

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE-FURG
INSTITUTO DE OCEANOGRAFIA-IO
PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA BIOLÓGICA**

**VARIABILIDADE ESPACIAL E TEMPORAL
DO FITOPLÂNCTON NA ZONA DE
ARREBENTAÇÃO DA PRAIA DO CASSINO
(RS, BRASIL): RELAÇÃO COM OS
DEPÓSITOS DE LAMA E NUTRIENTES
DISSOLVIDOS.**

FERNANDA REINHARDT PIEDRAS

Tese apresentada ao Programa de
Pós-graduação em Oceanografia Biológica da
Universidade Federal do Rio Grande,
como requisito parcial à obtenção do título de
DOUTOR.

Orientador: Prof^a Dr^a Clarisse Odebrecht

**RIO GRANDE
SETEMBRO DE 2012**

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora Clarisse Odebrecht pela competência, segurança e atenção dedicados no percurso dessa pesquisa.

Aos Professores Doutores Paulo C. Abreu e Virgínia Garcia, assim como seus alunos, pela pronta acolhida, de forma atenciosa e gentil, e pelo grande exemplo de competência.

Ao Professor Dr. Danilo Giroldo pelo apoio, sugestões e também pela forma como sempre me recebe, com disposição em ajudar no meu desenvolvimento como aluna.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia do Fitoplâncton, e em especial às grandes amigas Lise Maria, Érica, Alessandra e Cida pela companhia, conversas e amizade, pelo incentivo e carinho dedicados.

À Mariana Ryds, uma ótima estagiária, que colaborou em diversos e importantes passos desta pesquisa, pela disposição e amizade.

Ao Msc. Fernando Magalhães, do Laboratório de Estudos dos Oceanos e Clima, pelo tratamento dos dados de vento.

A CAPES, pelo apoio através da concessão de uma bolsa de estudos. Ao CNPQ, apoio financeiro no âmbito do programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD).

E finalmente à minha família, aos meus pais, Sérgio e Estela, e minha irmã e grande amiga, Elisa, por estarem ao meu lado, acreditando na realização dos meus sonhos e sempre me apoiando.

ÍNDICE

	Página
RESUMO	1
ABSTRACT	2
INTRODUÇÃO GERAL	3
OBJETIVOS	10
CAPITULO I- Variação espacial e temporal do fitoplâncton e fatores ambientais na zona de arrebenção da Praia do Cassino, Brasil.	
Introdução.....	11
Material e métodos.....	14
Resultados.....	17
Discussão.....	33
Conclusões.....	42
CAPITULO II - Respostas da comunidade fitoplanctônica da Praia do Cassino a variação na disponibilidade dos nutrientes inorgânicos dissolvidos.	
Introdução.....	44
Material e métodos.....	47
Resultados.....	49
Discussão.....	54
Conclusões.....	61
CONCLUSÕES FINAIS	63
REFERÊNCIAS	64
ANEXOS	79

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1. Valores médios, mínimos e máximos observados na zona de arrebentação da Praia do Cassino durante o período de 21 de maio de 2009 e 26 de abril de 2010 em três estações de coleta25

Tabela 2. Dominância (%) das principais espécies encontradas nas sete datas com acumulações de diatomáceas.....32

CAPÍTULO II

Tabela 1. Concentração dos nutrientes inorgânicos dissolvidos adicionados, os valores iniciais nos experimentos, obtidos pela soma dos valores adicionados aos presentes no meio ambiente, e a razão Si:N:P nos experimentos de verão (V) e inverno (I).....49

Tabela 2. Taxa de crescimento específico (dia^{-1}) dos principais organismos no experimento de verão.....52

Tabela 3. Taxa de crescimento específico (dia^{-1}) dos principais organismos no experimento de inverno.....54

Tabela 4. Quantidade de nitrato disponível no início do experimento e necessária para produção de clorofila *a* com base na razão de Redfield.....54

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

- Figura 01.** Notícias no site de notícias ClicRBS em dois momentos de depósitos de lama, 27 de agosto de 2009 e 26 de fevereiro de 2010.....14
- Figura 02.** Área de estudo na Praia do Cassino, indicando a posição das estações de amostragem na zona de arrebentação.....17
- Figura 03.** Pluviosidade acumulada (mm) nas duas semanas anteriores a coleta na Praia do Cassino, entre 21 de maio de 2009 e 26 de abril de 2010..... 18
- Figura 04.** Direção e intensidade ($m.s^{-1}$) dos vetores de vento referente às 24h anteriores aos dias de coleta, na Praia do Cassino, entre 21 de maio de 2009 e 26 de abril de 2010.....19
- Figura 05.** Variação temporal da temperatura e salinidade na zona de arrebentação da Praia do Cassino de 21 de maio de 2009 até 26 de abril de 2010.....20
- Figura 06.** Variação temporal da concentração de nitrogênio amoniacal, silicato, nitrato e fosfato na zona de arrebentação da Praia do Cassino 21 de maio de 2009 até 26 de abril de 2010.....22
- Figura 07.** Variação temporal das razões atômicas (base atômica) N:P e Si:P de 21 de maio de 2009 até 26 de abril de 2010.....23
- Figura 08.** Variação temporal da transparência (cm) e da concentração de clorofila *a* na zona de arrebentação das três estações de coleta anual (de 21 de maio de 2009 até 26 de abril de 2010) na Praia do Cassino. * indica diferenças significativas da concentração de clorofila *a* entre as três estações de coleta.....25
- Figura 09.** Contribuição média geral das principais diatomáceas (%) nas três estações de coleta: 1. *Asterionellopsis glacialis*; 2. *Skeletonema* spp., 3. *Pseudo-nitzschia* spp., 4. Diatomáceas cêntricas unicelulares do micoplâncton (diâmetro 20 a 80 μm)..... 27

Figura 10. Densidade celular dos táxons mais representativos de diatomáceas encontrados nas três estações de coleta no período entre 21 de maio de 2009 até 26 de abril de 2010 na Praia do Cassino.....	28
-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

CAPÍTULO II

Figura 1. Média e desvio-padrão da concentração de clorofila <i>a</i> no experimento de verão.....	51
-----------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

Figura 2. Densidade celular (cel L ⁻¹) ao longo do tempo nos tratamentos do experimento de verão.	51
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

Figura 3. Média e desvio-padrão da concentração de clorofila <i>a</i> no experimento de inverno.	53
--------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

Figura 4. Densidade celular (cel L ⁻¹) ao longo do tempo nos tratamentos do experimento de inverno.	54
-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

RESUMO

Na zona de arrebenção de praias arenosas e expostas ocorrem acumulações de diatomáceas, as quais são importantes produtores primários. Visando entender se existe uma variação espacial e temporal do fitoplâncton na zona de arrebenção da Praia do Cassino, foram analisadas semanalmente cinco estações no período de deposição lama (maio a julho de 2009), e posteriormente (agosto de 2009 a abril 2010) três estações quinzenalmente ao longo de 21 km. As relações entre variáveis ambientais e a composição e biomassa do fitoplâncton foram comparadas, verificando-se que a deposição de lama influenciou a transparência da água, mas não foi detectada diferença significativa entre os valores médios de nutrientes e de clorofila *a* nas estações ao longo do ano. As diatomáceas foram dominantes, destacando-se a contribuição de cêntricas unicelulares do microplâncton e *Skeletonema* spp., e das penadas *Asterionellopsis glacialis* e *Pseudo-nitzschia* sp. Porém, a densidade de *A. glacialis* encontrada neste ano foi menor do que em anos anteriores, enquanto os gêneros planctônicos *Skeletonema* e *Pseudo-nitzschia* apareceram em alta densidade. Em laboratório foram realizados experimentos curtos com enriquecimento de nutrientes inorgânicos dissolvidos testando-se ao todo sete proporções de silicato, nitrato e fosfato, com objetivo de determinar sua influência sobre as microalgas da Praia do Cassino. Como resultado, a biomassa fitoplânctônica exibiu um aumento significativo nos tratamentos com adição de nitrato, independentemente da proporção adicionada, indicando que o nitrato é o nutriente mais importante no controle da biomassa e do crescimento das diatomáceas da Praia do Cassino.

PALAVRAS-CHAVE: Praia arenosa, *Asterionellopsis glacialis*, crescimento, clorofila *a*, nutrientes, depósitos de lama.

ABSTRACT

In the surf zone of exposed sandy beaches significant accumulations of diatoms occur, which are important primary producers. In order to determine the spatial and temporal variability of phytoplankton in the surf zone, five and three stations were studied in the period with mud deposition (weekly sampling, May to July 2009) and without (every two weeks, August 2009 to April 2010), respectively, along 21 km of Cassino Beach. The relationships among environmental variables and phytoplankton composition and concentration were compared. The influence of mud was evident on the water transparency, but not on the mean values of nutrients and chlorophyll *a*. The diatoms were dominant, emphasizing the contribution of the unicellular centric microplankton and *Skeletonema* spp., and the pennates *Asterionellopsis glacialis* and *Pseudo-nitzschia* spp. However, the density of *A. glacialis* found in this study was lower than in previous years. Moreover, the planktonic species *Skeletonema* and *Pseudo-nitzschia* appeared in high density. In laboratory, short experiments were performed with dissolved inorganic nutrient enrichment by testing seven proportions of silicate, nitrate and phosphate, in order to determine their influence on the microalgae from Cassino Beach. In both experiments, density showed a significant increase (mainly diatoms) in the treatments with nitrate addition, regardless of the proportion added, showing that nitrate is the most important nutrient controlling diatoms density and growth at the sandy Cassino Beach.

KEY WORDS: Sandy beach, *Asterionellopsis glacialis*, growth rate, chlorophyll *a*, nutrients, mud deposition.

INTRODUÇÃO GERAL

As praias arenosas são ecossistemas altamente dinâmicos no espaço e no tempo, e como resultado são tradicionalmente referidas como “fisicamente controladas” (McLachlan, 1983). Por muito tempo estas regiões ao longo das costas litorâneas dos continentes mundiais eram consideradas como ambientes de baixa produtividade, dominados por consumidores (Brown, 1964). Entretanto, pesquisas realizadas desde a década de oitenta (McLachlan & Lewin, 1981; Lewin & Schaefer, 1983; DuPreez et al., 1989) e noventa (Rörig & Garcia, 1993; Rörig et al., 1997) em praias arenosas expostas, de média e alta energia, em latitudes temperadas e quente-temperadas, têm demonstrado a presença de elevada concentração de células fitoplanctônicas e uma consequente elevada produção primária, contrariando a idéia inicial sobre estes locais.

Alguns atributos importantes, como o tamanho dos grãos de sedimento e as características das ondas, diferem entre as praias arenosas. Short (1999) propôs uma classificação de praias arenosas de acordo com as características morfodinâmicas, nas quais condições de baixa dissipação de energia, associadas a sedimentos grosseiros, são típicas de praias consideradas reflectivas, enquanto que praias com alta energia de ondas e sedimentos finos são denominadas dissipativas. Além dessas, observam-se ainda condições intermediárias. Nas praias arenosas dissipativas se verifica uma maior influência de fatores físicos na estruturação das comunidades do que nas praias arenosas reflectivas onde as interações de âmbito biológico (ex: competição e predação) predominam (Defeo & McLachlan, 2005).

Em praias dissipativas, os estudos realizados para determinar os principais fatores que controlam a distribuição e abundância da macrofauna que habita este agitado e estressante ambiente (McLachlan, 1990; McLachlan & Dorvlo, 2005; Lercari & Defeo, 2006; Cisneros et al. 2011; Schoeman et al. 2010) permitem concluir que fatores

abióticos físicos relacionados com a morfodinâmica da praia são os mais importantes. Além disso, o aumento das ameaças na zona costeira devido às atividades humanas, como por exemplo, a poluição orgânica, recreação e turismo, obras costeiras, exploração através da pesca, entre outros, influenciam as condições ambientais em praias arenosas (Defeo et al. 2009).

O fitoplâncton de praias arenosas dissipativas representa um importante componente trófico, como principal produtor primário (Brown & McLachlan, 1990). O termo “surf diatom” (Lewin, 1974) é usado para se referir àquelas diatomáceas que se acumulam na zona de arrebentação gerando manchas coloridas devido a sua alta concentração e pigmentação típica. Essas diatomáceas não apresentam relação taxonômica entre si, mas possuem adaptações comuns que permitem sua sobrevivência em um ambiente turbulento e instável da zona de arrebentação (Talbot & Bate, 1987). As acumulações, ou manchas, ocorrem neste agitado ambiente devido à capacidade singular das diatomáceas de se aderirem às bolhas geradas pelas ondas e permanecerem associadas à espuma da zona de arrebentação (Talbot & Bate, 1987). Estudos sobre a dinâmica de populações da diatomácea *Anaulus australis*, na zona de arrebentação da costa sudeste da África do Sul (Talbot & Bate, 1988, 1989), demonstraram a importância da altura das ondas como um parâmetro controlador dos processos biológicos ao longo das praias arenosas, como havia sido postulado por McLachlan et al. (1981). Somado aos processos físicos, existe a necessidade de elementos nutrientes que sustentem o crescimento das microalgas.

Apenas seis espécies de diatomáceas formam acumulações na zona de arrebentação: *Anaulus australis* Drebes & Schulz, *Asterionellopsis glacialis* (Castracane) Round, *Asterionellopsis socialis* Lewin & Norris, *Aulacodiscus kittonii* Arnott, *Aulacodiscus africanus* Cottam e *Attheya armatus* (T. West) Crawford

(Campbell, 1996). Acumulações destas diatomáceas têm sido constatadas na zona de arrebenção em diversas praias do mundo (Talbot et al. 1990) como na costa oeste dos Estados Unidos (Lewin and Schaefer, 1983), na África do Sul (Brown & McLachlan, 1990; Campbell & Bate, 1987), na Índia (Choudhury & Panigrahy, 1989), na Argentina (Gayoso & Muglia, 1991) e também em águas subtropicais da Austrália (Hewson et al. 2001). As acumulações de diatomáceas geram altas taxas de produção primária, com importante repercussão nos diversos níveis tróficos do ambiente de praia (Gianuca, 1985; Abreu et al., 2003). O fitoplâncton contribui para as cadeias tróficas pelágicas e bentônicas da zona de arrebenção (zooplâncton, micro- e macroinvertebrados e peixes). A biomassa produzida pode ser exportada (peixes visitante, aves ou advecção) para o mar e/ou para o continente. Por outro lado, a matéria orgânica dissolvida pode sustentar a alça microbiana e ser convertida em material particulado, tornando-se novamente disponível às cadeias tróficas pelágicas e bentônicas (Azam, 1998). Outra porção poderá formar depósitos na praia, onde servirá de alimento para a fauna detritívora ou de fonte de nutrientes para a vegetação do supralitoral. O excedente de matéria orgânica particulada e dissolvida não consumido pelas bactérias é canalizado para o fundo, gerando uma elevada produção secundária bentônica. Na Praia do Cassino (Brasil-RS), Gianuca (1983) relata que as manchas formadas por *Asterionellopsis glacialis* são a maior fonte de alimentos para os principais organismos bentônicos filtradores tais como *Mesodesma mactroides*, *Donax hanleyanus* e *Emerita brasiliensis*.

No Brasil, acumulações de diatomáceas na zona de arrebenção têm sido registradas em várias praias. Na região Nordeste, *A. glacialis* está presente em praias do litoral de Pernambuco e Ceará, sendo dominante durante o período chuvoso (10^3 células L^{-1} , Ferreira et al. 2010; 10^4 células L^{-1} , Tahim et al. 1990). Em Ilhéus, na Bahia, Tedesco (2006) encontrou elevada densidade celular ao longo do ano de 2005: *A.*

australis (10^6 a 10^8 células L^{-1}) e *A. glacialis* (10^5 a 10^9 células L^{-1}). Estes resultados assemelham-se aos máximos encontrados na Praia do Cassino em anos anteriores (7×10^8 células L^{-1} em Odebrecht et al., 1995; $1,3 \times 10^8$ células L^{-1} em Abreu et al., 2003; $4,4 \times 10^8$ células L^{-1} em Rorig & Garcia, 2003). Entretanto, a média de células de *A. glacialis* nas manchas observadas na região de Ilhéus (7×10^6 células L^{-1}) foi um pouco menor, em comparação com os valores encontrados por Rorig & Garcia (2003) na Praia do Cassino (RS) ($2,5 \times 10^7$ células L^{-1}). Em 44% das amostragens, manchas não foram visualmente perceptíveis, mesmo assim a densidade de *Asterionellopsis glacialis* e/ou *Anaulus australis* era relativamente alta (10^4 a 10^6 células L^{-1}) sugerindo uma importante contribuição destas diatomáceas aos diversos níveis tróficos. No litoral do estado de São Paulo, *A. glacialis* foi caracterizada como frequente, juntamente com outras diatomáceas, como *Pseudo-nitzschia* e *Skeletonema costatum* (Villac & Noronha, 2008). Em praias do litoral de Santa Catarina, Macedo (2007) observou uma redução significativa das diatomáceas *A. glacialis* e *A. australis* na Praia de Navegantes. Nos anos de 1996 e 1997 foram observadas densidades de 10^7 células por litro, e posteriormente, nos anos de 2006 e 2007, o máximo encontrado foi de $1,5 \times 10^5$ células por litro. Foi considerado que esta diminuição pudesse estar relacionada com mudanças ambientais devido às atividades humanas como a dragagem do porto, e/ou aumento do uso de água doce na região.

Além dos requisitos necessários para o desenvolvimento do fitoplâncton na turbulenta e agitada zona de arrebentação, uma variedade de condições oceanográficas e meteorológicas podem afetar a composição das florações de diatomáceas, assim como sua persistência. Os fatores que podem influenciar são numerosos, e incluem a temperatura da água e do ar, salinidade, precipitação, descarga dos rios, direção e

velocidade do vento, altura de onda, ressurgência e concentração de nutrientes (Lewin et al. 1989).

A manutenção de concentrações elevadas de diatomáceas em crescimento requer um grande fornecimento de nutrientes inorgânicos dissolvidos, sendo que entre os macronutrientes principais (nitrato, fosfato e silicato), apenas os nitrogenados costumam se tornar escasso em zonas costeiras, de maneira suficiente para limitar o potencial de crescimento das diatomáceas de zona de arrebenção. A maior parte dos nutrientes são fornecidos para a zona de arrebenção pela vazão de rios adjacentes a região costeira, pela água da chuva e através da reciclagem de produtos de excreção liberados pela fauna intersticial e pela macrofauna da zona de arrebenção.

A concentração do nitrato é muitas vezes decrescida a níveis quase indetectáveis durante o verão, quando há uma alta produção fotossintética. Mas pelo menos uma outra fonte de nitrogênio vai estar disponível, o nitrogênio amoniacal. Esta forma está quase sempre presente em concentrações mensuráveis, mesmo quando o nitrato desapareceu. As evidências indicam que a principal fonte nitrogênio amoniacal é a excreção de organismos bentônicos, especialmente pelos grandes populações moluscos bivalves que habitam praias arenosas, como o encontrado por diversos estudos, entre eles os primeiros na costa oeste dos Estados Unidos realizados por Lewin et al. (1979).

Uma fenômeno que frequentemente vem atingindo a Praia do Cassino, e que possivelmente interfere na dinâmica dos nutrientes e da transparência da água, entre outros parâmetros importantes para o fitoplâncton de zona de arrebenção, são as deposições de lama. Nos últimos 31 anos, pelo menos 25 deposições de lama fluída ocorreram ao longo da Praia do Cassino (Calliari & Faria, 2003). Os depósitos foram primeiramente registrados por Delaney (1965), o qual atribuiu como fonte original a

carga em suspensão da Lagoa dos Patos, a qual drena uma bacia de 170.000 km². Em outras praias ao sul da Lagoa dos Patos também se verificou a presença de depósitos de lama, como, por exemplo, no Farol da Conceição, Hermenegildo e Chuí. Embora sedimentos lamacentos ocorreram ao longo de ambos os lados da boca lagoa, os depósitos vão aparecer de forma mais generalizada em direção ao sul devido à predominância vento nordeste, que induz a formação de um forte vorticidade sudoeste da pluma da lagoa, como descrito por Villwock & Martins (1972), os quais associaram a lama na praia com ondas de tempestade.

