

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E EXATAS
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM AGROBIOLOGIA**

**IMPACTO DA ESPÉCIE INVASORA *Ceratium furcoides*
(LEVANDER) LANGHANS 1925 EM DUAS REPRESAS
DO ALTO JACUÍ, RS**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

ANA PAULA VESTENA CASSOL

**SANTA MARIA, RS, BRASIL
2014**

**IMPACTO DA ESPÉCIE INVASORA *Ceratium furcoides*
(LEVANDER) LANGHANS 1925 EM DUAS REPRESAS DO
ALTO JACUÍ, RS**

ANA PAULA VESTENA CASSOL

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Agrobiologia Área de Concentração em Interação Organismo Ambiente da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM-RS), como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Agrobiologia

Orientador: Maria Angélica Oliveira

Santa Maria, RS, Brasil
2014

Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Naturais e Exatas
Programa de Pós-Graduação em Agrobiologia

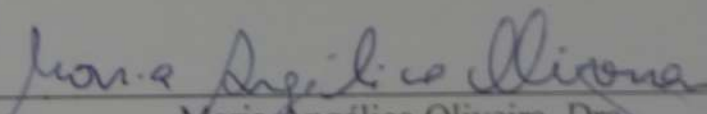
A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

IMPACTO DA ESPÉCIE INVASORA *Ceratium furcoides*
(LEVANDER) LANGHANS 1925 EM DUAS REPRESAS DO ALTO
JACUÍ, RS

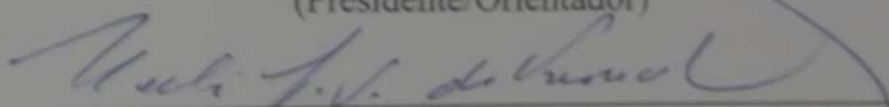
elaborada por
Ana Paula Vestena Cassol

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Agrobiologia

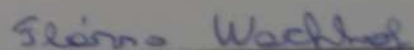
COMISSÃO EXAMINADORA:



Maria Angélica Oliveira, Dra
(Presidente/Orientador)



Noeli Julia Schussler de Vasconcellos, Dra. (UNIFRA)



Flávio Wachholz, Dr. (UEA)

Santa Maria, 27 de fevereiro de 2014.

Aos meus exemplos de vida...mãe e pai!

AGRADECIMENTOS

A CAPES pelo apoio financeiro para a realização desta pesquisa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Agrobiologia pela oportunidade de realizar um sonho e contribuir para o meu crescimento profissional como bióloga na obtenção do grau de mestre.

A minha orientadora Maria Angélica Oliveira que me deu oportunidade de trabalho ainda no início da minha graduação e acreditou no meu potencial, pelos ensinamentos e por despertar em mim a paixão pelas algas, o meu muito obrigada.

Ao meu coordenador Waterloo Pereira Filho por acreditar que uma bióloga pode dar certo em meio a tantos geógrafos, pela parceria de todos os campos realizados e pelos ensinamentos sobre sensoriamento remoto e geotecnologias, muito obrigada.

Ao professor Sérgio Luiz de Oliveira Machado pelas contribuições feitas ao meu projeto de mestrado.

A minha família pelo apoio e incentivo, por abdicarem de seus sonhos em função dos meus, ao meu pai Florindo Cassol e minha mãe Ananir Cassol pelo exemplo de bondade e dedicação e pelos ensinamentos de que a humildade nos torna seres humanos melhores. Aos meus irmãos Guilherme Cassol, Renata Cassol e Carla Zemolin pelo companheirismo, dividindo os tristezas e multiplicando as alegrias.

Aos amigos do laboratório de Ficologia Juliana Ferreira, André Domingues, Mariana Durigon, José Alfredo Souza de Souza Junior, Henrique Adamy, Gabriel Mazuim e Jéssica Meneghetti, porque muito mais que colegas de trabalho nos tornamos amigos, pois nenhum trabalho se realiza sozinho. Agradeço especialmente ao André, parceria de campo e discussões filosóficas sobre as microalgas e os reservatórios, a Ju por fortalecer o nosso pensamento positivo de que tudo vai dar certo, a Mari pelo ombro amigo e fiel em todas as horas e a Maria Carolina Figueiredo pela constante amizade que fizemos desde a graduação.

Aos amigos do Laboratório de Geotecnologias Felipe, Diego, Patrícia, Greice, Gustavo, Joceli, Rosana, Makele, Edson e Glória que possibilitaram a troca de experiências entre biólogos e geógrafos.

As queridas Tati, Nilza, Vânia e Ica que foram além do seu trabalho de funcionárias e se tornaram minhas amigas de todos sábados e domingos.

Aos colegas da turma da Agrobiologia de 2012 que comprovaram que a amizade vale mais que qualquer competição.

A todos amigos e parentes que me apoiaram e contribuíram de alguma forma para este trabalho.

O MEU SINCERO MUITO OBRIGADA!

“Seja você a mudança que quer ver no mundo”

SUMÁRIO

Figura 1. Mapas representando estações de coleta dos reservatórios de Ernestina e Itaúba inseridos nos sistema em cascata do Rio Jacuí, RS.	26
Figura 2. Gráfico de precipitação total mensal com níveis pluviométricos médios (linha), no período de dezembro de 2011 a fevereiro de 2013, obtidos na Estação Meteorológica de Passo Fundo RS, próxima ao reservatório de Ernestina.	28
Figura 3. Gráfico de precipitação diária no período de dezembro de 2011 a fevereiro de 2013, obtidos na Estação Meteorológica de Passo Fundo RS, próxima ao reservatório de Ernestina. Setas indicam as data das campanhas amostrais.	29
Figura 4. Gráfico de média mensal da vazão afluente, vazão defluente e tempo de retenção da água no período de dezembro de 2011 a fevereiro de 2013, obtidos nos boletins diários do Operador Nacional do Sistema Elétrico.	29
Figura 5. Perfil vertical das temperaturas médias da coluna d'água do reservatório de Ernestina nas quatro campanhas amostrais. C1: Campanha amostral 01 (10/01/2012); C2: Campanha amostral 02 (21/05/2012); C3: Campanha amostral 03(14/09/2012) e C4: campanha amostral 04 (22/01/2013).	30
Figura 6. Perfis verticais de temperatura e oxigênio dissolvido na coluna d'água na represa de Ernestina em setembro de 2012 (a e b) e janeiro de 2013 (c e d).UA 01: Unidade amostral na porção leste do reservatório. UA 03: Unidade amostral próxima ao vertedouro. UA 05: Unidade amostral na porção central do reservatório.	31
Figura 7. Valores de condutividade elétrica, sólidos totais em suspensão, fosfato e pH encontrados na represa de Ernestina durante janeiro de 2012 a janeiro de 2013.	32
Figura 8. Densidade total de células (barras) e riqueza de espécies (linha) em cada unidade amostral no reservatório de Ernestina no período de janeiro de 2012 a janeiro 2013. As densidades nas diferentes profundidades amostrais estão indicadas pelas barras: cinza claro - superfície; cinza escuro - profundidade de transparência do disco de Secchi; preto - limite da zona eufótica.	33
Figura 9. Biovolume ($\mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$) em porcentagem das classes fitoplanctônicas no reservatório de Ernestina durante o período de janeiro de 2012 a janeiro de 2013.	34
Figura 10. Diagrama de Ordenação do Escalonamento Multidimensional Não Métrico Utilizando Dados de fitoplâncton da represa de Ernestina no período de janeiro de 2012 a fevereiro de 2013. Vetores das variáveis limnológicas foram ajustados ao diagrama pela função envfit. As unidades amostrais estão indicadas por números como seguem: 1- 6 (janeiro de 2012), 7 – 15 (maio 2012), 16 – 24 (setembro 2012) e 25 – 33 (fevereiro 2013).	35
Figura 11. Medida de tendência central da riqueza de espécies entre as estações amostrais, as campanhas amostrais e as diferentes profundidade amostradas no reservatório de Ernestina, alto curso do rio Jacuí, RS.	36
Figura 12. Gráfico de precipitação total mensal com níveis pluviométricos médios (linha), no período de dezembro de 2011 a fevereiro de 2013, obtidos na Estação Meteorológica de Cruz Alta RS, próxima ao reservatório de Itaúba.	37
Figura 13. Gráfico de precipitação diária, no período de dezembro de 2011 a fevereiro de 2013, obtidos na Estação Meteorológica de Cruz Alta RS, próxima ao reservatório de Itaúba. Setas indicam as datas das campanhas amostrais.	37
Figura 14. Gráfico de média mensal da vazão afluente, vazão defluente e tempo de retenção da água (TRT) na represa de Itaúba, no período de dezembro de 2011 a fevereiro de 2013, obtidos no boletim diário do Operador Nacional do Sistema Elétrico.	38
Figura 15. Perfil vertical da zona eufótica das temperaturas médias da coluna d'água do reservatório de Itaúba nas quatro campanhas amostrais. C1: Campanha amostral 01	

	(10/01/2012); C2: Campanha amostral 02 (21/05/2012); C3: Campanha amostral 03(14/09/2012) e C4: campanha amostral 04 (22/01/2013).	38
Figura 16.	Perfis verticais de temperatura e oxigênio dissolvido na coluna d'água na represa de Itaúba em agosto de 2012 (a e b) e fevereiro de 2013 (c e d). UA 01: Unidade amostral representando a porção de lago;UA 07: Unidade amostral na porção de transição. UA 09: Unidade amostral na porção pertencente ao rio Jacuí. UA 05: Unidade amostral na porção pertencente ao rio Ivaí.....	39
Figura 17.	Valores de condutividade elétrica (CE), fosfato (PO4), total de sólidos em suspensão (TSS) e pH na represa de Itaúba no período de janeiro 2012 a fevereiro de 2013.	41
Figura 18.	Densidade de células.L ⁻¹ (barras) e riqueza de espécies (linha) nas unidades amostrais no reservatório de Itaúba no período de janeiro de 2012 a fevereiro de 2013. As densidades de células nas diferentes profundidades amostradas estão indicadas pelas barras: cinza claro – superfície; cinza escuro – profundidade de transparência do disco de Secchi; preto – limite da zona eufótica.....	42
Figura 19.	Biovolume (µm ³ .ml ⁻¹) em porcentagem das classes fitoplanctônicas no reservatório de Itaúba durante o período de janeiro de 2012 a janeiro de 2013.	43
Figura 20.	Diagrama de Ordenação do Escalonamento Multidimensional Não Métrico utilizando dados de fitoplâncton da represa de Itaúba no período de janeiro de 2012 a fevereiro de 2013. Vetores das variáveis limnológicas foram ajustados ao diagrama pela função Envfit. As unidades amostrais estão indicadas por números como seguem: 1- 11 (janeiro de 2012), 12 – 23 (maio 2012), 24 – 35 (agosto 2012) e 36 – 47 (janeiro 2013).	44
Figura 21.	Medida de tendência central da riqueza entre as estações amostrais, a campanhas amostrais e as diferentes profundidade amostradas no reservatório de Itaúba, alto curso do rio Jacuí, RS.	45

LISTA DE TABELAS DO CAPÍTULO 01

Tabela 1. Características gerais dos reservatórios de Ernestina e Itaúba, no alto curso do rio Jacuí, RS.....	26
Tabela 2. Coeficientes de correlação (r) e significância (p) obtidos pelo teste de ANOSIM entre as Campanhas Amostrais, Profundidade e Unidades Amostrais no reservatório de Ernestina.....	36
Tabela 3. Coeficientes de correlação (r) e significância (p) obtidos pelo teste de ANOSIM entre as Campanhas Amostrais, Profundidade e Unidades Amostrais no reservatório de Itaúba.....	45

LISTA DE FIGURAS CAPÍTULO 02

- Figura 1. Mapas representando as unidades amostrais dos reservatórios de Ernestina e Itaúba inseridos no sistema em cascata do Rio Jacuí, RS.....61
- Figura 2. *Ceratium furcoides* encontrado nas represas de Ernestina e Itaúba em foto de microscopia ótica (400X) e eletrônica de varredura.....63
- Figura 3. Densidade de células de *Ceratium furcoides* e Cyanophyceae, Bacillariophyceae e Chlorophyceae no reservatório de Ernestina durante o período de janeiro de 2012 a janeiro de 2013.....63
- Figura 4. Densidade total de *C. furcoides* e a temperatura da água em cada unidade amostral nos reservatórios de Ernestina (a) e Itaúba (b), nas quatro campanhas amostrais, Rio Jacuí, RS.....65
- Figura 5. Fotos da coloração da água em Ernestina (a) e Itaúba (b).....67
- Figura 6. Biovolume relativo de *Ceratium furcoides*, Cyanophyceae, Bacillariophyceae e Chlorophyceae no reservatório de Ernestina durante o período de janeiro de 2012 a janeiro de 2013.....68
- Figura 7. Biovolume relativo das espécies fitoplanctônicas do reservatório de Ernestina durante o período de janeiro de 2012 a janeiro de 2013. a: Dinophyceae; b: Cyanophyceae e c: Bacillariophyceae.....69
- Figura 8. Densidade de células de *Ceratium furcoides* e Cyanophyceae, Bacillariophyceae e Chlorophyceae no reservatório de Itaúba durante o período de janeiro de 2012 a fevereiro de 2013.....70
- Figura 9. Biovolume relativo de *Ceratium furcoides*, Cyanophyceae, Bacillariophyceae e Chlorophyceae no reservatório de Itaúba durante o período de janeiro de 2012 a fevereiro de 2013.....71
- Figura 10. Biovolume relativo das espécies fitoplanctônicas do reservatório de Itaúba durante o período de janeiro de 2012 a janeiro de 2013. a: Dinophyceae; b: Cyanophyceae; c: Cryptophyceae; d: Chlamydomphyceae; e: Bacillariophyceae e f: Chlorophyceae....72,73
- Figura 11. Diagrama da Análise de Componentes Principais dos reservatórios de Ernestina (a) e Itaúba (b). Cfur: *C. furcoides*; TSS: sólidos totais em suspensão; PO4: fosfato; Temp: Temperatura da água; DS: Profundidade de transparência do disco de Secchi. Os números indicam as campanhas amostrais: 2; 3 e 4.....75
- Figura 12. Medida de tendência central do biovolume de *C. furcoides* nas duas categorias: $<1000 \text{ mm}^3.\text{ml}^{-1}$ e $>1000 \text{ mm}^3.\text{ml}^{-1}$ em relação às variáveis ambientais: pH: potencial Hidrogeniônico; DS: profundidade de transparência do Disco de Secchi; TSS: sólidos totais em suspensão e Temp: temperatura da água. Linhas inferiores representam a mínima, linhas centrais indicam mediana e linhas superior indicam a máxima.....76

LISTA DE TABELAS DO CAPÍTULO 02

Tabela 1. Características gerais dos reservatórios de Ernestina e Itaúba, no alto curso do rio Jacuí, RS.....	60
Tabela 2. Valores mínimos, máximos, médios e desvio padrão das variáveis bióticas e abióticas nos reservatórios de Ernestina e Itaúba. <i>C. furcoides</i> ; Temperatura, Condutividade Elétrica, Sólidos Totais em Suspensão, Fosfato (PO ₄), Transparência do disco de Secchi e Teórico.....	67
Tabela 3. Coeficiente de correlação de Spearman do biovolume de <i>C. furcoides</i> com as variáveis limnológicas: transparência do disco de Secchi (DS), sólidos totais em suspensão (TSS), fosfato (PO ₄), temperatura da água (Temp) e potencial Hidrogênionico (pH). (*) indica correlação significativa.....	67
Tabela 4. Valores de significância entre as variáveis ambientais e os eixos da PCA nas represas de Ernestina e Itaúba.....	74

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Agrobiologia
Universidade Federal de Santa Maria

IMPACTO DA ESPÉCIE INVASORA *Ceratium furcoides* (LEVANDER) LANGHANS 1925 EM DUAS REPRESAS DO ALTO JACUÍ, RS

AUTORA: ANA PAULA VESTENA CASSOL

ORIENTADOR: MARIA ANGÉLICA OLIVEIRA

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 27 de fevereiro de 2014.

O primeiro registro de *Ceratium* spp para o Brasil foi realizado em 2006 no estado de São Paulo, desde então tem-se observado sua expansão pelos diferentes rios do Brasil, inclusive em episódios de florações. Em vista da ocorrência da espécie *Ceratium furcoides* no estado do Rio grande do Sul, o objetivo do trabalho foi identificar impactos da sua ocorrência e possíveis relações de inibição, dominância e co-dominância com as demais espécies do fitoplâncton nas represas de Ernestina e Itaúba, localizadas no Alto Curso do Rio Jacuí. Objetivou-se também identificar padrões espaciais e temporais da comunidade fitoplânctônica associada às variáveis ambientais a fim de ilustrar as forças reguladoras dessas comunidades. Campanhas amostrais foram realizadas sazonalmente de janeiro de 2012 a janeiro de 2013. A represa de Ernestina é a possui área de 38,5 km² com profundidade média de 7,1m. A represa de Itaúba possui 13,2 km² de área e profundidade média de 40m. As amostras foram coletadas em quatro estações amostrais nas represas e em três profundidades utilizando garrafa tipo Van Dorn (5 Litros) cujo volume foi filtrado por uma rede de plâncton de abertura de malha de 10 µm e preservado com solução lugol acético 1%. Ao total foram identificados 91 espécies para a represa de Ernestina e 130 para Itaúba e um padrão sazonal na organização das comunidades. Não houve diferenças significativas em padrões espaciais, (verticais e horizontais). Observou-se uma tendência ao aumento da riqueza de espécies com maior precipitação pluviométrica e o aumento na concentração de células do fitoplâncton favorecido por tempos de retenção mais longos, sendo mais conspícuo na represa de Itaúba. A primeira ocorrência de *Ceratium furcoides* foi registrada em Janeiro de 2012 em Itaúba e Maio de 2012 em Ernestina, sendo identificada em todas as unidades amostrais subsequentes nas duas represas. Densidades de *C. furcoides* superiores a 100 cél.ml⁻¹ foram encontradas em unidades amostrais com temperatura média de 20°C e pH básico em Itaúba. Níveis baixos de fosfato parecem não ser limitantes ao desenvolvimento de *C. furcoides* e o aumento da pluviosidade indicaram interferência negativa no seu crescimento. No período de floração de *C. furcoides* na represa de Itaúba foram verificadas ocorrendo em concomitância *Eudorina* sp, *Cyclotella meneghiniana*, *Discostella stelligera* e filamentos de *Cuspidotrrix*. Houve forte redução na riqueza de espécies durante o maior biovolume de *C. furcoides* na represa de Itaúba. A primeira ocorrência de floração de *C. furcoides* nos reservatórios do rio Jacuí sugere uma modificação nas condições ambientais que se tornaram favoráveis a sua proliferação e reforça a importância de compreender seus impactos em águas doces subtropicais e possibilitar condições adequadas de operação do sistema de represas.

Palavras chaves: Dinoflagelado, fitoplâncton, reservatório, subtropicais, água-doce.

ABSTRACT

Master Course Dissertation
Professional Graduation Program in Agrobiology
Federal University of Santa Maria

IMPACT OF THE INVASIVE SPECIES *Ceratium furcoides* (LEVANDER) LANGHANS 1925 IN TWO RESERVOIRS OF THE UPPER JACUÍ, RS

AUTHOR: ANA PAULA VESTENA CASSOL

ADVISER: MARIA ANGÉLICA OLIVEIRA

Defense Place and Date: Santa Maria, 27th February, 2014.

Species of the dinoflagellate genus *Ceratium* are preferentially marine, and their presence in tropical and subtropical freshwater systems has been considered invasive. The first record of its presence in Brazil was published in 2006 for São Paulo state. Since then, the species has been reported from several different river systems, sometimes in high densities characterizing blooms. The study described herein aimed at identifying the impacts of the occurrence in high densities of the species *Ceratium furcoides* and its possible relationships with other phytoplankton species at two reservoirs, Ernestina and Itaúba, located in the high course of the river Jacuí, Rio Grande do Sul state, Brazil. Another aim was to describe spatial and seasonal patterns of the phytoplankton community, related to limnological and climatological variables, in order to illustrate the regulating processes of these communities. Samplings were taken seasonally from January 2012 to January 2013. Ernestina reservoir is the first lake of the cascade system with an area of 38.5 km² and 7.1m average depth. Itaúba is the fourth dam, with 13.2km² area and average depth of 40m. Samples were taken from four sampling stations in each reservoir and three depths using a five litre Van Dorn bottle and filtering the content through a 10 µm mesh plankton net. After microscopic analysis of lugol preserved samples, 91 species were identified from Ernestina and 130 from Itaúba. The communities were organized seasonally. There were no significant differences in spatial patterns (vertical or horizontal). Species richness increased with higher rainfall and cell densities were higher at longer hydraulic retention times, mostly noticeable in the Itaúba lake. Mixing and stratification of water layers related to morphometric characteristics of the reservoirs were important regulators of phytoplankton in both lakes. The first record of *C. furcoides* was for January 2012 in Itaúba and May 2012 in Ernestina, and it was present in every subsequent sample of both reservoirs. Densities of *C. furcoides* higher than 100 cel mL⁻¹ were found in samples with 20°C average temperature and basic pH in Itaúba. Low phosphate levels were not limiting for the development of the species and higher rainfall caused a decrease in cell numbers. Other species occurring in Itaúba while the dinoflagellate was in bloom were *Eudorina* sp, *Cyclotella meneghiniana*, *Discostella stelligera*, and *Cuspidotrrix*. There was a marked decrease in species richness while the highest biovolume of *C. furcoides* was found in Itaúba. The first record of *C. furcoides* blooming in the reservoirs of the high course of the river Jacuí suggests a modification in local environmental conditions, reinforcing the need for a better understanding of the consequences of such blooms for the system.

Keywords: dinoflagellate, phytoplankton, reservoir, freshwater, subtropical

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	16
Revisão de Literatura	19
CAPÍTULO 01: COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA ASSOCIADA A CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS DE RESERVATÓRIOS NO SISTEMA EM CASCATA DO ALTO JACUÍ, RS	22
Resumo	22
Abstract	23
Introdução	23
Metodologia	25
Resultados	28
Discussão	45
Conclusão	51
Referências Bibliográficas	51
CAPÍTULO 02: CONDIÇÕES AMBIENTAIS DESCRITORAS DE <i>Ceratium furcoides</i> (LEVANDER) LANGHANS 1925 EM RESERVATÓRIOS SUBTROPICAIS	57
Resumo	57
Abstract	58
Introdução	58
Metodologia	59
Resultados	62
Discussão	77
Conclusão	80
Referências Bibliográficas	81
CONCLUSÃO	85
REFERÊNCIAS	86

INTRODUÇÃO

A água doce é um elemento essencial à manutenção das funções vitais dos seres vivos e vem sofrendo impactos na sua qualidade devido a grandes demandas a partir de 1950. Suas principais características de qualidade resultam do ambiente natural e das atividades antrópicas onde se originam e estão inseridas (REBOUÇAS et al., 2006).

Um dos grandes potenciais usos dos recursos hídricos é o represamento de rios para a construção de lagos artificiais, como açudes e represas cujas atividades podem alterar a qualidade da água. Quando os reservatórios são construídos em série ao longo do eixo longitudinal do rio, formam um sistema em cascata, e podem influir em outros reservatórios a jusante, revelando a interconexão entre os corpos de água (SILVA et al., 2005). Segundo Perbiche-Neves et al. (2011) a construção desses reservatórios resulta em nova organização das comunidades aquáticas devido à mudança do ambiente de lótico para lêntico.

De uma forma geral reservatórios apresentam um padrão de zonação em três porções distintas: uma zona com características de rio onde encontra-se alta turbidez e reduzida produção primária; uma zona de transição com aumento da sedimentação e da disponibilidade de luz havendo conseqüentemente um aumento do fitoplâncton; e uma zona lêntica com características de lago, situada próxima ao vertedouro onde há maior sedimentação de nutrientes, podendo haver diminuição da produção primária pela limitação destes (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008)

De acordo com o conceito de contínuo de reservatórios em cascata alguns padrões limnológicos são descritos como efeito dos reservatórios de montante para jusante. Segundo Barbosa et al (1999), há alteração da temperatura da superfície da água, aumento da profundidade de mistura, redução da turbidez com aumento na transparência da água e diminuição da concentração de oxigênio devido à decomposição no hipolimnio das represas a montante. Seguindo o padrão observa-se também uma diminuição da concentração de fósforo na água devido a sedimentação, promovendo conseqüentemente uma alteração na comunidade fitoplanctônica em função do grau de trofia do ambiente.

O fitoplâncton é um dos principais grupos fixadores de carbono e geradores de biomassa presentes em ambiente de água doce (BELLINGER; SIGEE, 2010). Estes organismos desempenham um importante papel na ciclagem de nutrientes e funcionam como produtores

primários da cadeia trófica aquática. Sabendo-se sua importância e papel nos processos de funcionamento desses corpos d'água Tundisi; Matsumura-Tundisi (2008) ressaltam que é necessário compreender as relações entre os componentes bióticos e abióticos a fim de se obter informações temporais mais detalhadas das condições dos ecossistemas aquáticos, já que Reynolds et al. (2002) consideram as comunidades fitoplanctônicas como indicadores mais confiáveis das condições destes habitats.

Frente ao diagnóstico de condições ambientais, as florações de algas, que são caracterizadas como aumento excessivo da biomassa algal, são identificadas como uma resposta destes organismos a um desequilíbrio ambiental, geralmente associado ao aporte de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (OLIVER; GANF, 2002). As espécies da classe Cyanophyceae são as mais reportadas na literatura em episódios de floração em ambientes limnícolas. Possuem um grande impacto econômico em reservatórios, pois sua presença pode provocar alterações de cor e odor na água, além de afetar os usos desta para as finalidades de recreação e abastecimento de populações, devido à presença de toxinas, aumentando os custos de tratamento e provocando danos à saúde humana e animal.

No entanto, além das Cyanophyceae, uma nova espécie tem chamado a atenção dos pesquisadores pela sua ocorrência em ambientes de água doce. Dinoflagelados do gênero *Ceratium* geralmente habitam ambientes marinhos, no entanto em vista da menor frequência em ecossistemas de água doce tem sido considerada invasoras em ambientes tropicais e subtropicais (SILVA et al., 2012), embora florações deste gênero sejam comuns em zonas temperadas (HEANEY, 1988; POLLINGHER, 1988; HICKEL, 1988; ECHEVARIA; RODRIGUES 1994).

Essas espécies são capazes de formar florações porque são dotadas de relativa mobilidade resistindo à sedimentação, o que facilita a ocupação de camadas superficiais e a otimização de recursos como luz e nutrientes (DONAGH et al., 2005). Apesar destas florações não serem consideradas tóxicas, registros deletérios para comunidades aquáticas foram reportadas por Pitcher; Probyn (2011) em ambiente marinho na África do Sul na qual foram observadas condições anóxicas causadas pela floração de *Ceratium* causando a morte de lagostas do local.

A conspícua presença de *Ceratium* spp em diferentes continentes como na Austrália (WITTINGTON et al., 2000), na África do Sul (GINKEL et al., 2001; HART; WRAGG, 2009), na Argentina (DONAGH et al., 2005), em Taiwan (WU; CHOU, 1998), na Colômbia (GIL et

al., 2012) e na Espanha (PÉREZ-MARTÍNEZ; SÁNCHEZ-CASTILLO, 2001) indicam a ampla dispersão e o sucesso do gênero nos trópicos.

No Brasil, o primeiro registro do gênero em águas doces foi realizado por Ferrareze; Nogueira (2006) no rio Paranapanema, na divisa entre PR e SP. Atualmente espécies do gênero *Ceratium* já se encontram estabelecidas no semi-árido nordestino (OLIVEIRA et al., 2011) e nos estados do RS e PR (CAVALCANTE et al., 2013). Episódios de florações já foram relatados no reservatório de Billings, SP, por Matsumura-Tundisi (2010) e na represa de Furnas, MG, por Silva et al. (2012).

