

DIVERSIDADE FITOPLANCTÔNICA E OCORRÊNCIA DE *Raphidiopsis raciborskii* (WOLOSZYNSKA) NO SISTEMA ESTUARINO LAGUNAR DE JEQUIÁ (ALAGOAS, BRASIL)

Phytoplankton diversity and occurrence of
Raphidiopsis raciborskii (Woloszynska) in the
Jequiá Estuarine Lagoon System (Alagoas, Brazil)

Enaide Marinho de Melo-Magalhães¹, Clyvia Roberta Gomes de Souza²,
Rochana Campos de Andrade Lima³

¹ Pesquisadora do Setor de Plâncton, Laboratórios Integrados de Ciências do Mar e Naturais (Labmar),
Universidade Federal de Alagoas (Ufal), Maceió, AL. E-mail: enaidemmm@gmail.com

² Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Geografia (Igdema/Ufal), Alagoas. E-mail: clyviaroberta@gmail.com

³ Professora Cetec, pesquisadora do Setor de Oc. Geológica (Labmar/Ufal), Maceió, AL. E-mail: rca.lima@ctec.ufal.br

RESUMO

A Laguna de Jequiá é considerada a terceira maior do estado de Alagoas e está situada entre as coordenadas geográficas 9°50'-10°50' S e 36°00'-36°10' W. O presente estudo objetiva contribuir para o conhecimento da microflora planctônica, abordando os aspectos qualitativos e quantitativos, além de verificar a ocorrência de cianobactéria potencialmente tóxica no Sistema Estuarino Lagunar de Jequiá da Praia. Amostras para análises qualitativa e quantitativa foram coletadas em outubro e dezembro de 2019 em quatro estações de coletas. Para quantificação do fitoplâncton, as amostras foram coletadas diretamente da sub-superfície da água e fixadas com lugol. Para o estudo qualitativo, as amostras foram obtidas utilizando-se rede de plâncton com malha de 25 µm e fixadas com formol neutro a 4%. Foram identificados 72 táxons, representados principalmente por espécies de origem dulciaquícolas, destacando-se em termos qualitativos os grupos Heterokontophyta, Cyanophyta e Chlorophyta. Os valores da densidade fitoplanctônica total estiveram entre 37.560 e 146.800 Org.mL⁻¹. A cianobactéria *Raphidiopsis raciborskii* (Woloszynska) foi considerada muito frequente e dominante em todas as estações de coletas, com densidades variando entre 28.140 Org.mL⁻¹ e 142.720 Org.mL⁻¹. A dominância da cianobactéria *R. raciborskii* contribuiu para os baixos valores da diversidade e equitabilidade do fitoplâncton nas estações de amostragem.

Palavras-chave: estuário, plâncton, ecologia, ecossistema tropical.

Recebido em: 2/12/2020

Aprovado em: 3/11/2022

Publicado on-line em: 31/01/2023

ABSTRACT

The Jequiá Lagoon is the third largest on the Alagoas coast, it is located between the geographic coordinates 9°50'-10°50'S and 36°00'-36°10'W. The present study aimed to contribute to the knowledge of the planktonic microflora, approaching the qualitative and quantitative aspects, in addition to verifying the occurrence of potentially toxic cyanobacteria in the Jequiá Lagoon Estuarine System. Samples for qualitative and quantitative analysis were collected in October and December 2019 at four stations. For phytoplankton quantification, samples were made directly from the subsurface of the water and fixed with lugol. For the qualitative study, the samples were obtained using a plankton net with 25µm mesh and fixed with 4% neutralized formaldehyde. It was identified 72 taxa represented mainly by freshwater species, standing out in qualitative terms, the groups Heterokontophyta, Cyanophyta and Chlorophyta. Phytoplankton density varied from 37,560 to 146,800 Org.mL⁻¹. The most abundant and frequent species was the cyanobacteria *Raphidiopsis raciborskii* (Woloszynska) with densities varying from 28,140 Org.mL⁻¹ to 142,720 Org.mL⁻¹. The dominance of the cyanobacterium *R. raciborskii* contributed to the low values of phytoplankton diversity and evenness at sampling stations.

Keywords: estuary, plankton, ecology, tropical ecosystem.

INTRODUÇÃO

Os estuários são ambientes costeiros de transição entre o continente e o oceano adjacente, considerados de extrema importância na produtividade primária devido às altas concentrações de nutrientes. Além de constituírem um *habitat* natural de aves e peixes, são também locais de desova de muitas espécies de valor comercial e rota de aves migratórias (Miranda; Castro & Kjerve, 2002; Pereira *et al.*, 2010).

Os principais impactos sobre os ecossistemas costeiros estão relacionados principalmente com o enriquecimento provocado por níveis excessivos de matéria orgânica, alterações físicas, introdução de produtos tóxicos e mudanças diretas na estrutura das comunidades através da introdução de novas espécies ou pela exploração econômica. Esses impactos provocam alterações no meio aquático e ocasionam profundas modificações estruturais em todos os níveis tróficos do ecossistema, interferindo nas características taxonômicas e na dinâmica espaçotemporal de suas comunidades (Day Jr. *et al.*, 1989; Brandini *et al.*, 1997).

Nesses ecossistemas, o aporte de nutrientes pelas vias naturais e por atividades antropogênicas gera a eutrofização com consequente aumento da biomassa fitoplanctônica, resultando na substituição de suas espécies e na diminuição da diversidade específica, alterando toda trama trófica do ecossistema (Margalef, 1991) e ocasionando desequilíbrio ambiental com favorecimento de espécies oportunistas, constituindo *blooms* ou florações.

O fitoplâncton possui um relevante papel ecológico no ecossistema estuarino, sendo o principal constituinte da base da teia trófica. Entre os produtores primários, constitui uma das maiores fontes alimentícias dos herbívoros, além de desempenhar um papel importante no ciclo do carbono, dos nutrientes e do oxigênio, pois possui curto tempo de geração e rápida resposta às mudanças ambientais, antrópicas ou naturais, sendo as microalgas planctô-

nicas consideradas um indicador para detecção de mudanças ecológicas em estuários (Paerl *et al.*, 2010; Reynolds *et al.*, 2002; Tian *et al.*, 2018).

Dessa forma, o conhecimento da biodiversidade fitoplanctônica, densidade, abundância, diversidade e equitabilidade é um instrumento precioso para caracterização trófica dos ecossistemas aquáticos em geral. Entre os diferentes métodos desenvolvidos para avaliar a qualidade da água usando o fitoplâncton, a abundância é o mais usado frequentemente (Birk *et al.*, 2012), podendo desempenhar um relevante papel de bioindicador.

Historicamente, o primeiro registro de estudos sobre o fitoplâncton do Sistema Estuarino Lagunar de Jequiá da Praia remete ao trabalho de Melo-Magalhães *et al.* (1996), abordando apenas a composição do microfitoplâncton. Em face da importância ecológica e econômica desse sistema, o presente estudo foi realizado visando contribuir para o conhecimento da microflora planctônica, abordando os aspectos qualitativos e quantitativos, além de verificar a ocorrência de cianobactéria potencialmente tóxica.

MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização da área de estudo

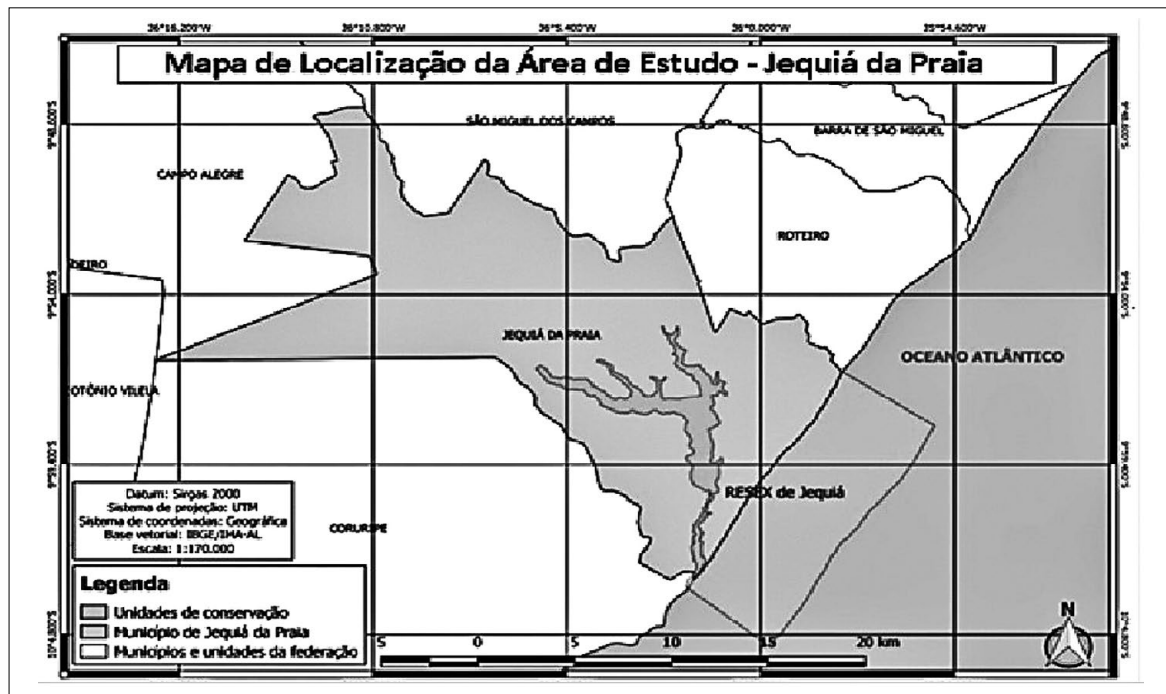
As regiões costeiras são áreas ricas e modeladas com várias feições tanto geológicas como socioeconômicas (pesca, turismo, veraneio e outras). Porém, devido à sua localização geográfica e ocupação nas últimas décadas do século passado, estão sujeitas a uma série de fatores impactantes. A área de estudo não foge à regra, localizando-se em uma região em constante expansão urbana, passando a laguna, os rios e os maceiós a atuarem como um corpo receptor de detritos urbanos e industriais.

O município de Jequiá da Praia é o mais novo município do estado de Alagoas. Foi criado em 1995, sendo anteriormente parte dos municípios de São Miguel dos Campos e Coruripe, ocupando uma área total de 334,261 km². Localiza-se entre as coordenadas 10°0'14" S e 36°0'26" W, a 68 km da cidade de Maceió. O referido município faz parte do sistema lagunar do sul do estado, que possui vários ecossistemas como o mar, a laguna e as lagoas, entre elas a Laguna do Jequiá (popularmente chamada de Lagoa de Jequiá), Lagoa Azeda e Lagoa Jacarecica.

A região estuarina da Laguna do Jequiá, com seus canais, ocupa 1.803 hectares (IBGE, 2017). Comunica-se com o mar através de um estreito e sinuoso canal, formando um ambiente estuarino-lagunar (Figura 1). Ao longo de suas margens, os ribeirinhos vivem em cidade e em povoados utilizando as suas águas para pesca, agricultura, navegação, consumo doméstico, recreação e lazer. Nesse ecossistema, devido à pequena penetração de águas marinhas através do estreito canal de ligação pouco profundo, os valores de salinidade são muito baixos, variando entre 8,26 e 19,00 no estuário e 0,09 e 5,06 no interior da laguna (Melo-Magalhães *et al.*, 1996). A profundidade é menor no canal de ligação (0,8-1,5 m) e maior no interior da laguna com valores entre 8,5 e 13,0 m (Mafalda Jr. *et al.*, 1996). Os principais cursos d'água do sistema lagunar são os rios Jequiá e Taquari. Esses rios recebem efluentes domésticos, sanitários e industriais (vinhaça) ao longo do seu curso.

Na estação chuvosa (maio e julho), as enchentes provocadas pelos altos índices pluviométricos favorecem as inundações nas áreas ribeirinhas em virtude da vazão de escoamento dos rios/riachos e da laguna, e seu canal se torna superior à capacidade de descarga através da barra. Esse fenômeno altera de forma considerável a salinidade, a circulação interna do canal e a qualidade da água, levando à modificação na biota estuarina e lagunar.

Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo



Fonte: Santos (2018).

O clima da área de estudo é tropical. Na maioria dos meses do ano há uma pluviosidade significativa, existindo apenas uma época curta de seca, mas não muito eficaz. Conforme a classificação de Köppen, o clima na área é do tipo As' , enquadrando-se como tropical chuvoso, com temperatura durante todo o ano superior a $20\text{ }^{\circ}\text{C}$. Segundo a classificação de Thornthwaite, o clima no município de Jequiá da Praia é de megatérmico subúmido, com temperaturas médias mensais variando de $22,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ a $25,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ e chuvas anuais em torno de 1.490 mm .

Toda a região da laguna, dos canais e dos manguezais que formam a porção continental da unidade de conservação limita-se com propriedades particulares de grande e pequeno porte. Essas unidades apresentam vegetação nativa (mata ciliar), vegetações exóticas (principalmente coqueirais), além de áreas dominadas pelo cultivo da cana-de-açúcar ou pela presença de aglomerados urbanos (ICMBio, 2011). A pesca e a facilidade de acesso ao município pela rodovia AL-101 Sul impulsionaram, respectivamente, a ocupação urbana e o turismo de veraneio nessa região.

Vale ressaltar que entre as ameaças à biodiversidade lagunar estão a degradação e/ou descaracterização dos *habitats* (provocadas principalmente pela introdução de resíduos sólidos, agrícolas e industriais), ocupação imobiliária, desmatamentos, introdução de espécies exóticas, aquicultura desordenada e a pesca com a presença de corvos, currais e jiraus.

Outro fator a ser considerado é o turismo nessa região, que nos últimos anos vem sendo incentivado fortemente. Com o aumento de turistas, cria-se a necessidade da construção de hotéis, pousadas, restaurantes e equipamentos para melhor acomodação, tanto na praia como na laguna, gerando mais resíduos sólidos e efluentes que, caso não sejam tratados com o que já é produzido pela população local, degradarão ainda mais o ambiente.

