500 mm/year). BSh climate areas included five reservoirs and corresponded to regions of low latitude and altitude, with a dry, semi-arid climate and rains concentrated between February and June (< 700 mm/year), and intense drought in other months (Alvarez *et al.* 2013). From an economic point of view, all of the reservoirs are used essentially for supplying water to the surrounding municipalities.

Sampling and laboratory analysis

Sample collections occurred between January 2014 and July 2016 at quarterly intervals (n = 86). During the study, the areas were under the influence of *El Niño*, which, in Northeast Brazil, causes more intense droughts in semi-arid regions. As a result, some reservoirs dried completely, and the number of samples per ecosystem ranged from 4 to 11. The water samples for the physicochemical and phytoplankton analyses were collected in duplicate from the limnetic region (0.2 m deep) and put directly into flasks (amber type for phytoplankton) and subsequently stored and preserved, according to the American Public Health Association (APHA 2012).

The abiotic variables analysed were:

I) Physicochemical – water macronutrients: calcium (Ca, $\mu\text{mol.L}^{-1}$), magnesium (Mg, $\mu\text{mol.L}^{-1}$), sodium (Na, $\mu\text{mol.L}^{-1}$), potassium (K, $\mu\text{mol.L}^{-1}$), chlorides (Cl, $\mu\text{mol.L}^{-1}$), total inorganic nitrogen (TIN, $\mu\text{mol.L}^{-1}$), total phosphate ($\mu\text{mol.L}^{-1}$), carbonate ($\mu\text{mol.L}^{-1}$), and sulphate ($\mu\text{mol.L}^{-1}$); water micronutrients: iron (Fe, $\mu\text{mol.L}^{-1}$), manganese (Mn, $\mu\text{mol.L}^{-1}$), zinc (Zn, $\mu\text{mol.L}^{-1}$), and copper (Cu, $\mu\text{mol.L}^{-1}$); and other variables: pH, colour (mg Pt.L⁻¹), turbidity (NTU), electrical conductivity ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), and transparency (m).

II) Climatic – rainfall (mm), average daily air temperature (°C), relative humidity (%), day length (h), evaporation rate (mm.d⁻¹), and wind speed (m.s⁻¹).

Data on physical variables, such as volume and depth, could not be measured in all samples, therefore they were not included in this manuscript.

The TIN was calculated as the sum of the concentrations of NH₄-N, NO₂-N and NO₃-N. The water transparency was analysed *in situ* by the disappearance of the Secchi disk (m). Turbidity, colour and pH were obtained through measurements with a turbidimeter and colourimeter (Hack, UK), respectively, and a potentiometer (Digimed,

Brazil). The other parameters were analysed according to the methods described by the APHA (2012). The values of the climatic variables were obtained through data provided by the National Institute of Meteorology (INMET). The volumes of the reservoirs were obtained from the Climate and Water Agency from Pernambuco (APAC).

For the qualitative and quantitative study of phytoplankton, the samples were preserved with 4% formaldehyde and 1% Lugol's iodine solution, respectively. Phytoplankton identification was performed to the lowest possible level using specialized literature, with Komárek and Fott (1983) and Prescott and Vinyard (1982) for Chlorophyta, Komárek and Anagnostidis (1989, 1999, 2005) and Komárek and Cronberg (2001) for Cyanophyta, Popovský and Pfiester (1990) for Dinophyta, Krammer and Lange-Bertalot (1991a, 1991b) for Heterokontophyta, and John *et al.* (2002) for other phytoflagellates, such as Euglenophyta and Cryptophyta.

A minimum of 400 cells from each sample were counted in Sedgwick-Rafter counting chambers using an inverted microscope (Leica, Germany) to determine phytoplankton density (cells.mL⁻¹) according to the methodology described by the APHA (2012). The mean volume of each species was calculated considering the cellular measurements of 30 individuals according to the geometric models suggested by Hillebrand *et al.* (1999), and the biomass was expressed in mm³.L⁻¹. Diversity and equitability indexes were determined according to Shannon and Wiener (1949) and Pielou (1975), respectively.

Analysis of the data

For the multivariate analysis, matrices of biotic and abiotic variables were used. Two biotic matrices were constructed: one with specific biomass data and another with presence and absence of species. We considered only species that represented at least 5% of the average biomass of each species per reservoir in relation to the average total biomass per reservoir. The biotic variables were log (x + 1) transformed, and all abiotic data was standardized and included in the tests.

Differences in biotic and abiotic variables between the As and BSh ecosystems were evaluated using the PERMANOVA test. To determine which abiotic variables showed significant differences (p < 0.05) between As and BSh, we used t or Mann-Whitney tests, depending on the normality of the data.

Multivariate analyses have been applied to explore the variables that control phytoplankton biomass in reservoirs. Redundancy analyses (RDA) were chosen based on previous detrended correspondence analyses (DCA), which has shown a small variation range in the biological response data in both ecosystems.

The individual and synergistic contributions of the abiotic variables to the phytoplankton biomass were evaluated using two partial redundancy analyses (pRDA). In the first analysis, both the climatic variables and the physicochemical variables of the water were considered, while in the second, only the physicochemical variables were evaluated, which were divided into macronutrients, micronutrients, and other variables (transparency, electrical conductivity, pH, colour, and turbidity). RDA was used to evaluate the relationships between the biotic and abiotic variables. The ordistep function was used to select variables, except those that present inflation values greater than 20%, so to avoid collinearity between variables.

All statistical analyses were performed using the software R 3.1.1 (vegan package; R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria).

Results

Climatic variables and physicochemical characterization of the water

Ecosystems located in the As climate regions had significantly higher rainfall and percent relative humidity, while in the BSh region, evaporation rates and wind velocities were higher. Neither air temperature or day length rate showed significant differences ($P > 0.05$) between the ecosystems (Table 2).

Regarding the physicochemical variables, the reservoirs located in regions with a BSh climate showed water with higher values of pH, turbidity, and colour, and generally higher concentrations of macronutrients and micronutrients ($F = 6.9$, $R^2 = 0.08$, $P < 0.001$, Table 2).

Phytoplanktonic community

The phytoplankton community structure differed according to the climate type ($F = 2.10$, $R^2 = 0.02$, $p < 0.01$), presenting significant differences in the values of richness ($W = 351.0$, $p < 0.05$), diversity ($T = 2.02$, $p = 0.05$), equitability ($t = 2.99$, $P < 0.005$), and total biomass ($W = 668.5$, $P < 0.05$).

Throughout the study, 110 species were inventoried across all samples, with higher values of richness (97) in As climate ecosystems in relation to BSh ecosystems (71). In both, the contributions of Chlorophyta (As = 51.6%, BSh = 53.6%) and Cyanophyta (As = 20.7% and BSh = 19.7%) were the highest in terms of total richness (Fig. 1). Higher diversity indexes (1.27 ± 0.52 bits) and equitability (0.53 ± 0.20) were observed in the As climate ecosystems in relation to the BSh ecosystems (0.90 ± 0.57 and 0.39 ± 0.23 , respectively).

In the ecosystems located in the As climate, the values of total biomass varied between 0.01 and $239.27 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ (mean = $38.54 \pm 58.08 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$), while in BSh, the minimum and maximum values were 0.01 and $1174.68 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$, respectively (mean = $170.53 \pm 310.53 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$). Cyanobacteria showed higher biomass values during the study and corresponded, on average, to 93.6% and 74.5% of the total biomass in BSh and As, respectively (Fig. 1). *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komárek was the species that presented the highest average contribution in terms of biomass in the ecosystems located in both climate types (As: 51.22%, BSh: 86.98%).

Relationship between abiotic and biotic variables

The partial analyses explained 99.16% of the variation in the phytoplankton biomass in the BSh climate (Fig. 2a) and 61.66% in the As climate (Fig. 2b). In both, the physicochemical variables presented greater influence and generated significant models ($p < 0.05$) in explaining the variation in the phytoplankton biomass. In BSh, the synergistic contribution of these variables to the climatic variables was 8.5 times greater than in As.

Nutrients explained the highest percentages of the variation in phytoplankton biomass in the ecosystems located in both climate types (Figs 2c and 2d), with an emphasis on micronutrients, which presented significant ($p < 0.05$) models for As and Bsh. It should be noted that the synergistic contribution among all physicochemical variables of the water was higher in the BSh ecosystems (59.67%).

Redundancy analyses for both climate types generated significant models ($p < 0.05$), and it was possible to observe relationships between the abiotic variables and the phytoplankton community. For the As climate (Fig. 3a and 3b), the eigenvalues of axes 1 and 2 explained 27.57% of the variation in the biological data, of which 84.45% was attributed to axis 1 and 11.00% to axis 2. In BSh (Figs 3c and 3d), axes 1 and 2

explained 68.40% of the biological data variation, of which 88.84% was attributed to axis 1 and 9.57% to axis 2. In both ordinations, axes 1 and 2 significantly explained the relationships between abiotic and biotic variables ($P < 0.05$), and axis 1 separated the sample units according to their trophic state.

The hypereutrophic sample units correlated negatively with axis 1 for both the climates of As (Fig. 3a) and BSh (Fig. 3b) and were related to the species *Geitlerinema amphibium* C. Aggard ex Gomont, *Cyclotella meneghiniana* Kützing, *P. agardhii* and *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing (Figs 3b and 3d). The eutrophic (As), mesotrophic, and supereutrophic (BSh) reservoirs presented positive correlations with axis 1 (Figs 3a and 3c). In both ecosystems, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya and Subba Raju was plotted on the negative side of axis 2 (Figs 3b and 3d).

The predictive variables of phytoplankton biomass differed among the ecosystems, with Na (-0.92, axis 1), Cu (0.90, axis 2) and Zn (0.84, axis 2) for As climate and total phosphate (-0.83, axis 1), K (-0.27, axis 2), K (-0.27, axis 2) and rainfall (0.26, axis 1), K (-0.27, axis 2), Zn (-0.65, axis 1), and rainfall (0.26, axis 1) for BSh 3D).

Discussion

Studies considering climate variability or the influence of climate on communities usually compare tropical and temperate environments due to the differences in the behaviour of environmental variables. This is especially true for temperature, which is considered a predictive variable for phytoplankton communities under the influence of both climate types (Bonilla *et al.* 2016; Catherine *et al.* 2016). In temperate regions, abrupt temperature variations occur between hot and cold seasons, causing seasonal differences in phytoplankton structure as a function of temperature, with cyanobacteria dominant in periods of higher temperature (Aneville *et al.* 2015; Zhang *et al.* 2016).

However, during this study, which was carried out in a tropical region, the ecosystems located in the As and BSh climate environments presented distinct climatic and physicochemical characteristics of water. However, air temperature showed no significant variations ($p > 0.05$), indicating that other climatic parameters had a strong

influence on the abiotic conditions and consequently on the phytoplankton community in tropical regions.

The RDA analysis has revealed that the climate influenced not only the variation in phytoplankton biomasses but also the predictive variables of the community. For As and BSh ecosystems, the selected variables explained 27.57% and 59.67% of the biomass variation. This indicates that the variables not covered in this study should have significant importance. In both ecosystems, *C. raciborskii*, *G. amphibium*, *P. agardhii* and *C. meneghiniana* were indicator species, but these were correlated with different abiotic variables, depending on the climate of the region. This corroborates the observation that the relationship between abiotic and biotic variables is influenced by the local climate. The number of abiotic variables included in this study suggests that biotic relationships, such as predation by zooplankton, may help to understand the biomass variation of the phytoplankton community.

In arid and semi-arid regions, the negative balance between precipitation and evaporation, in addition to the irregular distribution of rainfall during the year, causes extreme climatic events, from intense droughts to heavy rains, which influences the structure of phytoplankton communities (Beamud *et al.* 2015; Medeiros *et al.* 2015). The results from BSh ecosystems showed that the lower rainfall volumes favored the development of cyanobacteria with aerotopes, as well as centric diatoms. Authors have observed that these traits allow them to maintain in the water column during drought periods, and allow them to avoid sinking (Izaguirre *et al.* 2016).

The greater synergistic contribution of the studied variables to the phytoplankton community observed in these environments in relation to the As climate reinforces the importance of climatic variables for phytoplankton in semi-arid regions.

The contribution of the physicochemical attributes of the water, mainly micronutrients, was significant ($p < 0.05$) in the models generated for both climate types. Zinc was important in structuring the phytoplankton community, however, its influence differed according to the climate type. In the reservoirs located in the As climate, the lower concentrations of this metal in the water favoured the development of *C. raciborskii*, while in BSh, other taxa were favoured by higher concentrations of zinc, such as *P. agardhii*, *G. amphibium*, *M. aeruginosa* and *C. meneghiniana*. The more alkaline waters of the BSh ecosystems seemed to have favoured the influence of Zn on the phytoplankton community. Higher pH values favour the synthesis of carbonic

anhydrase, which is an enzyme that participates in the photosynthetic process and uses this metal as a cofactor (Huertas *et al.* 2014), and increases its adsorption in the construction of diatom frustules (Gélabert *et al.* 2006). The ordination of BSh climate ecosystems also showed that in the hypereutrophic samples, total phosphate and Zn were predictive. According to Wang and Dei (2006), there is a positive relationship between phosphorus concentrations and zinc absorption by *Chlamydomonas reinhardtii* P.A. Dangeard, aiding in the development of this species.