Ante o exposto e com fundamento no atual nível de conhecimento sobre o tema, depreende-se que o estudo sobre as características ecológicas da espécie *C. furcoides* bem como seus possíveis impactos em corpos de água subtropicais são imprescindíveis para que se possa compreender a sazonalidade e dominância, fornecendo subsídio à geração de futuras tecnologias-solução para o problema na operação da qualidade da água nos sistemas de represas.

O objetivo do trabalho foi identificar padrões espaciais e temporais da comunidade fitoplânctônica associada às variáveis ambientais nas represas de Ernestina e Itaúba, alto curso do rio Jacuí, RS, a fim de ilustrar as forças reguladoras dessas comunidades. Objetivou-se também investigar as condições ambientais mais favoráveis e os impactos da ocorrência de *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 em reservatórios de água subtropicais e possíveis relações de inibição, dominância e co-dominância desta espécie com as demais espécies do fitoplâncton. A hipótese de trabalho foi de que as comunidades fitoplânctônicas exibem uma tendência na distribuição espacial horizontal nos reservatórios de acordo com três zonas da represa: rio, transição e lago. A distribuição vertical deve se dar de acordo com a disponibilidade de luz. Além disso, são importantes forças reguladoras das comunidades as características limnológicas e hidrológicas de cada represa. A segunda hipótese prevê que as comunidades do fitoplâncton sejam estruturadas de acordo com padrões regionais já que as represas fazem parte de um sistema contínuo, de fluxo unidirecional ao longo do curso do rio.

Dessa forma a fim de contemplar os objetivos apresentados o trabalho foi estruturado em dois capítulos: o primeiro estabelece as forças reguladoras das comunidades fitoplânctônicas e as características limnológicas nas represas de Ernestina e Itaúba abordando aspectos ecológicos das comunidades algais estudadas; o segundo abrange as condições ambientais mais favoráveis e os impactos da ocorrência de *C. furcoides* nos reservatórios e suas

possíveis relações de inibição, dominância e co-dominância desta espécie com as demais espécies do fitoplâncton.

Revisão de Literatura

Os reservatórios são considerados corpos de água semifechados com características de rios e lagos e são de grande importância econômica e social (HENRY et al., 1998). São utilizados para diferentes fins como atender a demanda da irrigação na agricultura, o abastecimento de água a população humana, a geração de energia, além de atividades como a pesca, recreação e turismo (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Um dos maiores impactos dos reservatórios d'água é a redução da ciclicidade do ambiente de rio, (AGOSTINHO et al., 1999), pois apresentam eventos específicos de circulação horizontal e vertical produzidos pela operação do sistema, além de estarem sujeitos à ação de forças climatológicas (HENRY et al., 1998). Chuvas são importantes carreadores de nutrientes e sedimento para o reservatório, além de forças promotoras de mistura das massas de água, o que será responsável por regular diferentes processos dentro do reservatório (TUNDISI et al., 2010). Outro fator a ser considerado é o tempo de residência do reservatório, pois este é um dos principais fatores para a compartimentalização da represa (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 1990). Esta é provocada pela estratificação térmica e acarreta uma série de consequências na dinâmica de reservatórios. Além de afetar gradientes químicos e biológicos verticalmente, a estratificação na maior parte do ano leva a condições anóxicas do hipolimnio diminuindo a qualidade da água de fundo para o uso doméstico ou tornando-se inapropriado aos organismos aquáticos. (TUNDISI et al., 2004; BRANCO et al., 2009). Ainda o represamento também produz modificações nas condições básicas e na dinâmica da água alterando o transporte de sedimentos e nutrientes que interferem nas características físicas e químicas da água (COQUEMALA, 2005).

As represas quando construídas em sequência num mesmo curso hídrico, formando os denominados sistemas em cascata funcionam como agentes armazenadores principalmente de nutrientes contribuindo para melhoria da qualidade da água nas represas a jusante devido principalmente à retenção de fósforo (PADISÁK et al., 2000).

As atividades realizadas na área de drenagem da bacia hidrográfica vão influenciar diretamente na qualidade da água dos reservatórios, principalmente em relação ao aporte de

nutrientes. O aumento da taxa nitrogênio-fósforo no corpo d'água pode desencadear o processo de eutrofização do ambiente, gerando uma série de modificações qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas (ESTEVES, 1998).

Este processo de enriquecimento de nutrientes, associado com as altas temperaturas, tempo de retenção e estratificação física vertical também influenciam a formação e intensidade de florações do fitoplâncton. O crescimento excessivo de algas pode ser nocivo ou tóxico afetando negativamente a qualidade da água para consumo humano e animal (PADISÁK et al., 2000). Além disso, concentrações elevadas destes organismos em reservatórios dificultam o tratamento da água, causando danos a equipamentos e tubulações hidráulicas (PADISÁK et al., 2000; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

A eutrofização além de provocar aumento da biomassa de algas e o desenvolvimento de macrófitas aquáticas, também pode provocar a acidificação dos corpos d'água e afetar a disponibilidade de vários elementos químicos de importância biológica podendo causar efeitos deletérios no fitoplâncton, zooplâncton e demais organismos bentônicos a ponto de afetar o equilíbrio e a integridade das comunidades (AGOSTINHO et al., 1999).

No Brasil, as pesquisas limnológicas iniciaram no século XX (WETZEL, 2001; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008) e o enfoque para as comunidades fitoplanctônicas a partir de 1950. Estudos com comunidades fitoplanctônicas em reservatórios são abundantes envolvendo tanto aspectos limnológicos como as comunidades de microalgas; já as pesquisas em represas em cascatas são raras.

Em nível mundial, inúmeros reservatórios d'água em cascata foram construídos em rios na Ucrânia, Rússia, Espanha/Portugal, África, Estados Unidos da América (USA), Brasil e Brasil/Paraguai (BARBOSA et al., 1999). Na América do Sul, a intensificação do represamento de águas de rios ocorreu a partir de 1950; e no Brasil, especialmente entre as décadas de 1960 e 1970. Daí em diante há um expressivo aumento no volume de trabalhos nos mais diversos aspectos da limnologia e comunidades biológicas de reservatórios d'água (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2003). A nível global podem ser destacados alguns estudos com reservatórios em cascata, como os de Naseli-Flores et al. (2000) na Itália; Negro et al. (2000) na Espanha, Bergstrom et al. (2008) na Suécia e Xie et al. (2012) nos Estados Unidos da América.

No entanto, estudos que enfoquem comunidades de microalgas em represas formando um sistema em cascata ao longo de rios ainda são incomuns no Brasil. Destaca-se o primeiro trabalho desenvolvido por BARBOSA et al. (1999) que avaliaram as alterações físicas e

químicas e na comunidade fitoplanctônica em cinco reservatórios no rio Tietê no estado de São Paulo. Padisák et al. (2000) estudaram a comunidade fitoplanctônica e a ocorrência de florações de cianobactérias em oito reservatórios no trecho superior médio dos rios Tietê e Paraná. Silva et al. (2005) verificaram variações em assembléias fitoplanctônicas e suas relações com as variáveis hidrológicas ao longo de cinco reservatórios do rio Iguaçu, Paraná. Por sua vez, Borges et al. (2008) investigaram a ocorrência do fitoplâncton sobre o gradiente longitudinal em duas represas da bacia do rio Paraná, e qual zona do rio (fluvial, de transição ou lacustre) seria mais produtiva para o fitoplâncton. Em São Paulo (SP), no rio Paranapanema, Fontana; Bicudo (2009) estudaram a classe Bacillariophyceae em sedimentos de cinco de seus reservatórios; Nogueira et al. (2010) examinaram a variabilidade do fitoplâncton dentro e entre oito reservatórios durante dois anos; enquanto Perbiche-Neves et al. (2011) estudaram a complexidade espacial da comunidade fitoplanctônica em duas represas do sistema em cascata.

Com relação ao rio Jacuí no RS, trabalhos foram realizados com componentes opticamente ativos e características limnológicas nos reservatórios de Passo Real (TRENTIN et al., 2009; KRAMER et al., 2009; BARBIERI; PEREIRA FILHO, 2011; PEREIRA FILHO et al., 2011), Dona Francisca (CORAZZA et al., 2009; RODRIGUES et al., 2012), Passo Real e Dona Francisca (PEREIRA FILHO et al., 2009) e suas respectivas represas em sequência de cascata (WACHHOLZ et al., 2011). Pesquisas envolvendo comunidades fitoplanctônicas no rio Jacuí são incomuns podendo-se destacar os estudos realizados no reservatório de Itaúba (TORGAN et al., 1981) e Dona Francisca (SCHNECK et al., 2011) e em ambientes lóticos (ROSA et al., 1988; ALVES-DA-SILVA; BRIDI, 2004; RODRIGUES et al., 2007).

Tendo em vista que a ecologia de ambientes lênticos está relacionada aos fatores bióticos e abióticos que atuam nas bacias hidrográficas e à medida que se intensifica o uso dos recursos hídricos, são necessários diagnósticos que permitam avaliar a qualidade do ambiente e conhecer suas tendências de variações, a fim de se manter padrões de qualidade da água e garantir a preservação dos ecossistemas.

CAPÍTULO 01: COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA ASSOCIADA A CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS DE RESERVATÓRIOS NO SISTEMA EM CASCATA DO ALTO JACUÍ, RS

Resumo

Represas construídas ao longo de um rio formam o chamado sistema de reservatórios em cascata. A intensificação no processo de construção destas represas demonstra sua importância e funcionalidade para as populações humanas e torna evidente a necessidade de continuamente avaliar e manter a qualidade da água. O fitoplâncton pode ser considerado um bom indicador de diferentes sistemas de operação em reservatórios refletindo também as condições do estado trófico. Dessa forma o objetivo do trabalho foi identificar padrões espaciais e temporais da comunidade fitoplânctônica associada às variáveis ambientais nas represas de Ernestina e Itaúba, alto curso do rio Jacuí, região centro-norte do estado do Rio Grande do Sul RS, a fim de ilustrar as forças reguladoras dessas comunidades. As campanhas amostrais foram realizadas sazonalmente Janeiro de 2013 a Fevereiro de 2013 nas duas represas Ernestina é a primeira represa com área de 38,5 km² com profundidade média de 7,1m. Itaúba é a quarta represa do sistema, possui 13,2 km² e profundidade média de 40m. As amostras foram coletadas em quatro estações amostrais na represa e em três profundidades com auxílio de barco utilizando garrafa tipo Van Dorn (5 Litros) cujo volume foi filtrado por uma rede de plâncton de abertura de malha de 10 µm, acondicionado em frascos âmbar e preservado com solução lugol acético 1%. Ao total foram identificados 91 espécies para a represa de Ernestina e 130 para Itaúba. Um padrão sazonal na organização das comunidades fitoplanctônicas foi observado. Não houve diferenças significativas em padrões espaciais, tanto verticais como horizontais. Além disso, observou-se uma tendência ao aumento da riqueza de espécies com maior precipitação pluviométrica e o aumento na concentração de células do fitoplâncton favorecido por tempos de retenção mais longos, sendo mais conspícuo na represa de Itaúba. Processos de mistura de camadas de água e de estratificação relacionados à morfometria dos reservatórios parecem ser importantes forças reguladoras em Ernestina e Itaúba, principalmente pela presença dos gêneros *Aulacoseira* e *Ceratium*. Ainda, a represa de Itaúba tem um considerável potencial de se tornar eutrofizada, devido a elevadas concentrações de Dinophyceae na coluna d'água.

Palavras chaves: represas, microalgas, subtropicais

PHYTOPLANKTON COMMUNITY AND LIMNOLOGICAL VARIABLES IN CASCADE RESERVOIRS OF THE ALTO JACUÍ SYSTEM, RIO GRANDE DO SUL, BRAZIL

Abstract

A series of dams built along a river form a cascade reservoir system. The increase in numbers of this type of system demonstrates their importance and functionality for human populations and indicates the need to continuously evaluate their water quality. Phytoplankton communities are considered good indicators of operational conditions in reservoirs, also reflecting their trophic state. This study aimed at identifying spatial and temporal patterns in the phytoplankton community, associated to environmental variables, in the Ernestina and Itaúba reservoirs, two dams in the high course of the River Jacuí, Rio Grande do Sul state, Brazil. Samplings were taken seasonally from January 2012 and February 2013. Ernestina reservoir is the first lake of the cascade system with an area of 38.5 km² and 7.1m average depth. Itaúba is the fourth dam, with 13.2km² area and average depth of 40m. Samples were taken from four sampling stations in each reservoir and three depths using a five litre Van Dorn bottle and filtering the content through a 10 µm mesh plankton net. After microscopic analysis of lugol preserved samples, 91 species were identified from Ernestina and 130 from Itaúba. A seasonal pattern of community structure was observed. There were no significant differences in vertical or horizontal patterns. Species richness increased with higher rainfall and cell densities were higher at longer hydraulic retention times, mostly noticeable in the Itaúba lake. Mixing and stratification of water layers related to morphometric characteristics of the reservoirs were important regulators of phytoplankton, mostly visible through the presence and abundance of the genera *Aulacoseira* and *Ceratium*. Furthermore, Itaúba has high potential of becoming eutrophic, indicated by the repeated presence of dinoflagellate blooms.

Keywords: reservoir, microalgae, subtropical

Introdução

Represas construídas ao longo de um rio formam o chamado sistema de reservatório em cascata. Em nível mundial, inúmeros sistemas em cascata foram construídos em rios na Ucrânia,

Rússia, Espanha/Portugal, África, Estados Unidos da América (USA), Brasil e Brasil/Paraguai (BARBOSA et al., 1999). Na América do Sul, a intensificação do represamento de águas de rios ocorreu a partir de 1950. Daí em diante há um expressivo aumento no volume de trabalhos nos mais diversos aspectos da limnologia e comunidades biológicas de reservatórios de água (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2003). Alguns dos importantes estudos de reservatórios em cascata podem ser destacados, como Padisák et al. (2000), Silva et al. (2005) e Nogueira et al. (2010) no Brasil, Naseli-Flores et al. (2000) na Itália; Negro et al. (2000) na Espanha, Bergstrom et al. (2008) na Suécia e Xie et al. (2012) nos Estados Unidos da América.

A intensificação no processo de construção destas represas demonstra sua importância e funcionalidade para as populações humanas e torna evidente a necessidade de continuamente avaliar e manter a qualidade da água. Seu estado trófico é resultante de complexas interações entre os componentes bióticos e abióticos formadores do sistema em cascata. Além do sistema de operação dos reservatórios, a qualidade da água é resultante de características como a morfometria, vegetação do entorno, uso do solo da bacia de drenagem e as condições ambientais como regime de precipitação, vento e temperatura. Processos de mistura e estratificação de camadas de água também são importantes forças reguladoras da produtividade primária. (GOMES; MIRANDA, 2001).

O fitoplâncton pode ser considerado um bom indicador de diferentes sistemas de operação em reservatórios refletindo também as condições do estado trófico (NOGUEIRA et al., 2010). No Brasil, estudos de ecologia de microalgas em represas de um sistema em cascata iniciaram a partir da última década (BARBOSA et al., 1999; PADISÁK et al., 2000; SILVA et al., 2005; BORGES et al., 2008; FONTANA; BICUDO 2009; NOGUEIRA et al., 2010; PERBICHE-NEVES et al., 2011 e MOURA et al., 2013) e não havendo informações para a região sul do Brasil. Dessa forma a informação inicial sobre a ecologia e dinâmica do fitoplâncton de reservatórios pode servir como subsídio para o gerenciamento dos sistemas e contribuir para manutenção da qualidade da água.

O objetivo do trabalho foi identificar padrões espaciais e temporais da comunidade fitoplânctônica associada às variáveis ambientais nas represas de Ernestina e Itaúba, alto curso do rio Jacuí, RS, a fim de ilustrar as forças reguladoras dessas comunidades. A hipótese de trabalho foi de que as comunidades fitoplânctônicas exibem uma tendência na distribuição espacial horizontal nos reservatórios de acordo com três zonas da represa: rio, transição e lago. A distribuição vertical deve se dar de acordo com a disponibilidade de luz. Além disso, são

importantes forças reguladoras das comunidades as características limnológicas e hidrológicas de cada represa.

Metodologia

O Rio Jacuí está localizado na região centro-norte do estado do Rio Grande do Sul percorrendo 710 km de extensão, nascendo na cidade de Passo Fundo e desaguando no lago Guaíba em Porto Alegre. O Rio Grande do Sul é formado por três bacias hidrográficas: Uruguai, Guaíba e Litorânea. A bacia hidrográfica do Rio Jacuí representa 83,5 % da região hidrográfica do rio Guaíba com uma área de 71.600 km². Ao longo da bacia do Jacuí são encontradas cidades de porte significativo, todavia, sua área de drenagem é caracterizada por atividades agrícolas e pecuárias, além de atividades de mineração de carvão e operação de usinas termelétricas a carvão em seu trecho inferior. Em seu curso superior estão inseridas cinco represas de água que formam um sistema de reservatórios em cascata utilizados para geração de energia elétrica que atualmente estão sob concessão da Companhia Estadual de Geração e Transmissão de Energia Elétrica (CEEE- GT).

A usina hidroelétrica (UHE) de Ernestina é a primeira do sistema em cascata. Seu entorno possui áreas de camping e lazer, floresta, pastagens e plantações com diversas culturas como soja, milho e trigo. No local o solo predominante é latossolo e a vegetação predominante é classificada como “Estepe” e “Floresta Ombrófila Mista” (CEEE, 2010a). A Usina Hidrelétrica de Itaúba é a quarta represa a partir da nascente do rio distante cerca de 200 km a jusante da UHE Ernestina. Apresenta um desnível de aproximadamente 90 m, seu principal afluente é o rio Ivaí (CEEE, 2010b).

Amostras de água foram coletadas em quatro campanhas amostrais (janeiro de 2012; maio de 2012; setembro de 2012 e janeiro de 2013) em cada reservatório, com três unidades amostrais na represa de Ernestina e quatro em Itaúba (figura 1). Em cada unidade amostral foram coletadas amostras em três profundidades: em superfície, na profundidade equivalente à transparência da água (profundidade do disco de *Secchi*) e no limite inferior da zona eufótica, considerada como três vezes a medida de transparência com disco de *Secchi*, onde a intensidade

de radiação corresponde a 1% da incidente na superfície. As amostras foram coletadas com auxílio de barco utilizando garrafa tipo Van Dorn (5 Litros) cujo volume foi filtrado por uma rede de plâncton de abertura de malha de 10 μm , acondicionado em frascos âmbar e posteriormente preservado com solução lugol acético 1%.

Tabela 1. Características gerais dos reservatórios de Ernestina e Itaúba, no alto curso do rio Jacuí, RS.

	Ernestina	Itaúba
Ano de operação	1957	1978
Área (Km²)	45,4	14
Perímetro (Km)	162,45	140,55
Potência (MW)	4,8	500
Volume total (hm³)	274,8	620
Profundidade média (m)	7,1	40
Profundidade máxima (m)	17,7	90
Zona eufótica média (m)	1,6	5,7
Tempo médio de residência (dias)	198	19

Fonte: CEEE-GT, 2010.

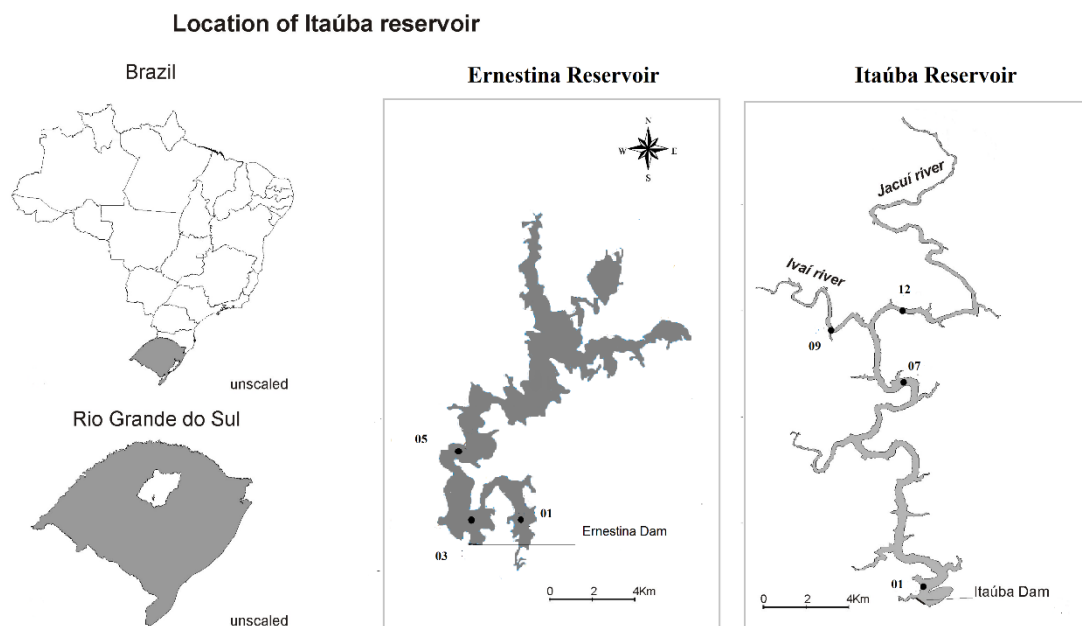


Figura 1. Mapas representando estações de coleta dos reservatórios de Ernestina e Itaúba inseridos nos sistema em cascata do Rio Jacuí, RS.

Para a caracterização limnológica das represas foram determinados *in situ* a temperatura e a transparência da água através do desaparecimento e ressurgimento vertical do disco de Secchi na coluna de água. Garrafas de água de 1L foram levadas para o laboratório para aferição

de potencial hidrogeniônico (pH) com potenciômetro marca Hanna HI 8314 e condutividade elétrica com condutivímetro marca Hanna HI 8733. A concentração de sólidos totais em suspensão foi determinada segundo APPHA (2006). Foram obtidos dados da precipitação pluvial de cada município em torno das represas no banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

A presença de fosfato na água foi determinada por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES), limite de detecção de $25\mu\text{g L}^{-1}$ no Laboratório de Análises Químicas Industriais e Ambientais do Departamento de Química da UFSM. A quantificação de clorofila a presente na água foi realizada segundo Mackinney (1941).

A identificação taxonômica do fitoplâncton foi realizada em nível genérico de acordo com Bicudo; Menezes (2006) e infragenérico utilizando bibliografia especializada. Para a quantificação do fitoplâncton foi utilizada a metodologia de contagem descrita por Uthermöhl (1958) através de campos aleatórios obtendo um total de 50 campos. A estimativa de biomassa foi obtida através do cálculo do biovolume, conforme fórmulas estabelecidas por Hillebrand et al. (1999) e Sun; Liu (2003).

O tempo de residência de cada reservatório foi calculado segundo Spellman (2008), através da fórmula:

$$\text{TRT} = V / (Q \times 86.400)$$

onde: V= volume útil do reservatório de Ernestina, calculado de acordo com os dados do Operador Nacional de Sistema Elétrico e o volume total do reservatório de Itaúba, considerado como constante 158200000m^3 , Q= média da vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) para cada mês também obtidos do banco de dados do Operador Nacional de Sistema Elétrico, 86.400= número de segundos contidos em um dia.

Para identificar padrões na estrutura das comunidades, foi realizada a análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), uma análise que não utiliza pressupostos sobre o padrão de distribuição das variáveis estudadas. Vetores das variáveis limnológicas foram ajustados ao mapa bidimensional pela função Envfit. A matriz de similaridade baseada nas espécies do fitoplâncton foi calculada pelo índice de Bray-Curtis. Diferenças entre campanhas amostrais, unidades amostrais e profundidades foram verificadas através da análise de similaridade Anosim. Coeficientes de correlação de Pearson foram obtidos entre as variáveis ambientais. As análises foram realizadas com o pacote Vegan (OKSANEN et al., 2009) no ambiente R versão 3.0.2 (R Development CORE TEAM, 2009).

Resultados

Represa de Ernestina

Variáveis abióticas

Os dados de precipitação para a represa de Ernestina foram obtidos da estação meteorológica de Passo Fundo distante 33 km da represa. Durante o período amostral a precipitação esteve abaixo do normal, no início de 2012 e somente em setembro ocorreu aumento significativo de chuvas (CEMETRS, 2012). A média mensal foi de 121mm sendo o valor máximo de 253,2 mm (outubro) e o valor mínimo de 28,1 mm (agosto) (figura 2).

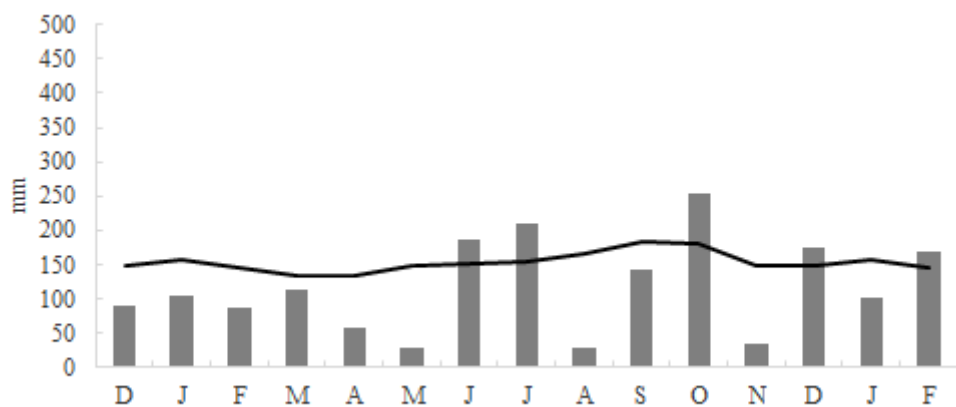


Figura 2. Gráfico de precipitação total mensal com níveis pluviométricos médios (linha), no período de dezembro de 2011 a fevereiro de 2013, obtidos na Estação Meteorológica de Passo Fundo RS, próxima ao reservatório de Ernestina.

A figura 3 mostra a precipitação diária com a indicação das campanhas amostrais de dezembro de 2011 a fevereiro 2013. As chuvas acumuladas em 30 dias antes da coleta foram: 93,4; 24; 69,3 e 168,2 mm respectivamente. A média anual da vazão afluyente foi de $18 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e da vazão defluyente foi $11 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Os cinco primeiros meses de 2012 mostraram as menores vazões tanto afluyente como defluyente ficando sempre abaixo de $10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. O tempo de residência médio anual da água foi de 198 dias com o menor tempo encontrado no mês de agosto, 71 dias, e o maior tempo em abril de 2012 (700 dias) (Figura 4).

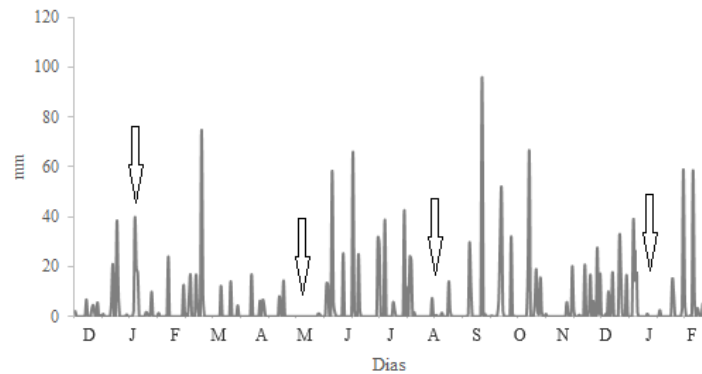


Figura 3. Gráfico de precipitação diária no período de dezembro de 2011 a fevereiro de 2013, obtidos na Estação Meteorológica de Passo Fundo RS, próxima ao reservatório de Ernestina. Setas indicam as data das campanhas amostrais.