Enquanto os primeiros trabalhos sobre a origem da lama na praia, sempre atribuíram uma fonte exclusivamente natural para os depósitos, novas interpretações e dados recentes analisados sob um enfoque multidisciplinar sugerem que o lançamento de grandes volumes de lama pode ser proveniente de dragagens da região subaquosa do estuário. Desta forma, as dragagens podem ocasionar a formação de bolsões móveis de lama fluída, próximos à praia. À medida que os bolsões são submetidos à ação de ventos de tempestades provocam a deposição de lama na praia e zona de arrebentação (Calliari et al., 2010).

Os impactos ambientais negativos dos depósitos de lama na Praia do Cassino variam desde a atenuação das ondas e a perdas financeiras relacionadas ao turismo e balneabilidade, até fatores como a diminuição da transparência da água. Porém, raros estudos destacam o efeito da lama sobre a flora e fauna, possivelmente devido ao seu caráter transitório. Entretanto, um recente trabalho analisou o impacto da lama sobre a ictiofauna desta região (Mont'Alverne et al., 2012), afirmando que os depósitos de lama ocorrido entre 2009 e 2010 não afetaram a estrutura e composição da ictiofauna local.

O presente estudo analisou um período de 12 meses na Praia do Cassino, nos quais quatro foram afetados presença de depósitos de lama em alguns locais de coleta.

Desta forma busca-se contribuir para o conhecimento sobre a variabilidade do fitoplâncton na zona de arrebentação da Praia do Cassino.

No presente estudo, foram testadas as seguintes hipóteses:

- Regiões distintas da praia possuem distribuição heterogênea de biomassa e composição de fitoplâncton de zona de arrebentação.
- A ressuspensão do sedimento durante os eventos de lama na Praia do Cassino causa a redução da biomassa e influencia a composição de espécies do fitoplâncton.
- A variação na concentração dos nutrientes inorgânicos dissolvidos, altera a taxa de crescimento dos organismos fitoplanctônicos presentes na zona de arrebentação da Praia do Cassino.

OBJETIVOS

GERAL: Avaliar as mudanças da comunidade fitoplanctônica ao longo de um ano na zona de arrebentação, em diferentes locais da Praia do Cassino, durante e após os eventos de depósitos de lama e em relação ao teor de nutrientes.

ESPECÍFICOS:

- 1) Verificar se existe uma variação local na biomassa e na composição da comunidade fitoplanctônica.
- 2) Determinar o possível efeito da presença de lama na variação da biomassa e composição de espécies do fitoplâncton.
- 3) Caracterizar a influência do teor de nutrientes (nitrogênio, fósforo e sílica) no crescimento das espécies de fitoplâncton da Praia do Cassino.

CAPÍTULO I

VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DO FITOPLÂNCTON E FATORES AMBIENTAIS NA ZONA DE ARREBENTAÇÃO DA PRAIA DO CASSINO, BRASIL.

INTRODUÇÃO

No extremo sul do Brasil, na Praia do Cassino, Gianuca (1983), Odebrecht et al. (1995) e Rörig & Garcia (2003) relataram a presença de manchas formadas pela diatomácea *Asterionellopsis glacialis*, principalmente após a passagem de frentes frias na região, com ventos do quadrante sul, aumentando a dinâmica da zona de arrebentação. No ano de 1992 foi realizado um estudo sobre a variação espacial do fitoplâncton ao longo da Praia do Cassino, ao sul da Estação Marinha de Aquicultura-EMA até o Chuí (Rörig, 1997). Este autor observou uma significativa heterogeneidade entre oito estações analisadas, com a maior ocorrência de acumulações de *A. glacialis* nas estações localizadas mais ao sul. Nas estações ao sul do Taim as manchas continham uma densidade de, no mínimo, 10^8 células L^{-1} e o valor máximo (5×10^9 cel.

L⁻¹) foi encontrado ao sul do farol do Albardão, possivelmente em decorrência de variáveis morfodinâmicas da zona de arrebentação.

Além dos parâmetros morfodinâmicos, a abundância e composição do fitoplâncton variam de acordo com mudanças ambientais na zona de arrebentação, como temperatura, salinidade, luz e nutrientes (Blanco et al. 2008). É bem conhecido que o enriquecimento nutritivo afeta significativamente o fitoplâncton, alterando sua composição e diversidade (Piehler et al. 2004). O desenvolvimento de florações representa uma resposta multifatorial ao enriquecimento de nutrientes na camada fótica em conjunto com outros fatores (Montero et al. 2007). A contínua expansão do desenvolvimento costeiro é um poderoso indutor de mudanças na comunidade de fitoplâncton, através de impactos, tais como liberação de nutrientes em excesso, mudanças na estrutura da teia alimentar ligadas à pesca e mudanças na hidrologia (Zingone et al. 2010). Desta forma, compreende-se que o estudo das variações na comunidade fitoplanctônica ao longo do tempo possui notável importância.

Tendo em vista que a atenuação de luz ocorre, entre outros, com o aumento da concentração de sedimentos suspensos na água (May et al. 2003), e este processo é influenciado por forças externas como a descarga de água doce e a ação das ondas, pode-se esperar que o crescimento e composição das microalgas em zonas de arrebentação também sejam influenciados pela turbidez na água. Na Praia do Cassino, após um evento de deposição de lama de grande proporção na zona de arrebentação em 1998, a comunidade fitoplanctônica sofreu marcada variação em sua composição, seja pelo efeito direto da lama sobre as células ou por um efeito indireto, provavelmente alterando a transparência da água e a disponibilidade de nutrientes (Odebrecht et al. 2010). Episódios de grande deposição de lama estão relacionados com eventos de alta

energia de ondas (Calliari et al. 2009) e são observados há longo tempo. O mais antigo registro no “Correio Mercantil” de Pelotas, data de 1901 (Calliari et al. 2001), e entre 1972 e 2006 mais de 30 eventos de deposição de lama foram documentados na Praia do Cassino (Villwock & Martins, 1972; Calliari et al. 2009; Reed et al. 2009).

Em treze de abril do ano de 2009 uma grande deposição de lama fluida impactou a região da praia próxima a Estação Marinha de Aquacultura-EMA (Mont'alverne et al. 2012). Este evento foi noticiado em meios de comunicação (Figura 1), que alertam para os riscos que a lama acarreta para o tráfego de veículos entre a face da praia e pós-praia, considerando o alto número de veículos que trafegam na Praia do Cassino. Assim que o nível do mar baixa após a tempestade, o depósito de lama é rapidamente coberto por uma fina camada de areia, o que se torna uma armadilha para os carros que trafegam na praia e são repentinamente presos no bolsão de lama com aproximadamente 30 cm de espessura (Calliari et al. 2010). A ressaca ocorrida em maio de 2009, gerou uma quantidade muito grande de lama depositada na praia, com toneladas acumulando-se ao longo de mais de 7 km.

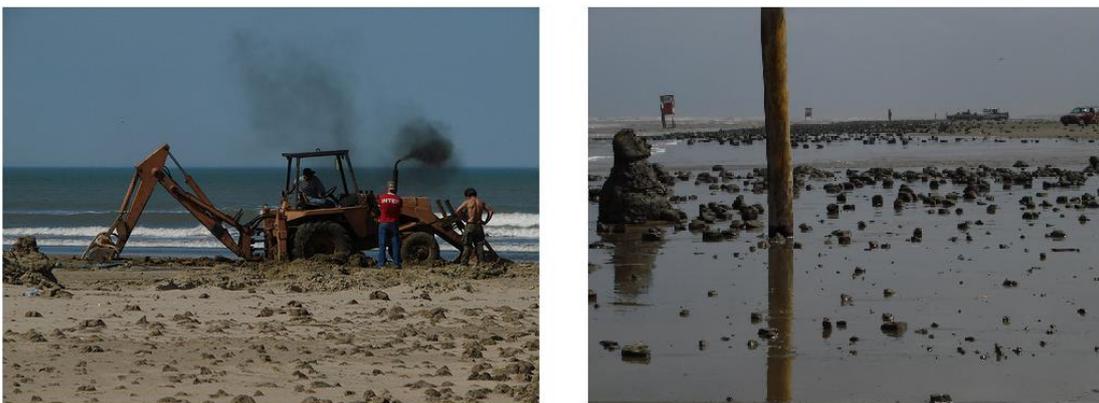


Figura 01. Notícias no site de notícias ClicRBS em dois momentos de depósitos de lama, 27 de agosto de 2009 e 26 de fevereiro de 2010:

<http://wp.clicrbs.com.br/rumosdosul/2009/08/27/barro-na-praia-do-cassino/>

<http://wp.clicrbs.com.br/rumosdosul/2010/02/26/a-lama-voltou/>

MATERIAL E MÉTODOS

A Praia do Cassino, localizada no município de Rio Grande (RS-Brasil) é uma praia arenosa exposta, que se define por seu regime de ondas, areia e marés. Além disso, esta praia tem características que a qualificam como uma praia dissipativa (Calliari e Klein, 1993). De acordo com Calliari et al. (2009), existe uma heterogeneidade latitudinal no tamanho dos grãos e na composição dos sedimentos ao longo da antepraia e da zona de arrebentação, o que ocasiona diferenças nas respostas às condições hidrodinâmicas da praia. No presente trabalho três pontos que apresentam condições hidrodinâmicas distintas foram analisados quinzenalmente por 12 meses, entre maio de 2009 e abril de 2010, ao longo de 21 km de extensão na Praia do Cassino (Figura 2): I Molhes ($32^{\circ}09'41.9''$ S; $052^{\circ}06'21.8''$ W), estação com a menor ação de ondas pelo efeito dos molhes da Barra, que ficam distante 0,5 km. A estação II EMA ($32^{\circ}12'33.3''$ S; $052^{\circ}10'45.3''$ W), 9 km distante dos molhes, de estágio morfodinâmico intermediário, sendo muitas vezes afetada por depósitos de lama fluida, que reduzem a energia das ondas (Calliari et al. 2009). A estação III Navio ($32^{\circ}16'06.9''$ S; $052^{\circ}14'30.8''$ W), situada 21 km distante dos molhes, é o local mais exposto à ação das ondas.

A possível influência da deposição de lama foi avaliada durante três meses em cinco estações, das quais três estavam diretamente impactadas pelo depósito de lama. Variações temporais em três locais com distinta hidrodinâmica foram analisadas ao longo de um ano quanto a contribuição das principais espécies na zona de arrebentação e sua relação com parâmetros físicos, meteorológicos e de qualidade da água.

No período de 21 de maio a 17 de agosto de 2009, as coletas foram semanais em cinco pontos distribuídos, sendo três pontos fixos descritos acima (I, II e III) e dois móveis, sob a influência da deposição de lama (MN, limite norte da deposição; MS, limite sul da deposição). Os pontos II EMA, MN e MS eram pontos situados sobre o depósito de lama até o seu limite visual.

Amostras de água (5 L) eram coletadas da sub-superfície na zona de arrebentação da Praia do Cassino e separadas em alíquotas de 100 mL em garrafas de vidro âmbar contendo solução de fixador Lugol neutro 1% v/v para posterior contagem e identificação das microalgas. Subamostras de 2 e/ou 10 mL foram analisadas em câmaras de sedimentação com auxílio de um microscópio Zeiss Axiovert, de acordo com o método de Utermöhl (1958), onde foram contadas pelo menos 100 células, a fim de manter o erro relativo de 20%. Os táxons foram considerados dominantes quando apresentaram densidade maior que 50% da densidade total de uma amostra, e quando superaram a densidade média foram considerados abundantes (Lobo & Leighton, 1986).

Uma segunda alíquota de água foi separada para as medidas de nutrientes inorgânicos dissolvidos (nitrogênio amoniacal, nitrato+nitrito, fosfato e silicato), determinados através de métodos espectrofotométricos. As amostras, após serem filtradas com o uso de filtros de fibra de vidro (Whatman GF/F 47 mm de diâmetro) foram congeladas separadamente para posterior determinação, exceto do nitrogênio amoniacal que foi determinado imediatamente após a coleta, de acordo com a metodologia descrita em Unesco (1983). O teor de nitrito+nitrato foi determinado conforme metodologia descrita em Strickland & Parsons (1972), utilizando-se uma coluna redutora de cádmio, com uma pequena modificação do método que consiste na utilização do cloreto de amônio como ativador. Para a dosagem dos íons fosfato e silicato também foi seguido o método descrito por Strickland & Parsons (1972).

Para a análise de clorofila *a*, um volume de água (50 a 100 mL) foi filtrado em filtros de fibra de vidro (Whatman GF/F), que foram armazenados em freezer por 24h para extração dos pigmentos com acetona 90% (Strickland & Parsons, 1972). A fluorescência no extrato foi lida com o auxílio de um fluorímetro calibrado (Turner, Designs TD-700) e o teor de clorofila *a* foi estimado pelo método sem acidificação (Welschmeyer, 1994).

Durante as amostragens em campo foram realizadas medidas de temperatura da água, salinidade, pH e oxigênio dissolvido com o uso de um Medidor Multiparamétrico (YSI 556MPS). Ainda, foi medida a transparência da água, com o uso do Disco de Secchi. Os dados de direção e intensidade do vento são provenientes da Estação Meteorológica da FURG. Os dados de precipitação pluviométrica foram convertidos em valores quinzenais acumulados, ou seja, pela soma de valores diários dos quinze dias anteriores aos dias de coleta. Em relação ao vento, os dados analisados foram do dia e dos três dias anteriores ao da coleta.

Para a realização dos testes estatísticos foi utilizado o programa STATISTICA versão 6.0. Os valores médios dos parâmetros físicos e biológicos foram comparados entre as cinco estações utilizando-se a análise de variância (ANOVA), considerando $\alpha=0,05$. Foi aplicado o teste Tukey a posteriori para identificar a(s) estação(ões) que geraram as possíveis diferenças.

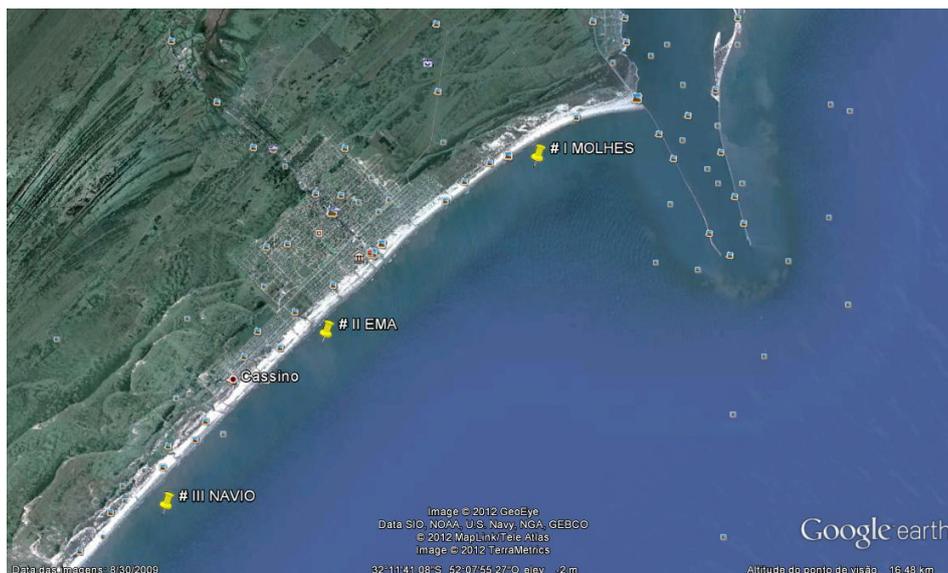


Figura 02. Área de estudo na Praia do Cassino, indicando a posição das estações de amostragem na zona de arrebentação (<http://www.google.com.br/intl/ptBR/earth>).

RESULTADOS

Pluviosidade, Ventos, Temperatura e salinidade

A pluviosidade acumulada nas duas semanas que antecederam cada coleta variou entre Zero (segunda quinzena de maio de 2009) e 256 mm (primeira quinzena de março de 2010) (Fig.03). A precipitação anual total entre maio de 2009 e abril de 2010 foi de 1.710 mm, sendo os meses mais chuvosos os de dezembro de 2009 (227 mm) e março de 2010 (286 mm), e os mais secos os de junho de 2009 (18 mm) e fevereiro de 2010 (67 mm).

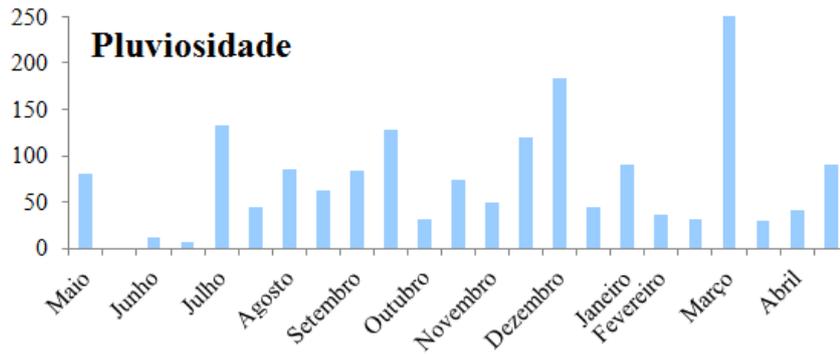


Figura 03. Pluviosidade acumulada (mm) nas duas semanas anteriores a coleta na Praia do Cassino, entre 21 de maio de 2009 e 26 de abril de 2010.

Os ventos predominantes durante o ano de estudo foram os de origem sul e sudoeste em 43,5% dos dias. Em segunda posição (34,8%) estão os dias “sem predominância” (SP), em que as três medições diárias apontaram direções diferentes. Os ventos de origem norte e nordeste (N-NE) atuaram em 21,7% dos dias de coleta (Fig.04).

* Nas coletas da segunda quinzena de setembro, nas duas de outubro e na primeira quinzena de novembro a Estação Meteorológica da Furg não gerou dados.

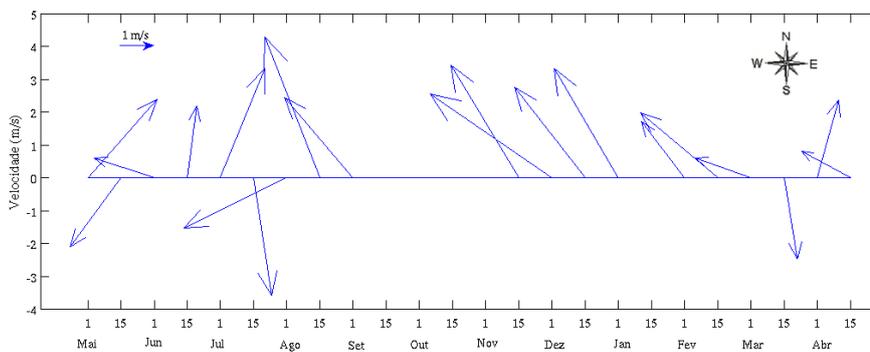


Figura 04. Direção e intensidade ($m.s^{-1}$) dos vetores de vento referente às 24h anteriores aos dias de coleta, na Praia do Cassino, entre 21 de maio de 2009 e 26 de abril de 2010.

O período entre 21 de maio e 17 de agosto de 2009 foi marcado pela deposição de grande quantidade de lama na Praia do Cassino. A temperatura neste período de

outono/inverno variou entre 11,0 e 20,1°C (média 14,28 °C), sem diferença entre as cinco estações. Considerando todos os 12 meses de coleta, se observou uma variação da temperatura da água entre 11,3 °C em Julho de 2009 e 26,7 °C em Fevereiro de 2010 (Fig.05). Os valores de salinidade foram relativamente altos (22 a 31,9) até Setembro, e em Outubro houve uma redução abrupta nas estações Molhes e EMA, com valores mínimos de 10 e 14, respectivamente. Após, as três estações apresentaram em geral a mesma tendência. Os valores mais altos de salinidade (>31) foram observados nos meses de maio de 2009 e abril de 2010.