Population growth of *C. raciborskii* also occurred in response to the lower concentrations of copper in the As climate ecosystems. This metal participates as a cofactor in several biochemical reactions, including response to oxidative stress, respiration, photosynthesis, atmospheric nitrogen fixation, detoxification of reactive oxygen species, and facilitation of iron uptake by the cell (Morrissey *et al.* 2015). However, depending on its intra- and extracellular concentrations, in addition to the chemical speciation and sensitivity of the organism, this element may be toxic to cells.

In the ecosystems studied, sodium, potassium, and total phosphate showed relevance in structuring the phytoplankton community. Total phosphate presented an association with the species *G. amphibium*, *P. agardhii*, *M. aeruginosa* and *C. meneghiniana* in the BSh climate, whereas in aquatic environments with an As climate, sodium was positively associated with these species. In BSh environments, the development of *C. raciborskii* was directly related to potassium concentrations. In living beings, alkaline metals and phosphorus act as macronutrients and are important for energy balance and cell volume in addition to the biosynthesis of macromolecules (Pomati *et al.* 2004). Several studies, mainly in eutrophic ecosystems, highlight the influence of phosphorus on phytoplankton communities (Cao *et al.* 2016; Vieira *et al.* 2015). Phosphorus has been correlated with the predominance of cyanobacterial species (Dantas *et al.*, 2012), chlorophytes, diatoms, and phytoflagellates (Moreti *et al.* 2013). The algal species that were quantitatively highlighted in our study are important structurers of phytoplankton communities in tropical regions, and variations in their biomass are mostly attributed to nitrogen, phosphorus, turbidity and temperature (Oliveira *et al.* 2006; Beghelli *et al.* 2016). Our study avoided models focused mainly on the explanation of biological variations in terms of nitrogen and phosphorus. Limitation by macronutrients or micronutrients or any other abiotic factor can occur depending on the number of variables analysed and the weight that each one has in the

analysis. The results noted in this work add to the understanding of abiotic variables in the dynamics of these organisms in tropical regions. The number of abiotic variables analysed in this work allowed us to obtain high percentages of explanation for the variation in phytoplankton biomass, mainly in BSh climate ecosystems. For more robust percentages, we suggest including other variables, such as thermal stratification, biological interactions, anthropogenic activities, and the use of the soil at the margins of the reservoir, among others.

According to the climatic variation in tropical ecosystems, the phytoplankton community was different because of the variations in abiotic predictive variables of the biomass in these ecosystems. Phytoplankton in As ecosystems was mainly influenced by micronutrients, although other variables that were not considered in this study might also have been significant. In BSh ecosystems, the climate had an important role in the process, by regulating macronutrients and micronutrients. The synergy between climatic and physicochemical variables of water was higher in these regions. The results confirmed our hypothesis and allowed us to conclude that the relationship between abiotic and biotic variables in freshwater ecosystems is modified by the local climate and that other nutrients, besides nitrogen and phosphorous, play a relevant role in the environments.

Authors are grateful to Compesa (Companhia Pernambucana de Saneamento) for all the data in this work. We also thank the staff from the Botany Postgraduate Program of Universidade Federal Rural de Pernambuco (PPGB/UFRPE) who helped to substantially improve the manuscript.

The authors declare no conflicts of interest.

References

American Public Health Association (APHA). (2012). 'Standard methods for the examination of water and wastewater', 22nd edn. (American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation: Washington).

- Alahuhta, J., Arovitta, J. (2016). Quantifying the relative importance of natural variables, human disturbance and spatial processes in ecological status indicators of boreal lakes. *Ecological Indicators* **63**, 240-248.
- Almaarofi, S.S., Douabul, A.A.Z., Warner, B.G., Taylor, W.D. (2014). Phosphorus and nitrogen budgets of the Al-Hawizeh marshland after re-flooding. *Hydrobiologia* **721**, 155-164.
- Alvarez, C.A., Stape, J.L. Sentelhas, P.C. Gonçalves, J. L. M.; Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* **22**, 711–728.
- Beamud, S.G., León, J.G., Kruk, C., Pedrozo, F., Diaz, M. (2015). Using trait-based approaches to study phytoplankton seasonal succession in a subtropical reservoir in arid central western Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* **18**, 271-287.
- Beghelli, F.G.S., Frascarelli, D., Pompêo, M.L.M., Moschini-Carlos, V. (2016). Trophic state evolution over 15 years in a tropical reservoir with low nitrogen concentrations and cyanobacteria predominance. *Water, Air and Soil Pollution* **227**, 95-110.
- Bezerra, L.A.V., Paulino, W.D., Garcez, D.S., Becker, H., Sáchez-Botero, J.I. (2014). Limnological characteristics of a reservoir in semiarid Northeastern Brazil subject to intensive tilapia farming (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758). *Acta Limnologica Brasiliensia* **26**, 47-59.
- Bhat, N.A., Wanganeo, A., Raina, R. (2015). Seasonal dynamics of phytoplankton community in a tropical wetland. *Environmental Monitoring and Assessment* **187**, 4136-4148.
- Bonilla, S., González-Piana, M., Soares, M.C.S., Huszar, V.L.M., Becker, V., Marinho, M.M., Kokocinski, M., Dokulil, M., Antoniades, D., Aubriot, L. (2016). The success of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in freshwaters is enhanced by the combined effects of light intensity and temperature. *Journal of Limnology* **75**, 6096-6174.
- Bortolini, J.C., Train, S., Rodrigues, S.C. (2016). Extreme hydrological periods: effects on phytoplankton variability and persistence in a subtropical floodplain. *Hydrobiologia* **763**, 223-236.
- Brasil, J., Attayde, J.L., Vasconcelos, F.R., Dantas, D.D.F., Huszar, V.L.M. (2016). Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. *Hydrobiologia* **770**, 145-164.

- Briat, J., Dubos, C., Gaymard, F. (2015). Iron nutrition, biomass production, and plant product quality. *Trends in Plant Science* **1**, 1-8.
- Cao, X., Wang, J., Liao, J., Sun, J., Huang, Y. (2016). The threshold responses of phytoplankton community to nutrient gradient in a shallow eutrophic Chinese lake. *Ecological Indicators* **61**, 258-267.
- Catherine, A., Selma, M., Mouillot, D., Troussellier, M., Bernard, C. (2016). Patterns and multi-scale drivers of phytoplankton species richness in temperate peri-urban lakes. *Science Total Environment* **559**, 74-83.
- Chaves, F.I.B., Lima, P.F., Leitão, L.C., Paulino, W.D., Santaella, S.T. (2013). Influence of rainfall on the trophic status of a Brazilian semiarid reservoir. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* **35**, 505-511.
- Cunha, D.G.F., Calijuri, M.C., Lamparelli, M.C.A. (2013). Trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSIts). *Ecological Engineering* **60**, 126-134.
- Dantas, E.W., Bittencourt-Oliveira, M.C., Moura, A.N. (2012). Dynamics of phytoplankton associations in three reservoirs in northeastern Brazil assessed using Reynolds' theory. *Limnologica* **42**, 72-80.
- Dolman, A.M., Mischke, U., Wiedner, C. (2016). Lake-type-specific seasonal patterns of nutrient limitation in German lakes, with target nitrogen and phosphorus concentrations for good ecological status. *Freshwater Biology* **61**, 444-456.
- Duan, H., Loiselle, S.H., Zhu, L., Feng, L., Zhang, Y., Ma, R. (2015). Distribution and incidence of algal blooms in Lake Taihu. *Aquat. Sci.* **77**, 9-16.
- Everson, S., Fabbro, L., Kinnear, S., Wright, P. (2011). Extreme differences in akinete, heterocyte and cylindrospermopsin concentrations with depth in a successive bloom involving *Aphanizomenon ovalisporum* (Forti) and *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya and Subba Raju. *Harmful Algae* **10**, 165-276.
- Fujii, M., Yeung, A.C.Y., Waite, T.D. (2015). Competitive Effects of Calcium and Magnesium Ions on the Photochemical Transformation and Associated Cellular Uptake of Iron by the Freshwater Cyanobacterial Phytoplankton *Microcystis aeruginosa*. *Environmental Science and Technology* **49**, 9133-9142.
- Gélabert, A., Pokrovsky, O.S., Viers, J., Schott, J., Boudou, A., Feurtet-Mazel, A. (2006). Interaction between zinc and freshwater and marine diatom species: Surface complexation and Zn isotope fractionation. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **70**, 839-857.

- Granado, D.C., Henry, R., Tucci, A., 2009. Influência da variação do nível hidrométrico na comunidade fitoplanctônica do Rio Paranapanema e de uma lagoa marginal na zona de desembocadura na Represa de Jurumirim (SP). *Hoehnea*, **36**, 113-129.
- Hillebrand, H., Dürselen, C., Kirschtel, D., Pollinger, U., Zohary, T. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* **35**, 403-424.
- Huertas, M.J., López-Maury, L., Giner-Lamia, J., Sánchez-Riego, A.M., Florencio, F.J. (2014). Metals in Cyanobacteria: Analysis of the Copper, Nickel, Cobalt and Arsenic Homeostasis Mechanisms. *Life* **4**, 865-886.
- Izaguirre, I., Saad, J.F., Schiaffino, M.R. Vinocur, A., Tell, G., Sánchez, M.L., Allende, L., Sinistro R., 2016. Comparison of morpho-functional phytoplankton classifications in human-impacted shallow lakes with different stable states. *Hydrobiologia* **764**, 157-170.
- John, D.M., Whitton, B.A., Brook, A.J. (2002). 'The freshwater algal flora of the British Isles'. (Cambridge University Press, Cambridge.)
- Komárek, J., Anagnostidis, K. (2005). Cyanoprokayota 2. In Oscillatoriales. (Eds B. Bridel, L. Krienitz, G. Gartner, M. Schargerl. (Subwasserflora von Mitteleuropa. Elsevier GmbH: München).
- Komárek, J., Anagnostidis, K. (1999). Cyanoprokayota 1. In: Chroococcales. (Eds H. Ettl, G. Gartner, H. Heyning, D. Mollenhauer. (Subwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer: Stuttgart).
- Komárek, J., Anagnostidis, K. (1989). Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4: Nostocales. *Algological studies* **56**, 247-345.
- Komárek, J., Cronberg, G., 2001. Some Chroococcalean and Oscillatoriales Cyanoprokaryotes from southern African lakes, ponds and pools. *Nova Hedwigia* **73**, 129-160.
- Komárek, J., Fott, B. (1983). 'Chlorophyceae: Chlorococcales'. (Begründet von August Thienemann: Stuttgart.)
- Köppen, W. (1990). Versuch einer Klassifikation der Klimate, vorzugweise nach ihren Beziehungen zur Pflanzenwelt. *Geogr Z* **6**, 657-679.
- Köppen, W. (1991). Versuch einer Klassifikation der Klimate, vorzugweise nach ihren Beziehungen zur Pflanzenwelt. *Geogr Z* **18**. 106-120
- Krammer, K., Lange-Bertalot, H. (1991a). 'Bacillariophyceae, 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae'. (Semper Bonis Artibus: Stuttgart).

- Krammer, K., Lange-Bertalot, H. (1991b). 'Bacillariophyceae, 4. Teil: A Chananthaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) and Gomphonema Gesamthitratursverzeichnis Teil 1-4'. (Semper Bonis Artibus: Stuttgart).
- Lopes, I.K.C., Barros, M.U.G., Pestana, C.J., Capelo-Neto, J. (2015). Prevalence of paralytic shellfish poison-producing *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii* in a Brazilian semi-arid reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia* **27**, 238-246.
- Lv, H., Yang, J., Liu, L., Yu, X., Yu, Z., Chiang, P. (2014). Temperature and nutrients are significant drivers of seasonal shift in phytoplankton community from a drinking water reservoir, subtropical China. *Environmental Science and Pollution Research* **21**:5917–5928.
- Medeiros, L.C., Mattos, A., Lürling, M., Becker, V., 2015. Is the future blue-green or brown? The effects of extreme events on phytoplankton dynamics in a semi-arid man-made lake. *Aquatic Ecology* **49**, 293-307.
- Moreti, L.O.R., Martos, L., Bovo-Scomparim, V.M., Rodrigues, L.C., 2013. Spatial and temporal fluctuation of phytoplankton functional groups in a tropical reservoir. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* **35**, 359-366.
- Morrissey, J., Sutak, R., Paz-Yepes, J., Tanaka, A., Moustafa, A. et al. (2015). A Novel Protein, Ubiquitous in Marine Phytoplankton, Concentrates Iron at the Cell Surface and Facilitates Uptake. *Current Biology* **25**, 364-371.
- Oliveira, F.H.P.C., Silva, J.D.B., Costa, A.N.S.F., Ramalho, W.P., Moreira, C.H.P. et al. (2015). Cyanobacteria community in two tropical eutrophic reservoirs in northeastern Brazilian. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* **37**, 169-176.
- Pandey, L.K., Han, T., Gaur, J.P. (2015). Response of a phytoplanktonic assemblage to copper and zinc enrichment in microcosm. *Ecotoxicology* **24**, 573-582.
- Patidar, S.K., Chokshi, K., George, B., Bhattacharya, S., Mishra, S. (2015). Dominance of cyanobacterial and cryptophytic assemblage correlated to CDOM at heavy metal contamination sites of Gujarat, India. *Environmental Monitoring and Assessment* **187**, 4118-4126.
- Pielou, E.C. (1975). 'Ecological diversity'. (Wiley: New York).
- Pomati, F., Rosseti, C., Manarolla, G., Burns, B.P., Neilan, B.A. (2004). Interactions between intracellular Na⁺ levels and saxitoxin production in *Cylindrospermopsis raciborskii* (T3). *Microbiology* **150**, 455-461.

