

A satellite-style map of South America, specifically the Plata Basin region. A white, irregular outline highlights a large area in the central and eastern parts of the basin, covering parts of Brazil, Paraguay, and Uruguay. The background shows the natural terrain with green vegetation and brownish-yellow areas, set against a blue ocean.

# **Uso do Biomonitoramento em Programas de Avaliação Ambiental dos Rios Transfronteiriços da Bacia do Prata**

**Marcos Gomes Nogueira  
Danilo Augusto de Oliveira Naliato**  
(organizadores)

*RiMa*



# Uso do Biomonitoramento em Programas de Avaliação Ambiental dos Rios Transfronteiriços da Bacia do Prata





# Uso do Biomonitoramento em Programas de Avaliação Ambiental dos Rios Transfronteiriços da Bacia do Prata

Organizadores:

Marcos Gomes Nogueira

Danilo Augusto de Oliveira Naliato



*RiMa*

© 2016 dos autores

**Direitos reservados desta edição**

RiMa Editora

U84u

Uso do Biomonitoramento em Programas de Avaliação Ambiental dos Rios Transfronteiriços da Bacia do Prata / Organizado por Marcos Gomes Nogueira e Danilo Augusto de Oliveira Naliato – São Carlos : RiMa Editora, 2016.

92 p. il.

ISBN – 978-85-7656-038-8

1. recursos hídricos. 2. bioindicadores. 3 físico-química. 4. Bacia do Prata. I. título. II. autor

COMISSÃO EDITORIAL

Dirlene Ribeiro Martins

Paulo de Tarso Martins

Carlos Eduardo M. Bicudo (Instituto de Botânica - SP)

Takako Matsumura-Tundisi (IIE - SP)

Raoul Henry (UNESP - SP)

Arnola Rietzler (UFMG - MG)

Gilmar Perbiche-Neves (UFSCar - SP)

*RiMa*

[www.rimaeditora.com.br](http://www.rimaeditora.com.br)

Rua Virgílio Pozzi, 213 – Santa Paula

13564-040 – São Carlos, SP

Fone/Fax: (16) 3201-9169

*Aos povos de fronteira da bacia do Prata, muitos deles originários e que têm navegado, ao longo dos séculos, por águas às vezes calmas, às vezes turbulentas, bem como por diferentes países, idiomas, regras, costumes e tradições.*





*Una mirada más allá de los límites políticos transfronterizos...*



Fixação de amostras às margens do rio Paraguai  
(Porto Murtinho, Brasil/Capitán Carmelo Peralta, Paraguay).



# Apresentação

A bacia hidrográfica do rio da Prata é a segunda maior do continente e quinta maior do mundo, com área de 3,1 milhões de km<sup>2</sup>, vazão final de 25.000 m<sup>3</sup>/s e drenando parte dos territórios da Argentina, Bolívia, Brasil, Paraguai e Uruguai. Estima-se que mais de 70% do produto interno bruto (PIB) desses cinco países seja produzido dentro da bacia, cujos processos produtivos e uma população de dezenas de milhões de habitantes determinam intensa pressão antrópica sobre os recursos naturais, incluindo as águas superficiais.

O presente trabalho foi desenvolvido no âmbito do *Programa MARCO de Gestão de Recursos Hídricos da Bacia do rio da Prata, em relação aos Efeitos da Variabilidade e Mudança Climática*. O Programa MARCO ([www.pmarco.cicplata.org](http://www.pmarco.cicplata.org)) foi executado pelo Comitê Intergovernamental Coordenador dos Países da Bacia do Prata (CIC), financiado pelo Fundo Mundial para o Meio Ambiente (GEF), além de contrapartidas nacionais, e apoio do Departamento de Desenvolvimento Sustentável da Organização dos Estados Americanos (DDS-OEA) e do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA).

A execução do estudo de biomonitoramento se deu por meio de uma ação transversal entre dois Grupos de Trabalho do Programa MARCO: *Gestão de Ecossistemas* e *Gestão da Qualidade de Água e Contaminação*. O principal objetivo é sensibilizar o corpo técnico e as autoridades que atuam na área de recursos hídricos dos cinco países da bacia do Prata para a possibilidade do uso de novas alternativas metodológicas. Os resultados de um modelo de trabalho validado e operacional permitirão enriquecer a proposta de monitoramento e avaliação integrada dos rios transfronteiriços da bacia. Neste contexto, o caráter emblemático de uma atividade com potencial de replicação, previamente discutida e acordada entre os representantes dos cinco países, é, sem dúvida, mais significativo que os resultados em si, cuja limitação em termos de representatividade espacial e temporal foi preliminarmente considerada.

Os componentes da biota, mesmo daqueles organismos com ciclo de vida relativamente curto, como as diminutas espécies planctônicas adaptadas à vida em suspensão na coluna d'água, têm caráter mais conservativo que as variáveis físicas e químicas. Por exemplo, um evento moderado de precipitação pluviométrica sobre a bacia de drenagem de um rio de baixa ordem pode alterar instantaneamente condições como transparência, turbidez, material em suspensão, concentrações de nutrientes, etc. Contudo, não necessariamente provocará um distúrbio con-

siderável (remoção de organismos) sobre a comunidade de macroinvertebrados associados aos sedimentos de fundo (organismos bentônicos).

A avaliação do estado de um ecossistema aquático fluvial não é tarefa trivial, em virtude da grande complexidade estrutural (e.g. inserção dos diferentes trechos no gradiente longitudinal) e funcional (e.g. sazonalidade, eventos climáticos estocásticos) comumente observada.

A incorporação de informações sobre a biota aquática (biomonitoramento), associada ao estudo convencional das variáveis abióticas, é uma estratégia que amplia as possibilidades de diagnóstico a fim de gerar subsídios concretos para a gestão integrada dos recursos hídricos superficiais. O monitoramento baseado nos parâmetros físicos e químicos, e mesmo incluindo determinações microbiológicas diretas e indiretas, pode ser insuficiente para uma análise conclusiva das distintas dimensões ecológicas dos sistemas fluviais, correndo o risco de refletir somente recortes momentâneos do corpo d'água avaliado.

O monitoramento dos organismos possibilita identificar, além dos distúrbios esporádicos e pontuais, os efeitos acumulativos e crônicos sobre esses ambientes altamente dinâmicos.

Assim, por meio de uma parceria entre o Programa MARCO e a Fundação do Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista (UNESP – Campus de Botucatu), foi realizado um estudo de biomonitoramento de caráter prospectivo, concomitante à obtenção de dados abióticos. Foram feitas análises das *comunidades fitoplanctônica, zooplanctônica* e dos *macroinvertebrados bentônicos*, realizados *testes ecotoxicológicos* na água e sedimento e quantificados os *coliformes termotolerantes*. Posteriormente, foram aplicados *índices de integridade ambiental*. O conjunto de resultados foi avaliado quanto ao seu potencial de indicar as diferentes condições de qualidade dos grandes rios da bacia do Prata.

As amostragens foram realizadas durante dois períodos sazonais contrastantes (inverno/2013 e verão/2014), em sete diferentes trechos selecionados dos rios Paraná, Paraguai e Uruguai, correspondentes a fronteiras compartilhadas com outros países da bacia (Argentina e Paraguai).

Os Organizadores

# *Prefácio*

Neste livro, Marcos Nogueira e Danilo Naliato apresentam as experiências de biomonitoramento em programas de avaliação ambiental na bacia do rio da Prata, na fronteira do Brasil com Argentina e Paraguai. A partir de uma abordagem inovadora, com sólidas bases conceituais e metodologia precisa, o livro descreve as experiências de sucesso de dois grupos de trabalho que, incluindo abordagens biológicas importantes, oferecem relevante contribuição ao conhecimento ecológico atual dos cinco países fronteiriços.

A abordagem de biomonitoramento relatada neste livro é de extrema importância, atual e estratégica, devendo representar incentivo de inovação em estudos de Avaliação de Qualidade Ambiental por equipes de pesquisa multidisciplinares internacionais. Esta abordagem biológica foi criteriosamente realizada por meio de análises das comunidades de fitoplâncton, zooplâncton e de macroinvertebrados bentônicos, além de testes ecotoxicológicos na água e sedimento e quantificação de coliformes termotolerantes, buscando avaliar condições de qualidade de grandes rios na bacia do Prata.

Este livro é ricamente ilustrado, com diagramação elegante e que concilia excelente conteúdo de qualidade técnico-científica com informações claras e disponíveis ao leitor sobre condições ambientais dessa bacia hidrográfica. Aos leitores é passada a mensagem precisa de que os estudos de avaliação ambiental devem, necessariamente, conciliar mensurações de condições físicas e químicas de qualidade de água e sedimentos com estudos biológicos, pois a diversidade de espécies de comunidades aquáticas oferece informações de tudo o que acontece na bacia hidrográfica, incluindo as alterações nos usos da terra por atividades antrópicas.

O desafio inicial foi alcançado. Agora, essas informações serão a base para tomada de decisões que subsidiarão a gestão de recursos ambientais na bacia do rio da Prata.

Belo Horizonte, 14 de junho de 2016

Marcos Callisto – Professor de Ecologia da UFMG



# *Sumário*

<b>O uso do biomonitoramento em ecossistemas aquáticos .....</b>	<b>15</b>
<i>Marcos Gomes Nogueira &amp; Danilo Augusto de Oliveira Naliato</i>	
<b>A bacia hidrográfica do rio do Prata – caracterização geral .....</b>	<b>18</b>
<i>Danilo Augusto de Oliveira Naliato &amp; Marcos Gomes Nogueira</i>	
<b>Biomonitoramento: objetivos do estudo na Bacia do Prata .....</b>	<b>20</b>
<i>Marcos Gomes Nogueira &amp; Danilo Augusto de Oliveira Naliato</i>	
<b>Desenvolvimento metodológico .....</b>	<b>21</b>
<i>Marcos Gomes Nogueira &amp; Danilo Augusto de Oliveira Naliato</i>	
<b>Condições limnológicas e qualidade ambiental .....</b>	<b>34</b>
<i>Danilo Augusto de Oliveira Naliato, Marco Aurélio Pessotto, Evaldo Luiz Gaeta Espíndola &amp; Marcos Gomes Nogueira</i>	
<b>Comunidade fitoplanctônica .....</b>	<b>50</b>
<i>Rosa Antonia Romero Ferreira &amp; Marcos Gomes Nogueira</i>	
<b>Comunidade zooplanctônica .....</b>	<b>66</b>
<i>Danilo Augusto de Oliveira Naliato, Marco Aurélio Pessotto &amp; Marcos Gomes Nogueira</i>	
<b>Comunidade zoobentônica e características dos sedimentos .....</b>	<b>75</b>
<i>Ana Maria Cirino Ruocco &amp; Marcos Gomes Nogueira</i>	
<b>Considerações finais .....</b>	<b>84</b>
<i>Marcos Gomes Nogueira &amp; Danilo Augusto de Oliveira Naliato</i>	
<b>Referências bibliográficas .....</b>	<b>87</b>





# O uso do biomonitoramento em ecossistemas aquáticos

Marcos Gomes Nogueira & Danilo Augusto de Oliveira Naliato

Ao longo das últimas décadas ocorreram significativos avanços no conhecimento sobre o funcionamento sistêmico dos ambientes aquáticos. Contudo, as políticas públicas de monitoramento e gestão dos recursos hídricos seguem privilegiando as características químicas e físicas da água, uma abordagem tradicional, mas insuficiente para uma avaliação ambiental integrada.

Segundo o *Programa Monitor* do Ministério do Meio Ambiente do Brasil (MMA, 2008), mais de 60% dos programas de monitoramento no país ainda não incluíam na época nenhuma caracterização da biota aquática, embora a legislação vigente no país (Resolução CONAMA 357/2005) considere a possibilidade de aplicação de índices biológicos.

O monitoramento fundamentado apenas em variáveis físicas e químicas pode gerar uma avaliação parcial, já que os ambientes aquáticos são extremamente dinâmicos e esta abordagem é muito influenciada por eventos transientes. Dessa forma, haveria a necessidade de alta frequência de amostragem, espacial e temporalmente, o que em geral está associado a custos elevados, inviabilizando a implementação de um programa de monitoramento efetivo (Barbour et al., 1995; Norris & Thoms, 1999; Buss et al., 2003).

A incorporação do biomonitoramento em ambientes aquáticos apresenta uma série de vantagens, destacando-se a possibilidade de identificar os efeitos cumulativos e crônicos de estressores sobre o sistema e a viabilidade econômica, particularmente quando comparada aos custos de determinação quantitativa de metais pesados e pesticidas. Assim, as características peculiares dos organismos, como a contínua exposição às condições do ambiente e ciclo de vida e grau de tolerância variado, permitem o uso eficiente do biomonitoramento em programas de avaliação continuada dos corpos d'água (Rosenberg & Resh, 1993; Callisto et al., 2001; Nogueira et al., 2014).

A fim de ajustar os múltiplos usos e lograr uma avaliação mais acurada da “saúde” dos ecossistemas, é essencial a condução de programas de biomonitoramento, que possibilitam uma visão integrada dos processos naturais de funcionamento, bem como dos efeitos das ações humanas e uma rica variedade de

sinais, os quais podem ser utilizados para o diagnóstico da degradação ambiental (Karr, 2006).

Portanto, a associação dos métodos tradicionais (físicos e químicos), os quais avaliam o tipo e a intensidade dos fatores de impacto no ambiente, com a análise biológica, que evidencia os efeitos cumulativos dos estressores sobre as comunidades de seres vivos, permite uma avaliação ambiental integrada dos corpos d'água (Buss et al., 2008; Ligeiro et al., 2013).

A utilização de índices que englobam esses dois componentes (físico-químico e biológico) tem ganhado proeminência nos últimos anos, principalmente em virtude da possibilidade de especificidade com relação a certos tipos de impacto. Uma dada espécie pode ser sensível a um tipo de poluente, embora tolerante a outros (Washington, 1984). Assim, índices podem ser criados especificamente para detectar poluição orgânica, ação de pesticidas, metais pesados, alteração de pH, etc. No Brasil, por exemplo, já existem iniciativas baseadas na aplicação sistemática de índices que avaliam a integridade dos recursos hídricos, como os índices de qualidade da água (IQA) e de proteção à vida aquática (IVA), utilizados para os rios do estado de São Paulo (Zagatto et al., 1999; CETESB, 2009).

Porém, o grande desafio do biomonitoramento nos sistemas aquáticos é definir um número limitado (operacional) de indicadores, cuja presença e abundância absoluta ou relativa reflitam o efeito de um ou mais estressores (Bonada et al., 2006). Um bioindicador robusto deve apresentar algumas características essenciais, como ser taxonomicamente bem definido; apresentar distribuição geográfica ampla; ser abundante ou de fácil coleta; possuir baixa variabilidade genética e ecológica; ter ciclo de vida relativamente longo; dispor de características ecológicas bem conhecidas; e ser viável usá-lo em estudo de laboratório (Johnson et al., 1993).

Dentre as principais abordagens utilizadas em programas de biomonitoramento podem ser mencionadas aquelas em que são estudadas respostas de organismos aquáticos a estressores específicos, por meio de testes laboratoriais e subsequente extrapolação para sistemas mais complexos. Destacam-se os bioensaios ecotoxicológicos com algas, microcrustáceos e macroinvertebrados, sendo possível caracterizar efeitos agudos e crônicos de poluentes sobre os organismos (Adams, 1995; Espíndola et al., 2003).

Outra estratégia seria avaliar o efeito de determinado impacto ambiental (e.g. eutrofização) por meio das alterações sequenciais na organização estrutural e processos funcionais das comunidades biológicas ou dos ecossistemas. Parâmetros ecológicos básicos das comunidades, como presença/ausência, densidade, diversidade taxonômica e diversidade funcional, são utilizados como indicadores (Bonada et al., 2006).

Entretanto, para estabelecer um protocolo de biomonitoramento é imperativo o conhecimento prévio sobre o ecossistema que se pretende estudar, com dados básicos sobre a bacia hidrográfica, composição taxonômica, biologia e ecologia das espécies e suas populações. No caso do Brasil, há pouca informação disponível para grandes unidades territoriais (o mesmo se aplica à bacia do Prata como um todo), sendo necessário um estudo simultâneo de aspectos “básicos” (geomorfologia das bacias, descrição de espécies, etc.) e de uma etapa mais “aplicada”, com a elaboração de protocolos de biomonitoramento propriamente. Uma experiência recente bem-sucedida, com esse tipo de abordagem, foi executada em rios e reservatórios da região do cerrado (Callisto et al., 2014). Somente após o cumprimento dessas etapas podem ser elaborados instrumentos normativos eficientes, por meio dos mecanismos de gestão ambiental existentes (Maltchik & Medeiros, 2001).

# A bacia hidrográfica do rio do Prata – caracterização geral

Danilo Augusto de Oliveira Naliato & Marcos Gomes Nogueira

A bacia hidrográfica do rio da Prata apresenta uma área de aproximadamente 3,1 milhões de km<sup>2</sup>, ocupando a quinta posição mundial em magnitude (Cuya et al., 2013). Localizada no continente sul-americano, com os extremos entre as latitudes 14°S-38°S e longitudes 43°W-66°W, abrange parte do centro-sul do Brasil, o sudeste da Bolívia, a maior parte do Uruguai, todo o Paraguai e ampla zona do centro e norte da Argentina.

A bacia do Prata drena suas águas para o Atlântico Sul, e os rios Paraná (17.000 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>), Paraguai (3.500 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>) e Uruguai (4.500 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>) formam os principais canais de drenagem. A extensão da sub-bacia do rio Paraná é a maior, com área de 1.510.000 km<sup>2</sup>, seguida das sub-bacias do rio Paraguai – 1.095.000 km<sup>2</sup>, do Uruguai – 360.000 km<sup>2</sup> e do Plata – 130.000 km<sup>2</sup> (Figura 1).

Em termos percentuais de área ocupada por cada país, a bacia está inserida majoritariamente no Brasil (45,7 %), seguido pela Argentina (29,7 %), Paraguai (13,2 %), Bolívia (6,6 %) e Uruguai (4,8 %), correspondendo a 17% da superfície da América do Sul. A população total residente dentro dos limites da bacia é de aproximadamente 110 milhões de habitantes, com uma densidade média de 36 hab./km<sup>2</sup>.

Estima-se que mais de 70% do produto interno bruto (PIB) desses cinco países seja produzido dentro da bacia, com intensa concentração de grandes cidades e do setor industrial e agropastoril, resultando, desta forma, em grande pressão antrópica sobre os recursos naturais dessa ampla região da América do Sul.

Caracterizações do meio físico da bacia do Prata, com ênfase nos sistemas fluviais, podem ser encontradas em diversos estudos já publicados (e.g. Bazán & Arraga, 1993; Bonetto, 1993; Tundisi, 1994; Tucci & Clarke, 1998; Berri et al., 2002; Mugni et al., 2005; Depetris, 2007; Cuya et al., 2013).



Figura 1 Distribuição das principais sub-bacias (Paraná, Paraguai, Uruguai e Río de la Plata) dentro da bacia hidrográfica do rio da Prata.

# Biomonitoramento: objetivos do estudo na Bacia do Prata

Marcos Gomes Nogueira & Danilo Augusto de Oliveira Naliato

No presente estudo procurou-se realizar uma caracterização ambiental de trechos selecionados dos principais rios formadores da bacia do Prata (Paraná, Paraguai e Uruguai), em regiões de fronteira do território brasileiro. Foram feitas análises das comunidades fitoplanctônica, zooplanctônica, macroinvertebrados bentônicos e coliformes termotolerantes, bem como a determinação simultânea das condições limnológicas/qualidade da água. Amostras de água e sedimento foram utilizadas para a realização de testes ecotoxicológicos. O conjunto de resultados foi integrado por meio da aplicação de índices de integridade ambiental.

Especificamente, o estudo procurou:

- i. Avaliar o uso da comunidade fitoplanctônica (riqueza, abundância, dominância, equitabilidade e diversidade) como possível indicador das condições ambientais.
- ii. Avaliar o uso da comunidade zooplanctônica (riqueza, abundância, dominância, equitabilidade e diversidade) como possível indicador das condições ambientais.
- iii. Avaliar o uso da comunidade zoobentônica (riqueza, abundância, dominância, equitabilidade e diversidade) como possível indicador das condições ambientais.
- iv. Avaliar o uso de testes ecotoxicológicos (agudos e crônicos) da água e sedimento como possível indicador das condições ambientais.
- v. Avaliar o uso de índices integrados de qualidade da água, que incorporam variáveis bióticas e abióticas como possível indicador das condições ambientais.

# Desenvolvimento metodológico

Marcos Gomes Nogueira & Danilo Augusto de Oliveira Naliato

Os trabalhos de campo para amostragem das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos) e determinação das características limnológicas foram executados pela equipe do Laboratório de Ecologia de Águas Continentais do Departamento de Zoologia do Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista (UNESP) – Campus de Botucatu. Os testes ecotoxicológicos foram realizados no Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (USP). As análises de metais pesados e pesticidas foram realizadas pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP), sendo as atividades coordenadas pela Agência Nacional de Águas (ANA).

Em função da limitação imposta pela baixa frequência amostral (somente duas coletas), optamos por não realizar a análise estatística dos dados, mesmos estando cientes de que a aplicação da mesma é altamente recomendada nesse tipo de estudo multimétrico a fim de dar maior consistência e robustez às eventuais tendências e padrões observados.

## *Locais e períodos de amostragem*

Durante o período de inverno (agosto de 2013) e verão (março de 2014), foram realizadas amostragens em sete pontos de rios transfronteiriços da bacia do Prata acessados a partir de território brasileiro. Alguns trechos correspondem à saída do território nacional, que por sua vez determina as condições de entrada nos países vizinhos que compartilham a bacia hidrográfica. Na Tabela 1 e Figura 2 são apresentadas as datas (inverno e verão) e os locais (georreferenciados) das coletas. As campanhas duraram sete dias, em cada período do ano. Na Figura 3 são exibidas imagens das áreas de estudo.

**Tabela 1** Nome dos rios, abreviações, coordenadas geográficas, cidades próximas e data da realização das amostragens.

Local de coleta	Abreviação	Coordenada geográfica	Cidade próxima	Data da coleta (inverno/verão)
Rio Paraguai	PAG	21°42'2.75"S 57°53'36.27"O	Porto Murtinho, MS	17/08/2013 19/03/2014
Rio Apa	APA	22°4'59.22"S 57°56'30.18"O	San Lázaro, Paraguai	18/08/2013 19/03/2014
Rio Paraná	PAR	22°42'57.04"S 53°10'58.33"O	Porto São José, PR	19/08/2013 18/03/2014
Rio Iguaçu	IGU	25°35'33.87"S 53°53'23.99"O	Capanema, PR	21/08/2013 24/03/2014
Rio Uruguai	UR1	27°10'28.58"S 53°13'39.44"O	Iraí, RS	23/08/2013 21/03/2014
Rio Uruguai	UR2	28°37'16.61"S 56°2'15.81"O	São Borja, RS	24/08/2013 23/03/2014
Rio Uruguai	UR3	29°44'48.91"S 57°5'43.20"O	Uruguaiana, RS	24/08/2013 23/03/2014



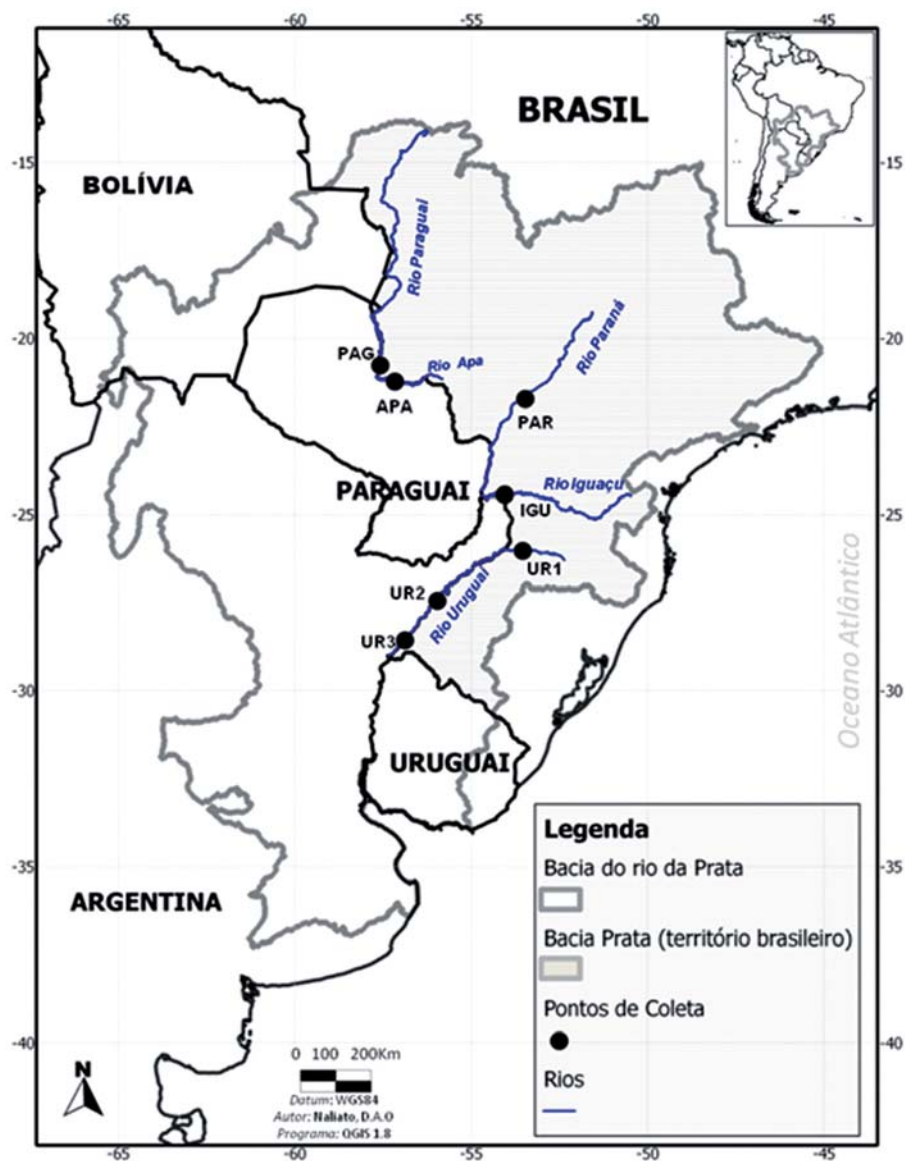


Figura 2 Mapa georreferenciado da bacia do rio da Prata e indicação dos pontos de coleta.



