



Universidade Federal do Rio Grande – FURG  
Instituto de Ciências Biológicas – ICB  
Curso de Ciências Biológicas Bacharelado



**A influência da eutrofização sobre comunidades de diatomáceas perifíticas (Filo Ochrophyta) em sangradouros do extremo sul do Rio Grande do Sul**

Acadêmica: Ana Paula Tavares Costa (71041)

Orientadora: Profa. Dra. Fabiana Schneck

Co-orientadora: MSc. Emanuela Castro Honorio

Monografia apresentada como requisito da  
Disciplina de Trabalho de Graduação II – 15125 –  
do Curso de Bacharelado em Ciências Biológicas

Rio Grande, novembro de 2016

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente agradeço aos meus pais, Seu Paulo e D. Amélia, por todos os ensinamentos, incentivos e puxões de orelha que um dia recebi para nunca deixar de estudar! De uma forma um pouco diferente, mas com certeza eles me acompanharam nessa trajetória.

Aos meus irmãos (Cleine, Zeti e Márcio) e minha sobrinha Jú, sem o apoio de cada um eu não teria concluído este trabalho.

Um agradecimento especial para minha orientadora, Profa. Dra. Fabiana Schneck, pelas oportunidades que recebi, importantíssimas para minha formação enquanto quase bióloga. Por todo apoio, incentivo, sugestões e pela paciência durante o desenvolvimento deste trabalho. Além da parceria para a indiada em dias de coletas, é claro!

Agradeço à FURG e ao curso de Ciências Biológicas pelas pessoas maravilhosas que cruzaram meu caminho nos últimos anos (em especial Manú, Fabi, Henrique, Jú, Thainá e Érika). Pessoal, poder dividir com vocês os momentos de alegria e de “sofrência” foi uma das melhores coisas que a Biologia me trouxe!

Por fim, mas longe de ser menos importante, quero agradecer a todo pessoal do Laboratório de Limnologia (ICB) da FURG. Em especial à Manú, pelo grande auxílio na identificação das diatomáceas, à Cássia pelas dicas estatísticas dos artigos e ao Claudio, Léo e Clara pela força nas análises de laboratório.

## Sumário

Resumo.....	4
Abstract.....	5
Introdução geral.....	6
Artigo: A influência da eutrofização sobre comunidades de diatomáceas perifíticas (Filo Ochrophyta) em sangradouros do extremo sul do Rio Grande do Sul.....	11
Resumo.....	12
Abstract .....	12
Introdução.....	13
Materiais e métodos.....	13
Resultados.....	16
Discussão.....	21
Considerações finais.....	26

## A influência da eutrofização sobre comunidades de diatomáceas perifíticas (Filo Ochrophyta) em sangradouros do extremo sul do Rio Grande do Sul

### Resumo

O perifíton é o biofilme que se forma sobre diferentes substratos nos ambientes aquáticos. É composto por diversos grupos de organismos microscópicos, além de sedimento orgânico e inorgânico. Dentre os organismos que ocorrem no perifíton, as diatomáceas são comumente as mais abundantes, sendo consideradas boas indicadoras da qualidade da água, uma vez que respondem rapidamente às mudanças ambientais. O presente trabalho teve por objetivo analisar a riqueza de espécies e composição das comunidades de diatomáceas ao longo de um gradiente de urbanização em dez sangradouros localizados no litoral sul do Rio Grande do Sul. O perifíton foi coletado a partir da raspagem dos estolões da macrófita aquática *Hydrocotyle ranunculoides*. Uma alíquota do perifíton foi utilizada para determinar a clorofila *a* e a outra oxidada para a confecção das lâminas permanentes para a identificação das comunidades de diatomáceas. Foram contabilizadas 300 valvas para cada amostra em microscópio óptico em aumento de 1000×. Variáveis ambientais como temperatura da água, pH, condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos, salinidade e profundidade foram obtidas *in situ* com sonda multiparâmetros e amostras de água superficial foram coletadas para as análises de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) em laboratório. Foram encontrados 78 táxons de diatomáceas. As espécies mais abundantes foram *Nitzschia palea* (21%), *Gomphonema parvulum* (12%) e *Nitzschia amphibia* (7%). De acordo com as regressões lineares, a biomassa do perifíton apresentou relação positiva com PT ( $P = 0,003$ ;  $R^2$  ajustado = 0,3) e a riqueza de táxons apresentou uma relação negativa com PT ( $P = 0,005$ ;  $R^2$  ajustado = 0,5), mas tanto biomassa como riqueza de táxons não apresentaram relação significativa com NT ( $P > 0,05$ ). A NMDS indicou também o PT como fator determinante da composição da comunidade de diatomáceas, e apontou as espécies *Psammothidium subatomoides*, *Gomphonema acuminatum*, *Lemnicula rostellata* e *Cocconeis placentula* com preferência pelos ambientes com menores concentrações de PT. A partir dos resultados encontrados, conclui-se que os ambientes com maiores concentrações de PT em locais mais urbanizados, afetam de forma negativa a riqueza de espécies e alteram a composição da comunidade de diatomáceas.

**Palavras-chave:** ambiente aquático; estado trófico; poluição aquática; algas bentônicas

## ABSTRACT

**The influence of eutrophication on periphytic diatom communities (Ochrophyta) in coastal streams in the Southern of Rio Grande do Sul.** Periphyton is the biofilm on the surface of different substrata in the aquatic environment. It is composed by a variety of microorganisms, as well as organic and inorganic sediment. Among the organisms that occur in periphyton, diatoms are the most abundant and are considered good indicators of water quality because of their rapid response to environmental changes. This study aims to analyze diatom species richness and community composition along a gradient of urbanization in coastal streams in the south coast of Rio Grande do Sul. Periphyton was scraped from stolons of the aquatic macrophyte *Hydrocotyle ranunculoides*. An aliquot of this material was used to determine chlorophyll *a* and the other one was oxidized and used to mount permanent slides to identify diatoms. A total of 300 valves were identified on each sample using an optical microscope at 1000 $\times$ . Environmental variables, such as water temperature, pH, conductivity, turbidity, total dissolved solids, salinity and depth were obtained *in situ* with a multiparameter probe. Also, superficial water samples were collected for analysis of total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP). Seventy-eight taxa of diatoms were found. The most abundant species were *Nitzschia palea* (21%), *Gomphonema parvulum* (12%) and *Nitzschia amphibia* (7%). Periphyton biomass increased with TP ( $P = 0.003$ ;  $R^2$  adjusted = 0.3), while taxon richness presented a negative relation with TP ( $P = 0.005$ ;  $R^2$  adjusted = 0.5), but both variables were not related to TN ( $P > 0.5$ ). The NMDS also indicated TP as a determining factor in the community composition of diatoms. Further, the Analysis of Indicator Species pointed *Psammothidium subatomoides*, *Gomphonema acuminatum*, *Lemnicola rostellata* and *Cocconeis placentula* as indicators of the less impacted streams. Thus, it is possible to conclude that the environments with higher concentration of TP in urbanized areas negatively affected diatom taxon richness and modified the community composition of diatoms.

**Key-words:** Aquatic environment; trophic state; aquatic pollution; benthic algae

## **INTRODUÇÃO GERAL**

### **1. Impactos antrópicos em ambientes aquáticos**

É sabido que as populações se estabelecem, preferencialmente, no entorno de ambientes aquáticos, como rios e lagos, devido à disponibilidade de recursos que os mesmos oferecem (Moresco & Rodrigues 2013). Os efeitos da urbanização sobre ambientes aquáticos continentais, somado ao aumento da população, estão causando impactos preocupantes como alterações no escoamento e tempo de residência da água, além do aumento da concentração de nutrientes oriundos de atividades antrópicas, fenômeno conhecido como eutrofização artificial (Moresco & Rodrigues 2013).

A eutrofização artificial nos ambientes aquáticos é resultado do aporte excessivo de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, originados a partir de atividades antrópicas como efluentes domésticos, industriais e/ou agrícolas quando descartados sem o tratamento adequado (Esteves & Meirelles-Pereira 2011). No decorrer do processo de eutrofização artificial, o ambiente produzirá mais matéria orgânica do que é capaz de decompor, acarretando em um desequilíbrio no ecossistema aquático, sendo este um dos principais motivos da perda de biodiversidade (Esteves & Meirelles-Pereira 2011). Em casos avançados de eutrofização artificial ocorre, durante o processo de decomposição anaeróbica, o consumo de oxigênio dissolvido na água e a produção de gases nocivos (como os gases metano e sulfídrico, por exemplo) para a maioria da biota (Esteves & Meirelles-Pereira 2011). O aumento excessivo de nutrientes nos ambientes límnicos pode ainda acarretar em florações de cianobactérias produtoras de toxinas e na substituição de muitas espécies aquáticas (Smith 2003). Um levantamento bibliográfico realizado por Agostinho *et al.* (2005) relata que o Brasil possui uma grande diversidade de fauna e flora em ambientes aquáticos continentais. Contudo, essa diversidade está fortemente ameaçada e vem sendo reduzida devido a distúrbios antrópicos como poluição da água e o tratamento de esgotos de forma inadequada, utilização do solo no entorno de ambientes límnicos e a criação de barragens (Agostinho *et al.* 2005).

### **2. Comunidade perifítica e diatomáceas**

A comunidade perifítica corresponde ao biofilme que se forma sobre diferentes substratos submersos (rochas, macrófitas, areia, sedimento, conchas e carapaças de animais) em diferentes ambientes aquáticos (Fernandes & Esteves 2011). Este biofilme é composto por uma comunidade complexa de diversos microrganismos como bactérias, algas, fungos, protozoários e pequenos animais como rotíferos, além de detritos orgânicos e inorgânicos

(Fernandes & Esteves 2011). Entre os organismos que ocorrem no perifíton, as algas compõem a maior parte da biomassa, sendo as algas perifíticas importantes produtoras primárias em muitos ecossistemas aquáticos, principalmente em ambientes lóticos rasos e com alta incidência luminosa (sem vegetação ciliar característica de florestas) (Burliga & Schwarzbald 2013).

A comunidade perifítica pode ser dividida em euperifíton, organismos que estão totalmente fixos ao substrato, e pseudoperifíton, que compreende os organismos que estão associados ao substrato, mas possuem alguma motilidade (Fernandes & Esteves 2011). O perifíton pode ainda ser classificado de acordo com o tipo de substrato que coloniza: episâmon, comunidade que coloniza grãos de areia; epilíton, organismos que colonizam rochas; epifíton, aquelas comunidades que colonizam macrófitas aquáticas; epipélon, comunidades que crescem sobre sedimento; epizoon, comunidades que se desenvolvem sobre a carapaça de animais aquáticos; epixílon, comunidades que colonizam madeira (Fernandes & Esteves 2011).