- Popovský, J., Pfiester, L.A. (1990). 'Dinophyceae (Dinoflagellida)'. (Süßwasserflora von Mitteleuropa: Stuttgart).
- Prescott, G.W., Vinyard, W.C. (1982). 'A Synopsis of North American Desmids'. (University of Nebraska Press: Nebraska).
- Rocha, G.S., Lombardi, A.T., Melão, M.G.G. (2016). Influence of phosphorus on copper toxicity to *Selenastrum gracile* (Reinsch) Korshikov. *Ecotoxicology and Environment Safety* **128**, 30-35.
- Shannon, C. E., Wiener, W. (1949). The mathematical theory of communication. (University of Illinois Press: Urbana).
- Sinoir, M., Ellwood, M.J., Butler, E.C.V., Bowie, A.R., Mongin, M. et al. (2016). Zinc cycling in the Tasman Sea: Distribution, speciation and relation to phytoplankton community. *Marine Chemistry* **182**, 25-37.
- Sorichetti, R.J., Creed, I.F., Trick, C.G. (2016). Iron and iron-binding ligands as cofactors that limit cyanobacterial biomass across a lake trophic gradient. *Freshwater Biology* **61**, 146-157.
- Sun, F., Yan, Y., Liao, H., Bai, Y., Xing, B., Wu, F. (2014). Biosorption of antimony(V) by freshwater cyanobacteria *Microcystis* from Lake Taihu, China: Effects of pH and competitive ions. *Environmental Science and Pollution Research* **21**, 5836–5848. Plos one. 2, 1-19.
- Vieira, P.C.S., Cardoso, M.M.L., Costa, I.A.S. (2015). Vertical and temporal dynamics of phytoplanktonic associations and the application of index assembly in tropical semi-arid eutrophic reservoir, northeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* **27**, 130-144.
- Wang, W., Dei, R.C.H. (2006). Metal stoichiometry in predicting Cd and Cu toxicity to a freshwater green alga *Chlamydomonas reinhardtii*. *Environmental Pollution* **142**, 303-312.
- Wu, Y., Li, L., Zheng, L., Dai, G., Ma, H. et al. (2016). Patterns of succession between bloom-forming cyanobacteria *Aphanizomenon flos-aquae* and *Microcystis* and related environmental factors in large, shallow Dianchi Lake, China. *Hydrobiologia* **765**, 1-13.
- Xu, H., Zhu, G., Qin, B., Paerl, H.W. (2013). Growth response of *Microcystis* spp. to iron enrichment in different regions of Lake Taihu, China. *Hydrobiologia* **700**, 187-202.
- Xu, K., Juneau, P. (2016). Different physiological and photosynthetic responses of three cyanobacterial strains to light and zinc. *Aquatic Toxicology* **170**, 251-258.

Table 1. Geographic localization, climate, capacity of water accumulation and trophic index at 11 reservoirs in semi-arid and tropical regions of Brazil

Reservoir	Coordinates	Climate	Volume (10³m³)	Trophic index
Utinga	08°20'57''S; 35°03'50''W	As	10,270	Eutrophic
Várzea do Una	07°59'52''S; 35°04'54''W	As	11,568	Eutrophic
Palmeirinha	09°18'48''S; 36°38'42''W	As	6,500	Eutrophic
Mundaú	08°59'17''S; 36°28'16''W	As	1,968	Hypereutrophic
Gurjão	08°43'51''S; 36°37'57''W	As	3,847	Eutrophic
Pedro Moura Júnior	08°20'51''S; 36°22'38''W	As	30,740	Hypereutrophic
Marrecas	08°04'10''S; 37°36'04''W	BSh	21,623	Hypereutrophic
Mororó	08°29'35''S; 36°56'37''W	BSh	2,929	Hypereutrophic
Rosário	07°46'32''S; 37°28'13''W	BSh	34,990	Supereutrophic
Lagoa do Barro	07°51'54''S; 39°55'57''W	BSh	22,947	Hypereutrophic
Pau Branco	08°40'19''S; 41°03'45''W	BSh	3,000	Mesotrophic

Table 2. Average values of abiotic variables in ecosystems influenced by As and BSh climates between January 2014 and July 2016.

	Variables	As climate	BSh climate	t/W-value	P - value
PHYSICO-CHEMICAL	Water macronutrients				
	Calcium (μmol)	64 \pm 73	154 \pm 210	W=564.5	<0.05
	Magnesium (μmol)	143 \pm 237	190 \pm 272	W=606.5	<0.05
	Sodium (μmol)	748 \pm 554	403 \pm 303	W=1,146.5	<0.01
	Potassium (μmol)	68 \pm 55	58 \pm 36	W=930.5	>0.05
	Chlorides (μmol)	840 \pm 1,333	549 \pm 538	W=798.5	>0.05
	Total inorganic nitrogen (μmol)	0.9 \pm 1.1	0.9 \pm 0.7	W=754.5	>0.05
	Total phosphate (μmol)	0.1 \pm 0.2	0.2 \pm 0.2	W=619.0	<0.05
	Carbonates (μmol)	5.4 \pm 15.2	0.2 \pm 0.7	W=910.0	>0.05
	Sulfates (μmol)	8 \pm 18	127 \pm 206	W=494.0	<0.05
	Water micronutrients				
	Iron (μmol)	3.7 \pm 8.1	5.0 \pm 6.0	W=532.0	<0.05
	Manganese (μmol)	0.7 \pm 1.2	0.6 \pm 0.7	W=749.0	>0.05
	Zinc (μmol)	0.09 \pm 0.08	0.14 \pm 0.03	W=586.0	<0.01
	Copper (μmol)	0.10 \pm 0.07	0.15 \pm 0.02	W=1,097.5	<0.01
	Other variables				
pH	7.2 \pm 0.9	7.6 \pm 0.5	t=-2.53	<0.05	
Colour (mg Pt.L^{-1})	229 \pm 326	1,040 \pm 1,620	W=405.0	<0.001	
Turbidity (NTU)	23 \pm 39	143 \pm 256	W=406.0	<0.001	
Conductivity ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	809 \pm 1082	961 \pm 1,107	W=643.0	>0.05	
CLIMATIC	Rainfall (mm)	36.6 \pm 80.1	7.1 \pm 19	W=1120.5	<0.001
	Average daily air temperature ($^{\circ}\text{C}$)	25.5 \pm 1.8	25.5 \pm 2.2	t=0.08	>0.05
	Air relative humidity (%)	78 \pm 8	68 \pm 12	W=1,266.5	<0.001
	Day length (h)	7.5 \pm 2.5	8.8 \pm 2.4	W=526.0	>0.05
	Evaporation rate (mm.d^{-1})	4.4 \pm 2.0	6.8 \pm 3.1	W=459.0	<0.001
	Wind speed (m.s^{-1})	2.7 \pm 1.0	3.5 \pm 0.8	W=555.0	<0.01

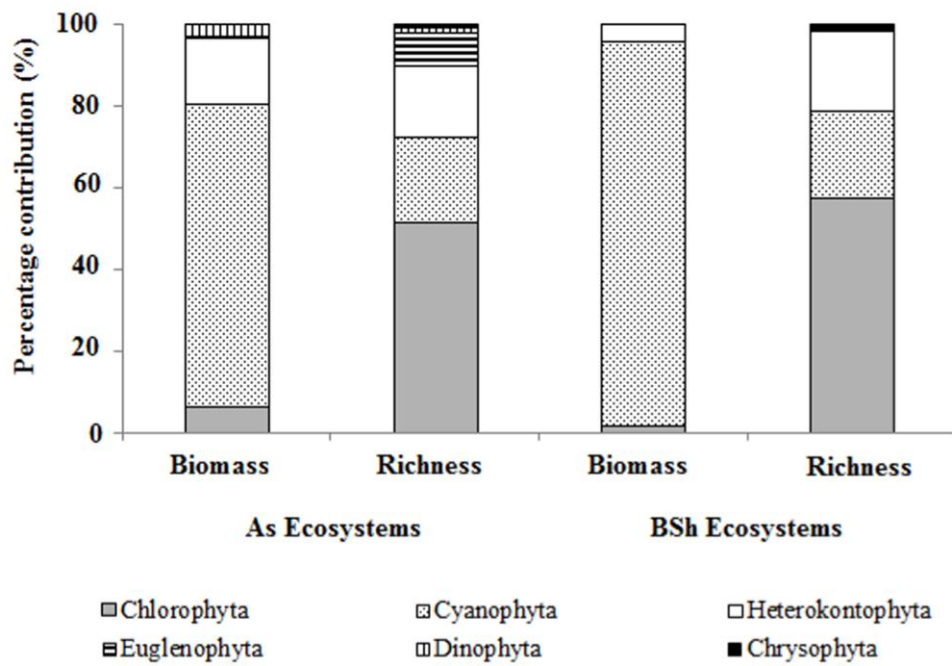


Fig. 1 Percentage contribution of Chlorophyta, Cyanophyta, Heterokontophyta, Euglenophyta, Dinophyta and Chrysophyta to total biomass and species richness in As and BSh ecosystems between January 2014 and July 2016.

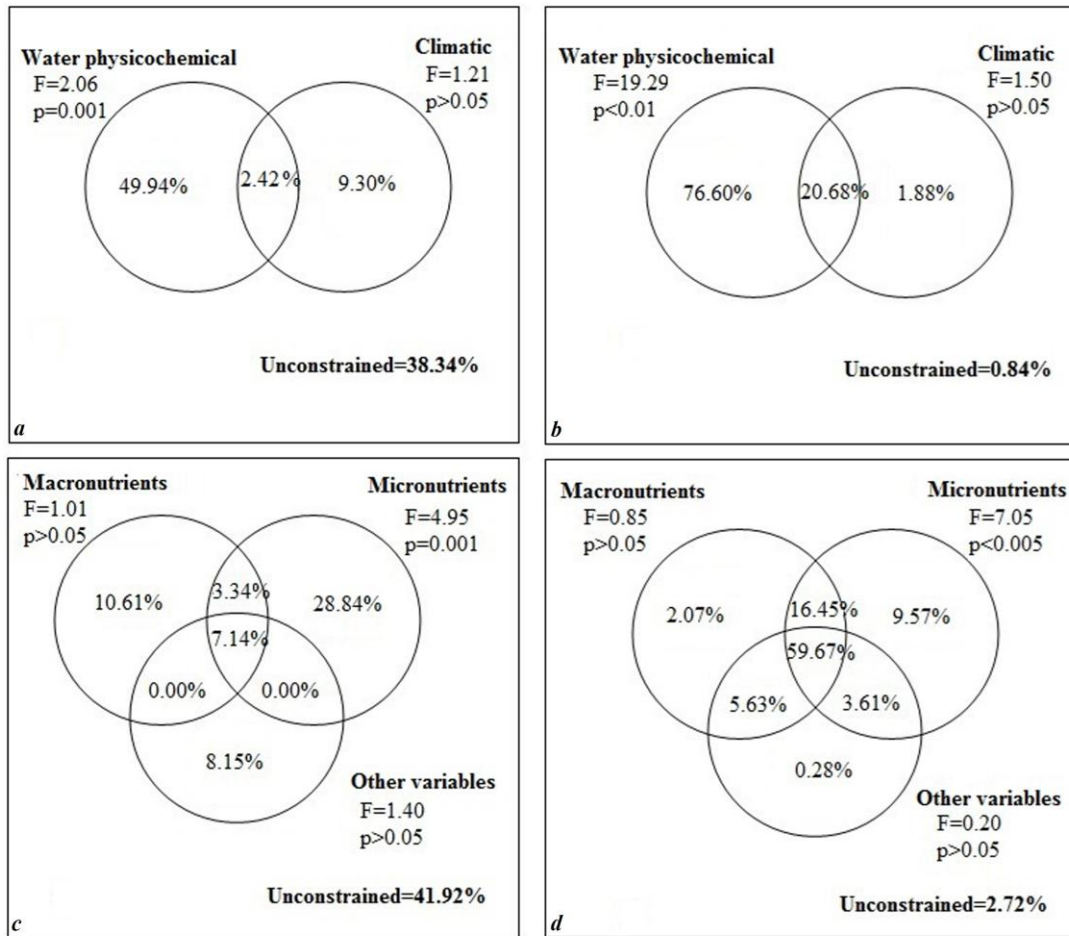


Fig. 2 - Partial redundancy analysis showing the partitioning of variation (%) according to the sets of independent variables on the species distribution. Climatic and water physicochemical variables in As (*a*) and BSh (*b*) ecosystems; water physicochemical variables without the climatic influence, in the As (*c*) and BSh (*d*) ecosystems. The overlapping areas represent the interaction between the data sets.