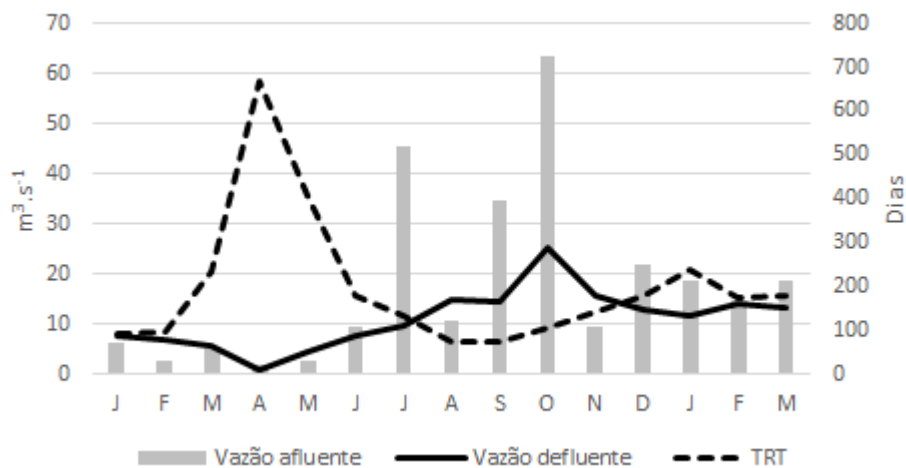


Figura 4. Gráfico de média mensal da vazão afluyente, vazão defluente e tempo de retenção da água no período de dezembro de 2011 a fevereiro de 2013, obtidos nos boletins diários do Operador Nacional do Sistema Elétrico.

Gradientes de temperatura da água foram verificados, bem como diferenças na profundidade da zona eufótica de cada campanha amostral. A análise da estrutura térmica da coluna d'água do reservatório de Ernestina permitiu identificar processos de mistura na zona eufótica da represa. A figura 5 mostra o perfil vertical de temperaturas médias nas quatro campanhas amostrais na qual se percebe que não há resfriamentos significativos na zona eufótica, ou seja, da superfície até 2 m de profundidade. Longitudinalmente o reservatório apresenta condições homeotérmicas, com diferenças mais evidentes entre as campanhas amostrais. Os maiores valores de temperatura da água foram observados na primeira campanha

no mês de Janeiro (27°) e os menores valores para a segunda campanha amostral no mês de maio (18°) (Figura 5).

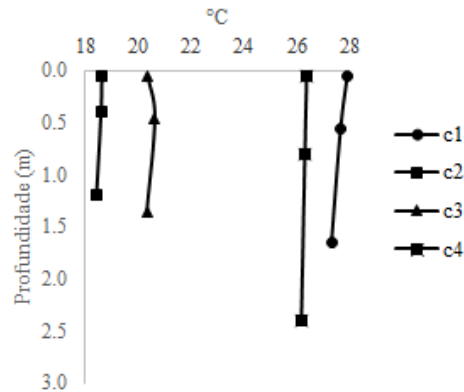


Figura 5. Perfil vertical das temperaturas médias da coluna d'água do reservatório de Ernestina nas quatro campanhas amostrais. C1: Campanha amostral 01 (10/01/2012); C2: Campanha amostral 02 (21/05/2012); C3: Campanha amostral 03(14/09/2012) e C4: campanha amostral 04 (22/01/2013).

Um perfil vertical de temperatura e oxigênio dissolvido (OD) na água foi obtido nas duas últimas campanhas amostrais (setembro de 2012 e janeiro de 2013) utilizando-se uma sonda multiparâmetros (Horiba- HU40). Percebe-se que mesmo com um leve resfriamento da água há uma perceptível redução na concentração de oxigênio até a profundidade de 1,5m na temperatura de 20°C no mês de setembro de 2012 (figura 6a e b) e em 1 m na temperatura de 26°C em Janeiro de 2013 (figura 6c e d).

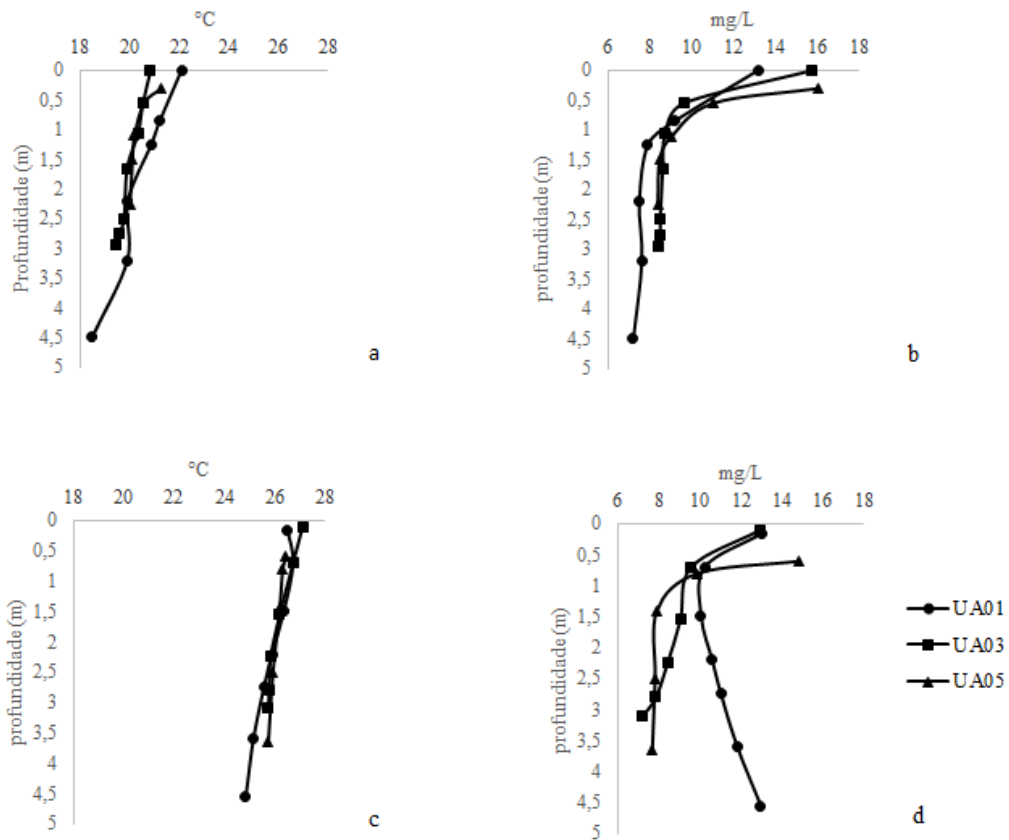


Figura 6. Perfis verticais de temperatura e oxigênio dissolvido na coluna d'água na represa de Ernestina em setembro de 2012 (a e b) e janeiro de 2013 (c e d). UA 01: Unidade amostral na porção leste do reservatório. UA 03: Unidade amostral próxima ao vertedouro. UA 05: Unidade amostral na porção central do reservatório.

Assim como a temperatura, não houve grandes variações nas medidas de transparência da água determinadas pelo disco de Secchi. A menor transparência (0,4 m) foi identificada nos meses de maio e setembro, períodos em que também há maior valor de sólidos totais em suspensão (TSS) (figura 7). Já a maior transparência da água (0,80 m) ficou restrita a primeira e última campanhas amostrais (janeiro de 2012 e 2013), associado aos menores valores de TSS. Em uma análise de perfil longitudinal do reservatório identifica-se um perfil homogêneo de transparência havendo maior profundidade desta próxima à barragem, em todas as campanhas amostrais, exceto no mês de setembro onde se encontrou o oposto.

Assim como a profundidade de transparência do disco de Secchi, o pH apresenta homogeneidade longitudinal na represa com valores médios de 6,7 em todas as campanhas

amostrais, exceto na terceira campanha amostral (setembro de 2012) onde os valores atingiram 7,2 (figura 7).

Como pode ser visto também na figura 7, valores de PO_4 foram encontrados acima do limite de detecção de $25\mu\text{g.L}^{-1}$ somente no mês de janeiro de 2012 atingindo valores máximos de $150\mu\text{g.L}^{-1}$ no limite da zona eufótica da represa.

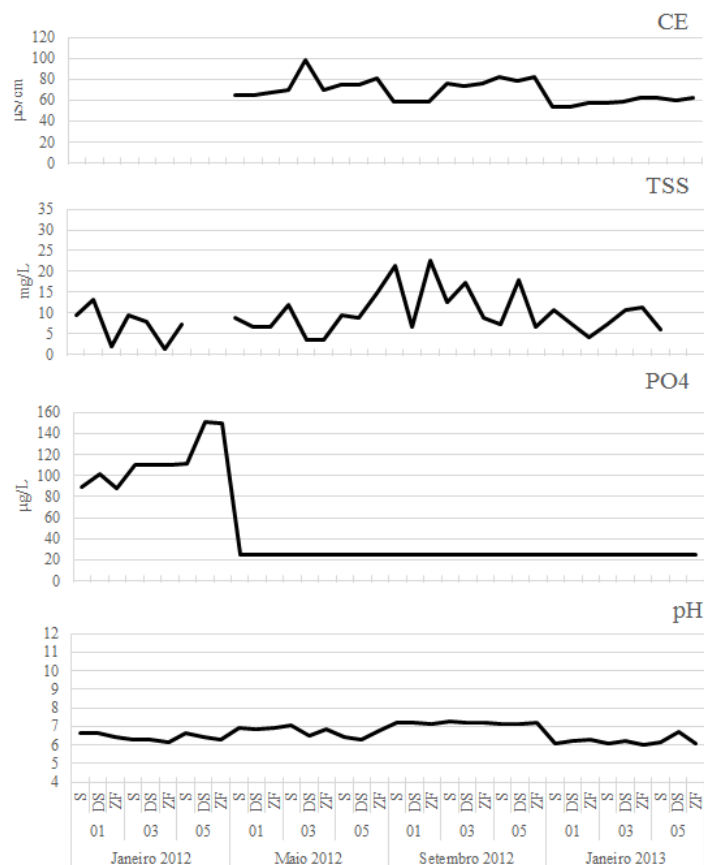


Figura 7. Valores de condutividade elétrica, sólidos totais em suspensão, fosfato e pH encontrados na represa de Ernestina durante janeiro de 2012 a janeiro de 2013.

Estrutura da comunidade fitoplanctônica

Na represa de Ernestina foram identificadas 91 espécies fitoplanctônicas distribuídas em nove classes como seguem: Chlorophyceae 34%, Cyanophyceae 23%, Bacillariophyceae 14%, Zygnemaphyceae 9%, Euglenophyceae 7%, Dinophyceae 6%, Cryptophyceae 4%,

Chlamydothyceae 2% e Crysophyceae 1%. Foram encontradas 11 espécies exclusivas deste reservatório.

A maior riqueza de espécies foi encontrada na última campanha amostral, Janeiro de 2013, com média de 23 táxons por unidade amostral. Já a menor riqueza foi observada na coleta anterior (setembro de 2012) com média de 10 táxons (Figura 8). Destaca-se a elevada riqueza de espécies na profundidade do limite da zona eufótica, a qual na maioria das vezes foi maior ou igual à riqueza de espécies da superfície e da profundidade do disco de secchi (média 17 táxons).

Maiores e menores valores de densidade de células fitoplanctônicas foram encontrados no inverno, 799 cél.ml⁻¹ no ponto próximo à barragem e 2,4 cél.ml⁻¹ na porção central da represa respectivamente (figura 8).

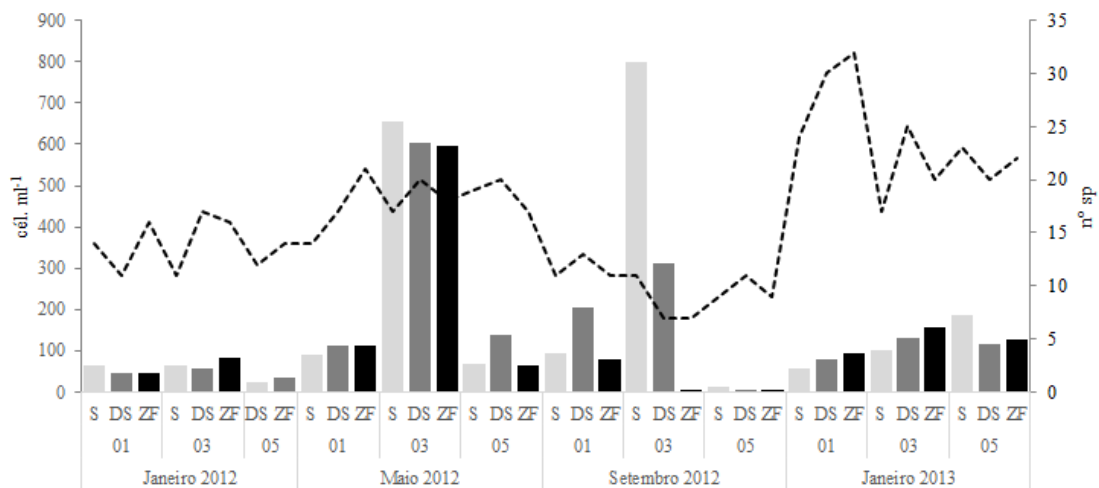


Figura 08. Densidade total de células (barras) e riqueza de espécies (linha) em cada unidade amostral no reservatório de Ernestina no período de janeiro de 2012 a janeiro de 2013. As densidades nas diferentes profundidades amostrais estão indicadas pelas barras: cinza claro - superfície; cinza escuro - profundidade de transparência do disco de Secchi; preto - limite da zona eufótica.

O biovolume das classes fitoplanctônicas pode ser observado na figura 09. Bacillariophyceae foi responsável por grande parte do biovolume algal no primeiro semestre do ano de 2012, já Dinophyceae assume a maior contribuição a partir de setembro de 2012 até o fim do período amostral. Identificou-se menor contribuição de Cyanophyceae na represa, sendo maior apenas na unidade amostral mais próxima ao vertedouro, UA 03. Chlorophyceae esteve presente com baixos valores de biomassa sendo mais pronunciados nos meses de verão (janeiro 2012 e janeiro 2013).

As espécies de algas verdes mais representativas em biovolume foram *Eutetramorus fotti* (Hindák) Komárek e *E. planctonicus* (Korshikov) Bourrelly. As Cyanophyceae foram *Dolichospermum circinalis* (Rabenhorst ex Bornet & Flahault) P. Wacklin, L. Hoffmann & J. Komárek, *D. planctonicum* (Brunnth.) Wacklin, L. Hoffm. & Komárek, *D. crassum* (Lemmermann) P. Wacklin, L. Hoffmann & J. Komárek, *Microcystis* sp1 e M. sp2, *Cuspidothrix issatschenkoi* (Usachev) Rajaniemi, Komárek, Willame, Hrouzek, Katovská, Hoffmann & Sivonene, *Aphanocapsa* sp.. As Bacillariophyceae *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* (O. F. Müller) Simonsen e *A. granulata* var. *granulata* (Ehrenberg) Simonsen e o dinoflagelado *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans.

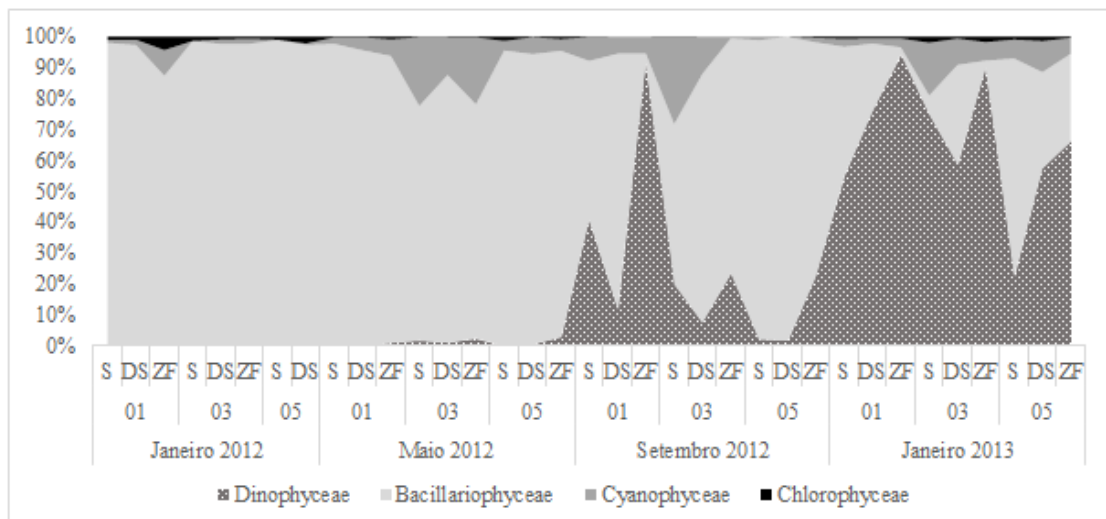


Figura 09. Biovolume ($\mu\text{m}^3 \cdot \text{ml}^{-1}$) em porcentagem das classes fitoplanctônicas no reservatório de Ernestina durante o período de janeiro de 2012 a janeiro de 2013.

A Figura 10 apresenta o mapa bidimensional do NMDS considerando os dados obtidos nas quatro campanhas amostrais do reservatório de Ernestina. O mapa mostra um padrão sazonal na organização da comunidade fitoplanctônica associada aos vetores das variáveis limnológicas pela função Envfit. Campanhas amostrais realizadas nos meses de verão, janeiro de 2012 e 2013, estiveram associadas a maior temperatura e um leve aumento da transparência. Em contrapartida nas estações de outono e inverno as unidades amostrais de maio e setembro de 2012 estiveram associadas ao aumento das variáveis TSS e pH. O teste de ANOSIM detectou diferenças entre as campanhas amostrais realizadas ($p = 0,003$), no entanto não foram

significativas as diferenças nos padrões espaciais verticais (entre as profundidade) nem nos horizontais entre as unidades amostrais ($p=0,9$ e $p=0,1$ respectivamente). Diferenças entre a riqueza de espécies foram observadas apenas entre as campanhas amostrais (Tabela 2 e figura11).

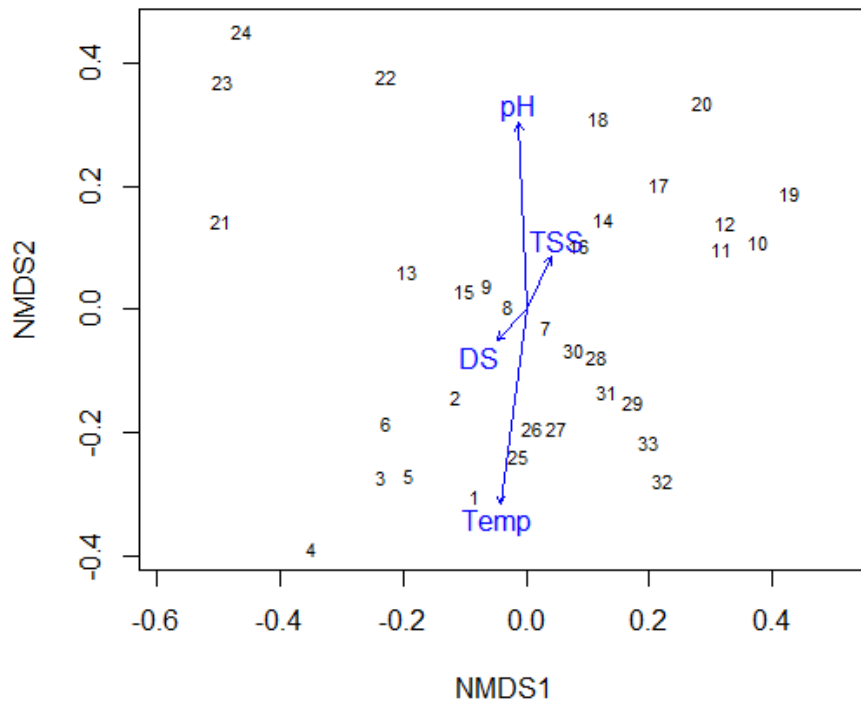


Figura 10. Diagrama de Ordenação do Escalonamento Multidimensional Não Métrico Utilizando Dados de fitoplâncton da represa de Ernestina no período de janeiro de 2012 a fevereiro de 2013. Vetores das variáveis limnológicas foram ajustados ao diagrama pela função envfit. As unidades amostrais estão indicadas por números como seguem: 1- 6 (janeiro de 2012), 7 – 15 (maio 2012), 16 – 24 (setembro 2012) e 25 – 33 (fevereiro 2013).

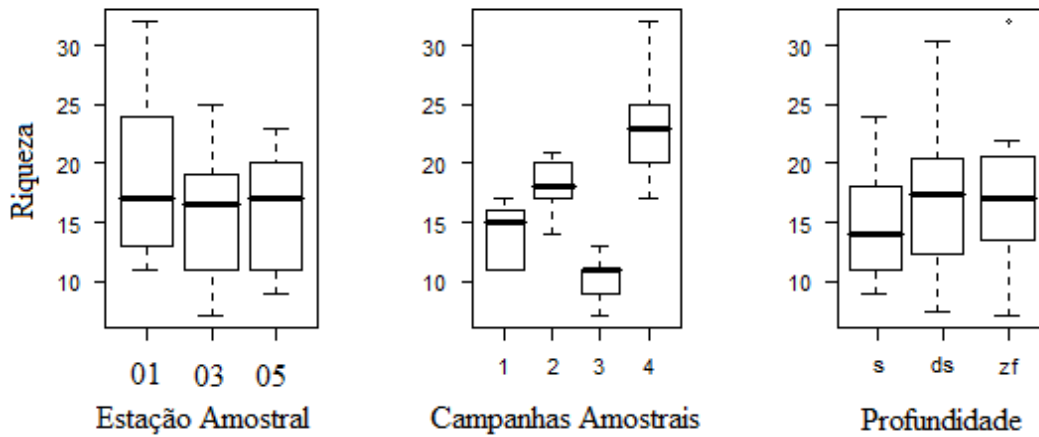


Figura 11. Medida de tendência central da riqueza de espécies entre as estações amostrais, as campanhas amostrais e as diferentes profundidade amostradas no reservatório de Ernestina, alto curso do rio Jacuí, RS.

Tabela 2. Coeficientes de correlação (r) e significância (p) obtidos pelo teste de ANOSIM entre as Campanhas Amostrais, Profundidade e Unidades Amostrais no reservatório de Ernestina.

	Campanhas Amostrais	Profundidade	Unidades Amostrais
r	0.5284	-0.05071	0.04048
p	0.001	0.91	0.167

Represa de Itaúba

Variáveis abióticas

A estação meteorológica de Cruz Alta está situada 90 km de distância da represa de Itaúba. Durante o período amostral a precipitação média mensal foi de 134,4 mm. O mês de maior precipitação foi dezembro (442,5 mm) e junho o de menor precipitação (54,7 mm) (Figura 12). Assim como em Ernestina, a área de drenagem da represa de Itaúba também sofreu redução nos níveis de precipitação no início do ano de 2012, no entanto observaram-se maiores índices pluviométricos que em Passo Fundo, ocorrendo apenas um aumento significativo a partir do mês de setembro. Dessa forma as chuvas estiveram mais concentradas nas estações de primavera e verão havendo conseqüentemente períodos secos de outono e inverno.

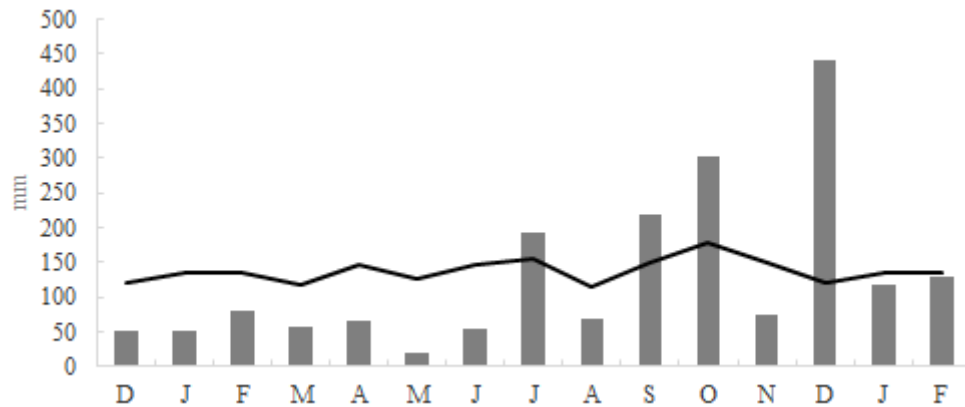


Figura 12. Gráfico de precipitação total mensal com níveis pluviométricos médios (linha), no período de dezembro de 2011 a fevereiro de 2013, obtidos na Estação Meteorológica de Cruz Alta RS, próxima ao reservatório de Itaúba.

Na figura 13, encontra-se a precipitação diária no período de estudo, com indicação das campanhas amostrais. A chuva acumulada 30 dias antes de cada coleta foi: 47,5; 17,2; 68,9 e 130,8 mm respectivamente.

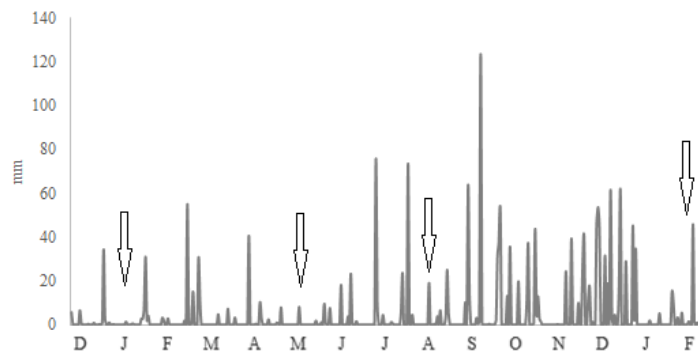


Figura 13. Gráfico de precipitação diária, no período de dezembro de 2011 a fevereiro de 2013, obtidos na Estação Meteorológica de Cruz Alta RS, próxima ao reservatório de Itaúba. Setas indicam as datas das campanhas amostrais.

A média anual de vazão afluente foi de $172 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e os menores valores foram encontrados nos meses de maio a agosto de 2012 estando abaixo dos $70 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A vazão média anual defluente foi de $182 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e os menores valores também foram encontrados no mesmo período acima referido. O tempo de residência da água foi de 19 dias em média, o maior tempo foi encontrado no mesmo período das menores vazões, (maio a agosto de 2012) 34 a 48 dias de residência (figura 14).

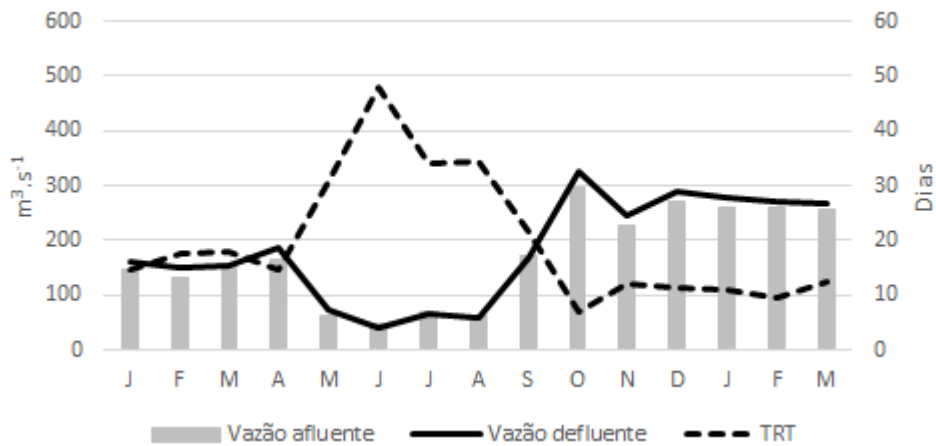


Figura 14. Gráfico de média mensal da vazão afluyente, vazão defluente e tempo de retenção da água (TRT) na represa de Itaúba, no período de dezembro de 2011 a fevereiro de 2013, obtidos no boletim diário do Operador Nacional do Sistema Elétrico.

