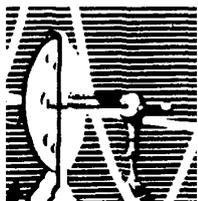


Maria Isabel de Almeida Rocha

**AVALIAÇÃO DE FATORES QUE CONTRIBUEM PARA A
DOMINÂNCIA DE CIANOBACTÉRIAS NO RESERVATÓRIO
DO FUNIL E PROPOSIÇÃO DE MEDIDAS PARA A MELHORIA
DA QUALIDADE DA ÁGUA**

TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA À
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE
JANEIRO VISANDO A OBTENÇÃO DO
GRAU DE DOUTOR EM CIÊNCIAS
BIOLÓGICAS (BIOFÍSICA)



**Universidade Federal do Rio de Janeiro
Centro de Ciências da Saúde
Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho
2012**

MARIA ISABEL DE ALMEIDA ROCHA

**AVALIAÇÃO DE FATORES QUE CONTRIBUEM PARA A
DOMINÂNCIA DE CIANOBACTÉRIAS NO RESERVATÓRIO DO FUNIL
E PROPOSIÇÃO DE MEDIDAS PARA A MELHORIA DA QUALIDADE
DE ÁGUA**

Tese de doutorado submetida à Universidade Federal
do Rio de Janeiro visando a obtenção do grau de
doutor em ciências biológicas (biofísica).

Orientadora: Dra. Sandra Maria Feliciano de Oliveira e Azevedo

Coorientadora: Dra. Christina Wyss Castelo Branco

Universidade Federal do Rio de Janeiro

Centro de Ciências da Saúde

Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho

2012

Rocha, Maria Isabel de Almeida

Avaliação de fatores que contribuem para a dominância de cianobactérias no Reservatório do Funil e proposição de medidas para a melhoria da qualidade da água / Maria Isabel de Almeida Rocha. Rio de Janeiro, 2012.

xiv + 143 p.

Tese de doutorado – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho / Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biofísica).

2012

Orientadora: Dra. Sandra Maria F. de Oliveira e Azevedo

Coorientadora: Dra. Christina Wyss Castelo Branco

1. Eutrofização. 2. Cianobactérias. 3. Fitoplâncton. 4. Bacia Hidrográfica. 5. Rio Paraíba do Sul.
I. Azevedo, Sandra Maria Feliciano de Oliveira. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biofísica). III. Título.

MARIA ISABEL DE ALMEIDA ROCHA

Avaliação de fatores que contribuem para a dominância de cianobactérias no Reservatório do Funil e proposição de medidas para a melhoria da qualidade da água.

Rio de Janeiro, 31 de julho de 2012.

Aprovada por:

Profa. Vera Lucia de Moraes Huszar

Prof. Reinaldo Luiz Bozelli

Prof. Olaf Malm

Prof. Jean Remy Davée Guimarães (revisor)

Profa. Christina Wyss Castelo Branco (co-orientadora)

Profa. Sandra Maria Feliciano de Oliveira e Azevedo (orientadora)

AGRADECIMENTOS

"O valor das coisas não está no tempo em que elas duram, mas na intensidade com que acontecem. Por isso existem momentos inesquecíveis, coisas inexplicáveis e pessoas incomparáveis". (Fernando Pessoa)

Esses anos de grande aprendizado no doutorado devem ser agradecidos, compartilhados e comemorados. Tudo foi válido, mesmo quando nada parecia dar certo. Gostaria aqui de deixar por escrito meus sinceros agradecimentos a todos que contribuíram de alguma forma para que este trabalho ficasse pronto, mas alguns merecem um especial agradecimento:

Agradeço ao CNPq pela concessão de bolsa de estudo.

À minha orientadora, Profa. Sandra Azevedo, por ter confiado em meu potencial, me dado oportunidade de chegar até aqui e que soube, em todos os momentos, extrair o melhor de mim. Obrigada pela grande chance que me foi dada.

À minha coorientadora Profa. Christina Castelo Branco, por nunca me deixar desistir, sempre me incentivando e acreditando em mim, desde a graduação, partilhando comigo várias fases da minha vida, fatos bons ou ruins, sempre com uma palavra serena e confortante. Se eu cheguei até aqui, devo isso a você, que me permitiu iniciar um novo trabalho anos atrás, quando quase desisti de tudo e que, por fim, tive a grata oportunidade de conhecer os profissionais do LETC.

Agradeço a Furnas Centrais Elétricas, de uma maneira muito especial ao Sr. Dirceu Marzulo, que acreditou no trabalho e proporcionou suporte logístico para as coletas, oferecendo transporte e ajuda técnica.

Aos funcionários de Furnas que acompanharam as coletas: Toninho, Emerson, Admilson “Pinguim”, Marquinhos, Joaquim. Um agradecimento mais do que especial ao Toninho, barqueiro que participou de quase todas as coletas e que nos ajudava em cima das pontes do Paraíba do Sul, puxando os pesados baldes, sem nunca ter reclamado de dor ou do árduo trabalho.

Ao Sr. Celso Oliveira e ao Antonio, da Light, por me permitirem, com muita presteza, fazer coletas no Reservatório de Santa Branca.

À Marisol e sua família, do Pesqueiro Mandizeiro, em Paraibuna, que me permitiu coletas em sua propriedade, sempre pronta a ajudar.

À Profa. Valéria Magalhães, por toda sua amizade, cuidado e carinho comigo e com minha família.

À Profa. Raquel Soares, por suas contribuições em todos os momentos do doutorado, sempre presente quando necessário.

Agradeço a revisão feita pelo Prof. Jean Remy Guimarães, que por seus comentários sempre gentis me fizeram sentir muita segurança neste trabalho.

Aos meus colegas do LETC, um grupo de trabalho que realmente faz a diferença, alegres, incentivadores, amigos e colaboradores. Todos vocês, os que atualmente estão (Valéria, Raquel, Simone, Roberta Fernandes, Carolina, Beta, Rodrigo, Iamê, Ramon, Barbara, Pedro, Priscila, Elis, Rosane, Roberta, Ricardo, Daniel, Fernanda, Adriana, Lorena, Cesar, Ana Svoboda, D. Mirian, Luciane) e os que por lá estiveram durante minha trajetória (Ana Claudia, Ana Lucia, Aloysio, Ronaldo, Jobson, João, Rafael, Laís, Luana), foram importantes, de alguma forma, para minha formação e crescimento.

À Iamê Alves Guedes, a quem eu deveria ensinar na condição de orientadora de iniciação científica, mas quem muito me ensinou. Sua ajuda foi fundamental, desde as coletas, a montagem do experimento até as discussões de resultados. Obrigada por tudo, Iamê, você vai longe, tenho certeza, por toda sua responsabilidade, maturidade e sabedoria.

Ao Ricardo Frederico Guedes de Souza, companheiro de coletas e companheiro de todas as horas no laboratório. Obrigada por tudo, meu amigo, você é muito precioso.

Ao Ramon de Souza Lima, um colega de trabalho mais que perfeito, por toda sua organização, trabalho e alegria de viver. Amigo de todas as horas, especialmente nas análises cromatográficas, transmitindo toda calma, bom humor (mesmo as 6 da manhã!!!) e organização como nunca tinha visto em um companheiro de trabalho. Obrigada pela sua presteza.

À minha querida amiga Andreia Maria A. Gomes, que muito me ensinou sobre coletas, estatística, limnologia e também sobre “coisinhas da vida”, nas deliciosas horas de cafezinho.

Agradeço à companheira de todas as horas Barbara Prestes por toda ajuda na parte química e por tantas vezes escutar minhas angústias, me consolando e secando minhas lágrimas. Obrigada pelo seu companheirismo.

À doce Maria Elisângela, minha amiga de fé, que me entende profundamente e a quem eu admiro muito como mãe e profissional que é. Obrigada por passar toda sua tranquilidade e energia em um simples abraço.

Ao meu querido amigo distante Ronaldo Leal Carneiro, por todos os seus ensinamentos desde o mestrado. Todas as minhas apresentações de aula tem um toque de Ronaldo, com quem aprendi muito. Uma amizade que foi firme desde o início e que me traz muitas saudades.

Ao Izidro de Souza, um “conhecido” de muitos anos que até há pouco tempo não conhecia em profundidade. Um doutor sem títulos, mas com a grandiosidade de um doutor. Obrigada pelas aulas de R e, principalmente, pelo grande incentivo e pelas riquíssimas discussões durante meu período na Uni-Rio.

Aos professores da química ambiental da Uni-Rio: Alcides Guarino, Samira Portugal e Elizabeth Palermo, por me acolherem e permitirem que eu utilizasse a sala dos professores, com a tranquilidade necessária para a redação da tese. Um agradecimento muito especial ao Prof. Alcides, que gentilmente me cedeu seu local de trabalho e sempre teve muito entusiasmo com meu trabalho.

Aos alunos do LAQAM e do NEL, da Uni-Rio que me acolheram, me respeitaram e me incentivaram.

À Aparecida Pinilla que me orientou na correção gramatical do texto, agradeço muito sua colaboração e verdadeiras aulas de português.

Um agradecimento muito especial a Suema Branco, que fez a identificação e contagem dos pequeníssimos, difíceis e encantadores organismos fitoplanctônicos.

À minha maravilhosa família, a quem eu devo todo o agradecimento: meus irmãos Marcelo e Cristina, por “segurarem toda a barra” quando me permitiram sair do escritório e encarar um novo desafio; minha irmã Gilda, por seu incentivo e por ser uma pessoa em que eu me espelho sempre como profissional. Aos respectivos cunhados e cunhada e, principalmente, aos meus amados sobrinhos, que me dão muita alegria, especialmente quando querem ter aulas de ciências com a tia. A Leida, que sempre se interessou por cada assunto relacionado ao meu trabalho. Obrigada família que eu amo e que é o meu suporte.

A minha mãe, Izilda de Almeida Rocha, meu exemplo de como construir uma família sólida e que, se não fosse por ela, não teria nunca chegado ao fim deste trabalho. Por ter me ajudado a criar meus filhos, cuidado deles quando estive ausente, principalmente do Pedro, que precisei deixar tantas vezes para coletas, quando ainda era um bebê.

Ao meu marido e companheiro de vida, Wellington Pereira Guerra, meu muito obrigado com todo meu amor. Sem você não teria nem começado, nem recomeçado e nem terminado...

Aos meus filhos, Bianca e Pedro, por existirem...

A Deus.

RESUMO

ROCHA, Maria Isabel de Almeida. Avaliação dos fatores que contribuem para a dominância de cianobactérias no Reservatório do Funil e proposição de medidas para a melhoria da qualidade da água. Tese (Doutorado em Ciência Biológicas/Biofísica) – Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

A perda da qualidade ambiental do Reservatório do Funil (Itatiaia-RJ) é consequência dos múltiplos impactos antrópicos que vêm ocorrendo na bacia de drenagem do Rio Paraíba do Sul, a montante do reservatório. Florações de cianobactérias são comuns e a dominância desse grupo é permanente. Este estudo teve como objetivo avaliar, através de análises de campo, quais os fatores que influenciam a dominância de cianobactérias no Reservatório do Funil e, através de estudos em microcosmos, avaliar o comportamento da comunidade fitoplanctônica a reduzidas concentrações de nutrientes. A avaliação de dados pretéritos da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul no trecho à montante do Reservatório do Funil apontou a pecuária e a deficiência no saneamento em alguns municípios do Vale do Paraíba paulista como os principais agentes causadores da perda da qualidade da água ao longo do rio e no reservatório. Os dados de campo foram obtidos em 6 coletas em períodos de chuva e de estiagem entre 2009 e 2010, em 16 pontos ao longo do rio; dos quais 10 estavam à montante do reservatório, 5 no Reservatório do Funil, e 1 à jusante do mesmo, coincidindo com as informações dos dados censitários, indicando elevadas concentrações de nutrientes na água nos pontos localizados nos municípios onde existe pouco tratamento de esgoto. A partir da cidade de Jacareí, os resultados indicaram aumento da condutividade, nitrogênio inorgânico dissolvido, ortofosfato e turbidez. As concentrações de oxigênio dissolvido e pH foram elevadas no reservatório, em virtude das florações de cianobactérias. A análise fitoplanctônica indicou elevadas densidades desses organismos no rio e no reservatório, porém com composições de comunidade diferenciadas, sendo o rio dominado por *Cyanogranis ferruginea* e o reservatório por *Dolychospermum* spp. Também foi verificado que *Sphaerocavum brasiliensi*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Eucapsis* sp. foram as espécies mais abundantes nos meses de maior temperatura no reservatório, quando *Microcystis* spp. estiveram em densidades reduzidas. A elevada temperatura associada ao aumento da turbidez e da pluviosidade aumentou a densidade e a riqueza da comunidade zooplanctônica. Os resultados de campo demonstraram que um sinergismo entre temperatura, nutrientes, intensidade luminosa e hidrodinâmica são os principais responsáveis por essas florações. Os resultados do estudo experimental mostraram que a composição dessa comunidade foi alterada ao final do período amostral em todos os tratamentos. Sugere-se que a renovação de um quarto do volume da água recebida pelo Reservatório do Funil por uma de melhor qualidade seria suficiente para ocorrer a alteração na comunidade fitoplanctônica, levando a uma redução na ocorrência de florações de cianobactérias.

ABSTRACT

ROCHA, Maria Isabel de Almeida. Avaliação dos fatores que contribuem para a dominância de cianobactérias no Reservatório do Funil e proposição de medidas para a melhoria da qualidade da água. Tese (Doutorado em Ciência Biológicas/Biofísica) – Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

The loss of environmental quality of the Funil Reservoir (Itatiaia, Rio de Janeiro) is a consequence of multiple human impacts that have occurred in the watershed of the Paraíba do Sul River, upstream of the reservoir. Cyanobacterial blooms are common and its dominance is frequent in this environment. This study aimed to evaluate, through field analyzes, which factors affect the cyanobacterial dominance in the reservoir. Also, laboratory studies were done to investigate the behavior of phytoplankton community under reduced nutrient concentrations. The past data of the Paraíba do Sul watershed showed a deficiency in livestock waste treatment and sanitation in some municipalities of Paraíba Valley as the main causative agents of water quality loss along the river and reservoir. The field analysis generated 6 samples in rainy and dry seasons between 2009 and 2010, at 11 sampling points along the river, upstream of the reservoir. In this last one there were 5 sampling points. In general, high concentrations of nutrients were found where the municipalities had little sewage treatment. From Jacareí city sampling point (PS-3), the results indicated an increase in conductivity, NID, orthophosphate and turbidity. The concentrations of dissolved oxygen and pH were quite high in the reservoir, because of cyanobacterial blooms. The analysis indicated high densities of phytoplankton in the river and the reservoir in summer months, being dominated by *Cyanogranis ferruginea* in the river and *Dolychospermum* spp. at reservoir. *Sphaerocavum brasiliensis*, *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Eucapsis* sp. were more abundant in the months of higher temperature in the reservoir, when *Microcystis* spp. was in low density. High temperature associated with increased turbidity and rainfall promoted an increase in the density and richness of the zooplankton community. The experimental results showed that the community composition has been altered at the end of 30 days in all treatments. It is suggested that the replacement of a quarter of the water volume received by the Funil Reservoir with a better quality would be enough change to occur in the phytoplankton community, leading to a reduction in the occurrence of cyanobacterial blooms.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Localização e mapa do Reservatório do Funil.....15

CAPÍTULO I: Levantamento de dados censitários da Bacia do Paraíba do Sul

Figura 1: Desenho esquemático da bacia hidrográfica do Paraíba do Sul.....18

Figura 2: Diagrama esquemático do aproveitamento hidroelétrico da bacia do Paraíba do Sul.....21

Figura 3: Contribuição das principais atividades de pecuária no vale do Paraíba Paulista.....32

Figura 4: Principais atividades agrícolas nas cidades do Vale do Paraíba Paulista, por hectare.....34

CAPÍTULO II: Avaliação da qualidade da água e das comunidades planctônicas do Rio Paraíba do Sul e Reservatório do Funil

Figura 1: Vista geral da Bacia do Paraíba do Sul paulista e Reservatório do Funil, com os pontos amostrais.....50