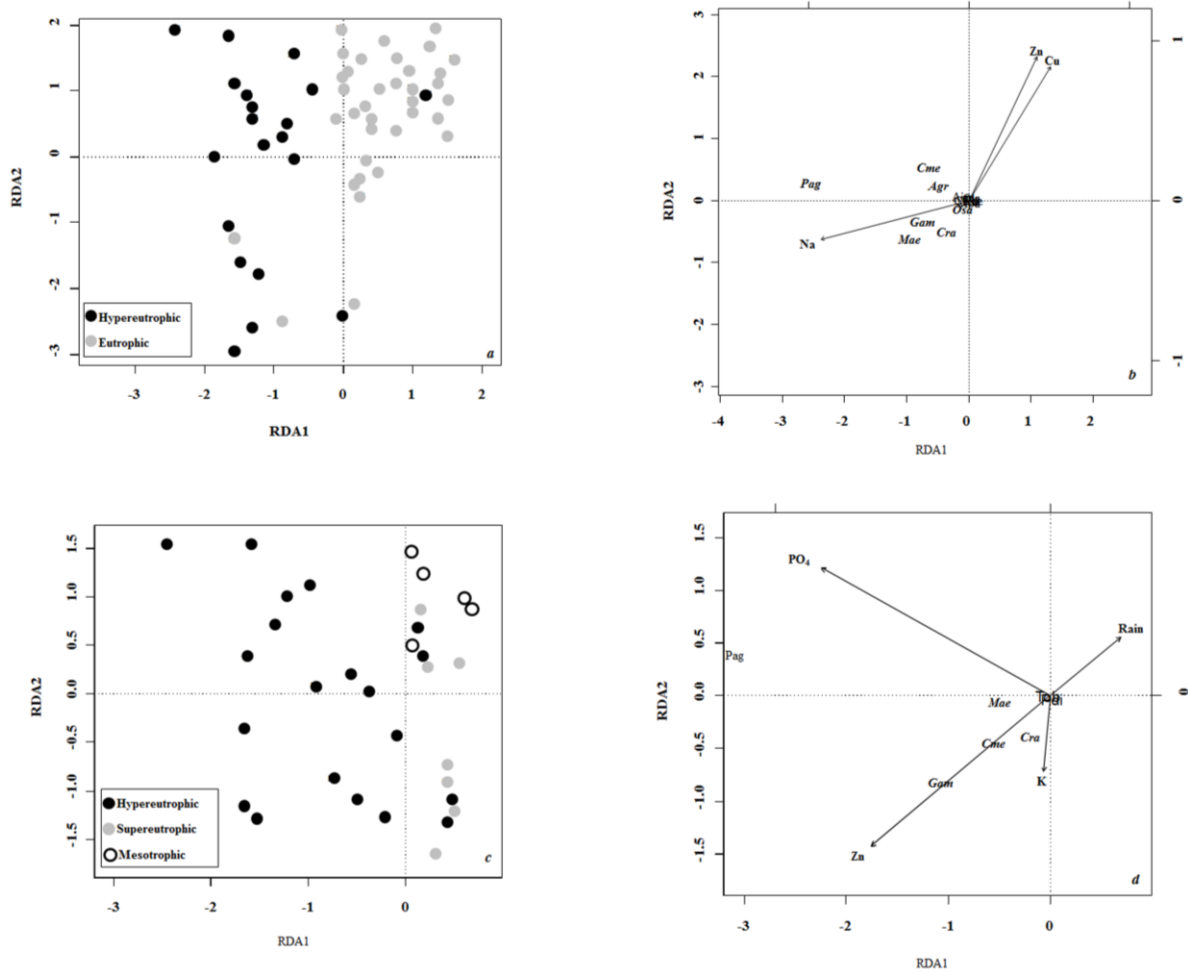


Fig. 3 RDA analysis for biotic and abiotic variables throughout the study in ecosystems located in As (*a* and *b*) and BSh (*c* and *d*) climate. Cra: *Cylindrospermopsis raciborskii*; Gam: *Geitlerinema amphibium*; Mae: *Microcystis aeruginosa*; Pag: *Planktothrix agardhii*; Agr: *Aulacoseira granulata*; Cme: *Cyclotella meneghiniana*; Cu: copper; Zn: zinc; Na: sodium; K: potassium; PO₄: total phosphate; Rain: rainfall.

1 **5. SEGUNDO MANUSCRITO:**

2
3
4 **MORPHOFUNCTIONAL CHANGES OF THE PHYTOPLANKTON**
5 **COMMUNITY IN TROPICAL ECOSYSTEMS DURING EL NIÑO 2015/2016**

6
7 Fábio Henrique Portella Corrêa de Oliveira, Ariadne do Nascimento Moura, Ênio
8 Wocyli Dantas

9
10 A ser submetido para publicação na revista Journal of Phycology (Capes A1, JCR
11 2,6080)

12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33

34 MORPHOFUNCTIONAL CHANGES OF THE PHYTOPLANKTON COMMUNITY
35 IN TROPICAL ECOSYSTEMS DURING *EL NIÑO* 2015/2016¹

36

37 Fábio Henrique Portella Corrêa de Oliveira²

38 Botany Department, Universidade Federal Rural de Pernambuco, 52171-900, Recife,

39 Pernambuco, Brazil, E-mail: fportella@gmail.com, Phone: +55 81 3419 9969

40

41 Ariadne do Nascimento Moura

42 Botany Department, Universidade Federal Rural de Pernambuco, 52171-900, Recife,

43 Pernambuco, Brazil

44

45 Ênio Wocyli Dantas

46 Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Biology Department, Universidade Estadual

47 da Paraíba, 58070-450, João Pessoa, Paraíba, Brazil

48

49 Running title: Changes of the phytoplankton

50 Abstract

51 This study showed the influence of *El Niño* 2015/2016 on abiotic and biotic variables in
52 tropical reservoirs in semi-arid and wet regions. Samples were collected in control year
53 (2014) and with *El Niño* (2015/2016). Phytoplankton was identified and its biomass
54 quantified. Physical-chemical and climatic variables were evaluated. Canonical analyzes
55 were performed to determine the influence of abiotic variables on phytoplankton. In the
56 semi-arid ecosystems, there was a decrease in diversity during *El Niño*, as well as an
57 increase in relative biomass of centric diatoms and a decrease in filamentous
58 cyanobacteria. In wet ecosystems, changes in the community were not observed during
59 the climatic event. The synergistic contribution between physicochemical and climatic
60 variables was most pronounced during *El Niño* in all ecosystems in relation to the
61 control year. Filamentous cyanobacteria was associated with the control year and
62 favored waters with higher pH values and sulfate concentrations. Centric diatoms were
63 related to higher air temperatures and lower sulphate concentrations in the *El Niño*
64 years. This climatic event caused morphofunctional modifications of the phytoplankton
65 community in a distinct way in semi-arid and wet ecosystems. We have shown that in
66 semi-arid reservoirs, *El Niño* promoted a decrease in the relative biomass of filamentous
67 cyanobacteria and favored central diatoms, as a function of the sulfate concentration.

68

69 Key words: climate changes, diatoms, functional groups, microalgae, synergism of
70 environmental variables

71

72 List of abbreviations

73 TIN – Total Inorganic Nitrogen

74 TSI - Trophic State Index

75 INMET - National Institute of Meteorology

76 APAC - Pernambuco Water and Climate Agency

77 RDA - Redundancy Analysis

78 pRDA - Partial Redundancy Analysis

79

80 Introduction

81 It is known that the Earth's climate has undergone changes over the years and
82 simulations for the not so distant future have shown changes in the severity and
83 periodicity of climatic events, such as *El Niño* (Khan et al. 2015, Bakker and Hilt 2016).

84 This event has periodicity of 2 to 7 years and is considered one of the main climatic
85 phenomena that occurs on Earth (Hu and Fedorov 2016). *El Niño* is characterized by the
86 abnormal warming of the Pacific Ocean, which affects temperatures and rainfall
87 regimes in various regions of the planet (Levine and Mcphaen 2016).

88 Although *El Niño* seems to be a unique event, studies have shown that the heating of
89 water bodies can begin in the equatorial Pacific and move to the South American coast,
90 which occurred in 1997/1998, or can originate in the central portion of the Pacific and
91 extend eastward without reaching the continent, as reported in 2015/2016 (Paek et al.
92 2017). According to these authors, these two types of phenomena influence climatic
93 variables differently. Additionally, both global warming trends and the second scenario
94 are becoming more frequent.

95 Changes in climatic variables influence the dynamics of nutrients in a body of water.
96 Studies have shown higher concentrations of phosphorus and nitrogen both during
97 periods of higher rainfall, due to their contribution from the margins (Xia et al. 2016),
98 as well as during droughts (Paerl et al. 2016, Planas and Paquet 2016, Striebel et al.

99 2016). Higher temperatures and lower turbulence of the water column may lead to
100 stratification of the reservoir, forming an anoxic hypolimnium, which facilitates the
101 release of such compounds to the upper layers (Hayes et al. 2015, Mosley et al. 2015),
102 increasing the trophic state of the ecosystem.

103 These changes in abiotic variables are reflected in the structure and composition of
104 phytoplankton communities. A classification system for phytoplankton using functional
105 groups was developed based on morphological characteristics of the species, such as
106 volume, linear dimensions, surface area, and presence of mucilage, flagella, aerotopes,
107 heterocytes, or silica structures (Kruk et al. 2010). These characteristics can influence
108 growth rate, resource efficiency, and susceptibility to herbivory under different
109 environmental conditions and help predict the effects of climatic variations on
110 phytoplankton (Padisák et al. 2006).

111 Studies have shown that the global trend towards increased temperatures, drought, water
112 column stability, and increased eutrophication will favor the development of
113 diazotrophic filamentous cyanobacteria (Hayes et al. 2015, Mosley 2015, Paerl et al.
114 2016), as well as small organisms endowed with siliceous exoskeletons, such as
115 diatoms and chrysophytes (Medeiros et al. 2015, Fanesi et al. 2016). In reservoirs of the
116 Northeastern region of Brazil, the dominance of the cyanobacteria *Cylindrospermopsis*
117 *raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba during a drought was associated with the
118 occurrence of *El Niño* in 1997/1998 (Bouvy et al. 2000).

119 These observations can be explained by the lower energy required to sustain the cell
120 growth of diazotrophic organisms (Sherman et al. 2016), as well as their greater
121 capacity to adapt to environmental variations (Medeiros et al. 2015). On the other hand,
122 because smaller species of diatoms, as well as species of chrysophytes, have lower
123 content of silica in their frustules they can be suspended for a longer time in the water

124 column (Fanesi et al. 2016), by being less demanding and better competitors (Medeiros
125 et al. 2015).

126 The influence of *El Niño* on a region's climate seems to determine variations in the
127 ecosystems depending on its distance to the coast. In coastal areas of the USA, southern
128 South America, some countries in Europe, Pakistan, and Australia increased rainfall
129 volume has been recorded (Ward et al. 2016), while in Northeastern Brazil and central
130 regions of Central America, Africa, and Southeast Asia, dry conditions have been
131 reported (Mosley et al. 2015, Hoell et al. 2017).

132 Because tropical regions cover a large area of land, they encompass environments with
133 climates ranging from wet to semi-arid that may respond differently to extreme weather
134 events. Ecosystems that are most susceptible to collapse are found in semi-arid climates,
135 as compared to those in wet climates.

136 The present study addresses the modifications in the morphofunctional groups of the
137 phytoplankton community during periods with and without *El Niño* 2015/2016 in
138 tropical reservoirs located in regions of wet (AS) and semi-arid (BSh) climate. We
139 sought to answer the following question: What are the effects of *El Niño* 2015/2016 on
140 abiotic variables, phytoplankton morphofunctional groups, and both, in tropical
141 ecosystems of wet and semi-arid regions?

142

143 Materials and Methods

144 *Study area*

145 The study was carried out in eleven reservoirs located in the State of Pernambuco
146 (Northeast Brazil, Fig. 1), with accumulation capacity in the order of 10^6m^3 a 10^8m^3 ,
147 located in wet ($n = 6$) and semi-arid regions ($n = 5$), according to classification by
148 Alvarez et al. (2013, Table 1). Temperature and rainfall data show that in 2014 (year

149 without *El Nino* occurrence), the wet environments had average rainfall volumes around
150 1053mm and air temperature around 25.5°C, while in the semiarid, these values were
151 552mm and 25.4°C. During *El Niño* in the years 1982/1983 and 1997/1998, average
152 rainfall values were around 1,122 mm/year (wet) and 405 mm/year (semi-arid), while
153 the average temperature was 24.6°C in both ecosystems. On the other hand, during *El*
154 *Niño* recorded in the years 2015/2016, annual average rainfall volumes were 674mm
155 and 315mm in the wet and semi-arid ecosystems, respectively, while the average
156 temperatures were 1.1°C higher.