**Figura 3** Fotos obtidas durante as campanhas de amostragem. **A:** rio Paraguai (PAG); **B:** rio Apa (APA); **C:** rio Paraná (PAR); **D:** rio Iguaçu (IGU); **E:** rio Uruguai (UR1); **F:** rio Uruguai (UR2); **G:** rio Uruguai (UR3).

## Coleta e procedimentos – variáveis abióticas

Variáveis limnológicas físicas e químicas da água e sedimento foram determinadas simultaneamente às amostragens dos componentes bióticos. Tais informações são fundamentais para a caracterização geral dos ambientes e aplicação de índices integrados de avaliação ambiental.

Para acessar cada ponto de amostragem foi utilizado um barco motorizado, sendo todos os pontos georreferenciados (GPS Garmin E-Trex). Após a ancoragem e confirmação da profundidade local (sonar *Speedtech*), realizaram-se medidas da transparência da água (*disco de Secchi*), da velocidade superficial da correnteza (correntômetro *Flowatch*) e da temperatura do ar (termômetro de mercúrio aferido pelo INMETRO). Perfis verticais completos de temperatura, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica foram obtidos ao longo de toda a coluna d'água (leituras a cada metro) por meio da sonda multiparâmetros previamente calibrada (*Horiba U50*).

Amostras de água foram coletadas com o uso de uma garrafa de Van Dorn (3,5 L) na superfície, meio e fundo da coluna d'água, sendo estas posteriormente homogeneizadas e separadas alíquotas para as diferentes análises. Após o acondicionamento das amostras em frascos apropriados, estas foram refrigeradas para posterior análise em laboratório da concentração de nitrogênio total, fósforo total, sólidos em suspensão, sólidos totais, análise de coliformes termotolerantes, bioensaios de toxicidade, demanda bioquímica de oxigênio e clorofila-a. Também foram coletados sedimentos (draga de Van Veen) para a realização de bioensaios de toxicidade. Na Tabela 2 são indicadas as metodologias empregadas na análise das variáveis descritas acima.

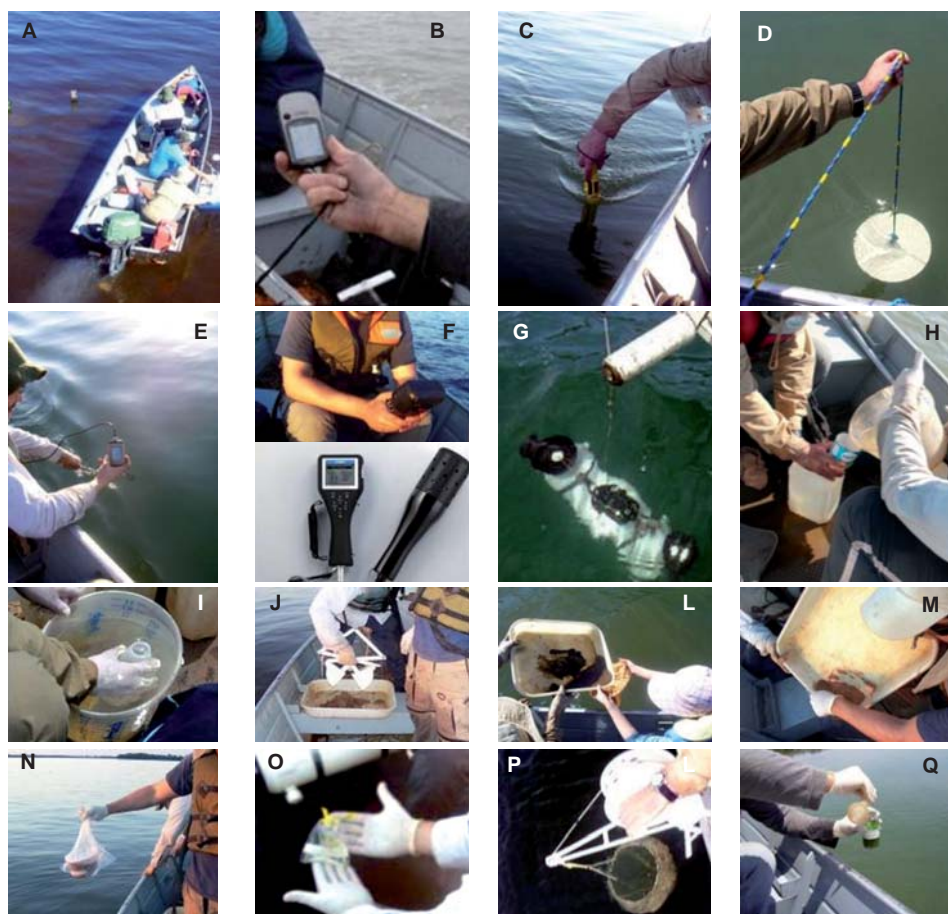
Para caracterização do sedimento foram coletadas amostras com draga de Van Veen, uma em cada ponto amostral. As mesmas foram secas por um período mínimo de 24 h em estufa a 60°C. A composição granulométrica e o conteúdo de matéria orgânica do sedimento foram determinados segundo os procedimentos descritos por Suguio (1973). As concentrações de nitrogênio e fósforo do sedimento foram determinadas seguindo APHA (1998). As concentrações de metais pesados e pesticidas na água e sedimento foram determinadas pelo IAP<sup>1</sup>.

Quando aplicável, os valores das variáveis analisadas foram confrontados com as referências estabelecidas pela legislação sobre o enquadramento dos corpos d'água no Brasil, Resolução CONAMA 357 (2005). Comparou-se com os valores estabelecidos para águas de Classe 1, em função de sua boa qualidade e múltiplas possibilidades de uso. As Águas de Classe 1 podem ser destinadas: a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; b) à proteção das

1. Dados disponíveis apenas para o período de inverno.

comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam consumidas cruas sem remoção de película; e e) à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

Na Figura 4 são apresentadas imagens dos métodos empregados durante a execução do trabalho de campo.



**Figura 4.** Fotos obtidas durante a execução dos trabalhos de campo. **A:** Embarcação – acesso aos pontos; **B:** Aparelho de GPS – georreferenciamento; **C:** Sonar – medição da profundidade; **D:** Disco de Secchi – transparência da água; **E:** Correntômetro – velocidade superficial da água; **F:** Horiba U-50 sonda multiparâmetros; **G:** Garrafa de Van Dorn – coleta d’água em diferentes profundidades; **H e I:** Armazenamento em frascos para análises laboratoriais; **J:** Dragas Van Veen – coleta de sedimento; **L:** lavagem do sedimento em rede de zoobentos; **M:** Armazenamento do zoobentos e sedimento em sacos plásticos; **N:** Armazenamento do sedimento para testes ecotoxicológicos; **O:** coliformes termotolerantes; **P:** rede de plâncton; e **Q:** fixação do plâncton.

**Tabela 2** Metodologia empregada na análise das variáveis limnológicas.

Variável	Metodologia
Nitrogênio total	Análises espectrofotométricas (Mackereth et al., 1978)
Fósforo total	Análises espectrofotométricas (Strickland & Parsons, 1960)
Sólidos em suspensão	Técnica gravimétrica (Cole, 1979)
Sólidos totais	Recomendada pela APHA (2005)
Coliformes termotolerantes	Técnica do NMP, recomendada pela APHA (2005)
Bioensaios de toxicidade	ABNT (2004, 2005); Adams (2005); Burton & Macpherson (1994)
Demanda bioquímica de oxigênio	Incubação a 20 °C por 5 dias para a quantificação (APHA, 1998)
Clorofila-a	Maceração manual dos filtros e extração em solvente orgânico (Talling & Driver, 1963)

### Testes de ecotoxicidade

Os testes de ecotoxicidade na água (crônico e agudo) e sedimento (agudo) seguiram as metodologias descritas nas Tabelas 3 e 4.

**Tabela 3** Metodologia empregada na análise de toxicidade da água.

ÁGUA – ECOTOXICIDADE AGUDA E CRÔNICA – CONDIÇÕES DO ENSAIO (ABNT 2005)	
Água de cultivo e diluição: água natural reconstituída	
Água de cultivo e diluição – requisitos: pH 7-7,6; dureza total: 40-48 mg/L de CaCO <sub>3</sub>	
Organismos-teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>	Idade: neonatos com ? 24 horas
Organismo por concentração/amostra: 1	Réplicas por concentração/amostra: 10
Fotoperíodo: 16 h de luz/8 h de escuro	Alimento: sim
Renovação da solução teste: 48 ou no máximo 72 horas	
Tempo/temperatura de incubação: 7/8 dias / 25°C ± 2°C	
Resultado: tóxica/não tóxica (amostra sem diluição)	
Programa estatístico: Toxstat.	
Critério de aceitação do teste: mortalidade dos organismos adultos no controle não ultrapassar 20% e a produção média de neonatos produzidos por fêmea adulta for igual ou maior que 15	

**Tabela 4.** Metodologia empregada na análise de toxicidade no sedimento.

SEDIMENTO - TOXICIDADE AGUDA - CONDIÇÕES DO ENSAIO (ABNT, 2004; Burton. & Macpherson, 1994)	
Água de cultivo e diluição: água natural reconstituída	
Água de cultivo e diluição – requisitos: pH 7-7,6; dureza total: 40-48 mg/L de CaCO <sub>3</sub>	
Organismos-teste: <i>Daphnia similis</i>	Idade: neonatos com ? 24 horas
Organismo por concentração/amostra: 10	Réplicas por concentração/amostra: 4
Fotoperíodo: 16 h de luz/8 h de escuro	Alimento: não
Matriz de análise: sedimento total (20 g sedimento/80 mL água de cultivo)	
Tempo/temperatura de incubação: 48 horas/20°C ± 2°C	
Resultado: tóxica/não tóxica (efeito maior ou igual a 50% dos organismos expostos)	
Critério de aceitação do teste: mortalidade dos organismos no controle não ultrapassar 10%	

### Índice de qualidade das águas (IQA)

O índice de qualidade das águas (IQA) foi calculado de acordo com a metodologia utilizada pela CETESB (2009). A aplicação do IQA resulta em um valor relacionado com a qualidade geral da água, com o objetivo de sintetizar a informação e apresentá-la de uma forma que possa ser entendida facilmente para fins de gestão e comunicação.

A estrutura do índice de qualidade da água foi proposta pela *National Sanitation Foundation (NSF)*, dos Estados Unidos, na década de 1970, e o tratamento de dados envolve um conjunto de nove variáveis, consideradas representativas para a caracterização da qualidade das águas: oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total, fósforo total, temperatura da água, turbidez e sólidos totais.

O IQA é calculado pelo produto ponderado das “qualidades de água” correspondentes às variáveis que integram o índice. A seguinte fórmula é utilizada:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

em que:

IQA: índice de qualidade das águas, entre 0 e 100;

$q_i$ : qualidade do  $i$ -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida;

e

$w_i$ : peso correspondente ao  $i$ -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1$$

n: número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

O IQA apresenta uma tabela de classificação que varia entre ótima e péssima, de acordo com os valores obtidos para cada estação amostrada.

Tabela de classificação – IQA

<b>Categoria</b>	<b>Ponderação</b>
Ótima	$79 < IQA \leq 100$
Boa	$51 < IQA \leq 79$
Regular	$36 < IQA \leq 51$
Ruim	$19 < IQA \leq 36$
Péssima	$IQA \leq 19$

### Índice de qualidade de água para a proteção da vida aquática (IVA)

O IVA tem o objetivo de avaliar a qualidade das águas para fins de proteção da fauna e flora em geral, portanto, diferenciado de um índice de avaliação da água para o consumo humano e recreação de contato primário (Zagatto et al., 1999). O IVA leva em consideração a presença e concentração de contaminantes químicos, seu efeito sobre os organismos aquáticos (toxicidade) e dois parâmetros importantes para a biota (pH e oxigênio dissolvido). Os parâmetros são agrupados no IPMCA (Índice de Parâmetros Mínimos para a Preservação da Vida Aquática), bem como no IET (Índice do Estado Trófico) de Carlson, modificado por Toledo et al. (1983). Dessa forma, o IVA fornece informações não só sobre a qualidade da água em termos ecotoxicológicos, mas também sobre seu grau de trofia.

## Etapa 1: IPMCA (Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática)

O IPMCA é composto por dois grupos de variáveis:

**Grupo de variáveis essenciais:** (oxigênio dissolvido, pH e toxicidade). Para cada variável incluída no IPMCA, são estabelecidos três diferentes níveis de qualidade, com ponderações numéricas de 1 a 3, que correspondem a padrões de qualidade de água estabelecidos pela Resolução CONAMA 357 (2005) e preconizados pelas legislações francesa e norte-americana. Os limites máximos permitidos de substâncias químicas na água são utilizados com o propósito de evitar efeitos de toxicidade crônica e aguda à biota aquática. Os limites estabelecidos para cada variável/toxicidade estão descritos em Zagatto et al. (1999).

**Grupo de substâncias tóxicas** (cobre, zinco, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, cádmio, surfactantes e fenóis). Neste grupo foram incluídas as variáveis que identificam o nível de contaminação por substâncias potencialmente danosas às comunidades aquáticas. Poderão ser incluídas novas variáveis, que tenham importância regional, por exemplo, ou eventualmente mesmo variáveis que não puderam ser obtidas. Os limites estabelecidos para cada substância estão descritos em Zagatto et al. (1999). Esses níveis refletem as seguintes condições de qualidade de água:

- ◆ **Nível A:** Águas com características desejáveis para manter a sobrevivência e a reprodução dos organismos aquáticos. Atende aos padrões de qualidade da Resolução CONAMA 357 (2005) para águas Classes 1 e 2 (ponderação 1).
- ◆ **Nível B:** Águas com características desejáveis para a sobrevivência dos organismos aquáticos, porém, a reprodução pode ser afetada no longo prazo (ponderação 2).
- ◆ **Nível C:** Águas com características que podem comprometer a sobrevivência dos organismos aquáticos (ponderação 3).

### Cálculo do IPMCA

Dadas as ponderações para as variáveis determinadas em uma amostra de água, o IPMCA é calculado da seguinte forma:

$$\text{IPMCA} = V E \times ST$$

em que:

VE: valor da maior ponderação do grupo de variáveis essenciais;

ST: valor médio das três maiores ponderações do grupo de substâncias tóxicas



Este valor é um número inteiro, e o critério de arredondamento deverá ser o seguinte: valores menores que 0,5 serão arredondados para baixo e valores maiores ou iguais a 0,5 para cima. O valor do IPMCA pode variar de 1 a 9, sendo subdividido em quatro faixas de qualidade, classificando as águas para proteção da vida aquática.

<b>Categoria</b>	<b>Ponderação</b>
<b>BOA</b>	1
<b>REGULAR</b>	2
<b>RUIM</b>	3 e 4
<b>PÉSSIMA</b>	≥ 6

### Etapa 2: Cálculo Índice do Estado Trófico

O Índice de Estado Trófico utilizado no cálculo do IVA é composto pelo Índice do Estado Trófico para o fósforo – IET (PT) e o Índice do Estado Trófico para a clorofila-a – IET (CL), modificados por Cunha et al. (2013), para ambientes tropicais e subtropicais, segundo as equações:

$$IET (CL) = 10 \times (6 - ((-0,7 - 0,6 \times (\ln CL)) / \ln 2)) - 20$$

$$IET (PT) = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln PT)) / \ln 2)) - 20$$

em que:

PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em  $\mu\text{g L}^{-1}$ ;

CL: concentração de clorofila-a medida à superfície da água, em  $\mu\text{g L}^{-1}$ ;

ln: logaritmo natural.

Sendo o IET a média aritmética dos índices relativos ao fósforo total e a clorofila-a, segundo a equação:

$$IET = [IET (PT) + IET (CL)] / 2$$

<b>Critério</b>	<b>Estado trófico</b>	<b>Ponderação</b>
$IET \leq 47$	Ultraoligotrófico	0,5
$47 < IET \leq 52$	Oligotrófico	1
$52 < IET \leq 59$	Mesotrófico	2
$59 < IET \leq 63$	Eutrófico	3
$63 < IET \leq 67$	Supereutrófico	4
$> 67$	Hipereutrófico	5

### Etapa 3: Cálculo do IVA (Índice de Qualidade de Água para a Proteção da Vida Aquática)

O IVA é calculado a partir do IPMCA (ponderação) e do IET (ponderação), segundo a expressão:

$$\text{IVA} = (\text{IPMCA} \times 1,2) + \text{IET}$$

O valor resultante do índice descreve cinco classificações de qualidade:

Categoria	Ponderação
ÓTIMA	$\text{IVA} \leq 2,5$
BOA	$2,6 \leq \text{IVA} \leq 3,3$
REGULAR	$3,4 \leq \text{IVA} \leq 4,5$
RUIM	$4,6 \leq \text{IVA} \leq 6,7$
PÉSSIMA	$\text{IVA} > 6,8$

### Coleta e procedimentos – comunidades aquáticas

Para a análise quantitativa do fitoplâncton foram realizadas coletas de água bruta (garrafa de Van Dorn) na superfície, meio e fundo da coluna d'água. As amostras foram imediatamente integradas e homogeneizadas, e uma alíquota foi separada para posterior análise. A fixação das amostras foi feita com lugol acético e acondicionamento em frascos de vidro isolados da luz. Para análise qualitativa do fitoplâncton foram obtidas amostras integradas por meio de arrastos verticais, do fundo à superfície da coluna d'água, utilizando-se rede cônica padrão de 20 µm de abertura de malha e fixação com formol 4%.

A análise qualitativa das amostras foi realizada em microscópio Zeiss Oberkochen, modelo Standard 20, equipado com câmara clara e com aumento de até 1000 vezes. O material foi identificado com base em literatura especializada disponível no Laboratório de Ecologia de Águas Continentais – IBB/UNESP.

As contagens do fitoplâncton seguiram método de enumeração baseado na distribuição aleatória dos indivíduos no fundo de câmaras de sedimentação. A contagem foi realizada em microscópio invertido. O volume sedimentado variou de 2 a 40 mL, dependendo da densidade de organismos ou detritos presentes. O tempo de sedimentação foi de no mínimo de três horas para cada centímetro de altura da câmara (Margalef, 1983).

Na contagem do fitoplâncton foram considerados como um indivíduo: organismos unicelulares, filamentos, tricomas, colônias e cenóbios, dependendo da organização morfológica da espécie em questão. Os campos de contagem foram

distribuídos em transectos verticais paralelos, cobrindo praticamente toda a área da câmara. O número de campos contados correspondeu ao necessário para alcançar 100 indivíduos da espécie mais frequente, ficando, assim, com um erro inferior a 20% e um intervalo de confiança de 95% (Lund et al., 1958). Em amostras com poucas algas, foram contados tantos campos quantos os necessários para a estabilização do número de espécies adicionado por campo (método da área mínima) (Huszar, 1994).

Para análise qualitativa e quantitativa da comunidade zooplancônica foram obtidas amostras por meio de arrastos verticais (desde o fundo até a superfície) com rede de plâncton de 50  $\mu\text{m}$  de abertura de malha. O material coletado foi acondicionado em frascos de vidro e fixado em formol à concentração final de 4%.

Os organismos zooplancônicos foram identificados com base na literatura especializada disponível no Laboratório de Ecologia de Águas Continentais – IBB/UNESP. Para a análise quantitativa dos grupos Cladocera e Copepoda (zooplâncton), foram contadas, sob microscópio estereoscópico, subamostras dispostas em cubetas de acrílico com fundo quadriculado. Foi quantificado um mínimo de 200 organismos, ou, no caso de baixa densidade, toda a amostra foi analisada. Para contagem de larvas náuplio de Copepoda, organismos do grupo Rotifera e larvas “D” da espécie *Limnoperna fortunei*, subamostras de 1 mL foram analisadas em lâmina de Sedgwick-Rafter sob microscópio óptico. As contagens foram utilizadas para o cálculo da densidade por amostra e, posteriormente, extrapoladas para indivíduos por  $\text{m}^3$ .

Os macroinvertebrados bentônicos foram coletados do sedimento, em trélicas, com a utilização de uma draga do tipo Van Veen com 0,0198  $\text{m}^2$  de área amostral. Imediatamente após a coleta, as amostras foram lavadas no local em uma rede de 250  $\mu\text{m}$  de abertura de malha, acondicionadas em sacos plásticos e fixadas com formol 4%.

Em laboratório, o material foi armazenado em álcool 70%, corado com “rosa de bengala”, e os organismos foram triados e identificados sob microscópio binocular. Para identificação, utilizou-se bibliografia especializada disponível no Laboratório de Ecologia de Águas Continentais – IBB/UNESP.

A densidade dos macroinvertebrados observados, assim como a abundância relativa dos grupos zoobentônicos, foi calculada.

Com os dados obtidos na análise quali e quantitativa, foram calculados, para cada comunidade analisada, o índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ), em que o resultado é expresso em bits/indiv., e a Equitabilidade ( $J'$ ).

# Condições limnológicas e qualidade ambiental

Danilo Augusto de Oliveira Naliato, Marco Aurélio Pessotto, Evaldo Luiz Gaeta Espíndola & Marcos Gomes Nogueira

Uma caracterização detalhada da estrutura da coluna d'água nos diferentes locais de estudo foi obtida por meio da determinação de perfis verticais de medidas. Os perfis de temperatura (Figuras 5 e 6) mostram uma coluna d'água isotérmica em todos os pontos de coleta, sem tendências de estratificação térmica. Isto indica haver contínuo regime de mistura e distribuição homogênea das condições físico-químicas e dos organismos de pequeno porte com baixa capacidade natatória (plâncton). Tal condição física é tipicamente observada em rios de grande porte com considerável velocidade de correnteza, minimizando o estabelecimento de condições quimicamente redutoras junto ao fundo, decorrentes de maiores taxas de decomposição de partículas orgânicas e menor difusão de oxigênio atmosférico.

No inverno, os valores registrados mais ao norte da bacia estiveram entre 17 e 20°C (PAG, APA, PAR e IGU), enquanto na região sul variaram entre 13 e 15,3°C (UR1, UR2 e UR3) (Figura 5). Esta amplitude se deve a sucessivas entradas de frentes frias nas latitudes mais altas da bacia. Na ocasião da coleta de dados houve brusca queda da temperatura do ar para valores em torno de 5°C na região do rio Uruguai. No rio Paraguai, três dias antes o valor correspondente foi de 27°C. No período de verão a temperatura da água oscilou entre 29,8 e 27,8°C para os pontos ao norte (PAG, APA, PAR), um valor intermediário para o ponto no rio Iguaçu – IGU (25,3°C) e, assim como encontrado no período de inverno, menores valores para os locais de amostragem no rio Uruguai (UR1, UR2, UR3), próximos a 24°C (Figura 6).