Figura 2: Imagens dos pontos amostrais.....53

Figura 3: Variação da pluviosidade e da temperatura média do ar nos dias de coleta.....60

Figura 4: Variação das principais variáveis limnológicas nos pontos amostrais ao longo do Rio Paraíba do Sul e do Reservatório do Funil.....61

Figura 5: Variação das concentrações de nutrientes dissolvidos e fósforo total nos pontos amostrais ao longo do Rio Paraíba do Sul e do Reservatório do Funil.64

Figura 6: Variação das concentrações de clorofila-*a* nos pontos amostrais ao longo do Rio Paraíba do Sul e do Reservatório do Funil.....66

Figura 7: Variação do biovolume das classes fitoplanctônicas no Rio Paraíba do Sul e no Reservatório do Funil.....67

Figura 8: Variação do biovolume dos principais *taxa* de cianobactérias no Rio Paraíba do Sul e no Reservatório do Funil.....71

Figura 9: Comparação do biovolume do fitoplâncton total e cianobactérias totais no Rio Paraíba do Sul (a) e Reservatório do Funil (b)	73
Figura 10: Variação da densidade das classes fitoplanctônicas no Rio Paraíba do Sul e no Reservatório do Funil.....	75
Figura 11: Densidade e variação da comunidade zooplanctônica no Rio Paraíba do Sul e no Reservatório do Funil, por mês amostral.....	78
Figura 12: Análise de redundância do Rio Paraíba do Sul.....	80
Figura 13: Análise de redundância do Reservatório do Funil.....	82
Figura 14: Análise de agrupamento dos pontos amostrais no Rio Paraíba do Sul e no Reservatório do Funil.....	83

CAPÍTULO III: Avaliação da dinâmica da comunidade fitoplanctônica do Reservatório do Funil quando submetidas a reduzidas concentrações de nutrientes

Figura 1: Disposição dos balões contendo os tratamentos (a), com destaque em um dos tratamentos (b)	109
Figura 2: Variação dos valores de Temperatura da água (a), pH (b), oxigênio dissolvido (c), condutividade (d) ortofosfato (e) e nitrogênio inorgânico dissolvido (f), pelo período amostral.....	111
Figura 3: Densidade dos organismos fitoplanctônicos em cada tratamento, durante o período experimental.....	115
Figura 4: Densidade relativa dos organismos fitoplanctônicos em cada tratamento, durante o período experimental.....	116
Figura 5: Densidade de organismos zooplanctônicos avaliados no Reservatório do Funil e em Santa Branca, quando da coleta de água para montagem dos experimentos.....	117

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I: Levantamento de dados censitários da Bacia do Paraíba do Sul

Tabela 1: Dados de coleta e tratamento de esgoto nas cidades do Vale do Paraíba paulista no ano de 2009.....	24
Tabela 2: Concentrações de fósforo e nitrogênio emitidos por dia, por habitante.....	27
Tabela 3: Dados referentes à atividade de pecuária no Vale do Paraíba paulista.....	31
Tabela 4: Consumo de agrotóxico por unidade de área.....	35
Tabela 5: Número de estabelecimentos do setor industrial, em 2009 e 2010 e proporção da indústria no total de estabelecimentos por município.....	37

CAPÍTULO II: Avaliação da qualidade da água e das comunidades planctônicas do Rio Paraíba do Sul e Reservatório do Funil

Tabela 1: Pontos amostrais e respectivas coordenadas.....	50
---	----

CAPÍTULO III: Avaliação da dinâmica da comunidade fitoplanctônica do Reservatório do Funil quando submetidas a reduzidas concentrações de nutrientes

Tabela 1: Características físicas e limnológicas dos Reservatórios de Funil e Santa Branca.....	107
Tabela 2: Análise qualitativa dos organismos zooplânctônicos observados no final do período experimental, em cada tratamento.....	118

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	1
1. INTRODUÇÃO GERAL	3
1.1. Bacias Hidrográficas.....	3
1.2. Reservatórios Artificiais.....	5
1.3. Eutrofização e Cianobactérias.....	7
2. ÁREA DE ESTUDO	13
2.1. O Sistema Paraíba do Sul.....	13
2.2. O Reservatório da UHE Funil.....	14
3. OBJETIVOS	17
CAPÍTULO I: <i>Levantamento de dados censitários da Bacia do Paraíba do Sul</i>	18
CAPÍTULO II: <i>Avaliação da qualidade da água e das comunidades planctônicas do Rio Paraíba do Sul e Reservatório do Funil</i>	45
CAPÍTULO III: <i>Avaliação da dinâmica da comunidade fitoplanctônica do Reservatório do Funil quando submetidas a reduzidas concentrações de nutrientes</i>	104
4. DISCUSSÃO GERAL	130
5. CONCLUSÕES	135
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	137
7. ANEXOS	144

Lista de Símbolos e Abreviaturas

AGEVAP – Agência de bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul

ANA – Agência Nacional de Águas

CATI – Coordenadoria de Assistência Técnica Integral da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo

CBH-PS – Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul

CEIVAP – Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo

ETE – Estação de tratamento de esgoto

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica e Aplicada

NO_2^- - Nitrito

NO_3^- - Nitrato

NH_4^+ - Íon Amônio

OD – Oxigênio dissolvido

PCH – Pequena Central Hidroelétrica

PIB – Produto Interno Bruto

PNRH – Plano Nacional de Recursos Hídricos

Projeto LUPA – Levantamento censitário das unidades de Produção Agropecuária do Estado de São Paulo

PS – Paraíba do Sul

$\text{PO}_4^{=}$ - Ortofosfato (fósforo solúvel reativo)

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

SEADE – Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados

SNIS – Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento

VPP – Vale do Paraíba Paulista

UHE – Usina Hidroelétrica

PREÂMBULO

A bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, localizada em uma das áreas mais desenvolvidas do país, é de grande importância para os estados do Rio de Janeiro e de São Paulo, em virtude de suas águas atenderem às demandas para diversos usos no chamado Vale do Paraíba paulista e também ser a principal fonte de água para grande parte da população do Estado do Rio de Janeiro, incluindo a sua capital. Inserido nesse sistema, nas divisas dos Estados de São Paulo e Rio de Janeiro, encontra-se o Reservatório do Funil, importante exemplo de ambiente depreciado pela eutrofização.

Florações de cianobactérias são frequentes nesse reservatório e os fatores que promovem esse fenômeno são discutidos nesta tese, que se divide em três capítulos. O primeiro deles visa conhecer a parte paulista da bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, a montante do Reservatório do Funil, fazendo um inventário de atividades agropecuárias e industriais, assim como os dados populacionais e de saneamento. O segundo capítulo aborda um estudo de qualidade de água desde o início do trecho paulista do rio e em pontos específicos do Reservatório do Funil, reunindo as características físicas, químicas e as comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas, em períodos distintos de chuva e de estiagem. Dessa forma, objetivou-se avaliar quais os principais fatores responsáveis pelas constantes florações de cianobactérias no reservatório, e, também, quais os principais pontos críticos com relação ao aporte de nutrientes no rio, que culminam com a eutrofização do reservatório.

Sabendo-se que o Reservatório do Funil vem sofrendo florações frequentes de cianobactérias ao longo de mais de uma década e a partir dos resultados obtidos nos capítulos I e II, buscou-se compreender os efeitos sobre esse ambiente caso as águas do Rio Paraíba do Sul chegassem ao reservatório com o menor impacto antrópico possível. Surgiram então algumas perguntas a serem respondidas: i) essas cianobactérias ainda continuariam dominando no reservatório, mesmo após a redução dos nutrientes dissolvidos, em função de anos de dominância nesse ambiente? e ii) quanto a carga de nutrientes aportada deveria ser reduzida para que houvesse uma alteração na comunidade fitoplanctônica? Para responder a essas perguntas, foi elaborado um desenho experimental, buscando verificar se caso isso efetivamente ocorresse, o que aconteceria com a comunidade fitoplanctônica nesse reservatório.

A partir desses questionamentos, foi estruturada uma parte experimental (Capítulo III) que objetivou avaliar como ficaria estruturada a comunidade fitoplanctônica do Reservatório do Funil quando submetida a menores concentrações de nutrientes. Para tanto, foi utilizada como fonte de diluição a água do Reservatório de Santa Branca. Esse reservatório foi escolhido por fazer parte do sistema Paraíba do Sul, localizado à jusante da barragem de Paraibuna, trecho de formação inicial do rio e com características oligotróficas.

Por fim, esses dados foram analisados em uma discussão geral, unindo os três capítulos ora apresentados. Seguidas a essa discussão geral, estão as conclusões, que finalizam o que foi abordado em cada consideração final dos respectivos capítulos.

INTRODUÇÃO GERAL

1.1. Bacias Hidrográficas

O conceito de bacia hidrográfica refere-se a um conjunto de terras drenadas por um rio e seus afluentes, formadas nas regiões mais altas do relevo por divisores de água, onde as águas da chuva escoam superficialmente formando rios e riachos ou infiltram-se no solo para formação de nascentes e do lençol freático (Barrella, 2007 *apud* Teodoro, *et al.*, 2007). As bacias hidrográficas são sistemas abertos e dinâmicos, que recebem energia através de agentes climáticos, perdem energia através do escoamento e necessitam de um contínuo aporte de matéria orgânica (Wetzel, 2001). Estudos em bacias hidrográficas devem contemplar uma visão holística do ambiente, incluindo aspectos de morfometria, uso e ocupação do solo, características do relevo, interações biológicas e climáticas, incluindo também as propriedades naturais do solo e da água.

De acordo com Barrow (1998), bacias hidrográficas são unidades biogeofísicas com alto grau de integridade funcional. Essas bacias são consideradas sistemas homogêneos, mesmo quando passam por diferentes regiões e atividades humanas. Essa visão é aplicada à operacionalidade de cada unidade, facilitando o planejamento e gestão para a manutenção da qualidade ambiental e a busca da sustentabilidade.

Em uma bacia hidrográfica, a parte de água corrente dos rios ocupa uma porção muito pequena da área total. Apesar disso, a heterogeneidade espacial e temporal é alta, porque os compartimentos bióticos e abióticos respondem rapidamente a quaisquer eventos que possam ocorrer em sua bacia de drenagem (Wetzel, 2001).

Por isso, as características geomorfológicas e o tipo de cobertura vegetal no entorno de um rio estão diretamente relacionados ao comportamento hidrológico da bacia hidrográfica. Essas características geomorfológicas determinam o tipo de solo, sua composição iônica, declividade e, em combinação com o clima, sua cobertura vegetal (Wetzel, 2001). A vegetação e a composição do solo influenciam não apenas a quantidade de água, mas também a qualidade e a concentração de matéria orgânica que é levada a rios, riachos e lagos. Isso significa que essas características influenciam em fatores como a infiltração, o escoamento superficial e a

evaporação (Tucci & Meller, 2007). Por causa disso, a hidrologia da bacia também é fortemente influenciada por ações antrópicas.

Essa ligação entre o ecossistema aquático e terrestre é feita pela bacia de drenagem, através de movimentos das águas e materiais (Wetzel, 2001). Os processos químicos e biológicos modificam a composição do material dissolvido nesse processo de movimentação das águas. A bacia de drenagem é o que regula as características dos rios e lagos nela contidos (Naiman *et al.*, 2005).

Além dos impactos provocados pelo desmatamento, uso de fertilizantes agrícolas e pesticidas, as atividades de mineração e os desvios no rio provocam uma desestabilização em seu leito, promovendo um aumento no transporte de nutrientes e de sedimento. O represamento das águas do rio tem um efeito inverso (Jennerjahn *et al.*, 2004), visto que as elevadas temperaturas do ar e longas horas de luminosidade nos meses de verão levam à estratificação térmica desses corpos de água e, potencialmente, liberam os nutrientes biodisponíveis do sedimento anóxico (Burford & O'Donohue, 2006). As chuvas de verão também tendem a aumentar o aporte de nutrientes. Esses fatores, associados a longos tempos de residência de reservatórios, podem comprometer a qualidade da água e contribuir para a ocorrência de florações de cianobactérias neste período do ano (Leigh *et al.*, 2010).

Em toda a história da humanidade, o estabelecimento de populações sempre esteve associado a locais onde existe água em abundância e de qualidade. No entanto, torna-se difícil conciliar o uso da água para diversas finalidades e a sua preservação. Para isso, no Brasil, foi instituída a Política Nacional de Recursos Hídricos, através da Lei 9.433/97, que fornece normas para a gestão e o controle dos recursos hídricos. Essa lei objetiva assegurar a disponibilidade de água à população em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos e é através dessa legislação que a bacia hidrográfica é definida como unidade territorial para sua implementação.

As atividades agrícolas e industriais, por sua vez, continuam em constante crescimento para atender às necessidades populacionais. A agricultura se destaca como principal atividade consumidora de água, através da irrigação e, além disso, é também uma atividade que promove intenso impacto aos solos e à água, por causa do excessivo aporte de nitrogênio e fósforo através do uso de fertilizantes e agrotóxicos. De acordo com dados da ANA (2011), a irrigação utiliza

69% da água disponível, seguida da indústria, que consome 23% e das residências, com consumo de 8%.

Aproximadamente 16 milhões de pessoas são dependentes dos recursos da bacia do Paraíba do Sul, localizada na região hidrográfica do Atlântico Sudeste, conforme definido pela ANA (ANA, 2011). Com a crescente necessidade de ocupação territorial e as demandas sociais relacionadas a isso, essa população tende a aumentar, o que provoca também um aumento no uso da água, em suas diversas atividades. Dentre elas, destaca-se a demanda pelo potencial hidroelétrico do rio, com a construção de novas usinas e pequenas centrais já em andamento, que alteram o curso e a velocidade do rio e, conseqüentemente, o ecossistema estabelecido.

As principais bacias hidrográficas do Brasil tiveram seus cursos de rios regulados pela construção de reservatórios, os quais, isoladamente ou em cascata, constituem um importante impacto qualitativo e quantitativo nos principais ecossistemas de águas interiores. Além de produzir impacto inicial pela formação de ecossistemas aquáticos artificiais, os reservatórios recebem continuamente um conjunto de influências dos múltiplos usos das bacias hidrográficas. Esses impactos produzem alterações contínuas e persistentes nas condições físicas, químicas e biológicas da água (Tundisi *et al.*, 2002).

Além disso, as mudanças climáticas vêm provocando alterações nos diversos compartimentos ambientais, favorecendo a dominância de cianobactérias, conforme abordado em trabalhos recentes (Paerl & Huisman, 2008; Paerl & Paul, 2011; Paerl *et al.*, 2011 a, b). A compreensão de uma abordagem integrada entre fatores climáticos e antropogênicos constitui um importante desafio para garantir a proteção e sustentabilidade das águas (Paerl *et al.*, 2011a).

1.2. Reservatórios

Reservatórios são ambientes de transição entre rios e lagos, presentes atualmente em toda grande bacia hidrográfica brasileira. São formados para diversos fins, como geração de energia elétrica, regulação da vazão de rios, abastecimento, recreação, pesca, aquicultura, irrigação, uso industrial, entre outros. De acordo com Tundisi (2005), reservatórios são um dos componentes de três subsistemas ecológicos: a bacia hidrográfica, o reservatório propriamente e as descargas a

jusante. Operam em conjunto e dependem de interações entre cada um deles. Sua função é determinada por ações climatológicas, hidrológicas e operacionais.

As condições hidrológicas dos reservatórios variam conforme a gestão da barragem. Alterações à jusante e à montante do reservatório alteram o tempo de residência da água, afetando diretamente as variáveis limnológicas. A disponibilidade luminosa e a sedimentação aumentam no sentido rio-barragem, provocando alterações na produção primária. (Soares *et al.*, 2012).

Os impactos ambientais causados por represamentos artificiais de rios são associados ao tamanho do rio, volume, tempo de residência da água e posição geográfica (Baxter, 1977 *apud* Alcântara *et al.*, 2010). Além disso, também são observados impactos sociais e econômicos como as consequências do alagamento de uma região onde anteriormente existia um rio. Todos os usos múltiplos para os quais um determinado reservatório é construído geram alterações na qualidade da água e também interferem em sua disponibilidade (Tundisi *et al.*, 2000).