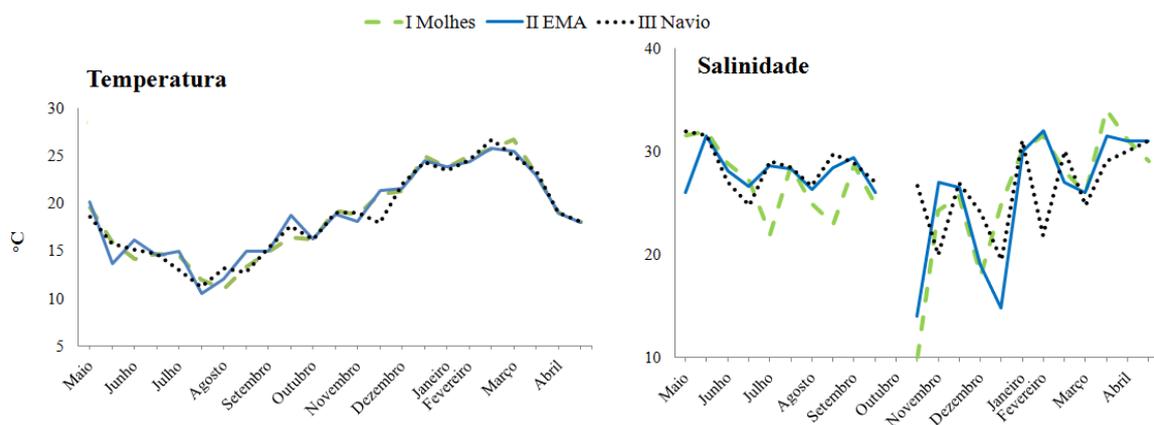


Figura 05. Variação temporal da temperatura da água e salinidade em três pontos na zona de arrebanção da Praia do Cassino de 21 de maio de 2009 até 26 de abril de 2010.

Nutrientes inorgânicos dissolvidos

Os valores de nutrientes inorgânicos dissolvidos nitrogênio amoniacal, nitrato+nitrito, silicato e fosfato não apresentaram variação significativa entre os locais, indicando tendências similares ao longo do tempo (Fig. 06, Tabela 1). Entretanto, a concentração de nitrogênio amoniacal apresentou uma forte variação sazonal, com valores baixos (0,22 a 8,15 µM) desde Maio até Outubro nas estações Molhes e Navio.

Na estação EMA, os valores também foram mais baixos neste período, exceto duas ocasiões em Maio e Junho, durante o período de deposição da lama ($>10 \mu\text{M}$). No início de Novembro, o teor de nitrogênio amoniacal aumentou abruptamente nas três estações, com valores máximos de 40 - 50 μM nos meses de Dezembro e Janeiro nas estações Molhes e EMA, e prolongando-se até Fevereiro na estação Navio. Em Março houve uma redução significativa seguida de um aumento em Abril nas três estações, com a maior concentração na estação Navio III (41,28 μM no início de abril). O teor mínimo foi observado em Junho (0,22 μM) no local III Navio, e máximo em Dezembro (48,7 μM) no local I Molhes. No primeiro dia de coleta as concentrações mais altas foram encontradas nos locais com grande deposição de lama: II EMA (14,08 μM) e Móvel Norte (12,07 μM). Em II EMA também foi observado um alto valor (13,67 μM) na segunda coleta de junho. Ainda, valores acima da média, foram verificados na segunda coleta de julho (8,10 μM) em I Molhes e na primeira de agosto em Móvel Sul (8,36 μM).

Os valores de nitrito+nitrato (2,20-14,2 μM ; média 4,63 $\mu\text{M} \pm 1,6 \text{ SD}$) não apresentaram diferenças entre os locais com exceção de um pico na estação I Molhes, em Outubro. Exceto este momento, os valores foram mais altos nos meses de maio a setembro de 2009, do que no período de verão.

Em geral, as variações de silicato foram similares ao longo do tempo nas três estações, exceto no primeiro dia quando na estação EMA a concentração foi muito mais alta (97,34 μM) do que nas estações Molhes (32,95 μM) e Navio (20,28 μM). As concentrações médias de silicato nas estações I Molhes (39,6 μM ; $\pm 22,9 \text{ DP}$) e II EMA (37,4 μM ; $\pm 26,9 \text{ DP}$) foram mais altas do que na estação III Navio (29,1 μM ; $\pm 16,1 \text{ DP}$), embora devido a grande variação ao longo do tempo, não revelassem diferença significativa. Altos valores (80-100 μM), intercalados com valores baixos (aprox. 20

μM) foram observados no período de setembro até abril. Os maiores valores de silicato foram encontrados nas estações mais próximas ao desague de água doce da Lagoa dos Patos, I Molhes e II EMA (também com médias maiores, ver Tab. 1), alcançando aproximadamente $100 \mu\text{M}$ (99, 35 e 99,45 em I e II respectivamente) em dias de salinidade baixa (10 e 14,8; respectivamente). A concentração de silicato no primeiro dia de coleta apresentou tendência similar a de nitrogênio amoniacal com os maiores valores nos locais com grande deposição de lama: II EMA ($97,34 \mu\text{M}$) e Móvel Norte ($83,23 \mu\text{M}$). Após a sua redução em junho, o teor de silicato aumentou em todas as estações a partir do início de julho até 17 de agosto de 2009 (Fig.06).

O fosfato foi o nutriente inorgânico dissolvido cuja concentração menos variou entre os locais e ao longo do ano ($0,16 \mu\text{M} - 2,46 \mu\text{M}$; média $0,9 \mu\text{M} \pm 1,2 \text{ SD}$), destacando-se somente que os valores mínimos foram observados no final do verão (fevereiro e março) nas três estações.

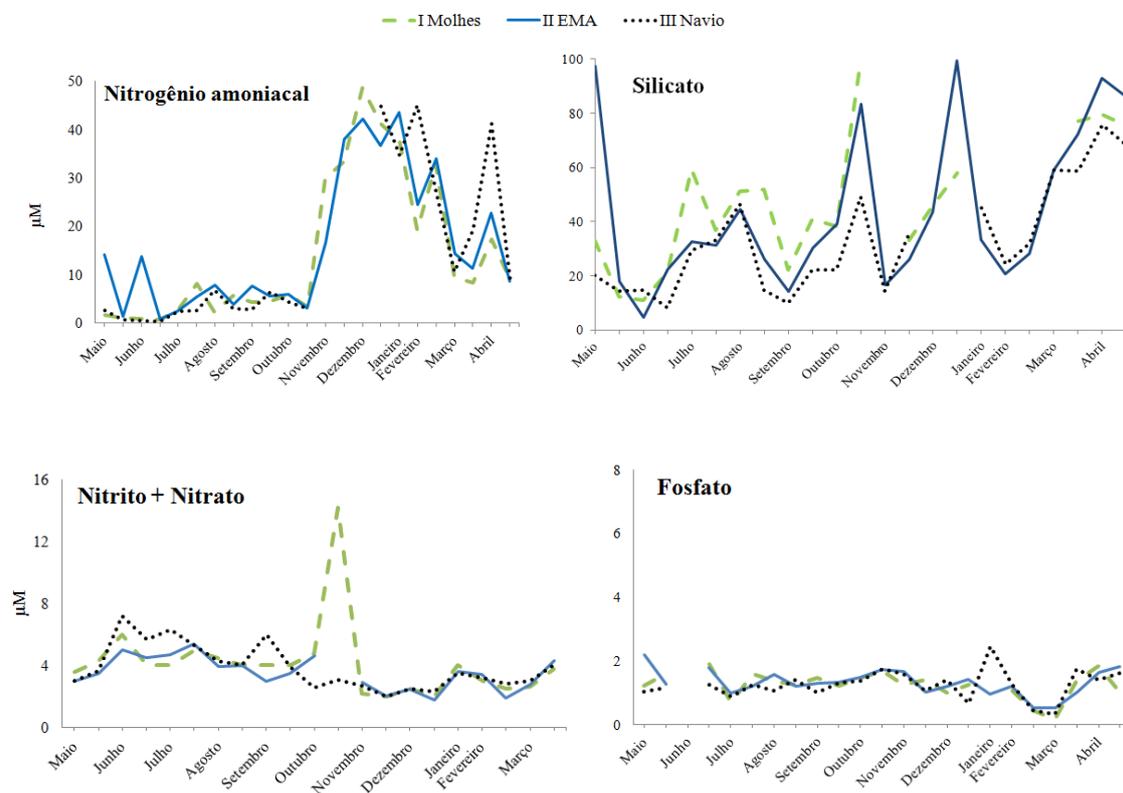


Figura 06. Variação temporal da concentração de nitrogênio amoniacal, silicato, nitrato e fosfato inorgânicos dissolvidos na zona de arrebitação da Praia do Cassino 21 de maio de 2009 até 26 de abril de 2010.

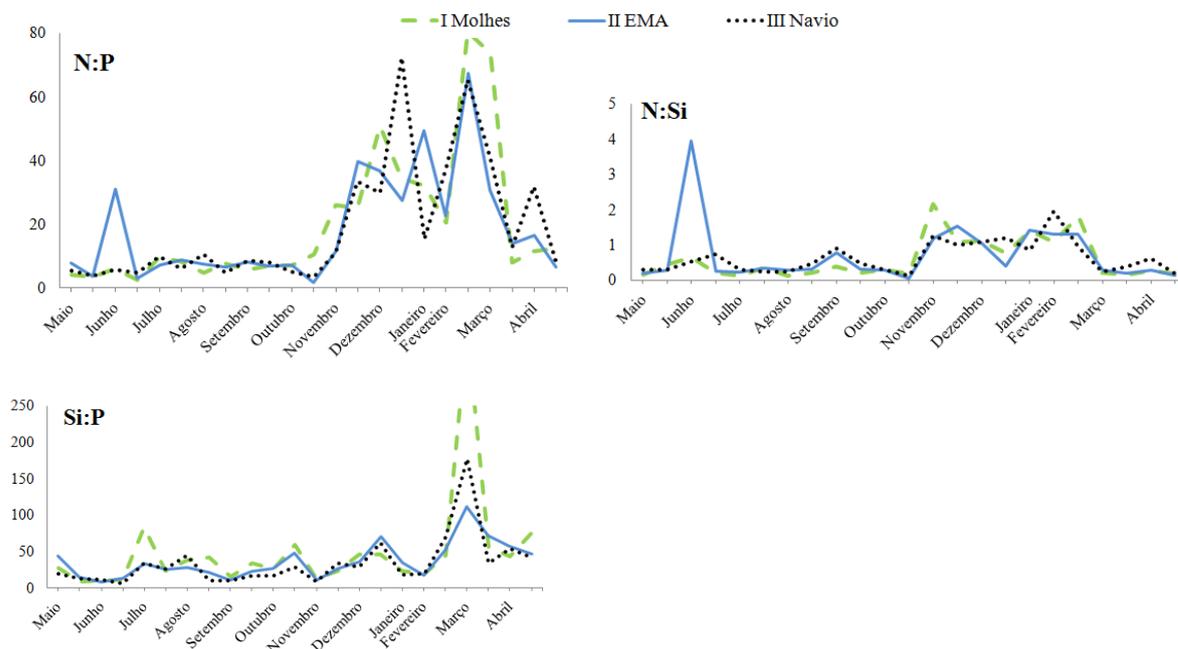


Figura 07. Variação temporal das razões atômicas (base atômica) N:P e Si:P de 21 de maio de 2009 até 26 de abril de 2010.

Transparência da água e clorofila a

A transparência da água (Disco de Secchi <5-70 cm, média 19,48 cm) apresentou grande variação entre as estações, com diferença significativa ($p=0,02$) entre o local Móvel N e I Molhes, este sem deposição aparente de lama (Fig. 08). No primeiro dia de coleta a presença de lama reduziu ao máximo a passagem de luminosidade nos pontos II EMA e Móvel N, mantendo-se baixa nesses locais e em MS. Os maiores valores de transparência foram observados na estação I Molhes, desde a primeira coleta até o início do mês de julho, quando a transparência diminuiu em todas as estações. No mês de julho a transparência estava baixa em todas as estações de coleta. Em agosto, último mês de lama visível na praia, a transparência aumentou principalmente ao sul, na estação Navio, e até mesmo nas estações EMA e MS, levando a acreditar que o depósito

de lama estaria se espalhando para o norte da praia do Cassino, já que em MN a transparência era a mais baixa entre os cinco pontos neste dia, assim como a estação Molhes não aumentou sua transparência como nos outros locais. Os valores de transparência da água foram distintos nas 3 estações (Fig. 08). Nos meses de maio e junho de 2009, período com deposição de lama fluida especialmente na estação EMA, os valores foram muito baixos, variando desde abaixo do limite de resolução (<5 cm) até o máximo de 10 cm de visibilidade do Disco de Secchi. Neste período, a transparência foi mais alta (20-70 cm) na estação Molhes, e intermediária na estação Navio. Após, a transparência da água aumentou gradativamente ao longo do tempo, especialmente nas estações EMA e Navio.

A concentração de clorofila *a* (1,31 - 35,98 $\mu\text{g L}^{-1}$; média 9,57 $\mu\text{g L}^{-1}$) foi elevada no primeiro dia de coleta nos locais II EMA (17,4 $\mu\text{g L}^{-1}$) e MS (35,7 $\mu\text{g L}^{-1}$) (Fig.08). Após quase dois meses com grande deposição de lama e valores baixos de clorofila *a*, sem diferença significativa entre os locais mais ou menos afetados, um aumento foi observado em julho, primeiramente nos pontos móveis MN e MS, e posteriormente em I Molhes (28,58 $\mu\text{g L}^{-1}$) MN (13,04 $\mu\text{g L}^{-1}$) II EMA (13,81 $\mu\text{g L}^{-1}$), MS (22,36 $\mu\text{g L}^{-1}$) e III Navio (10,69 $\mu\text{g L}^{-1}$), acima da média de todo o período com deposição de lama.

A concentração de clorofila *a* nas três estações seguiu, em geral, a mesma tendência ao longo do ano e não foram verificadas diferenças estatisticamente significativas ($p=0,6978$; $F=0,360$) nos valores médios dos três locais (EMA 13,23 $\mu\text{g L}^{-1}$; III Navio 12,31 $\mu\text{g L}^{-1}$; I Molhes 11,27 $\mu\text{g L}^{-1}$). Eventos com concentração de clorofila *a* acima da média foram observados na primavera e verão, nos três locais (Fig. 08).

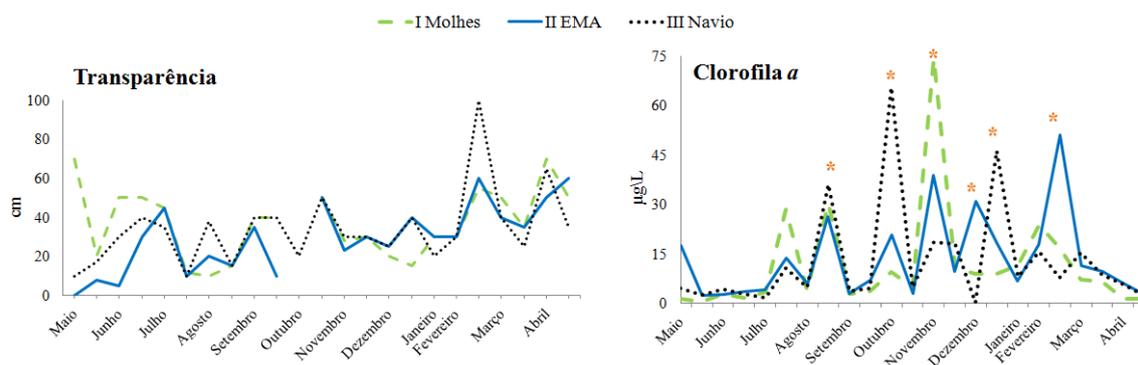


Figura 08. Variação temporal da transparência (cm) e da concentração de clorofila *a* na zona de arrebentação das três estações de coleta anual (de 21 de maio de 2009 até 26 de abril de 2010) na Praia do Cassino. * indica diferenças significativas da concentração de clorofila *a* entre as três estações de coleta.

Tabela 1. Valores médios, mínimos e máximos observados na zona de rebentação da Praia do Cassino durante o período de 21 de maio de 2009 e 26 de abril de 2010 em três estações de coleta.

	Molhes I	EMA II	Navio III
	Média (Min-Max)	Média (Min-Max)	Média (Min-Max)
Temp. Água (°C)	18.58 (11.3-26.7)	18.55 (10.5-25.8)	18.28 (11.3-26.7)
Salinidade	26.54 (10-31.9)	26.8 (14.0-31.5)	27.25 (19.5-31.9)
Disco de Secchi (cm)	35.55 (10-70)	27.7 (<5-60)	33.92 (10-100)
Nitrato+Nitrito (µM)	5.22 (2.21-14.2)	4.16 (2.89-4.69)	4.53 (2.70-7.19)
Nitrogênio amoniacal (µM)	13.76 (0.58-48.7)	15.24 (0.81-42.3)	13.73 (0.22-34.6)
Fosfato (µM)	1.25 (0.16-1.89)	1.30 (0.53-2.21)	1.26 (0.46-2.46)
Silicato (µM)	45.57 (10.9-99.3)	43.52 (4.73-99.45)	33.20 (8.14-75.7)

Clorofila a (µg/L)	11.27 (0.33-74.4)	13.23 (2.21-51.2)	12.82 (1.74-65.4)
---------------------------	-------------------	-------------------	-------------------

Principais microalgas

As diatomáceas foram o grupo de destaque entre as microalgas, considerando-se seu grau de dominância e abundância, entre elas, têm-se as cêntricas unicelulares do microplâncton (diâmetro 20 - 80 µm), a típica diatomácea de arrebenção *Asterionellopsis glacialis*, espécies planctônicas neríticas e típicas formadoras de florações como *Skeletonema* spp. e *Pseudo-nitzschia* spp., este último gênero com espécies tóxicas.

A contribuição média das principais diatomáceas nos três locais diferiu (Fig. 09). *A. glacialis* apresentou maior dominância média na estação II EMA (44%) do que nas estações I Molhes (22%) e III Navio (28%). As diatomáceas cêntricas unicelulares apresentaram um padrão oposto, com os maiores valores nos locais I Molhes (50%) e III Navio (47%), comparado à II EMA (36%). *Pseudo-nitzschia* spp. estiveram presentes com maior dominância nos Molhes (13%), seguido da estação III Navio (9%) e II EMA (7%). *Skeletonema* spp. apresentaram menor variação entre os locais, encontrando-se presentes nas estações I, II e III com contribuição de 15, 13 e 16% respectivamente.

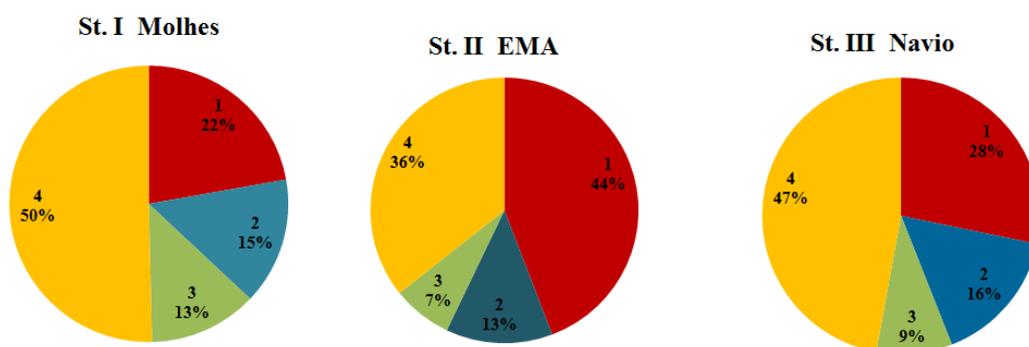


Figura 09. Contribuição média geral das principais diatomáceas (%) nas três estações de coleta: 1. *Asterionellopsis glacialis*; 2. *Skeletonema* spp., 3. *Pseudo-nitzschia* spp., 4. Diatomáceas cêntricas unicelulares do microplâncton (diâmetro 20 a 80 µm).