157

158 *Samples and laboratory analysis*

159 Collections were done quarterly between January 2014 and April 2016 (n = 79
160 samples). The period between March/2015 and March/2016 was influenced by *El Niño*
161 and due to this, some reservoirs from semi-arid regions completely dried up. Water
162 samples for the physicochemical and phytoplankton analyses were collected in duplicate
163 at 0.2m depth using glass bottles (wide-mouth amber for phytoplankton) and then stored
164 and preserved, according to American Public Health Association (APHA 2012). The
165 physical-chemical variables of the analyzed water were calcium (Ca, $\mu\text{mol.L}^{-1}$),
166 magnesium (Mg, $\mu\text{mol.L}^{-1}$), sodium (Na, $\mu\text{mol.L}^{-1}$), potassium (K, $\mu\text{mol.L}^{-1}$), chlorides
167 (Cl, $\mu\text{mol.L}^{-1}$), zinc (Zn, $\mu\text{mol.L}^{-1}$), copper (Cu, $\mu\text{mol.L}^{-1}$), pH, color (mg Pt.L⁻¹), turbidity
168 (NTU), electrical conductivity ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) and transparency (m). The TIN was calculated
169 as the sum of the concentrations of NH₄-N, NO₂-N and NO₃-N. The water transparency
170 was analyzed *in situ* by the disappearance of the Secchi disk (m). Turbidity, color, and
171 pH were obtained through measurements with turbidimeter, colorimeter (Hach, USA),
172 and potentiometer (Digimed, Brazil), respectively. The other variables were analyzed
173 according to the methodologies described in APHA (2012). TSI was determined

174 according to Cunha et al. (2013).
175 Rainfall values (mm), average daily air temperature ($^{\circ}\text{C}$), relative humidity (%), hours
176 of sunshine (h), evaporation rate (mm.d^{-1}) and wind speed (m.s^{-1}), as well as annual
177 historical rainfall and air temperature data from 1977 to 2016 were provided by the
178 INMET. The volumes of the reservoirs were obtained from the APAC.
179 For the qualitative and quantitative study of phytoplankton, water samples were
180 preserved with 4% formaldehyde and 1% Lugol acetic, respectively. The identification
181 was performed to the lowest possible level, using specialized literature, with Komárek
182 and Fott (1983) and Prescott and Vinyard (1982) for Chlorophyta; Komárek and
183 Anagnostidis (1989, 1999, 2005) and Komárek and Cronberg (2001) for Cyanophyta;
184 Popovský and Pfiester (1990) for Dinophyta; Krammer and Lange-Bertalot (1991a,
185 1991b) for Heterokontophyta and John et al. (2002) for other phytoflagellates, such as
186 Euglenophyta and Chryptophyta. The species were grouped according to the
187 morphofunctional classification of Kruk et al. (2010).
188 A minimum of 400 cells of each sample were counted in Sedgwick-Rafter chambers to
189 determine phytoplankton density (cel.mL^{-1}), according to the methodology described in
190 APHA (2012). The mean volume of each species was calculated considering the cellular
191 measurements of 30 individuals, according to the geometric models suggested by
192 Hillebrand et al. (1999), and biomass was expressed in $\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$. Diversity index was
193 determined according to Shannon-Wiener (1949), adjusted for the morphofunctional
194 groups.

195

196 *Data analysis*

197 In order to evaluate differences in the structure and composition of the
198 morphofunctional groups that form the phytoplankton community, as well as in the set

199 of abiotic variables between the years without (control) and with *El Niño* occurrence in
200 the moist and semi-arid regions, we used the Stay test followed by a *post hoc* test.
201 Normality and homogeneity were analyzed using the Kolmogorov-Smirnov and
202 Bartlett tests, respectively. Tukey *post-hoc* ANOVA test was used to evaluate the
203 significant difference ($p < 0.05$) between biotic and abiotic variables, considering the
204 interaction between the occurrence of *El Niño* and the location of the ecosystem (wet
205 and semi-arid).

206 An abiotic and two biotic matrices were constructed to perform the multivariate
207 analyses, with biotic matrices using biomass data and presence/absence of each
208 morphofunctional group. Abiotic variables were standardized and biomass values were
209 log transformed ($x + 1$).

210 The influence of abiotic variables on the phytoplankton community during *El Niño* in
211 the wet and semi-arid ecosystems was evaluated using RDA, using the *ordistep* function
212 to select variables. The individual and synergistic contribution of the climatic and
213 physical-chemical characteristics of the water on the biomass variation of the
214 phytoplankton morphofunctional groups was performed through pRDA.
215 All statistical analyses were performed using software R 3.1.1 (vegan package; R
216 Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria).

217

218 Results

219 *Influence of El Niño on abiotic variables*

220 The occurrence of *El Niño* exerted influence on both climatic and physicochemical
221 abiotic variables of the water, acting differently according to the location of the
222 ecosystems.

223 Reduction in rainfall volume was observed during the *El Niño* period compared to the
224 control year (Tukey, $p < 0.05$, Table 2), reaching 36% and 43% lower values in wet and
225 semi-arid ecosystems, respectively (Table 2). On the other hand, the air temperature did
226 not present significant differences (Tukey, $p > 0.05$) for regional (wet and semi-arid) or
227 temporal (control year and with *El Niño*) scale.

228 The decrease in rainfall observed during *El Niño*, associated with higher evaporation
229 rates and lower percentages of relative air humidity and water volumes allowed the
230 collapse of all reservoirs in the semiarid regions between February/2016 and
231 March/2016. In wet environments, overflow was observed in a few months (Fig.2).
232 A reduction in the volume of the reservoirs during *El Niño* was accompanied by a
233 decrease in the total phosphate concentration (Tukey, $p < 0.05$) and increased water
234 transparency in the semi-arid ecosystems, causing the transition of trophic state from
235 supereutrophic to eutrophic. For reservoirs in wet environments, we observed a
236 reduction in heavy metal concentration (Tukey, $p < 0.05$). Sulphates presented regional
237 differences (Tukey $p < 0.05$), with lower values in wet environments, but were not
238 influenced by this climatic event (Tukey $p > 0.05$).

239

240 *Influence of El Niño on biotic variables*

241 A total of 110 phytoplankton taxa were identified during the study, 76 in wet
242 ecosystems in the control year and 86 in *El Niño* years, while in semiarid environments,
243 these values were 17 and 11, respectively.

244 The structure of the phytoplankton community changed during the *El Niño* ($F = 5.26$, p
245 < 0.01), with different responses depending on the location of the ecosystem.

246 The diversity of phytoplankton species showed a different spatial and temporal pattern.

247 In wet ecosystems, mean values of total diversity were 1.27 in both periods, while in the

248 semi-arid, 38% lower results (1.23 vs. 0.76) were observed during *El Niño* ($F = 8.94$, p
249 <0.005). In both regions, we observed a predominance of filamentous cyanobacteria
250 with aerotopes (group III, Fig.3), especially *Planktothrix agardhii* (Gomont)
251 Anagnostidis & Komárek.

252 Analyzing the relative biomass of each morphofunctional group for the total biomass of
253 phytoplankton, we observed that *El Niño* had no significant influence (Tukey, $p > 0.05$)
254 on this variable in wet environments. However, in the semiarid ecosystems, this climatic
255 event reduced the relative biomass of group III from 73.29% to 41.37% ($F = 7.73$, p
256 <0.01), mainly from *P.agardhii* species. In group VI, there was an increase in the
257 biomass contribution ($F = 4.98$, $p <0.05$), mainly in the *Cyclotella meneghiniana*
258 Kützing centric diatom, which presented values of 9.28% to 29.36% in the control and
259 *El Niño* years, respectively. Thus, we verified the establishment of a co-dominance
260 relationship between groups VI (40.74%) and III with *El Niño* (Table 3).

261

262 *Influence of El Niño on the relationship between abiotic and biotic variables*

263 The relationship between abiotic and biotic variables was different due to *El Niño* and
264 the location of the reservoirs.

265 The models generated by the partial analyzes explained more than 99% of the
266 phytoplankton biomass variation in both ecosystems in the years with and without *El*
267 *Niño* and showed that in all situations the isolated contribution of the physical and
268 chemical variables of the water was significant ($p <0.05$, Fig. 4), which differed from
269 that observed for climatic conditions ($p > 0.05$). *El Niño* caused an increase in the
270 synergism between physical-chemical and climatic variables, both in wet (4.30x) and
271 semi-arid (2.33x) ecosystems, explaining approximately 50% of the biomass variation
272 for the phytoplankton community in these environments.

273 The redundancy analysis generated a significant model ($p < 0.05$) and explained 33.74%
274 of the variation in biological data, of which 48.19% on axis 1 and 32.73% on axis 2
275 (Fig. 5). The biomass correlation of the morphofunctional groups with the abiotic
276 variables was significant for both axes ($p = 0.005$). Axis 1 of the RDA separated the
277 sample units according to the occurrence of *El Niño*. The samples of the control year
278 correlated negatively, while those that were under the influence of the climatic event
279 had a positive relation with this axis. On the other hand, axis 2 grouped the sample units
280 according to the location, plotting the wet ecosystems on the positive side and the semi-
281 arid ones on the negative side.

282 Morphofunctional group III presented higher biomasses during the control year in all
283 reservoirs and favored higher pH values and sulfate concentrations. In the wetlands,
284 during *El Niño*, the morphofunctional groups IV and VII presented larger biomasses
285 concomitantly with lower evaporation rates and higher reservoir volumes, as well as for
286 lighter waters and lower concentrations of iron. Finally, groups V and VI predominated
287 during *El Niño* from semi-arid ecosystems, when air temperatures were higher and
288 sulfate concentrations were lower.

289

290 Discussion

291 The present study highlights significant quantitative changes in the phytoplankton
292 community in tropical reservoirs during *El Niño* events between the years of 2015 and
293 2016. Climatic variables such as air temperature, rainfall and evaporation rate, as well
294 as physicochemical variables of water (nutrients and transparency) were important
295 drivers that modified the morphofunctional structure of the phytoplankton community
296 during the occurrence of this climatic event, and favored the growth of
297 morphofunctional groups adapted to a new environmental condition.

298 During the *El Niño*, a modification is reported in the direction of the winds, which
299 pushes hot water masses from the eastern coast of Indonesia towards the American
300 West, increasing evaporation and precipitation in this region. With lower humidity,
301 these air masses rise, cool, and descend in the semi-arid region of Brazil, creating an
302 area of high pressure and low rainfall (Hoell et al. 2017). However, coastal regions do
303 not suffer much from this phenomenon, due to the presence of frontal systems, sea
304 breezes and convergence zones (Ward et al. 2016).

305 In the present study, both the semi-arid and wet regions showed a reduction in rainfall
306 during *El Niño*, but their influence on phytoplankton was different. In wet ecosystems,
307 there were no significant variations in community structure variables during this
308 climatic event. However, in the semiarid region, the scarcity of rainfall, together with
309 the other climatic changes that occurred during *El Niño*, reduced the diversity and
310 modified the relative biomass of the morphofunctional groups.

311 During *El Niño*, in the semi-arid ecosystems all nutrients, except for iron, presented
312 lower concentrations in the water and a decrease in the diversity and relative biomass of
313 filamentous cyanobacteria (group III) and increase in the relative diatom biomass
314 (group VI), mainly *C. meneghiniana*, were observed. This species, despite its siliceous
315 frustula, consists of small organisms with centric morphology, which allows them to be
316 more buoyant in water bodies, due to a higher area/volume ratio (Portalier et al. 2016).
317 According to these authors, with the reduction of rainfall, water bodies tend to stabilize
318 and buoyancy is an important strategy for maintenance in the water column, to search
319 for nutrients and luminosity.

320 In addition, studies have shown precipitation of metals and other nutrients when
321 reservoirs reach low volumes due to increased water aeration (Mosley et al. 2015, Xia et
322 al., 2016), favoring more competitive organisms in conditions of reduced nutrient

323 availability, such as diatoms (Shi et al. 2015, Dunker et al., 2016), including centric
324 ones (Baek et al. 2015). On the other hand, according to Bouvy et al. (2000), the
325 reduction of the level of reservoirs during the occurrence of *El Niño* 1997/1998, along
326 with stronger thermal winds that occur in semiarid regions, favor the resuspension of
327 nutrients in the water column and diatoms.

328 When comparing our results with those obtained by Bouvy et al. (2000, 2003), during
329 *El Niño* 1997/1998 we observed differences in the phytoplankton community in the
330 same study regions, which could be due to differences in the type of event that occurred
331 in the two biennia. As reported by these authors, the high temperatures and rainfall
332 shortages during the period caused water body stability and decreased N/P ratio in the
333 reservoir, developing a hypereutrophic environment that favored the cyanobacteria
334 bloom of *C. raciborskii* and the decrease of species diversity, differing from that
335 observed in our study.

336 According to Paek et al. (2017), with global warming, the frequency of *El Niño* events
337 initiated in the central Pacific has been higher. Thus, it is expected that global warming
338 (Medeiros et al. 2015, Fanesi et al. 2016, Striebel et al., 2016) and the reduction of
339 rainfall volumes (Rohlighead et al. 2016) will favor the development of diatoms, due to
340 changes in nutrient availability, optical properties of the reservoirs, and modifications of
341 other abiotic conditions.

342 Among the nutrients analyzed, sulfate had an important role in the changes of the
343 morphofunctional groups during *El Niño* 2015/2016 in semi-arid ecosystems. The
344 concentrations of this element were directly related to the relative biomass of
345 filamentous cyanobacteria, while the reduction of its values favored the development of
346 centric diatoms.

347 The influence of sulfate on phytoplankton species is not yet clear. Studies have shown
348 that this element is used in the synthesis of cyanoboxes by cyanobacteria species, such
349 as *C. raciborskii*, which facilitates their dominance in aquatic environments (Dai et al.
350 2017). On the other hand, according to Pioretti and Giordano (2016), in marine
351 environments higher concentrations of sulfate facilitate the growth of diatoms when
352 compared to cyanobacteria and chlorophytes.

353 In all ecosystems, the isolated contribution of the physio-chemical variables of the water
354 was greater, however, the climatic changes promoted by *El Niño* increased their
355 synergistic contribution, possibly due to the significant rainfall variation observed in the
356 period. According to Izaguirre et al. (2016) and Xu and Juneau (2016), the combined
357 effect of climatic and physicochemical parameters on water is of fundamental
358 importance to explain the biomass variation and distribution of the phytoplankton
359 community in aquatic ecosystems.