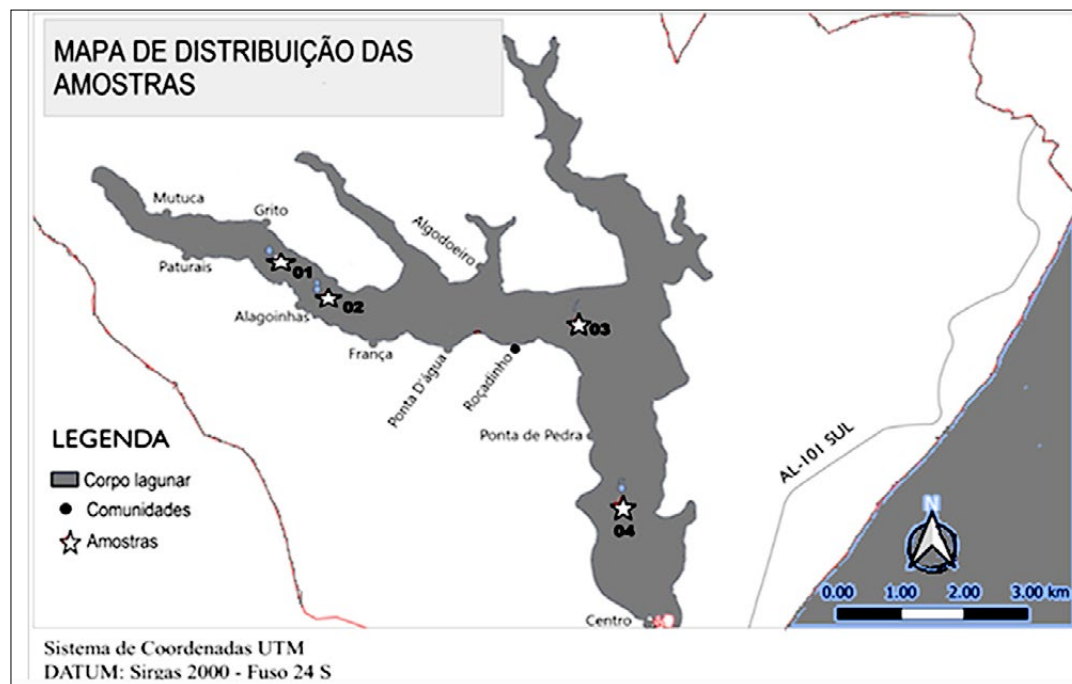
A laguna também recebe efluentes domésticos sem nenhum tipo de tratamento. Atualmente em Jequiá, apenas 2,1% dos domicílios possuem esgotamento sanitário ade-

quado e 34,1% de domicílios urbanos em vias públicas com urbanização adequada (presença de bueiro, calçada, pavimentação e meio-fio), (IBGE, 2017). Nas visitas de campo foi possível constatar que existem inúmeras residências que ainda despejam seus esgotos ao ar livre e estes seguem diretamente para o corpo lagunar. A exemplo de vários municípios alagoanos, Jequiá não dispõe de estação de tratamento de esgoto.

Amostras e análises

No Sistema Estuarino Lagunar de Jequiá foram realizadas coletas de material fitoplanctônico (n = 15 amostras) na camada subsuperficial da água nos dias 8 de outubro e 3 de dezembro de 2019, em 4 estações assim localizadas: P1 (Alagoinhas), P2 (França), P3 (Roçadinho) e P4 (Ponta de Pedra) (Figura 2). Para o estudo qualitativo, as amostras foram coletadas com uma rede de plâncton (25 µm), através de arrastos horizontais e superficiais, com duração aproximada de 5 minutos, a uma velocidade em torno de 1 nó, em sentido contrário à maré. Para identificação dos táxons, foram examinadas alíquotas de 0,5 mL sob o microscópio óptico binocular Leica. Visando facilitar a identificação de algumas espécies de diatomáceas, foram preparadas lâminas permanentes, utilizando-se o método descrito por Müller-Melchers e Ferrando (1956).

Figura 2 - Mapa do Sistema Estuarino Lagunar de Jequiá com as estações de coletas



Fonte: Bonfim (2020).

Para determinação da densidade, as amostras foram coletadas com garrafa de Van Dorn e as análises foram realizadas em microscópio invertido (Zeiss Axiovert), segundo o método de Utermöhl (Karlson; Cusack & Bresnan, 2010). Os organismos (células, colônias, cenóbios, filamentos) foram contados em câmaras de 5 cm³, onde toda a área da cubeta foi analisada, com aumentos de 200 e 400x. Foi utilizado o corante Rosa de Bengala para melhor visualização das características morfológicas dos táxons. As análises quantitativa e qualitativa das amostras foram realizadas no Laboratório de Ecologia e Taxonomia de

Microalgas do Labmar/Ufal e as amostras (2.420 a 2.426; 2.428 a 2.435) depositadas na coleção de microalgas do Labmar/Ufal.

Os táxons foram identificados até o menor nível hierárquico possível, utilizando-se bibliografia pertinente a cada grupo algal. O enquadramento em nível de classes esteve baseado em Van Den Hoek *et al.* (1996) e para a confirmação sinonímica das diatomáceas foram utilizadas as publicações de Lange, Hasle e Syversten (1992), Moreira-Filho, Eskinazi-Leça e Valente-Moreira (1994, 1995) e Tomas (1997). Como fonte complementar de consulta sinonímica atualizada em ecologia para todos os grupos de algas identificados, foi utilizado o banco de dados *on-line* "Algaebase" proposto por Guiry e Guiry (2021).

A abundância relativa foi determinada de acordo com Lobo e Leighton (1986), sendo estabelecidos os seguintes critérios: dominante - espécie cuja ocorrência numérica supera 50% do número total de indivíduos na amostra; abundante - espécie cuja ocorrência numérica supera o valor médio do número total de indivíduos das espécies na amostra; e raro - espécie cuja ocorrência é inferior ao valor médio de indivíduos na amostra. Para o cálculo da abundância relativa e da frequência de ocorrência, foram utilizados os organismos presentes nas amostras quantitativas e qualitativas. A frequência de ocorrência das espécies foi calculada segundo Mateucci e Colma (1982), sendo estabelecidos os seguintes critérios: muito frequentes (≥ 80), frequentes ($< 80-60$), pouco frequentes ($60-20$) e esporádicas (< 20).

O índice de diversidade específica foi calculado segundo Shannon (H') (1948). Os resultados foram expressos em bits.Cél⁻¹, considerando-se que 1 bit equivale a uma unidade de informação (Valentin, 2000), cujos valores podem ser enquadrados nas seguintes categorias: alta diversidade ($\geq 3,0$ bits.Cél⁻¹), média diversidade ($< 3,0 \geq 2,0$ bits.Cél⁻¹), baixa diversidade ($< 2,0 \geq 1,0$ bits.Cél⁻¹) e muito baixa diversidade ($< 1,0$ bits.Cél⁻¹). A equitabilidade (J) foi calculada segundo Pielou (1977). Apresentando valores entre 0 e 1, sendo considerados alto ou equitativo os valores superiores a 0,50. Os táxons fitoplanctônicos identificados em nível específico foram enquadrados ecologicamente nas categorias marinha, dulciaquícola e estuarina.

RESULTADOS

No Sistema Estuarino Lagunar de Jequiá da Praia foram identificados 72 táxons distribuídos em seis divisões. A Heterokontophyta foi a mais representativa no que se refere à riqueza taxonômica, com 31 táxons, seguida pela Cyanophyta (18 táxons), Chlorophyta (18 táxons), Euglenophyta e Dinophyta (2 táxons) e Cryptophyta, com apenas 1 táxon (Tabela I). Entre os táxons identificados durante todo o período de estudo, apenas um foi considerado dominante, a Cyanophyta (cianobactéria) *Raphidiopsis raciborskii* (Woloszynska) (Aguilera *et al.*, 2018). Essa microalga foi considerada dominante nas quatro estações e nas duas coletas realizadas, chegando a representar 91,80% do fitoplâncton total, na estação P1 em outubro de 2019. Foram enquadrados como abundantes os táxons: *Merismopedia glauca* (Ehrenberg) Kützing na estação P2, com 6,19%; *Pseudanabaena catenata* Lauterborn, com 14,26%, na estação P2; e *Fragilaria capucina* Desmazières (P1 = 2,38%, P2 = 7,56%, P3 = 11,25% e 4,64%; P4 = 12,35% e 23,27%). Os demais táxons foram considerados raros (Tabela I).