A densidade celular das principais diatomáceas aumentou na primavera e no verão, nos três locais (Fig. 10). O primeiro aumento foi observado no mês de setembro na estação Navio (III). Neste dia, além das diatomáceas cêntricas unicelulares, presentes durante todo inverno, foi observada uma alta densidade de *Skeletonema* spp. (10^5 cel. L⁻¹) e de *A. glacialis* ($1,8 \times 10^5$ cel. L⁻¹). Em outubro, novembro e dezembro, valores de densidade celular superiores a 2×10^5 cel. L⁻¹ de *A. glacialis* foram verificados nas três estações de coleta. Em novembro, o maior valor de concentração de clorofila *a* observado (estação I Molhes, $74,4 \mu\text{g. L}^{-1}$, Fig. 2) estava relacionado com uma alta densidade de *A. glacialis* ($2,4 \times 10^6$ cel. L⁻¹). Neste mesmo dia, valores mais baixos de sua densidade nas estações II EMA (6×10^5 cel. L⁻¹) e III Navio (2×10^5 cel. L⁻¹) evidenciam a heterogeneidade espacial na concentração de fitoplâncton (Fig. 11). Em dezembro uma alta densidade de *A. glacialis* foi observada na estação III Navio ($1,6 \times 10^6$ cel. L⁻¹), seguido das estações II EMA ($1,4 \times 10^6$ cel. L⁻¹) e I Molhes (5×10^4 cel. L⁻¹). Nos meses seguintes de janeiro e fevereiro, *Pseudo-nitzschia* spp. apareceram em alta densidade, principalmente na estação I Molhes (3×10^6 cel. L⁻¹) comparado as estações II EMA (9×10^4 cel. L⁻¹) e III Navio (7×10^4 cel. L⁻¹). Ainda, no mês de fevereiro *Skeletonema* spp. ocorreram em alta densidade especialmente na estação II EMA ($1,6 \times 10^6$ cel. L⁻¹) e I Molhes (7×10^5 cel. L⁻¹) e no III Navio ($3,7 \times 10^5$ cel. L⁻¹). No início de março, *A. glacialis* foi encontrada em alta densidade nas estações I Molhes ($8,9 \times 10^5$ cel. L⁻¹), II EMA ($1,3 \times 10^6$ cel. L⁻¹) e III Navio ($1,9 \times 10^6$ cel. L⁻¹). Na segunda coleta deste mês, uma alta densidade de *Skeletonema* spp. (10^6 cel. L⁻¹) ocorreu na estação I Molhes, comparada as outras estações (II EMA 10^5 cel. L⁻¹; III Navio 8×10^4 cel. L⁻¹). Nestes meses de verão houve uma diferença quanto a densidade das

principais espécies, entre os três pontos nos dias de coleta, embora *Skeletonema* spp. e *A. glacialis* tenham predominado.

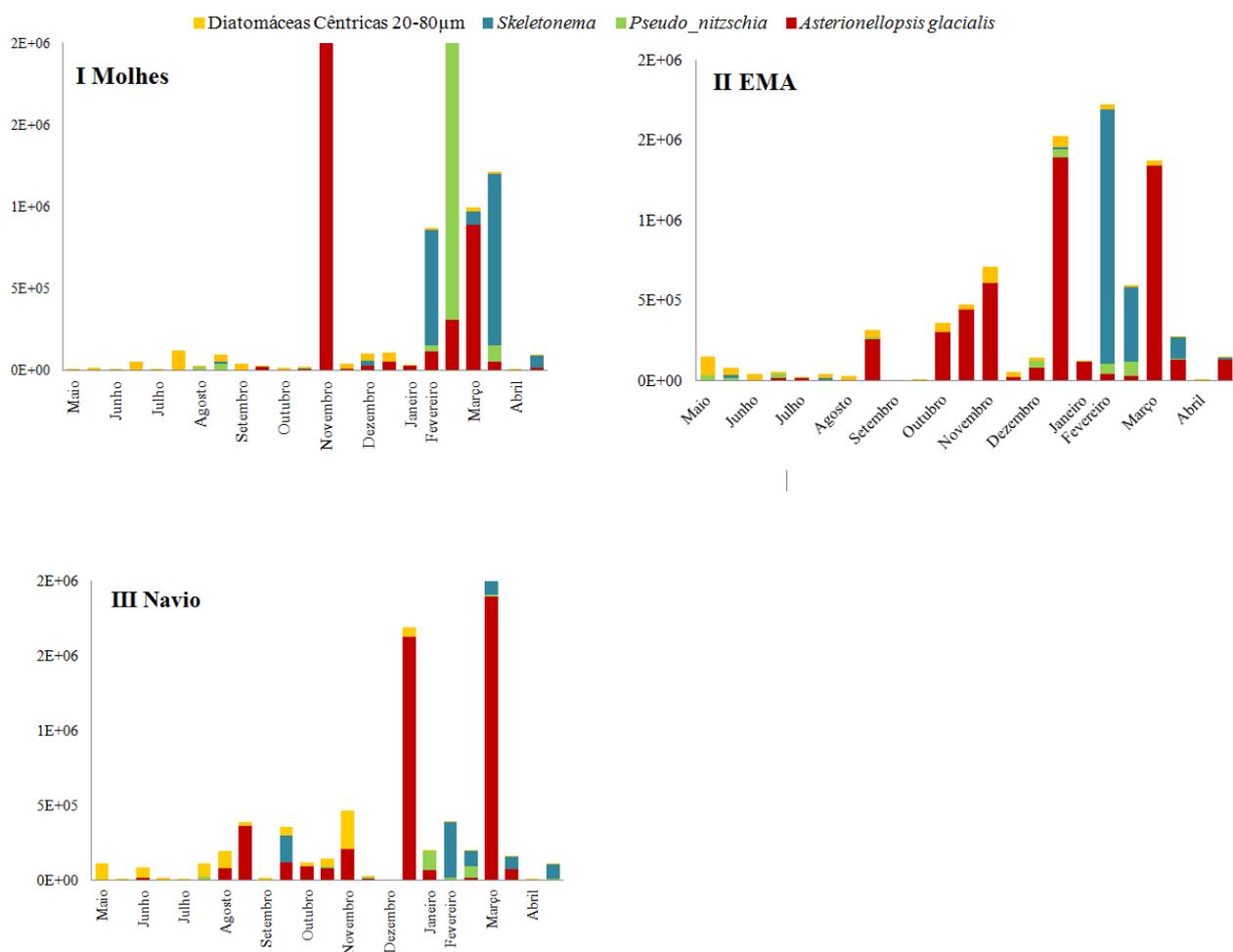


Figura 10. Densidade celular dos táxons mais representativos de diatomáceas encontrados nas três estações de coleta no período entre 21 de maio de 2009 até 26 de abril de 2010 na Praia do Cassino.

Acumulações de diatomáceas na zona de arrebenção

De um total de 24 coletas, em sete ocasiões foram verificados altos valores de clorofila *a* ($> 25 \mu\text{g L}^{-1}$), seis dos quais foram significativamente distintos entre as estações de coleta ($p < 0,05$) (Tabela 2). Estes eventos de alta biomassa são relacionados com as condições ambientais, a seguir.

(1) O primeiro evento ocorreu no inverno (julho, segunda quinzena), quando um valor significativamente maior de clorofila *a* (28,58 $\mu\text{g. L}^{-1}$; $p=0,00$; $F=38,83$) foi observado na estação I Molhes, comparado a II EMA (13,81 $\mu\text{g. L}^{-1}$) e III Navio (10,68 $\mu\text{g. L}^{-1}$). O vento predominante era de origem Oeste (W) no dia da coleta, enquanto nos dias anteriores predominou o vento de origem Nordeste (NE). As diatomáceas unicelulares do microplâncton, embora em baixa concentração, predominaram neste dia e, pelo seu maior tamanho, provavelmente foram responsáveis pelo aumento de clorofila *a*.

(2) Na segunda quinzena de agosto, altos valores de clorofila *a* ocorreram nos três locais, sem diferença significativa entre eles (I Molhes 35,9 $\mu\text{g. L}^{-1}$; II EMA 26,6 $\mu\text{g. L}^{-1}$; III Navio 30,1; $p=0,3045$; $F=1,28$). Nos três dias anteriores a coleta, o vento predominante era de origem norte e nordeste, e no dia da coleta de sudoeste (SW), com intensidade de 3,3 ms^{-1} , e havia grande precipitação (18 mm no dia). Ainda era notável a presença de lama na região da estação II EMA. As diatomáceas *Pseudo-nitzschia* spp. foram observadas somente nas estações I Molhes ($3,8 \times 10^4$ cel. L^{-1}) e II EMA ($1,2 \times 10^4$ cel. L^{-1}). Por outro lado, *A. glacialis* alcançou densidade mais alta nas estações III Navio ($3,6 \times 10^5$ cel. L^{-1}) e II EMA ($2,5 \times 10^5$ cel. L^{-1}), do que em I Molhes ($2,5 \times 10^3$ cel. L^{-1}). Neste dia, diatomáceas cêntricas unicelulares *Coscinodiscus wailesii* (>80 μm) estiveram presentes em alta concentração nas três estações (2×10^4 ; $2,3 \times 10^4$; $1,2 \times 10^4$ cel. L^{-1} respectivamente em I, II e III) colaborando para o aumento da clorofila.

(3) No início de outubro, alto valor de clorofila *a* foi observado na estação III Navio (65,41 $\mu\text{g. L}^{-1}$); os valores foram mais baixos em II EMA (20,63 $\mu\text{g. L}^{-1}$) e III Molhes (9,37 $\mu\text{g. L}^{-1}$) ($p=0,004$; $F=15,86$). Neste dia, um forte temporal com vento de origem sul (S) e chuva atingia a Praia do Cassino; nos dias antecedentes predominou o vento de leste (E). Muitas diatomáceas maiores que 80 μm e *Coscinodiscus wailesii* ($4 \times$

10^3 cel. L^{-1}) na estação III Navio foram responsáveis pelo alto valor de clorofila *a*, pois nas outras estações estavam presentes em menor densidade. *A. glacialis* não foi responsável pelo alto valor de clorofila *a*, pois estava presente em baixa densidade em III Navio (9×10^4 cel. L^{-1}) e II EMA (3×10^5 cel. L^{-1}). Não foi encontrada em I Molhes; da mesma forma como na segunda quinzena de agosto.

(4) No início do mês de novembro os valores de clorofila *a* foram diferentes nos três locais: alto em I Molhes ($74,37 \mu\text{g. } L^{-1}$), intermediário em II EMA ($38,91 \mu\text{g. } L^{-1}$), e menor em III Navio ($18,61 \mu\text{g. } L^{-1}$), com diferença significativa entre os locais I Molhes e III Navio ($p=0,004$; $F=15,86$). Neste dia, a densidade celular de *A. glacialis* diferiu entre as estações de coleta, justificando os valores de clorofila *a* (I Molhes $2,4 \times 10^6$; II EMA 6×10^5 ; III Navio 2×10^5). O vento predominante era de origem sul, e nos dias antecedentes eram de origem leste e sudeste.

(5) No início de dezembro, foi observada alta concentração de clorofila *a* em II EMA ($31,07 \mu\text{g. } L^{-1}$), significativamente diferente de III Navio ($8,86 \mu\text{g. } L^{-1}$) ($p=0,0005$; $F=101,61$). Devido ao início de temporal quando da chegada ao ponto I Molhes, não foi realizada coleta neste local. Na estação II EMA, estavam presentes *A. glacialis* (7×10^4 cel. L^{-1}) e *Pseudo-nitzschia* spp. ($4,2 \times 10^4$ cel. L^{-1}). Por outro lado, na estação III Navio, *Skeletonema* spp. estavam presentes ($3,4 \times 10^4$ cel. L^{-1}) além de diatomáceas unicelulares cêntricas do microplâncton ($4,2 \times 10^4$ cel. L^{-1}) e *A. glacialis* (2×10^4 cel. L^{-1}). Neste dia de muita chuva e vento forte, a direção do vento variou entre leste e sudoeste. Nos dias anteriores o vento predominava de origem sul-sudeste.

(6) Na segunda quinzena de dezembro a concentração de clorofila *a* na estação III Navio ($46,81 \mu\text{g. } L^{-1}$) era significativamente maior do que nas estações II EMA ($17,97 \mu\text{g. } L^{-1}$) e I Molhes ($8,84 \mu\text{g. } L^{-1}$). O alto valor de clorofila *a* esteve relacionado com a grande densidade de *A. glacialis* ($1,6 \times 10^6$ cel. L^{-1}), embora em II esta espécie

também estivesse presente. A direção do vento, assim como na primeira coleta de dezembro, era de origem leste, e nos dois dias anteriores de origem sudoeste.

(7) Em Fevereiro, uma alta concentração de clorofila *a* foi verificada na estação II EMA (51,20 $\mu\text{g. L}^{-1}$) ($p=0,0058$) e menor em I Molhes (17,75 $\mu\text{g. L}^{-1}$) e III Navio (7,59 $\mu\text{g. L}^{-1}$). Em II EMA a concentração de *Skeletonema* spp. ($4,6 \times 10^5 \text{ cel. L}^{-1}$) não justificaria o teor de clorofila *a*, mas foi verificada também, a presença de colônias da cianobactéria *Microcystis aeruginosa*. Na estação III Navio, *Skeletonema* spp. (10^5 cel. L^{-1}) e *Pseudo-nitzschia* spp. ($7 \times 10^4 \text{ cel. L}^{-1}$) foram observadas. O vento era de origem sul, virando para sudoeste no dia da coleta. Entretanto nos três dias anteriores o vento estava sem predominância (SP).

Tabela 2. Dominância (%) das principais espécies encontradas nas sete datas com acumulações de diatomáceas.

Data	Local	Cl $\mu\text{g}/\text{L}^{-1}$	Direção Vento na data	<i>A. glacialis</i>	Diat. Cêntricas	<i>Skeletonema</i>	<i>Pseudo-nitzschia</i>
Julho	I Molhes	28,6	w		100%		
	II EMA	13,8	w		67,3%	34,7%	
	III Navio	10,7	w		80,9%		19,1%
Agosto	I Molhes	30,1	S		56,4 %		43,61 %
	II EMA	26,2	S	79,6 %	4,4%		15,9 %
	III Navio	65,4	S	57,5 %	42,5 %		
Outubro	I Molhes	9,4	S		100%		
	II EMA	20,6	S	83,5 %	16,5 %		
	III Navio	65,4	S	77,8 %	22,2 %		
Novembro	I Molhes	74,4	SP	90,7%	9,3 %		
	II EMA	38,9	SP	85,5 %	14,5 %		
	III Navio	18,6	SP	44,4 %	55,5 %		

Dezembro	I Molhes	8,85	SE-E	25 %	41,77	33,3 %	
	II EMA	31,1	SE-E	55,4 %	13,9 %		30,7 %
	I Molhes	8,8	SE-E	47,89	52,11%		
	II EMA	17,9	SE-E	91,5 %	4,3 %	0,85 %	3,4 %
	III Navio	46,3	SE-E	96,2 %	3,8 %		
Fevereiro	I Molhes	17,7	SP	13,3 %	1,8 %	80,7 %	4,3 %
	II EMA	51,2	SP	2,25 %	1,8 %	92,2 %	3,75 %
	III Navio	7,6	SP		0,7 %	96 %	3,3 %

A relação entre a concentração de clorofila *a* e valores de densidade das microalgas encontradas no presente trabalho, muitas vezes, não apresenta correlação direta. De forma geral, os dois parâmetros apresentaram aumentos simultâneos, entretanto foram observadas situações nas quais, apesar de elevados valores de clorofila *a*, as densidades celulares, foram relativamente baixas. Este fato pode estar relacionado ao tamanho e estado fisiológico das células, que influenciam na concentração de clorofila *a* por célula.

Dos sete eventos descritos acima, com valores de clorofila *a* acima da média, seis possuem em comum a direção dominante do vento de origem Sul, além da dominância de *A. glacialis* de outubro até dezembro (Tab. 2). Em fevereiro as diatomáceas *Skeletonema* spp. atingiram maior densidade celular, sob a ação também do vento de origem de sul. *Coscinodiscus wailesii* embora não estivesse entre as espécies mais frequentes, assim como não tenha alcançado as maiores concentrações celulares neste trabalho, pode ser responsável por altas concentrações de clorofila *a*, já que pelo seu grande tamanho, esta diatomácea apresenta o maior biovolume comparado as demais espécies dominantes (Piedras et al. 2010).

DISCUSSÃO

É bem conhecido que o enriquecimento de nutrientes afeta significativamente a comunidade fitoplancônica, alterando sua composição e diversidade (Piehler et al. 2004; Buyukates & Roelke, 2005). Em casos extremos, a entrada de nutrientes no ambiente aquático leva ao desenvolvimento e proliferação de algas, muitas vezes nocivas (Anderson et al. 2002; Beman et al. 2005).

Na zona de arrebentação da Praia do Cassino, além da variação na concentração dos nutrientes inorgânicos dissolvidos, tem sido observada com grande frequência a deposição de lama, oriunda de sedimentos trazidos pela desembocadura da Lagoa dos Patos e que ficam armazenados, formando bolsões de lama transitórios localizados na antepraia e zona de arrebentação, ao longo de um setor de aproximadamente 9 km de extensão (Calliari et al. 2001). Esses depósitos, associados a eventos de tempestade, são expostos em diversas regiões da praia. Ademais, é possível a ocorrência de um decréscimo nas concentrações de nutrientes (silicato, nitrogênio amoniacal e fosfato) nas águas da Praia do Cassino, como detectado entre 1998 e 2006. Supõem-se que a lama da Lagoa dos Patos cobriria grandes extensões de sedimentos, dificultando a transferência de nutrientes reciclados a partir de sedimentos para a coluna de água (Odebrecht et al. 2010). Desta forma é de fundamental importância estudar a possível variabilidade do fitoplâncton relacionada com os depósitos de lama na Praia do Cassino.

São raros os trabalhos que relacionam a presença de lama com a do fitoplâncton, embora os depósitos sejam frequentes em diversos locais do mundo. É um processo comumente observado em áreas costeiras associadas a estuários durante os períodos de grande vazão (Able, 2007). Contudo, são poucos os registros de locais ao redor do globo onde praias de fundos arenosos são episodicamente recobertas por uma camada de lama

(Pereira et al. 2011). Dos estudos que registram eventos deste tipo de deposição de lama, a maioria aborda aspectos físicos e geológicos do processo (e.g. Dias & Alves, 2009; Vinzon et al. 2009), e não os seus impactos sobre a biodiversidade.

No ambiente da zona de arrebentação da Praia do Cassino, é possível que o efeito da lama repercuta em toda a cadeia alimentar, já que a sua presença causa um aumento substancial na turbidez da água, podendo causar diminuições na biomassa de fitoplâncton, base da cadeia alimentar. No início das coletas, na primeira quinzena de maio (a data mais próxima do grande depósito em treze de abril) se observou um dos menores valores de transparência em II EMA, Móvel Norte (<5 cm) e em Móvel Sul e III Navio (10 cm). Mesmo assim, foram encontrados valores de clorofila *a* altos, acima da média nos pontos II EMA (17,4 µg. L⁻¹) e MN (35,7 µg. L⁻¹). É possível que os pigmentos de detritos (por exemplo, fragmentos de macrófitas) tenham influenciado nestes valores altos, porém uma alta densidade de *Pseudo-nitzschia* spp. (3,5 x 10⁴ cel. L⁻¹) foi encontrada, mesmo com grande quantidade de lama na estação II. Provavelmente microalgas e outros detritos vegetais foram transportados para a zona de praia com os sedimentos oriundos da Lagoa dos Patos e a remobilização desses formaram acumulações em regiões com lama.