Segundo Allan & Flecker (1993), as diatomáceas (Reino Chromista, Filo Ochrophyta, sub-filo Diatomeae) são as algas mais abundantes no perifíton devido à sua vasta distribuição e aos diferentes ambientes que são capazes de habitar. De acordo com Reviere (2006), existem aproximadamente 12.000 espécies de diatomáceas descritas, contudo estimativas sugerem que podem existir até 100.000 espécies. Esse grupo é caracterizado por organismos eucarióticos unicelulares ou com hábitos coloniais ou filamentosos que têm como principal característica a frústula, uma carapaça silicosa que envolve os organismos e é formada por duas valvas (Reviere 2006).

De acordo com estudos baseados em filogenia e biologia molecular de Medlin & Kaczmarska (2004), ocorrem três classes de diatomáceas: Coscinodiscophyceae (células cêntricas dotadas de simetria radial), Mediophyceae (células cêntricas bipolares ou multipolares com ornamentação radial, dotadas de fultopórtulas) e Bacillariophyceae (células penadas que, em geral, apresentam simetria bilateral). As formas penadas (Bacillariophyceae) estão comumente associadas a algum tipo de substrato, que pode ser natural ou artificial, com muitas espécies possuindo estruturas como a rafe em seu eixo longitudinal ou ainda campo de poros apicais. Estas estruturas são responsáveis pela secreção de mucilagem, que fornece certa motilidade aos organismos ou capacidade de adesão ao substrato (Hoek *et al.* 1995). Já as formas cêntricas (Coscinodiscophyceae e Mediophyceae) são, em sua maioria, desprovidas de rafe, predominam no ambiente marinho e, em geral, possuem hábito planctônico (Hoek *et al.* 1995). Porém, algumas formas cêntricas podem ser comumente encontradas no perifíton

de ambientes de água doce como, por exemplo, neste estudo foram observadas *Cyclotella meneghiniana* (Kützing), *Discostella stelligera* (Cleve & Grunow) e *Aulacoseira ambigua* (Grunow).

As algas perifíticas, especialmente as diatomáceas, são um dos melhores bioindicadores de poluição aquática (Moresco & Rodrigues 2013). As diatomáceas são de fácil coleta nos ambientes aquáticos continentais e têm sido utilizadas como bioindicadoras para determinar a qualidade dos ambientes límnicos, uma vez que respondem rapidamente a mudanças ambientais (Lowe 1974; Moresco & Rodrigues 2013; Vilmi *et al.* 2015) causadas principalmente pela eutrofização artificial (Hering *et al.* 2006). Além disso, as diatomáceas são comumente mais sensíveis a mudanças ambientais se comparadas com macrófitas aquáticas ou outras algas perifíticas (Schneider *et al.* 2012). De acordo com Lobo (2013), muitos pesquisadores apontam diversas vantagens para utilizar as comunidades de diatomáceas no biomonitoramento, por exemplo: a sua ampla ocorrência em diferentes corpos d'água, sua sensibilidade às mudanças ambientais, facilidade de coleta e a facilidade de confecção de lâminas permanentes. No entanto, também existem desvantagens na utilização desse grupo, como a dificuldade de identificação das espécies e a necessidade de um conhecimento taxonômico aprofundado das diatomáceas (Lobo 2013).

Dentre os trabalhos que têm sido desenvolvidos com o intuito de avaliar o papel das diatomáceas como bioindicadoras de eutrofização, destaca-se, por exemplo, Lobo *et al.* (2004). Os autores utilizaram diatomáceas epilíticas para determinar a tolerância de diferentes espécies à eutrofização em arroios do sul do Brasil, e constataram que a estrutura da comunidade varia em função da poluição. Hermany *et al.* (2006) observaram que a estrutura da comunidade de diatomáceas epilíticas varia em relação às mudanças físicas e químicas da água, ao fluxo da água e também em relação ao sombreamento causado pela mata ciliar em uma microbacia no Rio Grande do Sul. Ainda, Salomoni & Torgan (2008) apontaram as espécies *Cocconeis placentula* (Ehrenberg), *Encyonema minutum* (Hilse), *Eolimna subminuscula* (Manguin) e *Navicula cryptotenella* (Lange-Bertalot) como indicadoras de ambientes oligossapróbicos no Lago Guaíba, Rio Grande do Sul. Já Bere & Tundisi (2010) verificaram uma mudança na estrutura da comunidade de diatomáceas episâmicas como resultado do processo de eutrofização em riachos de São Carlos, São Paulo, sendo que as espécies *Eunotia bilunaris* (Ehrenberg), *Aulacoseira ambigua*, *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) e *Cymbopleura naviculiformes* (Auerswald & Heiberg) foram substituídas por *Gomphonema parvulum* (Kützing), *Nitzschia palea* (Kützing), *Nitzschia praecipua* (Reichardt), *Rhoicosphenia abbreviata* (C. Agardh) e *Sellaphora pupula* (Kützing). Mais

recentemente, Guimarães & Garcia (2016) avaliaram a importância de distúrbios antropogênicos e do forófito na estrutura de comunidades de diatomáceas epifíticas em um arroio localizado no município de Rio Grande, litoral sul do Rio Grande do Sul. Neste estudo foi observada a redução de espécies não tolerantes à poluição, como *Encyonema silesiacum* (Bleisch), *Gomphonema augur* (Ehrenberg), *Gomphonema laticollum* (E. Reichardt), *Gomphonema pedrense* (Lange-Bertalot & García) e *Ulnaria ulna* (Nitzsch) e um aumento na abundância dos gêneros *Nitzschia*, *Navicula* e *Diademesis* em locais impactados, sendo os fatores antrópicos mais importantes para explicar a estrutura da comunidade de diatomáceas do que o tipo de forófito (Guimarães & Garcia 2016).

### **3. Sangradouros**

Os sangradouros são importantes canais naturais formados para o escoamento de água pluvial. Estes canais atravessam o cordão de dunas e deságuam na zona de espraiamento marinho (Figueiredo & Calliari 2006). Além disso, são responsáveis por uma considerável parcela de aporte de sedimento e matéria orgânica de origem continental para a costa marinha (Baumgarten *et al.* 2007). Esses canais são considerados ecótonos, uma vez que são ambientes de transição entre o ambiente límnic e o ambiente marinho, podendo oferecer condições ideais para espécies de estuário, marinhas ou límnicas (Figueiredo & Calliari 2006). De acordo com Pereira da Silva (1998), os sangradouros podem alterar seu comportamento em função das condições ambientais, podendo ser classificados como permanentes, aqueles que possuem ligação com o mar durante todo o ano; intermitentes, que possuem sua ligação com o mar em períodos de maior precipitação; e efêmeros, formados a partir de fortes chuvas e que logo desaparecem. Tais características tornam o número desses sistemas variável ao longo da costa.

No município de Rio Grande (Rio Grande do Sul), estes ambientes ocorrem em abundância na Praia do Cassino, porém, existem poucos trabalhos sobre estes ecossistemas. Entre eles, um estudo sobre macroinvertebrados associados a diferentes espécies de macrófitas aquáticas, em que foi encontrada uma grande abundância da família Chironomidae (organismos resistentes à poluição orgânica) nos canais (Albertoni & Palma-Silva 2006). Outro trabalho sobre a qualidade da água utilizando coliformes fecais, o qual evidenciou uma alta contaminação por efluentes domésticos e um processo de eutrofização nas águas dos sangradouros, mesmo naqueles canais providos de rede coletora de esgotos (Baumgarten *et al.* 2007). Há ainda alguns estudos sobre a geologia e formação destes sistemas (Pereira da Silva 1998; Figueiredo & Calliari 2005; Figueiredo & Calliari 2006), além de uma publicação

acerca da ictiofauna dos sangradouros, onde os autores encontraram um total de 41 espécies de peixes (Bastos *et al.* 2013).

Tem-se conhecimento de que as áreas litorâneas sofrem constantes pressões antrópicas, principalmente em períodos de veraneio, quando o número de habitantes aumenta consideravelmente devido à preferência da população por estes locais, seja pelo valor paisagístico, seja pela disponibilidade de recursos (Campello 2006). Ainda, sabe-se que existem ligações clandestinas de esgoto doméstico em áreas urbanizadas nos sangradouros da praia do Cassino (Baumgarten *et al.* 2007). A partir dessas informações, acredita-se que é necessário conhecer melhor as características limnológicas e biodiversidade dos sangradouros, assim como os impactos que os mesmos estão submetidos.

#### **4. Objetivo geral**

O presente estudo teve por objetivo avaliar a estrutura das comunidades de diatomáceas perifíticas aderidas a macrófita aquática *Hydrocotyle ranunculoides* em dez sangradouros permanentes.

#### **5. Objetivos específicos**

Realizar uma caracterização limnológica de cada um desses sistemas a partir de análises químicas e físicas da água, como as mensurações de nutrientes (fósforo total e nitrogênio total), pH, condutividade elétrica, temperatura, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido, salinidade e profundidade. Ainda, analisar a riqueza de espécies e a composição da comunidade de diatomáceas perifíticas desses sangradouros e a ocorrência de espécies indicadoras de ambientes menos ou mais impactados, localizados ao longo de um gradiente de urbanização na Praia do Cassino, Rio Grande, extremo sul do Rio Grande do Sul.

**A influência da eutrofização sobre comunidades de diatomáceas perifíticas (Filo Ochrophyta) em sangradouros do extremo sul do Rio Grande do Sul**

Ana Paula Tavares Costa<sup>1,2</sup>; Emanuela Castro Honorio<sup>1</sup> & Fabiana Schneck<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal do Rio Grande–FURG, Instituto de Ciências Biológicas, CEP 96303-900, Rio Grande, RS, Brasil.