360 This is the first study that evaluates the impact of *El Niño* 2015/2016 on biotic and
361 abiotic variables of tropical freshwater ecosystems that considers the location of the
362 environments and increases our understanding about the influence of global changes on
363 phytoplankton communities. Predictive climate models state that in the future global
364 temperatures will be higher and rainfall extremes will last longer (Bakker and Hilt
365 2016), especially in semiarid regions (Roland et al. 2012). We should also consider that
366 the effect of climatic events varies according to the species present in the ecosystem,
367 reservoir volume, system stability, among others (Striebel et al., 2016), and it is difficult
368 create draw models that can be equally applied in all ecosystems around the world.

369

370

371

372 Conclusions

373 This study addressed the importance of *El Niño* 2015/2016 on the morphofunctional
374 structure of phytoplankton communities of tropical reservoirs and concludes that the
375 climatic changes caused by this event caused alterations in physicochemical variables of
376 water, which decreased the dominance of filamentous cyanobacteria and favored the
377 growth of small diatoms in semi-arid ecosystems, but did not significantly alter the
378 community structure in wetlands. This behavior reflects a positive adaptation by
379 diatoms to the climatic changes promoted by *El Niño*.

380

381 Acknowledgments

382 The authors are grateful to Compesa (Companhia Pernambucana de Saneamento) for all
383 the data in the present study. The authors also thank the staff of the Botany Postgraduate
384 Program of Universidade Federal Rural de Pernambuco who helped to substantially
385 improve the manuscript.

386 The authors declare that they have no conflicts of interest.

387

388 References

- 389 Alvarez, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M. & Sparovek, G. 2013.
390 Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Z.* 22:711–28.
- 391 American Public Health Association. 2012. *Standard methods for the examination of*
392 *water and wastewater*. 22nd ed. American Public Health Association, American Water
393 Works Association and Water Pollution Control Federation, Washington, DC, USA
- 394 Baek, S.H., Kim, D., Son, M., Yun, S.M. & Kim, Y.O. 2015. Seasonal distribution of
395 phytoplankton assemblages and nutrient enriched bioassays as indicators of nutrient

- 396 limitation of phytoplankton growth in Gwangyang Bay, Korea. *Estuar. Coast Shelf Sci.*
397 163:265-78.
- 398 Bakker, E.S. & Hilt, S. 2016. Impact of water-level fluctuations on cyanobacterial
399 blooms:options for management. *Aquat. Ecol.* 50:485-98.
- 400 Bouvy, M., Falcão, D., Marinho, M., Pagano, M. & Moura, A. 2000. Occurrence of
401 *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998
402 drought. *Aquat. Microb. Ecol.* 23:13-27.
- 403 Bouvy, M., Nascimento, S.M., Molica, R.J.R., Ferreira, A., Huszar, V., Azevedo,
404 S.M.F.O. 2003. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a
405 severe drought. *Hydrobiologia* 493:115-30.
- 406 Cunha, D.G.F., Calijuri, M.C., Lamparelli, M.C.A. 2013. Trophic state index for
407 tropical/subtropical reservoirs (TSIts). *Ecol. Eng.* 60:126-34.
- 408 Dai, Y., Wu, J., Ma, X., Zhong, F., Cui, N. & Cheng, S. 2017. Increasing
409 phytoplankton-available phosphorus and inhibition of macrophyte on phytoplankton
410 bloom. *Sci. Total Environ.* 579:871-80.
- 411 Dunker, S., Nadrowski, K., Jakob, T., Kasprzak, P., Becker, A., Langner, U., Kunath,
412 C., Harpole, S. & Wilhelm, C. 2016. Assessing *in situ* dominance pattern of
413 phytoplankton classes by dominance analysis as a proxy for realized niches. *Harmful*
414 *Algae* 58:74-84.
- 415 Fanesi, A., Wagner, H., Becker, A. & Wilhelm, C. 2016. Temperature affects the
416 partitioning of absorbed light energy in freshwater phytoplankton. *Freshw. Biol.*
417 61:1365-78.
- 418 Hayes, N.M., Vanni, M.J., Horgan, M.J. & Renwick, W.H. 2015. Climate and land use
419 interactively affect lake phytoplankton nutrient limitation status. *Ecology* 96:392-402.

- 420 Hillebrand, H., Dürselen, C., Kirschtel, D., Pollinger, U. & Zohary, T. 1999.
421 Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.* 35:403-24.
- 422 Hoell, A., Funk, C., Zinke, J. & Harrison, L. 2017. Modulation of the Southern Africa
423 precipitation response to the El Niño Southern Oscillation by the subtropical Indian
424 Ocean Dipole. *Clim. Dyn.* 48:2529-40.
- 425 Hu, S. & Fedorov, A.V. 2016. Exceptionally strong easterly wind burst stalling El Niño
426 of 2014. *PNAS* 113:2005-10.
- 427 Izaguirre, I., Saad, J.F., Schiaffino, M.R., Vinocur, A., Tell, G., Sánchez, M.L., Allende,
428 L. & Sinistro, R. 2016. Drivers of phytoplankton diversity in Patagonian and Antarctic
429 lakes across a latitudinal gradient (2150 km): the importance of spatial and
430 environmental factors. *Hydrobiologia* 764:157-70.
- 431 John, D.M., Whitton, B.A. & Brook, A.J. 2002. The freshwater algal flora of the British
432 Isles. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- 433 Khan, S.J., Deere, D., Leusch, F.D.L., Humpage, A., Jenkins, M. & Cunliffe, D. 2015.
434 Extreme weather events: Should drinking water quality management systems adapt to
435 changing risk profiles? *Water Res.* 85:124-36.
- 436 Komárek, J. & Anagnostidis, K. 1989 Modern approach to the classification system of
437 Cyanophytes 4: Nostocales. *Algol. Stud.* 56:247–345
- 438 Komárek, J. & Anagnostidis, K. 1999. Suesswasserflora von Mitteleuropa:
439 Cyanoprokayota 1. In Ettl, H., Gartner, G., Heyning, H. & Mollenhauer, D. [Eds.]
440 *Chroococcales*. Gustav Fischer, Stuttgart, Germany, pp.1-548.
- 441 Komárek, J. & Anagnostidis, K. 2005. Subwasserflora von Mitteleuropa:
442 Cyanoprokayota 2. In Bridel, B., Krienitz, L., Gartner, G. & Schargerl, M. [Eds.]
443 *Oscillatoriales*, Elsevier GmbH, München, Germany, pp. 1-759.
- 444

- 445 Komárek, J. & Cronberg, G. 2001. Some Chroococcalean and Oscillatorialen
446 Cyanoprokaryotes from southern African lakes, ponds and pools. *Nova Hedwigia*
447 73:129-60.
- 448 Komárek, J. & Fott, B. 1983. *Chlorophyceae: Chlorococcales*. Begründet von August
449 Thienemann, Stuttgart, Germany.
- 450 Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 1991a. *Bacillariophyceae, 3. Teil: Centrales,*
451 *Fragilariaceae, Eunotiaceae*. Semper Bonis Artibus, Stuttgart, Germany.
- 452 Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 1991b. *Bacillariophyceae, 4. Teil: A*
453 *Achananthaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) and Gomphonema*
454 *Gesamthitratraturverzeichnis Teil 1-4*. Semper Bonis Artibus, Stuttgart, Germany.
- 455 Kruk, C., Huszar, V.L.M., Peeters, E.T.H.M., Bonilla, S., Costa, S., Lürling, M.,
456 Reynolds, C.S & Scheffer, M. 2010. A morphological classification capturing
457 functional variation in phytoplankton. *Freshw. Biol.* 55:614-27.
- 458 Levine, A.F.Z. & Mcphaen, M.J. 2016. How the July 2014 easterly wind burst gave the
459 2015-2016 El Niño a head start. *Geophys. Res. Lett.* 43:6503-10.
- 460 Medeiros, L.C., Mattos, A., Lürling, M. & Becker, V. 2015. Is the future blue-green or
461 brown? The effects of extreme events on phytoplankton dynamics in a semi-arid man-
462 made lake. *Aquat. Ecol.* 49:293-307.
- 463 Mosley, L.M. 2015. Drought impacts on the water quality of freshwater systems; review
464 and integration. *Earth-Sci. Rev.* 140:203-14.
- 465 Padisák, J., Bórics, G., Grigorszky, I. & Soróczki-Pintér, E. 2006. Use of phytoplankton
466 assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework
467 Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia* 553:1-14.

- 468 Paek, H., Yu, J. & Qian, C. 2017. Why were the 2015/2016 and 1997/1998 extreme El
469 Niños different. Why were the 2015/2016 and 1997/1998 extreme El Niños different?
470 *Geophys Res Lett* 44:1-9.
- 471 Paerl, H.W., Gardner, W.S., Havens, K.E., Joyner, A.R., Mccarthy, M.J., Newell, S.E,
472 Qin, B. & Scott, J.T. 2016. Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic
473 ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. *Harmful Algae*
474 54:213-22.
- 475 Pioretti, L. & Giordano, M. 2016. Direct and indirect influence of sulfur availability on
476 phytoplankton evolutionary trajectories. *J. Phycol.* 52:1094-102.
- 477 Planas, D. & Paquet, S. 2016. Importance of climate change-physical forcing on the
478 increase of cyanobacterial blooms in a small, stratified lake. *J. Limnol.* 75:201-14.
- 479 Popovský J. & Pfiester, L.A. 1990. *Süßwasserflora von Mitteleuropa: Dinophyceae*
480 *(Dinoflagellida)*. Gustav Fischer, Stuttgart, Germany
- 481 Portalier, S.M.J., Cherif, M., Zhang, L. & Fussmann, G. 2016. Size-related effects of
482 physical factors on phytoplankton communities. *Ecol. Modell.* 323:41-50.
- 483 Prescott, G.W., Vinyard, W.C. 1982. *A Synopsis of North American Desmids* University
484 of Nebraska Press, Nebraska, USA
- 485 Roland, F., Huszar, V.L.M., Farjalla, V.F., Enrich-Prast, A., Amado, A.M. & Ometto,
486 J.P.H.B. 2012. Climate change in Brazil: perspective on the biogeochemistry of inland
487 waters. *Braz. J. Biol.* 72:709–22.
- 488 Rolighed, J., Jeppesen, E., Sondergaard, M., Bjerring, R., Janse, J.H., Mooij, W.M. &
489 Trolle, D. 2016. Climate change will make recovery from eutrophication more difficult
490 in shallow danish lake Søbygaard. *Water* 8:459-65.
- 491

- 492 Shannon, C.E. & Wiener, W. 1949. *The mathematical theory of communication*.
493 University of Illinois Press, Urbana, IL, USA..
- 494 Sherman, E., Moore, J.K., Primeau, F. & Tanouye, T. 2016. Temperature influence on
495 phytoplankton community growth rates. *Global Biogeochem. Cycles* 30:550-9.
- 496 Shi, P., Shen, H., Wang, W., Chen, W. & Xie, P. 2015. The relationship between light
497 intensity and nutrient uptake 2 kinetics in six freshwater diatoms. *J. Environ. Sci.* 1:28-
498 36.
- 499 Striebel, M., Schabhüttl, S., Hodapp, D., Higsamer, P. & Hillebrand, H. 2016.
500 Phytoplankton responses to temperature increases are constrained by abiotic conditions
501 and community composition. *Oecologia* 182:815-27.
- 502 Ward, P.J., Kummu, M. & Lall, U. 2016. Flood frequencies and durations and their
503 response to El Niño Southern Oscillations: Global Analysis. *J. Hidrol.* 539:358-78.
- 504 Xia, R., Zhang, Y., Critto, A., Wu, J., Fan, J., Zheng, Z., Zhang, Y. 2016. The Potential
505 Impacts of Climate Change Factors on Freshwater Eutrophication: Implications for
506 Research and Countermeasures of Water Management in China. *Sustainability* 8:1-17.
- 507 Xu, K. & Juneau, P. 2016. Different physiological and photosynthetic responses of three
508 cyanobacterial strains to light and zinc. *Aquat. Toxicol.* 170:251-8.
- 509
- 510
- 511
- 512
- 513
- 514
- 515
- 516

517 **Table 1. Capacity of water accumulation, geographic localization, distance from**
 518 **the coast and weather type at 11 reservoirs in Pernambuco (Brazilian Northeast)**

519

Reservoir	Volume (10³m³)	Coordinates	Distance from the coast (km)	Weather type^a
Utinga	10,270	08°20'57''S; 35°03'50''W	10	Wet
Várzea do Una	11,568	07°59'52''S; 35°04'54''W	25	Wet
Palmeirinha	6,500	09°18'48''S; 36°38'42''W	99	Wet
Mundaú	1,968	08°59'17''S; 36°28'16''W	147	Wet
Pedro Moura Júnior	30,740	08°20'51''S; 36°22'38''W	160	Wet
Gurjão	3,847	08°43'51''S; 36°37'57''W	171	Wet
Mororó	2,929	08°29'35''S; 36°56'37''W	230	Semi-arid
Rosário	34,990	07°46'32''S; 37°28'13''W	287	Semi-arid
Marrecas	21,623	08°04'10''S; 37°36'04''W	310	Semi-arid
Lagoa do Barro	22,947	07°51'54''S;	603	Semi-arid

39°55'57''W
Pau Branco 3,000 08°40'19''S; 652 Semi-arid
41°03'45''W

520 ^aAlvarez et al. (2013)

521

522

523

524

525

526

527

528

529

530

531

532

533

534

535

536

537

538

539

540

541

542 **Table 2. Average values of abiotic variables of reservoirs located on semi-arid (SA)**
 543 **and wet (W) regions from Pernambuco State (Brazilian Northeast) in control (CN)**
 544 **and El Niño-influenced (EN) years. Means followed by the same letter in the row**
 545 **do not differ by the Tukey test at 5% probability**