Em relação aos parâmetros físicos e químicos medidos ao longo do ano, não foi observada variação espacial significativa nos valores médios, exceto para transparência da água, indicando que a Praia do Cassino partilha características semelhantes nos 21 quilômetros analisados. A transparência foi afetada diretamente pelos eventos de lama localizados em frente a estação de coleta II. Por outro lado, no período entre 2009 e 2010, foi observada uma grande variação da relação N:P ao longo do tempo. No período com depósitos de lama na linha de praia foram encontrados valores em geral mais baixos (N:P <15:1) (Fig. 06), exceto um pico no início do mês de junho de 2009, na

estação II EMA. A partir do final de outubro, a relação N:P aumentou e se manteve de novembro a março de 2010, variando entre 24,91, até o máximo de 80,14 em fevereiro.

2. Esta elevação da relação N:P a partir de novembro se deve ao grande aumento da concentração de nitrogênio amoniacal dissolvido, revelando a importância desta alternativa fonte de nitrogênio para as diatomáceas de zona de arrebentação, principalmente no verão. Ao analisar os fatores controladores das florações de *Asterionella socialis* e *Chaetoceros aramatus* na Praia de Copalis (costa de Washington, USA) Lewin (1978) encontrou uma grande diminuição até o completo desaparecimento de *Asterionella socialis* nos meses de verão. Comparativamente, na Praia do Cassino a concentração de células de *A. glacialis* durante o mês de fevereiro, verão de 2010, foi muito baixa mesmo com alta relação N:P, assim como concentração acima da média anual de nitrato, silicato e fosfato.

Uma possível explicação para a diminuição da densidade das diatomáceas na zona de arrebentação seria o aumento da população de predadores, ou uma maior taxa de alimentação em resposta ao aumento da temperatura no verão (Lewin et al. 1989). Entre os diversos organismos do zooplâncton, na Praia do Cassino a dominância e maior abundância são de dois copépodes, *Parvocalanus crossirostris* e *Acartia tonsa*, comuns na zona de arrebentação durante todas as estações do ano (Bersano, 1994). Entretanto, a segunda espécie é mais comumente registrada em temperaturas menores do que 20°C. Gorri (2006) verificou a importância das diatomáceas *Asterionellopsis glacialis* e *Skeletonema costatum* na produção de ovos e pelotas fecais de *Parvocalanus crossirostris*, bem como na sua alimentação, sendo consumidas ao longo do ano, embora estejam presentes em maior densidade no verão. Também os eufasiáceos, com seis gêneros encontrados na Praia do Cassino, podem exercer predação sobre as diatomáceas de zona de arrebentação (Gorri, 1995). Porém, seu habitat preferencial é a

região da plataforma interna e talude e os registros na região costeira são esporádicos. Ainda, tem-se a presença de moluscos bivalves da zona de varrido, os quais se alimentam das diatomáceas de zona de arrebentação (Lercari et al. 2010). Na Praia do Cassino *A. glacialis* constitui importante fonte alimentar para a fauna bentônica e nectônica (Garcia & Gianuca, 1997). Os moluscos possuem função no fornecimento de nutrientes reciclados que promovem o crescimento das diatomáceas, principalmente o nitrogênio amoniacal. Este é o nutriente predominante excretado pelos moluscos bivalves (Lewin et al. 1979), tendo grande importância no verão, quando os nutrientes geralmente são limitantes, principalmente o nitrato.

Uma relação inversa entre a salinidade e a concentração de silicato foi observada principalmente nas estações I Molhes e II EMA. Os eventos com maior concentração de silicato coincidiram com uma menor salinidade em outubro, quando valores de salinidade 10 e 14 em I Molhes e II EMA, respectivamente, foram decorrentes de um forte temporal e, provavelmente, grande descarga de água da Lagoa dos Patos. Nestas estações de coleta, foram encontrados os valores mais altos de concentração de silicato, 99,35 e 83,24 μM respectivamente. Em III Navio, a salinidade mais alta (27) coincidiu com uma menor concentração de silicato (49,01 μM). As águas ricas em silicato coincidiram com a abundância de diatomáceas pois, analisando-se os sete dias com florações (clorofila *a* > 25 $\mu\text{g. L}^{-1}$), os maiores valores de biomassa estão relacionados com as maiores concentrações de silicato nas estações I e II.

Na Praia do Cassino, uma redução significativa foi detectada na frequência das acumulações de *A. glacialis* após eventos importantes de deposição de lama, como ocorrido em março de 1998 (Odebrecht et al. 2010). Entretanto, no presente estudo, durante o período com presença visível de lama (maio a agosto de 2009) não foi constatada uma diferença significativa entre os locais quanto a biomassa

fitoplanctônica. Inclusive, na primeira coleta, o valor de clorofila *a* foi mais alto na estação de coleta II EMA, sob forte impacto do depósito de lama, o que pode ter sido causado pela própria resuspensão de sedimentos que contêm cistos e organismos bentônicos na pós-praia, pela ação das ondas geradas pela entrada de frentes frias.

Por outro lado, em longo prazo acredita-se que os depósitos de lama podem acarretar consequências negativas. Esta suposição parte de uma comparação entre os trabalhos realizados na Praia do Cassino em períodos anteriores a 1998 (Odebrecht et al. 1995; Reynaldi, 2000; Rörig & Garcia, 2003; Odebrecht et al. 2010) e nos quais a presença da diatomácea de zona de arrebentação *A. glacialis* era constante (frequência 100%) e com densidade significativamente maior do que encontrada no presente estudo. Odebrecht et al. (2010) constataram picos de densidade ($> 10^7$ cel. por litro) em 10% a 40% das amostras recolhidas em cada ano entre 1992 e 1998. Após, houve uma redução significativa especialmente nos anos de 1999, 2003 e após 2005. No presente trabalho, os maiores valores de densidade celular (10^6 cel. por litro) foram inferiores aos encontrados anteriormente e, mesmo nestes, a dominância não foi sempre de *A. glacialis*. Concentrações de 10^6 células por litro foram registradas em 26% dos dias de coleta, ou seja, em seis dias, mas em três deles (duas amostras de fevereiro e uma na segunda quinzena de março) as espécies presentes em maior densidade (10^6 cel. por litro) foram *Skeletonema* spp. e/ou *Pseudo-nitzschia* spp. Sendo assim, observou-se uma queda ao longo dos anos na densidade celular e no número de ocorrência de picos referentes a *A. glacialis* na Praia do Cassino. Sabe-se que existe uma grande variação temporal nas acumulações de *A. glacialis*. Em um estudo realizado na Praia do Cassino entre abril e julho de 1987, valores altos de clorofila *a* e de acumulações de *A. glacialis* foram encontrados no mês de maio (média 102,8 $\mu\text{g. L}^{-1}$; $\sim 10^8$ cel. L^{-1} de *A. glacialis*) comparado aos meses de junho e julho (média 3,1 $\mu\text{g. L}^{-1}$ e *A. glacialis* ausente)

(Odebrecht et al. 1995). No período entre junho de 1992 e agosto de 1993, elevadas concentrações de *A. glacialis* (máximo $1,3 \times 10^8$ cel. L^{-1}), e de clorofila *a* (máximo $352,3 \mu\text{g. } L^{-1}$) foram observadas (Röriq 1997), valor este cerca de cinco vezes maior do que o máximo encontrado no presente estudo ($74,4 \mu\text{g. } L^{-1}$).

Comparando com o estudo realizado por Odebrecht et al. (2010), todos os grupos do fitoplâncton da Praia do Cassino apresentaram menor abundância e frequência de ocorrência nos anos com depósitos de lama e, algumas espécies aparentemente desapareceram nos anos seguintes. Comparando-se o período entre 1998 e 2007 e o do presente estudo (2009-2010), fica evidente que houve uma diminuição na frequência de ocorrência e abundância de *A. glacialis* e de outras como *Skeletonema costatum* + spp., *Campylosira cymbelliformis* e diatomáceas cêntricas (*Thalassiosira* spp.) além de *A. glacialis*, espécies “do Grupo 1” associadas com alta abundância e frequência (Odebrecht e tal. 2010).

Existem exemplos de outros ambientes nos quais foi observada uma diminuição na densidade e biomassa fitoplanctônica como nos últimos 20 anos no mar Mediterrâneo (Zingone et al. 2010) e o estuário Guadiana, Portugal, um ecossistema com alta turbidez, durante o período de entre 1996 e 2005 (Barbosa et al. 2010).

Não obstante, o contrário também vem sendo observado. Ou seja, o aumento na biomassa de algumas espécies de fitoplâncton, enquanto outras diminuem ou mantêm sua densidade (Verity & Borkman 2010), assim como a antecipação de florações (Kromkamp & Van Engeland 2010). Em nosso trabalho foi encontrado um aumento na frequência e na densidade de *Pseudo-nitzschia* spp., em comparação com os trabalhos de Odebrecht et al. (2010) e Moreira (2004). No estudo de Moreira (2004), entre 2000 e 2001, a densidade celular máxima de *Pseudo-nitzschia* spp. foi de $1,3 \times 10^5$ cel. L^{-1} ; enquanto em Odebrecht et al. (2010) a média encontrada esteve na ordem de 10^3 por

litro, e valor máximo de 3×10^4 cel. L⁻¹. No presente estudo, sua média ($3,6 \times 10^5$ cel. L⁻¹ em I, 4×10^4 cel. L⁻¹ em II e $3,6 \times 10^4$ cel. L⁻¹ em III) foi superior a 10^3 em 70% dos dias de coleta, alcançando 10^6 em uma ocasião (segunda quinzena de fevereiro, estação D). Ou seja, enquanto a densidade de *A. glacialis* diminuiu, a de *Pseudo-nitzschia* spp. aparentemente aumentou. Essas diferenças locais e entre as variações e respostas da comunidade fitoplanctônica demonstram a complexidade do estudo da dinâmica nos ecossistemas costeiros.

A presença de lama na zona de arrebentação e na linha de praia é um fator estressante, entre tantos outros que atuam nas alterações do ecossistema da Praia do Cassino. O entendimento da interferência dos depósitos de lama na biomassa da diatomácea de zona de arrebentação *A. glacialis* apresenta utilidade para o entendimento de toda cadeia trófica desta praia.

As diatomáceas de zona de arrebentação possuem mecanismos que permitem sua adesão nas bolhas geradas pelas ondas (Sloff et al. 1984). Desta forma, elas são melhores competidoras que outras microalgas nestes locais, considerando a exposição das células a grande flutuação devido a sua adesão nas ondas, expondo-as periodicamente a luz solar (Du Preez & Campbell, 1996). É possível que *A. glacialis* prevaleça sobre outras espécies, como as diatomáceas cêntricas unicelulares do microplâncton *Skeletonema* spp. e/ou *Pseudo-nitzschia* spp., que predominaram nas estações sem depósito de lama, já que as primeiras obtêm uma vantagem sobre as espécies que não produzem exudados e não conseguem, como as diatomáceas de zona de arrebentação, manter-se unidas à espuma das ondas. A habilidade para flutuar pode beneficiar as células expondo-as a alta irradiância e favorecendo uma alta taxa fotossintética, pois propicia a sua manutenção dentro da zona de arrebentação (Lewin & Shaefer, 1983). É provável que, com a presença de lama fluida que reduz

substancialmente a energia das ondas (Calliari et al. 2009), este mecanismo de flutuação deixa de ser importante. A baixa hidrodinâmica nas regiões de lama, comparada com os setores da praia sem lama, somado com a baixa transparência pode afetar negativamente, ao longo do tempo, o crescimento de *A. glacialis*, assim como o carreamento dos organismos através das ondas para regiões com alta irradiância. A energia das ondas é responsável pela ocorrência das acumulações na região da antepraia e zona de arrebentação. Durante condições de baixa energia de ondas, as células ficam armazenadas no sedimento ou sobre ele, atrás da zona de arrebentação, expostas a baixa intensidade de luz, ou até mesmo a sua completa ausência. As células de *Anaulus australis*, outra espécie de zona de arrebentação, são capazes de sobreviver por pelo menos 75 dias em completa escuridão (Du Preez & Bate, 1992). No caso de *A. glacialis* se comportar como *A. australis*, isto representaria uma vantagem frente as suas competidoras, como por exemplo *Skeletonema* spp. pois permitiria a sua sobrevivência até que seja novamente ressuspensa. Assim como outras espécies de zona de arrebentação, *A. glacialis* aparentemente possui mecanismos de fotoproteção (Du Preez & Campbell, 1996), que permitem a sua sobrevivência por longos períodos de alta intensidade luminosa. Além disto, a sua sedimentação evita prolongada exposição, assim como de ausência de luz, mudando para forma de esporo de resistência (Du Preez & Campbell, 1996).

Embora as condições da Praia do Cassino sejam favoráveis para o desenvolvimento e acumulações da diatomácea *A. glacialis*, esta espécie não esteve presente durante alguns períodos analisados. Na estação de coleta I Molhes, com baixa energia de ondas, *A. glacialis* esteve ausente durante os meses de inverno, de julho até a segunda quinzena de setembro. Nas outras duas estações *A. glacialis* esteve ausente nos meses de maio, e setembro na estação II. Diferente do encontrado por Tedesco (2006)

na zona de arrebentação na Praia do Cururupe, no município de Ilhéus, BA (2004-2005), *A. glacialis* e *A. australis* estiveram presentes durante todo o período de estudo, com maior densidade no inverno. Neste ano de coleta na Praia do Cassino *A. glacialis* esteve presente em maior densidade celular nas estações primavera e verão, com valores máximos em torno de 10^6 cel. L⁻¹ nas três estações de coleta.

CONCLUSÕES

A diatomácea de zona de arrebentação *Asterionellopsis glacialis*, fundamental nas cadeias alimentares da Praia do Cassino, se mantém presente nos três pontos analisados mesmo na presença de lama e valores baixos de transparência da água. Porém, a sua densidade celular nos anos de 2009-2010 foi menor, em comparação com resultados de estudos realizados em anos anteriores, principalmente na década de 1990. Ainda, foi confirmada a importância de outras diatomáceas, em especial das cêntricas unicelulares do microplâncton, *Skeletonema* spp. e *Pseudo-nitzschia* spp. Em relação aos três pontos de coleta, se observou uma homogeneidade dos valores médios dos parâmetros físico-químicos da água e da biomassa de fitoplâncton (clorofila *a*), exceto a transparência da água no período de deposição de lama. Se consideramos a distribuição das principais espécies, então se verifica uma heterogeneidade entre os locais, com uma predominância de *A. glacialis* na estação II EMA, e de cêntricas unicelulares nos outros dois locais. Já o número máximo de células de *A. glacialis* foi observado na estação I Molhes ($2,4 \times 10^6$ cel. L⁻¹ em novembro), seguida de III Navio ($1,9 \times 10^6$ cel. L⁻¹ em março) e II EMA ($1,4 \times 10^6$ cel. L⁻¹ em dezembro), porém com densidades máximas inferiores às descritas em anos anteriores. Por outro lado, as diatomáceas *Pseudo-nitzschia* spp. apresentaram neste ano de coleta, os valores mais altos de densidade máxima dos últimos 18 anos. Esses fatos ressaltam a necessidade de atenção para os

impactos das mudanças na hidrodinâmica costeira como consequências da manipulação no porto do Rio Grande, assim como as deposições de lama na Praia do Cassino na biodiversidade do fitoplâncton da Praia do Cassino.

CAPÍTULO II

RESPOSTAS DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DA PRAIA DO CASSINO A VARIAÇÃO NA DISPONIBILIDADE DOS NUTRIENTES INORGÂNICOS DISSOLVIDOS.

INTRODUÇÃO

O crescente enriquecimento dos nutrientes nas águas costeiras, geralmente acompanhado por mudanças nas suas proporções, devido às entradas desproporcionadas, afeta profundamente a composição das espécies do fitoplâncton (Aktan et al. 2005). O aumento na biomassa fitoplanctônica começa geralmente após a entrada de nutrientes exógenos por processos como o aporte continental, ressurgências, fixação de nitrogênio molecular e deposição atmosférica (Mackey et al. 2009). A disponibilidade de nutrientes e luz são condições que estimulam o crescimento, levando a florações do fitoplâncton e a ausência de herbívoros influencia no aumento de biomassa. Os efeitos de enriquecimento de nutrientes variam de acordo com as espécies de microalgas (Piehler et al. 2004), e a resposta para perturbações episódicas depende da composição inicial da comunidade fitoplanctônica (Estrada et al. 1987).

A razão de nutrientes que suporta o crescimento fitoplanctônico tem sido de interesse na ciência aquática, principalmente como um fator que afeta a sucessão de espécies (Flynn, 2010). A composição elementar do fitoplâncton é conhecida por variar consideravelmente, dependendo das concentrações de nutrientes do ambiente (Hecky et al. 1993), luz e temperatura (Goldman, 1986) e estratégias de crescimento (Arrigo, 2005). A razão de Redfield (Redfield, 1958), a qual descreve a relação entre a composição do organismo e a composição química da água, muitas vezes é utilizada como referência para diferenciar a limitação por nitrogênio da limitação por fósforo, considerando-se que o fitoplâncton é limitado pelo primeiro quando a sua relação em base no número atômico, $N:P < 16$ e limitado por fósforo quando $N:P > 16$. Mais recentemente, foi verificado que o valor da razão $N:P$ para as partículas tende a ser menor do que 16 (em média 9), provavelmente devido a acumulação de fósforo inorgânico (Geider e LaRoche, 2002). Dados de LaRoche et al. (1993) sugerem que

espécies distintas de fitoplâncton são caracterizadas por diferentes estequiometrias de C:N:P, sob condições repetidas de nutrientes. Em uma recente revisão sobre o enriquecimento de nutrientes em ecossistemas marinhos, de água doce e terrestres, Elser et al. (2007) concluíram que o enriquecimento de nitrogênio combinado com fósforo produz efeitos sinérgicos igualmente fortes em todos os habitats. Enquanto que a limitação por N e P parece ser igualmente importante nos ecossistemas terrestres e de água doce, a limitação por N é mais forte em sistemas marinhos.

Na praia arenosa e exposta, denominada Cassino, no sul do Brasil, a diatomácea *Asterionellopsis glacialis* (Castracane) Round frequentemente domina o fitoplâncton e representa a fonte primária de alimento para uma rica fauna de moluscos, crustáceos e peixes (Garcia & Gianuca, 1997). Altas concentrações de *A. glacialis* na zona de arrebatamento da Praia do Cassino normalmente seguem a passagem de frentes frias e ventos de origem sul, os quais geram ondas com alta energia. Estas suspendem os sedimentos que contém microalgas epibentônicas e também cistos de resistência, que são concentrados em direção da praia (Odebrecht et al. 1995; Rörig & Garcia, 2003).

Após a deposição substancial de lama na Praia do Cassino em 1998, e a subsequente ocorrência de outros eventos de deposição de lama, a frequência de acumulações de *A. glacialis* diminuiu juntamente com a presença de outras espécies normalmente abundantes (*Skeletonema* sp., *Campylosira cymbelliformis* (A. Schmidt) Grunow ex Van Heurck, 1885, *Thalassiosira* spp.) (Odebrecht et al. 2010). A Praia do Cassino se localiza próxima da foz da Lagoa dos Patos, a qual transporta sedimentos para a zona costeira. Episódios de deposição de lama são fenômenos recorrentes, associados com a descarga de grandes quantidades de material em suspensão da Lagoa dos Patos e conseqüente formação de sedimentos lamosos ao longo de aproximadamente 50 km de linha de praia (Calliari et al. 2007).