Sazonalmente, há grande amplitude de variação da temperatura da água, com valores em torno de 28°C no verão e 18,5°C no inverno para os pontos nos rios Paraguai (PAG), Apa (APA), Paraná (PAR) e Iguaçu (IGU). Nas áreas de amostragem ao sul do Brasil, no rio Uruguai, valores médios foram de 23,5°C no verão e 14,5°C no inverno. Certamente, essa amplitude térmica influencia a dinâmica físico-química e biológica dos corpos d'água, destacando-se processos relacionados com a decomposição de matéria orgânica, dissolução de gases, taxas de crescimento e reprodução da biota aquática, dentre outros.

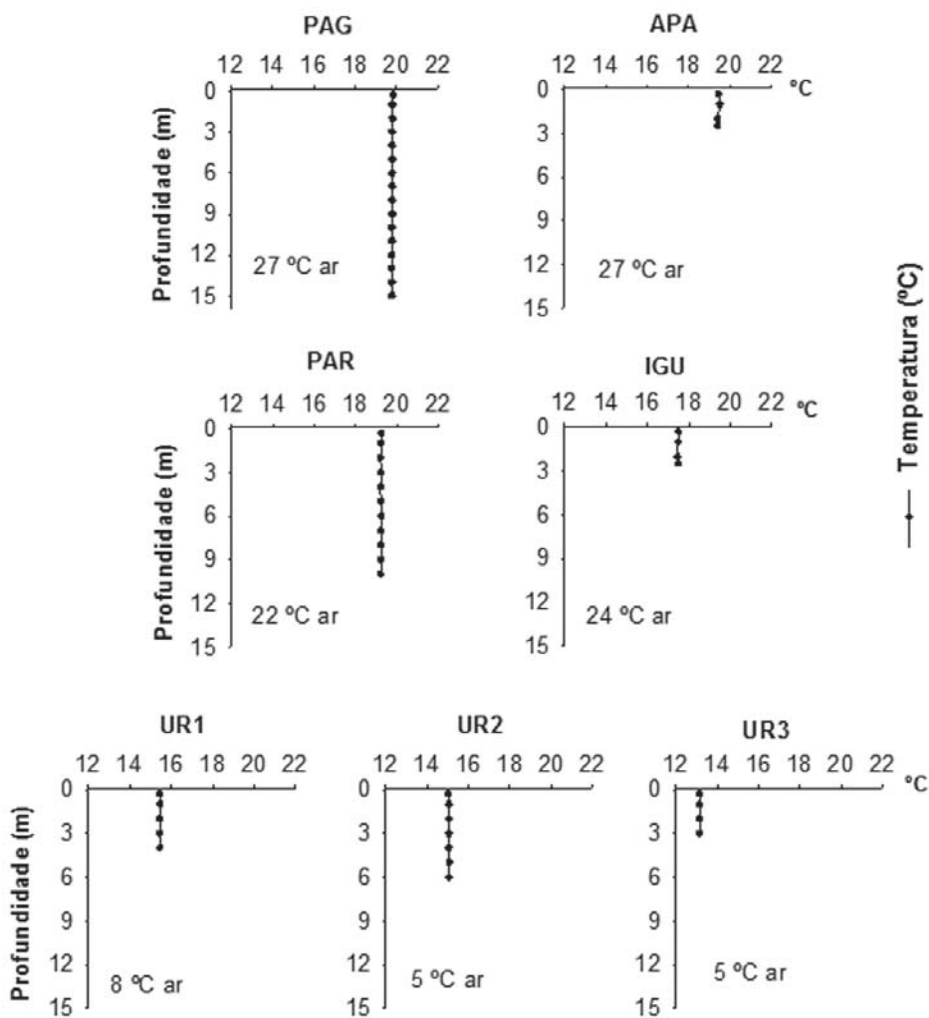


Figura 5 Perfis verticais da temperatura da água e temperatura do ar nos diferentes locais de amostragem durante o período de inverno.

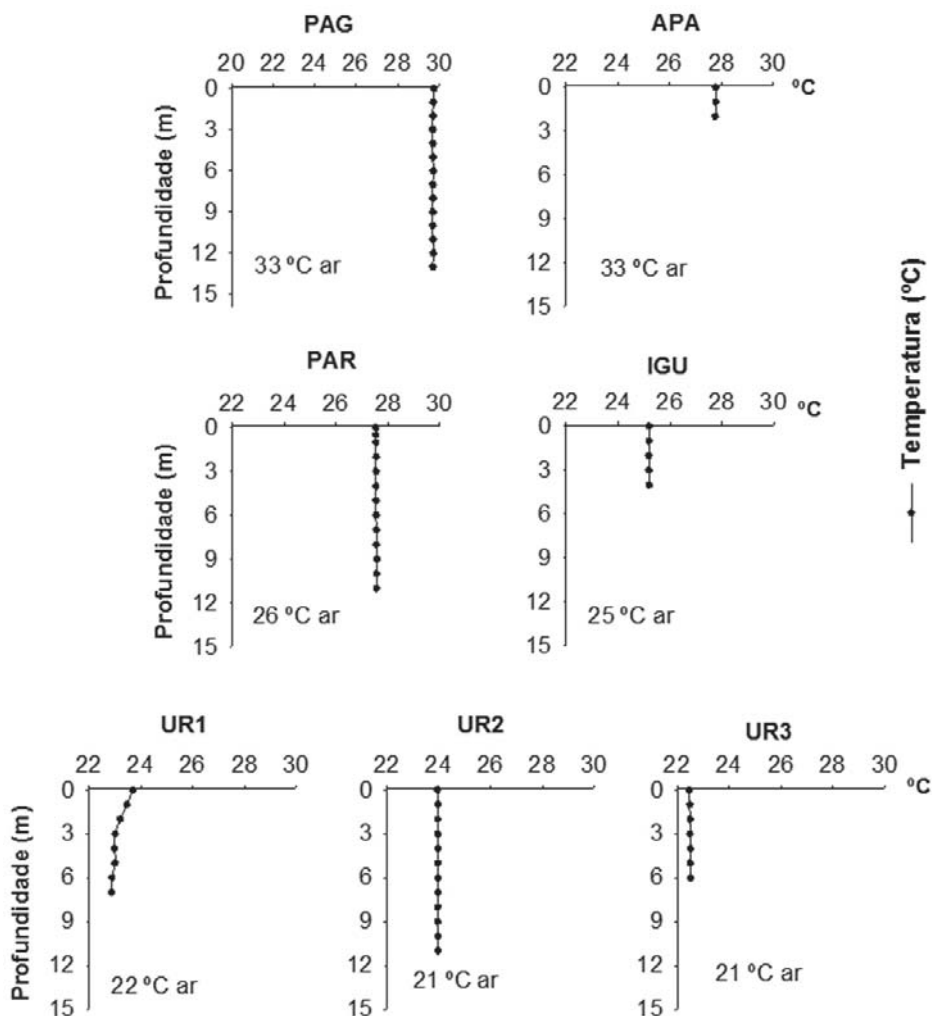


Figura 6 Perfis verticais da temperatura da água e temperatura do ar nos diferentes locais de amostragem durante o período de verão.

Para o oxigênio dissolvido também não foram verificadas estratificações verticais, em ambos os períodos amostrais (Figuras 7 e 8). Sazonalmente, as maiores concentrações de oxigênio ocorreram no inverno em todos os pontos de coleta, em virtude da maior dissolução do gás em condições de menor temperatura.

Para o período de inverno, os valores do oxigênio dissolvido oscilaram entre 8 e 11 mg L<sup>-1</sup>, com exceção do ponto no rio Paraguai (PAG), com concentrações em torno de 6 mg L<sup>-1</sup> (Figura 7). Esse valor, relativamente baixo, deve estar relacionado com a grande decomposição de matéria orgânica, proveniente

principalmente de macrófitas aquáticas que se desenvolvem na imensa planície de inundação dessa bacia. Esse processo pode levar a uma acentuada diminuição de oxigênio na água, inclusive com mortalidade de peixes, fenômeno popularmente conhecido como “dequada ou decoada” (Calheiros & Oliveira, 2011).

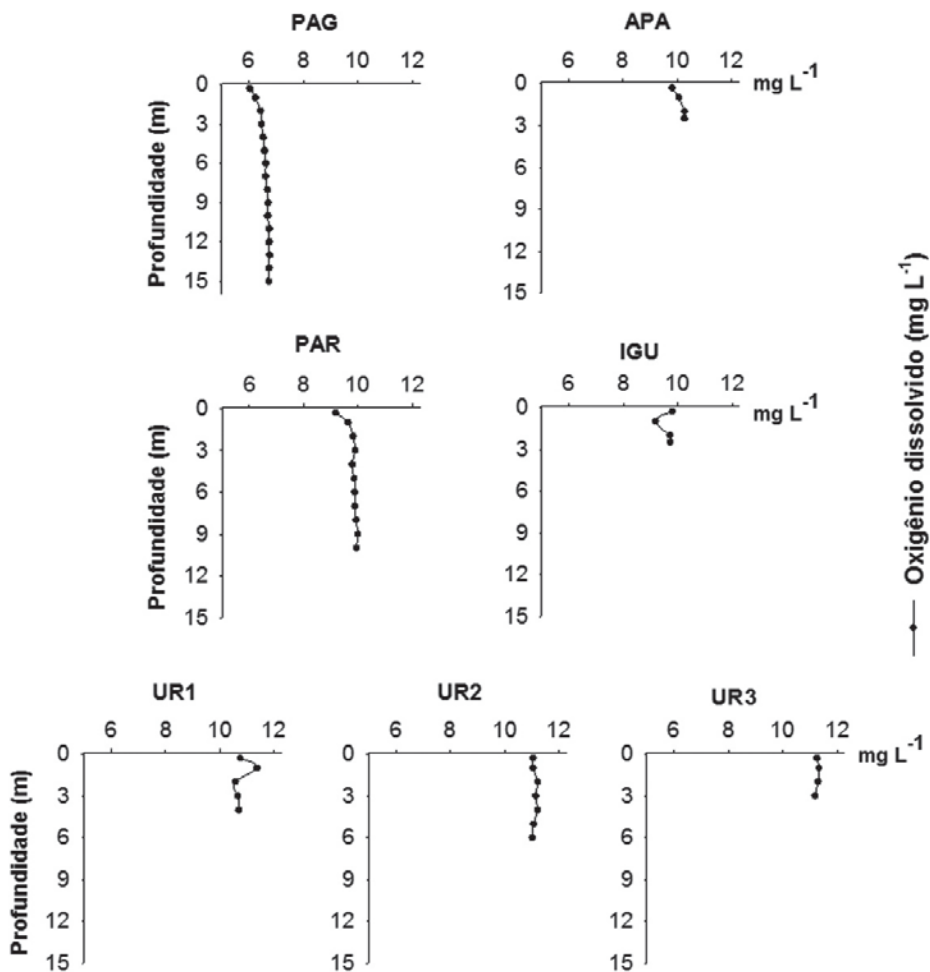
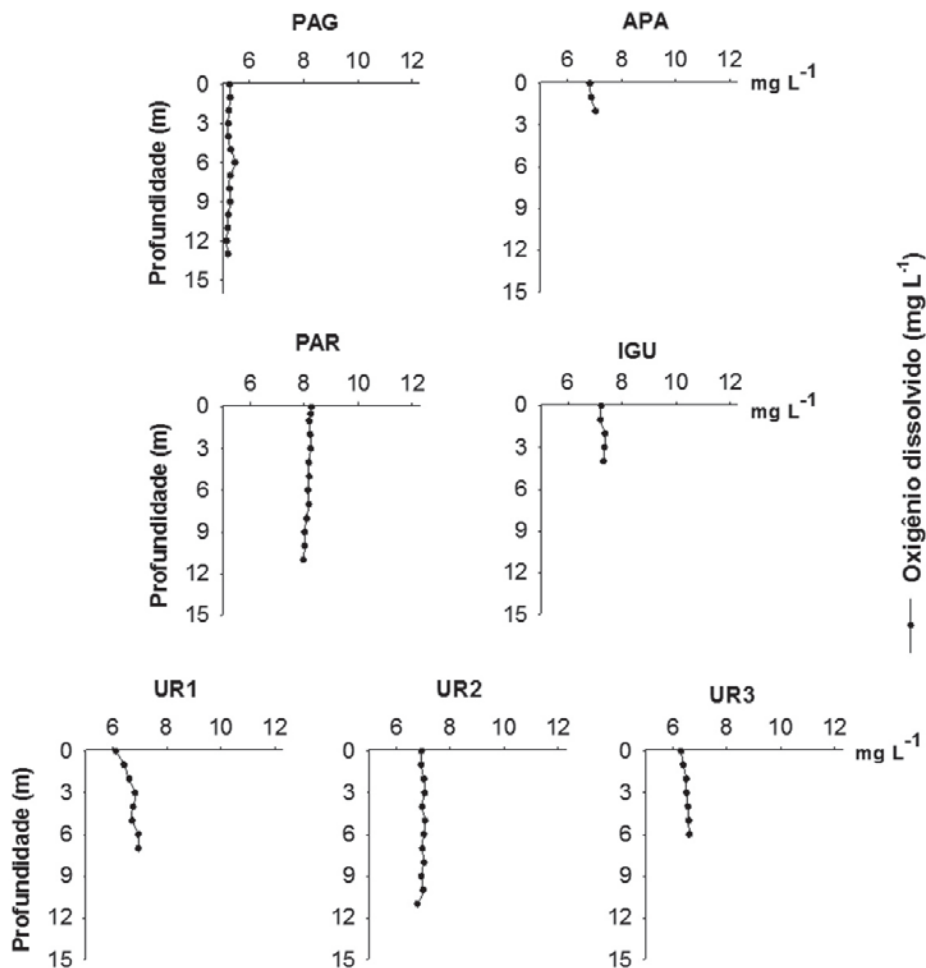


Figura 7 Perfis verticais do oxigênio dissolvido nos diferentes locais de amostragem no período de inverno.

Com relação à amostragem de verão (Figura 8), apenas no ponto do rio Paraná foi registrado um valor de oxigênio acima de 8 mg L<sup>-1</sup>; nos demais locais a concentração variou de 5,25 mg L<sup>-1</sup> no rio Paraguai (PAG) a 7,29 mg L<sup>-1</sup> no rio Iguçu (IGU).

Segundo a Resolução CONAMA 357 (2005), a concentração de oxigênio dissolvido nos trechos amostrados atendem ao limite mínimo de  $6 \text{ mg L}^{-1}$ , estabelecido para águas doce de Classe 1. A única exceção ocorreu no rio Paraguai – PAG (verão), onde foi registrada uma concentração de  $5,25 \text{ mg L}^{-1}$ .



**Figura 8** Perfis verticais do oxigênio dissolvido nos diferentes locais de amostragem no período de verão.

A condutividade elétrica (Figuras 9 e 10) variou entre  $42$  e  $82 \mu\text{S cm}^{-1}$ , exceto no rio APA, onde foram encontrados valores altos, entre  $160$  e  $200 \mu\text{S cm}^{-1}$ . Contudo, esse valor elevado não deve estar relacionado com processos de contaminação, mas provavelmente com uma condição geológica/pedológica



regional. Sazonalmente, houve tendência de maiores valores da condutividade no inverno, provavelmente relacionado com a maior concentração de íons em função da diminuição do volume total das águas nesse período do ano, quando predominam condições de estiagem no centro e norte da bacia (Figuras 9 e 10).

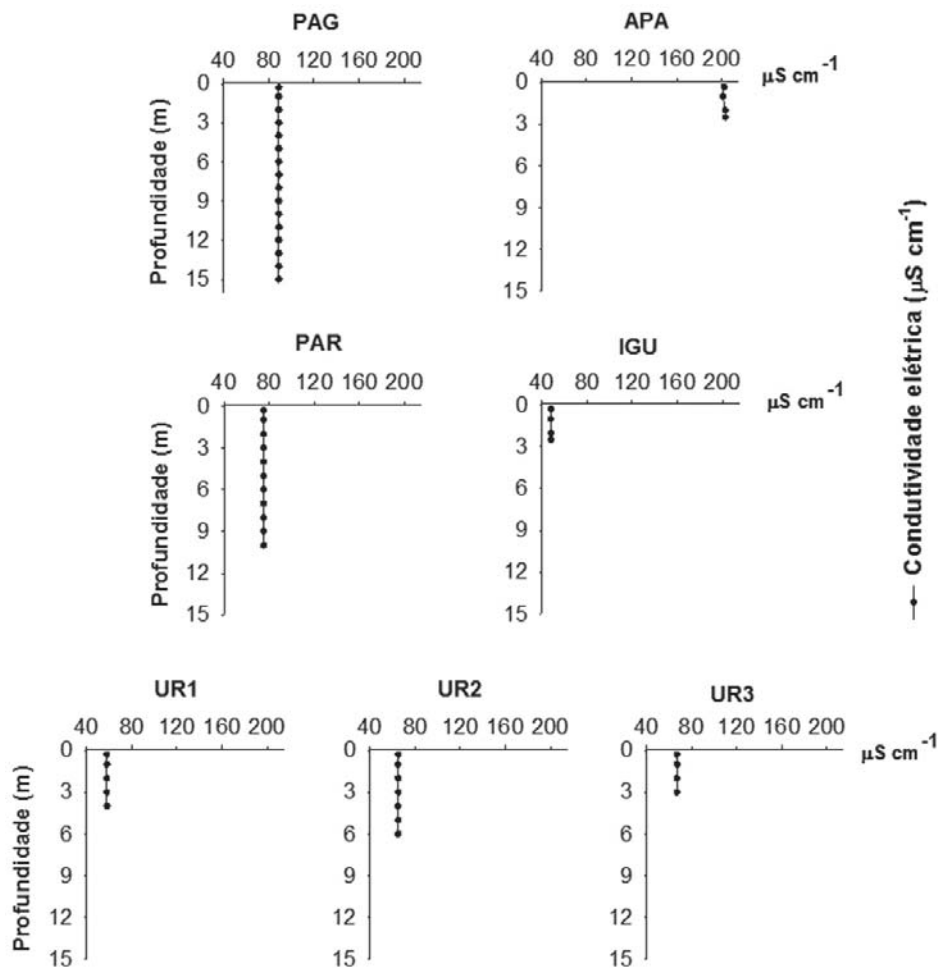
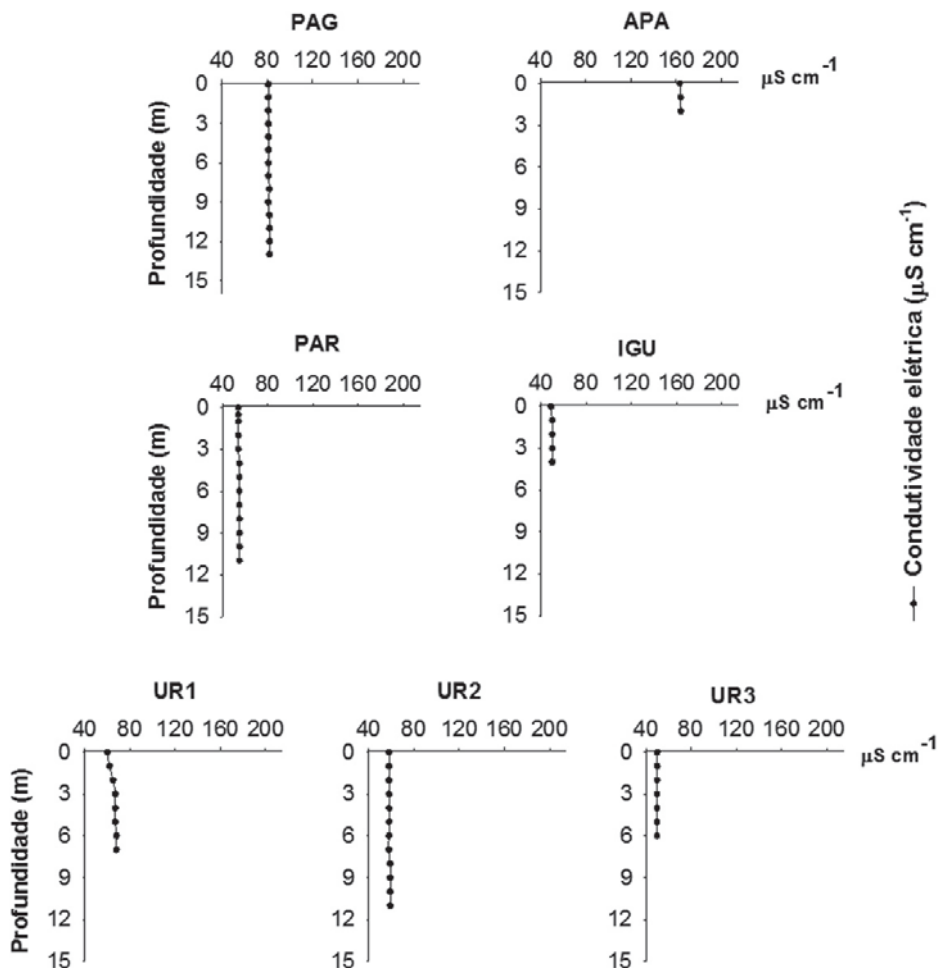


Figura 9 Perfis verticais da condutividade elétrica nos diferentes locais de amostragem no período de inverno.



**Figura 10** Perfis verticais da condutividade elétrica nos diferentes locais de amostragem no período de verão.

Para o pH (Figuras 11 e 12), os valores variaram entre 5,5 e 7,5, geralmente um pouco mais elevados nas camadas superficiais da coluna d'água, onde há atividade metabólica mais intensa da comunidade fitoplancônica. A Resolução CONAMA 357 (2005) estabelece limites de pH entre 6,0 e 9,0 para águas de Classe 1. Os valores encontrados neste trabalho atendem a esse intervalo, exceto no ponto RU1 (inverno), onde o pH próximo ao fundo foi de 5,5 (Figura 11).

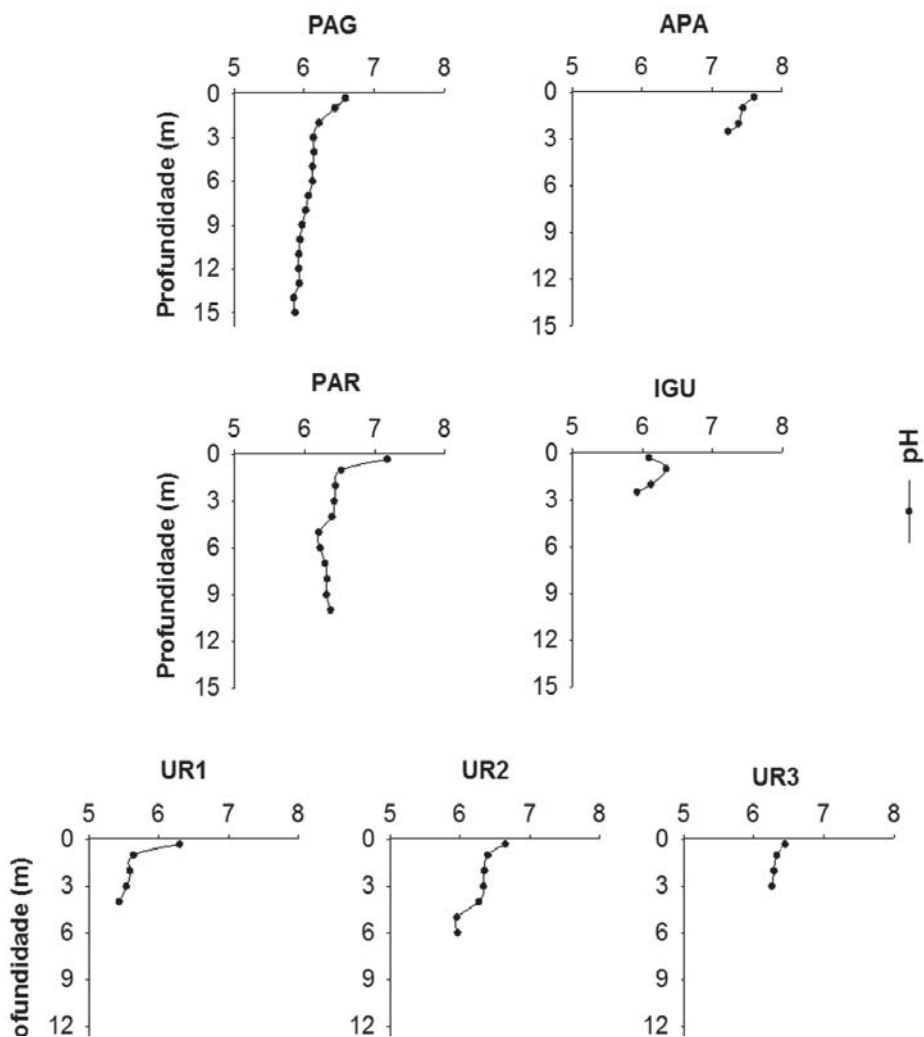


Figura 11 Perfis verticais do pH nos diferentes locais de amostragem no período de inverno.