No que se refere à frequência de ocorrência, destacaram-se como muito frequentes, com ocorrência em todas as estações de coleta (100%): *Aphanizomenon* sp., *R. raciborskii*, *Merismopedia glauca*, *Oscillatoria* sp., *Pseudanabaena catenata*, *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen, *Cyclotella meneghiniana* Kützing, *Fragilaria capucina*, *Surirella* sp.,

Ulnaria ulna (Nitzsch) Compère, *Cryptomonas* sp., *Protoberidinium* sp. e *Mucidosphaerium pulchellum* (H. C. Wood) C. Bock, Proschold e Krienitz. Nas categorias muito frequentes e frequentes estiveram 13 e 9 táxons respectivamente, porém a maioria dos táxons foram pouco frequentes (20 táxons) e esporádicos (31 táxons) (Tabela I).

Os valores da diversidade específica e da equitabilidade foram considerados baixos em todas as amostras analisadas. Os valores mais elevados da diversidade foram registrados no mês de dezembro nas estações P2 e P4, com 1,77 e 1,68 bits. Cél⁻¹ respectivamente. Nessas estações, os valores da equitabilidade oscilaram entre 0,40 (P2) e 0,38 (P4). A menor diversidade foi registrada na estação P1 em outubro de 2019, com 1,00 bits.Cél⁻¹, e equitabilidade de 0,18 (Figura 3).

Entre os táxons fitoplanctônicos identificados em nível específico, a maioria (70,73%) foi considerada ecologicamente na categoria dulciaquícola. As espécies marinhas representaram 19,51% e as estuarinas 9,76% (Tabela I).

Tabela I - Abundância relativa (R = rara, A = abundante, D = dominante) e frequência de ocorrência (E = esporádica, PF = pouco frequente, F = frequente, MF = muito frequente) dos táxons fitoplanctônicos identificados nas estações (P1, P2, P3, P4) localizadas no Sistema Estuarino Lagunar de Jequiá em outubro e dezembro de 2019. - Ausência do táxon; *ocorrência em outubro e dezembro; °dulciaquícolas; °°marinhas e °°°estuarinas

Períodos (outubro/dezembro) Táxons/estações	Abundância (%)				F.O
	P1	P2	P3	P4	%
CYANOPHYTA					
<i>Anagnostidinema amphibium</i> °	R	-	-	-	E
<i>Aphanizomenon</i> sp.	R*	R*	R*	R	MF
<i>Aphanothece</i> sp.	-	R	-	-	E
<i>Johanseninema constrictum</i> °	R	-	R	-	PF
<i>Limnococcus limneticus</i> °	R	-	-	R	PF
<i>Limnococcus</i> sp.	R	-	R	-	PF
<i>Merismopedia glauca</i> °	R	A	R	R	MF
<i>Merismopedia tenuissima</i> °	-	-	R	-	E
<i>Microcystis aeruginosa</i> °	R*	R*	R*	-	F
<i>Microcystis panniformis</i> °	-	-	R	R	PF
<i>Microcystis wesenbergii</i> °	R	-	-	-	E
<i>Oscillatoria</i> sp.	R*	R*	R	R	MF
<i>Phormidium</i> sp.	-	-	-	R	E
<i>Plankthotrix</i> sp.	R	R	R	-	F
<i>Pseudanabaena catenata</i> °	R	A	R	R	MF
<i>Raphidiopsis raciborskii</i> °	D*	D*	D*	D*	MF
<i>Sphaerocavum brasiliensis</i> °	R	R	-	-	PF
<i>Spirulina major</i> °	-	-	-	R	E
HETEROKONTOPHYTA					
<i>Achnanthes</i> sp.	R	-	-	-	E
<i>Amphora</i> sp.	R	R*	R	-	F
<i>Aulacoseira ambigua</i> °	-	-	R	-	E
<i>Aulacoseira granulata</i> °	R*	R*	R	R	MF
<i>Bacillaria paxillifera</i> °°°	R	R	R	-	F
<i>Biddulphia biddulphiana</i> °°	R	-	-	-	E

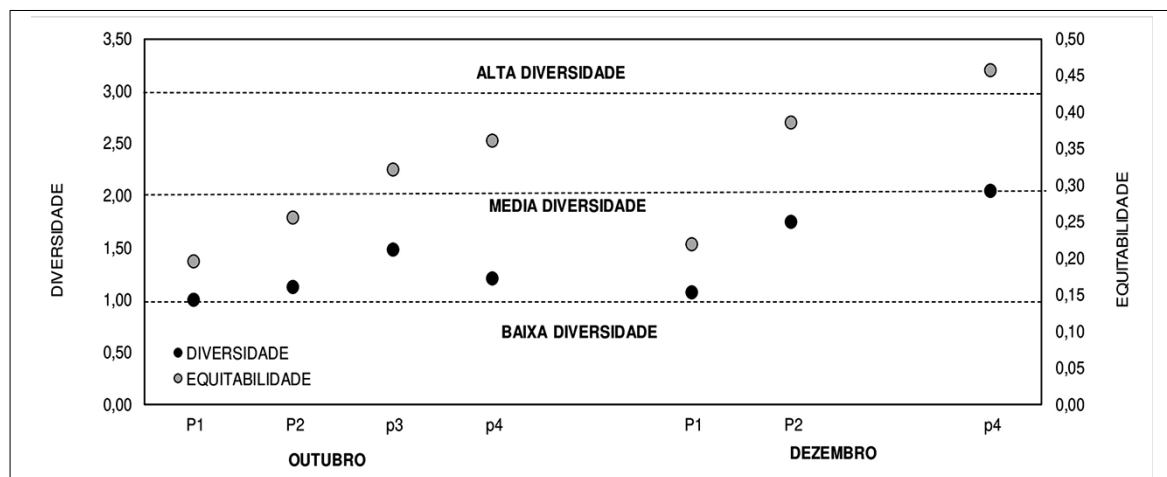
(continuação Tabela 1)