A redução das diatomáceas típicas da zona de arrebentação depois dos maiores eventos de deposição de lama pode ter sido causada por alterações físicas e químicas no ambiente. Este estudo irá explorar a influência de nutrientes inorgânicos no fitoplâncton da zona de arrebentação da Praia do Cassino. O objetivo deste estudo foi analisar as respostas de curto prazo (4-5 dias) no teor de clorofila *a*, densidade celular, composição de espécies e taxa de crescimento do fitoplâncton da zona de arrebentação da Praia do Cassino, exposto a diferentes concentrações de nutrientes inorgânicos dissolvidos.

MATERIAL E MÉTODOS

Dois experimentos de enriquecimento com nutrientes foram realizados com água coletada em subsuperfície na zona de arrebentação da Praia do Cassino, RS, Brasil (32° 16' 06.9" S; 52° 14' 30.8" W) durante o verão (V, 2 de fevereiro) e o inverno (I, 23 de agosto) de 2010. Medidas da temperatura e salinidade foram realizadas *in situ* (V temperatura 26,7 °C, I 14,2 °C; salinidade V 28, I 26). Em laboratório, as amostras de água foram transferidas para frascos de vidro tipo Erlenmeyer (1 L) após a água ter sido filtrada através de malha de nylon 200 µm para remover organismos maiores do zooplâncton. Todas as incubações foram realizadas com três repetições por tratamento em uma câmara germinadora, ao longo de quatro e cinco dias nos experimentos de verão e inverno respectivamente, com condições controladas de temperatura (V 25 ± 3 °C; I 18 ± 1 °C), salinidade (V 28; I 26), luz ($100 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) e um fotoperíodo de luz-escuro 12:12 horas.

Os nutrientes inorgânicos nitrato (NaNO_3), fosfato (NaH_2PO_4) e silicato ($\text{Na}_2\text{SiO}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$) foram adicionados aos frascos de incubação utilizando pipetas

automáticas. Tratamentos Controle, sem adição de nutrientes na água coletada, também foram empregados. As concentrações adicionadas geraram sete tratamentos com diferentes concentrações de nutrientes inorgânicos, além dos tratamentos controle (sem adição), formando diferentes proporções entre as estações do ano (Tabela 1). No experimento de verão foram analisados quatro tratamentos: adição de silicato, nitrato e fosfato (SiNP), adição de silicato e fosfato (SiP), adição de nitrato e fosfato (NP) e adição de silicato e nitrato (SiN). No experimento de inverno foram analisados três tratamentos: nitrato e fosfato (NP), adição de fosfato (P) e adição de nitrato (N), pois foi verificada uma concentração de silicato suficiente ($52 \mu\text{M}$) no ambiente no dia da coleta. Em cada tratamento foram realizadas amostragens diárias, durante cinco dias no experimento de verão e quatro dias no experimento de inverno. A concentração dos nutrientes foi determinada no início e ao final de cada experimento usando métodos padrão espectrofotométricos (Strickland & Parsons, 1972). Durante o verão, a água coletada continha as seguintes concentrações de nutrientes: SiO_3^{2-} $19,98 \mu\text{M}$, NO_3^- $2,38 \mu\text{M}$ e PO_4^{3-} $0,80 \mu\text{M}$. As concentrações correspondentes durante o inverno foram SiO_3^{2-} $14,73 \mu\text{M}$; NO_3^- $4,31 \mu\text{M}$ e PO_4^{3-} $1,48 \mu\text{M}$ (Tabela 1).

O crescimento das microalgas foi estimado por contagem do número de células em câmaras de sedimentação usando-se um microscópio invertido (Axiovert). A câmara inteira foi analisada para organismos grandes ($>50 \mu\text{m}$) no menor aumento (100x), e organismos menores foram contados em campos, em maior aumento (400x). A taxa de crescimento (μ) foi calculada de acordo com a equação:

$$\mu = (\ln N_2 - \ln N_1) / (t_2 - t_1)$$

onde N_1 e N_2 são os números de células no início e no final da fase de crescimento exponencial e $t_2 - t_1$ representa o intervalo de tempo em dias (Fogg & Thake, 1987).

A concentração de clorofila *a* foi medida em amostras concentradas, filtradas em filtros de fibra de vidro (Whatman GF/F), utilizando uma bomba de vácuo, e armazenados (24 horas, -4°C) no escuro para a extração de pigmento com 10 ml de acetona 90% (Strickland e Parsons, 1972). A fluorescência no extrato foi lida com o auxílio de um fluorímetro calibrado (Turner, model 111) e o teor de clorofila *a* foi estimado pelo método sem acidificação (Welschmeyer, 1994).

Tabela 1. Concentração dos nutrientes inorgânicos dissolvidos adicionados, os valores iniciais nos experimentos, obtidos pela soma dos valores adicionados aos presentes no meio ambiente, e a razão Si:N:P nos experimentos de verão (V) e inverno (I).

	Adicionado (μM)	Nutrientes Inicial (μM)	Razão Si:N:P
(V) SiNP	50.0 Si; 25.0 N; 6.3 P	69.9 Si; 27.4 N; 7.1 P	10:4:1
(V) SiP	50.0 Si; 6.3 P	69.9 Si; 2.4 N; 7.1P	10:0.3:1
(V) NP	25.0 N; 6.3 P	19.9 Si; 27.4 N; 7.1 P	3:4:1
(V) SiN	50.0 Si; 25.0 N	69.9 Si; 27.4 N; 0.8 P	87:34:1
(V) Controle	---	19.9 Si; 2.4 N; 0.8 P	25:3:1
(I) NP	10.0 N; 0.7 P	14.7 Si; 14.3 N; 2.1 P	7:7:1
(I) P	0.7 P	14.7 Si; 4.3 N; 2.1 P	7:2:1
(I) N	10.0 N	14.7 Si; 14.3 N; 1.5 P	10:10:1
(I) Controle	---	14.7 Si; 4.3 N; 1.5 P	10:3:1

RESULTADOS

Experimento de verão

O maior aumento de clorofila a, cerca de três vezes (31,5-89,5 $\mu\text{g L}^{-1}$) ocorreu no tratamento NP entre os dias 1 e 3, seguido pelo tratamento SiNP (48,5 $\mu\text{g L}^{-1}$) e SiN (37,3 $\mu\text{g L}^{-1}$) (Fig. 01). O tratamento SiP, assim como o Controle, apresentou uma tendência decrescente, desde o início até o final do experimento, no dia 5. As diatomáceas *Skeletonema tropicum* Cleve, *Asterionellopsis glacialis* (Castracane) Round, *Pseudo-nitzschia* spp. Pergallo e *Thalassiosira* sp. Cleve foram as principais microalgas que responderam ao enriquecimento. *S. tropicum* alcançou seu número máximo de células ($3 \cdot 10^7 \times \text{cel L}^{-1}$) no quinto dia, com adição de NP. NP também estimulou o crescimento de *Pseudo-nitzschia* spp. ($6.8 \cdot 10^6 \times \text{cel L}^{-1}$) e de *A. glacialis* ($4 \cdot 10^6 \times \text{cel L}^{-1}$) nos dias 2 e 3, e de *Thalassiosira* sp. do dia 3 a 5 ($8 \cdot 10^6 \times \text{cel L}^{-1}$). O tratamento SiNP apresentou uma alta densidade celular de *S. tropicum* ($2 \cdot 10^7 \times \text{cel L}^{-1}$) e *Thalassiosira* sp. ($2 \cdot 10^6 \times \text{cel L}^{-1}$) no quarto dia, e ainda *Pseudo-nitzschia* spp. ($5 \cdot 10^6 \times \text{cel L}^{-1}$) e *A. glacialis* ($1.6 \cdot 10^6 \times \text{cel L}^{-1}$) no terceiro dia. No tratamento SiN as maiores densidades encontradas também foram de *S. tropicum* ($1.3 \cdot 10^7 \times \text{cel L}^{-1}$) e *Pseudo-nitzschia* spp. ($2.8 \cdot 10^6 \times \text{cel L}^{-1}$), ambas no quarto dia, e *A. glacialis* ($2.4 \cdot 10^6 \times \text{cel L}^{-1}$) e *Thalassiosira* sp. ($9 \cdot 10^5 \times \text{cel L}^{-1}$) no terceiro dia.

Nos tratamentos SiP e Controle, também houve um aumento no número de células de *S. tropicum*, mas o qual foi menor ($6 \cdot 10^6 \times \text{cel L}^{-1}$) do que nos tratamentos com adição de nitrogênio. A densidade celular de *A. glacialis* (SiN $2 \cdot 10^6$; Controle $2.6 \cdot 10^6 \times \text{cel L}^{-1}$) e *Pseudo-nitzschia* spp. (SiN $3 \cdot 10^6 \times \text{cel L}^{-1}$; Control $2.6 \cdot 10^6 \times \text{cel L}^{-1}$) também aumentou até o terceiro dia, no entanto, a amplitude deste aumento foi menor do que nos outros tratamentos.

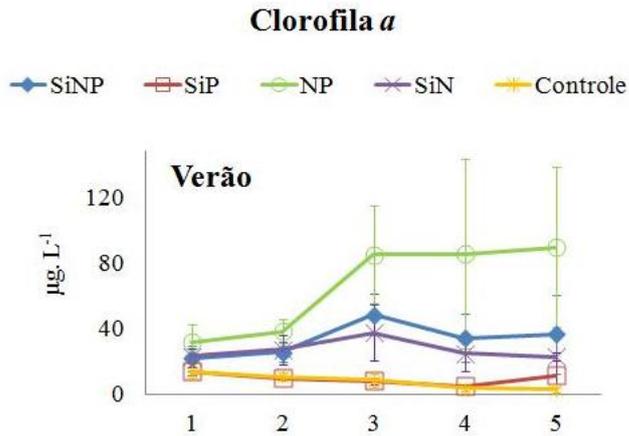


Figura 01. Média e desvio-padrão da concentração de clorofila *a* no experimento de verão.

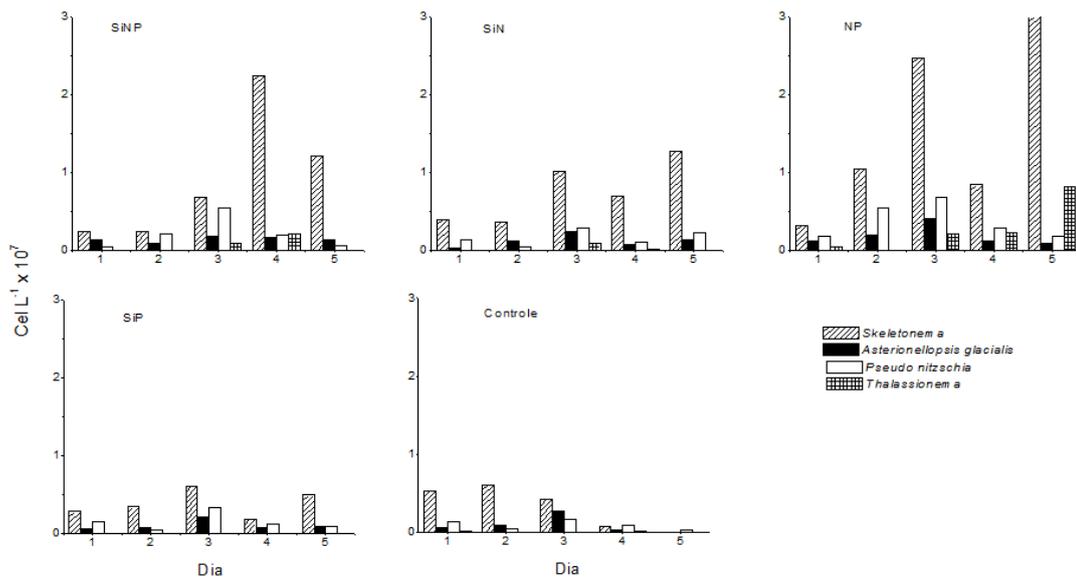


Figura 02. Densidade celular (cel L^{-1}) ao longo do tempo nos tratamentos do experimento de verão.

A elevada densidade celular de *S. tropicum* estava relacionada com o grande número de células no início do experimento, mas outras espécies cresceram mais rápido, como *Thalassiosira* sp. ($\mu = 1,94$) e *Pseudo-nitzschia* spp. ($\mu = 1,27$) no tratamento SiNP (Tabela 2). Estas espécies também apresentaram uma alta taxa de crescimento no

tratamento NP (*Pseudo-nitzschia* spp. $\mu = 0,68$; *S. tropicum* $\mu = 0,56$; *Thalassiosira* $\mu = 0,51$). Do contrário, *A. glacialis* apresentou seu menor crescimento em SiNP ($\mu = 0,37$) e o maior em SiN ($\mu = 1,03$), seguido pelo Controle ($\mu = 0,76$), SiP ($\mu = 0,59$) e NP ($\mu = 0,60$).

Tabela 2. Taxa de crescimento específico (dia^{-1}) dos principais organismos no experimento de verão.

Organismo/Tratamento	SiNP	NP	SiN	SiP	Controle
<i>Skeletonema tropicum</i>	0.74	0.56	0.29	0.38	0.14
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	0.37	0.60	1.03	0.59	0.76
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.	1.27	0.68	0.39	0.39	0.12
<i>Thalassiosira</i> sp.	1.94	0.51			

Experimento de Inverno

No experimento de inverno os maiores valores de clorofila *a* foram observados no quarto dia (Fig. 3). Em ambos os tratamentos N (aumento de 5,5 vezes; com concentração máxima de $38,8 \mu\text{g L}^{-1}$) e NP (aumento de 4,3 vezes; com concentração máxima de $31,5 \mu\text{g L}^{-1}$) um aumento significativo foi registrado em relação ao valor inicial ($7,0 \mu\text{g L}^{-1}$). Por outro lado, a clorofila *a* não apresentou aumento nos tratamentos sem adição de nitrogênio (P e Controle).

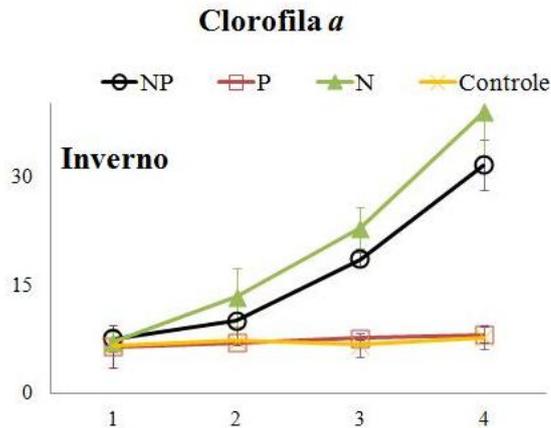


Figura 03. Média e desvio-padrão da concentração de clorofila *a* no experimento de inverno.

A adição de nutrientes utilizada neste experimento estimulou, assim como no experimento de verão, principalmente o crescimento de diatomáceas. *Asterionellopsis glacialis* apresentou a maior concentração no quarto dia no tratamento N ($2.5 \cdot 10^6 \times \text{cel L}^{-1}$) e NP ($9 \cdot 10^5 \times \text{cel L}^{-1}$), seguida por outra diatomácea penada *Cylindrotheca closterium* (Ehrenberg) Reimann & J.C.Lewin (N $4.2 \cdot 10^5 \times \text{cel L}^{-1}$; NP $4.8 \cdot 10^5 \times \text{cel L}^{-1}$). A densidade celular das diatomáceas cêntricas unicelulares (20-40 μm de diâmetro), *C. closterium* e *Thalassionema* sp. (Grunow) Mereschkowsky foram maiores nos tratamentos NP ($2.7 \cdot 10^5 \times \text{cel L}^{-1}$) e N ($1.2 \cdot 10^4 \times \text{cel L}^{-1}$). Outras espécies (e.g., *Odontella mobiliensis*, *Thalassiosira* sp., *Chaetoceros* sp., *Fragilariopsis* sp., *Nitzschia sicula*) também estiveram presentes. No tratamento P, a concentração celular de diatomáceas cêntricas unicelulares 20-40 μm ($1.2 \cdot 10^5 \times \text{cel L}^{-1}$), *C. closterium* ($2.8 \cdot 10^4 \times \text{cel L}^{-1}$) e *Thalassionema* sp. ($1.4 \cdot 10^5 \times \text{cel L}^{-1}$) aumentaram somente até o terceiro dia, ao passo que *A. glacialis* aumentou até o último dia ($1.2 \cdot 10^5 \times \text{cel L}^{-1}$). No tratamento Controle, as diatomáceas cêntricas unicelulares ($1.4 \cdot 10^5 \times \text{cel L}^{-1}$), *Thalassionema* sp. ($1.4 \cdot 10^5 \times \text{cel L}^{-1}$) e *A. glacialis* ($1.5 \cdot 10^5 \times \text{cel L}^{-1}$) aumentaram de forma lenta e discreta até o final do experimento.

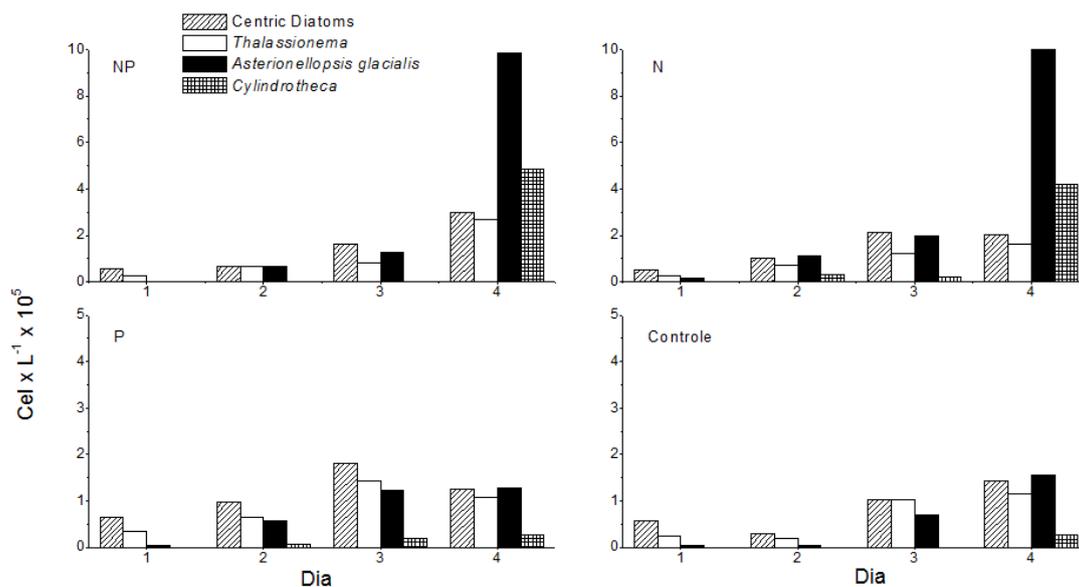


Figura 04. Densidade celular (cel L^{-1}) ao longo do tempo nos tratamentos do experimento de inverno.

No experimento de inverno a taxa de crescimento verificada para *A. glacialis* foi maior ($\mu = 1,1-1,85$) do que observado no experimento de verão ($\mu = 0,16-1,03$), com valores máximos no tratamento NP ($\mu = 1,85$) e N ($\mu = 1,74$) (Tabela 3). *C. closterium* cresceu ainda mais rapidamente e atingiu a maior taxa de crescimento observada (NP $\mu = 1,96$; N $\mu = 1,91$). *Thalassionema* sp. (NP $\mu = 0,79$; N $\mu = 0,63$) e as diatomáceas cêntricas unicelulares (NP $\mu = 0,57$; N $\mu = 0,45$) também foram estimuladas com a adição de nitrogênio, enquanto que nos tratamentos Controle e P as menores taxas de crescimento foram observadas.

Tabela 3. Taxa de crescimento específico (dia^{-1}) dos principais organismos no experimento de inverno.