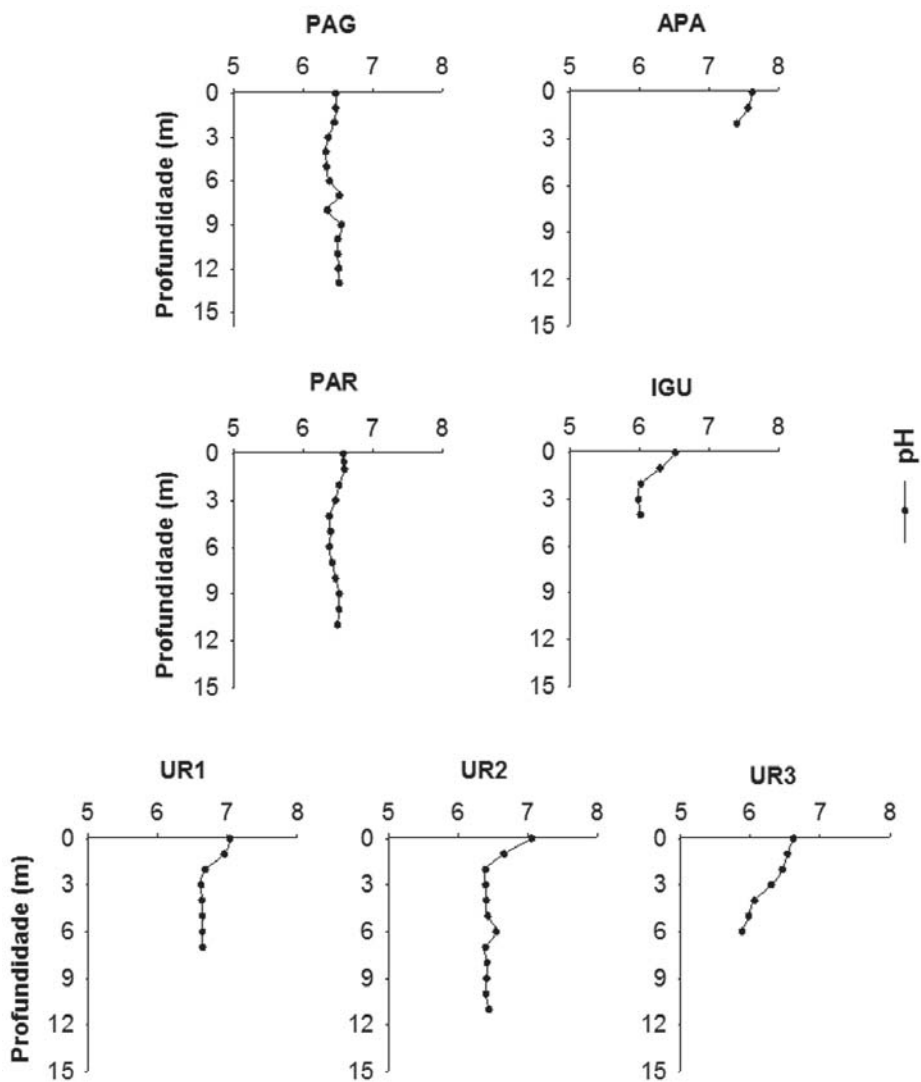


Figura 12 Perfis verticais do pH nos diferentes locais de amostragem no período de verão.

A Figura 13 apresenta os valores de profundidade, transparência, turbidez, de sólidos totais e em suspensão medidos nos distintos pontos de amostragem, no inverno e verão.

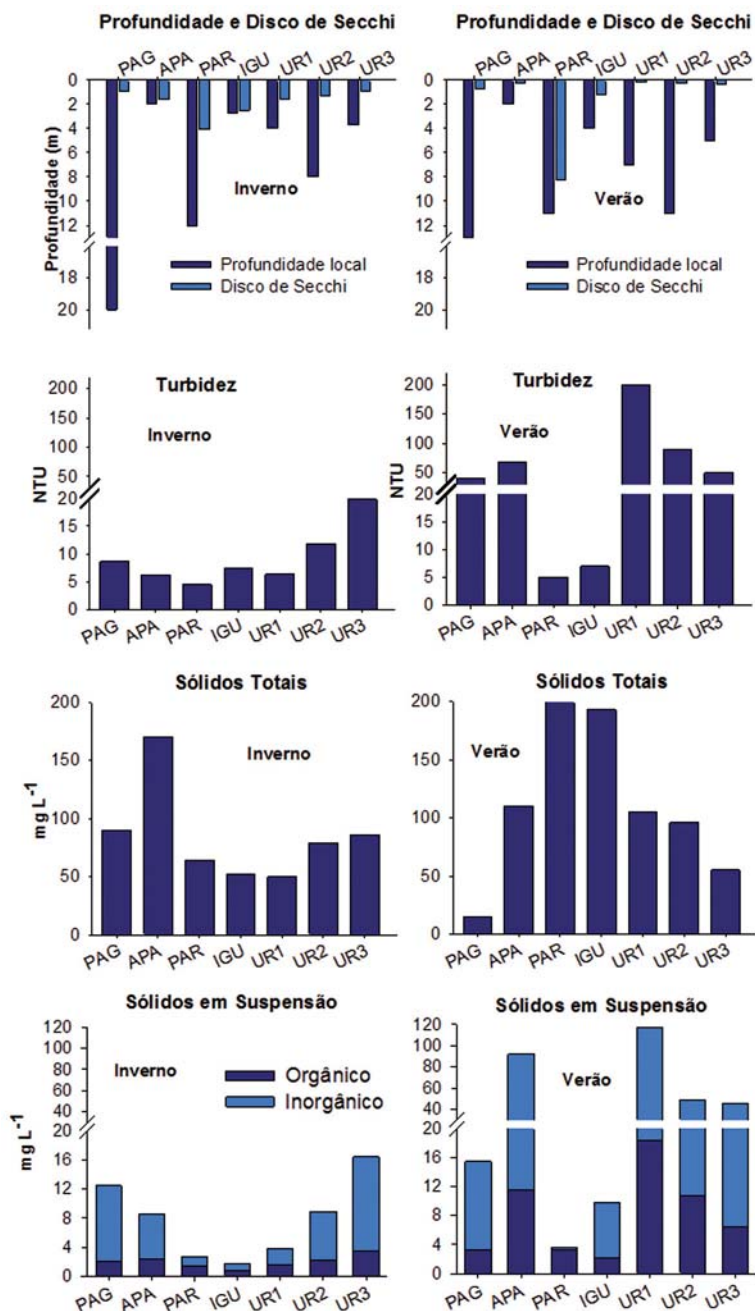
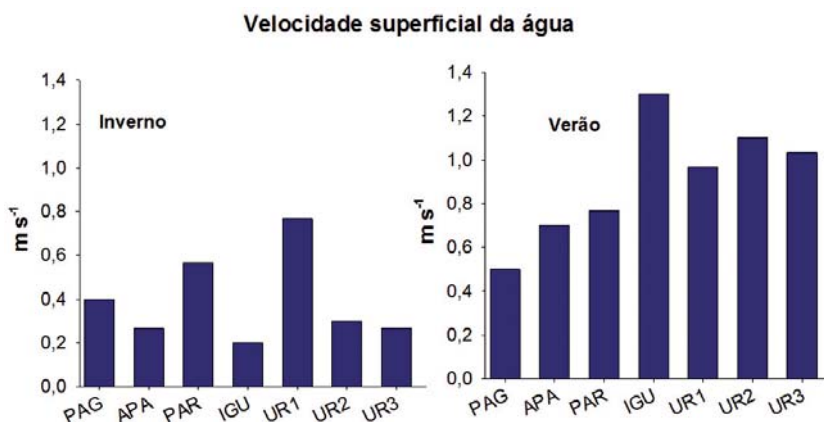


Figura 13 Valores da profundidade local e disco de Secchi, turbidez, sólidos em suspensão e sólidos totais nos diferentes locais de amostragem durante os períodos de inverno e verão.

Geralmente, os valores da turbidez, sólidos em suspensão e sólidos totais foram mais elevados durante o período de verão. Nessa época há maior intensidade de precipitações na porção superior (centro-norte) da bacia do Prata, levando a maior escoamento de material sólido particulado e dissolvido das bacias de drenagem e, conseqüentemente, a uma diminuição da transparência. Durante o verão, os valores de turbidez estiveram acima do limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA 357 (2005) para águas de Classe 1 (40 NTU), exceto para os rios Paraná e Iguaçu. Nesses casos, provavelmente em virtude da influência da cascata de reservatórios localizada a montante dos pontos analisados e que promove a retenção de sedimentos (Nogueira et al., 2006).

Todos os valores de sólidos totais dissolvidos, estimados pelas diferenças entre totais e particulados, estiveram abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357 (classificação dos corpos d'água) para águas de Classe 1 ( $500 \text{ mg L}^{-1}$ ).

Com relação aos valores de velocidade da água (Figura 14), estes foram maiores durante o verão, associados a uma maior vazão. Durante o inverno, o maior valor foi registrado no rio Uruguai (UR1),  $0,77 \text{ m s}^{-1}$ , e no verão, no rio Iguaçu,  $1,3 \text{ m s}^{-1}$ .



**Figura 14** Velocidade superficial da água nos diferentes locais de amostragem durante os períodos de inverno e verão.

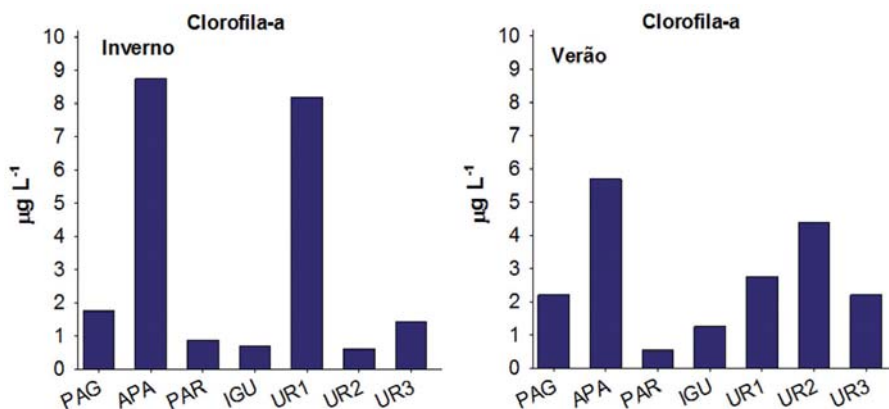
Os valores de clorofila-a variaram amplamente, com máximos registrados no rio Apa, tanto no inverno ( $8,74 \mu\text{g L}^{-1}$ ) como no verão ( $5,68 \mu\text{g L}^{-1}$ ) (Figura 15). Durante o período de inverno, o ponto UR1 também apresentou alto valor,  $8,19 \mu\text{g L}^{-1}$ , já nos demais locais as concentrações foram inferiores a  $2 \mu\text{g L}^{-1}$ . No verão, além do valor elevado no rio Apa, os pontos do rio Uruguai (UR1, UR2 e UR3) apresentaram valores entre  $2,20$  e  $4,40 \mu\text{g L}^{-1}$ , seguidos do rio Paraguai ( $2,10 \mu\text{g L}^{-1}$ ), Iguaçu ( $1,26 \mu\text{g L}^{-1}$ ) e Paraná ( $0,55 \mu\text{g L}^{-1}$ ).

Todas as determinações de clorofila-a foram inferiores ao limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA 357 (2005) para a Classe 1, de  $10 \mu\text{g L}^{-1}$ .

Com relação ao nitrogênio total, os maiores valores foram encontrados no período de verão para todos os locais de coleta (Figura 16). O rio Uruguai apresentou os maiores valores em ambos os períodos, com o máximo registrado no ponto UR1 ( $1455 \mu\text{g L}^{-1}$ ) durante o verão. Nos demais locais (PAG, APA, PAR e IGU), os valores variaram entre  $405$  e  $879 \mu\text{g L}^{-1}$  (Figura 16).

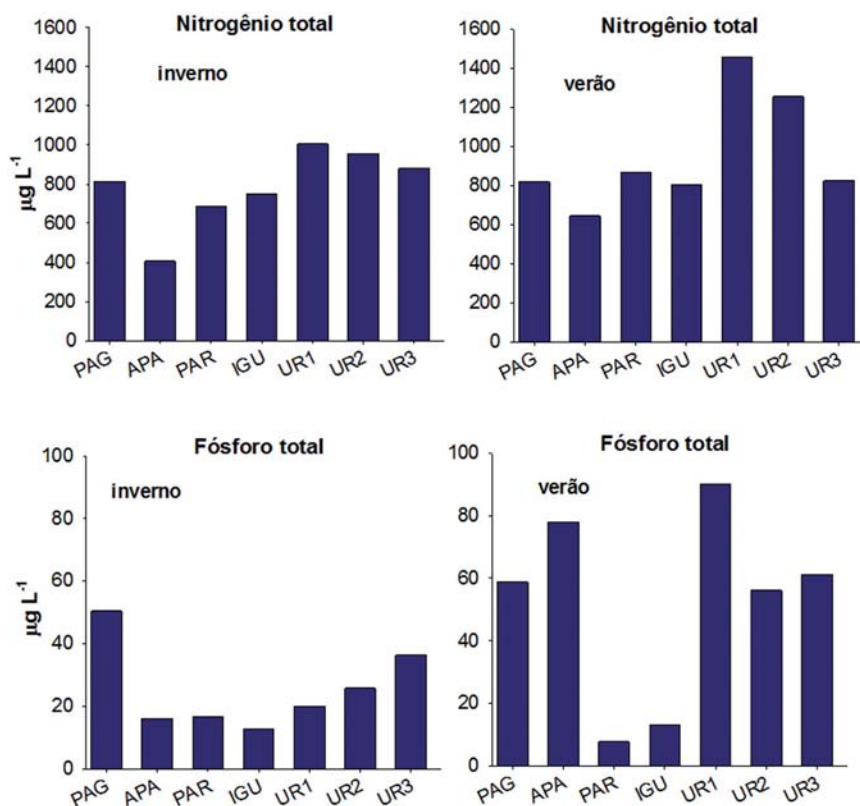
Os valores de fósforo total também foram mais elevados no verão, com exceção dos pontos PAR e IGU, que apresentaram concentrações semelhantes nos dois períodos (Figura 16). No inverno, o valor mais alto foi registrado no ponto PAG ( $50,48 \mu\text{g L}^{-1}$ ), seguido dos pontos de coleta no rio Uruguai, Paraná, Apa e Iguazu. No verão, os valores de fósforo ficaram acima de  $55 \mu\text{g L}^{-1}$ , exceto nos pontos PAR e IGU (Figura 16).

As concentrações de nitrogênio total e fósforo total ficaram abaixo do limite máximo para o enquadramento na Classe 1 (CONAMA 357/2005) para ambientes lóticos:  $2,28 \text{ mg L}^{-1}$  e  $100 \mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente.

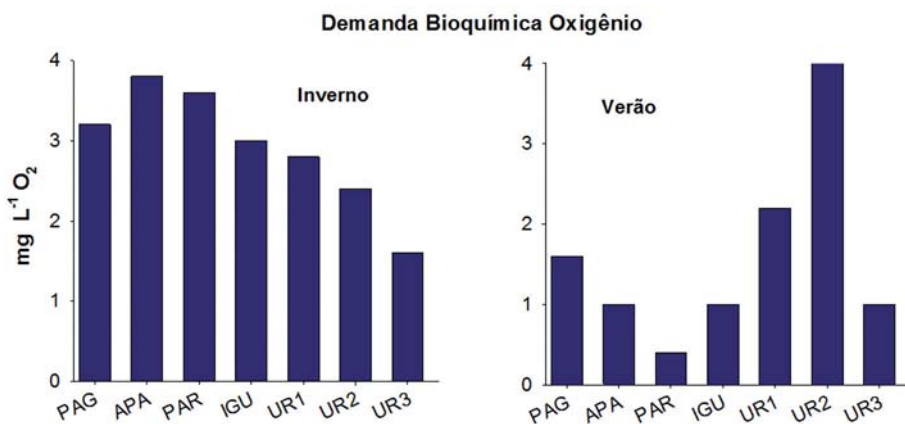


**Figura 15** Concentração da clorofila-a nos diferentes locais de amostragem durante os períodos de inverno e verão.

Valores de DBO acima de  $3 \text{ mg L}^{-1}$  foram encontrados nos pontos PAG, APA e PAR para o período de inverno e no ponto UR2 no verão (Figura 17), portanto, superior ao limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA 357 (2005) para rios de Classe 1. Nos demais locais, os valores de DBO estiveram abaixo de  $3 \text{ mg L}^{-1}$ .



**Figura 16** Concentração do nitrogênio total e fósforo total nos diferentes locais de amostragem durante os períodos de inverno e verão.

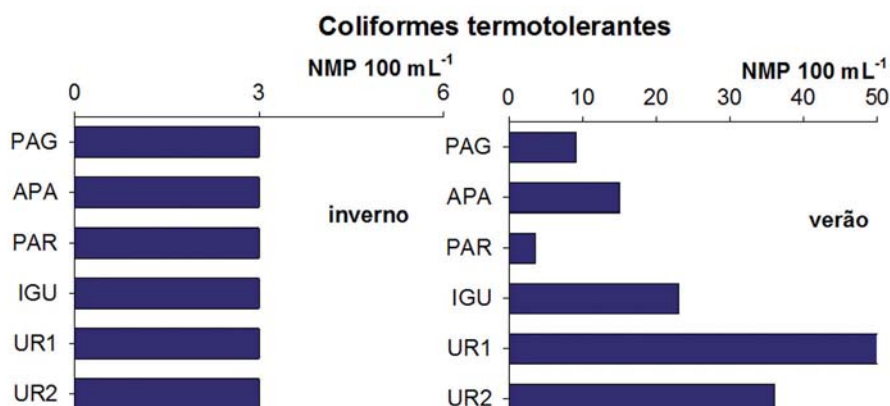


**Figura 17** Valores da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) nos diferentes locais de amostragem durante os períodos de inverno e verão.



### Coliformes termotolerantes

A análise quantitativa dos coliformes termotolerantes mostrou haver maiores concentrações durante o período de verão (Figura 18). No inverno, os valores foram inferiores a 3 NMP 100 mL<sup>-1</sup>, o que leva à classificação de todos os ambientes como “excelente”, segundo a Resolução CONAMA 274 (2000), que define limites para a balneabilidade a fim de assegurar as condições para recreação de contato primário. No verão, apenas o ponto PAR foi classificado como “excelente”; os pontos APA e IGU apresentaram classificação “muito boa”; PAG, “satisfatória”; e os pontos no rio Uruguai como “imprópria”.



**Figura 18** Concentração de coliformes termotolerantes (NMP 100 mL<sup>-1</sup>) nos diferentes locais de amostragem durante os períodos de inverno e verão.

### Testes de ecotoxicidade

Os bioensaios realizados na água apresentaram resultado positivo nos pontos PAG (inverno) e PAR (verão), com toxicidade crônica para *Ceriodaphnia dubia* em virtude de diferenças estatisticamente significativas na reprodução dos organismos-teste (Bonferroni T-test). As demais amostras de água não apresentaram toxicidade, aguda ou crônica (Tabela 5). As amostras de sedimento mostraram toxicidade aguda para *Daphnia similis* nos pontos PAG, IGU e UR2, no período de verão, com porcentagens de imobilidade dos organismos maiores que 50% (Tabela 5).

**Tabela 5** Teste de ecotoxicidade na água e no sedimento nos diferentes locais de amostragem durante os períodos de inverno e verão.

AMOSTRA	Água – toxicidade crônica		Sedimento – toxicidade aguda	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
<i>Controle</i>	--	--	--	--
<i>PAG</i>	Tóxica*	Não tóxica	Não tóxica	Tóxica**
<i>APA</i>	Não tóxica	Não tóxica	Não tóxica	Não tóxica
<i>PAR</i>	Não tóxica	Tóxica*	Não tóxica	Não tóxica
<i>IGU</i>	Não tóxica	Não tóxica	Não tóxica	Tóxica**
<i>UR1</i>	Não tóxica	Não tóxica	Não tóxica	Não tóxica
<i>UR2</i>	Não tóxica	Não tóxica	Não tóxica	Tóxica**
<i>UR3</i>	Não tóxica	Não tóxica	Não tóxica	Não tóxica
<i>Controle de qualidade</i>	<i>Daphnia similis</i>		<i>Ceriodaphnia dubia</i>	
Testes de sensibilidade	KCL – CE <sub>50</sub> , 48 h		NaCl – CI <sub>25</sub> , 7 dias	
AGO/2013	524 mg/L		0,15 g/L	
<i>Daphnia similis</i> – faixa de sensibilidade: 471-605 mg/L de KCl				
<i>Ceriodaphnia dubia</i> – faixa de sensibilidade: 0,10 e 0,34 g/ L de NaCl				

\* Diferença estatisticamente significativa em relação ao controle (Fishers Exact Test).

\*\* Imobilidade maior ou igual a 50%

### Índice de Qualidade das Águas (IQA)

Para o período de inverno, todos os locais analisados estiveram classificados na categoria “ótima” do IQA (Tabela 6). Contudo, para o período de verão, apenas os pontos PAR e UR3 mantiveram a classificação “ótima”, sendo que os pontos IGU e UR2 apresentaram classificação “boa” e os demais, apenas “regular” (Tabela 6).

**Tabela 6** Valores do IQA nos diferentes locais de amostragem nos períodos de inverno e verão.

Pontos de coleta	IQA Inverno	IQA Verão
PAG	93	46
APA	97	43
PAR	97	81
IGU	97	55
UR1	93	46
UR2	95	51
UR3	90	86

■ Ótima   
 ■ Boa   
 ■ Regular   
 ■ Ruim   
 ■ Péssima

### Índice de Qualidade de Água para a Proteção da Vida Aquática (IVA)

Os resultados da aplicação do IVA<sup>2</sup> para os rios da bacia do Prata são apresentados na Tabela 7. Os pontos IGU, PAR, UR2 e UR3 se enquadraram na categoria “ótima”; UR1, na categoria “boa”; e PAG, na categoria “regular”. A classificação do ponto PAG como “regular” é consequência da toxicidade crônica para *Ceriodaphnia dubia*, considerada no cálculo do IPMCA, além do alto valor de fósforo total (50 µg L<sup>-1</sup>), que elevou o índice de estado trófico (IET). No caso do rio Uruguai (UR1), a classificação “boa” ocorreu em função do valor do IET (ponderação 2), influenciado pela alta concentração da clorofila-a nesse ponto de amostragem (8,19 µg L<sup>-1</sup>).

**Tabela 7** Valores do IVA (Índice de Qualidade de Água para a Proteção da Vida

Pontos de coleta	Ponderação IPMCA	Ponderação IET	IVA
PAG	2	2	4,4
PAR	1	1	2,2
IGU	1	1	2,2
UR1	1	2	3,2
UR2	1	1	2,2
UR3	1	1	2,2

■ Ótima   
 ■ Boa   
 ■ Regular   
 ■ Ruim   
 ■ Péssima

2. Índice aplicado apenas para o período de inverno.

# Comunidade fitoplanctônica

Rosa Antonia Romero Ferreira & Marcos Gomes Nogueira

A comunidade fitoplanctônica, considerando os dois períodos amostrados, apresentou 163 táxons, sendo que 81 (49,7%) corresponderam à classe Bacillariophyceae; 17 (10,4%), à classe Zygnemaphyceae; 24 (14,7%), à classe Chlorophyceae; 18 (11,0%), à classe Cyanophyceae; 10 (6,1%), à classe Euglenophyceae; 6 (3,7%), à classe Cryptophyceae; 2 (1,2%), às classes Chrysophyceae e Dinophyceae; e 1 (0,6%), às classes Oedogoniophyceae, Rhodophyceae e Xanthophyceae.

Em agosto de 2013 (inverno) foram encontrados 115 táxons, com 61 destes (53,0%) pertencentes à classe Bacillariophyceae; 10 táxons (8,7%), às classes Zygnemaphyceae e Cyanophyceae; 16 táxons (13,9%), à classe Chlorophyceae; 6 táxons (5,2%), às classes Cryptophyceae e Euglenophyceae, 2 táxons (1,7%), à classe Chrysophyceae; e 1 táxon, às classes Oedogoniophyceae, Dinophyceae, Rhodophyceae e Xanthophyceae.

No mês de março de 2014 (verão) ocorreram 129 táxons distribuídos em dez classes, com 70 táxons (54,3%) pertencentes à classe Bacillariophyceae; 12 táxons (9,3%), à classe Zygnemaphyceae; 13 táxons (10,1%), à classe Chlorophyceae; 16 táxons (12,4%), à classe Cyanophyceae; 9 táxons (7,0%), à classe Euglenophyceae; 4 táxons (3,1%), à classe Cryptophyceae; 2 táxons (1,6%), à classe Dinophyceae; e 1 táxon, às classes Oedogoniophyceae, Chrysophyceae e Rhodophyceae.