<sup>2</sup>anapaulatavarescosta@gmail.com

Manuscrito preparado de acordo com as normas da revista *Iheringia Série Botânica*  
(Apêndice 2)

**RESUMO** – O estudo teve por objetivo avaliar as características limnológicas, biomassa perifítica, riqueza e a composição da comunidade de diatomáceas perifíticas em sangradouros localizados na Praia do Cassino, Município de Rio Grande (RS), ao longo de um gradiente de urbanização. Foram contabilizados 78 táxons em dez sangradouros (mín=16; máx=34). Nas análises de regressão simples, clorofila *a* apresentou relação positiva com fósforo total (PT), enquanto a riqueza de táxons foi relacionada negativamente com PT. Tanto clorofila *a* como riqueza de táxons não apresentaram relação significativa com o nitrogênio total. A NMDS indicou que a estrutura da comunidade está relacionada com as concentrações de PT e separou os sangradouros em dois grupos: aqueles com menores concentrações de PT (três sangradouros) e aqueles com maiores concentrações de PT (sete sangradouros). Conclui-se que a redução na riqueza de diatomáceas e a alteração da estrutura das comunidades estão relacionadas com os processos de eutrofização dos sangradouros.

**Palavras-chave:** algas bentônicas; ambiente aquático; estado trófico; poluição aquática

**ABSTRACT** - The present study aims to assess the limnological characteristics, periphytic biomass, taxon richness and composition of the periphytic diatom community in 10 coastal streams along a urbanization gradient in southern Brazil. A total of 78 taxa were found (min=16, max=34). According to regression analyses, chlorophyll *a* was positively related to total phosphorus (TP), while taxon richness was negatively related to TP concentration. Chlorophyll *a* and taxon richness were not significantly related to total nitrogen. The NMDS indicated that community structure is related to TP concentrations and separated the coastal streams into two groups: one with lower TP concentrations (three coastal streams) and one with higher TP concentrations (seven coastal streams). In conclusion, the reduction in taxon richness and the changes in community structure are related to the eutrophication processes on the coastal streams.

**Key-words:** aquatic environments; aquatic pollution; benthic algae; trophic state

## **INTRODUÇÃO**

A eutrofização artificial está diretamente relacionada com a degradação dos ambientes límnicos (Esteves & Meirelles-Pereira 2011). O aporte excessivo de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, oriundo geralmente do despejo de efluentes domésticos sem o tratamento adequado acarreta em uma produção muito alta do ambiente, ocasionando na quebra da homeostase do sistema (Ricklefs 2012). Uma das principais consequências desse tipo de distúrbio é a redução da biodiversidade e o aumento na abundância de algumas poucas espécies tolerantes à eutrofização (Esteves & Meirelles-Pereira 2011).

De acordo com Watanabe (1990), uma maneira eficiente de se estudar os impactos antrópicos em ambientes aquáticos é utilizar as variáveis ambientais associadas aos organismos bioindicadores. A comunidade perifítica, em especial as diatomáceas, são consideradas boas indicadoras de poluição aquática, uma vez que respondem rapidamente às mudanças ambientais, inclusive aquelas causadas pela eutrofização artificial que ocorre em diferentes ecossistemas aquáticos (Moresco & Rodrigues 2013).

Os sangradouros são canais que atravessam o cordão de dunas e deságuam na zona de espraiamento marinho (Figueiredo & Calliari 2006). Esses sistemas são considerados ecótonos, já que se encontram na transição entre o ambiente límnico e o marinho (Figueiredo & Calliari 2006). Além disso, são responsáveis por uma considerável parcela de aporte de sedimento e matéria orgânica de origem continental para a costa marinha (Baumgarten *et al.* 2007). No município de Rio Grande (Rio Grande do Sul), estes ambientes ocorrem em abundância na Praia do Cassino. Entretanto, são poucos os trabalhos publicados acerca destes ambientes.

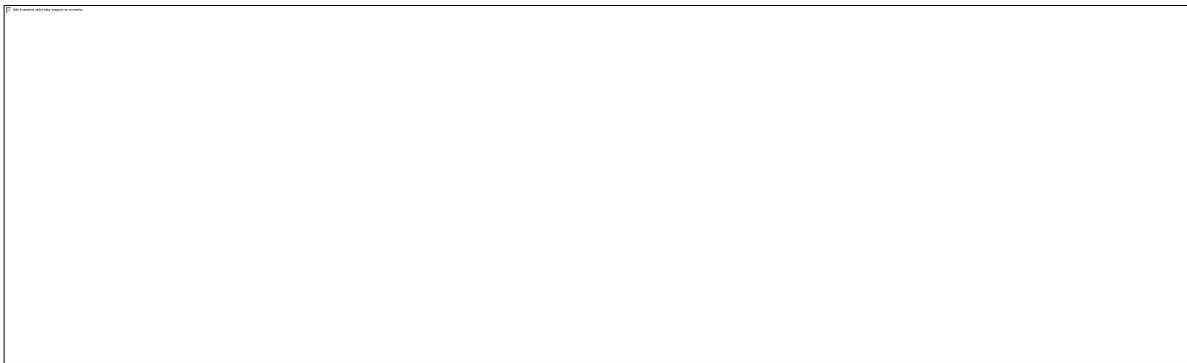
Nesse sentido, o trabalho teve como objetivos realizar a caracterização limnológica de dez sangradouros localizados no litoral sul do Rio Grande do Sul, e avaliar a biomassa do perifíton, a riqueza de diatomáceas e a estrutura da comunidade de diatomáceas em função das concentrações de fósforo total (PT) e nitrogênio total (NT). Além disso, objetivou-se avaliar a ocorrência de espécies indicadoras de eutrofização.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

A área de estudo compreende o sul do litoral do Rio Grande do Sul (RS), que possui seu limite norte no molhe Oeste da barra do município de Rio Grande e se estende até o Chuí (Uruguai). Os sangradouros em que foram realizadas as coletas estão localizados na Praia do Cassino, Rio Grande, ao longo de 16,28 km de extensão de praia onde se percebe um notável

gradiente de urbanização. A amostragem foi realizada próximo ao cordão de dunas, em zonas afastadas da rebentação marinha e desprovidas de sombreamento. A temperatura média anual da região é de 18°C e a pluviosidade média anual é de 1200mm (Cordazzo & Seeliger 1995). Segundo Vieira (1983), o clima da região pode ser classificado como mesotérmico superhúmido. Ao total foram amostrados 10 sangradouros localizados em um notável gradiente de urbanização (Figura 1), denominados S1 (S32°17'31.3"WO52°15'43.4), S2 (S32°16'29.31" WO 52°14'52.01), S3 (S32°15'14.92" WO52°13'45.34), S4 (S32°12'57.43" WO52°11'11.21), S5 (32°12'16.83" WO52°10'32.20), S6 (32°12'16.83" WO52°10'32.20), S7 (S32°11'28.45" WO52°09'31.16), S8 (S32°11'20.2" WO 52°09'21.8), S9(S32°11'13.8" WO52°09'15.9 ) e S10 (S32°10'54.8" WO52°08'49.9).



**Figura 1.** Imagem de satélite dos sangradouros amostrados na Praia do Cassino – RS. Fonte: Google Maps.

### **Variáveis limnológicas**

As coletas foram realizadas em março de 2016. Variáveis ambientais como oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica, pH, salinidade, sólidos totais dissolvidos (STD) e profundidade foram obtidas *in situ* através de sonda multiparâmetros Horiba U-50. Além disso, foi coletada uma amostra de 500 ml de água superficial em cada sangradouro para realizar as análises de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT), de acordo com o método de Kjeldahl (Allen *et al.* 1974) para NT e os protocolos de Valderrama (1981) e Baumgarten & Rocha (1996) para PT. Todas as análises foram realizadas no Laboratório de Limnologia da FURG. Foi feita uma breve comparação com as concentrações de PT encontradas nos sangradouros com aquelas permitidas na Resolução número 357 de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

### **Coleta do perifíton e identificação das diatomáceas**

A coleta do material perifítico foi realizada concomitantemente à coleta das variáveis limnológicas. Para a amostragem do perifíton foram coletadas plantas aquáticas da espécie *Hydrocotyle ranunculoides* – encontrada em todos os sangradouros amostrados. Ainda em campo, foi feita a raspagem do estolão da planta com escova de cerdas macias e água destilada e o material foi acondicionado em frascos plásticos. Parte do material coletado foi utilizado para análise de clorofila *a* e parte para análise da comunidade de diatomáceas. A alíquota reservada para a análise da comunidade de diatomáceas foi preservada com formalina 4%. As concentrações de clorofila *a* foram determinadas através do método de Mackinney (1941) adaptado por Paranhos (1996) e Chorus & Bartram (1999). A área raspada dos estolões foi mensurada para o cálculo final da concentração de clorofila *a* por unidade de área. Já a alíquota reservada para a análise da comunidade de diatomáceas foi oxidada de acordo com o método de Simonsen (1974) modificado por Moreira-Filho & Valente-Moreira (1981). Em seguida, foram montadas lâminas permanentes utilizando o meio de montagem Naphrax.

Para avaliar a riqueza e composição das comunidades de diatomáceas nos sangradouros foram contabilizadas 300 valvas por amostra em microscópio óptico com aumento de 1000×. A identificação dos espécimes foi feita ao menor nível taxonômico possível, utilizando bibliografia especializada como Bicudo & Menezes (2006), Metzeltin *et al.* (2005) e Round *et al.* (1990).

### **Análise de dados**

Para avaliar a suficiência amostral foi aplicada uma curva de acumulação de espécies considerando todos os sangradouros. Regressões lineares simples foram aplicadas para verificar a influência dos nutrientes PT e NT sobre a concentração de clorofila *a* e sobre a riqueza de espécies. Homogeneidade de variância e normalidade dos dados foram testadas nas regressões lineares.

Para verificar diferenças na estrutura das comunidades de diatomáceas em função das variáveis limnológicas entre os dez sangradouros amostrados foi utilizada a análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) com a aplicação do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. Primeiro, foi aplicada uma análise de correlação entre as variáveis ambientais e se verificou que condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos e salinidade possuem uma alta correlação (acima de 0,9), sendo assim, para a análise NMDS adotou-se apenas a condutividade elétrica. Ainda, foi aplicada uma Análise de Espécies Indicadoras (Dufrene & Legendre 2003) a partir dos valores de frequência e abundância das

espécies. Nesta análise os sangradouros foram separados em dois grupos: grupo 1, com as concentrações de PT superiores a 300  $\mu\text{g L}^{-1}$  (sangradouros 4 a 10), e grupo 2 que apresentavam concentrações de PT inferiores a 300  $\mu\text{g L}^{-1}$  (sangradouros 1, 2, 3). Todas as análises e testes foram realizados utilizando o programa estatístico R (R Core Team 2013).