Organismo/Tratamento	NP	N	P	Controle
<i>Cylindrotheca closterium</i>	1.96	1.91	1.01	0.98
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	1.85	1.74	1.10	1.2

<i>Thalassionema</i> sp.	0.79	0.63	0.38	0.52
Diatomáceas Cêntricas	0.57	0.45	0.22	0.30

Tabela 4. Quantidade de nitrato disponível no início do experimento e necessária para produção de clorofila *a* com base na razão de Redfield.

	Tratamento	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$)	disponível (μM)	NO ₃ requerido (μM)	
				C:Chl 30:1	C:Chl 40:1
Inverno	N	32	14.3	12.1	16
Verão	NP	58	27.4	22	29

DISCUSSÃO

Um aumento na biomassa do fitoplâncton marinho geralmente ocorre após a entrada de nutrientes exógenos. O enriquecimento de nutrientes nas águas costeiras, geralmente acompanhado por mudança nas razões entre os nutrientes, afeta profundamente a comunidade e a produção fitoplanctônica (Aktan et al. 2005). Considera-se que o fornecimento de nitrogênio é geralmente limitado em regiões temperadas (Smith, 1984; Nixon, 1986). Além disso, o enriquecimento com adição de N produz uma resposta de crescimento significativamente maior em microalgas do que o enriquecimento através de P em ambientes marinhos (Elser et al. 2007). Nossos experimentos, realizados durante o inverno e verão, indicam claramente que nitrogênio é o nutriente primário que controla o máximo de biomassa que pode ser acumulado na zona de arrebentação da Praia do Cassino em ambos os períodos. O aumento de clorofila *a* foi proporcional à quantidade de N disponível no início do experimento e produziu o maior aumento no verão, entre os tratamentos com adição de N. Este

aumento foi aproximadamente o dobro daquele observado no experimento de inverno, onde a concentração inicial de N (14,3 μM) foi a metade do valor observado no experimento de verão (27,4 μM).

A limitação de nutrientes leva a uma diminuição ou ao término da produção de biomassa fotossintética em resposta à baixa disponibilidade de um nutriente (Mackey et al. 2009). Neste estudo, assumimos a razão C:Si:N:P na proporção de 106:16:15:1 (Redfield et al. 1963) e uma razão média de carbono para clorofila a de 30-40:1, conforme proposto para diatomáceas em crescimento (Reynolds, 2006). Com base nas concentrações observadas de clorofila a e sua transformação para Carbono, foi calculada a quantidade aproximada de nitrogênio requerida nos tratamentos N e NP. Em cada experimento, o aumento encontrado de clorofila a esteve próximo ao valor teórico estimado (Tabela 4). Tratamentos sem adição de N resultaram em valores de clorofila a semelhantes ao Controle. A adição de nitrato, combinada com adição de silicato gerou valores intermediários de clorofila a. O crescimento de diatomáceas pode ser limitado por silicato, quando a proporção de silicato dissolvido para nitrogênio inorgânico Si:N ≤ 1 (Redfield, 1958; Turner et al. 1998). Para evitar uma limitação de sílica, no experimento de verão, foi adicionado silicato, o que porém levou a uma supersaturação da sílica, gerando a formação de agregados e deposição de partículas coloidais, possivelmente inibindo o crescimento das diatomáceas neste tratamento.

Os resultados destes experimentos confirmam a tendência geral, de longo prazo, observada na zona de arrebentação da Praia do Cassino. Neste ambiente, a baixa razão N:P (média 10,1) e N:Si (média 0,6) indicam que o nitrogênio é o nutriente inorgânico em menor disponibilidade em relação ao requerido (Odebrecht et al. 2010) e que este, portanto, possui um papel fundamental no controle da biomassa.

O enriquecimento com nutrientes originou diferentes respostas entre os organismos presentes nos experimentos de inverno e verão. É provável que o efeito da composição do fitoplâncton inicial tenha desempenhado um papel importante (Estrada et al. 1987), mas respostas espécie-específicas (Piehler et al. 2004) também foram observadas. *Skeletonema tropicum* exibiu sua maior densidade células, assim como sua maior taxa de crescimento, no experimento de verão (SiNP μ 0,74; NP μ 0,56). Neste caso deve-se considerar que *S. tropicum* é uma espécie de águas quentes (Hasle & Syvertsen, 1996) que pode ser encontrada durante o verão na Praia do Cassino, assim como na Lagoa dos Patos e regiões adjacentes no sul do Brasil (Bergesch et al. 2009) e em outros locais (e.g., Dokai Bay, Japan) (Kaeriyama et al. 2011). Hulburt & Guillard (1968) concluíram que *S. tropicum* não seria encontrada em áreas onde a temperatura da água do mar chegasse a menos de 15 °C. Tais temperaturas podem ser observadas na Praia do Cassino durante o inverno (Odebrecht et al. 2010). De acordo com Kaeriyama et al. (2011), *S. tropicum* atinge uma taxa de crescimento máxima ($\mu = 1,55$) em temperatura entre 20 e 25°C, e irradiância de 486 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Em nosso estudo no experimento de verão, o crescimento máximo foi menor (μ 0,74), e poderia resultar das condições de luz com intensidade mais baixa (25 °C; 100 $\mu \text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$), comparada a irradiância de saturação. Todavia, Kaeriyama et al. (2011) também encontraram grandes variações na taxa de crescimento desta espécie para variações de temperatura e irradiância. Com base em dados relativos à composição molecular, Kooistra et al. (2008) sugerem que *S. tropicum* poderia incluir espécies crípticas e neste caso, valores ótimos diferentes seriam justificados.

Por outro lado, a diatomácea de zona de arrebentação *Asterionellopsis glacialis* foi encontrada em todos os tratamentos e obteve a maior taxa de crescimento no experimento de inverno comparado com o experimento de verão, com o enriquecimento

de N ($\mu = 1,85$) e NP ($\mu = 1,74$). A pequena taxa de crescimento de *A. glacialis* encontrada no experimento de verão foi inesperada, pois no ambiente natural, esta espécie ocorre em todas as épocas do ano. Entretanto, existe uma tendência para um maior número de acumulações durante o inverno devido à maior frequência de ventos de sul, responsável pela resuspensão destas microalgas (Rörig & Garcia, 2003). Durante a formação de suas manchas ou acumulações, verificam-se altas taxas de produção primária ($0,8-6,4 \text{ mg C l}^{-1} \text{ h}^{-1}$) (Reynaldi, 2000) e foi estimado que *A. glacialis* seja responsável por prover até 70% do carbono orgânico particulado presente na Praia do Cassino (Garcia & Gianuca, 1997). No experimento de inverno, mesmo no tratamento Controle (nitrato $4,3 \text{ } \mu\text{M}$; fosfato $1,5 \text{ } \mu\text{M}$; silicato $14,7 \text{ } \mu\text{M}$; Si:N:P 10:3:1) houve um bom crescimento de *A. glacialis* ($\mu = 1,2$). Estes resultados indicam que esta espécie possui a capacidade de explorar condições variadas de nutrientes. Em longo prazo foram verificadas correlações negativas entre *A. glacialis* e as concentrações de nitrato e silicato inorgânico dissolvido, o que possivelmente está relacionado com a absorção desses nutrientes para a formação de quantidades elevadas de biomassa (Odebrecht et al. 2010).

No experimento de verão, os maiores valores de taxa de crescimento encontrados para *A. glacialis* (Controle $\mu = 0,76$; SiN $\mu = 1,03$) coincidiram com baixos valores de fosfato e com as menores taxas de crescimento de *S. tropicum* (Controle $\mu = 0,14$; SiN $\mu = 0,29$). Este resultado sugere uma possível relação alelopática entre as duas espécies. Sabe-se que o filtrado de culturas de *Skeletonema costatum* provoca efeitos alelopáticos (Yamasaki et al. 2010; Prince et al. 2008) de caráter inibitório ou estimulante para o crescimento de *A. glacialis*, dependendo de sua densidade celular inicial. Os resultados do presente estudo indicam fortemente que *S. tropicum* também produz substâncias aleloquímicas, as quais poderiam inibir o crescimento de *A.*

glacialis. É provável que uma baixa concentração de fosfato (0,8 μM , controle, Si: N) iniba o crescimento de *S. tropicum* mas não de *A. glacialis*.

Outra diatomácea que apresentou uma alta taxa de crescimento no experimento de inverno foi *Cylindrotheca closterium*, amplamente distribuída em assembléias de sedimentos lamosos, onde responde às mudanças na salinidade e concentração de nutrientes (Melba Apoya-Horton et al. 2006). Esta espécie foi positivamente relacionada com a relação entre Si:N e agrupada com *Odontella rhombus* e outras diatomáceas penadas presentes na Praia do Cassino (Odebrecht et al. 2010). As maiores densidades e taxa de crescimento (acima de $4 \times 10^5 \text{ cel L}^{-1}$; $\mu = 1,9$) nos tratamentos com a adição de nitrato confirmam a importância deste nutriente para o crescimento de *C. closterium*.

A presença de *Pseudo-nitzschia* spp. representa um risco ambiental, já que diversas espécies deste gênero produzem ácido domóico, o qual causa envenenamento da fauna marinha, incluindo peixes e mamíferos (Fryxell & Hasle, 2004). No verão, as concentrações celulares de *Pseudo-nitzschia* spp. encontradas em todos os tratamentos (10^5 - $10^6 \text{ x cel L}^{-1}$) ultrapassaram o limite dos riscos de produção de toxina (acima de 10^5 cel L^{-1} , Amzil et al., 2001; Todd, 2004). Várias espécies tóxicas deste gênero são encontradas no sul do Brasil, como *P. australis*, *P. calliantha*, *P. lineata*, *P. pungens* e *P. multiseries* (Odebrecht et al. 2001; Fernandes & Brandini, 2010). *P. multiseries*, proveniente da Praia do Cassino, apresentou elevados valores de ácido domóico por célula, principalmente sob deficiência de P, mas também sob deficiência de N (Hagström et al. 2011). Em nosso estudo, a maior taxa de crescimento ($\mu = 1,27$) ocorreu no tratamento que incluiu a adição dos três nutrientes (SiNP) seguido do tratamento NP ($\mu = 0,68$). Este resultado ressalta a constatação de que o crescimento mais significativo observado para esta espécie nos experimentos foi estimulada pelo enriquecimento múltiplo, principalmente com nitrogênio e fósforo. Este padrão é ainda

esclarecido pelo fato de que os enriquecimentos com apenas um destes nutrientes resultou em uma baixa taxa de crescimento de *Pseudo-nitzschia* spp. Em longo prazo, no entanto, uma relação positiva entre o fosfato e Grupo 3, que incluía *Pseudo-nitzschia* spp. foi constatado (Odebrecht et al. 2010).

Em um modelo integrador das condições ecológicas que afetam espécies de fitoplâncton, a razão N:P ótima varia entre 8 e 45 (Klausmeier et al. 2004). Se considerarmos um limite inferior (aproximadamente N:P 8) pode-se compreender a alta biomassa e a alta taxa de crescimento das principais espécies nos tratamentos N e NP, no experimento de inverno (N:P 10 e 7, respectivamente). No experimento de verão, a baixa concentração de P ($0,8 \mu\text{M}$) coincidiu com ambos, razão N:P elevada (34:1, SiN) e baixa (3:1, Controle). No tratamento SiN, a alta razão N:P poderia induzir limitação por fósforo (Geider & La Roche, 2002), enquanto uma co-limitação por N e P seria esperado no Controle. O novo modelo de N:P para o fitoplâncton, citado acima, é consistente com a hipótese de que *Thalassiosira* sp. não cresceu nos tratamentos SiN e Controle devido a falta de fósforo, como também encontrado por Qingtian (2011). Dá-se atenção ao fato que *Asterionellopsis glacialis*, durante o verão, cresceu sob essa condição de baixa disponibilidade de fósforo (com taxa de crescimento de 1,03 e 0,76 em SiN e Controle respectivamente). Este achado sugere que o seu sucesso está relacionado à sua capacidade de explorar diferentes fontes de nutrientes ou mesmo adaptar suas relações estequiométricas mais facilmente.

CONCLUSÕES

Este estudo evidencia a importância do nitrogênio como o principal nutriente no controle da biomassa e do crescimento de diatomáceas da zona de arrebentação da Praia do Cassino. Esse resultado converge aos encontrados em ecossistemas marinhos temperados. O aumento de clorofila *a* foi proporcional à quantidade de nitrogênio disponível em ambos os experimentos, e correspondeu ao valor teórico calculado a partir da razão clássica de Redfield. No entanto, as diferentes respostas observadas nos experimentos nas duas estações do ano indicam que outros fatores além nutrientes desempenham um papel importante. *Asterionellopsis glacialis* esteve presente nas duas estações do ano, mas apresentou maior taxa de crescimento durante o inverno ($\mu = 1,7-1,9$) no tratamento com adição de N. Durante o verão, a maior taxa de crescimento encontrada para esta espécie ($\mu = 0,8-1,0$) foi independente do enriquecimento de nutrientes, mas coincidiu com o menor crescimento de *Skeletonema tropicum*. Este resultado sugere a existência de interações alelopáticas entre estas espécies. A adição de múltiplos nutrientes (SiNP) durante o verão favoreceu o crescimento mais substancial de duas espécies importantes, *Pseudo-nitzschia* spp., e *Thalassiosira* sp., indicando que a composição do fitoplâncton e a diversidade na zona de arrebentação da Praia do Cassino estão moldados pela disponibilidade de nitrogênio, mas também de silicato e de fósforo.

Se considerarmos que o nitrato e o silicato são transportados para a zona de arrebentação da Praia do Cassino através da saída da Lagoa dos Patos adjacente, e o fluxo das águas subterrâneas, em um cenário de enriquecimento de nitrogênio das águas costeiras, podemos esperar um aumento da biomassa de fitoplâncton e uma mudança na composição do fitoplâncton de acordo com novas relações estequiométricas no ambiente.

CONCLUSÕES FINAIS

Este estudo demonstra a resposta da biomassa fitoplanctônica da Praia do Cassino às variações espaciais e temporais de temperatura, salinidade, transparência da água e variação na concentração de nutrientes inorgânicos dissolvidos. Ainda tem como principal enfoque a resposta das diatomáceas, as quais predominaram no período analisado, à influência destes parâmetros na zona de arrebentação da Praia do Cassino.

Os depósitos de lama na Praia do Cassino, embora cada vez mais frequentes e indesejados não foram apontados como influência negativa na biomassa fitoplanctônica no período analisado, sendo a transparência da água o fator que apresentou maior variação.

Mudanças na comunidade fitoplanctônica foram observadas em experimentos realizados em laboratório, onde a concentração e a relação estequiométrica dos principais nutrientes inorgânicos dissolvidos foram alteradas. Assim, concluiu-se que o nitrato, o silicato e o fosfato atuam de forma diferente na biomassa, mas todos são fundamentais para a diversidade do fitoplâncton da Praia do Cassino.

Conforme trabalhos antecessores realizados nesta região, a espécie *Asterionellopsis glacialis* se mantém entre as mais abundantes e importantes do fitoplâncton, embora sua densidade tenha sido menor do que em anos anteriores. Tal fato reforçou a necessidade da busca de conhecimento sobre a fisiologia e ecologia desta espécie, que por muitos anos foi a base da cadeia alimentar na região sul do Brasil. Através dos experimentos realizados em laboratório, foram obtidos dados originais da taxa de crescimento das espécies *Asterionellopsis glacialis* em diversas concentrações e proporções de nutrientes, os quais não existiam na literatura para esta espécie.

REFERÊNCIAS

- ABLE, K.W. 2007. A re-examination of fish estuarine dependence: evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine, Coastal Shelf Science*, 64: 5-17.
- AMZIL, Z. et al. 2001. Domoic acid accumulation in French shellfish in relation to toxic species of *Pseudo-nitzschia multiseriis* and *P. pseudodelicatissima*. *Toxicon*, 39: 1245-1251.
- ANDERSON, D.M., GLIBERT, P.M., BURKHOLDER, J.M. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25: 704–726.
- ARRIGO, K.R. 2005. Marine microorganisms and global nutrient cycles. *Nature*, 437:15, 349-355.
- AKTAN, Y. et al. 2005. Distribution patterns, biomass estimates and diversity of phytoplankton in Izmit Bay (Turkey). *Estuarine, Coastal Shelf Science*, 64: 372-384.
- AZAM, F. 1998. Microbial control of oceanic carbon flux: The plot thickens. *Science* 280:694–696.
- BARBOSA, A. B., DOMINGUES, R.B., GALVÃO, H. M. 2010. Environmental Forcing of Phytoplankton in a Mediterranean Estuary (Guadiana Estuary, South-western Iberia): A Decadal Study of Anthropogenic and Climatic Influences. *Estuaries and Coasts*, 33: 324–341.
- BEMAN, J.M., ARRIGO, K.R., MATSON, P.A. 2005. Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature*, 434: 211–214.

- BERGESCH, M., GARCIA, M., ODEBRECHT, C. 2009. Diversity and morphology of *Skeletonema* species in Southern Brazil, southwestern Atlantic ocean. *Journal of Phycology*, 45:6, 1348-1352.
- BERSANO FILHO, J.G. 1994. Zooplâncton da zona de arrebentação de praias arenosas, situadas ao sul de Rio Grande, RS. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) - Universidade Federal do Rio Grande.
- BLANCO, A.C., NADAOKA, K., YAMAMOTO, T. 2008. Planktonic and benthic microalgal community composition as indicators of terrestrial influence on a fringing reef in Ishigaki Island, Southwest Japan. *Marine Environmental Research*, 66: 520–535.
- BROWN, A.C. 1964. Food relationships on the intertidal sandy beaches of Cape Peninsula, S. African Journal of Science, 60: 35-41.
- BROWN, A.C. & MCLACHLAN, A. 1990. Ecology of Sandy Shores, first ed. Elsevier, The Netherland.
- BUYUKATES, Y. & ROELKE, D.L. 2005. Influence of pulsed inflows and nutrient loading on zooplankton and phytoplankton community structure and biomass in micro- cosm experiments using estuarine assemblages. *Hydrobiologia*, 548: 233–249.
- CALLIARI, L. J. & KLEIN, A. H. F. 1993. Características morfodinâmicas e sedimentológicas das praias oceânicas entre Rio Grande e Chuí, R.S. *Pesquisas* 20 (1): 48-56.
- CALLIARI, L. J. & GRIEP, M. F. 1999. Uma análise histórica dos efeitos produzidos por modificações antrópicas no estuário da Lagoa dos Patos - Natural versus Provocado. In: Flores, F.N. (Ed) Por uma história multidisciplinar do Rio Grande, Edigraf FURG RioGrande.97-105pp.

- CALLIARI, L. J. & FARIA, A. F. G. 2003. Bancos de lama na praia do Cassino: formação, implicações geomorfológicas, ambientais e riscos costeiros. *II Congresso sobre Planejamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa* (ABEQUA 2003).
- CALLIARI, L. J. et al. 2001. The mud banks of Cassino Beach, Southern Brazil: Characteristics, Processes and Effects. *Journal of Coastal Research* (SI 34), 318–325 (ICS 2000 Proceedings).
- CALLIARI, L.J. et al. 2007. The influence of mud on the inner shelf, shoreface, beach and surf-zone morphodynamics, Cassino, Southern Brazil. *Proceedings of Coastal Sediments*, 2: 1455-1465.
- CALLIARI, L.J. et al. 2009. Fine grain sediment transport and deposition in the Patos Lagoon–Cassino beach sedimentary system. *Continental Shelf Research*, 29: 515–529.
- CALLIARI, L.J. et al. 2010. Perigos e riscos associados a processos costeiros no Litoral sul do Brasil (RS): uma síntese. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 14(1): 51-63.
- CAMPBELL, E.E. & BATE, G.C. 1988. The estimation of annual primary production in a high-energy surf-zone. *Botanica Marina*, 31: 337-343.
- CAMPBELL, E.E. 1996. The global distribution of surf diatom accumulations. *Revista Chilena de História Natural*, 69: 495-450.
- CHOUNDHURY, S. B. & PANIGRAHY, R. 1989. Occurrence of bloom of diatom *Asterionella glacialis* in nearshore waters of Gobalpur, Bay of Bengal. *Indian Journal of Marine Sciences* 18(3): 204-206.