A análise do perfil térmico vertical da coluna de água permitiu identificar o processo de estratificação na zona eufótica do reservatório de Itaúba, principalmente no mês de janeiro de 2012 com redução de 4°C em direção ao fundo do reservatório (figura 15). Já em maio de 2012 e fevereiro de 2013 foi observada uma diferença térmica de 2°C entre as camadas de água.

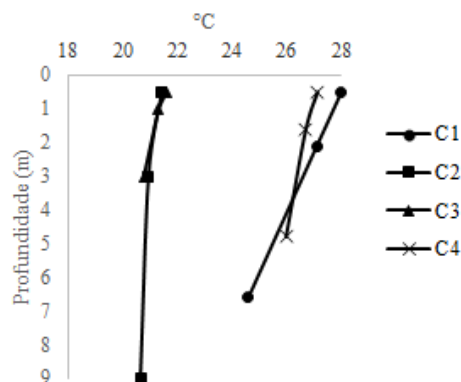


Figura 15. Perfil vertical da zona eufótica das temperaturas médias da coluna d'água do reservatório de Itaúba nas quatro campanhas amostrais. C1: Campanha amostral 01 (10/01/2012); C2: Campanha amostral 02 (21/05/2012); C3: Campanha amostral 03(14/09/2012) e C4: campanha amostral 04 (22/01/2013).

A figura 16a e b mostra padrões verticais de temperatura da água e concentração de oxigênio dissolvido. No mês de agosto percebe-se a estratificação da coluna d'água pela

evidente associação destes fatores através do coeficiente de correlação de Pearson (R^2 : 0,9), havendo redução na concentração de oxigênio dissolvido e a formação da termoclina a 1,5 m de profundidade. Já na figura 16c e d, referente ao perfil da coluna d'água no mês de fevereiro de 2013 percebe-se que há menor diferença de temperatura entre as camadas de água (1°C), também relacionadas significativamente (R^2 : 0,8).

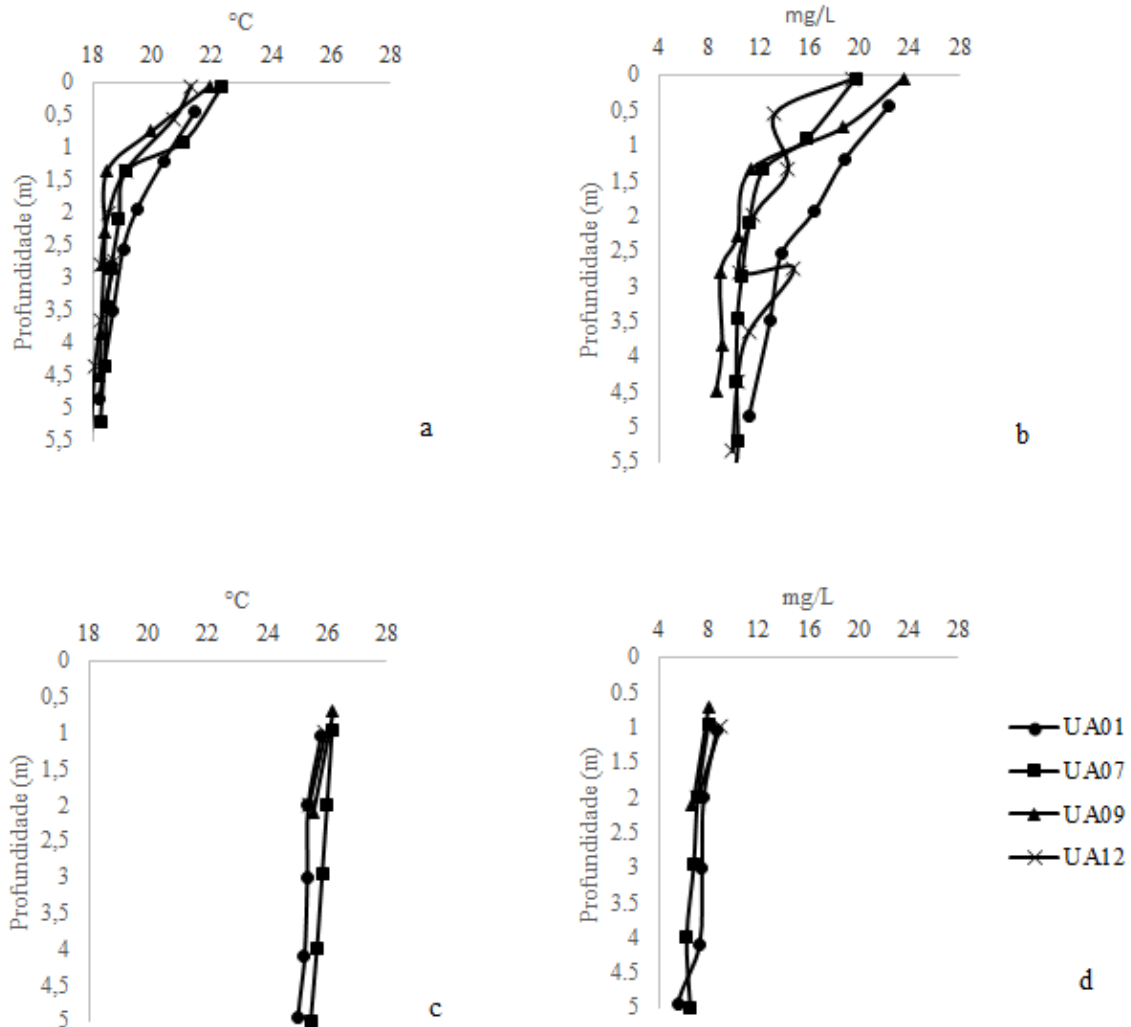


Figura 16. Perfis verticais de temperatura e oxigênio dissolvido na coluna d'água na represa de Itaúba em agosto de 2012 (a e b) e fevereiro de 2013 (c e d). UA 01: Unidade amostral representando a porção de lago; UA 07: Unidade amostral na porção de transição. UA 09: Unidade amostral na porção pertencente ao rio Jacuí. UA 05: Unidade amostral na porção pertencente ao rio Ivaí.

A análise do perfil longitudinal da represa mostrou uma leve heterogeneidade na temperatura da água dentro do reservatório. No mês de janeiro de 2012 e janeiro de 2013

observou-se diferença de 3°C entre as unidades amostrais da superfície da água. Identifica-se uma tendência a redução da temperatura em direção à zona de lago da represa, ou seja, próximo ao vertedouro. Esta zona apresentou menor temperatura em todas as campanhas amostrais, já na porção pertencente ao rio tributário, o rio Ivaí, foram identificadas as maiores temperaturas da água nos meses de janeiro e maio de 2012 e na zona de transição rio-lago nos meses de agosto e janeiro de 2013.

Variações temporais e espaciais na profundidade da zona eufótica foram verificadas no reservatório de Itaúba. Em janeiro de 2012 a profundidade de transparência do disco de Secchi variou entre 1,8 e 2,4 m. Os resultados obtidos no mês de maio apresentaram os maiores valores de transparência da água ficando entre 2,3 e 4 m. A transparência no mês de agosto apresentou os menores valores estando entre 0,5 e 1,65 m de profundidade. Já no mês de fevereiro de 2013 a profundidade do disco ficou entre 0,7 e 2,4 m. Em todas as campanhas amostrais as maiores transparências ficaram restritas ao setor de lago da represa localizado próximo ao vertedouro diminuindo gradativamente até a porção tributária pertencente ao rio Ivaí, exceto no mês de agosto no qual a zona de maior transparência foi a porção tributária pertencente ao rio Ivaí e com redução na porção central do reservatório e um ligeiro aumento na zona de lago.

A quantidade de sólidos em suspensão é uma das variáveis que mais interfere na transparência da água. Associados à menor profundidade do disco de Secchi foram encontrados os maiores valores de sólidos totais em suspensão (TSS) com valores de até 30,8 mg/L na estação amostral próxima ao vertedouro no mês de agosto de 2012 (figura 17).

O reservatório de Itaúba apresentou-se durante o período com pH levemente ácido a neutro variando entre 6,2 a 7,1. Entretanto no mês de agosto a represa esteve com valores de pH 9,2 em quase todas as unidades amostrais. A condutividade elétrica não apresentou significativas diferenças entre as unidades amostrais. Os valores de fosfato estiveram em concentrações acima do limite de detecção apenas em fevereiro de 2013 e nas camadas inferiores e na zona de rio e transição da represa (figura 17).

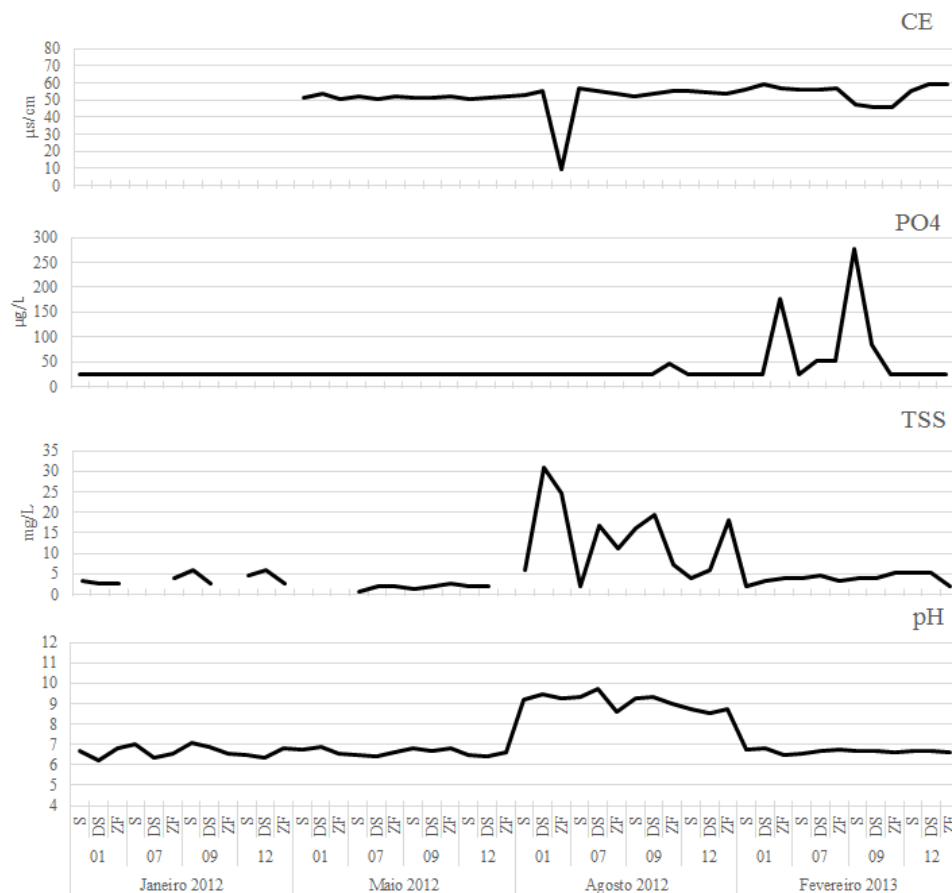


Figura 17. Valores de condutividade elétrica (CE), fosfato (PO4), total de sólidos em suspensão (TSS) e pH na represa de Itaúba no período de janeiro 2012 a fevereiro de 2013.

Estrutura da comunidade fitoplanctônica

A análise qualitativa do fitoplâncton no reservatório de Itaúba permitiu a identificação de 130 espécies distribuídas em 10 classes como segue: Chlorophyceae 41%, Cyanophyceae 16%, Bacillariophyceae 14%, Zygnemaphyceae 8%, Dinophyceae 8%, Chlamydoephyceae 4%, Cryptophyceae 3%, Euglenophyceae 3%, Xanthophyceae 2% e Crysophyceae 1%. Foram encontradas 50 espécies exclusivas deste reservatório.

A maior riqueza de espécies foi relatada no outono (maio de 2012) e verão (fevereiro de 2013) com média de 28 táxons por unidade amostral. Entretanto o menor número de espécies foi observado no inverno (agosto 2012) (média de 7,4 táxons) devido à dominância de *Ceratium furcoides* nas amostras (figura 18).

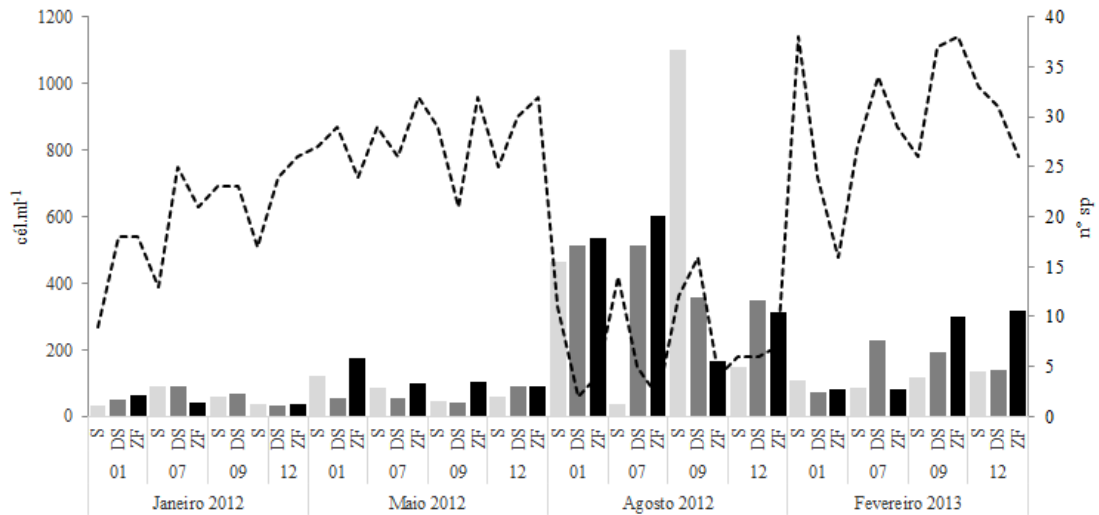


Figura 18. Densidade de células.L⁻¹ (barras) e riqueza de espécies (linha) nas unidades amostrais no reservatório de Itaúba no período de janeiro de 2012 a fevereiro de 2013. As densidades de células nas diferentes profundidades amostradas estão indicadas pelas barras: cinza claro – superfície; cinza escuro – profundidade de transparência do disco de Secchi; preto – limite da zona eufótica.

Apesar de numericamente dominante as Chlorophyceae foram abundantes apenas em janeiro de 2012 no reservatório de Itaúba. Dinophyceae apresentou aumento progressivo na densidade até o mês de agosto onde atingiu sua máxima concentração de biovolume, diminuindo após este período. A conspícua presença de Cyanophyceae ocorreu no verão em janeiro de 2012 e fevereiro de 2013, já Chlamydothrix teve seu biovolume aumentado na presença das Dinophyceae (figura 19).

As espécies de Chlorophyceae de maior contribuição em biovolume foram *Eutetramorus planctonicus* (Korshikov) Bourrelly, *E. fotti* (Hindák) Komárek, *Coelastrum microporum* Nägeli, *Dyctiosphaerium pulchellum* H. C. Wood, *Scenedesmus* sp. Meyen, as Cyanophyceae, *D. planctonicum* (Brunnth.) Wacklin, L. & Komárek, *D. solitarium* (Klebahn) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek, *Microcystis* sp1, *Cuspidothrix issatschenkoi* (Usachev) Rajaniemi, Komárek, Willame, Hrouzek, Katovská, Hoffmann & Sivonen, *Aphanocapsa* sp, as Bacillariophyceae *Cyclotella meneghiniana* Kütz, *Discostella stelligera* Cleve & Grun, e *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* (O. F .Müller) Simonsen.

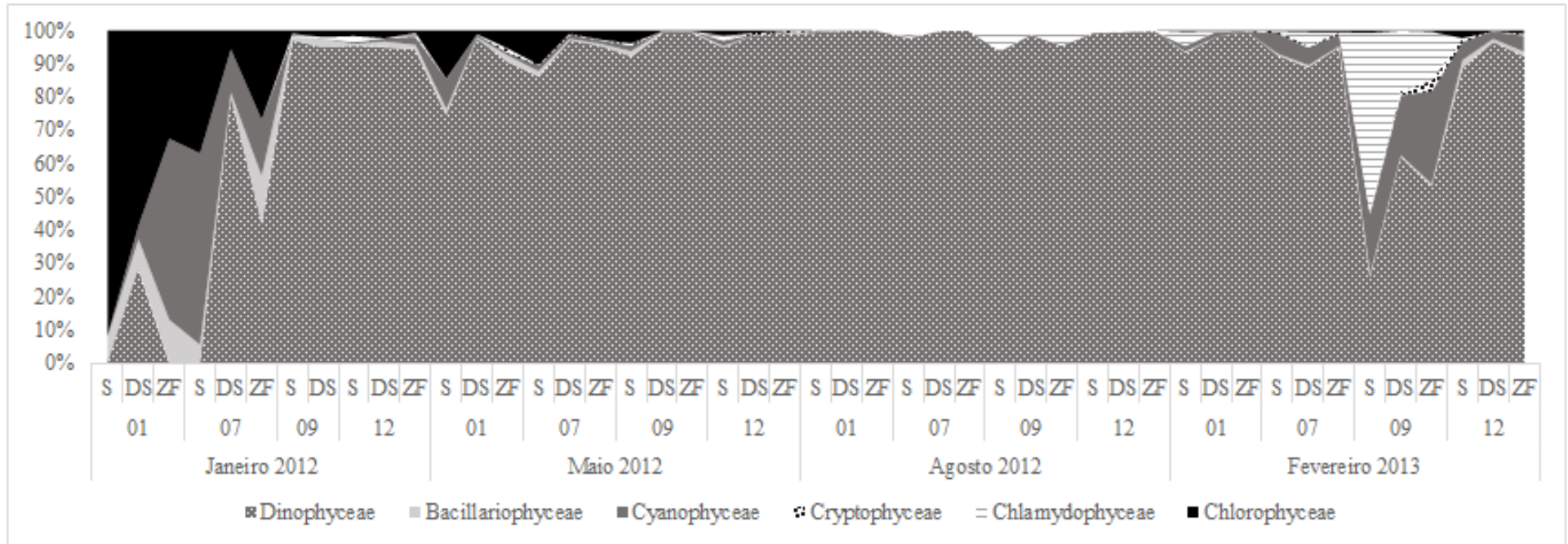


Figura 19. Biovolume ($\mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$) em porcentagem das classes fitoplantônicas no reservatório de Itaúba durante o período de janeiro de 2012 a janeiro de 2013.

A Figura 20 apresenta o mapa bidimensional do NMDS considerando os dados obtidos nas quatro campanhas amostrais do reservatório de Itaúba. O mapa mostra um padrão sazonal na organização da comunidade fitoplancônica associada aos vetores das variáveis limnológicas pela função Envfit. As campanhas amostrais de janeiro de 2012 e 2013 estiveram associadas ao aumento da temperatura da água e a abundância de Cyanophyceae. Já elevados valores de TSS e pH estiveram relacionados à maior concentração de células encontradas no mês de agosto devido à intensa proliferação das Dinophyceae. As unidades amostrais de maio estiveram associadas ao aumento da transparência da água.

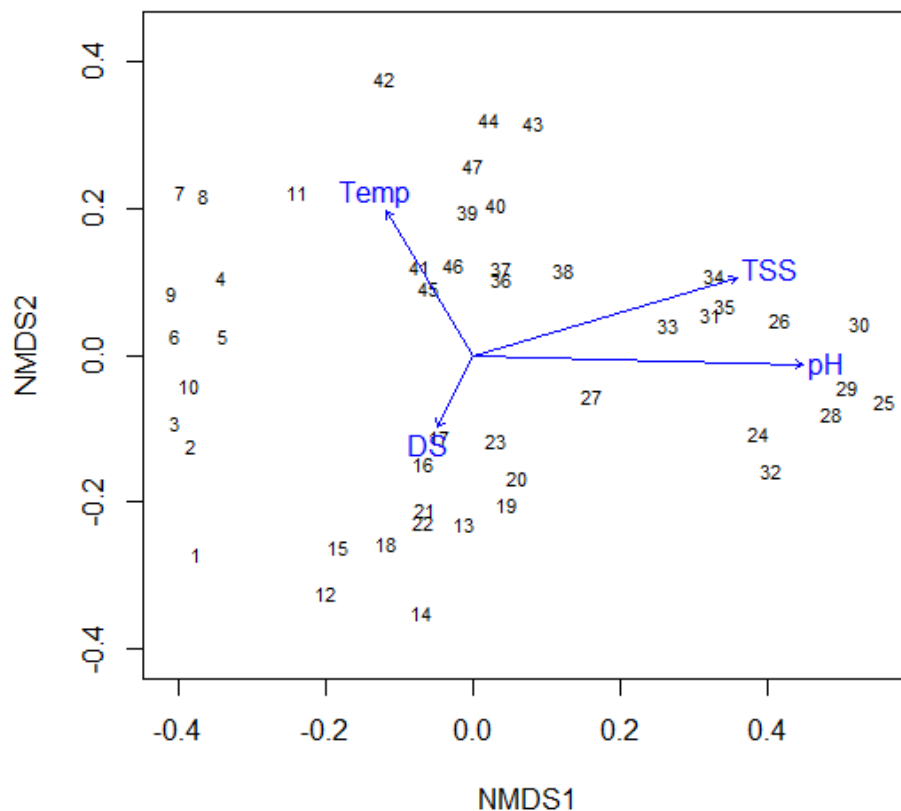


Figura 20. Diagrama de Ordenação do Escalonamento Multidimensional Não Métrico utilizando dados de fitoplâncton da represa de Itaúba no período de janeiro de 2012 a fevereiro de 2013. Vetores das variáveis limnológicas foram ajustados ao diagrama pela função Envfit. As unidades amostrais estão indicadas por números como segue: 1- 11 (janeiro de 2012), 12 – 23 (maio 2012), 24 – 35 (agosto 2012) e 36 – 47 (janeiro 2013).

Assim como em Ernestina o teste de ANOSIM detectou diferenças entre as campanhas amostrais realizadas ($p=0,001$) na represa de Itaúba. A diferença nos padrões espaciais verticais

e horizontais entre as unidades amostrais não foram significativas ($p=0,9$ e $p=0,8$ respectivamente) (Tabela 3). Outro padrão similar ao de Ernestina é o padrão de riqueza de espécies, no qual diferenças mais evidentes podem ser observadas entre as campanhas amostrais (figura 21).

Tabela 3. Coeficientes de correlação (r) e significância (p) obtidos pelo teste de ANOSIM entre as Campanhas Amostrais, Profundidade e Unidades Amostrais no reservatório de Itaúba.

	Campanhas Amostrais	Profundidade	Unidades Amostrais
r	0.8781	-0.05098	-0.03673
p	0.001	0.984	0.86

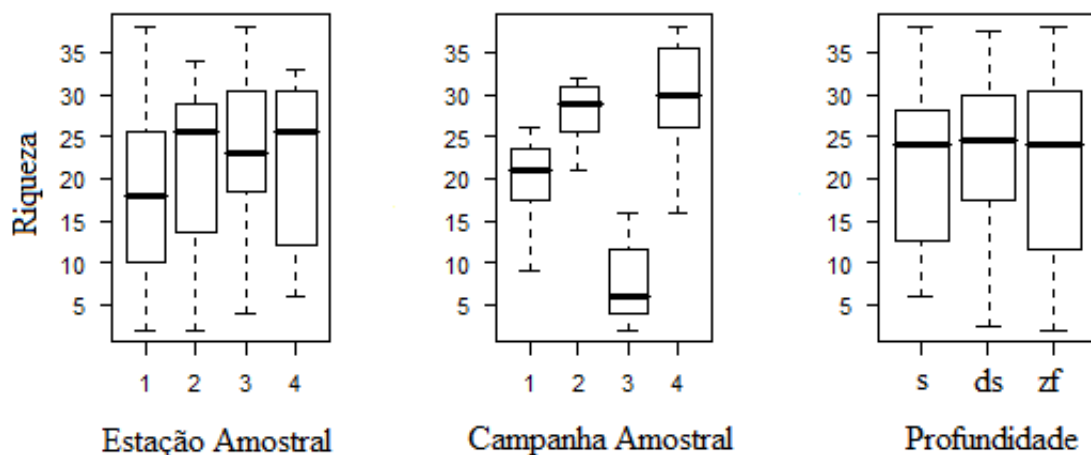


Figura 21. Medida de tendência central da riqueza entre as estações amostrais, a campanhas amostrais e as diferentes profundidade amostradas no reservatório de Itaúba, alto curso do rio Jacuí, RS.

Discussão

O reservatório de Itaúba está situado a 150 km a jusante do reservatório de Ernestina. Em condições normais o clima possui as quatro estações bem definidas com chuvas bem distribuídas ao longo do ano. Características como estas são importantes forças reguladoras de padrões físicos, químicos e biológicos na represa. No entanto, o regime de chuvas da bacia

hidrográfica do rio Jacuí, durante o período deste estudo, esteve abaixo do normal no início de 2012, e somente em setembro houve um aumento importante nos níveis de pluviosidade (CEMET/RS, 2012). A redução foi de 70 mm mensais em média segundo dados do CEMET/RS. Embora tenha havido redução na precipitação, a estação meteorológica mais próxima de Itaúba (Cruz Alta) registrou maior pluviosidade que a estação mais próxima a de Ernestina (Passo Fundo). Chuvas são importantes carreadores de nutrientes e sedimento para o reservatório além de forças promotoras de mistura das massas de água, o que será responsável por regular diferentes processos dentro do reservatório (TUNDISI et al., 2010).

Gradientes verticais de temperatura e profundidade da zona eufótica foram mais evidentes na represa de Itaúba que em Ernestina. Enquanto foram detectadas menores amplitudes de variação da transparência da água, pH e temperatura em Ernestina, Itaúba apresentou a zona eufótica estratificada térmica e quimicamente na maior parte do período exceto no outono (maio 2012). Tundisi et al. (2010) afirmam que há mistura da coluna quando encontram-se condições homogêneas de temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e nutrientes. Já uma mudança de aproximadamente 2°C em camadas de água é suficiente para estabelecer uma diferença na densidade das camadas e proporcionar a estratificação (MEIS; TUNDISI, 1986 citado por BRANCO et al., 2009). Na represa de Ernestina a diferença termal máxima da zona eufótica foi de 1,5°C no braço oeste da represa e em Itaúba a diferença termal máxima foi de 4°C no ponto próximo ao vertedouro.

Na campanha amostral do inverno o reservatório apresentou estratificação mais evidente nas camadas superiores até 3m de profundidade, o que é incomum para reservatórios da região sul do Brasil. Segundo Wetzel (2001) no sul do Brasil a circulação ocorre no inverno com estratificação térmica nas demais estações do ano. Padrões de estratificação em período quente foram observados na represa de Dona Francisca, o quinto reservatório da série em cascata do rio Jacuí (RODRIGUES et al., 2012).

Tundisi et al. (2004, 2010) sugerem uma tendência para misturas de massas de água no inverno provocada pela passagem de frente fria causando menor temperatura da água nas camadas superiores. No entanto, muitos autores tem encontrado padrões diferentes no inverno, semelhantes ao de Itaúba. Branco et al. (2009) concluíram que as frentes frias não foram suficientes para romper a estabilidade da coluna d'água na represa de Lajes. Em fases intermediárias da passagem de frentes frias há início de um novo ciclo de estabilidade com aquecimento da superfície e aumento de luz e nutrientes na camada estável proporcionando condições para florações de algas (TUNDISI et al., 2004; 2010). Da mesma forma Morais et al.

(2012) explicam processos de estabilidade da coluna d'água no inverno. Durante a passagem de frentes frias, ventos de 8 a 10 m/s produzem uma turbulência nas camadas de água aumentando a turbidez e alterando a concentração de O₂. Após este período com a redução destes ventos observa-se a estabilização da coluna e alteração de O₂ nas camadas inferiores. O autor afirma ainda que o tempo de estabilidade após a frente fria pode variar de represa para represa, sendo maior em represas profundas (3 e 4 dias).