Os reservatórios criam um ambiente artificial propício ao crescimento fitoplanctônico e de demais produtores primários, principalmente por causa da estabilidade da coluna de água, atenuação de luz e tempos de residência relativamente longos. Burford *et al.*, 2007, em estudo relacionando características de bacias hidrográficas com reservatórios, indicaram que as características físicas do reservatório não devem ser ignoradas, visto que encontraram uma correlação significativa entre a razão área da bacia/volume do reservatório e a densidade fitoplanctônica. Além desses, a entrada de material alóctone de bacias hidrográficas, particularmente nutrientes, são também um importante direcionador do crescimento algal.

Além das características geofísicas e químicas, informações referentes a comunidades planctônicas são uma importante ferramenta para se entender o funcionamento do ecossistema e para o estabelecimento de políticas de manejo em lagos e reservatórios. A estrutura e dinâmica populacional de comunidades fitoplanctônicas em reservatórios sofrem a influência da precipitação, do regime de ventos e do tempo de residência da água (Barbosa *et al.*, 1995). A entrada de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, e a matéria orgânica em suspensão podem também promover mudanças importantes para a sobrevivência de organismos fitoplanctônicos. Sob esses aspectos, a comunidade fitoplanctônica é considerada indicadora confiável das condições de seu habitat.

Por outro lado, a comunidade zooplanctônica pode controlar a dinâmica da biomassa fitoplanctônica nos corpos d'água (Mohamed, 2001), influenciando a produção primária pelágica desses sistemas. Dependendo do estado trófico do reservatório, esse controle será diferenciado, com possibilidade de maior interação predador-presa, visto que em ambientes oligotróficos a diversidade de espécies é maior que em lagos eutróficos (González *et al.*, 2006).

Portanto, reservatórios são sistemas complexos e diversificados espacial e temporalmente. Os processos físicos, químicos e biológicos que interagem nesses ambientes devem ser conhecidos em profundidade para promover e desenvolver técnicas e novas abordagens para seu gerenciamento integrado, visando à melhoria da qualidade da água que o compõe.

1.3. Eutrofização e cianobactérias

O estado trófico de um ambiente, de acordo com Dodds (2006), é definido pela grande produção autotrófica ou heterotrófica em um ecossistema que pode ser qualificado como um ambiente não produtivo (oligotrófico), de produtividade mediana (mesotrófico) ou muito produtivo (eutrófico). Os fatores relacionados à produtividade de um ambiente aquático incluem a biomassa algal, as concentrações de nutrientes na coluna d'água e a transparência da água. A eutrofização ocorre quando o enriquecimento por nutrientes excede a capacidade de assimilação em um sistema (Reynolds, 1984). Esse processo pode ser natural, ocorrendo ao longo dos anos, mas a crescente urbanização, provocando o lançamento de esgoto em rios, aumenta a carga de nutrientes e reduz a concentração de oxigênio na água, contribuindo para a eutrofização artificial ou cultural. As indústrias, por sua vez, lançam seus rejeitos nos rios, muitas vezes sem o tratamento adequado, sendo também responsável por este processo, além do excesso de substâncias tóxicas. Somado a isso, a agricultura intensiva constitui fonte não pontual de entrada de nutrientes, em que o uso de fertilizantes aplicado em extensas áreas, contendo principalmente nitrogênio e fósforo e aplicados sem qualquer controle, pode ser lixiviado ou contaminar águas subterrâneas, acelerando o processo de eutrofização.

O trabalho de Rojo (1998) apresentou uma crítica às diferentes formas de utilização dos termos eutrofização, gradiente trófico e estado trófico. Para esse autor, o estado trófico pode ser como um ambiente multidimensional, cujos eixos são definidos pelas principais variáveis

independentes e não apenas como um gradiente de fertilidade. Isso porque alguns importantes fatores que elevam ou afetam o comportamento do fitoplâncton são independentes do estado trófico. O conhecimento de como cada uma dessas variáveis influencia o desempenho do fitoplâncton pode evitar correlações irreais.

Para ambientes tropicais, especialmente em reservatórios brasileiros, onde existem altas intensidades luminosas e as temperaturas no verão são bastante elevadas, as variáveis físicas, químicas e biológicas devem ser levadas em consideração e observadas em conjunto. Huszar *et al.* (2006) correlacionaram variáveis limnológicas de 192 lagos tropicais e subtropicais e indicaram os principais pontos que os diferenciam das classificações tróficas para ambientes temperados: a limitação por nitrogênio para o crescimento algal em ambientes tropicais e subtropicais não segue exatamente a um padrão e a relação existente entre fósforo total e clorofila-*a*, visto que os dados dos autores sugeriram um rendimento menor de clorofila por unidade de fósforo total do que na zona temperada. Estas duas variáveis têm sido amplamente utilizadas para graduar níveis tróficos (Vollenweider & Kerekes, 1980). A limitação por nitrogênio para o crescimento algal não explica a fraca correlação PT-Clorofila-*a* em sistemas subtropicais

O nitrogênio e o fósforo são os principais elementos limitantes que determinam a produção primária, a periodicidade e o tipo de comunidade fitoplanctônica presente em um dado ambiente (Elser & Goldman, 1991; González, 2000). O nitrogênio é um elemento essencial para os organismos. Quando em baixas concentrações, pode ser limitante à produção primária e secundária, ao crescimento de algas, microrganismos procarióticos e organismos eucariotos em ecossistemas aquáticos. As fontes de nitrogênio mais comumente encontradas na forma inorgânica são: íon amônio (mais abundante em compartimentos anaeróbicos), nitrato (forma mais abundante de nitrogênio inorgânico dissolvido e mais encontrado em compartimentos aeróbicos) ou nitrito (Esteves & Amado, 2011). Desses, os íons NO_3^- e NH_4^+ por algum tempo foram consideradas de grande importância em ecossistemas aquáticos, por serem as principais formas assimiláveis pelos organismos fitoplanctônicos. No entanto, metabolicamente, a principal forma para assimilação é através do íon amônio (NH_4^+), devido a sua utilização com menor custo energético pelos organismos (Mallet *et al.*, 1998; Esteves & Amado, 2011), uma vez que o nitrato tem que ser reduzido a amônia após sua absorção para a síntese dos aminoácidos

(Blomqvist *et al.* 1994; Schnoor, 1996; Paerl *et al.*, 2011). Entretanto, o amônio em elevadas concentrações pode ser extremamente tóxico aos peixes e a outros organismos e é uma demanda química de oxigênio adicional em ecossistemas aquáticos, via nitrificação. De forma geral, o enriquecimento por nitrogênio, frequentemente, afeta a composição de espécies, a produtividade, a dinâmica e a diversidade dos ecossistemas.

Já o fósforo, é um elemento essencial à formação da matéria orgânica, por constituir estruturas importantes do sistema biológico e participar do armazenamento e conversão de energia. Também é importante por atuar na transferência de informação genética e no metabolismo celular. Esse elemento faz parte do grupo dos nutrientes essenciais à vida e à manutenção de comunidades fitoplanctônicas (Wetzel, 2001; Esteves & Panosso, 2011).

Ao ser transportado pelos rios, o fósforo pode permanecer por algum tempo na coluna d'água ou ser depositado nos sedimentos sob diferentes formas. Por outro lado, a variabilidade das formas fosfatadas presentes no sedimento dificulta sua identificação e quantificação. A maioria do fósforo livre encontrado na água está sob a forma de fósforo inorgânico dissolvido que, por sua vez, é reciclado rapidamente. Durante o processo de lise e decomposição, a maior parte do fósforo algal se encontra na forma orgânica e é degradado por bactérias. (Wetzel, 2001).

O fósforo pode estar presente naturalmente nos ambientes aquáticos, através do intemperismo de rochas fosfáticas, chuvas e lixiviação do solo. Apesar dessa disponibilidade, as reservas naturais de fosfato estão se esgotando (Rittman *et al.*, 2011). Assim, considerando-se que esse é um elemento essencial constituinte de fertilizantes agrícolas, observa-se que existe um paradoxo: se de um lado o fósforo é considerado grande vilão da eutrofização, de outro lado existe uma escassez do elemento fósforo em ambientes agrícolas (Cordell *et al.*, 2009; Conley *et al.*, 2009).

Diversas tentativas foram feitas no sentido de se reduzir esse elemento em águas americanas, porém sem sucesso ou com elevados custos, inviabilizando os projetos (Conley *et al.*, 2009). A redução do fósforo disponível no ambiente aquático é especialmente importante para o controle das cianobactérias, porque alguns gêneros desses microrganismos podem satisfazer suas necessidades energéticas por nitrogênio através da fixação desse elemento. São, portanto, potencialmente menos sensíveis à diminuição de nitrogênio no meio aquático do que a reduções de fósforo (Fogg, 1969 *apud* Paerl *et al.*, 2011).

Em ambientes aquáticos, o processo de eutrofização tem uma série de consequências que culminam com a perda da qualidade de água. De acordo com Smith (1997), as principais consequências da eutrofização são o aumento da biomassa fitoplanctônica, perifítica e de macrófitas, com mudanças nas composições dessas comunidades e redução na transparência da água. Isso acarreta na perda da qualidade cênica e problemas como sabor e odor da água, levando a um aumento no custo do tratamento da água. Inclui-se também a redução de oxigênio dissolvido e da diversidade de espécies. Em alguns casos, a eutrofização pode promover uma maior riqueza de espécies, especialmente alguns grupos taxonômicos, como é o caso das cianobactérias (Paerl, 1998; 2006-a) e, com isso, gerar graves consequências relacionadas à saúde pública.

As florações de cianobactérias são um fenômeno típico de ambientes eutrofizados. A quantidade, proporção e composição química dos principais contaminantes, principalmente nitrogênio de fósforo, podem influenciar a composição, magnitude e duração das florações (Paerl, 2006b; Paerl & Fulton III, 2006). As cianobactérias também possuem algumas vantagens adaptativas sobre seus competidores, que podem atuar em conjunto para garantir seu sucesso, como a capacidade de algumas espécies em fixar nitrogênio (Yoo et al., 1995) e a possibilidade de controlar a flutuação na coluna d'água (Brooks & Ganf, 2001; Padisák, 2004). Por isso, a estabilidade da coluna d'água é uma condição que favorece espécies que estão adaptadas a explorar melhor os recursos verticalmente. A temperatura em torno de 25°C e o pH da água tendendo a alcalinidade também são importantes fatores que favorecem o crescimento de cianobactérias (Reynolds, 1998).

Além dos efeitos do enriquecimento químico nutricional, outros fatores devem atuar em conjunto para promover a eutrofização seguida da dominância de cianobactérias no meio aquático. Um exemplo disso é a alteração no coeficiente de atenuação de luz, que faz com que o fotoperíodo seja modificado, levando a algumas espécies a ficarem retidas na zona de mistura (Reynolds, 1998). Lagos mais profundos sofrem a influência da sua morfometria, provocando estabilidade da coluna de água, enquanto que em lagos rasos o regime eólico influencia mais intensamente a composição fitoplanctônica (Wetzel, 2001).

As cianobactérias apresentam uma distribuição geográfica bastante ampla, o que reflete a diversidade genotípica e fenotípica do grupo. Isso faz com que sejam encontradas cianobactérias planctônicas, bentônicas, terrestres e até em simbiose com plantas e animais (Soares, 2009).

Reynolds (1997) propôs o que chamou de espectro trófico, que considerou como uma gama de fatores que se inter-relacionam e atuam covariando em resposta às exigências da produtividade sobre a totalidade dos recursos. Esse espectro varia do ultraoligotrófico, cujo suprimento de nutrientes é muito deficiente, o pH é ácido e a transparência da água é elevada ao hipereutrófico, ao contrário do anterior. Nessa visão do autor, como a composição fitoplanctônica varia de acordo com as características da água, existe também o mesmo espectro para esses organismos. Assim, os gêneros de cianobactérias considerados de águas mais oligotróficas são *Merismopedia*, *Gloetrichia* e *Coelosphaerium*. Na outra extremidade do espectro estão as *Pseudoanabaena*, *Microcystis*, *Planktothrix* e *Dolychospermum*.

Ainda de acordo com esse autor, sabe-se que existem mais de 4000 espécies fitoplanctônicas descritas para água doce, a grande maioria delas com distribuição cosmopolita, sendo raro o endemismo. Com isso, deduz-se que o estabelecimento e a dominância de algumas espécies não são totalmente estocásticos e que certas preferências devem ocorrer em favor de algumas dessas espécies.

As cianobactérias são microrganismos pouco predados. Devido à sua composição bioquímica não apresentar grandes concentrações de ácidos graxos, as cianobactérias não são consideradas alimento adequado ao zooplâncton e, além disso, alguns gêneros podem formar grandes colônias ou filamentos, o que dificulta sua predação por herbívoros (Hazanato & Yasuno, 1987; DeMott & Dhawale, 1995; Boersma & Stelzer, 2000).

Outro fator importante e que deve ser considerado é o fato de que as cianobactérias, assim como outros organismos fitoplanctônicos, têm um rápido crescimento, muitas vezes em razões maiores do que possam ser capturadas por seus predadores (Reynolds, 1997). No entanto, é pela produção de alguns metabólitos secundários que alguns gêneros de cianobactérias merecem destaque. Essas toxinas, também chamadas de cianotoxinas, apresentam efeitos danosos para a biota aquática (Christoffersen, 1996), podendo atingir também a humanos.

As cianotoxinas podem ser agrupadas conforme sua ação fisiológica nos organismos, podendo ser classificadas em hepatotoxinas (microcistinas, nodularinas e cilindrospermopsinas);

neurotoxinas (anatoxina-a, anatoxina-a(s), homoanatoxina-a, saxitoxinas e neosaxitoxinas) e dermatotoxinas (apliasiatoxinas, debromoapliasiatoxinas, lingbiatoxinas, lipopolissacarídeos-LPS) (Carmichael, 1992; Kaebernick & Neilan, 2001; Codd *et al.*, 2005).

Dentre as cianotoxinas apresentadas, merecem destaque as hepatotoxinas e neurotoxinas e dentre essas as microcistinas e saxitoxinas, respectivamente. As microcistinas são as mais estudadas, sendo atribuída a elas a maioria dos casos de intoxicação animal e humana. Esse tipo de toxina atua nos organismos inibindo proteínas fosfatases tipo 1 e 2A, que são comuns a todos os organismos, sendo responsáveis pelos processos de fosforilação de outras proteínas dentro das células, tendo também um papel importante na divisão celular (Carmichael, 1994).

Os gêneros já identificados como potentes produtores de microcistinas são *Microcystis*, *Dolycospermum*, *Anabaenopsis*, *Planktothrix*, *Nostoc*, *Hapalosiphon*, *Radiocystis*, *Phormidium* e *Synechocystis* (Metcalf *et al.*, 2006). No entanto, representantes dos gêneros *Microcystis* e *Dolycospermum* são os mais comuns em águas brasileiras (Sant'Anna & Azevedo, 2000), sendo os responsáveis pela maioria dos casos de intoxicação humana e danos ambientais envolvendo essa toxina.

As saxitoxinas podem ser produzidas por *Dolychospermum* sp., *Aphanizomenon*, *Lyngbya*, *Cylindrospermopsis* e *Planktothrix*. Essas toxinas fazem parte de um grupo maior de neurotoxinas, chamado PSP (“Paralytic Shellfish Poisoning”) e atuam bloqueando os canais de sódio, impossibilitando a transmissão sináptica do sistema nervoso (Jonas & Negri, 1997; Kaebernick & Neilan, 2001). O número de casos envolvendo neurotoxinas vem aumentando em corpos de água brasileiros, especialmente as produzidas por *Cylindrospermopsis raciborskii*.

Dessa forma, as informações a respeito das comunidades planctônicas são uma importante ferramenta para se entender o funcionamento do ecossistema e para o estabelecimento de políticas de manejo em lagos e reservatórios, como proposto por alguns autores (Tundisi & Straskraba, 1995; Gulati & Van Donk, 2002; Pereira *et al.*, 2002; Jeppensen *et al.*, 2005).