A Tabela 8 apresenta as espécies encontradas e sua ocorrência nas diferentes estações de amostragem em ambos os períodos.



Táxons	Agosto de 2013					Março de 2014								
	PAG	APA	PAR	IGU	UR1	UR2	UR3	PAG	APA	PAR	IGU	UR1	UR2	UR3
<i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kütz.) Pet. var. <i>vaucheriae</i>			X							X		X		
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitt.			X	X						X				
<i>Fragilaria</i> sp			X	X							X			
<i>Frustulia vulgaris</i> (Thw.) De Toni	X													
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kütz.) Rab.									X					
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kütz.) Rab.			X	X					X					
<i>Gomphonema augur</i> Ehr.			X							X				
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kütz.) Rab.			X											
<i>Gomphonema brasiliense</i> Grun.			X											
<i>Gomphonema gracile</i> Ehr.	X			X						X			X	
<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>lagenula</i> Freng.			X						X		X	X		
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) var. <i>parvulum</i>			X	X	X				X		X	X		
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehr.			X	X					X		X			
<i>Gomphonema</i> sp	X		X	X	X				X		X	X	X	X
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabh.						X					X	X	X	
<i>Gyrosigma spencerii</i> (Quek) Griff. & Henfr.						X					X	X	X	
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun.	X											X	X	X
<i>Hydrosera whampoensis</i> (Schwarz) Deby			X	X	X			X			X	X	X	X
<i>Melosira lineata</i> (Dill.) C. Ag.				X							X			
<i>Melosira varians</i> C. Ag.	X		X	X	X			X			X	X	X	X
<i>Navicula aikensis</i> Patr.												X		
<i>Navicula cuspidata</i> (Kütz.) Kütz.												X		
<i>Navicula pupula</i> Kütz.												X		
<i>Navicula viridula</i> (Kütz.) Ehr.	X							X				X	X	
<i>Navicula</i> spp	X								X			X	X	
<i>Neidium affine</i> (Ehr.) Cleve										X				
<i>Neidium</i> sp										X				
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) W. Sm.	X		X					X				X	X	X
<i>Nitzschia amphibia</i> Grun.												X		
<i>Nitzschia intermedia</i> Hantz.									X			X		X
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Sm.	X		X	X					X			X		
<i>Nitzschia</i> spp			X									X	X	
<i>Pinnularia acrosphaeria</i> Rab.	X													
<i>Pinnularia braunii</i> (Grun.) Cleve											X	X		
<i>Pinnularia neomajor</i> Kram.											X	X		
<i>Pinnularia mesolepta</i> (Ehr.) W. Sm.											X	X		



Táxons	Agosto de 2013						Março de 2014							
	PAG	APA	PAR	IGU	UR1	UR2	UR3	PAG	APA	PAR	IGU	UR1	UR2	UR3
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood											X			
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.			X					X						
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirch.) Möb.		X												
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Kors.) Hindak		X						X						
<i>Monoraphidium circinale</i> (Nyg.) Nyg.				X										
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Kom.-Leg.		X												X
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Kom.-Legner		X												
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen		X	X											
<i>Pediastrum simplex</i> Meyen											X			X
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lag.) Chod.	X													
<i>Scenedesmus bicaudatus</i> (Hansg.) Chod.	X													
<i>Scenedesmus bijugus</i> (Turp.) Kütz.	X													
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Bred. sensu Chod.		X										X		X
<i>Scenedesmus spinosus</i> Chodat														X
<i>Schraederia planctonica</i> (Skuja) Phili.	X													
<i>Schizomeris leibleinii</i> Kütz.											X			
<i>Sphaerocystis schroeteri</i> Chodat											X			
<i>Stigeoclonium</i> sp						X								
<i>Tetraedron minimum</i> (Braun) Hans.			X											
<i>Tetrastrum mitrae</i> (Pan.) Kom.		X												
<b>OEDOGONIOPHYCEAE</b>														
<i>Oedogonium</i> spp		X	X	X	X						X	X		
<b>CYANOPHYCEAE</b>														
<i>Anabaena circinalis</i>	X													
<i>Anabaena</i> spp	X													
<i>Calothrix</i> sp									X					
<i>Cylindropemopsis raciborskii</i> (Wal.) See. & Raju												X	X	
<i>Homeothrix</i> sp														
<i>Lyngbya hieronimusii</i> Lemm.														
<i>Lyngbya</i> spp												X	X	X
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kütz.) Kütz.												X	X	X
<i>Nostoc</i> sp												X		
<i>Oscillatoria rubescens</i> Gom.	X													
<i>Oscillatoria splendida</i> Grev. ex Gom.	X													
<i>Oscillatoria</i> spp	X	X										X	X	X



Táxons	Agosto de 2013							Março de 2014						
	PAG	APA	PAR	IGU	UR1	UR2	UR3	PAG	APA	PAR	IGU	UR1	UR2	UR3
<i>Planktolingya limnetica</i> (Lem.) Kom-Legn & Cron.	X		X	X	X	X	X	X				X		
<i>Planktothrix cf. agardhii</i> (Gom.) Anag. and Kom.	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Naum. & Hub.-Pest.) Bo.								X						
<i>Pseudanabaena</i> spp			X					X						
<i>Raphidiopsis</i> sp									X					
<i>Schizothrix cf. friesii</i> Gomont												X		
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>														
<i>Chroomonas</i> spp	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehr.	X	X	X											
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehr.	X													
<i>Cryptomonas marsonii</i> Skuja			X					X						
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehr.			X					X						
<i>Cryptomonas</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>EUGLENOPHYCEAE</b>														
<i>Euglena acus</i> Ehr.								X						
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehren.) Lemm.								X						
<i>Lepocinclis</i> sp								X						
<i>Phacus longicauda</i> (Ehren.) Lemm.														
<i>Phacus</i> sp														
<i>Strombomonas fluviatilis</i> (Lemm.) Defl.								X						
<i>Trachelomonas rugulosa</i> Stein emend. Defl.	X							X						
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.	X							X						
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swir.								X						
<i>Trachelomonas</i> sp								X						
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>														
<i>Mallomonas</i> sp														
<i>Synura uvella</i> Ehr.	X	X	X	X	X	X	X							X
<b>DINOPHYCEAE</b>														
<i>Ceratium cf. furcoides</i> (Levander) Langhans			X	X	X	X	X				X	X	X	X
<i>Peridinium</i> sp														
<b>RHODOPHYCEAE</b>														
<i>Audouinella</i> sp			X	X	X	X	X				X	X	X	X
<b>XANTHOPHYCEAE</b>														
<i>Ophyocitium</i> sp		X									X	X		
<b>TOTAL</b>	46	34	55	43	25	27	21	44	25	34	45	54	34	39

Em agosto de 2013, a riqueza de espécies foi maior na estação PAR (rio Paraná), com 54 táxons, e menor no rio Uruguai (UR3), com 21 táxons (Figuras 19 e 20). Em todas as estações predominou a classe Bacillariophyceae. De forma geral, a riqueza foi maior nas estações PAG, APA, PAR e IGU e menor no rio Uruguai (UR1, UR2 e UR3). Os táxons mais frequentes foram *Aulacoseira granulata*, *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*, *Chroomonas* spp e *Cryptomonas* spp, com 100% de frequência nas estações de amostragem.

No mês de março de 2014, a maior riqueza de espécies ocorreu na estação UR1 (rio Uruguai), com 54 táxons e predomínio da classe Bacillariophyceae. A menor riqueza ocorreu na estação APA, com 25 táxons. Os táxons mais frequentes foram *Synedra ulna*, *Chroomonas* spp e *Cryptomonas* spp.

Deve-se destacar que o táxon *Ceratium furcoides*, uma espécie invasora (Silva et al., 2012), esteve presente nas estações PAR, IGU, UR1, UR2 e UR3 em agosto de 2013 e em março de 2014.

Na Tabela 9 e nas Figuras 21 e 22 é apresentada a abundância absoluta e relativa das espécies fitoplanctônicas por estação de amostragem.

Em agosto de 2013 predominou, em termos quantitativos, Cryptophyceae, exceto para a estação UR1, onde *Ceratium furcoides* (Dinophyceae) foi mais abundante. A maior densidade total foi registrada na estação APA, com 1.651.596 ind.L<sup>-1</sup>, sendo que a classe Bacillariophyceae contribuiu com 773.825 ind.L<sup>-1</sup>. O táxon que apresentou maior densidade foi *Nitzschia acicularis* (306.065 ind.L<sup>-1</sup>). A classe Chlorophyceae (629.454 ind.L<sup>-1</sup>) foi a segunda mais abundante. A menor densidade foi registrada na estação UR3 (244.027 ind.L<sup>-1</sup>), sendo a classe Cryptophyceae a de maior densidade (235.612 ind.L<sup>-1</sup>).

Em março de 2014, a maior densidade ocorreu na estação UR1, com 499.274 ind.L<sup>-1</sup>, sendo que 387.077 ind.L<sup>-1</sup> corresponderam à classe Cryptophyceae. A menor densidade ocorreu na estação APA, com 173.645 ind.L<sup>-1</sup>, sendo que 136.192 ind.L<sup>-1</sup> corresponderam à classe Cryptophyceae. Novamente, predominou a classe Cryptophyceae em todas as estações.

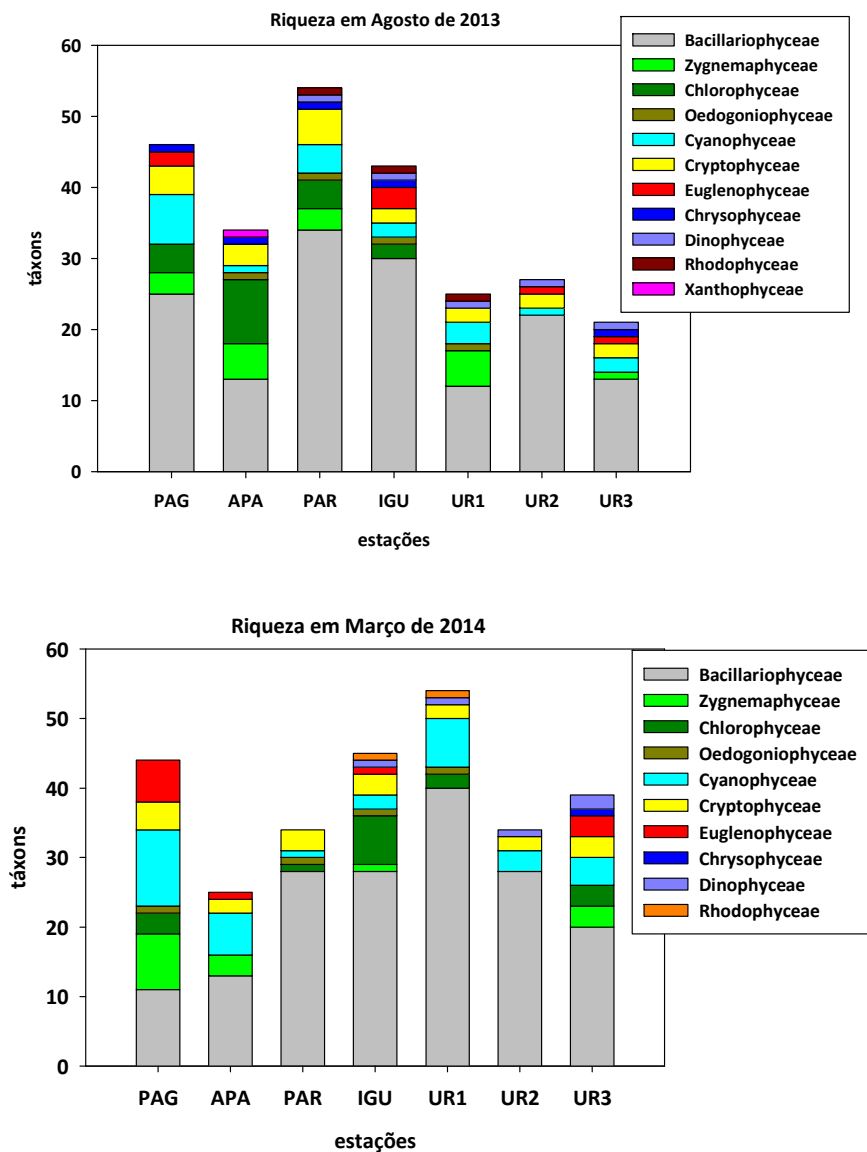
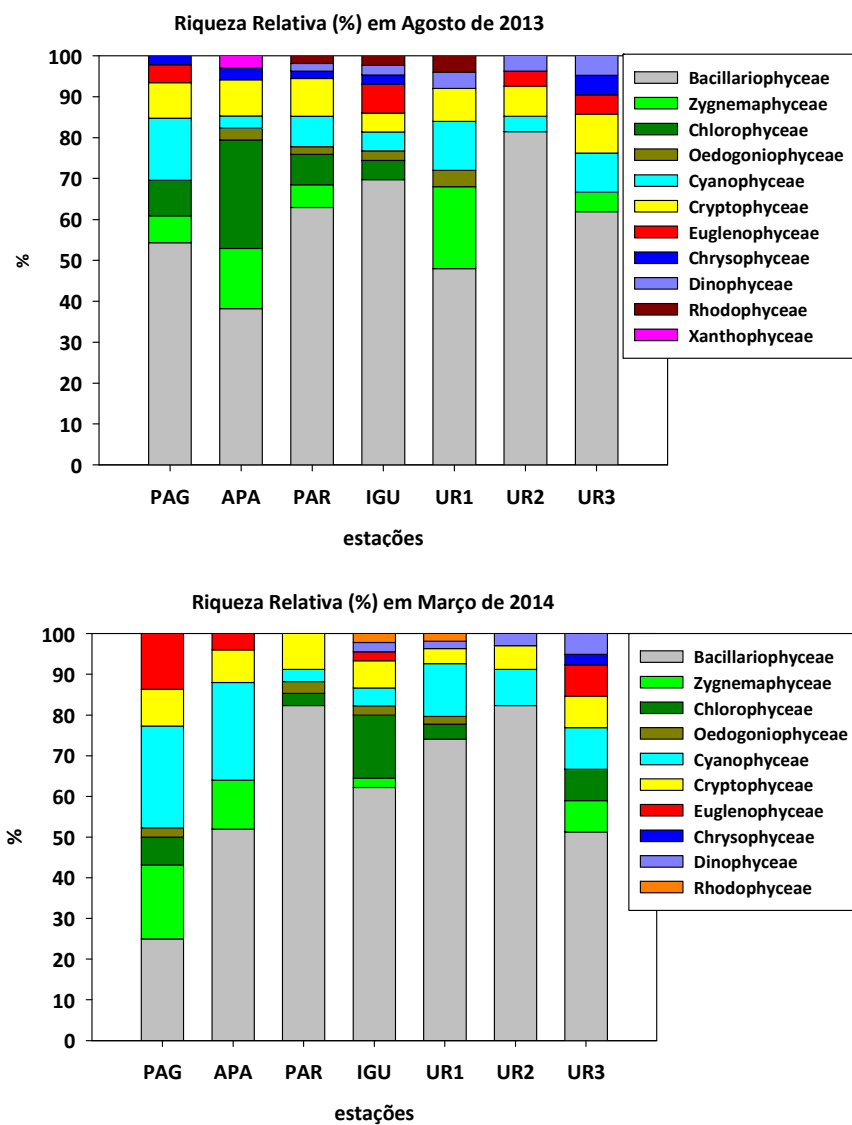


Figura 19 Riqueza de táxons por classe da comunidade fitoplanctônica nas estações PAG, APA, PAR, IGU, UR1, UR2 e UR3 nos períodos de inverno e verão.



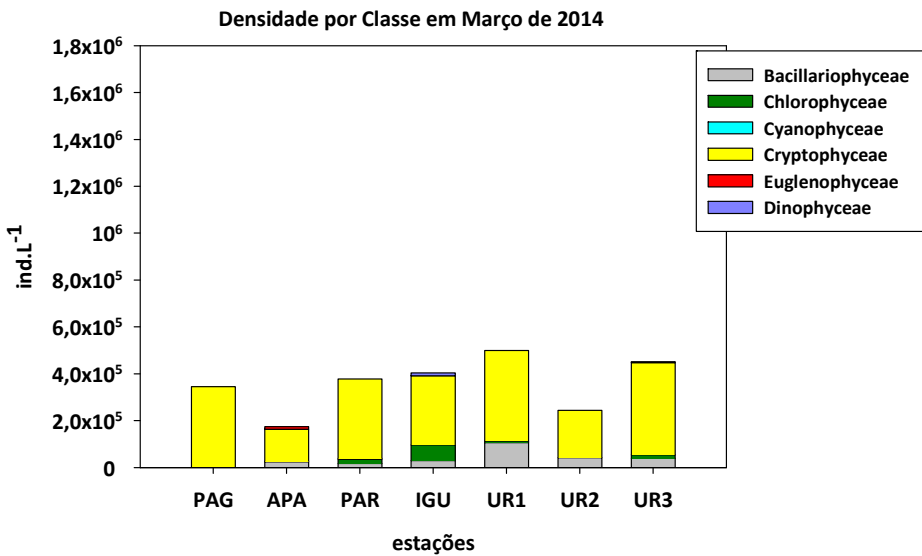
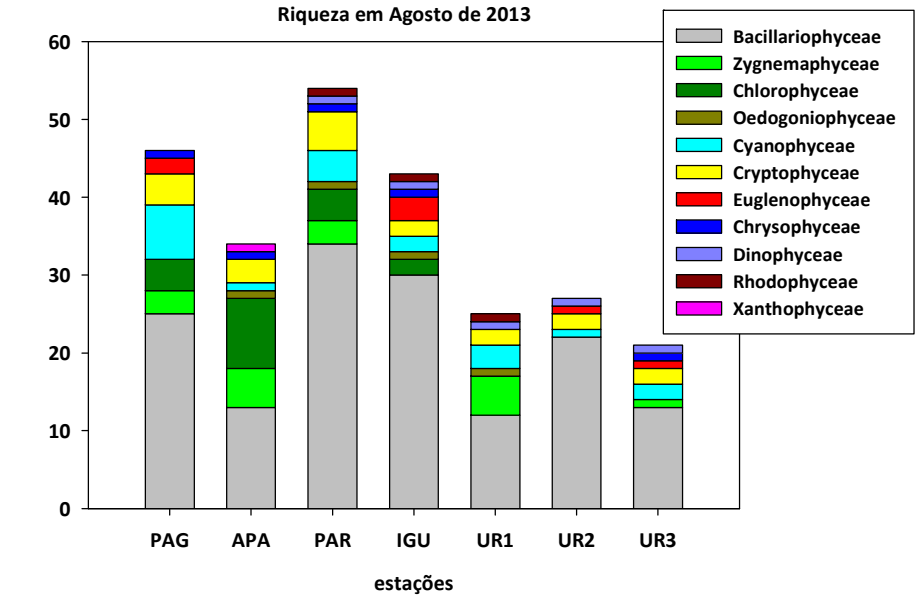
**Figura 20** Riqueza relativa (%) de táxons por classe da comunidade fitoplânctônica nas estações PAG, APA, PAR, IGU, UR1, UR2 e UR3 nos períodos de inverno e verão.

Tabela 9 Densidade total dos táxons (ind.L<sup>-1</sup>) da comunidade fitoplancônica nas estações PAG, APA, PAR, IGU, URI, UR1, UR2 e UR3 nos

Táxons	Agosto de 2014					Março de 2014								
	PAG	APA	PAR	IGU	URI	UR2	UR3	PAG	APA	PAR	IGU	URI	UR2	UR3
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>														
<i>Acanthoceros zachvatkini</i> (Brun. ) Sim.	6.300	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Bréb.) Grun. var. <i>lanceolata</i>	0	0	3.405	4.419	0	0	0	0	0	0	4.207	0	0	0
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarn.											6.930	0	0	0
<i>Amphipleura lindheimeri</i> Grun.											0	5.610	0	0
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehr.) Sim.														
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. var. <i>granulata</i>	15.749	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.207	0
A. (Ehr.) Sim. var. <i>angustissima</i> (O. Mill.) Sim.	18.899	28.874	3.405	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19.634
<i>Aulacoseira italica</i> (Ehr.) Sim. var. <i>italica</i>														
<i>Cocconeis placentula</i> Ehr. var. <i>placentula</i>	0	0	3.405	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella distingenda</i> Hust.	3.150	86.622	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	0	34.649	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella stelligera</i> Cleve & Grun.	0	288.740	3.405	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella affinis</i> Kütz.														
<i>Cymbella minuta</i> Hilsen ex Rab.														
<i>Cymbella</i> sp	0	0	0	4.419	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Encyonema perpusillum</i> (Cl.) Mann	0	0	3.405	4.419	0	3.425	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eimotia pectinatis</i> (Dillw.) Rab.	0	0	3.405	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eimotia</i> spp	0	0	3.405	0	0	3.425	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kütz.) Pet. var. <i>vaucheriae</i>														
<i>Gomphonema gracile</i> Ehr.														
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) var. <i>parvulum</i>	0	0	0	8.838	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema</i> sp	0	0	0	8.838	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema</i> sp	0	0	0	8.838	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydrosera whampoensis</i> (Schwarz) Deby														
<i>Melosira varians</i> C. A. Ag.														
<i>Navicula aikenensis</i> Patr.														
<i>Navicula cuspidata</i> (Kütz.) Kütz.														
<i>Navicula pupula</i> Kütz.														
<i>Navicula viridula</i> (Kütz.) Ehr.														
<i>Navicula</i> spp														
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) W. Sm.	3.150	306.065	0	0	0	6.849	0	0	0	0	0	0	0	4.909
<i>Nitzschia intermedia</i> Hantz.														
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Sm.	3.150	23.099	3.405	0	0	0	0	0	0	0	0	11.220	0	0

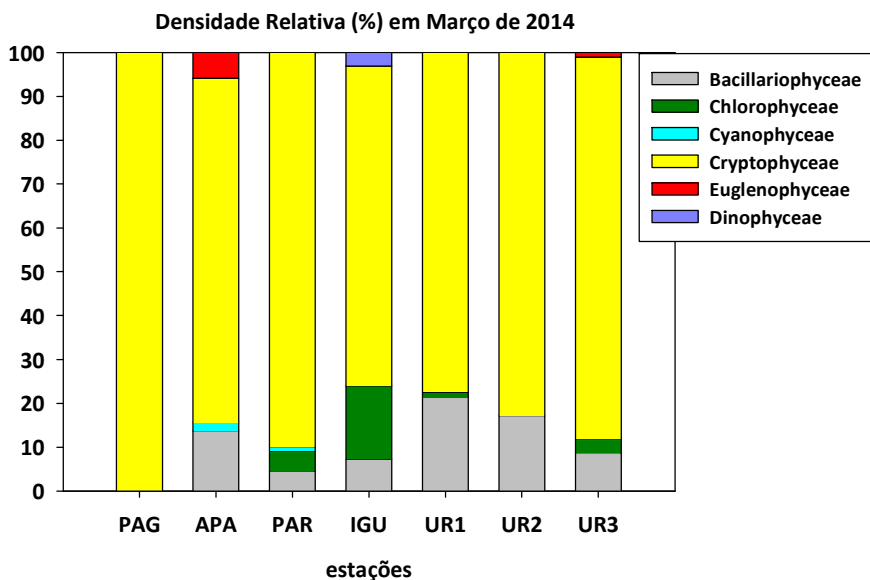
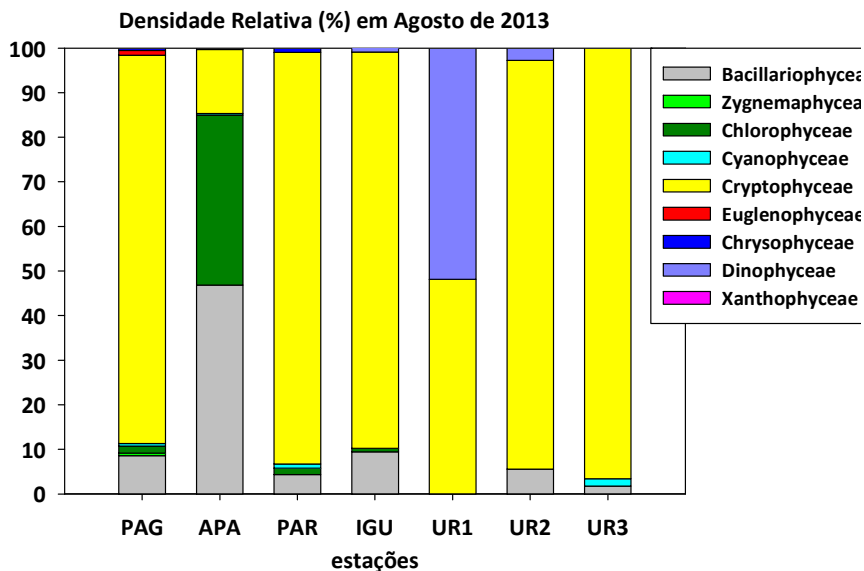


Táxons	Agosto de 2014							Março de 2014						
	PAG	APA	PAR	IGU	UR1	UR2	UR3	PAG	APA	PAR	IGU	UR1	UR2	UR3
<i>Planktothrix cf. agardhii</i> (Gom.) Anag. and Kom.	0	0	0	0	0	0	4.207	0	0	3.465	0	0	0	0
<i>Raphidiopsis</i> sp								0	3.405	0	0	0	0	0
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>														
<i>Chroomonas</i> spp	192.144	92.397	258.765	190.010	111.479	99.313	105.184	130.896	61.286	135.131	117.806	157.075	88.355	157.075
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehr.	18.899	5.775	3.405			0								
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehr.	3.150	0				0								
<i>Cryptomonas marsonii</i> Skuja	0	0	6.810	0	0	0	0	6.088	0	17.324	0	0	0	0
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehr.	0	0	27.238	0	0	0	0	3.044	0	0	12.622	0	0	14.726
<i>Cryptomonas</i> sp	296.090	138.595	357.504	269.549	126.544	126.710	130.428	203.954	74.906	187.104	164.087	230.002	113.599	220.886
<b>EUGLENOPHYCEAE</b>														
<i>Euglena acus</i> Ehr.								0	0	0	0	0	0	4.909
<i>Trachelomonas rugulosa</i> Stein emend. Defl.	3.150	0	0	0	0	0	0							
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.	3.150	0	0	0	0	0	0	0	10.214	0	0	0	0	0
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>														
<i>Mallomonas</i> sp	3.150	0	6.810	0	0	0	0							
<b>DINOPHYCEAE</b>														
<i>Ceratium cf. furcoides</i> (Levander) Langhans	0	0	0	4.419	256.100	6.849	0	0	0	0	12.622	0	0	0
<b>XANTHOPHYCEAE</b>														
<i>Ophycitium</i> sp	0	5.775	0	0	0	0	0							
<b>TOTAL</b>	<b>589.031</b>	<b>1.651.596</b>	<b>708.199</b>	<b>517.004</b>	<b>494.123</b>	<b>246.571</b>	<b>244.027</b>	<b>343.982</b>	<b>173.645</b>	<b>377.673</b>	<b>403.907</b>	<b>499.274</b>	<b>244.027</b>	<b>451.590</b>



**Figura 21** Densidade total de táxons por classe da comunidade fitoplancônica nas estações PAG, APA, PAR, IGU, UR1, UR2 e UR3 nos períodos de inverno e verão.