## RESULTADOS

### Caracterização limnológica dos sangradouros

Os sangradouros apresentaram características ambientais similares, com exceção da condutividade elétrica e concentração de nutrientes (Tabela 1). A profundidade dos sangradouros não ultrapassou 30 cm. Os valores de temperatura variaram entre 22,7 e 28,9°C com média de  $24,6 \pm 1,3$ . Não ocorreu uma grande variação de pH entre os sangradouros amostrados, apresentando valores médios de  $7,8 \pm 0,2$ . O oxigênio dissolvido teve seus valores variando entre 2,5 e 12,7  $\text{mg L}^{-1}$  (média de  $7,7 \pm 2,3$ ). O menor valor de condutividade elétrica foi 0,2  $\text{mS cm}^{-1}$  e o maior 1,03  $\text{mS cm}^{-1}$  (média de  $0,6 \pm 0,2$ ). O valor médio de sólidos totais dissolvidos da água foi de  $0,3 \text{ g L}^{-1} \pm 0,1$ . A média da salinidade nos canais foi de  $0,03 \pm 0,01$ . As concentrações de nitrogênio total variaram entre 0,05  $\text{mg L}^{-1}$  e 7,91  $\text{mg L}^{-1}$  (média de  $1,2 \pm 1,5$ ) e as concentrações de fósforo total variaram de 113,29  $\mu\text{g L}^{-1}$  até 685,24  $\mu\text{g L}^{-1}$  (média de  $400,18 \pm 186,72$ ).

**Tabela 1.** Resultado das medições das variáveis ambientais em dez sangradouros analisados na Praia do Cassino - RS. Temp= temperatura da água; Cond = condutividade elétrica; OD = oxigênio dissolvido; STD = sólidos totais dissolvidos; Sal = salinidade; Prof = profundidade; PT = fósforo total; NT = nitrogênio total.

Sangradouro	Temp (°C)	pH	Cond ( $\text{mS cm}^{-1}$ )	OD ( $\text{mg L}^{-1}$ )	STD ( $\text{g L}^{-1}$ )	Sal (%)	Prof (cm)	PT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	NT ( $\text{mg L}^{-1}$ )
S1	25,0	8,1	0,37	8,8	0,242	0,02	10	113,29	0,24
S2	25,2	7,7	0,55	8,7	0,352	0,03	10	120,88	0,45
S3	24,5	7,9	0,34	7,0	0,223	0,02	30	177,01	7,91
S4	28,8	8,5	0,77	12,2	0,499	0,04	20	500,16	0,02
S5	24,0	7,5	0,41	7,1	0,254	0,02	15	506,22	0,13
S6	23,1	7,6	0,79	2,5	0,508	0,04	20	621,52	0,89
S7	22,6	7,7	1,03	6,0	0,659	0,05	20	591,18	0,20
S8	23,4	7,8	0,87	5,3	0,559	0,04	15	685,24	2,34
S9	23,4	7,3	0,22	12,7	0,137	0,01	15	255,90	0,05
S10	25,6	8,3	0,74	6,3	0,474	0,04	30	430,37	1,67

### Clorofila *a* do perifíton

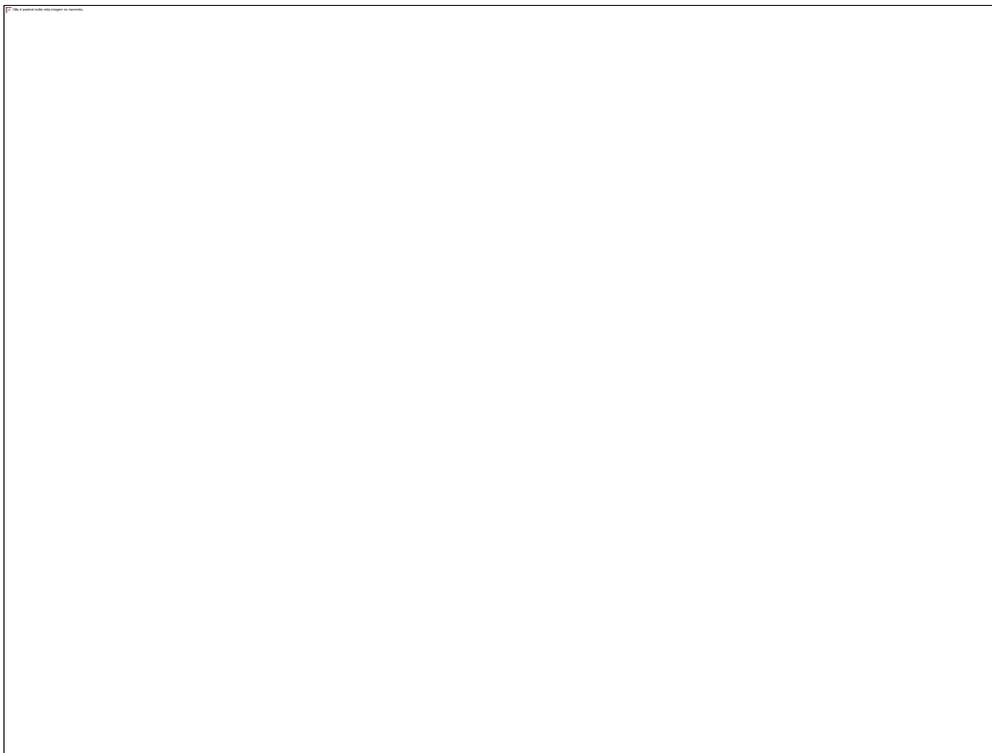
A clorofila *a* apresentou valor médio de  $0,16 \mu\text{g cm}^{-2} \pm 0,07$ , com máximo de  $0,31 \mu\text{g cm}^{-2}$  e mínimo de  $0,03 \mu\text{g cm}^{-2}$  (Tabela 2). De acordo com as análises de regressão linear simples, as concentrações de clorofila *a* nos sangradouros foram positivamente afetadas por PT ( $P = 0,003$ ;  $R^2$  ajustado = 0,3). Porém, clorofila *a* não apresentou relação significativa com NT ( $P=0,3$ ;  $R^2$  ajustado= 0,01) (Figuras 2 e 3).

**Tabela 2.** Valores das concentrações de clorofila *a* ( $\mu\text{g cm}^{-2}$ ) e riqueza total de táxons em cada sangradouro na Praia do Cassino, RS.

Sangradouro	Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g cm}^{-2}$ )	Riqueza de táxons
S1	0,16	31
S2	0,03	33
S3	0,05	34
S4	0,29	24
S5	0,20	28
S6	0,31	27
S7	0,13	22
S8	0,18	16
S9	0,06	28
S10	0,18	32



**Figura 2.** Relação entre a concentração de fósforo total (variável independente) e a concentração de clorofila *a* (variável dependente) em 10 sangradouros na Praia do Cassino, RS.

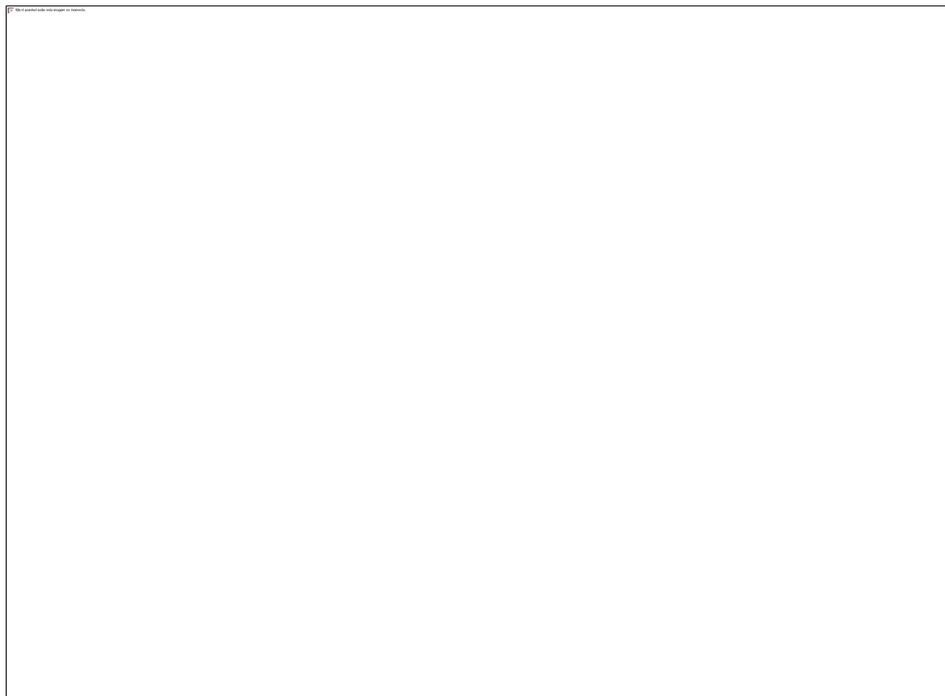


**Figura 3.** Relação entre a concentração de nitrogênio total (variável independente) e a concentração de clorofila *a* em 10 sangradouros na Praia do Cassino, RS.

### Comunidade de diatomáceas perifíticas

Foram encontradas 78 táxons de diatomáceas nos 10 sangradouros, sendo que *Nitzschia palea*, *Gomphonema parvulum* e *Nitzschia amphibia* (Grunow) foram as espécies mais abundantes, com abundância relativa de 21%, 12% e 7%, respectivamente. Um total de 23 táxons ocorreu em um único sangradouro e *Gomphonema parvulum*, *Navicula subrhynchocephala* (Hustedt), *Navicula* sp3 e *Nitzschia palea* ocorreram em todos os sangradouros. A riqueza mínima encontrada foi de 16 táxons no sangradouro 8 (área urbanizada) e a máxima de 34 no sangradouro 3 (área menos urbanizada) (Tabela 2). Entretanto, a curva de acumulação de espécies não atingiu a estabilidade (Figura 4).