Pelo exposto e pela reduzida quantidade de trabalhos que integram rios, reservatórios e uso e ocupação do solo de bacias hidrográficas e pela importância do Rio Paraíba do Sul para as cidades que necessitam de sua água para diversos fins, faz-se necessário entender os motivos

relacionados a perda da qualidade da água desse rio ao longo de seu percurso. Também é necessário conhecer os processos que contribuem para a ocorrência de florações de cianobactérias no Reservatório do Funil e propor medidas objetivando mitigar a dominância desses organismos neste local.

2. ÁREA DE ESTUDO

2.1. O Sistema Paraíba do Sul

O Rio Paraíba do Sul situa-se na região Sudeste do Brasil, ocupando uma área de aproximadamente 55.500 km², compreendidos entre os Estados de São Paulo (13.900 km²), Rio de Janeiro (20.900 km²) e Minas Gerais (20.700 km²) (ANA, 2001). Esse rio é formado pela confluência dos rios Paraitinga e Paraibuna, na cidade do mesmo nome, em São Paulo (23°24'47.17"S 45°36'11.13"O) e percorre 1.150 km até o município de São João da Barra-RJ (21°36'58.91"S 41° 1'0.54"O). O vale do Rio Paraíba do Sul está inserido entre as Serras do Mar e Mantiqueira, em uma região de relevo acidentado e, desde sua formação - próxima ao pico da Boa Vista - esse rio já enfrenta um cenário devastado em sua bacia de drenagem, restando apenas alguns vestígios da Mata Atlântica original. As diferenças em altitude determinam as variações de temperatura, sendo a região caracterizada por um clima tropical quente e úmido (Gruben *et al*, 2002). De acordo com a classificação de Köppen, o clima é do tipo Cwa – mesotérmico úmido, com invernos amenos e verões quentes (Köppen, 1936).

A partir da barragem da Usina Hidroelétrica de Paraibuna, no trecho inicial do Rio Paraíba do Sul, o mesmo rio passa por uma área considerada a mais desenvolvida do país, que corresponde a cerca de 10% do PIB brasileiro, por estar localizado entre três estados com grande atividade econômica (SP, RJ e MG). A partir daí, esse rio sofre vários processos de aporte de todo tipo de rejeitos industriais, agrícolas e, principalmente, de esgoto doméstico, além de sofrer com a retirada ilegal de areia em suas margens. As cinco usinas hidroelétricas já construídas ao longo de seu percurso foram responsáveis pela alteração na hidrodinâmica do rio, reduzindo a biodiversidade de peixes em algumas áreas e facilitando o acúmulo de sedimentos (CEIVAP, 2008).

A bacia do Rio Paraíba do Sul abrange 184 municípios, 39 deles localizados em São Paulo, 57 no Rio de Janeiro e 88 em Minas Gerais, com uma população total de 5.588.237 habitantes, sendo que 87% dessa população vivem em áreas urbanas (IBGE, 2007). Por esse motivo, estima-se que o esgoto doméstico seja responsável por 90% da carga de poluentes despejadas sem tratamento no decorrer de seu curso, pois o tratamento é feito em apenas 10% desses municípios. Para as outras fontes poluidoras não se tem uma estimativa feita para o vale.

Em se tratando de usos diversos da água, seu principal usuário em termos de volume de captação é o setor de irrigação, retirando quase $50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, não sendo considerada a transposição do rio para a região metropolitana do Rio de Janeiro ($160 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). O abastecimento urbano retira aproximadamente $16 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, o setor industrial, cerca de $14 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e a pecuária consome menos de $4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Gruben *et al*, 2002).

2.2.O Reservatório da UHE Funil

O Reservatório do Funil ($22^\circ 30'S$ e $44^\circ 45'W$) é a primeira barragem do Rio Paraíba do Sul em área fluminense, estando localizado no município de Resende. Sua construção foi finalizada 1969, com a função principal de gerar energia elétrica, mas é também responsável por regular a vazão do rio, atenuando o impacto de cheias nas cidades à jusante e abastecimento de água dessas cidades. Suas águas são utilizadas também para pesca e atividade recreativa.

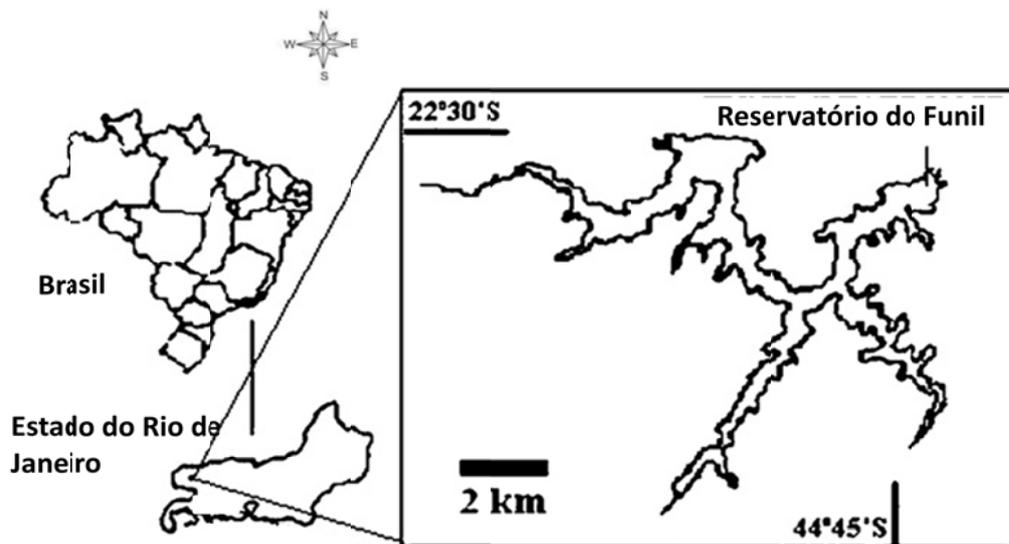


Figura 1: Localização e mapa do Reservatório do Funil, município de Resende, RJ.

A área inundada pela construção da barragem está localizada em uma região anteriormente denominada “Salto do Funil”, formada por vales, com o Rio Paraíba do Sul encaixado entre eles. Esse reservatório possui uma área inundada de 40 km² e 16.800 km² de bacia de drenagem. Sua profundidade média é de 22m, atingindo máxima de 75m no corpo central e possui um tempo de residência da água entre 10 e 50 dias. A Usina Hidroelétrica de Funil tem sua importância para o sistema elétrico por estar localizada próximo aos grandes centros consumidores (Furnas, 2008). Observa-se, atualmente, escassa cobertura vegetal em torno do reservatório e, em parte dela, ocorre o cultivo de eucalipto para a exploração por uma empresa de celulose.

Os reservatórios são sistemas de transição entre rios e lagos, tendo, de acordo com a hidrografia do ambiente, características lóticicas, como no trecho de entrada no reservatório e características lênticas, como na região próxima à barragem (Tundisi, 1993). Isso possibilita o processo de sedimentação de material e altera a estrutura trófica no ambiente, o que permite, dentre várias consequências, a dominância de determinadas espécies e a perda ou redução de outras. Destaca-se também como importante fator de ciclagem das águas de um reservatório o tempo de residência da água associado à vazão de operação da usina hidroelétrica, o que dá suporte para a tomada de decisões de forma a permitir melhor uso desse recurso hídrico.

Assim, submetido ao aporte contínuo de nutrientes que chegam e sedimentam conforme a hidrodinâmica do mesmo, o Reservatório do Funil atua como um decantador natural das águas oriundas do Vale do Paraíba paulista e possui as condições ambientais adequadas ao desenvolvimento de florações de cianobactérias e dentre elas as potencialmente produtoras de cianotoxinas. De acordo com o estudo de Bobeda (1993), as florações de cianobactérias já demonstravam toxicidade naquela época, sendo *Microcystis* o gênero dominante. Estudos posteriores, realizados pelo Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias – UFRJ (2002/2003), nesse mesmo reservatório, verificaram a predominância de duas espécies de *Dolycospermum* sp., *Cylindrospermopsis raciborskii* e três espécies de *Microcystis*. Os resultados referentes à análise de toxinas do séston nesse período confirmaram a presença de hepatotoxinas (microcistinas) e neurotoxinas (STX e GTX).

Branco *et al.* (2002) e Rocha *et al.*, (2002) relatam estudos realizados na década de 90, nos quais analisaram a comunidade zooplanctônica e variáveis limnológicas do Reservatório do Funil, mostrando que algumas espécies de rotíferos apresentaram altas densidades durante a densa floração de *Microcystis aeruginosa*. Além disso, sugeriram que a presença de certas espécies de rotíferos e cladóceros podem atuar como indicadores do grau de trofia desse reservatório. Dessa forma, a ocorrência de florações de *M. aeruginosa*, poderia alterar a estrutura da comunidade zooplanctônica.

A esses fatores soma-se a importância do Reservatório do Funil para as comunidades que vivem em seu redor e o utilizam tanto para atividades recreacionais, quanto para a pesca e a alimentação. A ocorrência de florações de cianobactérias podem causar danos à saúde dessas populações, pois já foi comprovado que a inalação do “spray” de água contendo elevadas densidades de *M. aeruginosa* e o consumo de peixes contaminados por cianobactérias podem levar à intoxicação humana (Turner *et al.*, 1990, Magalhães *et al.*, 2001).

3. Objetivos

3.1. Objetivos Gerais

Diagnosticar os principais aspectos relativos à perda de qualidade de água do Rio Paraíba do Sul, em trecho a montante do Reservatório do Funil, e avaliar as concentrações máximas de nutrientes aceitáveis para redução da ocorrência de florações de cianobactérias e melhoria da qualidade da água do Reservatório do Funil, contribuindo para a proposição de medidas mitigadoras.

3.2. Objetivos Específicos

- Diagnosticar as principais fontes de nutrientes para a água do Rio Paraíba do Sul, à montante do Reservatório do Funil, a partir de um levantamento de dados censitários desse trecho da bacia hidrográfica.
- Identificar os principais pontos críticos da bacia de drenagem do Rio Paraíba do Sul, responsáveis pela carga de nutrientes nesse sistema, a partir do monitoramento ambiental no trecho a montante e no próprio Reservatório do Funil e da análise de dados pretéritos.
- Realizar experimentos em microcosmos visando estabelecer os limites máximos aceitáveis dos principais nutrientes para a comunidade planctônica que não promovam a dominância de cianobactérias nessa comunidade.
- Propor, a partir da análise dos dados ambientais e experimentais, medidas mitigadoras para a melhoria das condições ecológicas e recomposição das comunidades bióticas e da qualidade da água do Reservatório do Funil.

CAPÍTULO I

LEVANTAMENTO DE DADOS CENSITÁRIOS DO RIO PARAÍBA DO SUL

Introdução

O Rio Paraíba do Sul é formado pela confluência dos rios Paraibuna e Paraitinga, no Estado de São Paulo. Percorre cerca de 1.150 km até chegar ao Oceano Atlântico, na cidade de São João da Barra, RJ (ANA, 2001). No início de sua formação, na Serra da Bocaina, município de Paraibuna-SP, esse rio desce encaixado nos vales entre a Serra do Mar, do Quebra-Cangalha e de Jambeiro, sendo as duas últimas em região de domínio da Serra da Mantiqueira. Alguns quilômetros adiante, o Rio Paraíba do Sul inverte seu sentido em aproximadamente 180°, no município de Guararema, seguindo em direção ao nordeste, entre as Serras do Mar e Mantiqueira (CBH-PS, 2006). A bacia do Rio Paraíba do Sul está esquematizada na figura 1.

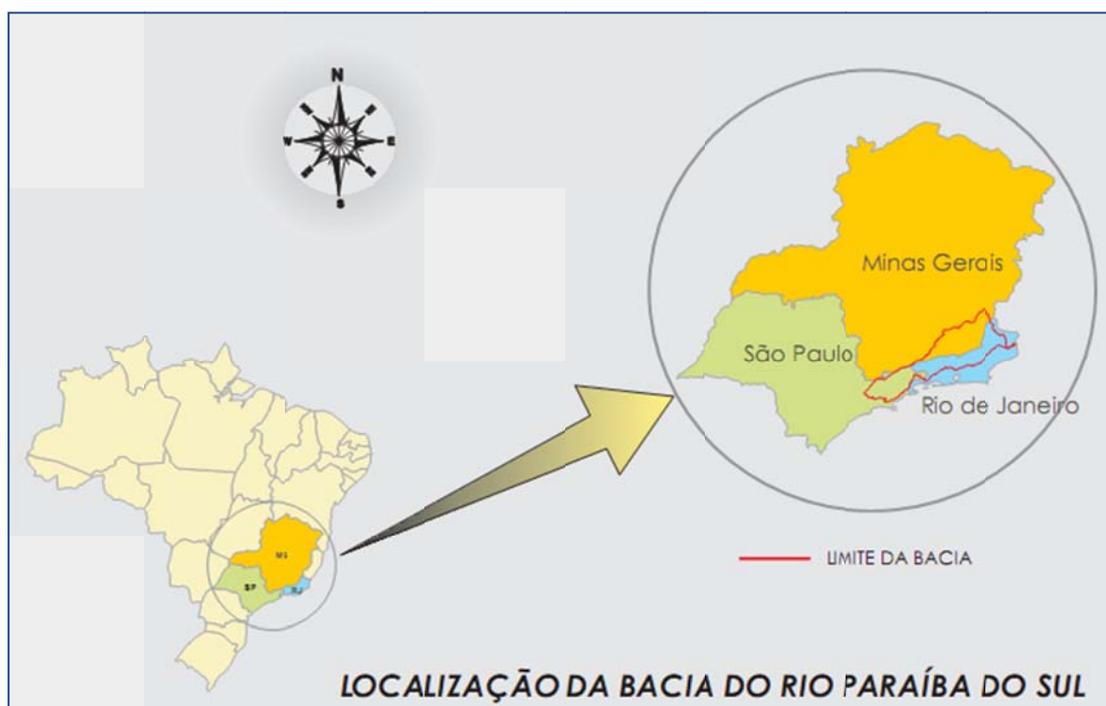


Figura 1: Desenho esquemático da bacia hidrográfica do Paraíba do Sul. *Fonte: Laboratório de Hidrologia da COPPE/UFRJ.*

De acordo com o Comitê da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul (CBH-PS), seu curso é subdividido em quatro trechos (CBH-PS, 2008):

- Curso superior: 280 km (incluindo os 200 km do rio Paraitinga), até a cidade de Guararema, em altitudes variáveis de 1.800 a 572 metros, abrangendo uma área drenada de 5.271 km²;
- Curso médio-superior: cerca de 300 km até a cidade de Cachoeira Paulista, correndo em terrenos sedimentares de idade terciária, com altitude variável entre 572 e 515 metros, drenando uma área de 6.676 km²;
- Curso médio-inferior: cerca de 430 km até a cidade de São Fidélis - RJ, correndo sobre terrenos sedimentares de origem antiga (arqueanos), com altitude variável de 515 a 20 metros, drenando uma área de 33.663 km²;
- Curso inferior: cerca de 90 km, até desembocar no Oceano Atlântico, correndo sobre terrenos sedimentares de origem fluvial, com altitudes de 20 metros até o nível do mar, drenando uma área de 9.690 km².

Os principais afluentes do Rio Paraíba do Sul são rios pertencentes ao território mineiro e fluminense (Paraibuna, Pomba e Muriaé). No trecho paulista, o principal afluente é o Rio Jaguari, que abrange os municípios de Santa Isabel, Igaratá, Guararema, Jacareí, Monteiro Lobato e São José dos Campos, drenando uma área de 1.730km². Além desse, os outros afluentes são os rios Una, Buquira, Embau, Bocaina e Itagaçaba, com áreas de drenagem menores que 460 km² cada (ANA, 2001).

A navegação no rio Paraíba do Sul é dificultada por alguns acidentes geográficos como corredeiras, declividades, saltos e construção de barragens para hidroeletricidade. Apenas alguns trechos têm possibilidade de navegação e encontra-se em pontos específicos nas cidades de Guararema, Cachoeira Paulista e Aparecida, para exploração turística e pesca e do município de São Fidelis até a foz, para pequenas embarcações pesqueiras. (CEIVAP, 2011). Os demais trechos são bastante encachoeirados, não sendo possível a utilização do rio para navegação.