Períodos (outubro/dezembro)	Abundância (%)				F.O
	Táxons/estações	P1	P2	P3	P4
<i>Campyloneis grevillei</i> ^{oo}	R	-	-	-	E
<i>Cerataulus turgidus</i> ^{oo}	R	-	-	-	E
<i>Climacosphenia moniligera</i> ^{oo}	R	-	-	-	E
<i>Cyclotella meneghiniana</i> ^o	R*	R*	R*	R	MF
<i>Dictyocha fibula</i> ^{oo}	R	-	-	-	PF
<i>Encyonema silesiacum</i> ^{oo}	-	-	R	-	E
<i>Eunotia</i> sp.	R	R	-	-	PF
<i>Fragilaria capucina</i> ^{oo}	A*	A*	A*	A*	MF
<i>Fragilaria</i> sp.	R	-	-	-	E
<i>Gomphonema</i> sp.	R	-	R	-	PF
<i>Gyrosigma balticum</i> ^{ooo}	R	R	-	-	PF
<i>Isthmochloron lobulatum</i> ^o	R*	R*	R	-	F
<i>Navicula</i> sp.	R	-	R*	R	F
<i>Nitzschia incurva</i> var. <i>lorenziana</i> ^o	R	-	-	-	E
<i>Nitzschia sigma</i> ^{ooo}	R	-	-	-	E
<i>Nitzschia</i> sp.	R	-	-	-	E
<i>Paralia sulcata</i> ^{oo}	R	-	-	-	E
<i>Plagiotropis seriata</i> ^{oo}	-	R	-	-	E
<i>Psanodictium panduriformis</i> ^o	R	-	-	-	E
<i>Pseudo-nitzschia pungens</i> ^{oo}	R	-	-	-	E
<i>Surirella</i> sp.	R	R	R*	R	MF
<i>Terpsinoë musica</i> ^o	-	R	-	-	E
<i>Thalassiosira leptopus</i> ^{oo}	R*	R	-	-	PF
<i>Ulnaria acus</i> ^o	R	-	-	-	E
<i>Ulnaria ulna</i> ^o	R	R	R	R	MF
CRYPTOPHYTA					
<i>Cryptomonas</i> sp.	R*	R	R	R*	MF
EUGLENOPHYTA					
<i>Euglena</i> sp.	R	R	-	-	PF
<i>Trachelomonas</i> sp.	R	-	R	-	PF
DINOPHYTA					
<i>Gymnodium</i> sp.	R*	R	-	-	PF
<i>Protoperidinium</i> sp.	R	R*	R*	R	MF
CHLOROPHYTA					
<i>Botryococcus</i> sp.	-	R	R	-	PF
<i>Chlorella</i> sp.	-	-	R	-	E
<i>Coelastrum</i> sp.	R	R	-	-	PF
<i>Coenochloris fottii</i> ^o	R	-	-	-	E
<i>Crucigeniella</i> sp.	-	R	-	-	E
<i>Eudorina elegans</i> ^o	-	R	-	-	E

(continuação Tabela 1)

Períodos (outubro/dezembro)	Abundância (%)				F.O
	Táxons/estações	P1	P2	P3	P4
<i>Golenkinia radiata</i> °	-	R	-	-	E
<i>Micrasterias</i> sp.	R	-	-	-	F
<i>Monoraphidium arcuatum</i> °	-	R	R	R	PF
<i>Monoraphidium contortum</i> °	-	-	R	R	PF
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i> °	R*	R	R*	R	MF
<i>Oocystis borgei</i> °	R	-	-	-	E
<i>Oocystis</i> sp.	R*	R*	R	-	PF
<i>Pleurotaenium</i> sp.	-	-	R	-	E
<i>Scenedesmus acuminatus var. acuminatus</i> °	-	R	-	R	E
<i>Scenedesmus</i> sp.	R	-	R		PF
<i>Staurastrum</i> sp.	R*	-	R	R*	PF
<i>Tetrademus dimorphus</i> °	R		R	R	PF

Figura 3 – Diversidade e equitabilidade dos táxons fitoplanctônicos encontrados nas estações localizadas no Sistema Estuarino Lagunar de Jequiá em outubro e dezembro de 2019



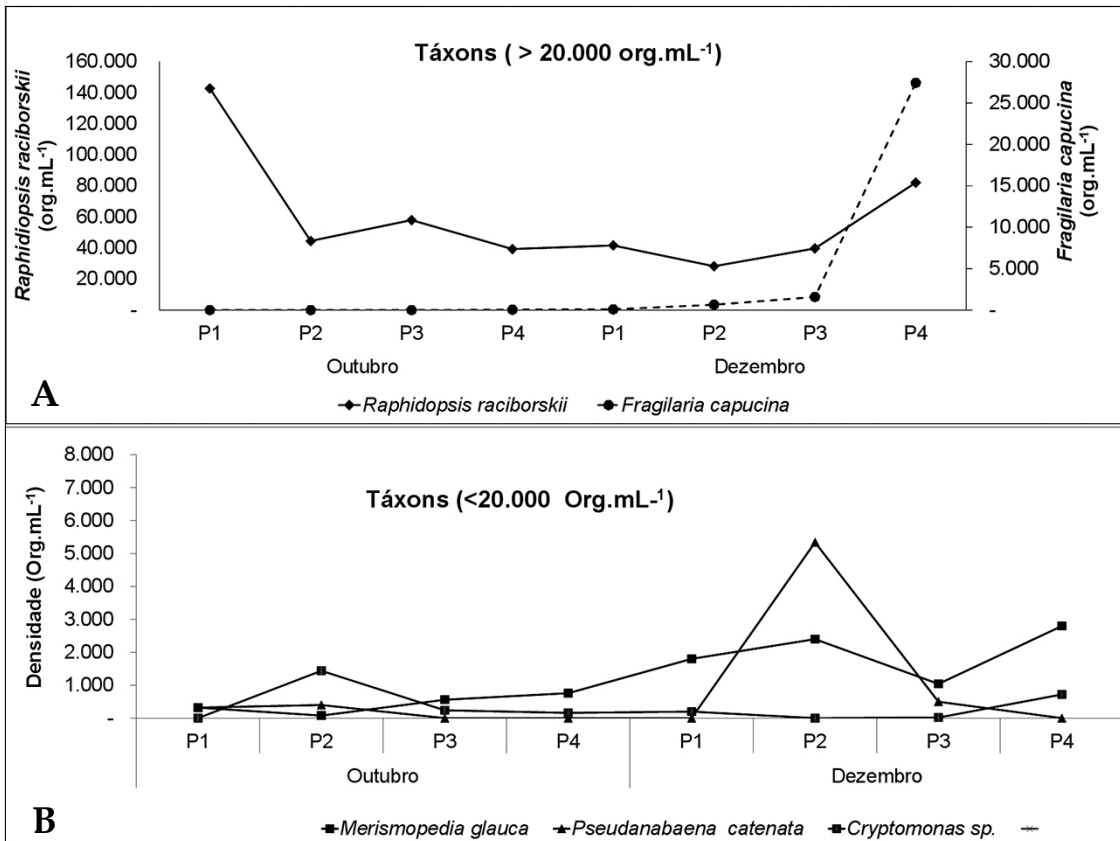
No que se refere ao estudo quantitativo, a densidade total foi mais elevada no mês de outubro na estação P1 (146.800 org./mL⁻¹) e em dezembro na estação P4 (114.640 org./mL⁻¹) (Tabela II). O grupo Cyanophyta foi o melhor representado em relação à densidade em todas as estações e nos dois períodos estudados. Na estação P1, em outubro, a densidade das cianobactérias foi de 144.480 org./mL⁻¹ e na estação P4, em dezembro, essas microalgas contaram com a participação de 85.280 org./mL⁻¹ (Tabela II). Nessas estações, *R. raciborskii* contribuiu com 142.720 org./mL⁻¹ e 82.080 org./mL⁻¹ respectivamente (Figura 4-A). Heterokontophyta também se destacou em relação à densidade, porém apenas na estação P4 na coleta realizada em dezembro com 27.680 org./mL⁻¹. Nessa estação, a diatomácea *Fragilaria capucina* contou com a participação de 27.440 org./mL⁻¹ (Tabela II, Figura 4-A).