**Figura 22** Densidade relativa (%) de táxons por classe da comunidade fitoplanctônica nas estações PAG, APA, PAR, IGU, UR1, UR2 e UR3 nos períodos de inverno e verão.

Com relação à diversidade da comunidade fitoplanctônica, o maior valor, 2,87 bits.ind.<sup>-1</sup>, foi calculado para a estação APA em agosto de 2013. A menor diversidade foi registrada na estação UR3: 1,21 bit.ind.<sup>-1</sup>. No mês de março de 2014, a maior diversidade ocorreu na estação IGU, 2,61 bits.ind.<sup>-1</sup>, e a menor na estação PAG, 1,14 bit.ind.<sup>-1</sup> (Tabela 10).

Em agosto de 2013, a equitabilidade foi maior na estação UR1, 0,933, e menor na estação PAR, 0,443. E em março de 2014, foi maior na estação IGU, 0,639, e menor na estação UR3, 0,560.

**Tabela 10** Valores de riqueza, diversidade e equitabilidade da comunidade fitoplanctônica nas estações de amostragem na bacia do Prata nos períodos de inverno e verão.

Estação	Riqueza (número de táxons)		Diversidade (bits ind <sup>-1</sup> )		Equitabilidade	
	Agos/13	Mar/14	Agos/13	Mar/14	Agos/13	Mar/14
PAG	46	44	2,04	1,14	0,490	0,570
APA	34	25	2,87	2,18	0,675	0,631
PAR	54	34	1,88	1,79	0,443	0,566
IGU	43	45	1,73	2,61	0,483	0,639
UR1	25	54	1,48	2,38	0,933	0,571
UR2	27	34	1,48	1,99	0,573	0,598
UR3	21	39	1,21	1,94	0,604	0,560

### Potencialidade do uso como bioindicador

De modo geral, as estações amostradas em agosto de 2013 apresentaram riqueza considerável de espécies de algas, muitas destas tipicamente planctônicas. Em março de 2014, período de chuvas na porção centro-norte da bacia, houve redução da densidade e a riqueza de táxons foi predominantemente de algas perifíticas. Os menores valores de riqueza estiveram associados aos pontos de amostragem no rio Uruguai, período de inverno.

A classe mais especiosa foi Bacillariophyceae, em torno de 50% da riqueza observada. Tais algas, relativamente mais pesadas em virtude do envoltório de sílica, são favorecidas pela turbulência natural dos sistemas lóticos – minimização das taxas de afundamento. Em termos quantitativos destacaram-se as Cryptophyceae. Esse é o padrão típico encontrado em rios e reservatórios da região (Silva et al., 2005; Soares et al., 2007; Nogueira et al., 2010; Perbiche-Neves et al., 2011; Matsuura et al., 2015).

A baixa densidade de cianobactérias é um excelente indicador de que os ambientes não estão expostos a efeitos consideráveis de eutrofização, que leva,

invariavelmente, ao crescimento excessivo de organismos fotossintetizadores. Tais organismos não suportam condições elevadas de fluxo, de tal forma que a construção de reservatórios pode promover seu desenvolvimento. É importante ressaltar que as cianobactérias podem produzir substâncias tóxicas ao homem e aos animais. As toxinas podem ser classificadas como hepatotoxinas, citotoxinas e endotoxinas, sendo de difícil remoção em virtude da estabilidade e resistência à hidrólise química ou oxidação (Tundisi, 2003).

De acordo com a Portaria 518/2004 do Ministério de Saúde, 20.000 células mL<sup>-1</sup> de cianobactérias representam o nível crítico em águas destinadas ao consumo humano. Todos os resultados obtidos no presente monitoramento estão abaixo do limite mencionado.

A seguir são apresentadas imagens de alguns táxons do fitoplâncton registrados nas amostras coletadas no presente estudo.



*Aulacoseira granulata*



*Aulacoseira italica*



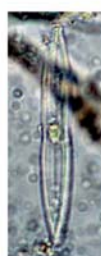
*Cymbella affinis*



*Surirella guatimalensis*



*Melosira varians*



*Synedra gouldardii*



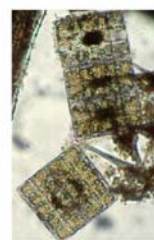
*Ceratium furcoides*



*Hydrosera whampoensis*



*Oscillatoria princeps*



*Terpsinoe musica*

## Comunidade zooplanctônica

Danilo Augusto de Oliveira Naliato, Marco Aurélio Pessotto & Marcos Gomes Nogueira

A comunidade zooplanctônica nos pontos de amostragem da bacia do rio da Prata foi composta por 50 táxons. Dentre os grupos analisados, Rotifera registrou 22 táxons, representando 44 % do total identificado, seguido por Cladocera com 18 (36%) e Copepoda com 10 táxons (20%). A riqueza geral foi claramente maior durante o período de verão, com 45 táxons presentes nas amostras, enquanto no inverno esse número atingiu valor igual a 29 (Tabela 11).

Os rotíferos estavam distribuídos em 9 famílias. Destas, destaca-se a família Brachionidae, com 5 espécies. Dentre os cladóceros, foram encontrados táxons de 5 diferentes famílias, sendo as mais especiosas Chydoridae (9 espécies) e Sididae (3 espécies). Entre os copépodes, 4 táxons pertenciam à subordem Calanoida e 6, à subordem Cyclopoida (Tabela 11).

Alguns táxons apresentaram maior frequência de ocorrência, com destaque para Bdelloidea entre os Rotifera. Para o grupo Cladocera, a espécie *Bosmina freyi* foi a mais representativa. Entre os Copepoda, as fases larvais de Cyclopoida (náuplios) estiveram presentes na maior parte dos pontos de amostragem (Tabela 11).

Comparativamente, o ponto PAG apresentou maior riqueza, com 16 táxons no inverno e 28 no verão. O ponto no rio Paraná (PAR) apareceu em seguida, com 11 táxons no inverno e 24 no verão. Em geral, os pontos localizados no rio Uruguai (UR1, UR2 e UR3) apresentaram a menor riqueza, não ultrapassando 7 táxons para ambos os períodos sazonais amostrados (Tabela 12, Figura 23).

Considerando os três grandes grupos taxonômicos analisados (Rotifera, Copepoda e Cladocera), houve incremento no número de táxons durante o período de verão para a maioria dos pontos (Tabela 12, Figura 23). Copepoda apresentou a maior riqueza nos pontos dos rios Paraguai (PAG) e Paraná (PAR), variando de 6 a 8 táxons. O número de espécies do grupo Rotifera foi maior no rio Paraguai (PAG) durante o verão, com um total de 14 táxons. Para o grupo Cladocera, as maiores riquezas ocorreram nos pontos PAG, APA e PAR, principalmente para o período de verão (Tabela 12, Figura 23).

**Tabela 11** Presença (X) ou ausência ( ) dos táxons zooplancônicos nos diferentes locais de amostragem nos períodos de inverno e verão.

	Táxons	PAG		APA		PAR		IGU		UR1		UR2		UR3		
		Inverno (I) / Verão (V)	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V
CLADOCERA	<b>Sididae</b>															
	<i>Diaphanosma birgei</i>		X	X												
	<i>Diaphanosoma brevireme</i>		X	X												
	<i>Diaphanosoma spinulosum</i>			X		X		X		X						
	<b>Bosminidae</b>															
	<i>Bosmina freyi</i>		X	X	X	X		X							X	X
	<i>Bosmina hagmanni</i>			X		X		X								
	<b>Daphniidae</b>															
	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>		X	X		X		X								
	<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>			X						X						
	<b>Moinidae</b>															
	<i>Moina minuta</i>			X		X	X									
	<i>Moina micrura</i>									X						
	<b>Chydoridae</b>															
	<i>Kurzia polyospina</i>		X													
	<i>Alona ossiani</i> Sinev		X				X				X					
<i>Alona dentifera</i>			X													
<i>Alona yara</i>			X													
<i>Chydorus pubescens</i>			X													
<i>Nicsmirnovius fitzpatricki</i>					X					X				X		
<i>Leydigia striata</i>																
<i>Euryalona orientalis</i>							X									
<i>Alonella dadayi</i>										X						
<b>Cyclopoida</b>																
Náuplio Cyclopoida		X	X	X	X	X	X	X	X	X		X		X	X	
Copepodito Cyclopoida		X	X				X					X				
<i>Mesocyclops longisetus</i>					X	X										
<i>Microcyclops anceps</i>		X														
<i>Thermocyclops decipiens</i>					X	X	X	X								
<i>Thermocyclops minutus</i>		X				X	X			X						
<b>Calanoida</b>																
Náuplio Calanoida		X	X				X									
Copepodito Calanoida		X	X				X									
<i>Notodiaptomus henseni</i>			X			X	X		X							
<i>Notodiaptomus iheringi</i>			X			X	X		X							

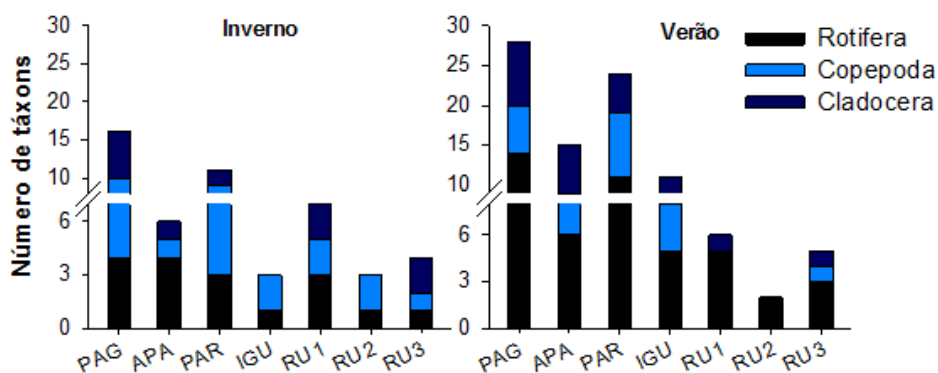
COPEPODA

**Tabela 11** Presença (X) ou ausência ( ) dos táxons zooplanctônicos nos diferentes locais de amostragem nos períodos de inverno e verão (*continuação*).

	Táxons		PAG		APA		PAR		IGU		UR1		UR2		UR3	
	Inverno (I) / Verão (V)		I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V
ROTIFERA	<b>Asplanchnidae</b>															
	<i>Asplanchna</i> sp.	X	X		X		X		X	X	X					
	<b>Brachionidae</b>															
	<i>Brachionus angularis</i>	X	X		X		X		X		X	X		X		
	<i>Brachionus calyciflorus</i>		X	X			X		X							
	<i>Keratella tropica</i>	X	X				X		X							
	<i>Kellicottia bostoniensis</i>		X	X			X		X		X					
	<i>Platyias quadricornis</i>	X	X				X		X							
	<b>Conochilidae</b>															
	<i>Conochilus coenobasis</i>		X													
	<i>Conochilus</i> sp.				X		X		X		X		X			
	<b>Filiniidae</b>															
	<i>Filinia terminalis</i>						X									
	<i>Filinia longiseta</i>		X		X		X		X							
	<i>Filinia opoliensis</i>		X							X						X
	<b>Lecanidae</b>															
	<i>Lecane bulla</i>						X									
	<i>Lecane curvicornis</i>		X		X		X		X							
	<i>Lecane elsa</i>		X													
	<i>Lecane hamata</i>									X						
	<b>Lepadellidae</b>															
	<i>Lepadella patella</i>		X				X		X							
	<b>Synchaetidae</b>															
	<i>Polyarthra vulgaris</i>		X	X												
	<i>Synchaeta pectinata</i>						X									
	<i>Synchaeta stylata</i>													X		
	<b>Trichocercidae</b>															
	<i>Trichocerca similis</i>															
<i>Trichocerca pusilla</i>											X					
<b>Bdelloidea</b>																
		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X		X	X	

**Tabela 12** Riqueza dos táxons zooplanctônicos nos diferentes locais de amostragem nos períodos de inverno e verão.

Local / Período	PAG		APA		PAR		IGU		RU1		RU2		RU3	
	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V
Rotifera	4	14	4	6	3	11	1	5	3	5	1	2	1	3
Copepoda	6	6	1	3	6	8	2	3	2	0	2	0	1	1
Cladocera	6	8	1	6	2	5	0	3	2	1	0	0	2	1
<b>Riqueza total</b>	<b>16</b>	<b>28</b>	<b>6</b>	<b>15</b>	<b>11</b>	<b>24</b>	<b>3</b>	<b>11</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>5</b>



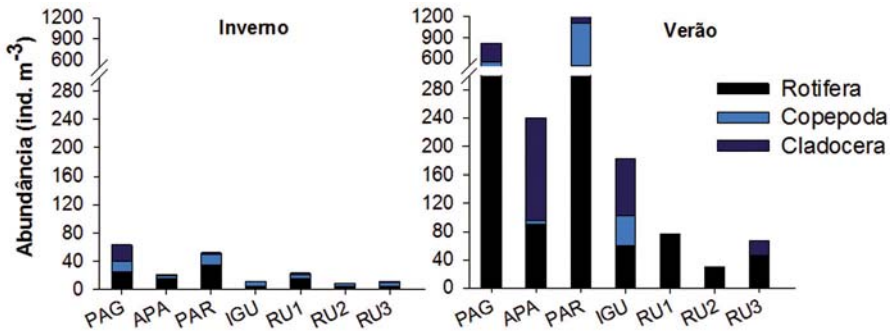
**Figura 23** Riqueza dos táxons zooplancônicos nos diferentes locais de amostragem nos períodos de inverno e verão.

A abundância total dos organismos zooplancônicos foi nitidamente maior durante o período de verão para todos os pontos de coleta. As maiores abundâncias foram encontradas nos rios Paraná (PAR) e Paraguai (PAG), sendo registrada variação clara entre os períodos sazonais. Os valores máximos foram de 1522 ind.m<sup>-3</sup> no PAR e de 816 ind.m<sup>-3</sup> no PAG (Tabela 13, Figura 24). Nos pontos localizados no rio Uruguai, apesar do aumento da abundância no verão, os valores registrados não ultrapassaram 80 ind.m<sup>-3</sup>.

Em geral, Rotifera apresentou as maiores abundâncias quando comparado aos demais grupos (Cladocera e Copepoda). Os rotíferos foram mais abundantes nos pontos PAR (500 ind.m<sup>-3</sup>) e PAG (420 ind.m<sup>-3</sup>) durante o verão, com os táxons *Asplanchna* e *Bdelloidea* entre os principais contribuintes. Dentre os cladóceros, destaca-se um número elevado de indivíduos da espécie *Diaphanosoma spinulosum* durante o período de verão, apresentando valores de 200 ind.m<sup>-3</sup> no ponto PAR. Para o grupo Copepoda, as maiores abundâncias também ocorrem em PAR e PAG, com grande contribuição numérica de náuplios de Cyclopoida em ambos os períodos. Nos pontos do rio Uruguai, os grupos Copepoda e Cladocera apresentaram baixíssima abundância, inferior a 10 ind.m<sup>-3</sup>, e os rotíferos variaram de 4 a 75 ind.m<sup>-3</sup> (Tabela 13, Figura 24).

**Tabela 13** Abundância absoluta (ind.m<sup>-3</sup>) dos táxons zooplanctônicos nos diferentes locais de amostragem nos períodos de inverno (I) e verão (V).

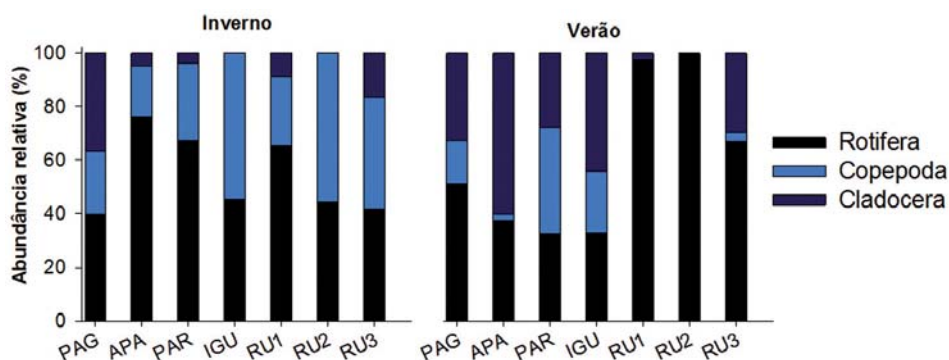
Local	PAG		APA		PAR		IGU		RU1		RU2		RU3	
	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V
Rotífera	25	420	16	90	35	500	5	60	15	75	4	30	5	45
Copepoda	15	130	4	6	15	600	6	42	6	0	5	0	5	2
Cladocera	23	266	1	144	2	422	0	80	2	2	0	0	2	20
<b>Abundância total</b>	<b>63</b>	<b>816</b>	<b>21</b>	<b>240</b>	<b>52</b>	<b>1522</b>	<b>11</b>	<b>182</b>	<b>23</b>	<b>77</b>	<b>9</b>	<b>30</b>	<b>12</b>	<b>67</b>

**Figura 24** Abundância absoluta (ind.m<sup>-3</sup>) dos táxons zooplanctônicos nos diferentes locais de amostragem nos períodos de inverno e verão.

Os dados de abundância relativa (Figura 25) apontaram predomínio dos rotíferos na maioria das amostragens. Copepoda foi proporcionalmente mais expressivo no inverno e Cladocera, no verão.

A dominância de Rotífera é comumente relatada nos estudos da comunidade zooplanctônica, portanto, um resultado esperado para os trechos lóticos analisados nesta bacia hidrográfica. Com relação aos locais com dominância de Copepoda, isto se deve principalmente à grande contribuição numérica dos estágios larvais (náuplios) da ordem Cyclopoida. Contudo, há grande mortalidade desses indivíduos antes de chegarem ao estágio adulto, principalmente em rios de grande porte (Sartori et al., 2009). A dominância de Cladocera nos pontos APA e IGU ocorreu em virtude da grande contribuição dos táxons *Bosmina* e *Ceriodaphnia*, geralmente mais abundantes em ambientes lóticos (Figura 25).





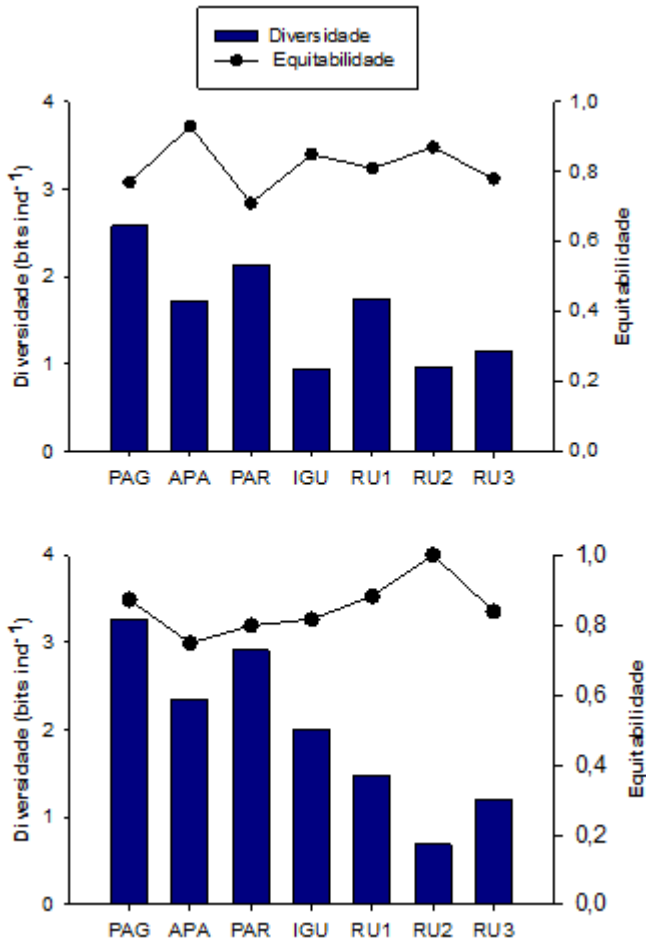
**Figura 25** Abundância relativa (%) dos táxons zooplancônicos nos diferentes locais de amostragem nos períodos de inverno e verão.

Os valores de diversidade de Shannon-Wiener foram geralmente maiores no período de verão, com exceção do ponto RU2. As maiores diversidades foram encontradas nos pontos PAG (3,26 no verão e 2,58 no inverno) e PAR (2,91 no verão e 2,14 no inverno). Os rios APA e Iguaçu (IGU) apresentaram diversidade intermediária para o presente estudo, variando de 0,93 a 2,34 bits.ind<sup>-1</sup>. Nos pontos do rio Uruguai a diversidade variou de 0,69 bit.ind<sup>-1</sup> (RU2 no verão) a 1,74 bit.ind<sup>-1</sup> (RU1 no inverno) (Tabela 14, Figura 26).

A equitabilidade de Pielou (*J'*) apresentou valores relativamente altos para todos os locais, acima de 0,7 (máximo possível 1,0). Esse alto valor da equitabilidade é consequência da ausência de uma dominância elevada de uma ou poucas espécies na comunidade (Tabela 14, Figura 26).

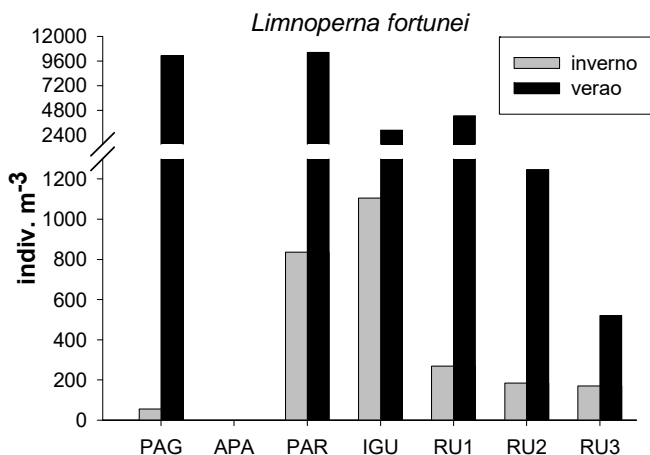
**Tabela 14** Diversidade de Shannon-Wiener (*H'*) e equitabilidade de Pielou (*J'*) da comunidade zooplancônica nos diferentes locais de amostragem nos períodos de inverno (I) e verão (V).