Histórico

A bacia do Rio Paraíba do Sul situa-se na região de abrangência da Mata Atlântica, bioma florestal mais destruído do país (Brito, 2010). A região onde se localiza o Rio Paraíba do Sul era

coberta em sua totalidade por esse bioma e era ocupada por índios, em sua maioria das etnias Tupi e Guarani. Estima-se que hoje apenas 11% da região estão coberto por Mata Atlântica remanescente, sendo encontrada em regiões de alta declividade e relevos acidentados (ANA, 2001). Com o início do ciclo do ouro, a partir do ano de 1.600, o vale adquiriu posição estratégica para escoamento de produtos entre Minas Gerais e o litoral paulista. Assim, surgiram as primeiras estradas e pequenos povoados. Essa dinâmica perdurou até o século XVIII, quando se iniciaram as culturas cafeeiras e de cana-de-açúcar. Esse processo culminou com grandes desmatamentos ao longo da bacia, alterando a paisagem local. Com o declínio da cafeicultura, em meados do século XIX, e com um solo prejudicado pela monocultura, o vale cedeu lugar, então, à criação de gado leiteiro (Gruben *et al.*, 2002). Além disso, as cidades do Vale do Paraíba também começaram a se industrializar, tornando esse, no início do século XX, o principal eixo de desenvolvimento da bacia. A isso somou-se a melhoria na infraestrutura de estradas e transportes (CEIVAP, 2011), haja vista a construção da rodovia Presidente Dutra (BR-116) e demais estradas estaduais que se conectam a ela.

Atualmente, essa região ainda é um polo crescente em industrialização do país. Além do incentivo fiscal oferecido por algumas cidades do vale, outros atrativos fazem com que indústrias têxteis, siderúrgicas, automobilísticas e refinarias concentrem suas produções nessa região. Esses atrativos são, principalmente, a ótima localização – no eixo SP-RJ – com suprimento de água e energia acessíveis, mercado consumidor e rápido escoamento de produção (Vieira, 2009).

Aproveitamento Hidroelétrico

Atualmente, considerando apenas o leito principal do Rio Paraíba do Sul, existem cinco usinas hidroelétricas (UHE) em operação (Figura 2): Paraibuna, Santa Branca, Funil, Simplício e Ilha dos Pombos; e três pequenas centrais hidroelétricas (PCH) em fase final de construção. Dessas hidroelétricas, as duas primeiras estão situadas no Vale do Paraíba paulista, além das PCH Chalé, Lavrinhas e Queluz. Segundo relatório técnico da CEIVAP (2010), essas duas últimas PCH estão sendo construídas no trecho onde o rio apresenta a sua melhor qualidade de água. Porém, para afirmar isso, leva em consideração apenas a concentração de oxigênio dissolvido no local. Segundo esse mesmo relatório, para um cenário em longo prazo, estima-se que toda a bacia do Rio Paraíba do Sul venha a possuir 117 PCH.

Em toda a bacia do Rio Paraíba do Sul existe um complexo sistema de aproveitamento hidráulico, compreendendo utilização hidroelétrica, reservatórios de acumulação e usinas elevatórias. Além desses, existe um sistema de transposição do rio, no reservatório de Santa Cecília, no município de Piraí-RJ, garantindo o abastecimento de água na cidade do Rio de Janeiro, através do sistema Guandu. Todas essas possibilidades visam atender as demandas das cidades ao longo de seu percurso, seja por geração de energia elétrica, abastecimento, saneamento ou irrigação.

Figura 2: Diagrama esquemático do aproveitamento hidroelétrico da bacia do Paraíba do Sul. As linhas contínuas em azul representam o leito dos rios e as linhas azuis pontilhadas representam a transposição do Rio Paraíba do Sul. Os pontos em vermelho representam os municípios onde é necessária restrição da vazão máxima (números ao lado do símbolo).

Dentre os sistemas aqui estudados, merecem destaque os reservatórios da parte paulista do rio, que são os de Paraibuna e Santa Branca. A usina hidroelétrica de Paraibuna teve sua construção concluída em 1978 e compreende uma área inundada de 224 km². Originalmente, é formada pelos reservatórios de Paraibuna (177 km²) interligada ao de Paraitinga (47 km²) e sua usina tem potência de 85MW (AGEVAP, 2009).

O reservatório da UHE Santa Branca é um dos mais antigos desse sistema. Foi construído no final da década de 50 com a finalidade apenas de regular a vazão do Rio Paraíba do Sul, mas a partir de 1999 passou a funcionar como gerador de energia elétrica, gerando 58MW de energia (CEIVAP, 2007).

Material e Métodos

Para levantamento de dados relativos à bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, foram avaliados relatórios de análise de água, de abastecimento e esgotamento sanitário, industriais e agrícolas de divulgação pública. Nessa etapa, foram feitas diversas buscas e organização dos dados obtidos nos principais meios de comunicação (imprensa escrita e digital) que informam dados oficiais e atualizados. Essas análises foram agrupadas em tabelas e gráficos, de forma a melhor atender a discussão dos resultados e a maioria deles foi abordado em conjunto com dados referentes à demografia e aspectos socioeconômicos de cada município do Vale do Paraíba paulista, obtidos pelo mais recente censo (IBGE, 2010).

Os relatórios de divulgação digital utilizados foram, em sua maioria, aqueles disponibilizados em sítios oficiais. A obtenção de algumas informações ficou prejudicada em alguns deles, em virtude das referências muito sucintas, como no caso do sítio da ANA - Agência Nacional de Águas. Nesse caso, os dados utilizados foram os dos órgãos que regulamentam a bacia hidrográfica do Paraíba do Sul, como o CBH – Comitê de Bacia do Paraíba do Sul e o CEIVAP - Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul e que têm como órgão gestor a ANA.

As informações operacionais referentes ao saneamento foram obtidas através do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2006), através da consulta ao sítio digital

www.snis.gov.br. Neste foram avaliadas a rede coletora e a população atendida pela coleta e tratamento de esgoto em cada município do Vale do Paraíba paulista. Também tentou se verificar qual o tipo de tratamento de esgoto que esses municípios realizam. Porém, essa informação não estava disponível nos meios de comunicação de cada prefeitura ou das agências de tratamento de esgoto de cada município.

Para a análise dos dados de agricultura e pecuária, foram utilizados os dados da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, através da plataforma da Coordenadoria de Assistência Técnica Integral - CATI (www.cati.sp.gov.br) e dos resultados do último censo agropecuário (IBGE, 2006). Para compilação desses dados, cada município do Vale do Paraíba paulista foi avaliado quanto ao tipo de cultura e as áreas cultivadas, práticas de manejo agrícola e de confinamento animal, avaliação das formas de adubação e avaliação da exploração animal.

Para a análise dos dados industriais foram utilizados dados do Sistema Estadual de Análise de Dados (Fundação SEADE) (www.seade.gov.br) e do Instituto de Pesquisa Econômica e Aplicada (IPEA) (www.ipea.gov.br). Essas informações permitiram fazer um levantamento histórico e avaliar o desenvolvimento industrial nos últimos anos, porém não permitiu analisar detalhadamente cada tipo de indústria presente na região e como é realizada e fiscalizada a emissão dos seus efluentes. Portanto, não foi possível obter esses resultados por nenhum meio pesquisado.

A mineração, atividade que vem crescendo ao longo dos anos nessa região, foi reportada apenas em alguns artigos científicos, os quais foram citados nos resultados. Da mesma forma, os resíduos sólidos também foram levados em consideração para essa abordagem, porém não foram encontrados dados quantitativos em nenhum dos meios utilizado.

Resultados e Discussão

Saneamento

Duas das principais fontes de poluição da bacia do Paraíba do Sul são o despejo de efluentes domésticos e os resíduos sólidos lançados por cidades à margem dos rios. De acordo com os dados do CBH-PS (2011), cerca de 1 bilhão de litros de esgotos domésticos são

despejados diariamente nos rios da bacia. A tabela 1 lista os municípios pertencentes ao Vale do Paraíba paulista com as respectivas condições de coleta e tratamento de esgoto.

Apesar dos municípios de Arujá, Guarulhos, Itaquaquecetuba, Mogi das Cruzes e Salesópolis serem incluídos como parte da região hidrográfica do Paraíba do Sul desde 2008, através do Decreto Federal 6591/2008, essas localidades têm como corpo receptor principal os rios Tietê, Parateí e Paraitinga. Apenas uma fração desses municípios está incluída no mapa hidrográfico da bacia do Paraíba do Sul. Para efeito de saneamento, esses municípios não foram somados aos cálculos de lançamento de dejetos, porém foram incluídos na tabela 1.

Dados do IBGE (IBGE, 2010) indicam que a população dos municípios pertencentes à parte paulista da bacia do Paraíba do Sul somam 1.981.010 habitantes, com densidade populacional média de 134 hab km⁻². Desses, 84,60% dos que vivem em área urbana são atendidos por algum tipo de tratamento de esgoto. A diferença entre a população total e essa atendida com esgotamento sanitário, 304.820 habitantes, não possui qualquer tipo de saneamento ou esse é deficiente.

Tabela 1: Dados de coleta e tratamento de esgoto nas cidades do Vale do Paraíba paulista no ano de 2009. *Fontes: CETESB, 2009 e SNIS, 2009.*

	população total (1000 hab) IBGE, 2010	população urbana atendida com esgoto sanitário (1000hab)	Volume de esgoto coletado (1000 m ³ /ano)	Volume de esgoto tratado (1000 m ³ /ano)	coleta (%)	Tratamento do esgoto coletado (%)	Corpo receptor
Aparecida	37,63	34,53			79	0	Rio Paraíba
Arapeí	2,58	1,27	44,09	3,53	45,95	8,01	Rio Barreiro de Baixo
Arujá	80,92	30,37	1.131,79	1.097,84	28,36	97	Rib. Vermelho
Bananal	10,82	7,77	308,34	308,34	72,30	100	Rio Bananal
Caçapava	85,10	65,42	2.991,77	2.961,86	64,49	99	Rio Paraíba e córrego Bocoroca
Cachoeira Paulista	34,67	25,62	1.055,86	52,79	68,53	5	Rio Paraíba, Rib. das Pitas, Minhocas, Aguda e córrego Rio Branco
Canas	4,77	2,91	113,42	113,42	58,59	100	Rib. Canas
Cruzeiro	77,00	74,29	3.050,00	0,00	58,83	0	Rio Paraíba, Rib. Lopes e cór. Pontilhão

	população total (1000 hab) IBGE, 2010	população urbana atendida com esgoto sanitário (1000hab)	Volume de esgoto coletado (1000 m ³ /ano)	Volume de esgoto tratado (1000 m ³ /ano)	coleta (%)	Tratamento do esgoto coletado (%)	Corpo receptor
Cunha	21,87	12,17			90	16	Córrego do Rodeio
Guararema	26,97	8,85	439,86	138,21	43,31	31,42	Rio Paraíba
Guaratinguetá	112,09	105,43	6.185,00	1.089,00	92,16	17,61	Rio Paraíba, Rib. Guaratinguetá, São Gonçalo e Motas
Guarulhos	1.222,36	98,30	5.671,74	1.004,64		17,71	Rio Tietê
Igaratá	8,95	2,25	147,83	147,83	44,86	100	Rib. Palmeiras e braço do res. Jaguari
Itaquaquecetuba	359,25	186,25	6.098,05	426,86	50,91	7	Rio Tietê e Rio Parateí
Jacareí	211,31	188,58	10.925,60	1.754,27	80	16,06	Rio Paraíba e Rib. Turi
Jambeiro	5,55	2,48	111,87	111,87	54,92	100	Rib. Capivari
Lagoinha	4,91	3,23	110,85	108,50	75,18	97,88	Rib. Botucatu
Lavrinhas	7,00	3,48	129,03	0,00	41,53	0	Rio Paraíba e Rio Jacu
Lorena	82,77	78,34	3.332,73	3.274,67	78	98,26	Rio Paraíba e Rib. Taboão
Mogi das Cruzes	387,24	330,75	26.653,00	4.926,03	88	43	Rio Tietê
Monteiro Lobato	4,30	1,42	70,69	62,20	56,83	87,99	Rio Buquira
Natividade da Serra	6,68	2,79			90	96	Res. Paraibuna
Paraibuna	17,38	5,24			85	0	Rio Paraibuna
Pindamonhangaba	144,61	133,71	5.567,36	5.567,36	75,94	100	Rio Paraíba, Rib. Curuputuba e Uma
Piquete	14,11	13,21			76	0	Rios Piquete, Benfica e Sertão
Potim	19,41	14,71			100	10	Rio Paraíba
Queluz	11,20	6,11	241,30	0,00	52,52	0	Rio Paraíba e Verde
Redenção da Serra	4,25	0,98	41,82	41,82	44,39	100	Res. Paraibuna
Roseira	9,53	8,47	332,85	332,85	76,41	100	Rio Pirapitinga
Salesópolis	16,04	8,55	299,95	269,96	66,48	90	Rio Paraitinga
Santa Branca	13,77	12,15			80	13	Rio Paraíba e rib. Barretos
Santa Isabel	50,46	24,59	1.181,49	0,00	70	0	Rio Araraquara e Res. Jaguari

	população total (1000 hab) IBGE, 2010	população urbana atendida com esgoto sanitário (1000hab)	Volume de esgoto coletado (1000 m ³ /ano)	Volume de esgoto tratado (1000 m ³ /ano)	coleta (%)	Tratamento do esgoto coletado (%)	Corpo receptor
São José do Barreiro	4,10	2,87			50	100	Rib. do Barreiro e Córrego da Estância
São José dos Campos	615,87	547,32	26.584,70	14.089,89	75,83	53	Rios Paraíba, Cambuí, Peixe, Alambari e Pararangaba
São Luis do Paraitinga	10,91	5,70	222,51	208,54	66,61	93,72	Rios Paraitinga e Chapéu
Silveiras	5,84	2,91	111,33	111,33	66,40	100	Rib. Silveiras
Taubaté	273,43	247,85	11.770,74	206,09	68,86	1,75	Cór. Judeu, Piracangaguá e J. Raimundo
Tremembé	41,16	29,53	1.238,86	0,00	63,62	0	Rio Paraíba

Considerando que cada residência produza cerca de 150 litros de efluentes por dia e que cada residência tenha, pelo menos, quatro pessoas, tem-se a seguinte estimativa: 495.251,50 domicílios (calculado pelo total da população dividido por 4), lançando 74.287.725 litros (calculado pelo número de residências x 150) de efluentes por dia. Do total desses efluentes, quando coletados, apenas 40,21% recebem algum tipo de tratamento.

A norma NBR-9896 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) e estudos de Von Sperling (2005) fazem inferências relativas a nutrientes contidos no esgoto doméstico, conforme indicado na tabela 2. Como o nitrogênio e o fósforo são os principais elementos que causam a eutrofização em corpos de água, tem-se que, por dia, uma estimativa média de 3,7 T de fósforo inorgânico são emitidos pela população do VPP, considerando sua população total. Da mesma forma, para amônia e nitrato, são lançados 10,4 T e 0,5 T, respectivamente.

As concentrações aqui inferidas correspondem a dados estimados, porém a composição química de substâncias presentes em esgotos, principalmente os domésticos, é bastante variável, de acordo com os hábitos e a condição social da população (Chagas, 2000). Um exemplo disso é a preferência alimentar pessoal: caso o indivíduo tenha uma dieta exclusivamente vegetariana, estima-se que a carga de fósforo excretada por esta pessoa seja de 0,3 kg por ano, enquanto que se o indivíduo possuir uma dieta rica em carne vermelha estima-se que seja excretado 0,6 kg P

por ano (Cordell *et al.*, 2009). Isso demonstra a grande variação de nutrientes que pode ser emitida por uma população e da necessidade e importância de um tratamento terciário de esgoto nos municípios. Contudo, informações a respeito do tipo de tratamento que é dado ao esgoto em cada município não foram encontradas. Além disso, podem ocorrer ligações clandestinas de lançamento de dejetos direta ou indiretamente nos corpos de água e, por isso, torna-se difícil estimar o real aporte de nutrientes que chega ao Reservatório do Funil.