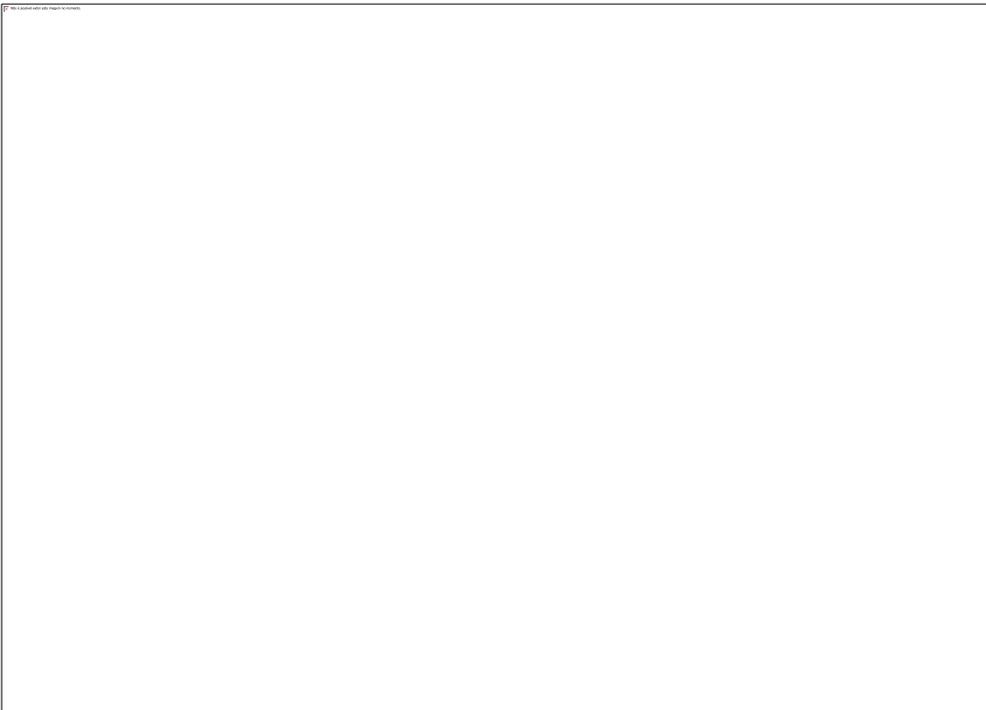
De acordo com as análises de regressão, a riqueza de táxons foi afetada negativamente pelo aumento na concentração de PT ( $P = 0,005$ ;  $R^2$  ajustado = 0,5) (Figura 5). Porém, a riqueza não foi afetada pelas concentrações de NT nos sangradouros ( $P=0,4$ ;  $R^2$  ajustado=-0,03) (Figura 6).



**Figura 4.** Curva de acumulação de espécies em 10 sangradouros amostrados na Praia do Cassino, RS.



**Figura 5.** Relação entre a concentração de fósforo total (variável independente) e a riqueza de táxons de diatomáceas (variável dependente) em 10 sangradouros na Praia do Cassino, RS.

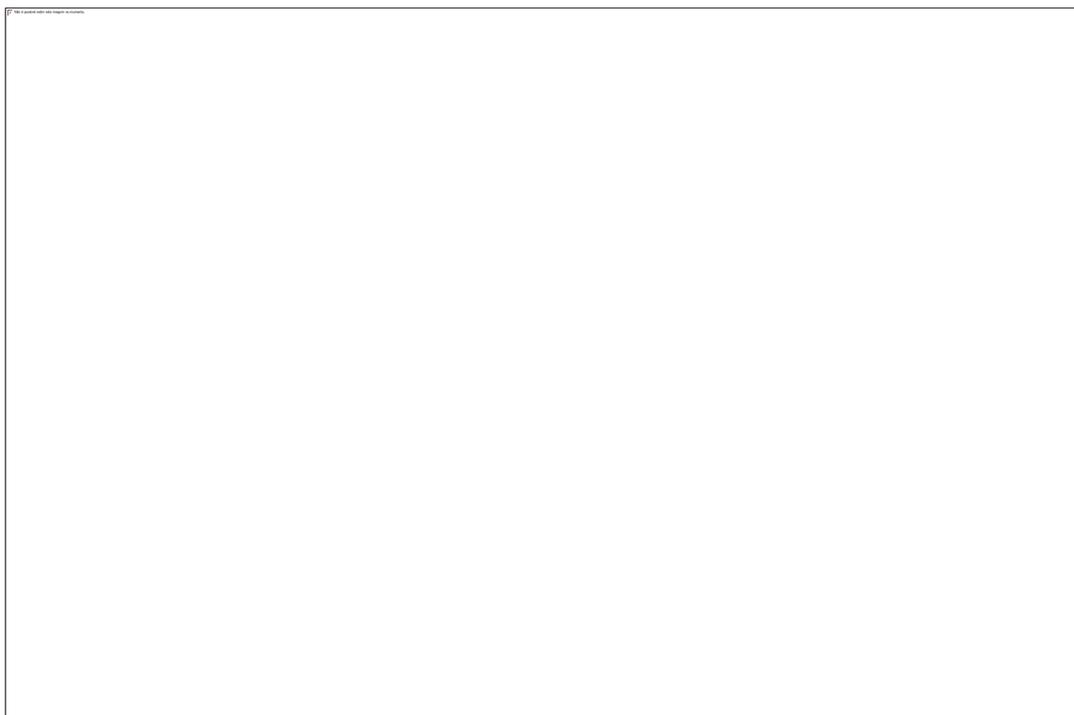


**Figura 6.** Relação entre a concentração de nitrogênio total (variável independente) e a riqueza de táxons de diatomáceas (variável dependente) em 10 sangradouros na Praia do Cassino, RS.

A NMDS indicou que a comunidade de diatomáceas apresentou uma notável diferença entre os sangradouros, separados em dois grupos: sangradouros com menores concentrações de PT (1, 2 e 3) e sangradouros com maiores concentrações de PT (4 a 10). Apenas o PT foi estatisticamente significativo para explicar a dissimilaridade entre as comunidades (Tabela 3, Figura 7). Contudo, a condutividade elétrica também apresentou uma tendência à significância ( $P=0,06$ ) (Tabela 3). De acordo com a Análise de Espécies Indicadoras, as espécies *Psammothidium subatomoides* (Hustedt), *Gomphonema acuminatum* (Ehrenberg), *Lemnicula rostellata* (Cleve-Euler) e *Cocconeis placentula* apresentaram preferência por ambientes com menores concentrações de fósforo (sangradouros 1, 2 e 3), enquanto que nenhuma espécie foi definida como indicadora dos ambientes mais impactados.

**Tabela 3.** Resultados da análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) para os 10 sangradouros amostrados na Praia do Cassino - RS. Cond = condutividade; OD = oxigênio dissolvido; PT = fósforo total; NT = nitrogênio total. Valores significativos estão indicados em negrito.

	R <sup>2</sup>	P
pH	0,3	0,17
Cond (mS cm <sup>-1</sup> )	0,5	0,06
OD (mg L <sup>-1</sup> )	0,2	0,31
PT (µg L <sup>-1</sup> )	0,7	<b>0,01</b>
NT (mg L <sup>-1</sup> )	0,08	0,82



**Figura 7.** Análise de NMDS das comunidades de diatomáceas perifíticas em 10 sangradouros na Praia do Cassino, Rio Grande, litoral sul do Brasil. Os números representam os 10 sangradouros; as abreviações representam os táxons de diatomáceas que se destacam na NMDS (Apêndice 1); OD = oxigênio dissolvido; NT = nitrogênio total; PT = fósforo total; Cond = condutividade.

## DISCUSSÃO

Em geral, todos os sangradouros apresentaram características de ambientes eutróficos, com concentrações de PT superiores a  $100 \mu\text{g L}^{-1}$ . Entretanto, ocorreu uma grande variação nos valores de PT, com valor máximo de  $685,24 \mu\text{g L}^{-1}$  e mínimo de  $113,29 \mu\text{g L}^{-1}$ . Foi observado que esta variação nas concentrações de PT causa alterações na biomassa perifítica, riqueza de táxons e composição da comunidade de diatomáceas. Ainda, as amostragens realizadas nos dez sangradouros não foram suficientes para a curva de acumulação de espécies atingir a estabilidade, indicando que a riqueza de espécies de diatomáceas nestes ambientes deve ser ainda maior que a encontrada neste estudo. Apesar da espécie *Capartogramma crucicola* (Grunow) não ter sido considerada indicadora, essa espécie ocorreu apenas nos sangradouros com menores concentrações de PT (1 e 3).

A Resolução N° 357 de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) classifica os corpos d'água em classes segundo padrões de qualidade que os mesmos apresentam. Segundo essa resolução, a classe I e II compreende as águas

destinadas principalmente, ao abastecimento humano e a proteção de comunidades aquáticas. Já a classe III compreende as águas que podem ser destinadas ao consumo humano após tratamento avançado, para irrigação, pesca e dessedentação de animais. O valor máximo de PT para ambientes lóticos se enquadrarem na classe I deve ser de  $100 \mu\text{g L}^{-1}$ . Os valores de PT para todos os sangradouros foram superiores a este valor, contudo o sangradouro 1, localizado na região mais afastada do balneário, foi o que mais se aproximou desse valor ( $113,29 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Dois sangradouros (1 e 2) se encaixam nos padrões de corpos d'água de classe III, onde o valor máximo de PT permitido é de  $150 \mu\text{g L}^{-1}$ . Em relação aos valores de STD, sete sangradouros (4, 5, 6, 7, 8, 9, 10) se enquadram na classe I e III do CONAMA, com valor máximo permitido de  $0,5 \text{ g L}^{-1}$ .

Estudos como o de Guimarães & Garcia (2016), ressaltam a importância do NT em conjunto com o PT como um dos fatores que influenciam tanto na riqueza de táxons como na estruturação das comunidades de diatomáceas perifíticas. Schneck *et al.* (2007) apontaram o nitrato como um dos fatores importantes para explicar a distribuição de espécies de diatomáceas em um rio impactado por efluentes de piscicultura. Resultados encontrados por Lobo *et al.* (2004) apontam as concentrações de PT e a temperatura da água como as variáveis mais importantes para explicar a estrutura das comunidades. Contudo, nos sangradouros amostrados, apenas o PT foi significativo para explicar a biomassa, riqueza e a composição das comunidades de diatomáceas.

Gómez & Licursi (2001) em seu trabalho realizado em riachos da Argentina classificaram as espécies *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea* e *Nitzschia amphibia* como espécies tolerantes a distúrbios antrópicos. Bere & Tundisi (2010) apontaram em seus trabalhos *Nitzschia palea* e *Gomphonema parvulum* como espécies indicadoras de ambientes eutrofizados. Apesar da Análise de Espécies Indicadoras não ter apontado nenhuma espécie indicadora de sangradouros com maiores concentrações de nutrientes, a maior abundância relativa de *Nitzschia palea* e *Gomphonema parvulum* ocorreu nos sangradouros com concentrações de PT mais elevadas (grupo 1; ver Apêndice 1).