Tabela II - Densidade (org.mL⁻¹) dos grupos fitoplancônicos encontrados nas estações localizadas no Sistema Estuarino Lagunar de Jequiá em outubro e dezembro de 2019

Períodos	Outubro				Dezembro			
	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4
Cyanophyta	144.480	45.440	58.560	40.080	43.560	36.020	41.280	85.280
Heterokontophyta	800	-	160	240	200	820	1.780	27.680
Cryptophyta	-	1.440	240	160	200	-	20	720
Euglenophyta	80	-	-	-	320	-	-	-
Dinophyta	-	400	-	40	80	-	-	-
Chlorophyta	1.440	80	480	1.280	140	720	20	960
Densidade total	146.800	47.360	59.440	41.800	44.500	37.560	43.100	114.640

Outros táxons também se destacaram em relação à densidade, porém, com valores muito inferiores aos apresentados para *R. raciborskii* e *F. capucina*, entre os quais estão as cianobactérias *Merismopedia glauca* nas quatro estações, com maior densidade na estação P2, em dezembro (2.800 org./mL⁻¹), *Pseudanabaena catenata* na P2, em dezembro (5.340 org./mL⁻¹), e a Cryptophyta, *Cryptomonas* sp. na P2, em outubro (1.440 org./mL⁻¹) (Figura 4-B).

Figura 4 - Densidades dos táxons fitoplancônicos > 20.000 org.mL⁻¹ (A) e < 20.000 org.mL⁻¹ (B) nas estações localizadas no Sistema Estuarino Lagunar de Jequiá em outubro e dezembro de 2019



DISCUSSÃO

Estudos na composição e diversidade do fitoplâncton nos sistemas aquáticos fornecem indícios do estado de conservação desses ecossistemas. Na região estudada foi identificada uma flora planctônica bastante diversificada, representada principalmente por espécies de origem dulciaquícolas, estando a maior riqueza de táxons associada aos grupos das diatomáceas (Heterokonthophyta) e das cianobactérias (Cyanophyta).

As diatomáceas são mundialmente reconhecidas como as algas mais importantes do fitoplâncton estuarino, chegando muitas vezes a representar mais de 80% de todos os grupos presentes. A dominância dessas microalgas é decorrente principalmente de sua alta taxa de crescimento em relação aos demais grupos fitoplanctônicos, como também devido a sua natureza eurialina e a sua preferência por ambientes eutróficos, peculiares aos ecossistemas estuarinos (Egge & Aksnes, 1992; Patrick, 1967). Estudos anteriores realizados no Sistema Estuarino de Jequiá (Melo-Magalhães *et al.*, 1996) destacaram as diatomáceas, no que se refere ao número de espécies, com dominância de *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen, nos dois períodos estudados. No presente estudo, *A. granulata* foi considerada rara e a diatomácea *Fragilaria capucina* destacou-se em relação à abundância e à frequência de ocorrência.

As cianobactérias e as clorofíceas também contribuíram substancialmente para o incremento da composição fitoplanctônica na Laguna de Jequiá, destacando-se como o segundo grupo mais importante em relação à riqueza de espécies. O grupo Cyanophyta é comumente encontrado em sistemas estuarinos, principalmente aqueles com marcada influência de águas fluviais como no caso da Laguna de Jequiá. Algumas dessas microalgas possuem a propriedade de fixar nitrogênio atmosférico, conferindo a esse grupo uma grande vantagem competitiva em relação aos demais grupos, quando as condições ambientais são deficientes em nitrogênio (Paerl, 1991; Graham & Wilcox, 2000). Em consequência dessas características ecológicas e fisiológicas, as cianobactérias assumem o papel de oportunistas, pois dependem da estabilidade dos fatores ambientais para se desenvolver e reproduzir. Diversos autores destacam a importância das cianobactérias na composição do plâncton estuarino, como Melo-Magalhães, Koenig e Sant'anna (2004), nos canais do Complexo Estuarino Lagunar Mundaú-Manguaba, em Alagoas; Leão *et al.* (2008), no Canal de Santa Cruz, em Pernambuco; Yunes *et al.* (1996) e Matthiensen e Yunes (1999), no estuário da Lagoa dos Patos, no Rio Grande do Sul. Estes últimos autores relatam a ocorrência de cianobactérias inclusive na desembocadura do estuário, afetando também a Praia do Casino-Oceano Atlântico Sul.

As florações de cianobactérias são o resultado do crescimento exagerado desses organismos em quantidades superiores a 10^3 células por mL, causando impacto negativo na qualidade da água, além de tornar os ambientes impróprios para a pesca e recreação (Carmichael & Falconer, 1993).

No presente estudo, a única espécie considerada dominante e muito frequente foi a cianobactéria *R. raciborskii*, anteriormente conhecida como *Cylindrospermopsis raciborskii*. Essa microalga também se destacou em relação à densidade, com valores entre 142.720 e 21.180 org.mL⁻¹. Na estação P1, *R. raciborskii* contribuiu com 92,22% para a densidade total da comunidade fitoplanctônica.

Estudos moleculares comparativos com base em uma abordagem polifásica que inclui dados fenotípicos e filogenéticos demonstram a similaridade com a consequente uni-

ficação dos gêneros *Cylindrospermopsis* e *Raphidiopsis* (Vico *et al.*, 2020; Durval *et al.*, 2018; Aguilera *et al.*, 2018). Aceitando essa evidência taxonômica, a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* seria chamada de *Raphidiopsis raciborskii* pela prerrogativa temporal (Pagni; Falco & Santos, 2020).

R. raciborskii é uma cianobactéria amplamente estudada por sua toxicidade, formação de florações e potencial de invasão, que traz consequências à saúde pública e ambiental (Antunes; Leão & Vasconcelos, 2012). Foi identificada originalmente em regiões tropicais/subtropicais e se expandiu globalmente nas últimas décadas, ocorrendo também em regiões temperadas dos dois hemisférios (Sinha *et al.*, 2012; Padisák, 1997). Atualmente, com exceção da Antártica, há registros de *R. raciborskii* em todos os continentes. Em decorrência da sua distribuição geográfica atual abrangendo diferentes climas, bem como os crescentes relatos de florações de *R. raciborskii* ao redor do mundo, essa microalga adquiriu o *status* de espécie cosmopolita (Antunes; Leão & Vasconcelos, 2015; Dokulil & Mayer, 1996; Padisák, 1997; Sinha *et al.*, 2014; Fastner *et al.*, 2003). Apoiando a hipótese existente sobre a expansão geográfica de *R. raciborskii*, Silva *et al.* (2022) sugerem que uma sinergia de variação de nutrientes e temperatura promove a proliferação dessa espécie. A expansão geográfica tanto do organismo quanto da produção de toxinas pode ser atribuída a fenômenos como a eutrofização e as mudanças climáticas (Sinha *et al.*, 2012). Em ecossistemas brasileiros, a ocorrência da cianobactéria *R. raciborskii* tem sido registrada frequentemente, sendo uma das microalgas mais citadas nos trabalhos da região Nordeste como causadora de floração. No Reservatório Xingó-Alagoas, essa microalga foi considerada a principal responsável pelo aumento da densidade, chegando a representar 80% da densidade total (Bouvy *et al.*, 2000; Melo-Magalhães *et al.*, 2014).