Tabela 2: Cargas de fósforo e nitrogênio emitidos por dia pela população do vale do Paraíba paulista. Dados por habitante - *Fonte: ABNT, 2012, Von Sperling, 2005.*

Contaminante	Resíduo lançado por habitante, por dia (g)	Carga média emitida por dia (T)
P inorgânico	0,7 a 3	1,85
P total	1 a 4,5	2,75
Amônia	3,5 a 7	5,25
Nitrito	aprox. 0	0
Nitrato	0 a 0,5	0,25

Uma planta de esgoto sanitário encaminha seus efluentes para os corpos de água indicados como receptores. A capacidade receptora dessas águas, associadas à sua utilização, estabelece o grau de condicionamento a que deverá ser submetido o efluente sanitário, de maneira que a água não sofra alterações nos parâmetros de qualidade instituídos pela legislação daquela região (Roque, 1997). Para isso, a CETESB produz relatórios anuais sobre a qualidade da água dos corpos de água do Estado de São Paulo, incluindo parâmetros que avaliam a qualidade das águas através de índices de qualidades (IQA). Os parâmetros utilizados pela CETESB são temperatura da amostra, pH, oxigênio dissolvido, DBO, coliformes termotolerantes, nitrogênio e fósforo totais, resíduo total e turbidez. Alguns municípios, como Caçapava e Lorena, apesar de terem cerca de 100% do esgoto tratado, quando coletado, lançados no rio (sem indicação de qual tipo de tratamento), tem qualidade de água reduzida de acordo a pontuação desse índice de qualidade avaliado pela CETESB. Isso provavelmente ocorre porque a água que passa por esses municípios sofre a influência de lançamentos de dejetos de cidades, como São José dos Campos, Jacareí e Aparecida, localizadas a montante dessas e que possuem reduzido ou nenhum tipo de tratamento de esgoto.

Apesar disso, o IQA avaliado pela CETESB em 2009 e 2010 indicou tendência de melhoria. Isso por causa da implantação de algumas estações de tratamento de esgoto - ETE em cidades como Guararema, Jacareí e São José dos Campos. Outro dado relevante, de acordo com o relatório CETESB (2010), foi o aumento na pluviosidade ocorrida, principalmente no ano de 2009, que fora atípico e pode ter promovido a diluição desses esgotos nos corpos receptores, associados à melhoria no sistema operacional do manejo no regime de vazões dos reservatórios.

Quando o esgoto é lançado em um corpo de água, há uma tendência ao rompimento do equilíbrio iônico e biológico, principalmente devido ao consumo de oxigênio, observado pela DBO (demanda biológica de oxigênio) e DQO (demanda química de oxigênio). No caso de rios, a reaeração é constante e, em alguns casos, rápida. Por isso, tendem a restabelecer suas condições naturais, pelo processo de autodepuração. Esse fenômeno depende da concentração de oxigênio dissolvido na água, da vazão do rio e da taxa de reaeração (Da-Rin *et al.*, 2008).

Um fato que merece destaque é que a grande maioria das cidades que não possuem tratamento de esgoto encontra-se mais próxima à divisa com o Estado do Rio de Janeiro, ou seja, próxima à entrada do Reservatório do Funil. Nesse caso, a proximidade desses lançamentos com o reservatório e o rápido fluxo do rio pode indicar que a autodepuração do rio seja ineficiente, permitindo um aporte elevado de nutrientes oriundos de esgoto doméstico no reservatório.

Atividade de mineração

A atividade mineradora é uma das responsáveis pela alteração da paisagem e do ecossistema aquático, por modificar o leito do rio e, com isso, alterar a velocidade de transporte e revolver sedimentos potencialmente tóxicos. Além disso, provoca a perda da mata ciliar, fundamental à manutenção da vida aquática.

A retirada de areia e argila é um dos principais fatores responsáveis pela degradação ambiental por atividade mineradora no Rio Paraíba do Sul. A crescente demanda de areia pela construção civil é, de fato, o principal fator responsável por essa situação. Essa atividade ocorre, principalmente, no trecho entre as cidades de Jacareí e Tremembé e acompanhou o desenvolvimento do Estado de São Paulo. Nessa primeira cidade citada foi onde a atividade de

retirada de areia se iniciou em 1949, por processos manuais. A partir da década de 60, a operação passou a ser mecanizada e a abrangência dessa atividade avançou até o município de Caçapava (Reis *et al.*, 2006). Com a construção das hidrelétricas, o aporte de sedimentos ficou reduzido no leito do rio, o que permitiu iniciar o sistema de cavas submersas de areia. Conforme dados do CEIVAP (2011), a extração de areia no Vale do Paraíba paulista representa 5% da produção nacional e 25% de todo o Estado de São Paulo. Em 2007, o número de cavas de extração existentes em atividade no vale era de 250.

Dados de Souza-Jr. (2004) indicaram que, além da areia, existiam, naquele ano, três cavas de exploração de argila em Jacareí, outras três em Taubaté e duas em Cachoeira Paulista. O granito era explorado em Santa Branca, através de cavas e em Igaratá, Aparecida, Roseira, Guaratinguetá, Cachoeira Paulista e Queluz através de fogo. O quartzito era retirado de Queluz e o gnaiss em Taubaté. Outro minério bastante explorado era a bauxita, em Lavrinhas, existindo, nesse local, barreiras de contenção dos rejeitos oriundos dessa atividade. Considerando que o solo da região é rico nesses minérios e minerais, é provável que essas explorações ainda estejam ocorrendo atualmente, talvez em locais ou quantidades diferentes, mas o risco permanece principalmente nos casos onde existem reservatórios para alocação de rejeitos. Nesses locais, o risco ambiental é bastante elevado, pois existe a possibilidade de rompimento da barragem, como outrora ocorreu em Cataguases-MG, lançando rejeitos tóxicos à bacia do baixo Paraíba do Sul.

Outro fator relevante é a perda de água por evaporação que essas cavas propiciam. O trabalho de Reis *et al.* (2006) demonstrou que a área total de cavas entre Jacareí e Pindamonhangaba, no ano de 2003, era de 1.726 ha. Com isso, o volume de água consumido por evaporação é duas vezes maior que o utilizado na irrigação como a de arroz, por exemplo. Ainda de acordo com o mesmo trabalho, os autores indicaram que a perda de água no ano de 2003 seria suficiente para abastecer uma cidade com aproximadamente 326 mil habitantes. Esse fato indica que, além de toda a alteração ambiental provocada pelas cavas de extração, ainda há uma questão socioambiental envolvendo essa atividade, face ao exagerado consumo de água.

Infelizmente, os dados obtidos não permitiram uma análise quantitativa desses dados, portanto não se sabe ao certo a extensão atual de cada área explorada. Porém são atividades que causam impactos tanto por seus rejeitos tóxicos pertinentes em cada atividade quanto pela alteração provocada no solo, por causa das cavas.

Agropecuária

A principal utilização atual do solo no Vale do Paraíba paulista é para atividades que remetem à criação de gado, como a plantação de gramíneas forrageiras. Conforme dados do último censo agrícola da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, em 2007, quase 50% de utilização do solo é com cultivo de gramíneas, principalmente as braquiárias. Seguida dessa atividade está a plantação de eucalipto, que cobre pouco mais de 8% da região.

A maior parte dessa atividade encontra-se no município de Cunha, local onde a braquiária ocupa 78 mil hectares. Esse mesmo local possui uma grande quantidade de cabeças de gado, seja como bovinocultura de corte ou leiteira, com quase 80 mil cabeças (tabela 3). Isso se deve ao fato de que Cunha é também o município de maior extensão de terra da região, cobrindo cerca de 10% da área total do Vale do Paraíba paulista. Porém, o município que possui a maior concentração de cabeças de gado é Potim, com 183 cabeças por km², seguido de Canas, com 118 cabeças/km².

A avicultura também é uma atividade de grande importância para a região do Vale do Paraíba Paulista (figura 3), principalmente nas cidades de Jacareí (ornamental), Guararema (corte) e Pindamonhangaba (para produção de ovos). A manutenção e limpeza dos estabelecimentos de criação (viveiros) pode provocar o escoamento de despejos com grandes concentrações de dejetos orgânicos e nutrientes para o solo ou para o corpo de água próximo, sendo uma grande contribuição para a eutrofização artificial. Nessa atividade são utilizadas grandes quantidades de hormônios, com a finalidade de rápido crescimento e engorda dos animais, principalmente para aves de corte, gerando problemas a médio e longo prazo à biota aquática e potencialmente também à saúde humana, através do escoamento do excesso e dos rejeitos.

O mesmo ocorre em criatórios de suínos, outra atividade que confere grande impacto em rios e lagos, mesmo quando em pequena escala. Nesse aspecto, o município de Cunha é o que possui maior quantidade de pocilgas, com 576 unidades (SEADE, 2011), seguido de São José dos Campos, com 275 unidades. Apesar disso, Jambeiro é o local com maior concentração de suínos, com 126 cabeças por km². Esses dados podem significar que as criações de suínos podem

ser não apenas em pocilgas registradas pela Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, mas podem ser criações familiares, sem qualquer tipo de controle para lançamento dos dejetos. Resíduos de suínos possuem concentrações de fósforo bastante elevadas, em torno de 380 mg.L^{-1} , podendo atingir um máximo de 2.400 mg.L^{-1} , dependendo da diluição. Isso gera também uma demanda química e biológica de oxigênio bastante elevada (USDA, 1996 *apud* Rittman *et al.*, 2011). Fontes de fósforo e nitrogênio oriundas de resíduos animais geralmente são difusas, principalmente devido ao escoamento superficial de águas pluviais, dificultando o controle de acesso desses resíduos nos rios.

Tabela 3: Dados referentes a algumas atividades de pecuária (bovinocultura, avicultura e suinocultura), indicando quantidade de indivíduos e de piscicultura, indicando área utilizada no Vale do Paraíba paulista, relativas ao ano de 2007. *Fonte: Adaptado do censo 2007, da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, projeto LUPA.*

	Bovinocultura	Avicultura	Suinocultura	Piscicultura
	corde, leite ou mista	corde, ovos ou ornamental	total	área de tanques
Municípios	Cabeças			m²
Areias	13.735	2.960	373	0
Arujá	792	1.576	43	15.000
Aparecida	5.072	90	80	0
Arapeí	4.548	430	124	14
Bananal	13.982	2.980	173	6.000
Caçapava	16.026	240	196	3.000
Cachoeira Paulista	21.219	5.752	860	0
Canas	6.324	2.035	157	20.634
Cruzeiro	11.539	2.130	343	5
Cunha	79.913	26.668	5.687	5.399
Guararema	9.035	159.726	1.011	85.550
Guaratinguetá	37.258	61.213	371	202
Igaratá	7.379	35.650	593	70.740
Jacareí	17.509	112.355	815	197.440
Jambeiro	9.408	3.349	23.216	44.850
Lagoinha	14.883	7.819	471	0
Lavrinhas	4.806	609	304	9
Lorena	24.553	1.870	689	25.000
Monteiro Lobato	13.913	112	286	0
Natividade da Serra	21.545	32.485	1.191	30.657
Paraibuna	25.997	13.161	1.117	8.528
Pindamonhangaba	39.601	210.583	1.090	83.266
Piquete	6.135	2.160	240	14.710
Potim	8.176	1	0	0

	Bovinocultura corte, leite ou mista	Avicultura corte, ovos ou ornamental	Suinocultura total	Piscicultura área de tanques
Municípios	Cabeças			m²
Queluz	7.716	180	279	25
Redenção da Serra	11.394	12.606	245	0
Roseira	5.738	120	23	0
Salesópolis	3.602	56.301	369	46.953
Santa Branca	12.663	2.334	242	45.500
Santa Isabel	10.675	72.556	985	415.050
São José do Barreiro	12.545	2.360	426	0
São José dos Campos	39.173	8.105	1.660	79.938
São Luiz do Paraitinga	24.289	16.971	873	0
Silveiras	19.820	7.632	1.141	0
Taubaté	25.578	5.536	518	74.673
Tremembé	6.555	3.992	547	207.910

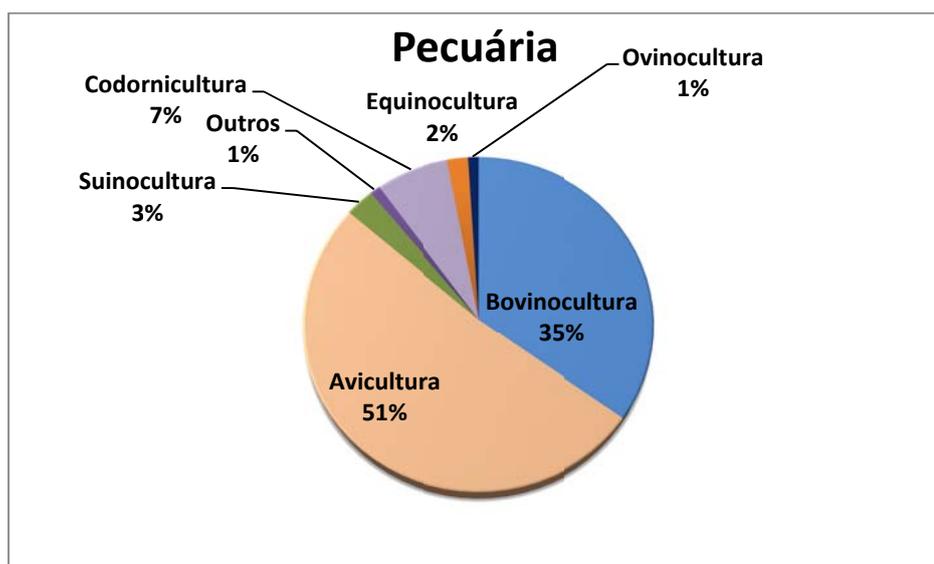


Figura 3: Contribuição relativa das principais atividades de pecuária no Vale do Paraíba paulista.

Como exposto na figura 4, observa-se que as gramíneas ocupam maiores extensões de áreas agricultáveis na região. Elas são representadas, principalmente, por braquiárias, que ocupam 34,6% de toda área do vale. Essa gramínea é considerada espécie invasora (Bigirimana *et al.*, 2011, Thomaz *et al.*, 2009, Daehler, 1997), que pode provocar a eliminação de espécies nativas, alterando a flora e fauna de uma localidade (Desbiez *et al.*, 2011).

Os eucaliptos também têm importante contribuição nas áreas agricultáveis do Vale do Paraíba paulista. Essa árvore, também considerada espécie invasora, pode causar sérios danos regionais, tais como: i) excessiva demanda de água, esgotando a umidade do solo; ii) maior exposição do solo, provocando maior possibilidade de erosão e iii) diminuição da diversidade de espécies em seu entorno, pela liberação de substâncias químicas alelopáticas, que inibem o crescimento de plantas e microrganismos no solo, reduzindo com isso a fertilidade do solo (Lima, 1996).

O terceiro tipo de cultivo que merece destaque na região analisada é o arroz, incluído no grupo dos cereais. O município de Tremembé é o principal produtor de arroz dentre os demais. Seguido dele, Pindamonhangaba e Guaratinguetá também têm importante contribuição no cultivo desse cereal. Ressalta-se que o cultivo de arroz demanda a utilização de grandes quantidades de agrotóxicos e, também, por ser cultura irrigada, necessita de muita água.

No período de 1964 até 1998, a área de agricultura no Brasil aumentou em 78%, enquanto a utilização de agrotóxicos nesse mesmo período aumentou em 700%. Esses agrotóxicos são extensamente utilizados na região sudeste (39% da área total da região, em 1998), de acordo com Spadotto *et al.*(2004). Culturas de soja, milho, citros em geral, cana, café, arroz, feijão e tomate ficam no topo dessa lista, como maiores consumidores desses químicos. Algumas culturas, além de serem intensamente pulverizadas por esses produtos, também ocupam grandes áreas na região do Vale do Paraíba paulista (tabela 4).