Apesar de todos os sangradouros possuírem concentrações elevadas de PT (o que pode evidenciar um processo de eutrofização), a Análise de Espécies Indicadoras apontou quatro espécies com preferência pelos sangradouros com menores concentrações de PT, entre elas *Lemnicola rostellata*, anteriormente denominada como *Achnanthes rostellata*. Segundo Gómez & Licursi (2001), espécies pertencentes a este gênero, como *Achnanthes hungarica* (Grunow), costumam ocorrer em ambientes livres de distúrbios antrópicos.

As espécies *Gomphonema acuminatum* e *Cocconeis placentula*, também apontaram preferência pelos ambientes com menores concentrações de PT, resultado esse que corrobora em parte com Lobo *et al.* (2004) que apontam *Cocconeis placentula* como uma espécie com baixa tolerância à eutrofização. Contudo, Guimarães e Garcia (2016) observaram que tanto *C. placentula* como *G. acuminatum* possuem tolerância à eutrofização. A espécie *Psammothidium subatomoides* também apresentou preferência por ambientes com menores concentrações de PT em relação àqueles sangradouros mais eutrofizados. Entretanto, Schneck *et al.* (2007) apontaram *P. subatomoides* como uma espécie tolerante a ambientes eutrofizados em um riacho em São José dos Ausentes (RS).

Nesse sentido, é possível concluir que os distúrbios causados nos ecossistemas aquáticos alteram suas características químicas e biológicas. Como sugerem os resultados encontrados, as elevadas concentrações de PT nos sangradouros modificam a biomassa perifítica, reduzem a riqueza de espécies e alteram a estrutura das comunidades de diatomáceas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allen, S., Grimsha, W.M., Parkinson, J.A. & Quarmby, C. 1974. Chemical Analysis of Ecological Materials. Blackwell Scientific Publishers, London. 565p.
- Baumgarten, M.G.Z., Rocha, J.M.B. & Niencheski, L.F.H. 1996. Manual de análises em Oceanografia Química. Editora da FURG, Rio Grande. 112 p.
- Baumgarten, M.G.Z., Millão, D., Costa, P.G., Atissano, K.K., Costa, N.B.D., Guitierres, F.B., Giordano, S.B. & Araújo E.A.C. 2007. Praia do Cassino (Rio Grande – RS): qualidade da água nos sangradouros da área central – antes (2003) e depois (2005) da instalação da estação de tratamento de esgotos (ETE). Cadernos de Ecologia Aquática 2: 1-12.
- Bere, T. & Tundisi, J.G. 2010. Epipsammic diatoms in streams influenced by urban pollution, São Carlos, SP, Brazil. Brazilian Journal of Biology 4: 921-930.
- Bicudo, C.E.M. & Menezes, M. 2006. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. Rima, São Carlos. 489 p.
- CONAMA. 2005. Resolução n°357, de 17 de março de 2005. Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Publicado no D.O.U.
- Chorus, I. & Bartram, J. 1999. Water Resources. In: Chorus, I. & Bartram, J. (Eds). Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management. New York, E & FN Spon, p. 02-05.

- Cordazzo, V.C & Seeliger, U. 1995. Guia Ilustrado da vegetação Costeira no Extremo Sul do Brasil. Editora da FURG, Rio Grande. 275 p.
- Dufrene, M. & Legendre, P. 2003. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3): 345-366.
- Guimarães, P.S. & Garcia, M. 2016. Importância do habitat e do forófito para a composição da comunidade de diatomáceas perifíticas. *Iheringia, Série Botânica* 71(1): 99-112.
- Gómes, N. & Licursi, M. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35: 173-181.
- Esteves, F. A. & Meirelles-Pereira, F. 2011. Eutrofização Artificial. *In: Fundamentos de Limnologia* (Esteves, F.A. ed) 3ª ed. Interciência, Rio de Janeiro, p. 625-655.
- Figueiredo, S.A. & Calliari, L.J. 2006. Washouts in the central and northern litoral of Rio Grande do Sul state, Brazil: distribution and implications. *Journal of Coastal Research* 39: 366-370.
- Mackinney, G. 1941. Absorption of light by chlorophyll solutions. *Journal Biological Chemistry* 140: 315-322.
- Metzeltin, D., Lange-Bertaloth H. & García-Rodríguez, F. 2002. Diatoms of Uruguay. *In: Iconographia Diatomologica*. (Lange-Bertalot, H. ed). Koeltz Scientific Books, Königstein. 736p.
- Moreira-Filho, H. & Valente-Moreira, I.M. 1981. Avaliação taxonômica e ecológica das diatomáceas (Bacillariophyceae) epífitas em algas pluricelulares obtidas nos litorais dos estados do Paraná, Santa Catarina e São Paulo. *Boletim do Museu Botânico Municipal. Curitiba* 47: 1-17.
- Moresco, C. & Rodrigues, L. 2013. O perifíton como bioindicador em rios. *In: Ecologia do Perifíton* (Schwarzbald, A., Bulirga, A.L. & Torgan, L.C. eds) RiMa, São Carlos, p.1477-155.
- Paranhos, R. 1996. Alguns métodos para análise de água. Rio de Janeiro, UFRJ. 200 p.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. [www.R-project.org](http://www.R-project.org)
- Ricklefs, R. E. 2012. A Economia da Natureza. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro. 546p.
- Round, F.E., Crawford, R.M. & Mann, D.G. 1990. The Diatoms: Biology and morphology of the genera. Cambridge University Press, Cambridge. 747 p.
- Schneck, F., Torgan, L.C. & Schwarzbald, A. 2007. Epilithic diatom community in a high altitude stream impacted by fish farming in southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 19: 341-355.

- Simonsen, R. 1974. The diatom plankton of the Indian Ocean Expedition of R/V Meteor 1964-1965. "Meteor" Forsch.-Ergebnisse Reihe D 19:1-107.
- Valderrama, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* 10(2):109–122
- Vieira, E.F. 1983. Rio Grande: geografia física, humana e econômica. Sagra, Porto Alegre. 158 p.
- Watababe, T. 1990. Perifíton: comparação de metodologia empregadas para caracterizar o nível de poluição das águas. *Acta Limnologica Brasiliensia* 3: 593-615.

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Considerando que as amostragens realizadas em dez sangradouros diferentes não foram suficientes para a curva de acumulação de espécies de diatomáceas atingir a assíntota, pode-se concluir que há uma grande diversidade de diatomáceas perifíticas nesses ambientes.

Segundo os resultados encontrados neste estudo, pode-se concluir que os impactos oriundos dos processos de eutrofização, no caso as elevadas concentrações de fósforo total, causam uma alteração na biomassa perifítica, acarretam em uma significativa redução na riqueza de espécies de diatomáceas e explicam alterações na composição das suas comunidades.

Uma vez comprovado que os impactos de origem antrópica nos ecossistemas aquáticos estão alterando as características limnológicas e biológicas destes sistemas, torna-se evidente a necessidade de se realizar mais estudos de cunho ecológico relacionados ao perifíton e outras comunidades em sangradouros.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO, AA, SM THOMAZ & LC GOMES. 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megadiversidade*, 1: 70-78
- ALLAN, JD & AS FLECKER. 1993. Biodiversity conservation in running waters: identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems. *Bioscience*, 43: 32-43.
- ALBERTONI, EF & C PALMA-SILVA. 2006. Macroinvertebrates associated with floating macrophytes in urban channels, Balneário Cassino, Rio Grande, RS, Brazil. *Neotrop. Biol. Conserv.*, 1: 90-100.
- ALLEN, S, WM GRIMSHA, JA PARKINSON & C QUARMBY. 1974. Chemical Analysis of Ecological Materials. London, Blackwell Scientific Publishers. 565p.
- BASTOS, RF, MV CONDINI & AM GARCIA. 2013. Fish species list of coastal streams in Southern Brazil, with notes on austral distribution limits of marine and freshwater endangered species. *Pan-Am. J. Aquat. Sci.*, 8: 347-351.
- BAUMGARTEN, MGZ & JMB ROCHA. 1996. Manual de Análises em Oceanografia Química. Rio Grande, Editora da FURG. 132 p.
- BAUMGARTEN, MGZ, D MILLÃO, PG COSTA, KK ATISSANO, NBD COSTA, FB GUITIERRES, SB GIORDANO & EAC ARAÚJO. 2007. Praia do Cassino (Rio Grande – RS): qualidade da água nos sangradouros da área central – antes (2003) e depois (2005) da instalação da estação de tratamento de esgotos (ETE). *Cad. Ecol. Aquát.*, 2: 1-12.
- BERE, T & JG TUNDISI. 2010. Epipsammic diatoms in streams influenced by urban pollution, São Carlos, SP, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 4: 921-930.
- BURLIGA, AL & A SCHWARZBOLD. 2013. Perifíton: Diversidade Taxonômica e Morfológica. In: SCHWARZBOLD, A, AL BURLIGA & LC TORGAN (Eds). Ecologia do Perifíton. São Carlos, RiMa. p. 1- 6.
- CALLISTO, M, M MORETTI & GOULART M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revta. Bras. Rec. Hid.*,6: 71-82.
- CAMPELLO, FD. 2006. A problemática da poluição por esgotos domésticos no sistema estuarino-lagunar Tramandaí-Armazém (RS, Brasil): física e química da água e a resposta dos macroinvertebrados bentônicos. Dissertação (Mestrado) –Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- CORDAZZO, VC & U SEELIGER. 1995. Guia Ilustrado da vegetação Costeira no Extremo Sul do Brasil. Rio Grande. Editora da FURG. 275p.