O sucesso da cianobactéria *R. raciborskii* deve-se, principalmente, à vantagem competitiva sobre os demais grupos fitoplanctônicos, como a presença de células especializadas na fixação de nitrogênio (heterocito), estoque de nutrientes através de acinetos que conferem alta capacidade de dispersão e vesículas de ar (aerótopos) que permitem a sua permanência na superfície da água. Seu desenvolvimento é atribuído a elevadas temperaturas, pH alcalino, reduzida transparência da água, elevada disponibilidade de fósforo, além da sobrevivência em condições levemente salinas e sistemas eutrofizados com salinidades moderadas (Padisák, 1997; Tucci & Santana, 2003; Padisák & Reynolds, 1998).

O conhecimento da riqueza específica, abundância, diversidade e equitabilidade fitoplanctônica em ambientes aquáticos é um instrumento precioso para caracterização trófica de ecossistemas em geral. Estimativas da diversidade podem ser utilizadas como indicadores das condições de sistemas ecológicos e funcionam como medida da estabilidade de uma comunidade e sua resistência a diversos tipos de distúrbios (Magurran, 1988; Barnese & Schelske, 1994).

No presente estudo, o índice de diversidade específica apontou baixa diversidade, com valores numéricos inferiores a 2 bits.Cél⁻¹ em todas as estações de coleta. A equitabilidade também foi considerada baixa, significando que os táxons se encontram desigualmente distribuídos. A diversidade específica poderá ser muito baixa sob condições de florações fitoplanctônicas (Parsons; Takahashi & Hargrave, 1984). No Sistema Estuarino de Jequiá da Praia, a baixa diversidade específica esteve provavelmente relacionada com a dominância da cianobactéria *R. raciborskii*. Essa espécie, a exemplo da maioria das cianobactérias, é considerada extremamente oportunista e causadora de florações, necessitando para o seu desenvolvimento e reprodução da estabilidade da coluna da água, intensidade luminosa e constância da temperatura (Paerl, 1991).

Os resultados apresentados nesta pesquisa demonstraram que o Sistema Estuarino Lagunar de Jequiá apresentou uma microflora planctônica variada, representada principalmente por espécies de origem dulciaquícolas, destacando-se, em termos qualitativos e quantitativos, as diatomáceas e as cianobactérias, com dominância quantitativa de cianobactérias. Os baixos valores da diversidade e equitabilidade são decorrentes das altas densidades da cianobactéria *R. raciborskii*, repercutindo negativamente sobre a comunidade fitoplanctônica. Para melhor compreensão dos ciclos de vida e desenvolvimento desses organismos e do seu risco potencial para toda a biota estuarina, sugere-se o monitoramento fitoplanctônico na área estudada, em diferentes períodos sazonais, incluindo os dados abióticos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguilera, A.; Gómez, E.B.; Kaštovský, J.; Echenique, R.O. & Salerno, G.L. The polyphasic analysis of two native *Raphidiopsis* isolates supports the unification of the genera *Raphidiopsis* and *Cylindrospermopsis* (Nostocales, Cyanobacteria). *Phycologia*, v. 57, n. 2, p. 130-146, 2018. <https://doi.org/10.2216/17-2.1>.
- Antunes, J.A.; Leão, P.N. & Vasconcelos, V.M. *Cylindrospermopsis raciborskii*: review of the distribution, phylogeography and ecophysiology of a global invasive species. *Front. Microbiol.*, v. 6, 473 p., 2015. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00473>.
- Antunes, J.A.; Leão, P.N. & Vasconcelos, V.M. Influence of biotic and abiotic factors on the allelopathic activity of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* strain LEGE 99043. *Microb. Ecol.*, v. 64, p. 584-592, 2012. DOI:10.1007/s00248-012-0061-7.
- Barnese, L.E. & Schelske, C.L. Effects of nitrogen, phosphorous and carbon enrichment on planktonic and periphytic algae in a softwater, oligotrophic lake in Florida, USA. *Hydrobiologia*, v. 289, p. 199-214, 1994.
- Birk, S.; Bonne, W.; Borja, A.; Brucet, S.; Courrat, A.; Poikane, S.; Solimini, A.; Bund, W. van de; Zampoukas, N. & Hering, D. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the water framework directive. *Ecol. Indic.*, v. 18, p. 31-41, 2012.
- 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.
- Brandini, F.P.; Lopes, R.M.; Gustseit, K.S.; Spach, H.L. & Sassi, R. Planctonologia na Plataforma Continental do Brasil: diagnose e revisão bibliográfica. Rio de Janeiro: MMA-CIRMFEMAR, 1997, 196 p.
- Carmichael, W.W. & Falconer, I.R. Diseases related to freshwater bluegreen algal toxins, and control measures, p. 187-209, in Falconer, I.R. (ed.). *Algal toxins in seafood and drinking water*. Cambridge: Academic Press Ltda., 1993. <https://doi.org/10.1016/C2009-0-03252-8>.
- Day Jr., J.W. *Estuarine ecology*. New York: J. Wiley, 1989, 555 p.
- Dokulil, M.T. & Mayer, J. Population dynamics and photosynthetic rates of a *Cylindrospermopsis-Limnothrix* association in a highly eutrophic urban lake, Alte Donau, Vienna, Austria. *Algol. Stud.*, v. 83, p. 179-195, 1996.

Durval, C.; Thomazeau, S.; Drelin, Y.; Yépreman, C.; Bouvy, M.; Couloux, A.; Trouseellier, M. & Rousseau, F. Phylogeny and salt-tolerance of freshwater Nostocales strains: contribution to their systematics and evolution. *Harmful Algae*, v. 73, p. 58-71, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2018.01.008>. PMID:29602507.

Egge, J.K. & Aksnes, D.L. Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. *Marine Ecology Progress Series*, v. 83, p. 281-289, 1992.

Fastner, J.; Heinze, R.; Humpage, A.R.; Mischke, U.; Eaglesham, G.K. & Chorus, I. *Cylindrospermopsis* occurrence, v. 42, p. 3313-3321, in Two German lakes and preliminary assessment of toxicity and toxin production of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) isolates. *Toxicon*, 2003. DOI: 10.1016/S0041-0101(03)00150-8.

Graham, L.E. & Wilcox, L.W. *Algae*. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2000, 650 p.

Guiry, M.D. & Guiry G.M. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication. Galway: National University of Ireland, 2021. Disponível em: <http://www.algaebase.org>. Acesso em: mar. 2021.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *IBGE cidades*. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/al/jequia-da-praia/panorama>. Acesso em: 15 fev. 2019.

ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. *Relatório do plano de proteção da Resex Jequiá. Alagoas-AL*, 2011.

Karlson, B.; Cusack, C. & Bresnan, E. (ed.). Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplanktonic analysis. Paris: Unesco, 2010, 110 p. (IOC Manuals and Guides, n° 55).

Lange, C.B.; Hasle, G.R. & Syversten, E.E. Seasonal cycle of diatoms in the Skagerrak, North Atlantic, with emphasis on the period 1980-1990. *Sarsia*, v. 77, p. 173-187, 1992.

Leão, B.M.; Passavante, J.Z.O.; Silva-Cunha, M.G.G. & Santiago, M.F. Ecologia do microfitoplâncton do estuário do rio Igarassu, PE, Brasil. *Bot. Bras.*, v. 22, n. 3, p. 711-722, São Paulo, 2008.

Lobo, E. A. & Leighton, G. Estrutura de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la zona central de Chile. *Rev. Biol. Mar.*, Santiago, v. 22, n. 1, p.143-170, 1986.