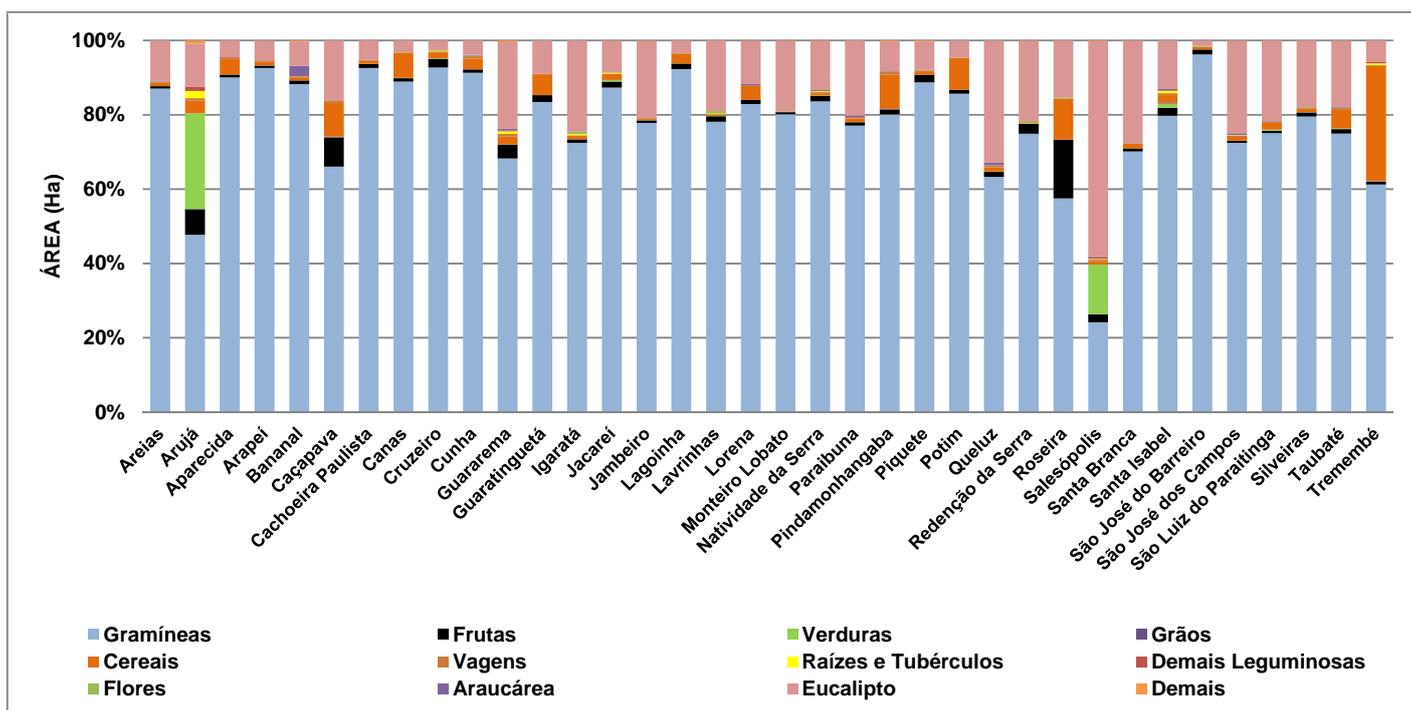
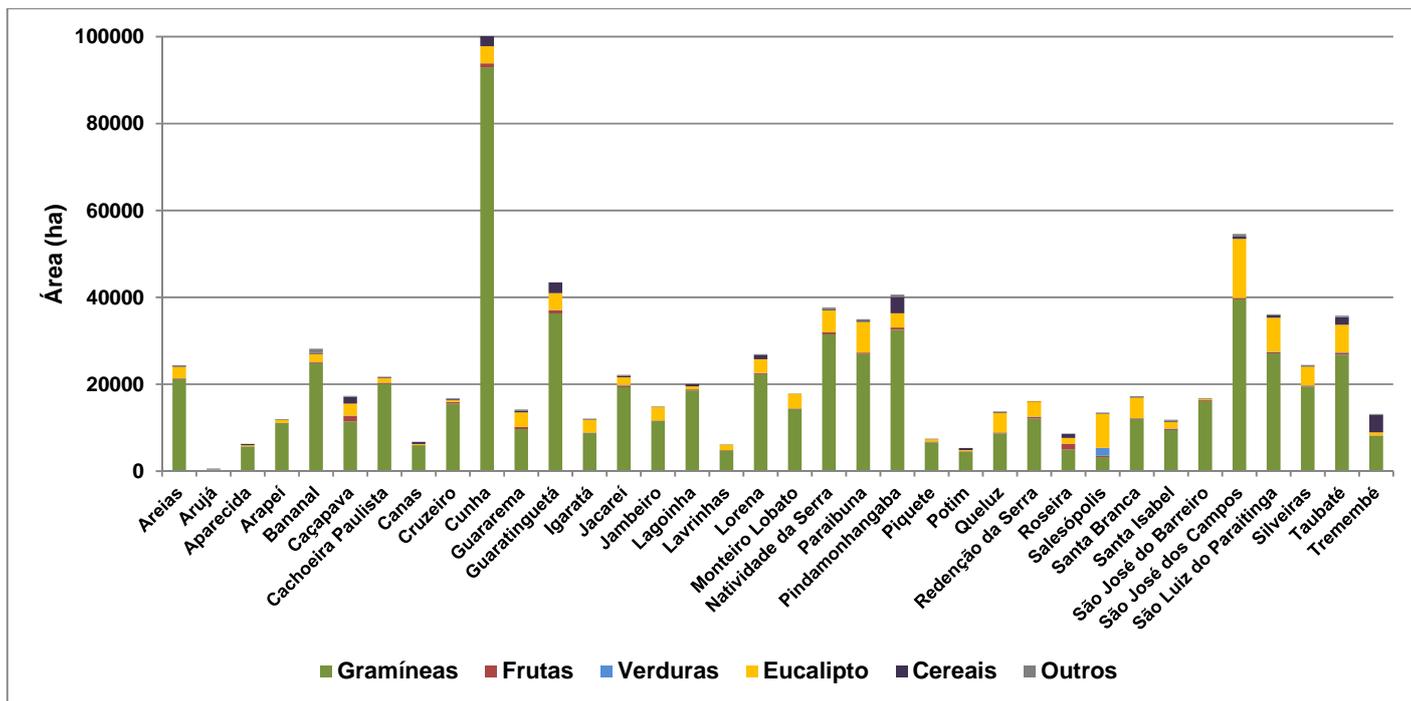


Figura 4: Principais atividades agrícolas nos municípios do Vale do Paraíba Paulista, (a) ocupadas por área absoluta e (b) relativa. Fonte: Adaptado do censo agropecuário de 2007 (Secr. Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, 2011).

Tabela 4: Consumo de agrotóxico em cultivos de tomate, batata, citros em geral, algodão por unidade de área no Vale do Paraíba paulista. *Fonte: adaptado de Spadotto et al., 2004 (Quantidade).*

	Quantidade (kg.ha⁻¹)	Área ocupada noVPP (ha)	Total de agrotóxico consumido no VPP (kg)
Tomate	53	76	3.964
Batata	29	6	170
Citros	12	548	6.791
Algodão	6	2	12
Café	4	382	1.603
Cana-de-açúcar	2	7.717	15.434

A tabela 4 indica a quantidade média de agrotóxicos consumida em culturas no Brasil, por ordem de demanda de cultura. Considerando esses dados e de acordo com a área que cada tipo de cultura ocupa no Vale do Paraíba paulista, apenas as culturas de tomate, batatas, citros, algodão, café e cana potencialmente despejam um total de 27.973 kg de agrotóxicos por hectare, por ano, no solo. Ressalta-se que esses cultivos indicados não são os principais encontrados na região, ocupando apenas uma área correspondente a 3% da abrangência do vale.

De acordo com Erisman *et al.* (2007), os fertilizantes a base de nitrogênio geram grandes perdas para o ambiente, mesmo quando o produto contém reduzida concentração desse elemento. Isso porque os primeiros 100 Kg/ha de fertilizante nitrogenado aplicado são três vezes mais eficazes para o cultivo do que as aplicações seguintes, sendo essas, portanto, perdidas para o ambiente. Apenas 10 a 30% do nitrogênio são utilizados para a agricultura, o restante retorna a atmosfera como N₂ ou é perdida para o ambiente, podendo atingir os corpos de água (Erisman *et al.*, 2007).

As fontes mais importantes de nitrogênio são os excrementos animais (21,6T/ano), fertilizantes (9 T/ano) e a combustão ou queima de biomassa (5,9 T/ano), além das emissões industriais e veiculares. Portanto, a pecuária é a fonte mais importante (Erisman *et al.*, 2007).

O destino dos agrotóxicos no ambiente pode ter processos variados. Alguns compostos podem ficar retidos ou serem absorvidos pelo solo, podendo ser transformados por degradação

química ou biológica ou ser transportados, através da lixiviação ou carreamento superficial (Spadotto *et al.*, 2004).

Considera-se a que lixiviação e o carreamento superficial são agentes de transporte importantes, porque é através desses processos que parte desses compostos químicos entra no rio, sendo levados adsorvidos a partículas do solo ou em solução na água escoada. Com isso, além de elevar a concentração de nutrientes na água, promovendo a eutrofização podem representar risco ecotoxicológico para a biota aquática e mesmo risco à saúde humana se durante o processo de tratamento de água não houver redução desses contaminantes para níveis aceitáveis.

Indústria

O processo de industrialização no Vale do Paraíba iniciou-se a partir da decadência do ciclo do café e passou por três períodos distintos. O primeiro deles, de 1881 a 1914, foi caracterizado por uma industrialização lenta, predominantemente com fábricas têxteis, de alimentos e cerâmica. O segundo momento da industrialização se deu de 1914 a 1943, e foi caracterizado pelas indústrias de transformação de produtos agropecuários. Após a Segunda Guerra e com a construção da Rodovia Presidente Dutra, ficou demarcado o terceiro período, com a modernização de indústrias e o surgimento de grandes siderúrgicas e metalúrgicas (Vieira, 2009).

Dados da ANA (2001) do início de década passada apontaram o trecho fluminense da bacia como o de maior número de indústrias, com mais de 4.000 delas, representadas, principalmente, por usinas de açúcar e álcool. A área mais crítica é a situada entre os municípios de Resende, Barra Mansa e Volta Redonda, onde estão localizadas indústrias siderúrgicas, químicas e alimentícias. É nessa região que são lançadas as maiores cargas de poluentes no rio, sendo um conjunto de 44 indústrias responsáveis por mais de 80% da poluição industrial no rio (ANA, 2001; Vieira, 2009). O fato de a região fluminense possuir maior número de indústrias registradas pode ser explicado porque o rio percorre toda a extensão do Estado do Rio de Janeiro, abrangendo uma área maior e também passando por maior número de municípios. No entanto, naquela ocasião, no trecho paulista, existiam cerca de 2.500 indústrias registradas pela CETESB,

destacando-se as químicas, metalúrgicas, de material eletroeletrônico, petroquímico, de papel e celulose e têxtil, que possuem expressivo potencial poluente. Atualmente, os estabelecimentos industriais no VPP ultrapassam 3 mil, conforme demonstrado na tabela 5.

Com investimentos e localização geográfica privilegiada, algumas cidades se tornaram verdadeiros pólos de industrialização do país. É o caso de São José dos Campos, cidade mais industrializada da região (tabela 5), que recebeu grandes indústrias como montadoras de automóveis, aeronáutica, produtos de informática, química, farmacêutica e refinaria de petróleo. Essa região foi a que obteve maior salto quantitativo dentre os municípios do Estado, aumentando de 6,5% a 11% no total de indústrias em São Paulo, no período de 1996 a 2001 (SEADE, 2008).

Outro município bastante industrializado é Taubaté, que, apesar de ter um crescimento industrial que acompanhou o de São José dos Campos, possui menos da metade de concentração das indústrias do município circunvizinho. Essas duas cidades, juntas, representam 49% da mão de obra industrial da região (Vieira, 2009).

Tabela 5: Número de estabelecimentos do setor industrial, em 2009 e 2010 e proporção da indústria no total de estabelecimentos por município do Vale do Paraíba paulista. *Fonte: SEADE, 2011.*

Município	Número de estabelecimentos em indústria		Proporção da Indústria no total de estabelecimentos (%)
	2009	2010	2010
Aparecida	54	58	4,6
Arapeí	1	2	5
Areias	1	-	-
Arujá	216	226	19,1
Bananal	14	14	5
Caçapava	151	141	10,1
Cachoeira Paulista	33	25	4,8
Canas	15	16	21,1
Cruzeiro	122	114	8,1
Cunha	27	22	4,1
Guararema	70	64	11,7
Guaratinguetá	165	159	6,3

Município	Número de estabelecimentos em indústria		Proporção da Indústria no total de estabelecimentos (%)
	2009	2010	2010
Igaratá	17	15	10,6
Jacareí	301	300	9,2
Jambeiro	19	20	15,5
Lagoinha	6	4	2,9
Lavrinhas	8	7	9,7
 Lorena	149	139	8,4
Natividade da Serra	6	7	5,4
Paraibuna	22	19	5,6
Pindamonhangaba	231	230	9,1
Piquete	9	12	7,1
Potim	14	17	11,6
Queluz	12	12	8
Redenção da Serra	4	6	5,4
Roseira	18	18	13,9
Salesópolis	10	10	3,3
Santa Branca	27	23	9
Santa Isabel	91	90	12,1
São José do Barreiro	2	2	2,4
São José dos Campos	899	900	7
São Luís do Paraitinga	19	16	5,2
Silveiras	6	5	3,4
Taubaté	420	424	7,2
Tremembé	72	82	13,8

Depois da agricultura, a indústria é o setor que mais necessita de água em seus processos (ANA, 2011). Além de ser grande consumidora de água, é também responsável pelas formas mais graves de poluição hídrica e, talvez, mais difíceis de serem tratadas, através do lançamento de seus efluentes nos corpos de água. Isso por causa da diversidade de efluentes que podem ser gerados por indústrias distintas. Buscando contornar o problema, existe um conjunto de leis que regulamenta o descarte de efluentes industriais. São elas: i) Resolução 397/08 – Padrão para descarte de efluentes; ii) Resolução 393/2007 – Condições para descarte de águas de produção de petróleo. Todas são regulamentadas através do Plano Nacional de Recursos Hídricos-PNRH – Lei 9433/97.

Uma pesquisa realizada pelo Instituto de Pesquisa Econômica e Aplicada (IPEA) em 2004 demonstrou que, considerando toda a bacia do Rio Paraíba do Sul, de 488 estabelecimentos industriais pesquisados, apenas 18% afirmaram realizar algum tipo de tratamento de efluente. Com um maior rigor na legislação ambiental em respeito ao lançamento de efluentes em corpos de água e apenas com uma fiscalização efetiva, muitas empresas passarão a utilizar sistemas de tratamento de efluentes. Entretanto, alguns tipos de tratamento não eliminam o lançamento de substâncias tóxicas nos rios, gerando problemas à comunidades aquáticas, ao solo, ao ar e à população de maneira geral.

Outro problema relacionado à produção industrial é a disposição e armazenamento dos resíduos sólidos. Dados da ANA (2001) revelaram que eram gerados aproximadamente 26,6 milhões de toneladas de resíduos sólidos por ano, dos quais 535,6 toneladas são consideradas resíduos perigosos. De acordo com esse relatório, apenas os aterros sanitários existentes em São José dos Campos e Tremembé atendem com eficiência alguns desses rejeitos, ainda que o próprio laudo indique que apenas 19 das 2.500 indústrias registradas respondam por cerca de 85% da produção de resíduos sólidos.

Resíduos sólidos

Outro aspecto que merece destaque é o despejo inadequado de resíduos sólidos. A grande maioria das cidades do vale tem disposição final de resíduos em aterros comuns ou em valas. Apenas 11 municípios (Arujá, Guararema, Bananal, Cruzeiro, Queluz, Aparecida, Guaratinguetá, Lorena, Pindamonhangaba, Taubaté e São José dos Campos) possuem aterro controlado, sendo que essa última é o único município que possui usina de compostagem. Cinco cidades fazem reciclagem de lixo, porém em pequenas proporções, no máximo 20% do total (SEADE, 2011). Esses dados indicam que a ausência de controle na disposição final dos resíduos sólidos pode levar a grandes proporções de chorume e material tóxico para dentro dos corpos d'água ou contaminar o lençol freático, sendo mais um fator de degradação para o rio.