A passagem de uma frente fria pode ser indicada pela redução da temperatura do ar, como pode ser observado durante o mês de agosto na represa de Itaúba. Neste mês houve uma redução na temperatura média do mês de 19,2°C para 11,5°C nos seis dias anteriores à coleta. Somando-se a este fato, a redução no volume de precipitação nos meses de janeiro e maio de 2012, podem ter sido fatores importantes para a estabilização da coluna d'água durante o período e favorecido o aumento da concentração celular de microalgas. Ainda Itaúba também apresenta grande cobertura de mata em seu entorno, o que favorece a proteção contra o vento. As correntes de ar são importantes forças de misturas de massas de águas afetando o material particulado suspenso, tanto sólidos como plâncton (Wetzel, 2001). Na represa de Lajes, a baixa velocidade do vento promovida pela cobertura de mata no entorno do reservatório não foi suficiente para romper a termoclina mantendo a estratificação do reservatório durante o inverno (SOARES et al., 2008). Tundisi et al. (2010) explicam que em reservatórios como a UHE Carlos Botelho que apresenta pouca interferência do vento e falta de mistura predominam florações de cianobactérias, uma vez que com o empobrecimento de nutrientes como N e P, espécies fixadoras de nitrogênio são favorecidas.

No reservatório de Funil, BA, o baixo tempo de retenção causou elevada concentração de clorofila devido à falta de limitação por nutrientes e o grande fluxo de água (MOURA et al., 2013). De outro modo o aumento no tempo de residência aumenta a sedimentação de sólidos e nutrientes, permitindo aumento na transparência da água, o que pode também promover o aumento da produtividade primária. Em Ernestina e Itaúba os aumentos no tempo de retenção podem estar associados à maior densidade do fitoplâncton. Como houve um grande período de baixa pluviosidade na bacia, os reservatórios aumentaram seus tempos de residência para manter o nível da água. O tempo de residência é um dos principais fatores para a compartimentalização (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 1990). Esta é provocada pela estratificação térmica e acarreta uma série de consequências na dinâmica de reservatórios. Além de afetar gradientes químicos e biológicos verticalmente, a estratificação na maior parte do ano leva a condições anóxicas do hipolimnio diminuindo a qualidade da água de fundo para o uso

doméstico ou tornando-se inapropriado aos organismos aquáticos. (TUNDISI et al., 2004; BRANCO et al., 2009).

Condições neutras de pH entre 6,3 e 7,4 nas duas represas estiveram de acordo como o encontrado em outras represas do Rio Grande do Sul, (RODRIGUES et al., 2012) e do Sudeste brasileiro (SILVA et al., 2005; NOGUEIRA et al., 2010; BOVO-SCOMPARIN et al., 2013). No entanto, pH alcalino de 8,2 a 9,3 e um perfil heterotérmico da coluna d'água estiveram associados a elevada concentração de *Ceratium furcoides*. Esta mesma condição de pH e da espécie foi encontrada em outros reservatórios brasileiros (MATSUMURA-TUNDISI et al., 2010; SILVA et al., 2012) na América do sul (GIL et al., 2012; SILVERIO et al., 2004; 2009), Europa (GINKEL et al., 2001; ECHEVARIA; RODRIGUEZ 1994) e África (DONAGH et al., 2005). Altos valores de pH e oxigênio dissolvido foram encontrados em unidades amostrais com elevada densidade de células associados provavelmente com a maior atividade fotossintética do fitoplâncton. Silva et al. (2005) reportaram elevado valor de pH e baixa transparência em reservatórios com alta biomassa de cianobactérias no sistema em cascata do rio Iguaçu.

O aumento no tempo de residência também foi um importante fator de ação na estrutura dos reservatórios de Ernestina e Itaúba, assim como no reservatório de Chavantes (PERBICHE-NEVES et al., 2011) e nos reservatórios do rio Paranapanema (FERRAREZE; NOGUEIRA, 2006). Em períodos de maior tempo de retenção houve maior concentração de células, significativamente maior na represa de Itaúba pelo teste de ANOSIM ($p=0,001$) com forte redução na riqueza e aumento na dominância de poucas espécies, igualmente observado por Bergström et al. (2008) em represas na Suécia.

As duas represas apresentaram ambientes oligotróficos sendo os valores de fosfato predominantemente menores que os níveis de detecção da técnica empregada ($<25\mu\text{g.L}^{-1}$), no entanto quando estes foram detectados os maiores valores foram observados nas camadas mais inferiores dos reservatórios. A condutividade elétrica mostrou-se homogênea nas camadas da zona eufótica tanto de Ernestina como de Itaúba. Branco et al. (2009) observaram no reservatório de Lajes a diminuição da temperatura e o OD com a profundidade, tendo a condutividade elétrica padrão oposto.

As represas do estudo diferem entre si em relação à profundidade da zona eufótica. Em Itaúba a zona eufótica é em média 1/10 da profundidade total de cada unidade amostral e em Ernestina a zona eufótica é a metade da profundidade de cada unidade; a média de transparência do disco de Secchi em Itaúba foi quatro vezes maior que em Ernestina. Esta maior

disponibilidade de luz na coluna d'água de Itaúba pode ter proporcionado condições mais favoráveis para o desenvolvimento de células fitoplanctônicas. Em Ernestina, por ser o primeiro reservatório da série do sistema em cascata, a água recebida pela represa provém principalmente da área de drenagem da bacia contendo elevada presença de sólidos, reduzindo conseqüentemente a profundidade da zona eufótica. A presença de sólidos totais em suspensão interfere no espalhamento da radiação solar na água limitando a penetração de luz e conseqüentemente afetando produção primária.

As condições de densa vegetação no entorno com proteção do vento, maior transparência da água e aumento no tempo de retenção da água foram características favoráveis ao aumento da densidade de células fitoplânctônicas da coluna d'água em Itaúba. Estas condições foram também encontradas no reservatório de Lajes por Soares et al (2008). Em contrapartida, a represa de Ernestina apresentou elevadas densidades de células apenas no ponto próximo ao dique, no mês de maio com maiores valores de condutividade elétrica.

Um total de 148 espécies foram identificadas nas duas represas do sistema em cascata. Estes podem ser considerados valores altos, quando comparado com a riqueza de 234 táxons reportadas em seis represas no rio Paranapanema e seus tributários por Nogueira et al. (2010) e baixa em relação aos 470 táxons fitoplanctônicos nos rios formadores do delta do Jacuí (RODRIGUES et al., 2007) e os 336 táxons do reservatório de Dona Francisca.

A maior contribuição de Chlorophyceae para a riqueza de espécies nos dois reservatórios, também foi encontrada por Schneck et al. (2011) no Reservatório de Dona Francisca, nos reservatórios do sistema em cascata do rio Paranapanema (NOGUEIRA et al., 2010), na bacia de la Plata (PADISÁK, 2000; SILVA et al., 2005) e no rio Iguazu, (BORGES et al., 2008). Elevada riqueza de Chlorophyceae no período de verão também foi relatada por Rodrigues et al. (2007) na foz dos rios formadores do Delta do Jacuí, sendo estas favorecidas significativamente pelas temperaturas mais altas e Bacillariophyceae pelas temperaturas mais baixas.

Não foi possível observar um padrão sazonal de riqueza de espécies nos dois reservatórios do estudo, uma vez que foi observado aumento da riqueza com o aumento da precipitação. O aumento no regime de precipitação também favoreceu a riqueza de espécies nos reservatórios Salto Grande e Chavantes devido ao aporte de nutrientes (PERBICHE-NEVES et al., 2011). Relação inversa com a precipitação foi registrada por Rodrigues et al. (2007) na foz dos rios formadores do Delta do Jacuí em função do aumento da vazão.

Houve tendência no aumento da riqueza de espécies do fitoplâncton quando considerado o sistema em cascata, concordando com os resultados de Nogueira et al. (2010) nos reservatórios do sistema em cascata do rio Paranapanema.

Diferenças significativas na composição fitoplanctônica foram observadas somente entre as campanhas amostrais, evidenciando um forte padrão temporal na organização da comunidade. Segundo Schneck et al. (2011) a dissimilaridade entre as comunidades aumenta com a distância temporal. As diferenças não significativas nos padrões espaciais verticais e horizontais indicam um perfil homogêneo dentro do reservatório, no qual as diferentes zonas indicam não ser uma força promotora da organização das comunidades.

As Bacillariophyceae e Dinophyceae estiveram em maior biovolume na represa de Ernestina durante todo o período amostral. Nos meses mais quentes, janeiro de 2012 e fevereiro de 2013, associadas à maior temperatura da água e um leve aumento na transparência, destacou-se o aumento da representatividade em biovolume das Chlorophyceae na represa, como pode ser observado na figura 10. Já nos meses considerados mais frios, maio e setembro de 2012, as amostras estiveram associadas ao aumento dos sólidos totais em suspensão e pH com um leve aumento do biovolume de Cyanophyceae nas proximidades do vertedouro na represa.

Padrões diferentes de Ernestina foram encontrados na represa de Itaúba. Nos meses de maior temperatura, janeiro de 2012 e janeiro de 2013, percebeu-se um aumento na biomassa de Cyanophyceae. Do mesmo modo que na represa de Ernestina, as Chlorophyceae estiveram associadas ao aumento da transparência na água, no entanto, isso ocorreu nos meses de Janeiro e maio de 2012 em Itaúba. A classe Dinophyceae apresentou maior contribuição em biovolume em Itaúba do que em Ernestina, atingindo concentração máxima e a dominância no plâncton em agosto de 2013 e estiveram associadas à maior concentração de sólidos em suspensão na água e ao aumento de pH.

Bacillariophyceae apresentou maior contribuição no fitoplâncton da represa de Ernestina, na qual houve condições mais isotérmicas indicando mistura de camadas de água no primeiro semestre de 2012. A maior intensidade de mistura da água no reservatório de Ernestina, pode ter limitado a produção primária do fitoplâncton, bem como a maior concentração de material suspenso, favorecendo o desenvolvimento de espécies típicas destas condições com alta taxa de reprodução como *A. granulata* var. *granulata* (REYNOLDS et al., 2002). Condições heterogêneas de temperatura e oxigênio dissolvido indicam maior estabilidade da coluna d'água em Itaúba, o que são condições adequadas ao desenvolvimento

de Dinophyceae como *Ceratium furcoides*, devido a sua sensibilidade à mistura (REYNOLDS et al., 2002).

Algumas tendências observadas em sistemas de reservatórios em cascata por Barbosa et al. (1999) foram também encontradas nos reservatórios do rio Jacuí, tais como diminuição da matéria suspensa e aumento da profundidade de mistura ao longo do sistema de represas em cascata. No entanto padrões como a distribuição do fitoplâncton e temperatura da água parecem responder às características de cada reservatório. Tendências diferentes do padrão reportado na literatura também foram encontradas por Silva et al. (2005); Nogueira et al. (2010) e Perbiche-Neves (2011) em sistema de cascata. Dessa forma é importante considerar como principais forças reguladoras da estrutura da comunidade fitoplanctônica a morfometria da represa e uso do solo da bacia hidrográfica (BORGES et al., 2008).

Conclusão

Há um padrão sazonal na organização das comunidades fitoplanctônicas nos dois reservatórios. Não há diferenças significativas em padrões espaciais, tanto verticais como horizontais. Além disso, observou-se uma tendência ao aumento da riqueza de espécies com maior precipitação pluviométrica e o aumento na concentração de células do fitoplâncton favorecido por tempos de retenção da água mais longos. Processos de mistura de camadas de água e de estratificação relacionados à morfometria dos reservatórios parecem ser importantes forças reguladoras em Ernestina e Itaúba, principalmente pela presença dos gêneros *Aulacoseira* e *Ceratium*. Ainda, a represa de Itaúba tem um considerável potencial de se tornar eutrofizada, devido a elevadas concentrações de Dinophyceae na coluna d'água.

Referências Bibliográficas

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods: for the examination of water and wastewater**. 19th edition supplement. 1996.

BARBOSA, F. A. R. et al. The Cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its Application to the River Tietê-Basin, São Paulo State, Brazil. In: **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**, Edited by J.G. Tundisi and Straskraba. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers. p.425-437. 1999.

BERGSTROM, A. et al. Composition and dispersal of riverine and lake phytoplankton communities in connected systems with different water retention times. **Freshwater Biology**. v. 53, p.2520–2529. 2008.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gênero de Algas de águas Continentais do Brasil. Chave para identificação e descrição**. Ed. Rima. 2ª edição. 497p. 2006.

BORGES, F. P. A.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C. Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs. **Hydrobiologia**. v. 607, p. 63–74. 2008.

BOVO-SCOMPARIN V. M.; TRAIN S. Long-term variability of the phytoplankton community in an isolated floodplain lake of the Ivinhema River State Park, Brazil. **Hydrobiologia**. v.610, p.331–44. 2008

BRANCO, W. C. et al. Impact of climate on the vertical water column structure of Lajes Reservoir (Brazil): A tropical reservoir case. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**. v.14, p.175–191. 2009.

CEEE a. Companhia estadual de geração e transmissão de energia elétrica. **Plano de uso e ocupação do solo no entorno do reservatório da UHE Ernestina**. Dezembro 2010.

CEEE b. Companhia estadual de geração e transmissão de energia elétrica. **Plano de uso e ocupação do solo no entorno do reservatório da UHE Itaúba**. Dezembro 2010.

CENTRO ESTADUAL DE METEOROLOGIA DO RIO GRANDE DO SUL. Disponível: <http://www.cemet.rs.gov.br/> acesso: 8 de janeiro de 2014.

DONAGH, M. E.; CASCO, M.A.; CLAPS, M.C. Colonization of a Neotropical Reservoir (Córdoba, Argentina) by *Ceratium hirundinella* (O. F. Müller). **Bergh Ann. Limnol. - Int. J. Lim.** v. 41. n. 4. p. 291-299. 2005

ECHEVARRIA, F; RODRIGUEZ, J. The size structure of plankton during a deep bloom in a stratified Reservoir. **Hydrobiologia**. v.284. p.113-124, 1994.

FERRAREZE, M.; NOGUEIRA, M.G. Phytoplankton assemblages and limnological characteristics in lotic systems of the Paranapanema Basin (Southeast Brazil). **Acta Limnologica Brasiliense**. v.18, n.4, p.389-405, 2006.

FONTANA, L.; BICUDO, D. C. Diatomáceas (Bacillariophyceae) de sedimentos superficiais dos reservatórios em cascata do Rio Paranapanema (SP/PR, Brasil): Coscinodiscophyceae e Fragilariophyceae. **Hoehnea**. v. 36 n.3, p.375-386. 2009.

GIL, C.B. et al. Spatial and temporal change characterization of *Ceratium furcoides* (Dinophyta) in the equatorial reservoir Riogrande II, Colombia. **Acta Limnologica Brasiliensia**. v. 24. n. 2. p.207-219. 2012.

GINKEL, C. E. V.; HOHLS, B.C.; VERMAAKA, E. *Ceratium hirundinella* (O.F. Müller) bloom in Hartbeespoort Dam, South Africa. *Water SA*. v. 27 n. 2. 2001.

GOMES, L. C.; MIRANDA, L. E. Hydrologic and climatic regimes limit phytoplankton biomass in reservoirs of the Upper Paraná River Basin, Brazil. **Hydrobiologia**. v.457. p.205–214, 2001.

HILLEBRAND, H. et al. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal Phycology** .v. 35, p.403-424. 1999.

MATSUMURA-TUNDISI, T., et al. Occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 bloom at the Billings Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. v. 70. n. 3. p. 825-829. 2010.

MACKINNEY, G. Absorption of light by chlorophyll solutions. **J Biol Chem**, v. 140, p. 315–322, 1941.

MORAIS, M. A; CASTRO, W. A. C; TUNDISI, J. G. Climatologia de frentes frias sobre a região metropolitana de são paulo (rmsp), e sua influência na limnologia dos reservatórios de abastecimento de água. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.25, n.2, 205 - 217, 2010.

MOURA, A. N. et al. The role of a cascade of reservoirs and seasonal variation in the phytoplankton structure in a tropical river. **Brazilian Journal of Biology**. 2013, v.73, n. 2, p. 291-298. 2013.

NASELLI-FLORES, L. Phytoplankton assemblages in twenty-one Sicilian reservoirs: relationships between species composition and environmental factors. **Hydrobiologia**. v.424, p.1–11. 2000.

NEGRO, A. I; HOYOS, C.; VEGA, J. C. Phytoplankton structure and dynamics in Lake Sanabria and Valparaíso reservoir (NW Spain). **Hydrobiologia**. v.424, p.25–37, 2000.

NOGUEIRA, MG. et al. Phytoplankton assemblages in a reservoir cascade of a large tropical – subtropical river (SE, Brazil). **Brazilian Journal Biology**. v. 70, n. 3, p. 781-793. 2010.

OKSANEN, J., et al. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.0-10. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>. 2013.

OLIVEIRA, H. S. B., MOURA, A, N.; CORDEIRO-ARAÚJO, M. K. First record of *Ceratium* Schrank, 1973 (Dinophyceae: Ceratiaceae) in freshwater ecosystems in the semiarid region of Brazil. **Check List**. v. 7. n. 5. p. 626-628. 2011.

PADISÁK, J. et al. Phytoplankton composition, biodiversity and a pilot survey of toxic cyanoprokaryotes in a large cascading reservoir system (Tietê basin, Brazil). **Internacional Association of Theoretical and Application Limnology**. Proc. v.27, n.5, p. 2734–2742. 2000.

PERBICHE-NEVES, G.; FERREIRA, R. A. R.; NOGUEIRA, M. G. Phytoplankton structure in two contrasting cascade reservoirs (Parapanema River, Southeast Brazil). **Biologia**. v. 66, n.6, p. 967-976. 2011.

R CORE TEAM (2013). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

REYNOLDS, C. S. **Ecology of Phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press. 535p. 2006.

REYNOLDS, C. S. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**. v24, N° 5 p, 417-428. 2002.

RODRIGUES, L. M.; SCHWARZBOLD, A.; OLIVEIRA, M. A. Spatial and temporal variation of Dona Francisca reservoir (Jacuí river, Rio Grande do Sul State), a subtropical reservoir *ActaScientiarum*. **Biological Sciences**. Maringá, v. 34, n. 3, p. 279-288, 2012.

RODRIGUES, S.C; TORGAN, T.; SCHWARZBOLD, A. Composição e variação sazonal da riqueza do fitoplâncton na foz de rios do delta do Jacuí, RS, Brasil. **Acta botânica Brasiliense**. v.21, n.3, p. 707-721. 2007.

SCHNECK, F. et al. Environmental variability drives phytoplankton assemblage persistence in a subtropical reservoir. **Austral Ecology**. v.36, p.839–848. 2011

SILVA, C. A.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C. Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system. **Hydrobiologia**. v. 537, p. 99–109. 2005.

SILVA, L. C. et al. Invasion of the dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 at tropical reservoir and its relation to environmental variables. **Biota Neotropica**. v.12. n.2. p.93-100. 2012.

SILVERIO, M. J. et al. Variación Poblacional de *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae) en Embalses Eutróficos de Catamarca (Argentina) y su relación con Parámetros Ambientales. **Huayllu-Bios**. n.3. 2009.

SILVERIO, M. J., F.; GROSMAN, E. A.; SARACHO, M. Consecuencias ecológicas del florecimiento de una dinofíceea en el dique Sumampa (Catamarca). **Revista Ciencia y Técnica**. n. 11.2004

SOARES, M. C. S. et al. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**. v.13, p.257–269. 2008.

SPELLMAN, F. R. **The science of water: Concepts and Applications**. 2nd ed.. 448p. CRC Press. 2008

SUN, J.; LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. **Journal of Plankton Research**. v. 25, n. 11. p.1331–1346. 2003.

TUNDISI, J. E. M.; MANZINI, N. F.; DUCROT, R. The response of carlos botelho (lobo, broa) Reservoir to the passage of cold fronts as Reflected by physical, chemical, and Biological variables. **Brazilian Journal of Biology**. v.64, n.1. p.177-186, 2004.

TUNDISI, J. G., et al. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience in South America and Brazilian case studies. **Hydrobiologia**. v. 500, p. 231–42. 2003.

TUNDISI, JG.A, et al. Cold fronts and reservoir limnology: an integrated approach towards the ecological dynamics of freshwater ecosystems. **Brazilian Journal of Biology**. v.70, n.3, p. 815-824. 2010.

UTERMÖHL H. On the perfecting of quantitative phytoplankton method. **Internacional Association of Theoretical and Application Limnology**. Proc. v.9, 38p. 1958.

WETZEL, R. G. **Limnology**. Philadelphia, W.B. Sandres, 3° ed. 743 p. 2001.

XIE, L. et al. The role of environmental parameters in the structure of phytoplankton assemblages and cyanobacteria toxins in two hypereutrophic lakes. **Hydrobiologia**. v. 691, p. 255–268. 2012.

CAPÍTULO 02: CONDIÇÕES AMBIENTAIS DESCRITORAS DE *Ceratium furcoides* (LEVANDER) LANGHANS 1925 EM RESERVATÓRIOS SUBTROPICAIS

Resumo

Ceratium spp são preferencialmente marinhas, no entanto recentes registros indicam o estabelecimento deste gênero em ambientes de água doce em todos os continentes. Florações do gênero *Ceratium* são reportadas como comuns em zonas temperadas, porém novas evidências indicam a sua ocorrência em ambientes tropicais e subtropicais. O primeiro registro do gênero para o Brasil foi realizado em 2006 no estado de São Paulo, desde então tem-se observado sua expansão pelos diferentes estados do Brasil, inclusive em episódios de florações. Tendo em vista a sua ocorrência no sistema em cascata do Alto Curso do Rio Jacuí, Rio Grande do Sul, o objetivo do trabalho foi investigar as condições ambientais mais favoráveis à ocorrência de *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 em reservatórios de água subtropicais e possíveis relações de inibição, dominância e co-dominância desta espécie com as demais espécies do fitoplâncton. As campanhas amostrais foram realizadas nas quatro estações de janeiro de 2012 à fevereiro de 2013 nos reservatórios de Ernestina e Itaúba, localizados na região centro-norte do RS. Ernestina é o primeiro reservatório do sistema em cascata com 38,5 km² de área e profundidade média de 7,1m. Itaúba é a quarta represa do sistema com 13,2 km² e profundidade média de 40m. Amostras de fitoplâncton foram coletadas utilizando garrafa de Van Dorn cujo volume foi filtrado por uma rede de plâncton de abertura de malha de 10 µm, acondicionado em frascos âmbar e preservado com solução lugol acético 1%. A primeira ocorrência de *Ceratium furcoides* foi registrada na primeira campanha amostral em Janeiro de 2012 na represa de Itaúba e em Maio de 2012 em Ernestina, sendo identificada em todas as unidades amostrais subsequentes nas duas represas. Densidades de *C. furcoides* superiores a 100 cél.ml⁻¹ foram encontradas em unidades amostrais com temperatura média de 20°C e pH básico somente em Itaúba. Percebeu-se que condições de temperatura média da água de 20°C e aumento do tempo de residência, proporcionando estabilidade da coluna, foram fatores importantes para a proliferação da espécie. Níveis baixos de fosfato parecem não ser limitantes ao desenvolvimento de *C. furcoides* e o aumento da pluviosidade indicaram interferência negativa no seu crescimento. No período de floração de *C. furcoides* na represa de Itaúba foram verificadas ocorrendo em concomitância *Eudorina* sp, *Cyclotella meneghiniana*, *Discostella stelligera* e filamentos de *Cuspidotrrix*. Houve forte redução na riqueza de espécies durante a maior biovolume de *C. furcoides* na represa de Itaúba e uma alteração negativa no biovolume com o aumento das chuvas. A primeira ocorrência de floração de *C. furcoides* nos reservatórios do rio Jacuí sugere uma modificação nas condições ambientais que se tornaram favoráveis a sua proliferação e reforça a importância de compreender seus impactos em águas doces subtropicais e possibilitar condições adequadas de operação do sistema de represas.

Palavras chave: fitoplâncton, florações, represas, *Ceratium*.

ENVIRONMENT CONDITIONS DESCRIBING OF THE *CERATIUM FURCOIDES* (LEVANDER) LANGHANS 1925 IN SUBTROPICAL RESERVOIRS

Abstract

Ceratium spp. are preferentially marine species, but recently its establishment in freshwaters of all continents has been reported. Blooms of *Ceratium* are common in temperate areas, but also have recently been reported in tropical and subtropical water systems. The first record of genus for Brazil was published in 2006 for the southeastern state of São Paulo. Since then, several records of around the country, also with evidence of blooms. This study aimed at describing the most favorable set of environmental conditions for bloom-forming populations of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 in subtropical water reservoirs. Relationships of dominance, co-dominance and inhibition with other phytoplankton species were also investigated. Samplings were taken seasonally from January 2012 and February 2013. Ernestina reservoir is the first lake of the cascade system with an area of 38.5 km² and 7.1m average depth. Itaúba is the fourth dam, with 13.2km² area and average depth of 40m. Samples were taken from four sampling stations in each reservoir and three depths using a five litre Van Dorn bottle and filtering the content through a 10 µm mesh plankton net. The first record of *C. furcoides* was for January 2012 in Itaúba and May 2012 in Ernestina, it was present in every subsequent sample of both reservoirs. Densities of *C. furcoides* higher than 100 cel mL⁻¹ were found in samples with 20°C average temperature and basic pH in Itaúba. Stability of the water column and 20°C average water temperature were the most favourable conditions for its growth. Low phosphate levels were not limiting for the development of the species and higher rainfall caused a decrease in cell numbers. Other species occurring in Itaúba while the dinoflagellate was in bloom were *Eudorina* sp, *Cyclotella meneghiniana*, *Discostella stelligera*, and *Cuspidotrix*. There was a marked decrease in species richness while the highest biovolume of *C. furcoides* was found. The first record of a *C. furcoides* bloom in the reservoirs of the high course of the river Jacuí suggests a modification in local environmental conditions, reinforcing the need for a better understanding of the consequences of such blooms for the system.

Keywords: phytoplankton, blooms, reservoir, *Ceratium*

Introdução

Recentes registros indicam o estabelecimento de dinoflagelados como *Ceratium* spp em ambientes de água doce em todos os continentes. Florações deste gênero são comuns em zonas

temperadas (HEANEY; 1988; POLLINGHER, 1988; HICKEL 1988; ECHEVARIA; RODRIGUES, 1994). No entanto novos trabalhos apontam florações em ambientes tropicais e subtropicais, como na Austrália (WHITTINGTON et al., 2000), Argentina (DONAGH et al., 2005, SILVERIO et al., 2009), na África do Sul (GINKEL et al., 2001 e WART; WRAG, 2009) e na Colômbia (SILVERIO et al., 2004; GIL et al., 2012).

No Brasil o primeiro registro do gênero em águas doces foi realizado por Ferrareze; Nogueira (2006) no rio Paranapanema, na divisa entre PR e SP. Atualmente espécies do gênero *Ceratium* já se encontram estabelecidas no semi-árido nordestino (OLIVEIRA et al., 2011) e nos estados do RS e PR (CAVALCANTE et al., 2013). Episódios de florações já foram relatados no reservatório de Billings, SP, por Matsumura-Tundisi (2010) e em Furnas, MG, por Silva et al. (2012).

As florações em águas mesotróficas indicam o sucesso competitivo de *Ceratium* spp, pois estes podem proliferar em baixos níveis de fósforo devido à sua capacidade de migrar em busca de camadas mais enriquecidas. Conseguem ainda otimizar o aproveitamento da luz e reduzir sua palatabilidade pela presença de espinhos promovendo maior resistência à herbivoria (GINKEL et al., 2005). Em espécies como *Ceratium hirundinella* (O.F.Müller) Dujardin a formação de cistos é apontada como um dos principais fatores para o seu grande poder de dispersão (DONAGH et al., 2005).