Abiotic variables	W x CN (n=24)	W x EN (n=22)	SA x CN (n=21)	SA x EN (n=20)	F-value	p - value
Calcium ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	74±75 ^a	71±87 ^a	159±208 ^a	146±223 ^a	0.02	>0.05
Magnesium ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	170±227 ^a	175±302 ^a	230±315 ^a	130±188 ^a	0.69	>0.05
Sodium ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	753±531 ^a	779±539 ^a	422±274 ^a	374±352 ^a	0.11	>0.05
Potassium ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	61.6±47.6 ^a	71.9±51.7 ^a	57.8±37.4 ^a	58.1±34.8 ^a	0.21	>0.05
Chlorides ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	925±1314 ^a	973±1659 ^a	601±536 ^a	468±553 ^a	0.10	>0.05
Total inorganic nitrogen ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	8.5±9.5 ^a	6.0±6.7 ^a	11.5±7.0 ^a	6.9±6.6 ^a	0.29	>0.05
Total phosphate ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	0.17±0.27 ^a	0.13±0.13 ^a	0.36±0.40 ^b	0.19±0.19 ^a	4.25	<0.05
Sulfates ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	6±9 ^a	12±28 ^a	121±219 ^b	135±194 ^b	14.39	<0.001
Iron ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	2.26±4.30 ^a	5.2±12.1 ^a	3.98±5.98 ^a	6.45±5.94 ^a	0.9	>0.05
Manganese ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	0.47±0.66 ^a	0.69±0.96 ^a	0.56±0.73 ^a	0.55±0.66 ^a	0.51	>0.05
Zinc ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	0.11±0.08 ^b	0.09±0.08 ^a	0.14±0.03 ^b	0.14±0.05 ^b	8.13	<0.01
Copper ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	0.11±0.08 ^b	0.09±0.08 ^a	0.14±0.02 ^b	0.14±0.03 ^b	9.57	<0.005
pH	7.3±0.7 ^a	7.2±1.0 ^a	7.6±0.5 ^a	7.6±0.4 ^a	0.01	>0.05
Colour (mg Pt.L ⁻¹)	140±153 ^a	228±279 ^a	1186±1516 ^b	822±1811 ^a	12.14	<0.01
Turbidity (NTU)	14±22 ^a	23±33 ^a	157±247 ^b	123±281 ^b	10.36	<0.005
Conductivity ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	936±107 ^a	943±1336 ^a	1034±1133 ^a	851±1107 ^a	0.12	>0.05

Transparency (cm)	27.8±2.1 ^b	26.6±3.6 ^b	19.8±7.9 ^a	24.0±5.6 ^b	5.12	<0.05
Volume (10 ⁶ m ³)	8.0±5.9 ^c	7.2±6.3 ^c	2.3±3.2 ^b	0.7±1.2 ^a	25.45	<0.001
Annual rainfall (mm)	1054±689 ^d	674±619 ^c	552±346 ^b	315±178 ^a	12.55	<0.005
Average daily air temperature (°C)	25.4±1.6 ^a	25.7±1.6 ^a	25.2±2.2 ^a	25.9±2.3 ^a	0.23	>0.05
Air relative humidity (%)	78.4±6.0 ^b	75.4±9.2 ^b	68.4±10.6 ^a	66.7±14.3 ^a	17.21	<0.001
Insolation (h)	7.9±2.8 ^a	6.9±2.6 ^a	9.5±1.1 ^b	7.8±3.4 ^a	4.66	<0.05
Evaporation rate (mm.d ⁻¹)	4.3±1.9 ^a	4.1±2.2 ^a	6.4±2.8 ^b	7.3±3.6 ^b	18.57	<0.001
Wind speed (m.s ⁻¹)	2.8±1.0 ^a	2.7±0.8 ^a	3.5±0.8 ^b	3.4±1.0 ^b	11.54	0.01
Trophic state index	108±91 ^a	206±286 ^a	184±112 ^a	132±113 ^a	3.28	>0.05

547 **Table 3. Average values of relative biomass of reservoirs located on semi-arid (SA) and wet (W) regions from Pernambuco State**
 548 **(Brazilian Northeast) in control (CN) and *El Niño*-influenced (EN) years. Means followed by the same letter in the row do not differ by**
 549 **the Tukey test at 5% probability. Description according to Kruk et al. (2010). Main taxa correspond to organisms whose biomass**
 550 **represented at least 5% of the average total biomass; + = less than <5%**

Relative biomass (%)								
Morpho- functional groups	Description	Main taxa	W x CN	W x EN	SA x CN	SA x EN	F- value	p - value
III	Large filaments with aerotopes		44.1±32.3 ^a	47.4±35.4 ^a	73.3±27.2 ^b	41.4±40.3 ^a	4.98	<0.05
		<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	9.1±21.3 ^a	11.3±14.2 ^a	5.1±19.0 ^a	+	0.05	>0.05
		<i>Geitlerinema amphibium</i>	9.1±14.2 ^a	44.1±18.4 ^a	21.1±22.2 ^a	13.6±17.7 ^a	1.65	>0.05
		<i>Planktothrix agardhii</i>	25.8±32.9 ^a	42.4±33.9 ^a	51.5±37.5 ^a	35.3±44.2 ^a	1.52	>0.05

	Organisms of medium size						
IV	lacking specialized traits	12.3±18.9 ^a	16.5±24.51 ^a	5.3±3.7 ^a	7.7±33.9 ^a	0.04	>0.05
	<i>Micractinium pusillum</i>	+	5.4±16.4	+	+	0.02	>0.05
V	Unicellular flagellates of medium to large size	5.2±15.4 ^a	5.2±11.2 ^a	2.7±9.0 ^a	7.9±21.0 ^a	0.61	>0.05
	<i>Trachelomonas volvocina</i>	5.0±15.3 ^a	+	+	6.5±20.1 ^a	1.89	>0.05
VI	Non-flagellated organisms with siliceous	30.8±23.9 ^b	21.7±21.1 ^b	15.1±21.0 ^a	40.4±35.6 ^b	8.95	<0.005

	exoskeletons						
		<i>Aulacoseira granulata</i>	6.9±15.5 ^a	4.3±12.8 ^a	6.7±16.6 ^a	-	2.21 >0.05
		<i>Cyclotella</i>					
		<i>meneghniana</i>	19.2±19.3 ^{ab}	7.9±8.1 ^a	9.3±15.7 ^b	29.4±34.5 ^a	11.81 <0.001
	Large						
VII	mucilaginous		7.7±10.4 ^a	9.3±21.3 ^a	3.7±8.9 ^a	2.4±5.8 ^a	0.20 >0.05
	colonies						
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	-	7.5±13.8	-	-	0.01 >0.05

551

552

552 Fig. 1 Locations of the reservoirs sampled in Pernambuco State (Brazilian Northeast)

553

554 Fig. 2 Variation in the volume of reservoirs located in wet (a) and semi-arid (b) regions in the
555 State of Pernambuco (Northeast Brazil) during the control year (2014) and under the influence
556 of *El Niño* 2015/2016

557

558 Fig. 3 Biomass and species diversity in the control year (2014) and occurrence of *El Niño*
559 2015/2016 in wet (a) and semiarid (b) ecosystems located in the State of Pernambuco
560 (Northeastern Brazil). III to VII – morphofunctional groups, according to Kruk et al. (2010)

561

562 Fig. 4 Partial redundancy analysis showing the partitioning of variation (%) according to the
563 set of independent variables on the distribution of species in wet and semi-arid ecosystems
564 located in the State of Pernambuco (Northeast of Brazil) between 2014 and 2016. Climatic
565 and physio-chemical variables of the water in wet (a) and semi-arid (b) ecosystems and
566 under the influence of *El Niño* in wet (c) and semi - arid (d) environments. Overlapping areas
567 represent the interaction between the data sets.

568

569 Fig. 5 Redundancy analysis for biotic and abiotic variables during the study in wet and dry
570 ecosystems from Pernambuco State (Northeast Brazil). III-VII: morphofunctional groups
571 according to Kruk et al. (2010); Temp: average air temperature; Evap: rate of evaporation;
572 Trans: transparency; Vol: reservoir volume; wet ecosystems during *El Niño* (●); semi-arid
573 ecosystems during *El Niño* (●); wet ecosystems during year control (■); semi-arid ecosystems
574 during year control (■).

575

576



Fig. 1

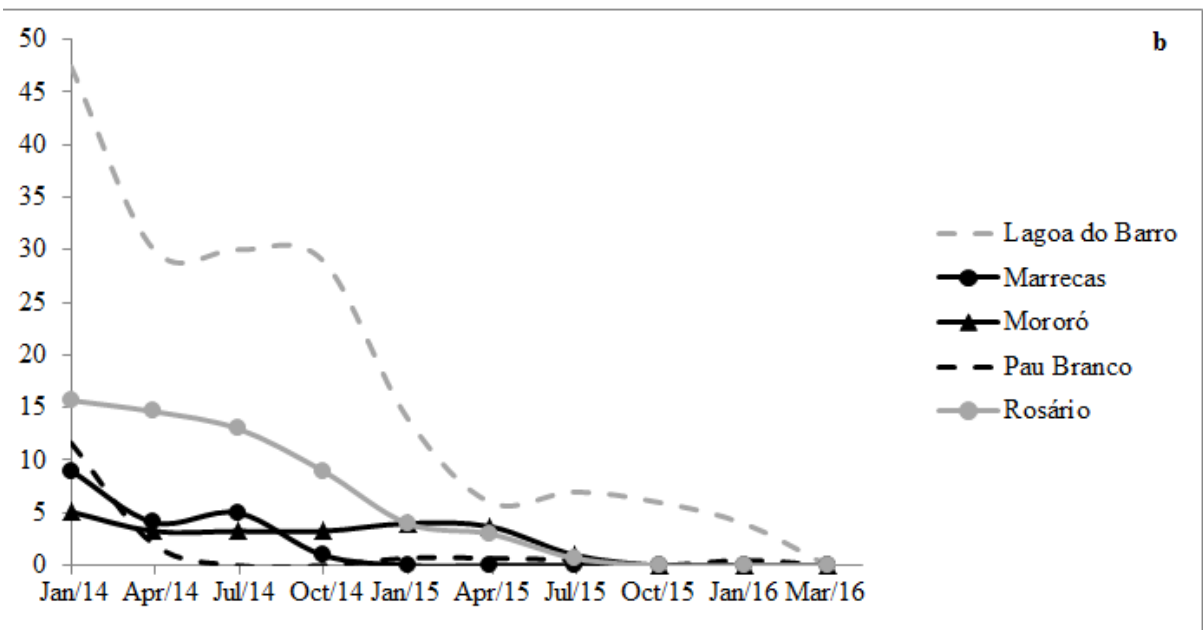
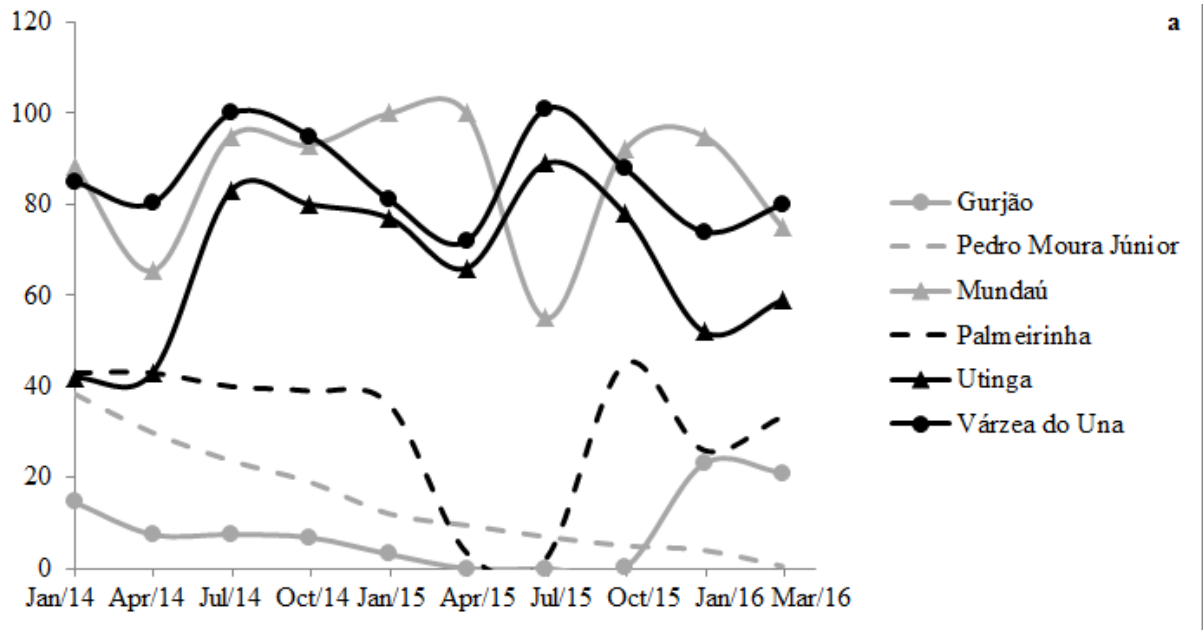