- ESTEVEES, FA & F MEIRELLES-PEREIRA. 2011. Eutrofização Artificial. In: ESTEVEES, FA (Ed). Fundamentos de Limnologia 3ª ed. Rio de Janeiro, Interciência. p. 625-655.
- FERNANDES, VO & FA ESTEVEES. 2011. Comunidade Perifítica. In: ESTEVEES, FA (Ed). Fundamentos de Limnologia 3ª ed. Rio de Janeiro, Interciência. p. 447-460.
- FIGUEIREDO, SA & LJ CALLIARI. 2005. Sangradouros: distribuição espacial, variação sazonal, padrões morfológicos e implicações no gerenciamento costeiro. *Gravel*, 3: 45-57.
- FIGUEIREDO, SA & LJ CALLIARI. 2006. Washouts in the central and northern littoral of Rio Grande do Sul state, Brazil: Distribution and implications. *J. Coastal Res.*, 39: 366-370.
- GUIMARÃES, PS & M GARCIA. 2016. Importância do habitat e do forófito para a composição da comunidade de diatomáceas perifíticas. *Iheringia, Sér. Bot.*, 71: 99-112.
- HERING, D, RK JOHNSON, S KRAMM & S SCHMUTZ. 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biol.*, 51: 1757-1785.
- HERMANY, G, A SCHWARZBOLD, EA LOBO & EA OLIVEIRA. 2006. Ecology of the epilithic diatom community in a low-order stream system of the Guaíba hydrographical region: subsidies to the environmental monitoring of southern Brazilian aquatic systems. *Acta Limnol. Brasil.*, 18: 9-27.
- HOEK, CV, DG MANN & HM JAHNS. 1995. Algae: An Introduction to Phycology. Cambridge, Cambridge University Press. 640p.
- LOBO, EA. 2013. O Perifíton como Indicador da Qualidade da Água. In: SCHWARZBOLD, A, AL BURLIGA & LC TORGAN (Eds). Ecologia do Perifíton. São Carlos, RiMa. p. 205-233.
- LOBO, EA, VLM CALLEGARO, G HERMANY, D BES, CA WETZEL & CA OLIVEIRA. 2004. Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic systems in Southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. *Acta. Limnol. Brasil.*, 16: 25-40.
- LOWE, RL. 1974. Environmental requirements and pollution tolerance of freshwater diatoms. Cincinnati, Environmental Protection Agency. 334p.
- MEDLIN, LK & I KACZMARSKA. 2004. Evolution of the diatoms: V. Morphological and cytological support for the major clades and a taxonomic revision. *Phycology*, 43:245-270.
- MORESCO, C & L RODRIGUES. 2013. O perifíton como bioindicador em rios. In: SCHWARZBOLD, A, AL BURLIGA & LC TORGAN (Eds). Ecologia do Perifíton. São Carlos, RiMa. p.1477-155.

- PEREIRA da SILVA, R. 1998. Ocorrência, distribuição e características morfodinâmicas dos sangradouros na zona costeira do Rio Grande do Sul: trecho Rio Grande – Chuí, RS. Porto Alegre. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- REVIERS, B. 2006. Biologia e Filogenia das Algas. Porto Alegre, Artmed. 280p.
- SALOMONI, SE & LC TORGAN. 2008. Epilithic diatoms as organic contamination degree indicators in Guaíba Lake, Southern Brazil. *Acta Limnol. Brasil.*, 20:(4): 3313-324.
- SCHNEIDER, SC, AE LAWNICZAK, J PICINSKA-FALTYNOWICZ & K SZOSZKIEWICZ. 2012. Do macrophytes, diatoms and nondiatom benthic algae give redundant information? Results from a case study in Poland. *Limnology*, 42: 204–211.
- SILVA, AM, TAV LUDWIG, PI TREMARIN & IS VARCELLINO. 2010. Diatomáceas perifíticas em um sistema eutrófico brasileiro (Reservatório do Iraí, estado do Paraná). *Acta Limnol. Brasil.*, 24:(4): 997-1016.
- SIMONSEN, R. 1974. The diatom plankton of the Indian Ocean Expedition of R/V “Meteor” 1964-1965. *Meteor Forschungen Ergebnisse. Sér D.*, 19: 1-107.
- SMITH, VH. 2003. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems: a global problem. *Environ. Sci. Pollut.* 10: 126–139.
- VILMI, A, SM KARJALAINEN, VL LANDEIRO & J HEINO. 2015. Freshwater diatoms as environmental indicators: evaluating the effects of eutrophication using species morphology and biological indices. *Environ. Monit. Assess.*, 187: 243.

Apêndice 1. Lista dos táxons encontrados nos 10 sangradouros amostrados e sua abundância relativa. As abreviações correspondem às espécies descritas no gráfico da NMDS.

Táxons	Sangradouro	Abundância (%)	Abreviações
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	2	0,03	Achnminu
<i>Achnanthydium</i> sp1	10	0,03	Achnsp1
<i>Amphora copulata</i>	3, 4, 5, 6, 10	0,57	Amphcopu
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i>	1, 3, 8, 9	0,47	Anomspha
<i>Aulacoseira ambígua</i>	6	0,03	Aulaambi
<i>Capatogramma crucicola</i>	1, 3	0,57	Capacruci
Centrales 1	4	0,03	Cent1
<i>Cocconeis placentula</i>	1, 2, 3, 10	1,63	Coccp1a
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10	5,33	Cyclmene
<i>Diadsmis confervaceae</i>	1, 2, 4, 5, 10	1,66	Diadconf
<i>Diploneis crabro</i>	7	0,03	Diplcrab
<i>Diploneis subovalis</i>	4, 8, 10	0,20	Diplsubo
<i>Discostella stelligera</i>	4	0,10	Discstel
<i>Encyonema neomesianum</i>	1, 2, 4, 10	0,60	Encyneom
<i>Eunotia bidens</i>	10	0,03	Eunobide
<i>Eunotia bilunaris</i>	2, 3, 4, 5, 9, 10	1,03	Eunobilu
<i>Eunotia</i> sp1	1, 3	0,23	Eunosp1
<i>Eunotia</i> sp2	1, 3	0,07	Eunosp2
<i>Eunotogramma</i> sp1	3	0,03	Eunosp1
<i>Fallacia meridionalis</i>	5, 6, 7	1,10	Fallmeri
Fragilariales 1	4, 10	0,13	Frag1
<i>Frustulia crassinervia</i>	4, 10	0,13	Fruscras
<i>Gomphonema acuminatum</i>	1, 2, 3	0,47	Gompacum
<i>Gomphonema gracile</i>	1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 9, 10	5,76	Gompgrac
<i>Gomphonema lagenula</i>	2, 3, 5, 6, 8, 9, 10	2,03	Gomplage
<i>Gomphonema laticollum</i>	2, 3, 4, 10	2,30	Gomplati
<i>Gomphonema parvulum</i>	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10	12,25	Gompparv
<i>Gomphonema turris</i>	5	0,07	Gompturr
<i>Gomphonema</i> sp1	2	0,07	Gompsp1
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	1, 2, 6, 7	2,06	Gyroacum
<i>Gyrosigma scalproides</i>	9	0,03	Gyroscal
<i>Hippodonta hungarica</i>	1, 3, 5, 6, 9, 10	0,60	Hipphung
<i>Lemnicola hungarica</i>	1, 2, 5, 6, 10	0,57	Lemnhung
<i>Lemnicola rostellata</i>	1, 2, 3	0,40	Lemnsp1
<i>Navicula subrhynchocephala</i>	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10	4,69	Navisubr
<i>Navicula</i> sp1	2, 6, 7, 9	0,80	Navisp1
<i>Navicula</i> sp2	2, 3, 7, 9	0,83	Navisp2
<i>Navicula</i> sp3	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10	2,76	Navisp3
<i>Navicula</i> sp4	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9	1,56	Navisp4
<i>Navicula</i> sp5	1, 3, 5	0,17	Navisp5
<i>Navicula</i> sp6	5, 6	0,07	Navisp6
<i>Navicula</i> sp7	6	0,03	Navisp7

NI 1	1, 2, 5, 9	0,13	NI1
NI 2	9	0,03	NI2
NI 3	1, 5, 8	0,30	NI3
NI 4	1	0,03	NI4
NI 5	1, 2	0,10	NI5
NI 6	10	0,03	NI6
<i>Nitzschia amphibia</i>	2, 3, 4, 5, 7, 8, 9, 10	7,09	Nitzamph
<i>Nitzschia acicularioides</i>	9	0,03	Nitzacic
<i>Nitzschia dissipata</i>	2, 3, 5, 6, 7, 8, 10	5,19	Nitzdiss
<i>Nitzschia inconspicua</i>	3, 5, 6, 7, 8, 9, 10	0,60	Nitzinco
<i>Nitzschia palea</i>	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10	21,37	Nitzpal
<i>Nitzschia</i> sp1	5, 8, 9, 10	1,23	Nitzsp1
<i>Nitzschia</i> sp2	6, 9	0,17	Nitzsp2
<i>Nitzschia</i> sp3	3, 5	0,20	Nitzsp3
<i>Pinnularia acrospheria</i>	1, 7	0,17	Pinnacro
<i>Pinnularia gibba</i>	7, 10	0,13	Pinngib
<i>Placoneis uruguayensis</i>	6, 10	0,07	Placurug
<i>Placoneis</i> sp1	1, 2, 6, 9	0,40	Placsp1
<i>Placoneis</i> sp2	6	0,03	Placsp2
<i>Placoneis</i> sp3	6, 10	0,07	Placsp3
<i>Placoneis</i> sp4	5	0,03	Placsp4
<i>Placoneis</i> sp5	3	0,03	Placsp5
<i>Planothidium delicatulum</i>	2, 4, 6, 7, 9, 10	1,50	Plandeli
<i>Planothidium</i> sp1	2	0,03	Plansp1
<i>Psammothidium subatomoides</i>	1, 2, 3, 5, 9	0,57	Psamsuba
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	1, 2, 7	0,27	Pseubrevi
<i>Pseudostaurosira trainorii</i>	3, 4, 10	1,50	Pseutrai
<i>Pseudostaurosira</i> sp1	3, 4	0,10	Pseusp1
<i>Rhopalodia gibberula</i>	2, 3, 5, 7, 9, 10	0,57	Rhopagibb
<i>Sellaphora pupula</i>	1, 2, 4, 5, 7, 9, 10	0,33	Sellpupu
<i>Sellaphora</i> sp1	1, 6	0,17	Sellsp1
<i>Sellaphora</i> sp2	1	0,03	Sellsp2
<i>Staurophora</i> sp1	8	0,03	Stausp1
<i>Staurosira construens</i>	3	0,13	Staucons
<i>Staurosirella pinnata</i>	4	1,26	Staupinn
<i>Ulnaria ulna</i>	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 10	4,49	Ulnaulna

## Apêndice 2

### Normas para submissão do manuscrito na revista *Iheringia Série Botânica*

**Iheringia, Série Botânica**, periódico editado pelo Museu de Ciências Naturais, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, destina-se à publicação semestral de artigos, revisões e notas científicas originais sobre assuntos relacionados a diferentes áreas da Botânica. O manuscrito pode ser redigido em português, espanhol e inglês, recebendo este último idioma prioridade de publicação e será avaliado por no mínimo dois revisores e corpo editorial.