Embora as florações de *Ceratium* spp não apresentem toxicidade, o florescimento destas espécies pode ser problemático para o tratamento de água devido ao consumo de oxigênio dissolvido após a decomposição, comprometendo a qualidade da água e aumentando os custos do tratamento (MATSUMURA-TUNDISI, 2010). A atual presença de *Ceratium* spp em grande parte dos continentes exige o conhecimento mais detalhado de sua dinâmica ecológica a fim de que se possa compreender a sua sazonalidade e dominância no ambiente límnic. Desta forma este trabalho objetivou investigar as condições ambientais mais favoráveis à ocorrência de *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 em reservatórios de água subtropicais e possíveis relações de inibição, dominância e co-dominância desta espécie com as demais espécies do fitoplâncton.

Metodologia

O Rio Jacuí está localizado na região centro-norte do estado do Rio Grande do Sul percorrendo 710 km, nascendo na cidade de Passo Fundo e desaguando no lago Guaíba em Porto Alegre. O Rio Grande do Sul é formado por três bacias hidrográficas: Uruguai, Guaíba e Litorânea. A bacia hidrográfica do Rio Jacuí representa 83,5 % da região hidrográfica do rio Guaíba com uma área total de 71.600 km². Ao longo da bacia do Jacuí são encontradas cidades de porte significativo, todavia, sua área de drenagem é caracterizada pelas atividades agrícolas e pecuárias, além de atividades de mineração de carvão e operação de usinas termelétricas a carvão em seu trecho inferior. Em seu curso superior estão inseridas cinco represas de água que formam um sistema de reservatórios em cascata utilizados para geração de energia elétrica que atualmente estão sob concessão da Companhia Estadual de Geração e Transmissão de Energia Elétrica (CEEE- GT).

A usina hidroelétrica (UHE) de Ernestina é a primeira do sistema em cascata. Seu entorno possui áreas de camping e lazer, mata, pastagens e plantações com diversas culturas como soja, milho e trigo. No local o solo predominante é latossolo e a vegetação predominante é classificada como “Estepe” e “Floresta Ombrófila Mista” (CEEE, 2010a). A Usina Hidrelétrica de Itaúba é a quarta represa a partir da nascente do rio distante cerca de 200 km a jusante da UHE Ernestina. Apresenta um desnível de aproximadamente 90 m, seu principal afluente é o rio Ivaí (CEEE, 2010b).

Tabela 1. Características gerais dos reservatórios de Ernestina e Itaúba, no alto curso do rio Jacuí, RS.

	Ernestina	Itaúba
Ano de operação	1957	1978
Área (Km²)	45,4	14
Perímetro (Km)	162,45	140,55
Potência (MW)	4,8	500
Volume total (hm³)	274,8	620
Profundidade média (m)	7,1	40
Profundidade máxima (m)	17,7	90
Zona eufótica média (m)	1,6	5,7
Tempo médio de residência (dias)	198	19

Fonte: CEEE-GT, 2010.

Amostras de água foram coletadas em quatro campanhas (janeiro de 2012; maio de 2012; setembro de 2012 e janeiro de 2013) em cada reservatório, distribuídos em três estações de coleta na represa de Ernestina e quatro em Itaúba (figura 1). Em cada ponto foram coletadas

amostras em três profundidades: em superfície, na profundidade equivalente à transparência da água (profundidade do disco de *Secchi*) e no limite inferior da zona eufótica, considerada como três vezes a medida de transparência com disco de *Secchi*, onde a intensidade de radiação corresponde a 1% da incidente na superfície. As amostras foram coletadas com auxílio de barco utilizando garrafa tipo Van Dorn (5 Litros) cujo volume foi filtrado por uma rede de plâncton de abertura de malha de 10 μm , acondicionado em frascos âmbar e posteriormente preservado com solução lugol acético 1%.

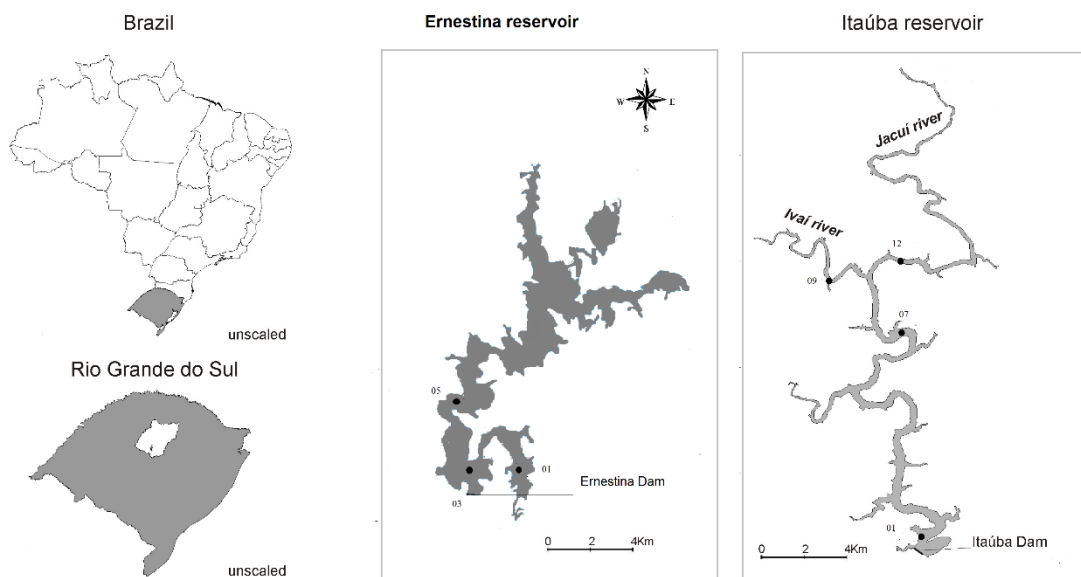


Figura 1. Mapas representando as unidades amostrais dos reservatórios de Ernestina e Itaúba inseridos no sistema em cascata do Rio Jacuí, RS.

Para a caracterização limnológica das represas foram determinados *in situ* a temperatura e a transparência da água através do desaparecimento e ressurgimento vertical do disco de Secchi na coluna de água. Garrafas de água de 1 L foram levadas para o laboratório para aferição de potencial hidrogeniônico (pH) com potenciômetro marca Hanna HI 8314 e condutividade elétrica (CE) com condutímetro marca Hanna HI 8733. A concentração de sólidos totais em suspensão foi determinada segundo APPHA (2006). Foram obtidos dados da precipitação pluvial de cada município em torno das represas no banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

A presença de fosfato na água foi determinada por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES), limite de detecção de $25\mu\text{g.L}^{-1}$, no Laboratório de Análises Químicas Industriais e Ambientais do Departamento de Química

da UFSM. A quantificação de clorofila a presente na água foi realizada segundo Mackinney (1941).

A identificação taxonômica do fitoplâncton foi realizada em nível genérico de acordo com Bicudo; Menezes (2006) e infragenérico utilizando bibliografia especializada. Para a quantificação do fitoplâncton foi utilizada a metodologia de contagem descrita por Uthermöhl (1958) através de campos aleatórios obtendo um total de 50 campos. A estimativa de biomassa foi obtida através do cálculo do biovolume, conforme fórmulas estabelecidas por Hillebrand et al. (1999) e Sun; Liu (2003).

O tempo de residência de cada reservatório foi calculado segundo Spellman (2008), através da fórmula:

$$TRT = V / (Q \times 86.400)$$

onde: V= volume útil do reservatório de Ernestina, calculado de acordo com os dados do Operador Nacional de Sistema Elétrico e o volume total do reservatório de Itaúba, considerado como constante 158200000m³, Q= média da vazão (m³.s⁻¹) para cada mês também obtidos do banco de dados do Operador Nacional de Sistema Elétrico, 86.400= número de segundos contidos em um dia.

A fim de identificar padrões espaciais e temporais na organização das variáveis ambientais foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) utilizando o pacote Vegan (OKSANEN et al., 2013) no ambiente computacional R versão 3.0.2 (R Core Team, 2013). Devido à falta de normalidade dos dados, a correlação de Spearman foi utilizada na verificação das relações entre as variáveis ambientais (variáveis explicativas) e as variáveis biológicas (variáveis resposta) ao nível de significância de p<0,05.

Resultados

A primeira ocorrência de *Ceratium furcoides* (figura 2) foi registrada na primeira campanha amostral em Janeiro de 2012 na represa de Itaúba. Esteve presente em baixa densidade e no limite da zona eufótica na unidade amostral 09, pertencente à porção de características lólicas, pela contribuição do rio Ivaí. Na represa de Ernestina sua primeira ocorrência foi registrada em Maio de 2012 em sete das nove amostras, sendo identificada em todas as unidades amostrais subsequentes nas duas represas (figura 3). Nos dois reservatórios,

as maiores densidades foram encontradas nas unidades amostrais próximas à barragem exceto em Maio de 2012 na represa de Itaúba.

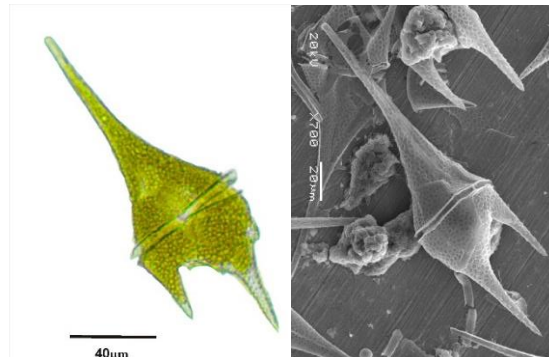


Figura 2. *Ceratium furcoides* encontrado nas represas de Ernestina e Itaúba em foto de microscopia ótica (400X) e eletrônica de varredura.

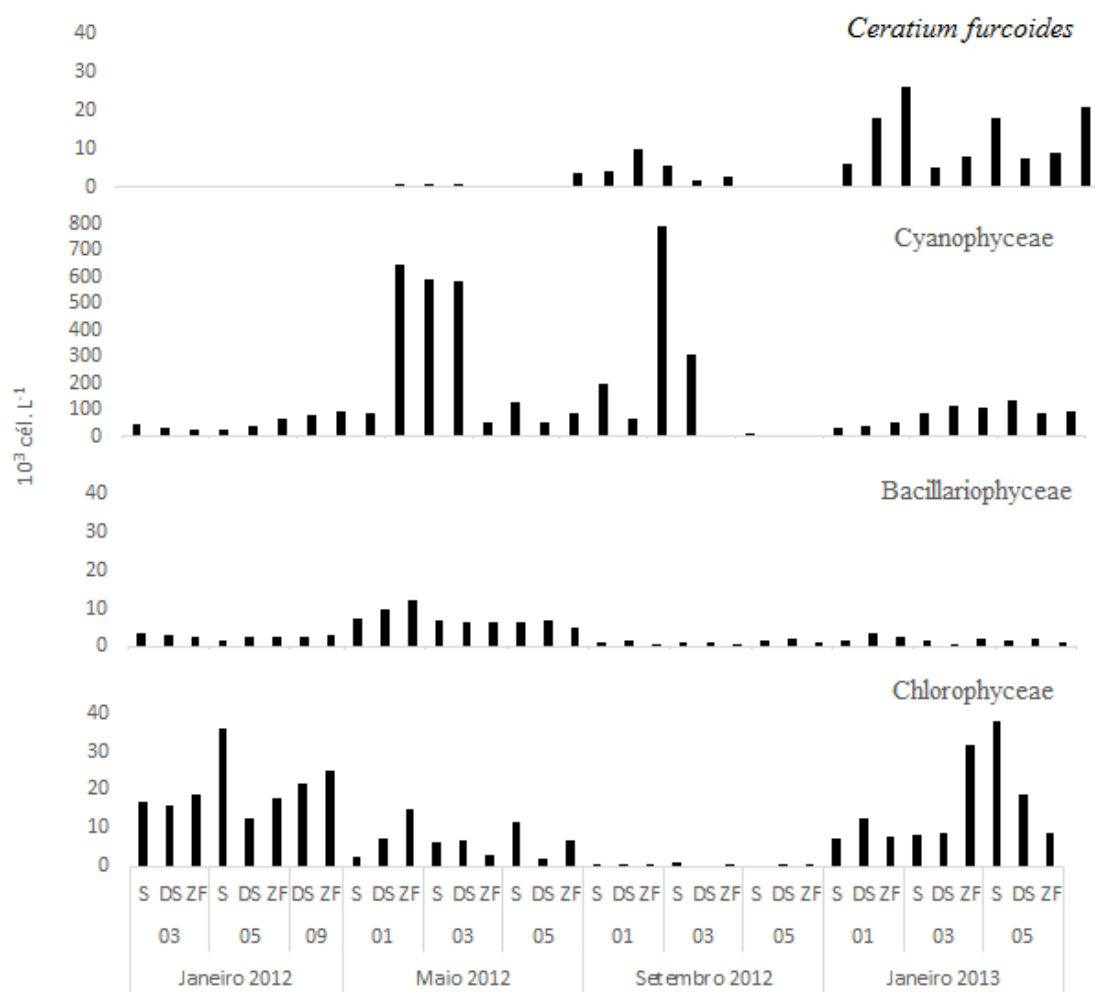


Figura 3. Densidade de células de *Ceratium furcoides* e Cyanophyceae, Bacillariophyceae e Chlorophyceae no reservatório de Ernestina durante o período de janeiro de 2012 a janeiro de 2013.

Em Ernestina as maiores densidades de *C. furcoides* (25cél.mL^{-1}) foram encontradas em temperatura média de 26°C , no mês de Janeiro de 2013 associadas ao período de maior transparência da água (0,8 m). No entanto na represa de Itaúba as maiores densidades de *C. furcoides* (599cél.ml^{-1}) foram encontradas em unidades amostrais com temperatura média da coluna d'água de 20°C (figura 4), durante o mês de agosto de 2012, juntamente com a menor transparência da água (1 m) encontrada no reservatório e pH básico. A transparência média da represa foi de 2,5 m. Observou-se maior concentração de células no limite da zona eufótica para todas as unidades amostrais da represa de Ernestina exceto na unidade amostral 03, a mais próxima do vertedouro (figura 4). Em Ernestina a maior concentração de células foi encontrada com pH 6 e condutividade média de $56\mu\text{m.s}^{-1}$. A estação amostral mais distante do vertedouro apresentou sempre valores de condutividade elétrica levemente mais altos que os demais, no entanto não foi observada maior densidade de células nesta situação.

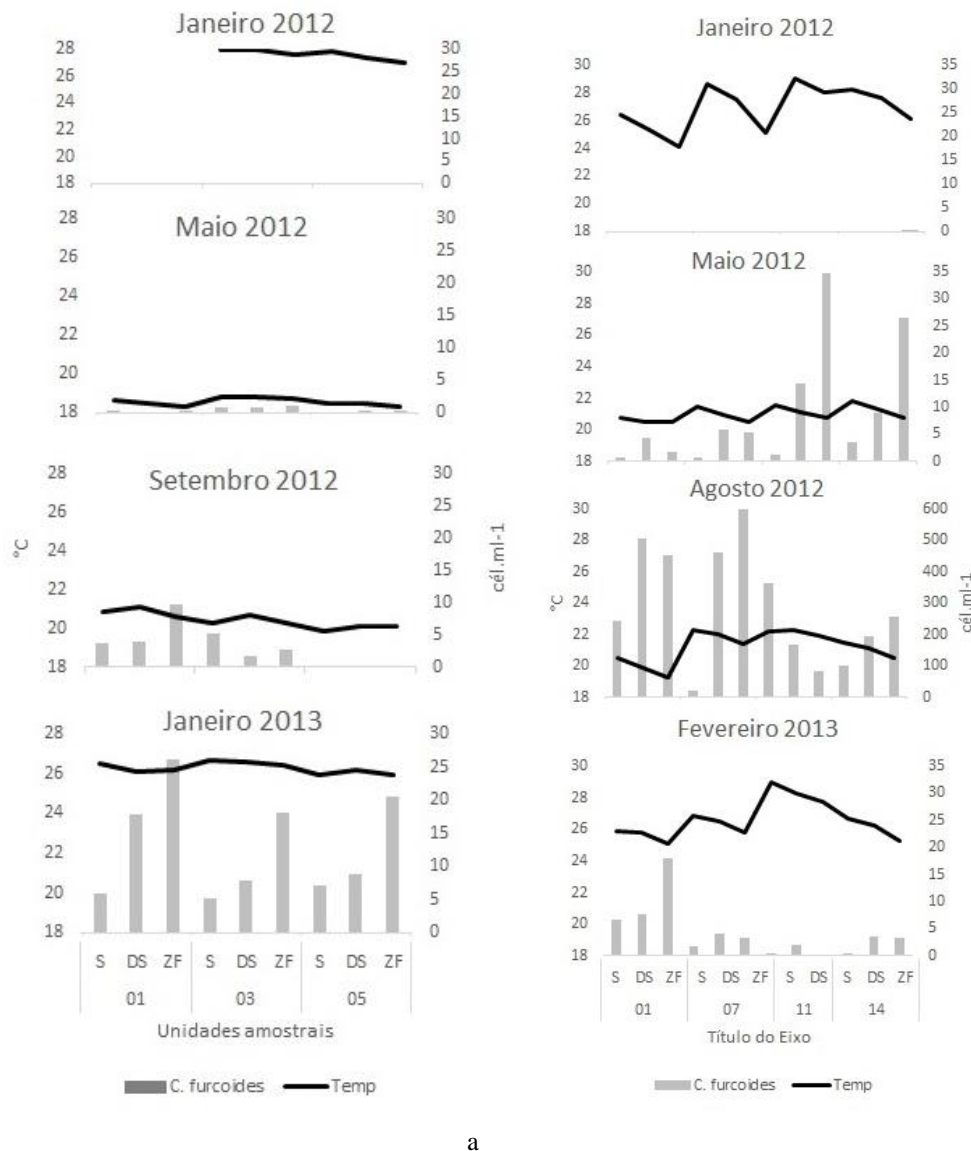


Figura 4. Densidade total de *C. furcoides* e a temperatura da água em cada unidade amostral nos reservatórios de Ernestina (a) e Itaúba (b), nas quatro campanhas amostrais, Rio Jacuí, RS.

Na represa de Itaúba também foram encontradas maiores concentrações de células nos limites da zona eufótica de todas as unidades amostrais, exceto na unidade amostral 09 referente à zona de rio, pertencente ao rio Ivaí no mês de agosto de 2012 (figura 4). Valores de pH 9 estiveram presentes apenas em densidades superiores a 100 cél.ml^{-1} durante o mês de agosto e a CE média encontrada foi de $54 \mu\text{m/s}$. Nos demais meses o pH se manteve entre 6,2 e 7.

Perfis verticais homogêneos de temperatura e oxigênio dissolvido indicam um processo de mistura na zona eufótica do reservatório de Ernestina. Uma leve estratificação da coluna d'água é observada apenas em setembro de 2012, com redução da temperatura da superfície de

até 4°C em 5m de profundidade, na estação próxima ao vertedouro. Já na Represa de Itaúba as mesmas condições foram registradas em agosto de 2013, onde foram encontradas as maiores densidades de *C. furcoides*, não ocorrendo o mesmo em Ernestina.

Os reservatórios do rio Jacuí apresentam grandes diferenças entre si quanto à área e volume. A represa de Ernestina possui uma bacia de acumulação maior e de menor profundidade que Itaúba, pois Itaúba é considerada do tipo fio d'água no entroncamento de dois morros formando um vale encaixado. Outra dimensão física bastante variável é o tempo de residência. Em Ernestina o tempo médio de residência da água foi de 198 dias, havendo um aumento para o dobro do tempo de retenção nos meses de março a maio de 2012 (407 dias). Para a represa de Itaúba o tempo de residência médio durante o ano foi de 19 dias, no entanto no período de março a agosto houve aumento, chegando à média de 42 dias, nos seis primeiros meses de 2012. Este fato pode estar interligado aos níveis de precipitação na bacia hidrográfica durante o período amostral. Índices inferiores aos normais foram observados no primeiro semestre de 2012, e somente em setembro ocorreu aumento de chuvas, segundo dados do Centro Estadual de Meteorologia do Rio Grande do Sul (CEMETRS, 2012). Níveis mais elevados de precipitação ocorreram em Itaúba, cuja média mensal foi de 134,4 mm (54,7 mm – junho; 442,5 mm - dezembro). Em Ernestina a média atingiu 121 mm (28,1 mm - agosto e 253,2 mm - Outubro).

A concentração de sólidos totais em suspensão (TSS) mostrou padrões distintos entre os reservatórios. Em Ernestina a maior concentração foi encontrada no mês de setembro (14 mg.L⁻¹). A represa, por ser a primeira do sistema em cascata, recebe água proveniente apenas da área de drenagem da bacia e possui menor concentração de mata ciliar em seu entorno, devido à expansão agrícola no local, o que pode consequentemente favorecer a entrada de sedimentos para o reservatório. Diferentemente em Itaúba, há predomínio de menor concentração de TSS durante o período amostral, exceto no mês de agosto quando foi encontrada a maior concentração de *C. furcoides*. Esta maior concentração pode estar relacionada à presença da espécie, conforme encontrado valores mais elevados de sólidos orgânicos em suspensão (SOS) na água em relação aos sólidos inorgânicos em suspensão (SIS) (Tabela 2), embora não esteja correlacionada significativamente conforme mostra o coeficiente de Spearman na tabela 3. A diferença da concentração de sólidos também pode ser observada na figura 5 pela coloração da água de cada represa.



Figura 5. Fotos da coloração da água em Ernestina (a) e Itaúba (b).

Tabela 2. Valores mínimos, máximos, médios e desvio padrão das variáveis bióticas e abióticas nos reservatórios de Ernestina e Itaúba. *C. furcoides*; Temperatura, Condutividade Elétrica, Sólidos Totais em Suspensão, Fosfato (PO₄), Transparência do disco de Secchi e Tempo de Residência Teórico.

	<i>C. furcoides</i> .10 ³ cel.L ⁻¹	Temp °C	pH	CE μS.cm ⁻¹	TSS mg.L ⁻¹	PO ₄ μg.L ⁻¹	DS (cm)	TRT dias	SOS mg.L ⁻¹ SIS mg.L ⁻¹	
ERNESTINA										
Mínimo	0.1	18.3	6.0	8.4	1.3	25.0	0.5	4.5		
Média	26.0	28.0	7.3	98.2	33.3	110.0	270.0	14.6		
Máximo	6.5	22.8	6.7	57.1	10.7	40.5	78.8	9.7		
CV(%)	113.1	16.7	6.5	43.8	61.8	74.6	99.2	41.2		
ITAUBA										
Mínimo	0.1	19.3	6.2	46.0	0.7	25.0	0.5	60.5	1.00	2.50
Média	599.8	29.0	9.7	59.0	30.8	278.0	1200.0	270.2	9.52	5.55
Máximo	108.1	23.8	7.3	53.4	6.6	41.2	258.5	141.7	24.34	10.00
CV(%)	156.3	12.8	15.2	6.1	100.9	105.1	112.0	60.5	75.89	42.75

Níveis de PO₄ foram encontrados acima do limite de detecção apenas no mês de janeiro de 2012 em Ernestina e em Fevereiro 2013 na represa de Itaúba, não estando relacionados ao aumento da densidade celular de *C. furcoides* (Tabela 3).

Tabela 3. Coeficiente de correlação de Spearman do biovolume de *C. furcoides* com as variáveis limnológicas: transparência do disco de Secchi (DS), sólidos totais em suspensão (TSS), fosfato (PO₄), temperatura da água (Temp) e potencial Hidrogênio (pH). (*) indica correlação significativa.

<i>C. furcoides</i>		
	p	r
DS	0.036*	0.277
TSS	0.132	0.201
PO ₄	0.740	-0.044
Temp	0.216	0.166
pH	0.032*	0.284

A riqueza de espécies do fitoplâncton mostrou padrões distintos em relação à presença de *C. furcoides* nas duas represas. No reservatório de Ernestina, a maior riqueza de táxons foi encontrada no mês de janeiro de 2013 com média de 23 táxons, cujas unidades amostrais apresentaram maior número de células de *C. furcoides*. As Cyanophyceae assim como as Bacillariophyceae tiveram seu biovolume elevados em períodos de baixa concentração de *C. furcoides* (figura 6). Como pode ser observado na figura 7 em períodos de menor concentração ou inexistência de biomassa de *C. furcoides* predominaram Cyanophyceae filamentosas da gênero *Dolichospermum* e as Bacillariophyceae como *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*. Em contrapartida em períodos de maior biomassa do dinoflagelado houve uma substituição das espécies por Cyanophyceae coloniais do gênero *Microcystis* e Bacillariophyceae da ordem Centrales como *Cyclotella meneghiniana* e *Discostella stelligera*.

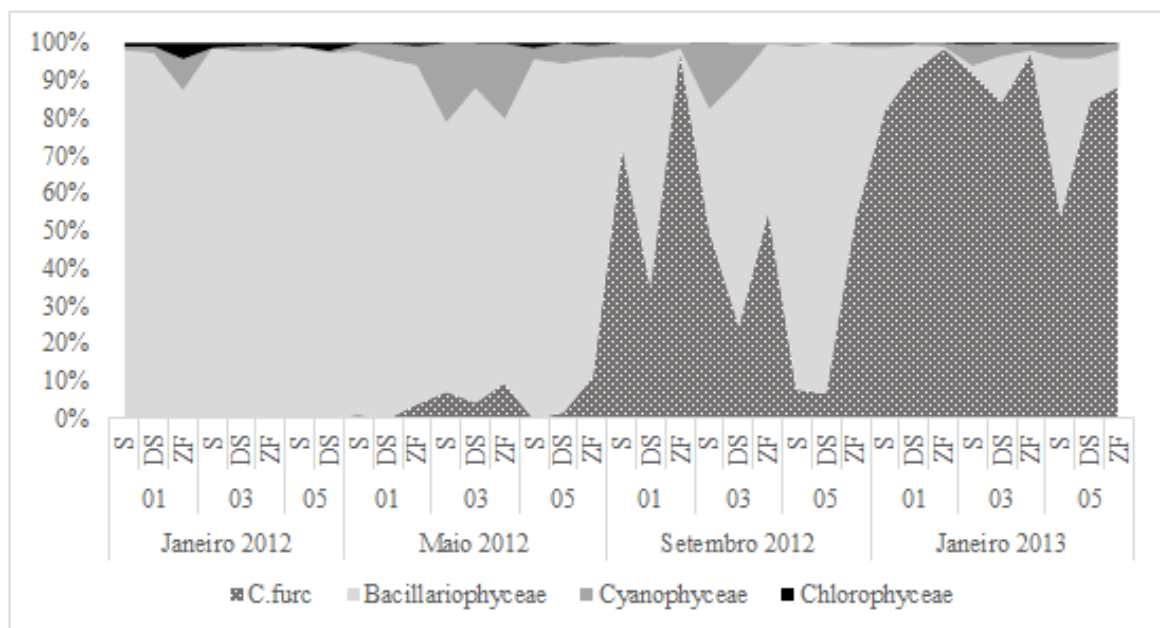


Figura 6. Biovolume relativo de *Ceratium furcoides*, Cyanophyceae, Bacillariophyceae e Chlorophyceae no reservatório de Ernestina durante o período de janeiro de 2012 a janeiro de 2013.