Mafalda Jr., P.O. & Silva, V.R.F. Caracterização do ictioplâncton do Sistema Estuarino Lagunar de Jequiá, Alagoas. *Bol. Estud. Ciênc. Mar*, n. 9, p. 89-104, 1996.

Magurran, A.E. *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey: Princeton University Press, 1988, 179 p.

Margalef, R. *Ecologia*. 7. ed., Barcelona: Omega, 1991, 951 p.

Mateucci, S.D. & Colma, A. *Metodologia para el estudio de la vegetacion*. Washington: Secretaria General de la Organizacion de los Estados Americanos, (Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington), 1982, 168 p.

Matthiensen, A. & Yunes, J. Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no Estuário da Lagoa dos Patos, RS. *Rev. Brasil. Biol.*, v. 59, n. 3, p. 361-376, 1999.

- Melo-Magalhães, E.M.; Guedes, E.A.C; Lira, M.C.A. & Cavalcanti, M. Composição fitoplanctônica do Sistema Estuarino Lagunar de Jequiá, Alagoas. *Bol. Estud. Ciênc. Mar*, n. 9, p. 1-18, 1996.
- Melo-Magalhães, E.M.; Koenig, M.L. & Sant'anna, C.L. Fitoplâncton e variáveis ambientais nos canais do Sistema Estuarino Lagunar Mundaú/Manguaba, Alagoas, Brasil. *Hoehnea*, v. 31, n. 1, p. 73-76, 2004.
- Melo-Magalhães, E.M.; Medeiros, P.R.P.; Moura, A.N.; Santos, M.M. & Severiano, J. S. Dinâmica sazonal e espacial do fitoplâncton em reservatório com piscicultura: reservatório Xingó, Nordeste do Brasil, in *XV Congresso Brasileiro de Ficologia*, Resumos do XV Congresso Brasileiro de Ficologia, São Lourenço, MG, 2014.
- Miranda, B.M; Castro, B.M. & Kjerve, B. *Princípios de oceanografia física de estuários*. São Paulo: EDUSP, 2002, 441 p.
- Moreira-Filho, H.; Eskinazi-Leça, E. & Valente-Moreira, I.M. Avaliação taxonômica e ecológica das diatomáceas (Chrysophyta-Bacillariophyceae) marinhas e estuarinas nos estados do Espírito Santo, Bahia, Sergipe e Alagoas, Brasil. *Biologica Brasílica*. v. 6, n. 1/2, p. 87-110, 1995.
- Müller-Melchers, F.C. & Ferrando, H.J. Técnicas para el estudio de las diatomeas. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, São Paulo, v. 7, n. 1/2, p. 151-160, 1956.
- Padisák, J. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynnska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv für Hydrobiology*, v. 107, p. 563-593, 1997.
- Padisák, J. & Reynolds, C.S. Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia*, v. 384, p. 41-53, 1998.
- Paerl, H.W. Cophysiological and trophic implications of light-stimulated amino acid utilization in marine picoplankton. *Appl. Environ. Microbiol.*, v. 57, p. 473-479, 1991.
- Paerl, H.W.; Rossignol, K.L.; Nathan Hall, S.; Peierls, B.L. & Wetz, M.S. Phytoplankton community indicators of short-and long-term ecological change in the anthropogenically and climatically impacted Neuse River Estuary, North Carolina, USA. *Estuaries and Coasts*, [S.I.], v. 33, p. 485-497, 2010.
- Pagni, R.L.; Falco, P.B. & Santos, A.C.A. Autoecology of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynnska) Seenayya et Subba Raju. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 32 e 24, 2020. <https://doi.org/10.1590/s2179-975X10317>.
- Parsons, T.R.; Takahashi, M. & Hargrave, B. *Biological oceanographic processes*. 3. ed., Oxford: Pergamon Press, 1984, 320 p.
- Patrick, R. Diatoms communities in estuaries, p. 311-315, in Lauff, G.H. (ed.). *Estuaries*. Washington: American Association for the Advancement of Science, 1967.
- Pereira, M.D.; Siegle, E.; Miranda, L.B. & Schettini, C.A.F. Hidrodinâmica e transporte de material particulado em suspensão sazonal em um estuário dominado por maré: Estuário de Caravelas (BA). *Sociedade Brasileira de Geofísica*, v. 28, n. 3, p. 427-444, 2010. ISSN 0102-261X.www.scielo.br/rbg.

- Pielou, E.C. *Mathematical ecology*. New York: J. Wiley, 1977, 385 p.
- Reynolds, C.S.; Huszar, V.L.M.; Kruk, C. & Naselli-Flores, L. Towards classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.
- Shannon, C.E. A mathematical theory of communication. *Bulletin of System Technology Journal*, v. 27, p. 379-423, 1948.
- Silva, R.D.S.; Chia, M.A.; Barbosa, V.V.; Severiano, J.S. & Barbosa, J.E.L. Synergistic effects of temperature and nutrients on growth and saxitoxin content of the cyanobacterium *Raphidiopsis raciborskii*. *Journal of Applied Phycology*, v. 34, p. 941-952, 2022.
- Sinha, R.; Pearson, L.A.; Davis, T.W.; Burford, M.A.; Orr, P.T. & Neilan, B.A. Increased incidence of *C. raciborskii* in temperate zones: is climate change responsible? *Water Res.*, v. 46, p. 1408-1419, 2012. DOI: 10.1016/j.watres.2011.12.019.
- Sinha, R.; Pearson, L.A.; Davis, T.W.; Muenchoff, J.; Pratama, R.; Jex, A.; Burford, M.A. & Neilan, B.A. Comparative genomics of *Cylindrospermopsis raciborskii* strains with differential toxicities. *BMC Genomics*, v. 15, p. 83, 2014. DOI: 10.1186/1471-2164-15-83.
- Tian, C.; Hao, D.; Pei, H.; Doblin, M.A.; Ren, Y.; Wei, J. & Freng, Y. Phytoplankton functional groups variation and influencing factors in a shallow temperate lake. *Water Environment Research*, v. 90, p. 510-19, 2018.
- Tomas, C.R. (ed.). *Identifying marine phytoplankton*. San Diego: Academic Press, 1997, 858 p.
- Tucci, A. & Sant'Anna, C.L. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. *Revista Brasil Bot.*, v. 26, n. 1, p. 97-112, 2003.
- Valentin, J.L. *Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos*. Interciência, Rio de Janeiro, 117 p., 2000.
- Van Den Hoek, C.; Mann, D.G. & Jahns, H.M. *Algae: an introduction to phycology*. Cambridge: Cambridge University Press, 1996, 640 p.
- Vico, P.; Bonilla, S.; Cremella, B.; Aubriot, L.; Iriarte, A. & Piccini, C. Biogeography of the cyanobacterium *Raphidiopsis* (*Cylindrospermopsis*) *raciborskii*: integrating genomics, phylogenetic and toxicity data. *Mol. Phylogenet. Evol.*, v. 148, 2020. 106824. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2020.106824>.
- Yunes, J.S.; Salomon, P.S.; Matthiensen, A.; Beattie, K.A.; Raggett, S.L. & Codd, G.A. Blooms of cyanobacteria in the Patos Lagoon estuary, in Southern Brazil. *J. Aquatic Ecosystem Health*, v. 5, n. 4, p. 223-229, 1996.