Local	PAG		APA		PAR		IGU		RU1		RU2		RU3	
	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V
Diversidade	2,58	3,26	1,72	2,34	2,14	2,91	0,93	1,99	1,74	1,48	0,97	0,69	1,14	1,21
Equitabilidade	0,77	0,87	0,93	0,74	0,71	0,79	0,85	0,81	0,81	0,88	0,87	1	0,78	0,83



**Figura 26** Diversidade de Shannon-Winner ( $H'$ ) e equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) da comunidade zooplancônica nos diferentes locais de amostragem nos períodos de inverno (superior) e verão (inferior).

Os estágios larvais da espécie invasora *Limnoperna fortunei* (Mollusca, Bivalvia), conhecida como mexilhão-dourado, apresentaram as maiores abundâncias no período de verão, sobretudo nos pontos dos rios Paraguai (PAG) e Paraná (PAR), com valores acima de 10000 ind.m<sup>-3</sup>. Nos pontos do rio Iguazu (IGU) e do rio Uruguai (UR1, UR2 e UR3), não ultrapassaram 5000 ind.m<sup>-3</sup> em ambos os períodos de amostragem. No ponto do rio Apa, não se registrou a larva planctônica de *L. fortunei* em nenhum dos períodos (Figura 27).



**Figura 27** Abundância absoluta (ind. m<sup>-3</sup>) de *Limnoperna fortunei* (estágio larval) nos diferentes locais de amostragem nos períodos de inverno e verão.

### Potencialidade de uso como bioindicador

O uso com sucesso da comunidade zooplancônica como potencial bioindicador da qualidade ambiental tem sido relatado (Pace & Orcutt, 1981; Ferdous & Muktadir, 2009), principalmente quando se analisam alguns atributos ecológicos da comunidade (riqueza, abundância, dominância, diversidade). A associação de espécies a ambientes alterados (eutróficos) ou preservados (oligotróficos) também é citada na literatura científica. Dominâncias de pequenos cladóceros (e.g. Bosminadae) do gênero *Brachionus*, entre os rotíferos, e da Ordem Cyclopoida sobre a Calanoida, entre os Copepoda, são geralmente relacionadas a ambientes ecologicamente menos equilibrados (Nogueira et al., 2008).

Características de alta vazão e velocidade de correnteza, predominantes nos grandes rios da bacia do Prata, contribuíram para valores moderados de riqueza e abundância do zooplâncton. Conseqüentemente, há limitação em se estabelecerem relações bioindicadoras por meio da estrutura da comunidade (diversidade, graus de dominância) e espécies-chave, ou mesmo relação com fatores físicos e químicos da água (e.g. nutrientes). Ressalva-se a grande abundância de larvas de *Limnoperna fortunei* (mexilhão-dourado) em alguns pontos, que deve ser considerada nos estudos de avaliação do ambiente, pois se trata de uma espécie exótica e com potencial de interferência negativa na estrutura das comunidades aquáticas.

A riqueza e a abundância relativamente baixas do zooplâncton (Rotifera, Cladocera e Copepoda) nos rios da bacia do Prata têm suporte em estudos de grandes rios, considerados ambientes pouco propícios ao desenvolvimento do zooplâncton (Viroux, 2002). Processos relacionados com a hidrodinâmica, como o baixo tempo de residência da água (Viroux, 1997) e alta velocidade da correnteza (Richardson, 1992; Jack et al., 2006), promovem o contínuo transporte do zooplâncton no sentido de jusante, impedindo localmente a reprodução e o desenvolvimento populacional, isto é, impossibilitando a manutenção de uma população no canal central do rio (Perbiche-Neves & Nogueira, 2010; Perbiche-Neves & Nogueira, 2013; Portinho et al., 2016). Outros fatores como a turbidez e o material em suspensão inorgânico também estão entre aqueles que dificultam o desenvolvimento do zooplâncton em grandes sistemas lóticos (Kirk, 1991; Hart, 1992).

Por outro lado, em áreas laterais aos grandes rios (várzeas, lagoas), onde há diminuição da velocidade da correnteza e maior tempo de retenção da água, existe a possibilidade de se formarem zonas de manutenção e reprodução do zooplâncton, o qual é exportado para os trechos lóticos de grandes rios (Reckendorfer et al., 1999; Shiemer et al., 2001; Lansac-Tôha et al., 2009; Ferrareze & Nogueira, 2011). Assim, essas áreas laterais, uma vez identificadas, têm potencial de se tornar sítios estratégicos para fins de conservação e estudos de biomonitoramento envolvendo a comunidade zooplanctônica.

Algumas imagens de táxons do zooplâncton presentes nas amostras são apresentadas a seguir.



A: *Alona ossiani* (Cladocera); B: *Bosmina hagamanni* (Cladocera);  
C: *Thermocyclops minutus* (Copepoda); D: *Brachionus* (Rotifera).

## Comunidade zoobentônica e características dos sedimentos

Ana Maria Cirino Ruocco & Marcos Gomes Nogueira

Os macroinvertebrados bentônicos vivem no fundo de corpos d'água e podem estar associados a substratos orgânicos, como macrófitas e folhço em decomposição, ou a substratos inorgânicos, como rochas, silte, argila, areia, cascalho, seixos e blocos rochosos (Rosenberg & Resh, 1993; Bispo et al., 2006; Jorcin & Nogueira, 2008). Esses animais são importantes em vários processos ecológicos, participando das cadeias alimentares e das trocas de fósforo, nitrogênio e outros nutrientes entre o sedimento e a coluna d'água, seja por meio das atividades de escavação (bioturbação) ou pela metabolização da matéria orgânica (Suriani et al., 2007).

As populações bentônicas se distribuem de acordo com as influências dos fatores físicos, químicos e biológicos, tais como a natureza do sedimento, a profundidade, as flutuações do nível da água, a concentração de oxigênio dissolvido, a variação da acidez, o grau de trofia e a competição entre as diferentes populações (Esteves, 1998). Muitas dessas variáveis oscilam com alterações nas condições sazonais.

Para a bacia do rio da Prata, considerando ambos os períodos, foram encontrados 35 táxons de macroinvertebrados bentônicos, pertencentes aos grupos Cnidaria (Hydra), Nematoda, Platyhelminthes (Turbellaria), Mollusca (Gastropoda, Bivalvia), Annelida (Oligochaeta, Hirudinea), Arachnida (Acari), Crustacea (Ostracoda, Malacostraca) e Insecta (Odonata, Ephemeroptera, Trichoptera, Coleoptera, Diptera, Heteroptera).

Dentre os táxons encontrados, 29 ocorreram no inverno e 24 no verão. Os rios Paraguai e Apa foram os que apresentaram maior diferença na riqueza entre os períodos de estudo. O rio Paraguai apresentou 6 táxons no inverno e 15 no verão, enquanto no rio Apa foram registrados 17 táxons no inverno e 7 no verão. De maneira geral, o ponto de amostragem UR1 apresentou a maior riqueza de táxons, enquanto a menor riqueza foi observada em UR3. A Tabela 15 apresenta a lista de táxons identificados nos pontos de amostragem nos períodos de inverno e verão.

Tabela 15 Lista de táxons de macroinvertebrados bentônicos encontrados nos rios Paraguai, Apa, Paraná, Iguçu e Uruguai nos períodos de inverno e verão.

Táxons	PAG		APA		PAR		IGU		UR1		UR2		UR3	
	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V
<b>Filo Cnidaria</b>														
<i>Hydra</i>							x							
<b>Filo Nematoda</b>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>Filo Platyhelminthes</b>														
<b>Classe Turbellaria</b>				x						x				
<i>Temnocephala</i> sp							x			x				
<b>Filo Mollusca</b>														
<b>Classe Bivalvia</b>														
<b>Bivalvia juvenil</b>	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>Família Corbiculidae</b>														
<i>Corbicula fluminea</i>										x	x			
<b>Família Mytilidae</b>														
<i>Limnoperna fortunei</i>						x				x				
<b>Classe Gastropoda</b>														
<b>Gastropoda n.i.</b>								x	x				x	
<b>Família Phanorbidae</b>										x				
<b>Família Ampularidae</b>									x	x	x			
<b>Filo Annelida</b>														
<b>Subclasse Oligochaeta</b>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>Subclasse Hirudinea</b>											x		x	
<b>Filo Arthropoda</b>														
<b>Subclasse Acari</b>		x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
<b>Subfilo Crustacea</b>														
<b>Classe Ostracoda</b>	x	x						x	x	x	x	x	x	
<b>Classe Malacostraca</b>														
<b>Família Aeglidae</b>														
<i>Aegla</i> sp											x			
<b>Subfilo Hexapoda</b>														
<b>Classe Insecta</b>														
<b>Ordem Odonata</b>														
<b>Família Gomphidae</b>		x								x	x		x	
<b>Ordem Ephemeroptera</b>														
<b>Ephemeroptera n.i.</b>										x				
<b>Família Baetidae</b>				x				x						
<b>Família Caenidae</b>				x						x	x			
<b>Família Leptophlebiidae</b>				x						x				
<b>Família Leptohyphidae</b>		x	x					x	x	x				
<b>Família Polymitarcyidae</b>				x										
<b>Ephemeroptera (pupa)</b>									x					

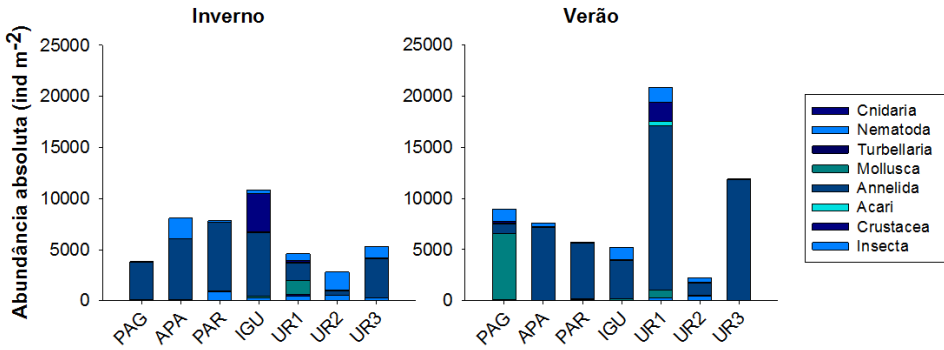
**Tabela 15** Lista de táxons de macroinvertebrados bentônicos encontrados nos rios Paraguai, Apa, Paraná, Iguaçu e Uruguai nos períodos de inverno e verão (*continuação*).

Táxons	PAG		APA		PAR		IGU		UR1		UR2		UR3	
	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V
<b>Ordem Trichoptera</b>														
Trichoptera n.i.									x					
Família Odontoceridae			x											
Família Policentropodidae										x				
Família Leptoceridae	x									x				
Família Hydroptilidae	x						x	x						
Família Hydropsychidae							x	x						
Trichoptera (pupa)			x											
<b>Ordem Coleoptera</b>														
Coleoptera n.i.			x											
Família Elmidae	x	x	x											
Família Heteroceridae	x						x							
<b>Ordem Diptera</b>														
<b>Subordem Nematocera</b>														
Família Psychodidae												x		
Família Ceratopogonidae	x	x			x	x	x		x	x	x			x
Família Chironomidae														
Chironomidae n.i.			x									x		
Subfamília Chironominae	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
Subfamília Orthocladinae	x	x	x	x	x				x	x	x			
Subfamília Tanypodinae		x	x	x		x				x	x	x		
<b>Subordem Brachycera</b>														
Família Empididae													x	
Família Dolichopodidae										x				
Família Stratiomyidae							x							
Diptera (pupa)		x	x		x			x	x	x				
<b>Ordem Hemiptera</b>			x											
<b>Riqueza de táxons</b>	6	15	17	7	7	7	8	12	20	17	11	10	5	3

Com relação à abundância absoluta dos macroinvertebrados bentônicos, os valores foram maiores no verão. Nesse período, o ponto de amostragem UR1 foi o que registrou os valores mais elevados (20875 ind.m<sup>-2</sup>), seguido do ponto UR3, com 11902 ind.m<sup>-2</sup>. No inverno, a maior abundância foi registrada no rio Iguaçu (10859 ind.m<sup>-2</sup>) (Figura 28).

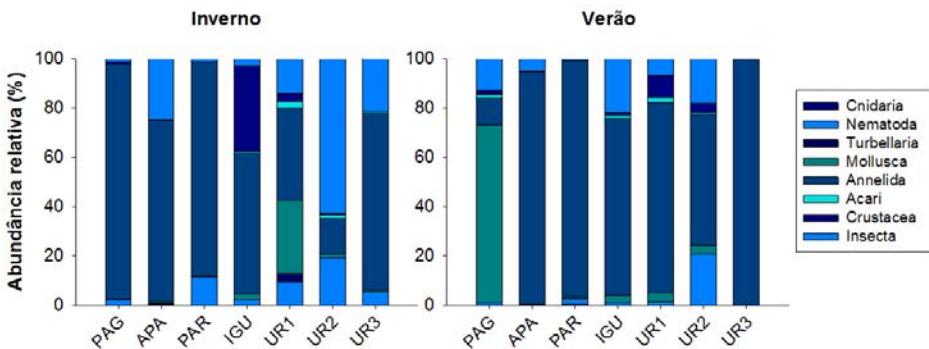
Os valores máximos se devem à elevada ocorrência dos Annelida Oligochaeta. Tal resultado era esperado, já que esses organismos apresentam ampla distribuição nos ambientes aquáticos fluviais, sendo normalmente os mais numerosos. Os mesmos têm capacidade de tolerar situações extremas, como, por exemplo,

suportar baixas concentrações de oxigênio dissolvido. Além disso, apresentam hábitos alimentares que favorecem sua adaptação aos mais diversos ambientes. Os Oligochaeta, juntamente com os Chironomidae, são os grupos mais utilizados como bioindicadores, principalmente de condições de distúrbio.



**Figura 28** Variação da abundância absoluta dos macroinvertebrados bentônicos encontrados nos rios Paraguai, Apa, Paraná, Iguçu e Uruguai nos períodos de inverno e verão.

A Figura 29 apresenta os dados de abundância relativa dos grupos zoobentônicos encontrados nos rios amostrados. É possível observar o predomínio dos Oligochaeta na maioria dos pontos em ambos os períodos, exceto em UR2 no período de inverno, quando Diptera Chironomidae foi o grupo dominante, e no rio Paraguai no verão, com Bivalvia sendo o grupo mais representativo.



**Figura 29** Abundância relativa dos macroinvertebrados bentônicos encontrados nos rios Paraguai, Apa, Paraná, Iguçu e Uruguai nos períodos de inverno e verão.

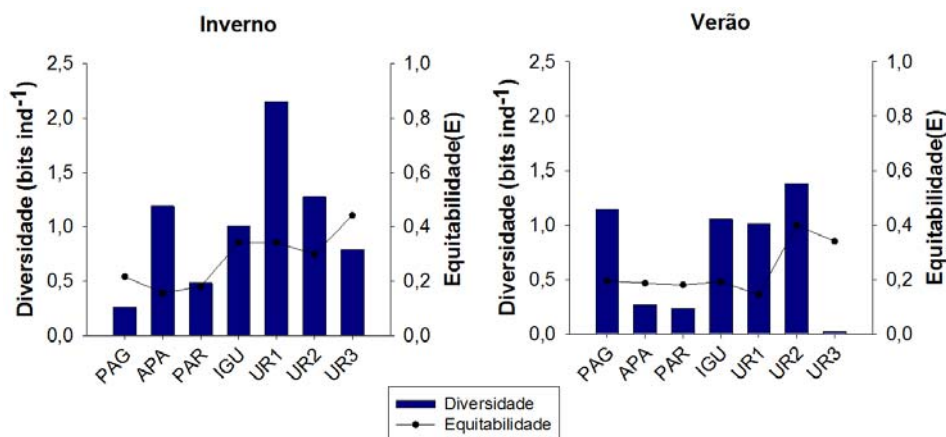


Essa condição de dominância de um ou mais táxons nas comunidades locais refletiu-se nos baixos valores de equitabilidade (abaixo de 0,45) encontrados em todos os pontos de amostragem nos períodos de inverno e verão.

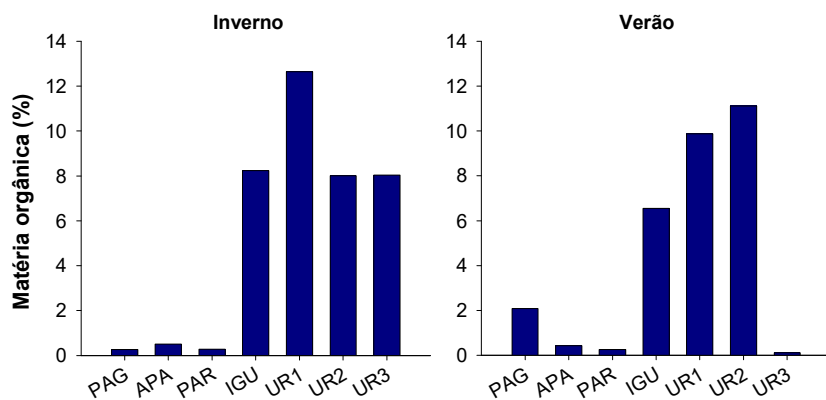
Os valores do índice de diversidade de Shannon-Wiener foram maiores no ponto de amostragem UR1 (2,07 bits ind<sup>-1</sup>), seguido do ponto UR2 (1,27 bit ind<sup>-1</sup>) e rio Apa (1,19 bit ind<sup>-1</sup>) no período de inverno. No verão, a diversidade foi mais elevada no ponto UR2 (1,38 bit ind<sup>-1</sup>), rio Paraguai (1,14 bit ind<sup>-1</sup>), Iguazu (1,05 bit ind<sup>-1</sup>) e UR1 (1,01 bit ind<sup>-1</sup>). Na Figura 30 estão representados graficamente os resultados dos índices de diversidade e equitabilidade.

Com relação às características do sedimento, observa-se que o teor de matéria orgânica (Figura 31) foi maior nos rios Iguazu e Uruguai, com redução no ponto UR3 no verão.

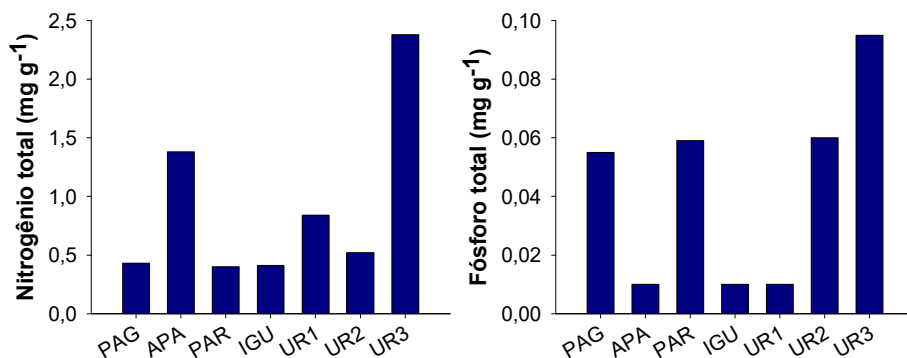
As concentrações de nitrogênio e fósforo total no sedimento foram avaliadas apenas no período de inverno. Os pontos de amostragem UR3, Apa e UR1 apresentaram os maiores valores de nitrogênio total (respectivamente, 2,38; 1,38; e 0,84 mg g<sup>-1</sup>). Os menores valores foram observados no rio Paraná (0,40 mg g<sup>-1</sup>), rio Iguazu (0,41 mg g<sup>-1</sup>) e Paraguai (0,43 mg g<sup>-1</sup>). No caso do fósforo total, os valores variaram entre < 0,01 mg g<sup>-1</sup> (rios Apa, Iguazu e ponto UR1) e 0,095 mg g<sup>-1</sup> (ponto UR3). A Figura 32 representa a concentração dos nutrientes nos pontos de amostragem durante o inverno.



**Figura 30** Variação da diversidade e equitabilidade dos macroinvertebrados bentônicos encontrados nos rios Paraguai, Apa, Paraná, Iguazu e Uruguai nos períodos de inverno e verão.

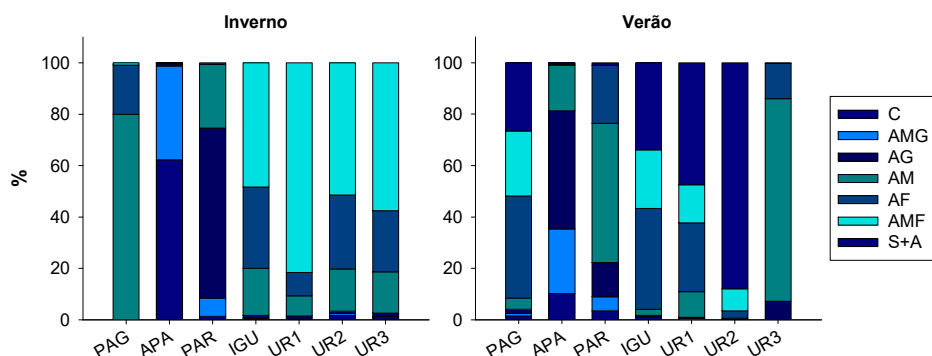


**Figura 31** Variação da porcentagem de matéria orgânica encontrada nos rios Paraguai, Apa, Paraná, Iguaçu e Uruguai nos períodos de inverno e verão.



**Figura 32** Variação da concentração de nitrogênio e fósforo encontrada no sedimento dos rios Paraguai, Apa, Paraná, Iguaçu e Uruguai durante o inverno. Notar variação nas escalas.

O ensaio granulométrico mostrou não haver muita diferença no sedimento entre os períodos de inverno e verão. Predominaram frações de areia grossa a média no rio Apa, frações de areia média e fina nos rios Paraná e frações de areia fina, muito fina, silte e argila nos rios Paraguai, Iguaçu e Uruguai (Figura 33).



**Figura 33** Composição granulométrica do sedimento (% frações) nos rios Paraguai, Apa, Paraná, Iguçu e Uruguai durante os períodos de inverno e verão (C = cascalho; AMG = areia muito grossa; AG = areia grossa; AM = areia média; AF = areia muito fina; S+A = silte e argila).

### Potencialidade do uso como bioindicador

Os macroinvertebrados bentônicos estão entre os organismos mais utilizados como indicadores biológicos da qualidade dos ecossistemas aquáticos (Callisto et al., 2001; Ligeiro et al., 2013). Isso se deve, principalmente, à tolerância diferenciada dos organismos às condições ambientais (Resh & Jackson, 1993; Norris & Thoms, 1999). Diferentes grupos de organismos bentônicos apresentam níveis variados de tolerância às adversidades do meio, sendo classificados como sensíveis, tolerantes e resistentes.

Entretanto, não somente sua sensibilidade os caracteriza como bons indicadores, mas também sua baixa mobilidade, sua elevada abundância nos ecossistemas aquáticos, o ciclo de vida relativamente longo (comparados ao plâncton, por exemplo) e por serem animais fáceis de coletar com equipamentos simples e baratos (Rosenberg & Resh, 1993; Monteiro et al., 2008).

Neste estudo, o uso dos macroinvertebrados bentônicos mostrou diferenças consideráveis entre os pontos e períodos de amostragem. No inverno, observou-se a ocorrência de organismos dos grupos tolerantes (Heteroptera, Coleoptera e Odonata) e sensíveis (Ephemeroptera, Trichoptera e *Aegla* sp) nos rios Apa e Uruguai, mais especificamente no ponto de amostragem UR1. Tal fato, associado à elevada riqueza e diversidade encontrada nesses locais, sustentaria a ideia de que os mesmos talvez apresentem melhores condições ambientais quando comparados aos demais.

No verão, por sua vez, registramos, no rio Paraná, a presença do Turbellaria *Temnocephala*, parasita de *Aegla* (sensível). No rio Paraguai, Iguçu e no ponto UR1 foram encontrados efemerópteros e tricópteros (sensíveis). No rio Apa

observou-se coleópteros (tolerantes), e nos demais pontos de amostragem do rio Uruguai (UR2 e UR3), quironomídeos e oligoquetos (resistentes). No entanto, não há correlação clara entre a composição da comunidade bentônica e os resultados da aplicação dos índices de qualidade de água. Por exemplo, durante o verão, os rios Paraguai, Apa e Uruguai (UR1) foram classificados como detentores de águas com qualidade regular, nas quais não se esperaria encontrar organismos sensíveis.