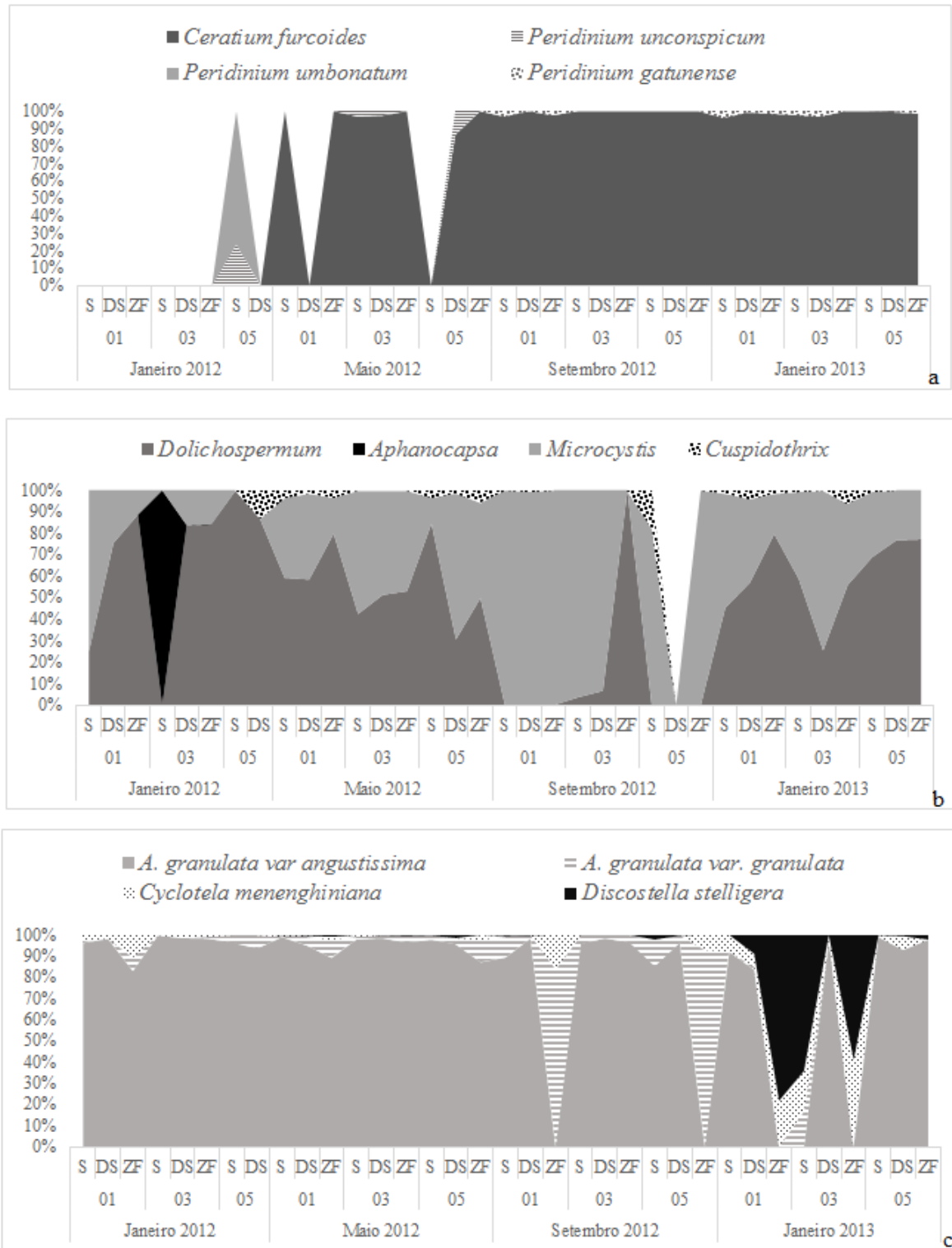


Figura 7. Biovolume relativo das espécies fitoplantônicas do reservatório de Ernestina durante o período de janeiro de 2012 a janeiro de 2013. a: Dinophyceae; b: Cyanophyceae e c: Bacillariophyceae.

No reservatório de Itaúba a maior riqueza de táxons também foi encontrada na última campanha amostral em janeiro de 2013 com média de 28 táxons. De outra forma a menor riqueza de espécies foi encontrada no mês de agosto juntamente com as maiores concentrações de *C. furcoides*, no qual Bacillariophyceae, Cyanophyceae e Chlorophyceae tiveram padrão inverso ao dinoflagelado (Figura 8). À medida que a biomassa de *C. furcoides* atingiu seus níveis máximos, apenas Chlamydoephyceae mostrou uma conspícua contribuição (figura 9). Dentre as espécies que coexistiram em agosto de 2012, estão *Eudorina* sp, *Cuspidotrrix issantschencoi* (Usachev) Rajaniemi, Komárek, Willame, Hrouzek, Ka, *Cryptomonas brasiliensis* A. Castro, C.Bicudo & D.Bicudo, *Cyclotella meneghiniana* Kützing, *Discostella stelligera* (Cleve & Grunow) Houk & Klee, *Scenedesmus* sp e *Ankistrodesmus* sp (figura 10).

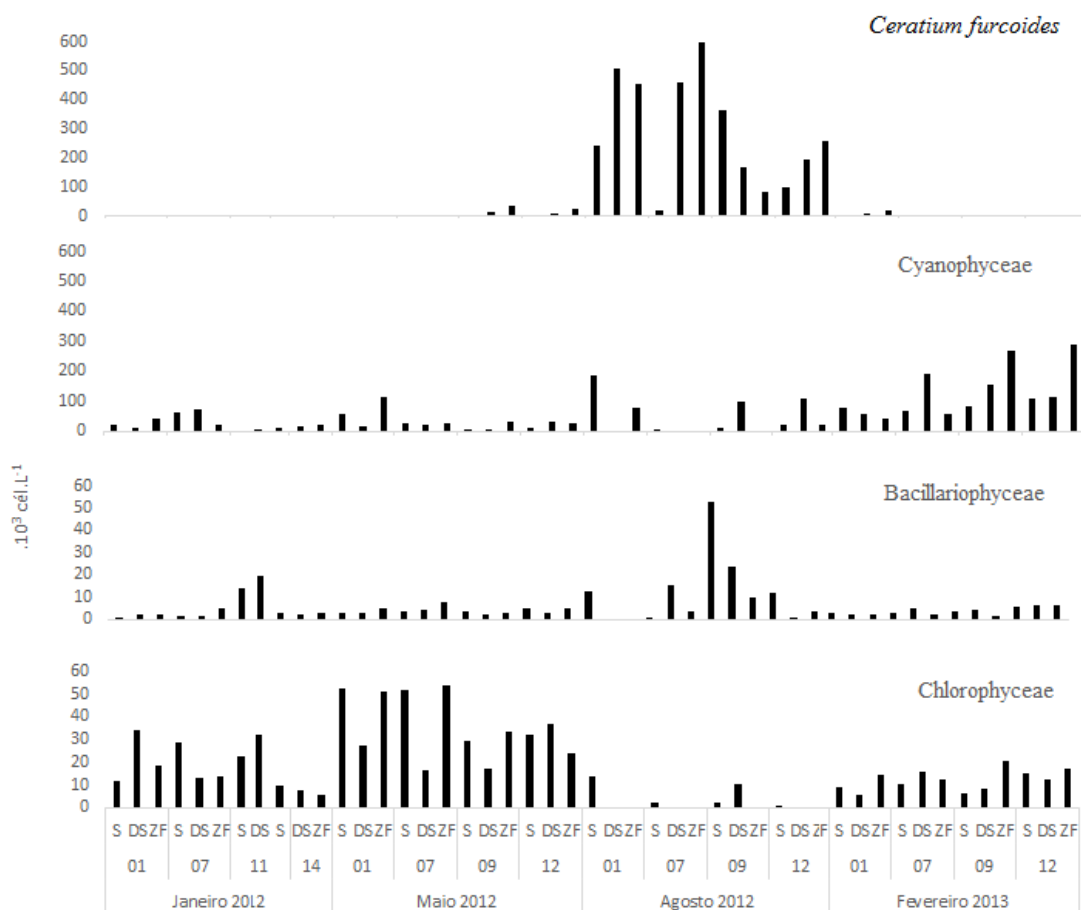


Figura 8. Densidade de células de *Ceratium furcoides* e Cyanophyceae, Bacillariophyceae e Chlorophyceae no reservatório de Itaúba durante o período de janeiro de 2012 a fevereiro de 2013.

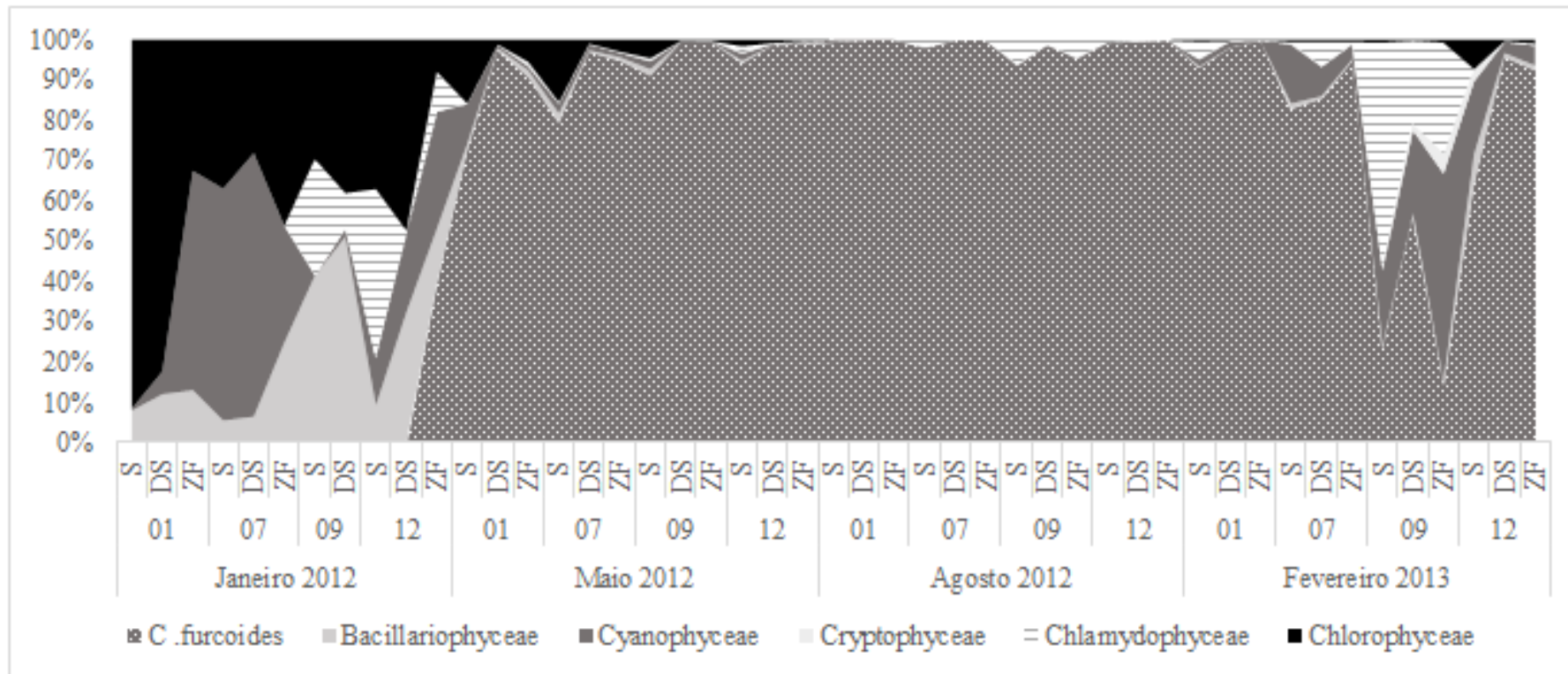


Figura 9. Biovolume relativo de *Ceratium furcoides*, Cyanophyceae, Bacillariophyceae e Chlorophyceae no reservatório de Itaúba durante o período de janeiro de 2012 a fevereiro de 2013.

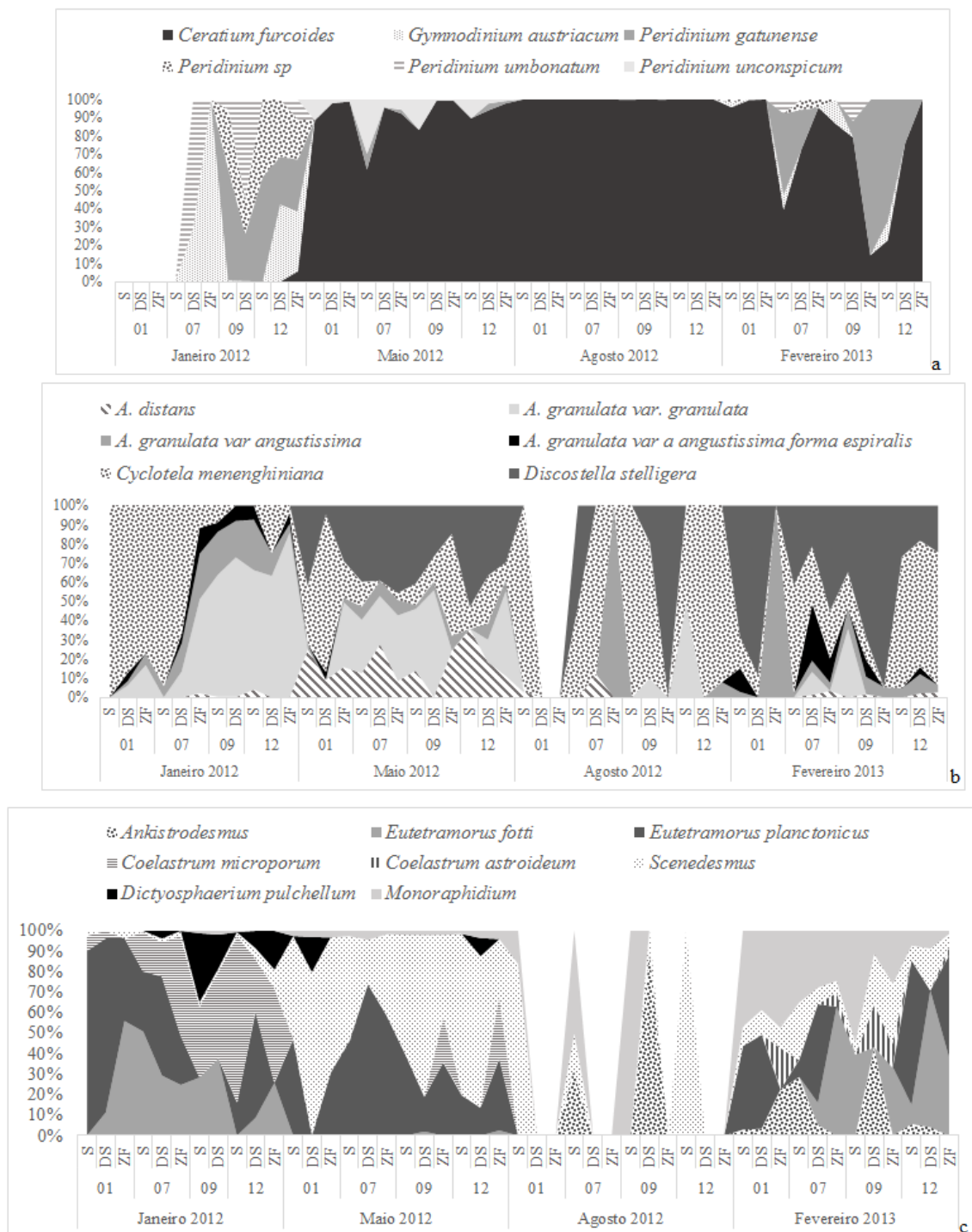
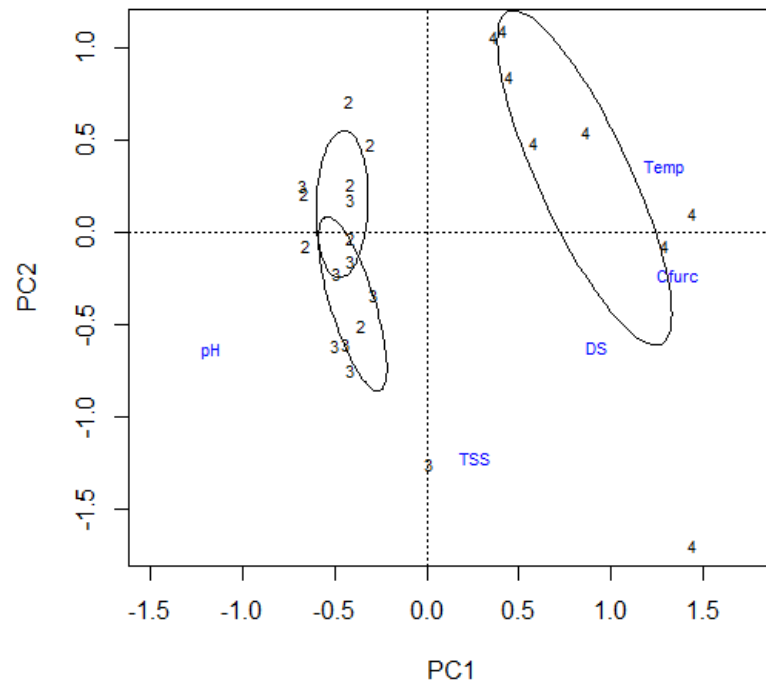


Figura 10. Biovolume relativo das espécies fitoplanctônicas do reservatório de Itaúba durante o período de janeiro de 2012 a janeiro de 2013. a: Dinophyceae; b: Cyanophyceae; c: Cryptophyceae.

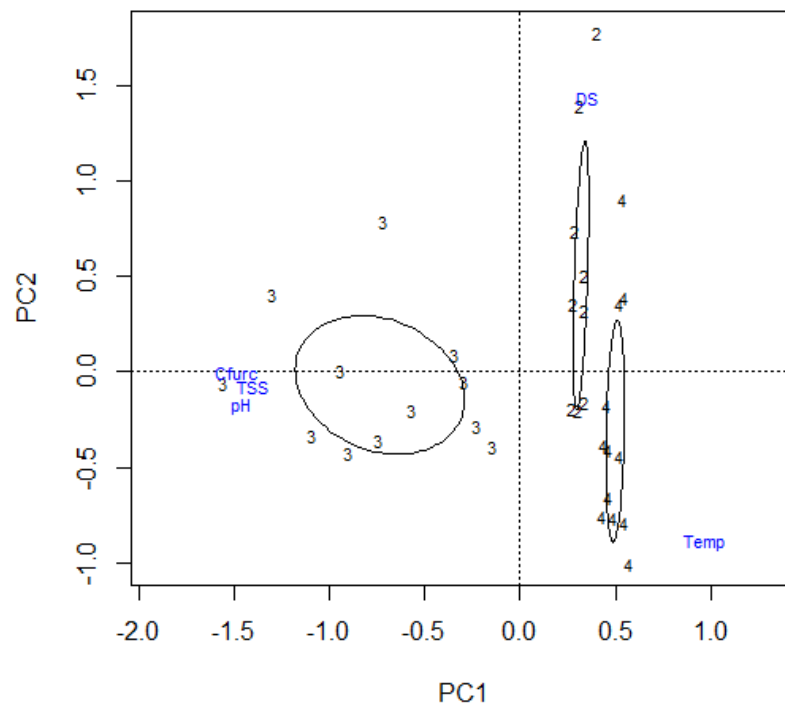
A PCA com os dados ambientais da represa de Ernestina (figura 11a) apresenta os dois eixos mais significativos explicando 76% da variabilidade dos dados, cujas unidades amostrais seguem um padrão de organização sazonal. Conforme a Tabela 4, *C. furcoides*, temperatura da água, transparência e pH estão melhor correlacionadas ao eixo 1 através dos scores. Por conseguinte, sólidos totais em suspensão melhor se correlaciona ao eixo 2. Observa-se na represa de Ernestina que o biovolume de *C. furcoides* se associa as variáveis temperatura da água e transparência, que foram maiores na campanha amostral 04. Já a figura 11b mostra o diagrama resultante das variáveis da represa de Itaúba, na qual a soma dos eixos 1 e 2 explicam 80% da variabilidade dos dados e inversamente a represa de Ernestina o maior biovolume dos dados se associa as variáveis totais de sólidos em suspensão e pH (Tabela 4). Para realizar a PCA foram utilizadas somente as unidades amostrais nas quais foi identificada a presença de *C. furcoides*, por isso, somente as campanhas amostrais 2, 3 e 4 aparecem nas figuras.

Tabela 4. Valores de significância entre as variáveis ambientais e os eixos da PCA nas represas de Ernestina e Itaúba.

		Ernestina		Itaúba	
		PC1	PC2	PC1	PC2
	Autovalor	2.69	1.14	2.90	1.14
	Proporção explicativa	0.53	0.22	0.58	0.22
	Proporção cumulativa	0.53	0.76	0.58	0.80
Scores	<i>C. furcoides</i>	1.36	-0.23	-1.48	0.0005
	Temp	1.28	-0.35	0.96	-0.08
	pH	-1.16	-0.63	-1.45	-0.17
	TSS	0.25	-1.21	-1.4	-0.07
	DS	0.92	-0.61	0.35	1.43



a



b

Figura 11. Diagrama da Análise de Componentes Principais dos reservatórios de Ernestina (a) e Itaúba (b). Cfurc: *C. furcoides*; TSS: sólidos totais em suspensão; PO4: fosfato; Temp: Temperatura da água; DS: Profundidade de transparência do disco de Secchi. Os números indicam as campanhas amostrais: 2; 3 e 4.

A figura 12 ilustra a distribuição do volume de *C. furcoides* em relação as variáveis mais significativas identificadas pela PCA. Duas categorias de biovolume foram criadas de acordo com as concentrações encontradas no período de floração da espécie no reservatório de Itaúba: uma maior e outra menor que $1000 \text{ mm}^3 \cdot \text{ml}^{-1}$. Este valor foi identificado como o menor biovolume encontrada durante a floração no reservatório. É possível identificar uma faixa de condições que descrevem o período de maior biovolume de *C. furcoides* como pH básico e uma temperatura mais favorável em 20°C . A relação com a variável TSS demonstra os maiores valores devido à maior concentração do dinoflagelado.

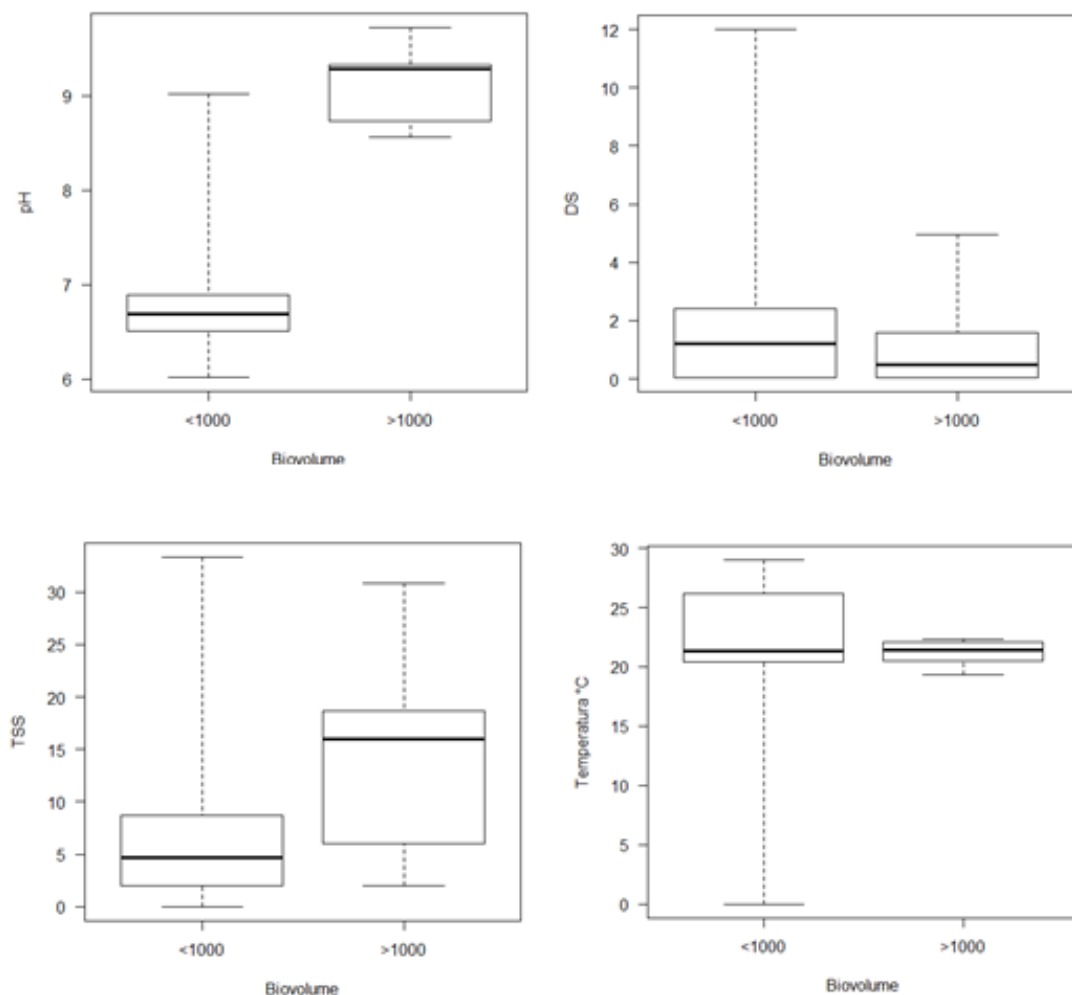


Figura 12. Medida de tendência central do biovolume de *C. furcoides* nas duas categorias: $<1000 \text{ mm}^3 \cdot \text{ml}^{-1}$ e $>1000 \text{ mm}^3 \cdot \text{ml}^{-1}$ em relação às variáveis ambientais: pH: potencial Hidrogeniônico; DS: profundidade de transparência do Disco de Secchi; TSS: sólidos totais em suspensão e Temp: temperatura da água. Linhas inferiores representam a mínima, linhas centrais indicam mediana e linhas superior indicam a máxima.

Discussão

Densidades de *Ceratium furcoides* superiores a 100 cél.ml⁻¹ foram encontradas em unidades amostrais com temperatura média de 20°C e pH básico. Estas mesmas condições ambientais foram encontradas em florações de *C. furcoides* no Brasil por Matsumura-Tundisi et al. (2010) e Silva et al. (2012), e por Gil et al. (2012) na Colômbia. Similarmente, estas características da água foram registradas em florações de *C. hirundinella* por Ginkel et al. (2001); Donagh et al. (2005) na África do Sul, Echevaria; Rodriguez (1994) na Espanha e Silverio et al. (2004; 2009) na Argentina. Muitos destes trabalhos reportam a coexistência destas duas espécies, reforçando não apenas características morfológicas semelhantes, mas também comportamentos ecológicos (HEANEY et al., 1988; GIL et al., 2012).

A presença do gênero *Ceratium* tem sido associada também desde ambientes oligo e mesotróficos (SILVA et al., 2012) atingindo maiores densidade em eutróficos e com sensibilidade a mistura das camadas de água (REYNOLDS, 2002). Em sistemas brasileiros, onde houveram florações, o aumento da densidade foi observado em compartimentos que recebiam despejo de efluentes domésticos sem tratamento (SANTOS-WISNIEVSKI et al., 2007; MATSUMURA-TUNDISI et al., 2010; SILVA et al., 2012). As duas represas do sistema em cascata do rio Jacuí, por não se encontrarem situadas próximas a aglomerações urbanas de porte significativo, não recebem efluentes domésticos diretamente, podendo sofrer maior influência das atividades agrícolas que compõem o cenário de entorno. Os valores de PO₄ estiveram em sua maioria inferiores ao limite de detecção durante o período amostral, estando presentes apenas em meses onde não foi encontrada a maior concentração de *C. furcoides*. O mesmo foi encontrado por Donagh et al. (2005) e este sugere o sucesso da proliferação devido à habilidade de *C. hirundinella* de extrair e acumular fósforo em baixas concentrações. Segundo O'Sullivan; Reynolds (2004) a menor concentração de nutrientes impede a proliferação excessiva de algas, mas espécies capazes de utilizar a maior concentração de fósforo do hipolímnio como *Ceratium* spp podem ter sucesso na coluna d'água.