Os artigos após publicação ficarão disponíveis em formato digital (pdf) no site da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul ([http://www.fzb.rs.gov.br/conteudo/2135/?Iheringia\\_S%C3%A9rie\\_Bot%C3%A2nica](http://www.fzb.rs.gov.br/conteudo/2135/?Iheringia_S%C3%A9rie_Bot%C3%A2nica)) e no portal da CAPES. A revista encontra-se indexada no Web of Science – Institute for Scientific Information (ISI).

O encaminhamento do manuscrito deverá ser feito em uma via impressa e uma cópia em CD-RW para a editora-chefe no endereço: Museu de Ciências Naturais, Fundação Zoobotânica do RS, Rua Salvador França, 1427, CEP 90690-000, Porto Alegre, RS.

O manuscrito deve ser escrito em fonte Times New Roman, tamanho 12, espaço 1,5, em páginas numeradas (máximo de 40 páginas incluindo figuras). A apresentação dos tópicos Título, Resumo, Abstract, Introdução, Material e Métodos, Resultados e/ou Discussão, Conclusões, Agradecimentos e Referências deve seguir o estilo dos artigos publicados no último número da revista, encontrado no site. A nota (no máximo seis páginas) destina-se a comunicações breves de resultados originais, não sendo necessário apresentar todos os tópicos de um artigo.

O nome dos autores é seguido apenas pelo endereço profissional e e-mail. Menção de parte de dissertação de mestrado ou tese de doutorado é indicada por número sobrescrito, abaixo do título do manuscrito.

O Resumo, com no máximo 150 palavras, deve conter as mesmas informações que o Abstract. Palavras-chave e key words devem ter no máximo cinco palavras em ordem alfabética, separadas por vírgulas, e não podem ser as mesmas que se encontram no título. O resumo em inglês (abstract) deve ser precedido pelo título do manuscrito, também em inglês. Quando o manuscrito for escrito em inglês ou espanhol deverá conter um resumo em português precedido pelo título em português.

Nomes taxonômicos de qualquer categoria são escritos em itálico. Os nomes genéricos e específicos, ao serem citados pela primeira vez no texto, são acompanhados pelo(s) nomes

do(s) seu(s) autor(es). Para as abreviaturas de autores, livros e periódicos deve-se seguir “The International Plant Names Index” (<http://www.ipni.org/index.html>), “The Taxonomic Literature (TL-2)”, “Word List of Scientific Periodicals” ou “Journal Title Abbreviations” (<http://library.caltech.edu/reference/abbreviations>).

Nos manuscritos de abordagem taxonômica, as chaves de identificação devem ser preferencialmente indentadas e os autores dos táxons não devem ser citados. No texto, os táxons são apresentados em ordem alfabética e citados como segue (basônimo e sinônimo não são obrigatórios).

*Bouteloua megapotamica* (Spreng.) Kuntze, Revis. Gen. Pl. 3 (3): 341. 1898. *Pappophorum megapotamicum* Spreng., Syst. Veg. 4: 34. 1827. *Eutriana multiseta* Nees, Fl. Bras. 2(1): 413. 1829. *Pappophorum eutrianooides* Trin. ex Nees, Fl. Bras. Enum. Pl. 2(1): 414. 1829. *Bouteloua multiseta* Griseb., Abh. Königl. Ges. Wiss. Göttingen 24: 303. 1879. (Figs. 31-33)

O material examinado é apresentado em tabela ou citado na seguinte sequência: país, estado, município, local específico listado em ordem alfabética, seguindo-se a data, nome e número do coletor e sigla do Herbário, ou o número de registro no herbário, na inexistência do número de coletor, conforme os exemplos:

**Material examinado:** ARGENTINA, MISIONES, Depto. Capital, Posadas, 11.I.1907, C. Spegazzini s/no (BAB 18962). BRASIL, ACRE, Cruzeiro do Sul, 24.V.1978, S. Winkler 698 (HAS); RIO GRANDE DO SUL, Santa Maria, Reserva Biológica do Ibicuí-Mirim, 10.XII.1992, M.L. Abruzzi 2681 (HAS); Uruguaiana, 12.III.1964, J. Mattos & N. Mattos, 5345 (HAS, ICN). VENEZUELA, Caracas, 15.III.1989, J. C. Lindeman 3657 (VEN).

**Material examinado:** BRASIL, RIO GRANDE DO SUL, Mato Leitão, arroio Sampaio, estação 1, 10.V.1995, lâmina no 4899 (HAS 34015); arroio Sampainho, estação 2, 5.VIII.1994, lâmina no 4903 (HAS34017).

Palavras de origem latina (*et al.*, *apud*, *in*, *ex*, *in vivo*, *in loco*, *in vitro* ...) são escritas em itálico e as palavras estrangeiras entre aspas. As citações de literatura no texto são dispostas em ordem alfabética e cronológica da seguinte forma: Crawford (1979) ou (Crawford 1979); (Bawa 1990, Free 1993); (Smith & Browse 1986) ou Smith & Browse (1986); Round et al. (1992) ou (Round et al. 1992).

As Referências Bibliográficas devem conter todos os autores e ser apresentadas sem justificar, obedecendo os espaços simples ou duplos, entre os autores, ano, título do artigo ou livro e do periódico (citado por extenso). As citações de dissertações e teses são incluídas somente em casos estritamente necessários. O seguinte estilo deve ser usado para as Referências Bibliográficas:

### **Capítulo de livro**

Barbosa, D.C.A., Barbosa, M.C.A. & Lima, L.C.M. 2003. Fenologia de espécies lenhosas da Caatinga. In *Ecologia e conservação da Caatinga* (I.R. Leal, M. Tabarelli & J.C.M. Silva, eds.). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, p. 657-693.

### **Livro**

Barroso, G.M., Morim, M.P., Peixoto, A.L. & Ichaso, C.L.F. 1999. *Frutos e Sementes. Morfologia Aplicada à Sistemática de Dicotiledôneas*. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 443 p.

### **Obra seriada**

Bentham, G. 1862. Leguminosae. Dalbergiae. In *Flora brasiliensis* (C.F.P. Martius & A.G. Eichler, eds.). F.Fleischer, Lipsiae, v.15, part. 1, p. 1-349.

### **Artigos em anais de congresso**

Döbereiner, J. 1998. Função da fixação de nitrogênio em plantas não leguminosas e sua importância no ecossistema brasileiro. In *Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros* (S. Watanabe, coord.). Anais da Academia de Ciências de São Paulo, São Paulo, p. 1-6.

Smith, A.B. 1996. Diatom investigation. In *Proceedings of the Nth International Diatom Symposium* (X.Y.Brown, ed.). Biopress, Bristol, p.1-20.

### **Livro de uma serie**

Förster, K. 1982. Conjugatophyceae: Zygnematales und Desmidiaceae (excl. Zygnemataceae). In *Das Phytoplankton des Süßwassers: Systematik und Biologie* (G. Huber-Pestalozzi, ed.). Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, Band 16, Teil 8, Hälfte 1, p. 1-543.

Metzeltin, D., Lange-Bertalot, H. & Garcia-Rodriguez, F. 2005. Diatoms of Uruguay. In *Iconographia Diatomologica. Annotated diatom micrographs*. (H. Lange-Bertalot, ed.). Gantner Verlag, Ruggell, v. 15, 736 p.

### **Referência via eletrônica**

Guiry, M.D. & Dhonncha, E. 2004. AlgaeBase. World eletronic publication. Disponível em: <http://www.algaebase.com>. Acessado em 18.02.2005.

### **Periódico**

Nervo, M.H. & Windisch, P.G. 2010. Ocorrência de *Pityrogramma trifoliata* (L.) R. M. Tryon (Pteridaceae) no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia. Série Botânica* 65(2):291-293.

### **Tese ou dissertação**

Werner, V. 2002. Cyanophyceae/Cyanobacteria no sistema de lagoas e lagunas da Planície Costeira do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Tese 363 f., Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, São Paulo.

Siglas e abreviaturas, quando mencionadas pelas primeira vez, são precedidas por seu significado por extenso. Na escrita de dados numéricos, os números não inteiros, sempre que possível, deverão ser referidos com apenas uma casa decimal e as unidades de medida abreviadas, com um espaço entre o número e a unidade (Ex. 25 km; 3 cm, 2-2,4  $\square$ m). Os números de um a dez são escritos por extenso (excetuando-se medidas e quantificação de caracteres) e para os numerosos com mais de três dígitos o ponto deve ser utilizado.

As tabelas e figuras são numeradas sequencialmente com algarismos arábicos e suas citações no texto devem ser abreviadas como (Tab. ou Tabs.) e (Fig. ou Figs.) ou escritas por extenso, quando pertinente. Devem vir intercaladas no texto com seus títulos e legendas, respectivamente.

As figuras (imagens e desenhos) devem ser de alta resolução e salvas em formato TIF. A disposição das ilustrações deve ser proporcional ao espaço disponível (23 x 8,1 ou 17,2 cm, no caso de uma ou duas colunas, respectivamente), incluindo o espaço a ser ocupado pela legenda. As escalas (barras) deve estar graficamente representada ao lado das ilustrações e seu valor referenciado na legenda. As legendas das figuras são apresentadas em folha à parte. A citação do(s) nome(s) do(s) autor(es) do(s) táxon(s) é opcional. Veja exemplos abaixo:

**Figs. 1-6.** 1, 2. *Navicula radiosa*: vista interna (MEV); 2. Vista externa (MEV); 3. *Pinnularia borealis* (MO); 4. *P. viridis*; 5. *Surirella ovalis* (MO); 6. *S. tenuis* (MET). Barras: Figs. 1, 2, 6 = 5  $\square$ m; Figs. 3-5 = 10  $\square$ m.

**Figs. 1-5.** *Paspalum pumilum* Nees. 1. Hábito; 2. Gluma II (vista dorsal); 3. Lema I (vista dorsal); 4. Antécio II (vista dorsal); 5. Antécio II (vista ventral). (Canto-Dorow 24 – ICN).

**Figs. 1-3.** Padrão de venação dos folíolos. 1. *Lonchocarpus muehlbergianus* (J. A. Jarenkow 2386 - ICN); 2. *L. nitidus* (A. Schultz 529 ICN); 3. *L. torrensis* (N. Silveira et al. 1329 - HAS).

**Figs. 3 A-C.** *Eragrostis guianensis*. A. Hábito; B. Espigueta; C. Antécio inferior reduzido ao lema e semelhante às glumas (Coradin & Cordeiro 772 - CEN). Barras = 1 mm.

Em 12 de junho de 2014

Lezilda Carvalho Torgan

Editora-chefe