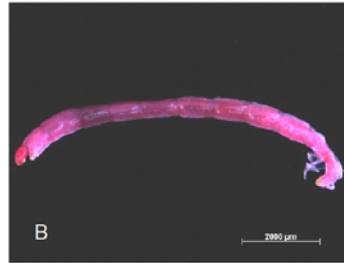
O uso de índices de qualidade de água pode ter eficiência limitada, já que os mesmos utilizam parâmetros que refletem a condição momentânea do corpo d'água. Porém, vale ressaltar que a identificação realizada no nível de grandes grupos, como classe, ordem e família, também pode ser parcial. Isso porque em um mesmo grupo taxonômico podem existir tanto gêneros/espécies sensíveis como tolerantes às adversidades do meio.

Dessa forma, monitoramentos que invistam na identificação dos organismos com maior resolução taxonômica (gênero ou espécie) poderão trazer novas informações sobre a qualidade dos rios amostrados. Para obtenção de um indicador comum aos rios da bacia do Prata, talvez seja interessante discriminar melhor, taxonomicamente, o grupo Oligochaeta, que ocorreu em todos os pontos de amostragem. Esses animais podem se distribuir amplamente por sedimentos profundos de rios e reservatórios de grande porte (Jorcin & Nogueira, 2008).

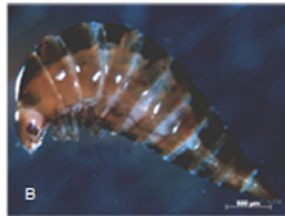
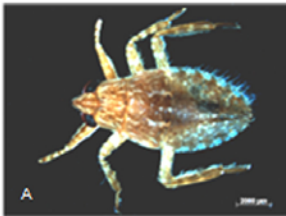
No ponto UR3, que apresentou as maiores concentrações de nitrogênio e fósforo, foram observados os menores valores de riqueza e diversidade. Nesse local, somente os Oligochaeta foram encontrados durante a amostragem de verão.

A seguir, imagens ilustrativas dos grupos de macroinvertebrados bentônicos encontrados nos pontos de amostragem e suas respectivas classificações, segundo seus níveis de tolerância às adversidades do meio.

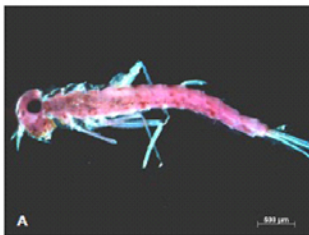
### Resistentes



### Tolerantes



### Sensíveis



**Organismos resistentes:** A) Oligochaeta; B) Chironomidae. **Organismos tolerantes:** A) Heteroptera; B) Coleoptera; C) Odonata. **Organismos sensíveis:** A) Ephemeroptera; B) Trichoptera; C) *Aegla* (foto cedida pelo Professor Sandro Santos, da Universidade Federal de Santa Maria).

## Considerações finais

Marcos Gomes Nogueira & Danilo Augusto de Oliveira Naliato

A qualidade da avaliação ambiental dos corpos d'água pode ser potencializada por meio da associação dos métodos considerados tradicionais (físico-químicos), os quais avaliam o tipo e a intensidade dos fatores no ambiente, com a análise biológica, a qual fornece os efeitos cumulativos dos estressores sobre a comunidade dos seres vivos (Buss et al., 2003). Os organismos integram tempo e espaço de forma mais conservativa que as variáveis físicas e químicas, e a incorporação de informações sobre a biota aquática nos programas de monitoramento dos recursos hídricos é uma estratégia necessária para fins de alinhamento com as iniciativas internacionais mais avançadas.

No presente estudo buscou-se fazer uma caracterização integrada, físico-química e biológica, de uma seleção de trechos fluviais transfronteiriços da bacia do rio da Prata. Mesmo considerando o caráter experimental do trabalho e a limitação dos dados, em função da pequena representatividade (espaço-temporal) amostral, os resultados permitem fazer algumas considerações no sentido de se estabelecer um protocolo mínimo de biomonitoramento que possa ser implementado, de forma padronizada, pelos cinco países que compartilham seus territórios nessa bacia hidrográfica.

- ◆ A determinação simultânea das variáveis abióticas básicas, tais como temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade, pH, transparência da água, turbidez, sólidos totais e particulados, nitrogênio e fósforo, é de extrema importância para a caracterização geral do ambiente. O conhecimento dessas variáveis também é fundamental para a interpretação da estrutura das comunidades bióticas, além de ser imprescindível para a aplicação dos índices ambientais. O mesmo serve para indicadores diretos e indiretos de contaminação microbiológica, coliformes termotolerantes e DBO, respectivamente. Destaca-se, para fins de programas sistemáticos de monitoramento internacional, ser fundamental quantificar algumas variáveis como nitrogênio, fósforo e sedimentos, não apenas em termos de concentração, mas também como carga transportada (qualidade e quantidade).
- ◆ A aplicação dos índices ambientais selecionados neste estudo, bem como a busca por outros utilizados internacionalmente, adiciona informação de qualidade, ampliando o diagnóstico e a possibilidade de comunicação pública e multissetorial, sendo, portanto, relevante em programas de monitoramento dos recursos hídricos compartilhados entre países.

- ◆ Com a utilização do IQA (Índice de Qualidade das Águas) foi possível avaliar diferenças espaciais e, principalmente, temporais na qualidade da água. As condições encontradas no inverno foram nitidamente melhores. Os parâmetros utilizados no cálculo do IQA são sensíveis principalmente aos indicadores de eutrofização, como nutrientes e clorofila.
- ◆ O IVA (Índice de Qualidade de Água para a Proteção da Vida Aquática) leva em consideração a presença e concentração de contaminantes químicos tóxicos, seu efeito sobre os organismos aquáticos (toxicidade) e duas das variáveis tidas como essenciais para a biota (pH e oxigênio dissolvido), além de levar em conta o grau de trofia do ambiente. Este índice apresenta vantagens, já que analisa parâmetros relacionados com a presença de substâncias tóxicas (e.g., metais pesados, pesticidas, compostos orgânicos), possibilitando discriminação mais detalhada entre as categorias de qualidade, se comparado ao IQA. Infelizmente, não havia disponibilidade de dados para cálculo do IVA referente ao verão. Contudo, é importante ressaltar que um maior número de testes para toxicidade aguda deu positivo ao se utilizarem amostras coletadas no verão.
- ◆ Por meio do estudo dos atributos ecológicos (riqueza, abundância, dominância, equitabilidade e diversidade) das comunidades aquáticas foi possível abarcar a grande amplitude de condições ambientais presentes na bacia e seus efeitos potenciais sobre a biota aquática. As indicações mais consistentes estiveram relacionadas com o fitoplâncton e os zoobentos. No caso do fitoplâncton, a maior riqueza de Bacillariophyceae e a maior abundância de Cryptophyceae seguem o padrão típico observado para sistemas lóticos ou semilóticos (reservatórios a fio d'água). A presença limitada de cianobactérias, passíveis de apresentar toxicidade, é um bom indicador da ausência de processos de eutrofização. Outro dado importante foi a presença do táxon *Ceratium furcoides*, uma espécie invasora e que em altas densidades pode levar a um processo de homegeneização biológica. Para os macroinvertebrados bentônicos houve diferença espacial e temporal considerável em termos de diversidade, abundância e dominância de organismos. Às condições de menor qualidade de habitat, como altas concentrações de nutrientes (N e P) nos sedimentos, foram encontradas menor riqueza (apenas Oligochaeta, Chironomidae e Ceratopogonidae) e diversidade, bem como ampla dominância dos Oligochaeta. Quanto ao zooplâncton, embora se tenha identificado diferenças nos atributos ecológicos entre os distintos pontos e períodos de coleta, a influência de fatores físicos naturais, como a alta velocidade de correnteza, parece prevalecer. Isto dificulta o estabelecimento de uma comunidade verdadeiramente planctônica no canal central do rio (baixa riqueza, abundância),

prejudicando a avaliação do seu potencial como bioindicador. A grande abundância de indivíduos da espécie exótica *Limnoperna fortunei* (mexilhão-dourado), em alguns pontos de coleta, pode ser considerada como um possível bioindicador de degradação da qualidade ambiental dos corpos d'água, uma vez que pode levar a um processo de homogeneização biológica.



## Referências Bibliográficas

- ABNT. (2004). *NBR 12713 – Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com Daphnia spp (Crustacea, Cladocera)*. ABNT, Rio de Janeiro. 12 pp.
- ABNT. (2005). *NBR 13373 – Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica – Método de ensaio com Ceriodaphnia spp (Crustacea, Cladocera)*. ABNT, Rio de Janeiro. 12 pp.
- Adams, W. J. (1995). Aquatic Toxicology Testing Methods. In: Hoffman, D. J., Rattner, B. A., Burton Jr., G. A. & Cairns Jr, J. (Eds). *Handbook of ecotoxicology*. Lewis Publishers, Boca Raton. p. 25-46.
- APHA. (2005) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, Washington DC.
- APHA, AWWA & WEF (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21th Edition, Washington DC.
- Barbour, M. T., Stribling, J. B. & Karr, J. R. (1995). The multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. In: W. S Davis & T. P. Simon (Eds). *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making*. Lewis Publishers, Boca Raton. p. 63-80.
- Bazán, J. M. & Arraga, E. (1993). El Rio de la Plata, un sistema fluvio-marítimo frágil? In: Acercamiento a una definición de la calidad de sus aguas. In: A. Boltovskoy & H. Lopez (Eds). *Conferencias de Limnología – Instituto de Limnología Dr. R. Ringuelet, La Plata*. p. 71-82.
- Berri, G. S., Ghiotto, M. A. & García, N. O. (2002). The influence of ENSO in the flows of the Upper Paraná River of South America over the past 100 years. *J. Hydromet.* **3**, 57-65.
- Bispo, P. C., Oliveira, L. G., Bini, L. M. & Sousa, K. G. (2006). Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immature. *Brazilian Journal of Biology.* **66 (2b)**, 611-622.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H. & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology.* **51**, 495-523.
- Bonetto, A. A. (1993). Metodologías en la investigación de los grandes ríos sudamericanos. In: A. Boltovskoy & H. Lopez (Eds). *Conferencias de Limnología*. Instituto de Limnología Dr. R. Ringuelet, La Plata. p. 53-69.
- Burton, G. L. & Macpherson, C. (1994). Sediment toxicity testing issue and methods. In: Hoffman, D. J., Rattner, B. A., Burton, G. A. & Cairn Jr, J. (Eds). *Handbook of ecotoxicology*. Lewis Publishers, Boca Raton. p. 70-103.
- Buss, D. F., Baptista, D. F. & Nessimian, J. F. (2003). Bases conceituais para aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade das águas de rios. *Cadernos de Saúde Pública.* **19**, 465-473.
- Buss, F. D., Oliveira, R. B. & Baptista, D. F. (2008). Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. *Oecologia. Brasiliensis.* **12**, 339-345.
- Calheiros, D. & Oliveira, M. D. (2011). O rio Paraguai e sua planície de inundação. *Ciência & Cultura.* **41**, 113-130.

- Callisto, M., Moretti, M. & Goulart, M. (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. **6** (1), 71-82.
- Callisto, M., Alves, C. B. M., Lopes, J. M. & Castro, M. A. (2014). *Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos*. Série peixe Vivo. Companhia Energética de Minas Gerais (Cemig). Belo Horizonte. Rona Editora. 261pp.
- CETESB (2009). *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*. São Paulo, SP. Série Relatórios. Apêndice B. 29 pp.
- Cole, G. A. (1979) *Textbook of limnology*. 2nd. ed. Saint Louis. The C.V. Mosby Company. 426pp.
- Cunha, D. G. F., Calijuri, M. C. & Lamparelli, M. C. (2013). A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs. *Ecological Engineering*. **60**, 126-134.
- Cuya, D. G. P., Brandimarte, L., Popescu, I., Alterach, J. & Peviani, M. (2013). A GIS-based assessment of maximum potential hydropower production in La Plata. basin under global changes. *Renewable Energy*. **50**, 103-114.
- Depetris, P. J. (2007). The Paraná River under extreme flooding: a hydrological and hydro-geochemical insight. *Interciencia*. **32**, 656-662.
- Espíndola, E. L. G., Brigante, J. & Dornfeld, C. B. (2003). Estudos ecotoxicológicos no rio Mogi-Guaçu. In: J. Brigante & E. L. G. Espíndola (Eds). *Limnologia fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu*. RiMa, São Carlos. p. 129-148.
- Esteves, F. A. (1998). *Fundamentos de limnologia*. Interciência, Rio de Janeiro. 575 pp.
- Ferdous, Z. & MuktaDir, A. K. M. (2009). Potentiality of Zooplankton as Bioindicator. *American Journal of Applied Science*. **6**, 1815-1819.
- Ferrareze, M. & Nogueira, M.G. (2011). Importance of lateral lagoons for the zooplankton assemblages (Cladocera and Copepoda) in a large tropical reservoir. *Oecologia Brasiliensis*. **15**, 522-536.
- Hart, R. C. (1992). Experimental studies of food and suspended sediment effects on growth and reproduction of six planktonic cladocerans. *Journal of Plankton Research*. **14**, 1425-1448.
- Huszar, V. L. M., Werneck, A. M. & Esteves, F. A. (1994). Dinâmica nictemeral (48h) da comunidade fitoplanctônica em relação aos principais fatores abióticos na Lagoa Juparanã, Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*. **54** (1), 111-134.
- Jack, J. D., Fang, W. & Thorp, J. H. (2006). Vertical, lateral and longitudinal movement of zooplankton in a large river. *Freshwater Biology*. **51**, 1646-1654.
- Johnson, R. K., Wiederholm, T. & Rosenberg, D. M. (1993). Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. (Eds). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York. p. 40-158.
- Jorcin, A. & Nogueira, M. G. (2008). Benthic macroinvertebrates in the Paranapanema reservoir cascade (southeast Brazil). *Brazilian Journal of Biology*. **68** (4, Suppl.), 1013-1024.
- Karr, J. R. (2006). Seven Foundations of Biological Monitoring and Assessment. *Biologia Ambientale*. **20** (2), 7-18.

- Kirk, K. L. (1991). Inorganic particles alter competition in grazing plankton: the role of selective feeding. *Ecology*. **72**, 915-923.
- Lansac-Tôha, F. A., Bonecker, C. C., Velho, L.F.M., Simões, N. R., Dias, J. D., Alves, G. M. & Takahashi, E. M. (2009). Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. *Brazilian Journal of Biology*. **69**, 539-549.
- Ligeiro, R., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Macedo, D. R., Firmiano, K. R., Ferreira, W. R., Oliveira, D., Melo, A. S. & Callisto, M. (2013). Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecological Indicators*. **25**, 45-57.
- Lund, J. W. G., Kipling, C. & Lecren, E. D. (1958). The inverted microscope method of estimating algal number and statistical bases of estimating by counting. *Hydrobiologia*. **11**, 143-170.
- Maltchik, L. & Medeiros, E. S. (2001). Does hydrological stability influence biodiversity and community stability? A theoretical model for lotic ecosystem from Brazilian semiarid region. *Ciência e Cultura*. **53**, 44-48.
- Mackereth, F. I. H., Heron, J. & Talling, J. F. (1978). *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association, London. 120pp.
- Margalef, R. (1983). *Limnologia*. Omega, Barcelona, 1010pp.
- Matsuura, P., Perbiche-Neves, G., Ferreira, R. A. R. & Nogueira, M. G. (2015). Changes in the phytoplankton structure downstream a large reservoir: effects of tributaries on the assemblages attributes. *Biologia (Bratislava)*. **70**, 1-8.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). (2008). *Programa Monitor: Diretório das Instituições que Realizam Monitoramento Ambiental*. Brasília: MMA.
- Monteiro, T. R., Oliveira, L. G. & Godoy, B. S. (2008). Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP' à bacia do rio Meia Monte-GO. *Oecologia Brasiliensis*. **12 (3)**, 553-563.
- Mugni, H., Jergentz, S., Schulz, R. Maine, A. & Bonetto, C. (2005). Phosphate and nitrogen compounds in streams of Pampean Plain areas under intensive cultivation (Buenos Aires, Argentina). In: L. Serrano, L. & Golterman, H. L. (Eds). *Phosphates in Sediments*. Backhuys Publishers, The Netherlands. p. 163-170.
- Nogueira, M.G., Jorcín A., Vianna, N.C. & Britto Y.C. (2006). Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos): Um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). In: M.G. Nogueira, R. Henry & A. Jorcín, (Eds.). *Ecologia de reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. RiMa, São Carlos. p. 183-125.
- Nogueira, M. G., Oliveira, P. R. C. & Britto, Y. T. (2008). Zooplankton assemblages (Copepoda and Cladocera) in a cascade of reservoirs of a large tropical river (SE Brazil). *Limnetica*. **27**, 151-170.
- Nogueira, M. G., Ferrareze, M., Moreira, M. L. & Gouvêa, R. M. (2010). Phytoplankton assemblages in a reservoir cascade of a large tropical-subtropical river (SE, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*. **70**, 781-793.
- Nogueira, M. G., Pomari, J., Ferreira, R. A. R., Pessotto, M. A. & Vianna, N. C. (2014). A represa de Jurumirim como um sistema espacialmente complexo - limnologia,

- qualidade de água, comunidade fitoplanctônica em uma abordagem inter-década. In: Henry, R. (Ed.). *Represa de Jurumirim: Ecologia, Modelagem e Aspectos Sociais*. Holos, Ribeirão Preto. p. 139-153.
- Norris, R. H. & Thoms, M. C. (1999). What is river health? *Freshwater Biology*. **41**, 197-209.
- Pace, M. L. & Orcutt Jr, J.D. (1981). The relative importance of protozoans, rotifers and crustaceans in a freshwater zooplankton community. *Limnology and Oceanography*. **26**, 822-830.
- Perbiche-Neves, G., Ferreira, R. A. R. & Nogueira, M. G. (2011). Phytoplankton structure in two contrasting cascade reservoirs (Paranapanema River, Southeast Brazil). *Biologia Section Botany*. **66 (6)**, 967-976.
- Perbiche-Neves, G. & Nogueira, M. G. (2010). Multi-dimensional effects on Cladoceran (Crustacea, Anomopoda) assemblages in two cascade reservoirs in Southeast Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*. **15**, 139-152.
- Perbiche-Neves, G. & Nogueira, M. G. (2013). Reservoir design and operation: effects on aquatic biota - a case study of planktonic copepods. *Hydrobiologia*. **707**, 187-198.
- Portinho, J. L., Perbiche-Neves, G. & Nogueira, M. G. (2016). Zooplankton assemblages and tributary effects in free-flowing section downstream a large tropical reservoir. *International Review of Hydrobiology*. **100**, 1-9.
- Reckendorfer, W., Keckeis, H., Winkler, G. & Schiemer, F. (1999). Zooplankton abundance in the River Danube, Austria: the significance of inshore retention. *Freshwater Biology*. **41**, 583-591.
- Resh, V. H. & Jackson, J. K. (1993). Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. (Eds). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York. p. 195-233.
- Richardson, W. B. (1992). Microcrustacea in flowing water: experimental analysis of washout times and a field test. *Freshwater Biology*. **28**, 217-230.
- Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. (1993). Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. (Eds). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York. p. 1-9.
- Sartori, L. P., M. G. Nogueira, R. Henry & E. M. Moretto. (2009). Zooplankton fluctuations in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil): a three-year study. *Brazilian Journal of Biology*. **69 (1)**, 1-18.
- Schiemer, F., Keckeis, H., Reckendorfer, W. & Winkler, G. (2001). The 'inshore retention concept' and its significance for large rivers. *Large Rivers*. **12**, 509-516.
- Silva, C.A., Train, S. & Rodrigues, L.C. (2005). Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system. *Hydrobiologia*. **537**, 99-109.
- Silva, L. C., Leone, I. C., Santos-Wisniewski, M. J., Peret, A. C. & Rocha, O. (2012). Invasion of the dinoflagellate *Ceratium furcoides* and its relation to environmental variables. *Biota Neotropica*. **12 (2)**, 93-100.
- Soares, M. C. S., Huszar, V. L. M. & Roland, F. (2007). Phytoplankton dynamics in two tropical rivers with different degrees of human impact (Southeast Brazil). *River research and applications*. **23**, 698-714.

- Strickland, J. D. & Parsons, T. R. (1960). A manual of sea water analysis. *Bull. Fish. Res. Bel. Can.* **125**, 1-185.
- Suguió, K. (1973). *Introdução à Sedimentologia*. São Paulo: Edgard Blucher. 317pp.
- Suriani, A. L., França, R. S. & Rocha, O. (2007). A malacofauna bentônica das represas do médio rio Tietê (São Paulo, Brasil) e uma avaliação ecológica das espécies exóticas invasoras, *Melanoïdes tuberculata* (Müller) e *Corbicula fluminea* (Müller). *Revista Brasileira de Zoologia*. **24** (1), 21-32.
- Talling, J. F. & Driver, D. (1963). Some problems in the estimation of chlorophyll a in phytoplankton. *Proceedings, Conference of primary productivity measurements in marine and freshwater*. USAEE, Hawaii. p. 142-146
- Toledo Jr. A. P.; Talarico, M.; Chinez, S. J. & Agudo, E. G. (1983). A aplicação de modelos simplificados para a avaliação e processo de eutrofização em lagos e reservatório tropicais. *Anais do 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária*. p. 1-34.
- Tucci, C. E. M. & Clarke, R. T. (1998). Environmental issues in the La Plata basin. *Water Resources Development*. **14**, 157-173.
- Tucci, C. E. M. (2004). Visão de Recursos Hídricos da bacia do rio da Prata. GEF/CIC/OEA. 220pp.
- Tundisi, J. G. (1994). Tropical South America: present and perspectives. In: Margalef, R. (Ed.) *Limnology now: a paradigm of planetary problems*. Elsevier Science B, Amsterdam. p. 353-424.
- Tundisi, J. G. (2003). *Água no século XXI: enfrentando a escassez*. RiMa, São Carlos. 248 pp.
- Viroux, L. (1997). Zooplankton developments in two large lowland rivers, the Moselle (France) and the Mouse (Belgium), in 1993. *Journal of Plankton Research*. **19**, 1743-1762.
- Viroux, L. (2002). Seasonal and longitudinal aspects of micro-crustacean (Cladocera, Copepoda) dynamics in a lowland river. *Journal of Plankton Research*. **24**, 281-292.
- Washington, H. G. (1984). Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*. **18**, 653-694.
- Zagatto, P. A., Lorenzetti, M. L., Lamparelli, M. C., Salvador, M. E., Menegon, Jr, N. & Bertoletti, E. (1999). Aperfeiçoamento de um índice de qualidade de águas. *Acta Limnol. Bras.* **11** (2), 111-126.

# *Agradecimentos*

Ao Coordenador do Programa MARCO no Brasil, *Julio Thadeu Silva Kettelhut* (Secretaria de Recursos Hídricos e Ambientes Urbanos do Ministério do Meio Ambiente – SRHU/MMA), pela confiança e incentivo; a *Aureliano Cesar Martins Silva*, Assistente da Coordenação do Programa MARCO no Brasil, pelo pronto atendimento de todas as nossas demandas; a *Maurrem Ramon Vieira* (Agência Nacional de Águas – ANA), ponto focal pelo Brasil do Grupo de Trabalho Gestão de Ecossistemas e Gestão da Qualidade de Água e Contaminação do Programa MARCO, pela parceria nesta empreitada; a *José Vieira Querobim* (Agência Nacional de Águas – ANA), pelo auxílio nos trabalhos de campo; e ao Professor *José Galizia Tundisi* (Instituto Internacional de Ecologia – IIE), pela indicação inicial que permitiu a aproximação profissional do primeiro autor deste livro junto ao Programa MARCO.





A abordagem de biomonitoramento relatada neste livro é de extrema importância, atual e estratégica, devendo representar incentivo de inovação em estudos de Avaliação de Qualidade Ambiental por equipes de pesquisa multidisciplinares internacionais. Esta abordagem biológica foi criteriosamente realizada por meio de análises das comunidades de fitoplâncton, zooplâncton e de macroinvertebrados bentônicos, além de testes ecotoxicológicos na água e sedimento e quantificação de coliformes termotolerantes, buscando avaliar condições de qualidade de grandes rios na bacia do Prata.

Este livro é ricamente ilustrado, com diagramação elegante e que concilia excelente conteúdo de qualidade técnico-científica com informações claras e disponíveis ao leitor sobre condições ambientais dessa bacia hidrográfica. Aos leitores é passada a mensagem precisa de que os estudos de avaliação ambiental devem, necessariamente, conciliar mensurações de condições físicas e químicas de qualidade de água e sedimentos com estudos biológicos, pois a diversidade de espécies de comunidades aquáticas oferece informações de tudo o que acontece na bacia hidrográfica, incluindo as alterações nos usos da terra por atividades antrópicas.

O desafio inicial foi alcançado. Agora, essas informações poderão subsidiar o processo de implantação de um programa efetivo de monitoramento dos recursos hídricos compartilhados da bacia do Prata.