Em 90% das amostras a presença de *C. furcoides* foi mais elevada no limite da zona eufótica dos reservatórios. Wittington et al. (2000) afirma que há um crescimento negativo de *Ceratium* próximo à superfície e em profundidades superiores a 2,8 m, estando seu crescimento máximo entre 0,9 e 2,0 m no reservatório de Cheffrey, Austrália. Segundo Gil et al (2012), *C. furcoides* é uma espécie fortemente influenciada pela disponibilidade de luz e nutrientes. A alta

mobilidade do *Ceratium* permite a busca de nutrientes em camadas mais profundas dos reservatórios e o retorno a zona eufótica promovendo vantagem sobre outras espécies fitoplanctônicas (WU; CHOU, 1998; GINKEL et al., 2001).

Heaney et al. (1988) reporta a importância da estabilidade da coluna e da temperatura da água para o desenvolvimento de *Ceratium* spp em lagos ingleses. Segundo o autor, diminuições da população de *Ceratium*, com aumento da mistura das camadas de água, podem ser resultantes da redução de disponibilidade de luz e da temperatura pelas camadas inferiores mais frias. A interferência da temperatura no crescimento de *C. furcoides* também é reportada por Butterwick et al. (2004). Segundo o autor, *C. furcoides* não demonstrou crescimento em temperaturas inferiores a 10°C e superiores a 25°C. Esta pode ser uma das principais razões para o florescimento da espécie no período de inverno na represa de Itaúba em agosto de 2012, situação na qual a represa esteve estratificada térmica e quimicamente nas camadas superiores atingindo temperatura máxima de 22°C. Florações de *C. furcoides* nestas temperaturas também foram encontradas por Matsumura-Tundisi et al. (2010) em SP, Silva et al. (2012) em MG e Ginkel et al. (2001). Segundo Butterwick et al. (2004) o crescimento máximo de *C. furcoides* se dá em temperatura de 20°C. Há um forte indício de que este pode ser um dos principais fatores para seu sucesso em condições mais amenas nas regiões subtropicais.

Condições de maior transparência da água coincidiram com o aumento da biomassa de *C. furcoides* na represa de Ernestina em janeiro de 2013 ($p=0,03$). Inversamente, na represa de Itaúba, a menor transparência foi encontrada em maior densidade da espécie, devido à maior concentração de células estando a maior transparência da água restrita à campanha amostral anterior. Associadas a estas condições a estabilidade térmica e química da zona eufótica encontrada no mês de agosto em Itaúba também pode estar relacionada ao aumento do tempo de retenção da água neste período e consequente aumento na densidade de *C. furcoides*, havendo comportamento oposto com o aumento de pluviosidade registrado no período. Devido à redução da pluviosidade, foi necessário aumentar o tempo de retenção para manter o nível hidrométrico das represas do rio Jacuí e garantir a produção de energia. No lago Plußsee (HICKEL, 1985) e no reservatório de Rio Grande II (GIL et al., 2012) também foi registrada redução na densidade celular de *C. furcoides* durante o período chuvoso.

A maior concentração de *C. furcoides* no inverno também foi relatada por Silva et al. (2012) em junho, já aumento da população de *Ceratium* spp também tem sido registrado em períodos quentes (DONAGH et al., 2005). A presença de *C. furcoides* no inverno pode estar relacionada também à mistura da coluna d'água. Segundo Matsumura-Tundisi et al. (2010) a

ressuspensão do sedimento com formas resistentes de *Ceratium* podem provocar o seu estabelecimento em camadas superiores devido à ação de turbulência provocada pela passagem de frentes frias durante o inverno na região sudeste brasileira.

A comunidade fitoplanctônica apresentou diferenças na sua estrutura e composição nas duas represas. No período de florescimento de *C. furcoides*, em Itaúba, registrou-se a menor riqueza de espécies, corroborando os dados de riqueza de Silverio et al. (2004) em uma floração de *C. hirundinella*. As Cyanophyceae e Bacillariophyceae parecem ter uma relação inversa em presença de elevada biomassa de *C. furcoides* em Itauba, no entanto em Ernestina, com menor biomassa da espécie, observa-se uma coexistência destes organismos. Esta relação de existência conjunta também foi encontrada por Ginkel et al. (2001). As cianobactérias apresentam menor volume celular e elevada taxa de divisão; possuem vantagens em ambientes hipereutrofico e eutrófico (SILVA et al., 2012). *C. furcoides* e *C. hirundinella* são organismos unicelulares de grande volume e com uma lenta taxa de crescimento e alta capacidade de armazenamento de fósforo, podem tolerar estresse por nutrientes utilizando-se da mixotrofia para explorar partículas orgânicas (STEPHANIAC et al., 2007; GINKEL et al., 2012). Outra vantagem importante está em sua morfologia, pois a presença de espinhos em um corpo de grande volume como o do dinoflagelado dificulta a predação por zooplâncton (POLLINGHER, 1988).

Cyanophyceae coloniais foram substituídas ao longo do tempo por espécies filamentosas em Itaúba de acordo com o aumento da biomassa de *C. furcoides*. Espécies com morfologia alongada e delgada como filamentos foram relacionadas por Stanca et al. (2012) a ambientes de baixa temperatura e mistura das camadas de água em função da maior proporção superfície-volume exposta a radiação, podendo assim maximizar o aproveitamento da luz, já que esta se encontra limitante em condições de mistura. O mesmo autor reporta que condições contrárias como alta temperatura, maior estabilidade da coluna e redução de nutrientes foram acompanhadas por células arredondadas associadas à presença de flagelos. Esta relação entre as características morfológicas e ambientais pode explicar a presença de *Eudorina* sp e *Cryptomonas brasiliense* A.Castro, C.Bicudo & D.Bicudo no período de maior estabilidade e florescimento de *C. furcoides*. A presença de *Cryptomonas spp* em elevadas densidades de *C. furcoides* também já foi relatada por Donagh et al. (2005) e Ginkel et al. (2001). No entanto, Gil et al. (2012) encontraram uma relação negativa entre estas espécies na Colômbia. *Cryptomonas spp* são consideradas de moderada taxa de crescimento, não tão rápidas como diatomáceas e podem utilizar a mixotrofia como modo de nutrição (REYNOLDS et al., 2002), além de possuírem uma temperatura ótima de desenvolvimento bastante similar à de *C.*

furcoides (BUTTERVICK et al., 2004). Dentre as Bacillariophyceae o menor tamanho celular de *Cyclotella menegiana* Kützing e *Discostella stelligera* (Cleve & Grunow) Houk & Klee favoreceu sua presença em períodos de forte estratificação (WINTER; HUNTER, 2008). Ainda Matsumura-Tundisi et al. (2010) relatam a coexistência de *Oscillatoria* Vaucher ex Gomont e *Phacus* Dujardin junto a *C. furcoides* no entanto esta coexistência não foi observada nos reservatórios do rio Jacuí. A presença do gênero *Cuspidothrix* Rajaniemi et al. 2005 já havia sido reportada na represa em um episódio de floração descrito por Torgan et al. (1981) de acordo com a antiga denominação do gênero, *Aphanizomenon*.

Em termos globais, recentes pesquisas indicam que uma das possíveis consequências das mudanças climáticas é a tendência ao aumento da intensidade de estratificação na coluna d'água, de forma que as respostas do fitoplâncton se refletirão na alteração da composição taxonômica (WINTER; HUNTER, 2008). Estes autores sugerem que organismos como dinoflagelados que são capazes de regular sua flutuabilidade na coluna d'água estarão melhor adaptados a estas condições e serão favorecidos. Após um longo período de estudo de (1982 a 2006) os mesmos autores reportam que essa capacidade do fitoplâncton de se adaptar à intensa estratificação sugere um modelo biogeoquímico que pode ser usado como preditor do aquecimento global. Os autores apontam ainda um ligeiro aumento nos últimos anos na profundidade média da coluna d'água onde os flagelados podem sobreviver, mostrando a capacidade de procurar condições ótimas para o seu desenvolvimento. Moore et al. (2008) em uma revisão sobre impactos das variações climáticas sobre as florações de algas também afirmam que se assumirmos essas vantagens dos dinoflagelados em águas estratificadas marinhas o aumento de florações destes organismos podem ser resultado de mudanças climáticas.

Conclusão

A elevada concentração de *C. furcoides* esteve relacionada principalmente ao aumento do pH e estratificação térmica. Percebeu-se que condições de temperatura média da água de 20°C e aumento do tempo de residência, proporcionando estabilidade da coluna, foram fatores importantes para a proliferação da espécie. Níveis baixos de fosfato parecem não ser limitantes

ao desenvolvimento de *C. furcoides* e o aumento da pluviosidade indicaram interferência negativa no seu crescimento.

No período de floração de *C. furcoides* na represa de Itaúba foram verificadas ocorrendo em concomitância *Eudorina* sp, *Cyclotella meneghiniana*, *Discostella stelligera* e filamentos de *Cuspidotrrix*. Houve forte redução na riqueza de espécies durante a maior biomassa de *C. furcoides* na represa de Itaúba e uma alteração negativa na biomassa com o aumento das chuvas.

A primeira ocorrência de floração de *C. furcoides* nos reservatórios do rio Jacuí sugere uma modificação nas condições ambientais que se tornaram favoráveis a sua proliferação e reforça a importância de compreender seus impactos em águas doces subtropicais e possibilitar condições adequadas de operação do sistema de represas.

Referências Bibliográficas

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods: for the examination of water and wastewater**. 19th edition supplement. 1996.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: Chave para identificação e descrições**. Ed. Rima. 2ª edição. 497p. 2006

BUTTERWICK, C.; HEANEY, S. I.; TALLING, J. F. Diversity in the influence of temperature on the growth rates of freshwater algae, and its ecological relevance. **Freshwater Biology**. v. 50. p. 291–300. 2005.

CAVALCANTE, K. P. et al. First record of expansive *Ceratium* Schrank, 1793 species (Dinophyceae) in Southern Brazil, with notes on their dispersive patterns in Brazilian environments. **CheckList**. v.9. n.4, p.862–866, 2013.

CEEE a. Companhia estadual de geração e transmissão de energia elétrica. **Plano de uso e ocupação do solo no entorno do reservatório da UHE Ernestina**. Dezembro 2010.

CEEE b. Companhia estadual de geração e transmissão de energia elétrica. **Plano de uso e ocupação do solo no entorno do reservatório da UHE Itaúba**. Dezembro 2010.

CENTRO ESTADUAL DE METEOROLOGIA DO RIO GRANDE DO SUL. Disponível: <http://www.cemet.rs.gov.br/> acesso: 8 de janeiro de 2014.

DONAGH, M. E., CASCO, M.A.; CLAPS, M.C. Colonization of a Neotropical Reservoir (Córdoba, Argentina) by *Ceratium hirundinella* (O. F. Müller) Bergh. **Ann. Limnol. - Int. J. Lim.** v.41. n. 4. p.291-299. 2005.

ECHEVARRIA, F.; RODRIGUEZ, J. The size structure of plankton during a deep bloom in a stratified Reservoir. **Hydrobiologia.** 284: 113-124, 1994.

GIL, C.B. et al. Spatial and temporal change characterization of *Ceratium furcoides* (Dinophyta) in the equatorial reservoir Riogrande II, Colombia. **Acta Limnologica Brasiliensia.** v. 24. n. 2. p.207-219. 2012.

GINKEL, C. V.; HOHLS, B.C.; VERMAAKA, E. *Ceratium hirundinella* (O.F. Müller) bloom in Hartbeespoort Dam, South Africa. **Water SA.** v. 27, n. 2. 2001.

HART, R. C; WRAGG, P, D. Recent blooms of the dinoflagellate *Ceratium* in Albert Falls Dam (KZN): History, causes, spatial features and impacts on a reservoir ecosystem and its zooplankton. **Water SA** Vol. 35 No. 2009.

HEANEY, S. I., et al. Population dynamics of *Ceratium* spp. in three English lakes, 1945-1985. **Hydrobiologia.** v.161, p.133-148. 1988.

HICKEL, B. Sexual reproduction and life cycle of *Ceratium furcoides* (Dinophyceae) *in situ* in the lake Plufisee (F.R.). **Hydrobiologia.** v.161, p. 41-48. 1988.

HILLEBRAND, H. et al. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal Phycology** .v. 35, p.403-424. 1999.

MACKINNEY, G. Absorption of light by chlorophyll solutions. **J Biol Chem,** v. 140, p. 315–322, 1941.

MATSUMURA-TUNDISI, T. et al. Occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 bloom at the Billings Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Braz. J. Biol.** v. 70. n. 3. p. 825-829. 2010

MOORE, S. K. et al. Impacts of climate variability and future climate change on harmful algal blooms and human health. **Environmental Health**.v.7. 2008

OKSANEN, J. et al. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.0-10. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>. 2013.

OLIVEIRA, H. S. B., MOURA, A. N.; CORDEIRO-ARAÚJO, M. K. First record of *Ceratium* Schrank, 1973 (Dinophyceae: Ceratiaceae) in freshwater ecosystems in the semiarid region of Brazil. **Check List**. v. 7. n. 5. p. 626-628. 2011.

POLLINGHER U. - Freshwater armored dinoflagellates : growth, reproduction strategies, and population dynamics. Pages 134-174 in: **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. Sandgren C. (ed.) Cambridge University Press, New York. 1988.

R CORE TEAM (2013). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

RAJANIEMI, P. et al. Phylogenetic and morphological evaluation of the genera *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Trichormus* and *Nostoc* (Nostocales, Cyanobacteria). **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**. v.55, p.11-26. 2005.

REYNOLDS, C. S. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**. v. 24, n. 5 p, 417-428. 2002.

SANTOS-WISNIEWSKI, M. J. et al. First record of the occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925, an invasive species in the hydroelectricity power plant Furnas Reservoir, MG, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 67. n. 4. p.791-793. 2007.

SILVA, L. C. et al. Invasion of the dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 at tropical reservoir and its relation to environmental variables. **Biota Neotropica**. v.12. n.2. p.93-100. 2012.

SILVERIO, M. J. et al. Variación Poblacional de *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae) en Embalses Eutróficos de Catamarca (Argentina) y su relación con Parámetros Ambientales. **Huayllu-Bios**. n.3. 2009.

SILVERIO, M. J., F.; GROSMAN, E. A.; SARACHO, M.. Consecuencias ecológicas del florecimiento de una dinofícea en el dique sumampa (catamarca). **Revista Ciencia y Técnica**. n.11. 2004.

SPELLMAN, F. R. **The science of water: Concepts and Applications**. 2nd ed.. 448p. CRC Press. 2008.

STANCA, E.; CELLAMARE, M.; BASSET, A. Geometric shape as a trait to study phytoplankton distributions in aquatic ecosystems. **Hydrobiologia**. 2012.

STEPHANIAK, K.; GOLDYN, R.; AMADURA, K. Changes of summer phytoplankton communities in Lake Swarzedzkie in the 2000-2003 period. **International Journal of Oceanography and Hydrobiology**. v.36, n. 1, p. 77-85. 2007.

SUN, J.; LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. **Journal of Plankton Research**. v. 25, n. 11. p.1331–1346. 2003.

TORGAN, L. C.; BUSELATO, T. C.; FERRAZ, G. C. Floração de *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs ex Born, et Flash., (Cyanophyceae) na represa de Itaúba, Rio Grande do Sul. **Iheringia. Sér. Botânica**, Porto Alegre. v.26. p. 45-64, 1981.

UTERMÖHL H. On the perfecting of quantitative phytoplankton method. **Inter. Assoc. of Theor. and App. Limn. Proc.** n.9 p. 1-38. 1958.

WHITTINGTON, J. et al. Growth of *Ceratium hirundinella* in a subtropical Australian reservoir: the role of vertical migration. **Journal of Plankton Research**. v. 22, n. 6, p. 1025-1045. 2000.

WINDER, M.; HUNTER, D. A. Temporal organization of phytoplankton communities linked to physical forcing. **Oecologia**. v.156, p.179–192. 2008.

WU, J.T.; CHOU, J. W. Dinoflagellate associations in Feitsui Reservoir, Taiwan. **Bot. Bull. Acad. Sin.**, v. 39, p. 137-145. 1998.

CONCLUSÃO

A organização sazonal da comunidade fitoplanctônica nas represas de Ernestina e Itaúba indicam que as represas possuem características bastante homogêneas dentro dos reservatórios e estas não são limitantes o suficiente para sua compartimentalização. Processos de mistura de camadas de água e de estratificação relacionados à morfometria dos reservatórios parecem ser importantes reguladores das comunidades nas duas represas. Observou-se também uma tendência ao aumento da riqueza de espécies com maior precipitação pluviométrica e o aumento na concentração de células do fitoplâncton favorecido por tempos de retenção mais longos, sendo mais conspícuo na represa de Itaúba. Condições de pH básico, temperatura da água média de 20°C e estabilidade da coluna de água caracterizaram o florescimento de *C. furcoides*. Níveis baixos de fosfato parecem não ser limitantes ao desenvolvimento de *C. furcoides* e o aumento da pluviosidade indicaram interferência negativa no seu crescimento. Foram encontradas em concomitância com elevados valores de biovolume de *C. furcoides* na represa de Itaúba *Eudorina* sp, *Cyclotella meneghiniana*, *Discostella stelligera* e filamentos de *Cuspidotrrix*, havendo uma forte redução na riqueza de espécies durante o período de *C. furcoides* na represa de Itaúba. A primeira ocorrência de floração de *C. furcoides* nos reservatórios do rio Jacuí sugere uma modificação nas condições ambientais que se tornaram favoráveis a sua proliferação e reforça a importância de compreender seus impactos em águas doces subtropicais e possibilitar condições adequadas de operação do sistema de represas.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A. et al. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and Prognoses on Aging. In: THEORETICAL RESERVOIR ECOLOGY AND ITS APPLICATIONS, Edited by J.G. Tundisi and Straskraba. **International Institute of Ecology**, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers. p. 227-265. 1999.

ALVES-DA-SILVA, S. M.; BRIDI, F. C. Euglenophyta no Parque Estadual Delta do Jacuí, Rio Grande do Sul, Sul do Brasil. 3. Gênero Strombomonas Defl. **Acta bot. bras.** v.18, n.3, p.555-572. 2004.

BARBIERI, D. W.; PEREIRA-FILHO, W. Índices pluviométricos nas áreas de captação do reservatório Passo Real-RS e sua influência na reflectância da água medido pelo MODIS. In: **Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Curitiba, PR, Brasil. 2011.

BARBOSA, F. A. R. et al. The Cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its Application to the River Tietê-Basin, São Paulo State, Brazil. In: Theoretical Reservoir Ecology and its Applications, Edited by J.G. Tundisi and Straskraba. **International Institute of Ecology**, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers. p.425-437. 1999.

BELLINGER, E. G.; SIGEE, D. C. **Freshwater algae: identification and use as bioindicators**. Wiley-Blackwell, 271p. 2010.

BERGSTROM, A. et al. Composition and dispersal of riverine and lake phytoplankton communities in connected systems with different water retention times. **Freshwater Biology**. v. 53, p.2520–2529. 2008.

C. Pérez-Martínez, C.; Sánchez-Castillo, P. **Temporal occurrence of *Ceratium hirundinella* in Spanish reservoirs**. *Hydrobiologia* **452**: 101–107, 2001.

CAVALCANTE, P. K. et al. First record of expansive *Ceratium* Schrank, 1793 species (Dinophyceae) in Southern Brazil, with notes on their dispersive patterns in Brazilian environments. **CheckList**. v. 9. n.4, p.862–866, 2013.

COQUEMALA, V. **Variação anual do fitoplâncton no reservatório Passaúna**. Dissertação de Mestrado em Botânica. Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 84p. 2005.

CORAZZA, R. et al. Identificação de componentes opticamente ativos da água do reservatório da usina hidroeletricidade Dona Francisca/RS através da técnica de espectroscopia de campo. **Geografia: Ensino & Pesquisa**. Santa Maria, v. 13 n. 2, p. 228-235, 2009.

DONAGH, M. E.; CASCO, M.A.; CLAPS, M.C. Colonization of a Neotropical Reservoir (Córdoba, Argentina) by *Ceratium hirundinella* (O. F. Müller). **Bergh Ann. Limnol.** - Int. J. Lim. v. 41, n4, p.291-299. 2005

ECHEVARRIA, F; RODRIGUEZ, J. The size structure of plankton during a deep bloom in a stratified Reservoir. **Hydrobiologia**. v. 284, p. 113-124, 1994.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos em Limnologia**. Rio de Janeiro, Ed. Interciência/FINEP, 602 p., 1998.

FERRAREZE, M.; NOGUEIRA, M.G. Phytoplankton assemblages and limnological characteristics in lotic systems of the Paranapanema Basin (Southeast Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, v.18, n.4. p.389-405, 2006.

GIL, C.B., et al. Spatial and temporal change characterization of *Ceratium furcoides* (Dinophyta) in the equatorial reservoir Riogrande II, Colombia. **Acta Limnologica Brasiliensia**. v.24. n. 2. p.207-219. 2012.

GINKEL, C. E. V.; HOHLS, B. C.; VERMAAK, E. A *Ceratium hirundinella* (O.F. Müller) bloom in Hartbeespoort Dam, South Africa. **Water SA**. v. 27. n. 2. 2001.

HART, R. C; WRAGG, P, D. Recent blooms of the dinoflagellate *Ceratium* in Albert Falls Dam (KZN): History, causes, spatial features and impacts on a reservoir ecosystem and its zooplankton. **Water SA** Vol. 35 No. 2009.

HENRY, R. et al. Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim (rio Paranapanema, SP). **Rev. Brasil. Biol.** v.58, n.4, p. 571-590. 1998.

HICKEL, B. Sexual reproduction and life cycle of *Ceratium furcoides* (Dinophyceae) *in situ* in the lake Plufisee (F.R.). **Hydrobiologia**. v.161. p. 41-48.1988

MATSUMURA-TUNDISI, T., et al. Occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 bloom at the Billings Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Braz. J. Biol.** v. 70. n. 3. p. 825-829. 2010.

NASELLI-FLORES, L. Phytoplankton assemblages in twenty-one Sicilian reservoirs: relationships between species composition and environmental factors. **Hydrobiologia**. v.424, p.1–11. 2000.

NEGRO, A. I; HOYOS, C.; VEGA, J. C. Phytoplankton structure and dynamics in Lake Sanabria and Valparaíso reservoir (NW Spain). **Hydrobiologia**. v.424, p.25–37, 2000.

OLIVEIRA, H. S. B.,; MOURA, A, N.; CORDEIRO-ARAÚJO, M. K. First record of *Ceratium*Schrank, 1973 (Dinophyceae: Ceratiaceae) in freshwater ecosystems in the semiarid region of Brazil. **Check List**. v. 7. n. 5. p. 626-628. 2011

OLIVER, R. L.; GANF, G. G. Freshwater Blooms. In: WHITTON, B. A.; POTTS, M. (ed.) **The Ecology of Cyanobacteria: Their diversity in time and space**. Nova York: Kluwer Academic Publishers, p. 150-183. 2002.

PADISÁK, J. et al. Phytoplankton composition, biodiversity and a pilot survey of toxic cyanoprokaryotes in a large cascading reservoir system (Tietê basin, Brazil). **Inter. Assoc. of Theor. and App. Limnol. Proc.** v.27, n.5, p. 2734–2742. 2000.

PERBICHE-NEVES, G.; FERREIRA, R. A. R.; NOGUEIRA, M. G. Phytoplankton structure in two contrasting cascade reservoirs (Paranapanema River, Southeast Brazil) **Biologia**. v. 66, n.6, p. 967-976. 2011.

PEREIRA-FILHO, W. et al. Influência de reservatórios em cascata nos dados de reflectância e de limnologia - Reservatórios de Passo Real e Dona Francisca, Rio Jacuí – RS. In: **Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Natal, Brasil. 2009.

PEREIRA-FILHO, W. et al. Relação entre clorofila a com perfil espectral e imagem de satélite no reservatório Passo Real – RS. In: **Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Curitiba, PR, Brasil. 2011.

Pitcher, C. G.; Probyn, A. T. Anoxia in southern Benguela during the autumn of 2009 and its linkage to a bloom of the dinoflagellate *Ceratium balechii*. **Harmful Algae 11** (2011) 23–32.

POLLINGHER U. - Freshwater armored dinoflagellates: growth, reproduction strategies, and population dynamics. p. 134-174 in: **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. Sandgren C. (ed.) Cambridge University Press, New York. 1988.

REBOUÇAS, A.; BRAGA, B. e TUNDISI, J. G. **Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. Ed. Escrituras, São Paulo, 717p. 3º Ed. 2006.

REYNOLDS, C. S. **Ecology of Phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press. 535p. 2006.

REYNOLDS, C. S. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**. v24, n.5, p.417-428. 2002.

RODRIGUES, L. M.; SCHWARZBOLD, A.; OLIVEIRA, M. A. Spatial and temporal variation of Dona Francisca reservoir (Jacuí river, Rio Grande do Sul State), a subtropical reservoir Acta Scientiarum. **Biological Sciences**. Maringá, v. 34, n. 3, p. 279-288, 2012.

RODRIGUES, S.C; TORGAN, T.; SCHWARZBOLD, A. Composição e variação sazonal da riqueza do fitoplâncton na foz de rios do delta do Jacuí, RS, Brasil. **Acta bot. bras.** v.21, n.3, p. 707-721. 2007.

ROSA, et al.. Análise da estrutura de comunidades fitoplanctônicas e de alguns fatores abióticos em trecho do Rio Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**. v.2, p. 31-46. 1988.

SCHNECK, F. et al. Environmental variability drives phytoplankton assemblage persistence in a subtropical reservoir. **Austral Ecology**. v.36, p. 839–848. 2011.

SILVA, C. A.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C. Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system. **Hydrobiologia**. v. 537, p. 99–109. 2005.

SILVA, L. C., et al. Invasion of the dinoflagellate *Ceratium furcoides*(Levander) Langhans 1925 at tropical reservoir and its relation to environmental variables. **Biota Neotropica**. v..12. n.2. p.93-100. 2012

TORGAN, L. C.; BUSELATO, T. C.; FERRAZ, G. C. Floração de *Aphanizomenon flos-aquae* (L.)Ralfs ex Born, et Flash., (Cyanophyceae) na represa de Itaúba, Rio Grande do Sul. **Iheringia. Sér. Botânica**, Porto Alegre. v.26. p. 45-64, 1981.

TRENTIN, A. B. et al. Sensoriamento remoto e limnologia na caracterização da água do reservatório Passo Real RS. **Geografia. Ensino & Pesquisa** (UFSM), v. 13, p. 236-249, 2009.

TUNDISI J.G.; MATSUMURA-TUNDISI T. **Limnologia**. Oficina de textos, São Paulo, 631p. 2008.

TUNDISI, J. E. M., MANZINI, N. F.; DUCROT, R. The response of carlos botelho (lobo, broa) Reservoir to the passage of cold fronts as Reflected by physical, chemical, and Biological variables **Braz. J. Biol.**, v. 64. n.1, p.177-186, 2004.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience in South America and Brazilian case studies. **Hydrobiologia**. v. 500, p. 231–42. 2003.

TUNDISI, JG.A, et al. Cold fronts and reservoir limnology: an integrated approach towards the ecological dynamics of freshwater ecosystems. **Braz. J. Biol.**, v. 70, n 3, p. 815-824. 2010.

WACHHOLZ, F. **Influência das bacias hidrográficas e caracterização espaçotemporal de variáveis limnológicas em reservatórios no Rio Grande do Sul**. Tese de Doutorado do Instituto de Geociências e Ciências Exatas do Campus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. 192p. 2011.

WETZEL, R. G. **Limnology**. Philadelphia, W.B. Sandres, 3° ed. 743 p. 2001.

WHITTINGTON, J., et al. Growth of *Ceratium hirundinella* in asubtropical Australian reservoir: the role of vertical migration. **Journal of Plankton Research**. v. 22, n. 6, p. 1025-1045. 2000.

WU, JT. and CHOU, JW., Dinoflagellate associations in Feitsui Reservoir, Taiwan Bot. **Bull. Acad. Sin.**, v. 39, p. 137-145. 1998.

XIE, L. et al. The role of environmental parameters in the structure of phytoplankton assemblages and cyanobacteria toxins in two hypereutrophic lakes **Hydrobiologia**. v. 691, p. 255–268. 2012.