- CISNEROS, K. O., et al. 2011. Complex, Dynamic Combination of Physical, Chemical and Nutritional Variables Controls Spatio-Temporal Variation of Sandy Beach Community Structure. *PLoS ONE* 6(8): e23724. doi:10.1371
- DEFEO, O. & MCLACHLAN, A., 2005. Patterns, processes and regulatory mechanisms insandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 295: 1–20.
- DEFEO, O. et al. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81: 1–12.
- DELANEY, P. J. V., 1965. Fisiografia e Geologia da Superfície da Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Publicação Especial da Escola de Geologia. 6 UFRGS: 1-195. Porto Alegre, Brasil.
- DIAS, C.R.R. & ALVES, A.M.L. 2009. Geotechnical properties of the Cassino beach mud. *Continental Shelf Research*, 29: 589–596.
- DU PREEZ, D.R. & BATE, G.C. 1992. Dark survival of the surf diatom *Anaulus australis* Drebes et Schulz. *Botanica Marina* 35:315-319.
- DU PREEZ, D.R. & CAMPELL, E.E. 1996. The photophysiology of surf zone diatoms - a review. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 545-551.
- ELSER, J.J., et al. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 10: 1135-1142.
- ESTRADA, M., ALCARAZ, M. & MARRASÉ, C. 1987. Effects of turbulence on the composition of phytoplankton assemblages in marine microcosms. *Marine Ecology Progress Series*, 38: 26781.

- FERREIRA, L. C. et al. 2010. Variação temporal do fitoplâncton em três praias urbanas do litoral sul do estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. *Acta botanica brasílica*, 24(1): 214-224.
- FERNANDES, L.F. & BRANDINI, F.P. 2010. The potentially toxic diatom *Pseudonitzschia H. Peragallo* in the Paraná and Santa Catarina states, Southern Brazil. *Iheringia, Sér.Bot.*,1:47-62.
- FINKL, C.W., 2004. Coastal classification: systematic approaches to consider in The development of a comprehensive scheme. *Journal of Coastal Research* 20:166–213.
- FLYNN, K.J., 2010. Do external resource ratios matter? Implications for modelling eutrophication events and controlling harmful algal blooms. *Journal of Marine Systems*, 83: 170–180.
- FOGG, G.E. & THAKE, B. 1987. Algal cultures and phytoplankton ecology. University Wisconsin Press, Madison.
- FRYXELL, G. A. & HASLE, G. R. 2004. Taxonomy of harmful diatoms. In: Hallegraeff, G.M., Anderson, D.M. & Cembella, A.D. (eds). Manual on Harmful Marine Microalgae, pp. 465-509. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Paris.
- GAYOSO, A.M. & MUGLIA, V.H. 1991. Blooms of the surf-zone diatom *Gonioceros armatum* (Bacillariophyceae) on the South Atlantic coast (Argentina). *Diatom Research*, 6: 247-253.
- GARCIA, V. & GIANUCA, N., 1997. The Beach and the Surf Zone. In: Seeliger, U.; Odebrecht, C., Castello, J. P. (eds) Subtropical convergence environments: the coast and sea in the southwestern Atlantic. Springer-Verlag, Berlin, p102-104.

- GEIDER, R.J. & LA ROCHE, J., 2002. Redfield revisited: variability of C:N:P in marine microalgae and its biochemical basis. *European Journal of Phycology*, 37:1-17.
- GIANUCA, N.M. 1983. A preliminary account of the ecology of sandy beaches in Southern Brazil. In: McLachlan, A., Erasmus, T. (Eds.), *Sandy Beaches as Ecosystems*. Dr WJunk, The Hague, pp. 413–419.
- GOLDMAN, J.C. 1986. ON phytoplankton growth rates and particulate C:N:P ratios at low light. *Limnology and Oceanography*, 31: 1358-1363.
- GORRI, C. 1995. Distribuição espaço-temporal e estrutura populacional de Euphasiacea (Crustacea) na Região do extremo sul do Brasil. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) - Universidade Federal do Rio Grande.
- GORRI, C. 2006. Composição, abundância e variação temporal de copépodes de zona de arrebentação da Praia do Cassino-RS Brasil, com ênfase no aspecto reprodutivo e alimentar de *Parvocalanus crassirostris* (Dahl, 1894). Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) - Universidade Federal do Rio Grande.
- HAGSTROM, J.A. et al. 2011. Domoic acid production and Elemental composition of two *Pseudo-nitzschia multiseries* strains, from the NW and SW Atlantic Ocean, growing in phosphorus or nitrogen-limited chemostat cultures. *Journal of Plankton Research*, 33(2): 297-308.
- HASLE, G. R. & SYVERTSEN, E. E., 1996. Marine Diatoms. In: *Identifying Marine Diatoms and Dinoflagellates*. Tomas, C.R. (ed.) pp.5-361. Academic Press Califórnia.
- HULBURT, E.M. & GUILLARD, R.R.L. 1968. The relationship of the distribution of the diatom *Skeletonema tropicum* to temperature. *Ecology*, 49: 337—339.

- HECKY, R.E., CAMPBELL, P., HENDZEL, L.L. 1993. The stoichiometry of carbon, nitrogen and phosphorus in particulate matter of lakes and oceans. *Limnology and Oceanography*, 38: 709-724.
- HEWSON, I., O'NEIL, J. M. & ABAL, E. 2001. A low-latitude bloom of the surf-zone diatom, *Anaulus australis* (Centrales, Bacillariophyta) on the coast of Fouthern Queensland (Australia). *Journal of Plankton Research*, 23:1233-1236.
- KAERIYAMA, H. et al. 2011. Effects of temperature and irradiance on growth of strains belonging to seven *Skeletonema* species isolated from Dokai Bay, souther Japan. *European Journal of Phycology*, 46(2): 113-124.
- KLAUSMEIER, C. A. et al. 2004. Optimal nitrogen-to-phosphorus stoichiometry of phytoplankton. *Nature*, 429: 171–174.
- KOOISTRA, W.H.C.F. et al. 2008. Global Diversity and Biogeography of *Skeletonema* Species (Bacillariophyta). *Protist*, 159: 177—193.
- KROMKAMP, J. & VAN ENGELAND, T. 2010. Changes in phytoplankton biomass in the Western Scheldt estuary during the period 1978–2006. *Estuaries and Coasts*. doi:10.1007/s12237-009-9215-3.
- LA ROCHE, J. et al. 1993. Induction of specific proteins in eukaryotic algae grown under iron, phosphorus, or nitrogen deficient conditions. *Journal of Phycology*, 29: 767-777.
- LERCARI, D. & DEFEO, O. 2006. Large-scale diversity and abundance trends in sandy beach macrofauna along full gradients of salinity and morphodynamics. *Estuarine, Coastal Shelf Science*, 68: 27–35.
- LERCARI, D., BERGAMINO, L., DEFEO, O. 2010. Trophic models in sandy beaches with contrasting morphodynamics: comparing ecosystem structure and biomass flow. *Ecological Modelling*, 221: 2751–2759.

- LEWIN, J. 1978. Blooms of surf-zone diatoms along the coast of the Olympic Peninsula, Washington. Factors controlling the seasonal cycle of nitrate in the surf at Copalis Beach 1971 through 1975). *Estuarine and Coastal Marine Science*, 7: 173- 183.
- LEWIN, J., CHEN, C. & HRUBY, T. 1979. Blooms of surf-zone diatoms along the coast of the Olympic Peninsula, Washington. Chemical composition of the surf diatom *Chaetoceros armatum* and its major herbivore, the Pacific razor clam, *Siliqua patula.*, *Marine Biology*, 51:259-265.
- LEWIN, J. & SCHAEFER, C. T. 1983. The Role of Phytoplankton in Surf Ecosystems. In: Mclachlan, A.; ErasmuS, T. *Sandy Beaches as Ecosystems*. Amsterdam:Junk. p. 413-419.
- LEWIN, J., C.T. SCHAEFER, & WINTER, D.F. 1989. Surf-zone ecology and dynamics. In Coastal oceanography of Washington and Oregon, eds. M.R. Landry and B.M. Hickey, 567-594. Amsterdam: Elsevier Oceanography Series 47.
- LOBO, E. & LEIGHTON, G. 1986. Estructuras de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. *Revista de Biologia Marinha* 22:143-170.
- MACEDO, C.X. 2007. Dinâmica temporal de microalgas de zona de arrebentação na Praia de Navegantes – SC. Dissertação (Mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos) - Universidade Federal do Paraná.
- MACKEY, K.R.M., et al. 2009. Picophytoplankton responses to changing nutrient and light regimes during a bloom. *Marine Biology*, 156: 1531-1546.
- MAY, C.L. et al. 2003. Effects of spatial and temporal variability of turbidity on phytoplankton blooms. *Marine Ecology Progress Series*, 254: 111-128.

- MELBA D.APOYA-HORTON et al. 2006. Movement modalities and responses to environmental changes of the mudflat diatom *Cylindrotheca closterium* (Bacillariophyceae). *Journal of Phycology*, 42, 379–390.
- MCLACHLAN, A. et al. 1981. Sand beach energetics: an ecosystem approach towards a high energy interface. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 13: 11–25.
- MCLACHLAN, A. 1983. Sandy beach ecology: a review. In: McLachlan A, Erasmus T, eds. *Sandy beaches as ecosystems* W. Junk, The Hague. Pp 321–380.
- MCLACHLAN, A. & BATE, G. 1984. Carbon budget for a high energy surf zone. *View Milieu* 34:67–77.
- MCLACHLAN, A. 1990. Dissipative beaches and macrofauna communities on exposed intertidal sands. *Journal of Coastal Research*, 6: 57–71.
- MCLACHLAN, A. & DORVLO, A. 2005. Global patterns in sandy beach macrobenthic communities. *Journal of Coastal Research*, 21: 674–687.21.
- MCLACHLAN, A. & BROWN, A., 2006. *The Ecology of Sandy Shores*, second ed. Elsevier, USA.
- MCLACHLAN, A., & DORVLO, A. 2007. Species area relationships for sandy beach macrobenthos in the context of intertidal width. *Oceanologia*, 49: 1–15.
- MONT'ALVERNE, R., 2011. Balneário Cassino - um mar de lama. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) - Universidade Federal do Rio Grande.
- MONT'ALVERNE, R., MORAIS, L. E., RODRIGUES, F. L., VIEIRA, J. P. Do mud deposition events on sandy beaches affect surf-zone ichthyofauna? A southern Brazilian case study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 116-125.
- MONTERO, P. et al. 2007. Productivity cycles in the coastal upwelling area off Concepción: The importance of diatoms and bacterioplankton in the organic carbon flux. *Progress in Oceanography*, 75:518–530.

- MOREIRA, M. O. P. 2004. Distribuição temporal da diatomácea *Pseudo-nitzschia* H. Peragallo na Praia do Cassino, RS e fisio-ecologia e toxicidade de *Pseudo-nitzschia multiseries* (Hasle) Hasle. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) - Universidade Federal do Rio Grande.
- NIXON, S. W. 1986. Nutrient dynamics and the productivity of marine coastal waters
The Alden Press, Oxford.
- ODEBRECHT, C., SEGATTO, A.Z. & FREITAS, C.A. 1995. Surf-zone chlorophyll *a* variability at Cassino Beach, Southern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 41: 81-90.
- ODEBRECHT, C. et al. 2001. The distribution of the diatom *Pseudo-nitzschia* off southern Brazil and relationships with oceanographic conditions. In Hallegraeff, G.M., Blackburn, S.I., Bolch, C.J. and Lewis, R.J. (eds.) Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Hobart, Australia, pp. 42-45.
- ODEBRECHT, C. et al. 2010. Phytoplankton Interannual Variability at Cassino Beach, Southern Brazil (1992- 2007), with Emphasis on the Surf Zone Diatom *Asterionellopsis glacialis*. *Estuaries and Coasts*, 33: 570-583.
- PEREIRA, P.S. et al. 2011. Video and field observations of wave attenuation in a muddy surf zone. *Marine Geology*, 279: 210-221.
- PIEDRAS, F. R. et al. 2010. Diatomáceas na Praia do Cassino: comparação da composição e abundância (biovolume e teor em carbono) em três pontos. Congresso Brasileiro de Oceanografia.
- PRINCE, E.K., MYERS, T. L., NAAR, J., KUBANEK, J. 2008. Competing phytoplankton undermines allelopathy of a bloom-forming dinoflagellate. *Proceedings of the Royal Society*, 275: 2733–2741

- PIEHLER, M. F. et al. 2004. Impacts of inorganic nutrient enrichment on phytoplankton community structure and function in Pamlico Sound, NC, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61: 197–209.
- QINGTIAN, Z. & GUIKUN, H. 2011. Effect of nitrogen to phosphorus ratios on cell proliferation in marine micro algae. Chinese J. *Oceanology and Limnology*, 29:4, 739-745.
- REDFIELD, A. C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American Science*, 46: 205–221.
- REDFIELD, A. C., KETCHUM, B.H., RICHARDS, F.A.1963. The influence of organisms on the composition of sea-water. In: The sea, M. N. Hill, editor, vol. 2, Wiley Interscience, New York, 2679.
- REED, A. H. et al. 2009. Characterization of a mud deposit offshore of the Patos Lagoon, southern Brazil. *Continental Shelf Research*, 29: 597–608.
- REYNALDI, S. 2000. Efeito da diatomácea de zona de arrebentação *Asterionellopsis glacialis* (Castracane) Round, sobre o crescimento bacteriano na Praia do Cassino, RS, Brasil Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) - Universidade Federal do Rio Grande.
- REYNOLDS, C. 2006. The Ecology of phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge.
- RÖRIG, L. R., RESGALLA JR, C., PEZZUTO, P. R., ALVES, E. dos S. & MORELLI, F. 1997. Análise ecológica de um processo de acumulacao da diatomaceae *Anaulus* sp. na zona de arrebentacao da praia dos Navegantes (Santa Catarina, Brasil). *Oecologia Brasiliensis*, 3: 29-43.

- RÖRIG, L. R. 1997. Acumulações da diatomácea *Asterionellopsis glacialis* e sua relação com as variáveis ambientais na praia do Cassino, Rio Grande, RS. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) - Universidade Federal do Rio Grande.
- RÖRIG, L. R. & GARCIA, V. M. T. 2003. Accumulations of the surf-zone diatom *Asterionellopsis glacialis* (Castracane) Round in Cassino Beach, Southern Brazil, and its relationship with environmental factors. *Journal of Coastal Research*, 35: 167-177.
- SCHOEMAN, D.S., MCLACHLAN, A. & DUGAN, J. E. 2000. Lessons from a disturbance experiment in the intertidal zone of exposed sandy beach. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 50: 869-884.
- SHORT, A.D. (Ed.) 1999. Handbook of Beach and Shoreface Morphodynamics. John Wiley, London, 379 pp.
- SLOFF, D.S., MCLACHLAN, A. & BATE, G.C., 1984. Spatial distribution and diel periodicity of *Anaulus birostratus* Grunow in the surf zone of a sandy beach in Algoa Bay, South Africa. *Botanica Marina*, 27:461-465.
- SMAYDA, T.J. 1998. Patterns of variability characterizing marine phytoplankton, with examples from Narragansett Bay. *Journal of Marine Science*, 55:562-573.
- SMITH, S.V. 1984. Phosphorus versus nitrogen limitation in the marine environment. *Limnology and Oceanography*, 29: 1149-1160.
- STRICKLAND, J. D. H. & PARSONS, R. 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Fisheries Research Board of Canada*. 2ed. Ottawa: Bulletin 167.311p.
- SWART, H. E., SCHUTTELAARS, H. M. & TALKE, S. A. 2009. Initial growth of phytoplankton in turbid estuaries: A simple model. *Continental Shelf Research*, 29: 136-147.

- TAHIM, E.F., VERDE, N.G.L. & ESKINAZI-LECA, E. 1990. Florescimento de algas planctônicas na Praia do Futuro (Fortaleza-CE). Pp. 117-122. In: Anais do IV Encontro Brasileiro de Plâncton. Recife, Editora. Universitaria da Universidade Federal de Pernambuco.
- TALBOT, M.M.B., & BATE, G.C. 1987. Rip current characteristics and their role in the exchange of water and surf diatoms between the surf-zone and nearshore. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 25: 707-720.
- TALBOT, M.M.B., & BATE, G.C. 1988. The response of diatom populations to environmental conditions, changes in the extent of the planktonic fraction and surface patch activity. *Botanica Marina* 31: 109-118.
- TALBOT, M.M.B., & BATE, G.C. 1989. Beach morphodynamics and surf-zone diatom populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 129: 231-241.
- TALBOT, M.M.B., BATE, G.C., CAMPBELL, E.E. 1990. A review of the ecology of surf zone diatoms, with specific reference to *Anaulus australis*. *Annual Review of Oceanography and Marine Biology*, 28:155-175.
- TEDESCO, E. C. 2006. Estudo das diatomáceas da zona de arrebentação da Praia do Cururupe, Ilhéus – BA. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) - Universidade Estadual de Santa Cruz.
- TODD, K. 2004. Role of phytoplankton monitoring in marine biotoxin programmes. In: Hallegraeff, G.M., Anderson, D.M. & Cembella, A.D. (eds). Manual on Harmful Marine Microalgae, pp. 649-655. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Paris.
- TURNER, R. E. et al.1998. Fluctuating silicate: nitrate ratios and coastal food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 95: 13048–13051.

- YAMADA, M. et al. 2010. Species diversity of genus *Skeletonema* (Bacillariophyceae) in the industrial harbor Dokai Bay, Japan. *Journal of Oceanography*, 66: 755-771.
- YAMASAKI, Y. et al. 2010. Species-specific allelopathic effects of the diatom *Skeletonema costatum*. *Thalassas*, 27 (1): 21-32.
- UNESCO, 1983. Chemical methods for use in marine environmental monitoring. Intergovernmental Oceanographic Commission. Manual and Guides 12, 337 p.
- VERITY, P. & BORKMAN, D. 2010. A decade of change in the Skidaway river estuary. III. Plankton. *Estuaries and Coasts*.
- VILLAC, M.C., & NORONHA, V.A. P., 2008. The surf-zone phytoplankton of the state of São Paulo, Brazil. I. Trends in space-time distribution with emphasis on *Asterionellopsis glacialis* and *Anaulus australis* (Bacillariophyceae). *Nova Hedwigia, Beiheft* 133: 115-129.
- VILLWOCK, J.A. & MARTINS, L.R.S. 1972. Depósitos lamínicos de pós-praia, Cassino, RS. *Pesquisas* (1): 69-85.
- VINZON, S.B., WINTERWERP, J.C., NOGUEIRA, R., BOER, G.J., 2009. Mud deposit formation on the open coast of the larger Patos Lagoon-Cassino beach system. *Continental Shelf Research*, 29: 572-588.
- WELSCHMEYER, N.A. 1994. Fluorometric analysis of chlorophyll *a* in the presence of chlorophyll *b* and phaeopigments. *Limnology and Oceanography*, 39 (8): 1985-1992.
- ZINGONE, A., PHILIPS, E. J., HARRISON, P. J. 2010. Multiscale variability of twenty-two coastal phytoplankton time series: a global scale comparison. *Estuarine and coasts*, 33: 224-229.

ANEXOS

Fotos da Praia do Cassino durante as amostragens nos anos de 2009 e 2010:



A) Depósitos de lama em 01 de maio de 2009, na estação EMA.



B) Zona de surf em 02 de junho de 2009, na estação MOLHES.



C) Manchas na praia em 02 de junho de 2009, na estação MOLHES.



D) Zona de arrebentação em 17 de agosto de 2009, na estação NAVIO.



E) Zona de arrebentação em 21 de outubro de 2009, na estação MOLHES.