Fig. 2

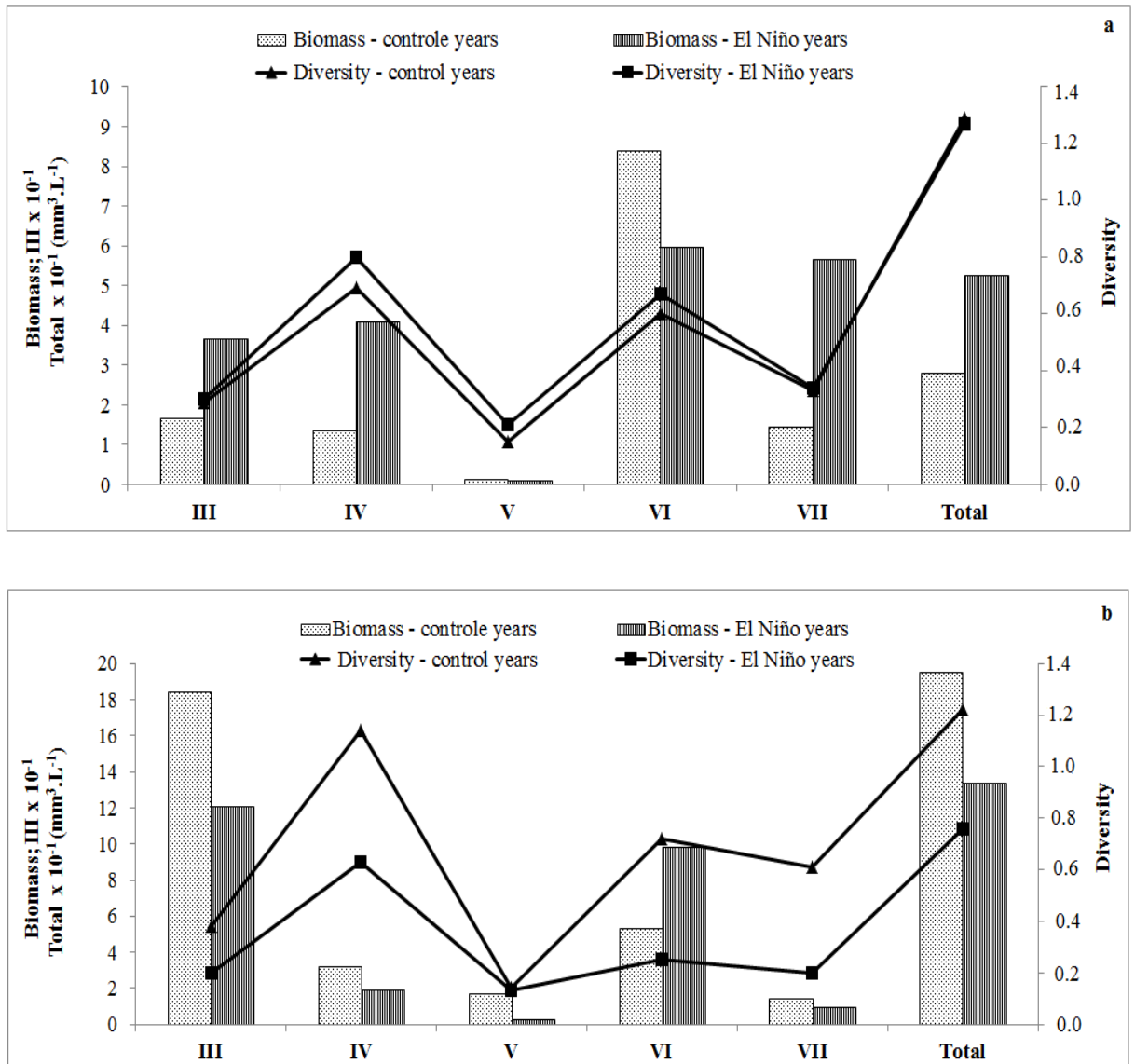


Fig. 3

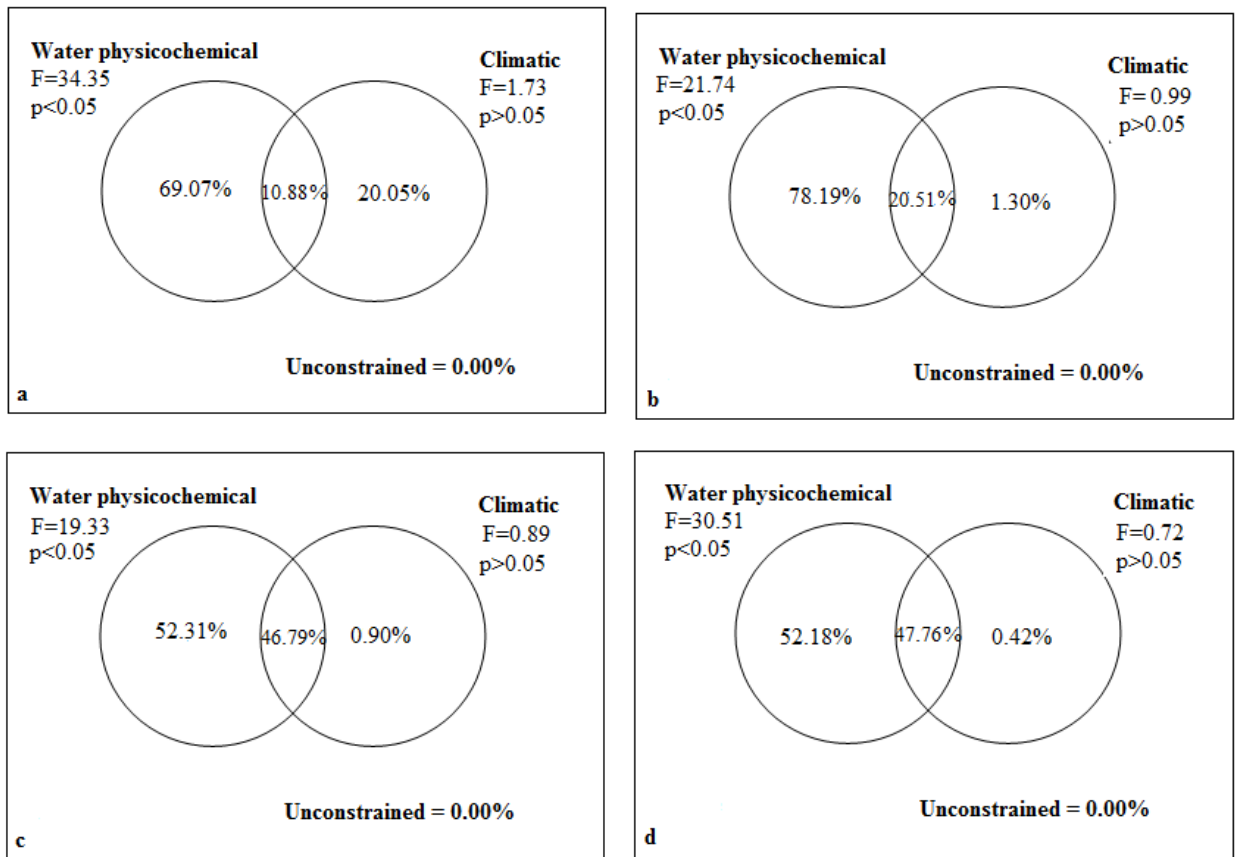


Fig. 4

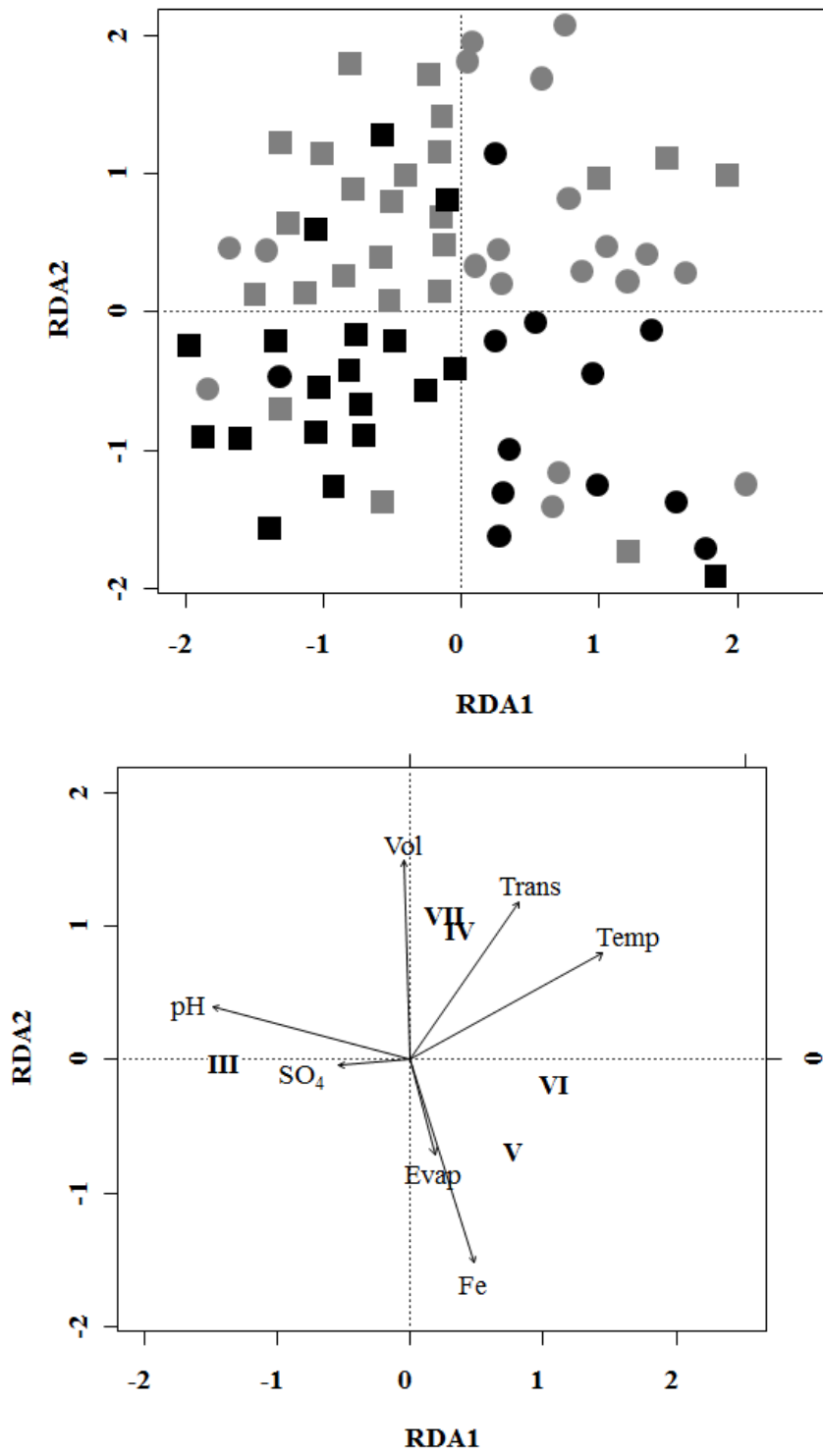


Fig. 5

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os ecossistemas estudados possuem pequeno volume de acumulação e estão localizados em áreas de clima tropical, tanto em regiões úmidas (As) como semiáridas (BSh) e são responsáveis por aproximadamente 90% do abastecimento de água no Estado de Pernambuco.

Durante o período de confecção desta tese, o *El Niño* ocorreu entre março/2015 e março/2016 e foi considerado o mais potente deste século. O grupo de cianobactérias apresentou maiores biomassas em todos os ecossistemas estudados, especialmente na região semiárida, permitindo menores valores de diversidade encontrados nestes ambientes. Entretanto, a biomassa relativa destes organismos em relação ao fitoplâncton total, variou em função da ocorrência do *El Niño*. Durante este período, modificações nas variáveis abióticas favoreceram o desenvolvimento de diatomáceas cêntricas e diminuiu a dominância das cianobactérias filamentosas nos ecossistemas semiáridos.

Cianobactérias filamentosas, principalmente *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis e Komárek e diatomáceas cêntricas, com destaque para *Cyclotella meneghiniana* Kützinger apresentaram importante participação na comunidade ao longo do estudo. A variação da biomassa destes organismos foi significativamente influenciada por variáveis físico-químicas, especialmente nutrientes. Nos ambientes As, o sódio estimulou o desenvolvimento destas espécies, enquanto nos BSh, fósforo e zinco desempenharam este papel. A influência do *El Niño* sobre o fitoplâncton foi significativa apenas nos ecossistemas semiáridos e diminuição nas concentrações de sulfato neste período contribuíram para o crescimento de diatomáceas cêntricas e diminuição da biomassa relativa de cianobactérias filamentosas.

Ao longo do estudo, a influência isolada do clima não foi significativa para a variação da biomassa fitoplanctônica. Entretanto, a sinergia com variáveis físico-químicas teve maior contribuição durante a ocorrência do *El Niño* em ambos os ecossistemas, potencializando os maiores percentuais já observados nos ecossistemas BSh no ano controle.

Portanto, o estudo da comunidade fitoplanctônica em onze reservatórios de Pernambuco (nordeste do Brasil) revelou a importância da localização do ecossistema e do *El Niño* sobre a influência de variáveis abióticas sobre o fitoplâncton de reservatórios tropicais de pequeno porte.

7. NORMAS DAS REVISTAS

Link com as normas para submissão do 2º manuscrito na revista Journal of Phycology

[http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/\(ISSN\)1529-8817/homepage/ForAuthors.html](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/(ISSN)1529-8817/homepage/ForAuthors.html)