Dados da ANA (2001) indicaram que, em 1999, foram coletadas aproximadamente 754 toneladas de lixo diárias nos municípios do Vale do Paraíba Paulista. Com relação aos resíduos sólidos da área de saúde, que são considerados de elevada periculosidade, ainda de acordo com

esses dados, apenas 10 municípios desse trecho tinham disposição final considerada adequada pela CETESB, por atender às exigências ambientais. Ainda assim, os resultados foram tratados pelos autores com otimismo, por considerarem que os municípios paulistas da bacia têm infraestrutura de atender satisfatoriamente à demanda de resíduos sólidos no setor saúde, por estarem mais bem aparelhados que os demais.

Considerações finais

De acordo com o Comitê de Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul-CBH-PS, os principais usos da água na bacia são para abastecimento, diluição de esgotos, irrigação e geração de energia hidrelétrica; em menor escala para a pesca, recreação e navegação (CEIVAP, 2011). Esse rio é de extrema importância para os estados pelos quais ele passa, por tudo que já foi mencionado, mas principalmente para o estado do Rio de Janeiro e para as cidades ribeirinhas que utilizam suas águas para abastecimento.

As atividades listadas nesse capítulo têm importância socioeconômica, mas resultam em grandes fontes de contaminação e geram resíduos que têm como destino final os corpos d'água. Portanto, o Rio Paraíba do Sul sofreu e ainda sofre esse impacto decorrente do crescimento urbano e industrial das cidades em sua bacia.

A agropecuária é considerada a atividade de maior relevância para a deterioração do solo na bacia, o que contribui expressivamente para a perda da qualidade da água no rio. Dados de Rittman *et al.* (2011) indicaram que a concentração de fósforo lançada através de esgoto humano é bastante significativa, mas consideravelmente menor que a de resíduos animais e agrícolas. Além de ser a principal atividade de ocupação do solo no Vale do Paraíba Paulista, ocupando maior extensão, por vezes, o agricultor utiliza-se de queimadas e desmatamentos de grandes áreas para dar lugar aos campos de pastagens. Além disso, o pisoteio do gado compacta o solo, aumentando o risco de escoamento superficial e lixiviação, levando consideráveis volumes de matéria orgânica, nutrientes, resíduos químicos e farmacêuticos para dentro dos corpos de água. Também, a atividade agrícola representa uma das principais fontes não pontuais de poluição da água, devido ao uso descontrolado de produtos químicos. Quando associada a eventos de fortes

chuvas, pode levar grande parte do que foi aplicado no cultivo diretamente para os corpos de água.

A indústria é outro fator que contribui para a eutrofização no Rio Paraíba do Sul. A legislação para controle e tratamento dos efluentes lançados no rio é eficiente, porém a fiscalização ainda é precária, o que prejudica o cumprimento da lei. Poucas empresas utilizam o reúso da água em suas próprias instalações e, muitas vezes, o fazem apenas por questões financeiras. Cabe salientar que o início da cobrança pelo uso da água, desde março de 2003 (CBH-PS, 2006), tendo a bacia do Paraíba do Sul como pioneira nesse aspecto, foi um grande incentivo às indústrias a se planejarem contra o uso inadequado de excessivas quantidades de água.

A falta de saneamento na maioria dos municípios do Vale do Paraíba paulista é um dos grandes fatores que provocam a eutrofização do rio e de reservatórios desse sistema. Uma das consequências do lançamento de esgoto doméstico sem tratamento é o aumento da matéria orgânica na água, geralmente acompanhada de redução do oxigênio dissolvido na água, que é consumido biológica ou quimicamente. Isso provoca uma desorganização na cadeia trófica aquática, a partir da exclusão de organismos mais sensíveis e do aumento populacional de outros.

Os dados ora apresentados demonstram o quanto o Rio Paraíba do Sul sofre a ação de diversas atividades antrópicas e, com isso, perde em qualidade ao longo do seu curso. É impossível ter um plano de gestão para o rio que não atue também visando o uso e ocupação racional e sustentável do solo, em face da importância de uma visão integrada da bacia. A recuperação de áreas degradadas do solo por ação humana dificilmente as faz voltar à condição inicial, mas é possível mitigar os impactos causados. Isso se dá com trabalhos de conscientização da população, planos pragmáticos de monitoramento de risco, fiscalização adequada por parte dos órgãos competentes e, principalmente, incentivos político e fiscal. Também é necessária a constante busca por processos alternativos visando não degradar o ambiente aquático. Apenas trabalhando com esses fatores é que se pode aliar melhoria na qualidade da água do Rio Paraíba do Sul e crescimento econômico e social das cidades pertencentes à sua bacia. Para isso, é necessário que o comitê de bacias, CEIVAP, mantenha sua atuação e tenha como principal meta não apenas a cobrança pelo uso da água, mas também a fiscalização idônea da utilização desse recurso.

Referências bibliográficas

- AGEVAP, 2009. Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Paraíba do Sul. Análise dos impactos e das medidas mitigadoras que envolvem a construção e operação de Usinas Hidrelétricas. Relatório Final-Fundação COPPETEC.
- ANA, 2011. www.ana.gov.br, em 02/6/2011
- BIGIRIMANA J.; BOGAERT J.; DE CANNIERE, C.; LEJOLY, J.; PARMENTIER I., 2011. Alien plant species dominate the vegetation in a city of Sub-Saharan Africa. Landscape and Urban Planning. 100:251-267.
- BRITO, I.A. 2010. Avaliação da qualidade da água de três reservatórios do Rio Paraíba do Sul através de biomarcadores em *Pimelodus maculatus* (Siluriformes, Pimelodidae) e *Oligosarcus hepsetus* (Characiformes, Characidae). Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação. UFPR. 129 p
- CBH-PS, 2006. Fundamentos da cobrança pelo uso dos recursos hídricos de domínio do Estado de São Paulo na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Relatório técnico. 64p.
- CEIVAP, 2011. www.ceivap.org.br, acessado em 17/10/2011
- CEIVAP, 2010/AGEVAP, 2010. Relatório técnico sobre a situação dos reservatórios com subsídios para ações de melhoria da gestão na Bacia do Rio Paraíba do Sul. Rio de Janeiro. 184 p.
- CEIVAP, 2008. www.ceivap.org.br, acessado em 02/6/2008
- CETESB, 2011. www.cetesb.sp.gov.br, acessado em 27/10/2011
- CETESB, 2009. Qualidade das águas superficiais do Estado de São Paulo – Série relatórios. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente. 310 p.
- CETESB, 2010. Qualidade das águas superficiais do Estado de São Paulo – Série relatórios. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente. 298 p.
- CENSO AGROPECUÁRIO 2007. Secretaria de Abastecimento do Estado de São Paulo. Projeto Lupa. www.cati.sp.gov.br/projetolupa/ e www.agricultura.sp.gov.br, acessado em 13/10/2011.
- CHAGAS, W. F.2000. Estudo de patógenos e metais em lodo digerido bruto e higienizado para fins agrícolas, das estações de tratamento de esgotos da Ilha do Governador e da Penha no estado do Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado. Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública. 89 p.
- CORDELL, D., DRANGERT, J.O., WHITE, S., 2009. The story of phosphorus: global food security and food for thought. Global Environ. Change 19, 292–305.

- DAEHLER, C.C., 1997. The taxonomic distribution of invasive angiosperm plants: ecological insights and comparison to agricultural weeds. Biological Conservation. 84: 167-180.
- DA-RIN, B.P.; NETO, J.N.V.; CUNHA, M.F.; RAMOS, R. 2008. Tratamento de esgotos. SENAI-RJ. 249p.
- DESBIEZ ET AL., 2011 DESBIEZ, A. L. J.; SANTOS, S. A.; ALVAREZ, J. M.; TOMAS, W. M.; 2011. Forage use in domestic cattle (*Bos indicus*), capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) and pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in a seasonal Neotropical wetland. Mammalian Biology. 76: 351-357.
- ERISMAN, J.W.; BLEEKER, A.; GALLOWAY, J.; SUTTON, M.S. 2007. Reduced nitrogen in ecology and the environment. Review. Environmental Pollution 150 (2007) 140e149
- FÉRES, J.; THOMAS A.; REYNAUD, A.; MOTTA, R. S., 2004. Demanda por água e custo de Controle da poluição hídrica nas indústrias da bacia do Rio Paraíba do Sul Texto para discussão N° 1084-IPEA.
- GRUBEN, A.; LOPES, P.D.; JOHNSON, R.M.F., 2002. A Bacia do Paraíba do Sul, São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais. Projeto Marca D'Água-Resultados Preliminares. www.marcadagua.org.br, acessado em 02/6/2008. 77p.
- IBGE, 2010 – censo demográfico – www.ibge.gov.br, acessado em 11/10/2011
- IBGE, 2006. Censo Agropecuário - Brasil, grandes regiões e Unidades da Federação. Rio de Janeiro. 777p.
- NBR 9896, 1987. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. Poluição das águas- NBR 9896, Rio de Janeiro, Brasil.
- LEI N° 9433/97-PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos, de 08 de janeiro de 1997. Brasil
- REIS, B. J.; BATISTA, G. B.; TARGA, M.S.; CATELANI, C.S., 2006. Influência das cavas de extração de areia no balanço hídrico do vale do Paraíba do Sul. REM-Rev. Esc. Minas-Ouro Preto-MG. 59(4): 391-396.
- Resolução CONAMA 359 (www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35905.pdf - 22/02/2011)
- RITTMANN, B.E.; MAYER, B; WESTERHOFF, P.; EDWARDS, M. 2011. Capturing the lost phosphorus. Chemosphere. 84: 846-853.
- ROQUE, O.C.C., 1997. Sistemas alternativos de tratamento de esgotos aplicáveis as condições brasileiras – Tese de Doutorado em Saúde Pública, FIOCRUZ – Rio de Janeiro. 153 p
- SEADE, 2008, www.seade.com.br, Atividade Econômica Paulista, acessado em 19/10/2011
- SEADE, 2011, www.seade.com.br, acessado em 19/10/2011

SOUZA-JR., D.I, 2004. A degradação da bacia do Rio Paraíba do Sul. Engevista 6-3: 99-105.

SPADOTTO, C.A.; GOMES, M.A.F.; LUCHINI, L.C.; ANDRÉA, M.M., 2004. Monitoramento do risco ambiental de agrotóxicos: princípios e recomendações. Doc. 42-EMBRAPA. Jaguariúna-SP. 30p.

THOMAZ, S. M.; CARVALHO, P.; MORMUL, R. P.; FERREIRA, F. A., SILVEIRA, M. J. ; MICHELAN, T. S., 2009. Temporal trends and effects of diversity on occurrence of exotic macrophytes in a large reservoir. Acta Oecologica 35: 614-620.

VIEIRA, E.T., 2009. Industrialização e políticas de desenvolvimento regional: o Vale do Paraíba Paulista na segunda metade do século XX. Tese de doutorado – História Econômica-USP. 177p.

VON SPERLING, M. 2005. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias 1. Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Depto. Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG 3ªEd. 452 p.

CAPÍTULO II

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E DAS COMUNIDADES PLANCTÔNICAS NO ALTO E MÉDIO PARAÍBA DO SUL E RESERVATÓRIO DO FUNIL

Introdução

Com uma área de drenagem de cerca de 55.500 km², a bacia do Rio Paraíba do Sul drena uma das regiões mais desenvolvidas do país, abrangendo 180 municípios dos Estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais. As águas do Paraíba do Sul respondem diretamente pelo abastecimento de cerca de 14 milhões de pessoas, das quais 4,85 milhões vivem em áreas urbanas na própria bacia e o restante na Região Metropolitana do Rio de Janeiro, que consome uma vazão de aproximadamente 50 m³/s de águas transpostas do rio Paraíba para a bacia do rio Guandu (CEIVAP, 2001).

Ao longo de seu percurso, o Rio Paraíba do Sul apresenta trechos com características físicas distintas, sendo seu curso superior, considerado como sendo desde a nascente até a cidade de Guararema (572 m de altitude) apresenta fortes declives e regime torrencial. Já no curso médio superior (até Cachoeira Paulista) e médio inferior (de Cachoeira Paulista até São Fidélis), o rio apresenta-se encaixado e com trechos encachoeirados. Com essas características, o vale tem sido aproveitado para a construção de barragens para fins de hidroeletricidade e controle de vazão. Os reservatórios de cabeceira (Paraitinga, Paraibuna e Jaguari) no estado de São Paulo, juntamente com o reservatório de Funil no estado do Rio de Janeiro, proporcionam controle bastante satisfatório de enchentes regionais nos dois terços superiores do Rio Paraíba do Sul.

Desde tempos históricos, o Rio Paraíba do Sul e seus afluentes têm sido corpos receptores dos efluentes urbanos, industriais e agrícolas da bacia e, dessa forma, utilizados como meio de diluição. Atualmente, a ausência de tratamento dos esgotos domésticos da maioria das cidades constitui um dos principais fatores de degradação dos recursos hídricos da região. Além dos efluentes industriais e esgotos domésticos, recebe também carga de sedimentos particulados originários de atividades humanas e de processos erosivos consequentes da devastação quase total da cobertura vegetal em toda a bacia do Rio Paraíba do Sul. Por outro lado, a crescente demanda por recursos hídricos e o descaso com o uso das águas e proteção de mananciais

causam efeitos direta ou indiretamente sobre a população, gerando problemas socioambientais, econômicos e de saúde pública, devido à degradação da paisagem e à alteração dos ecossistemas aquáticos da bacia e da vegetação de entorno.

Apesar da extrema importância do conhecimento das condições de qualidade de água do Rio Paraíba do Sul, visando seus múltiplos usos e proteção da biota e população local, poucos estudos limnológicos têm focado a bacia como um todo. Carvalho *et al.* (2002) estudaram a contribuição do transporte de metais pesados na matéria orgânica particulada desse rio para o Oceano Atlântico; Soares *et al.* (2007 a, b) fizeram um levantamento da comunidade fitoplanctônica de dois rios pertencentes à bacia do Paraíba do Sul; Terra *et al.* (2011) indicaram novo índice de qualidade da água a partir da comunidade de peixes encontrada no rio e no reservatório do Funil, além de relatórios de trabalhos técnicos. A grande maioria dos trabalhos acerca da biota aquática aborda a comunidade íctica, como os de (Santos *et al.*, 2010), Venancio *et al.* (2010), Canepelle *et al.* (2009), Santos *et al.* (2011), Araújo *et al.* (1998 e 2009). Com enfoque mais na qualidade da água, Silva *et al.* (2001) avaliaram a dinâmica de nutrientes na porção baixa do rio. Vitoria *et al.* (2010) e Azcue *et al.* (1987) contribuíram com trabalhos sobre a dinâmica de metais pesados em aguapés e na água do rio, respectivamente.

Já para o Reservatório do Funil, que vem sofrendo intenso processo de eutrofização nas duas últimas décadas, trabalhos realizados no início dos anos 80 relataram um reservatório com uma baixa produção primária, baixo teor de fósforo e predomínio de algas verdes (Amorim & Franca 1981, FEEMA 1987), enquanto análises entre 1987 e 1991 mostraram uma maior concentração de fósforo e dominância de cianobactérias (FEEMA, 1989). Posteriormente, a ocorrência de *Microcystis aeruginosa* foi relatada para o reservatório (Klapper, 1998). Rocha *et al.* (2002) e Branco *et al.* (2002), em análise limnológica do Reservatório do Funil, avaliaram a comunidade zooplanctônica e sua associação com as florações de cianobactérias. O trabalho de Soares *et al.*, (2008) avaliou sucessão sazonal de cianobactérias entre fixadoras e não fixadoras de nitrogênio e indicou que outras variáveis, provavelmente físicas, impulsionavam as constantes florações de cianobactérias, além do aporte de nutrientes. Além deste, trabalhos mais recentes permitiram ampliar os conhecimentos para este ambiente (Soares *et al.*, 2012; Rangel *et al.*, 2012; Soares *et al.*, 2009; Soares *et al.*, 2008).

Com o relato acima, observa-se a reduzida produção de trabalhos limnológicos realizados na parte superior do Rio Paraíba do Sul, carecendo de informações importantes relativas à qualidade da água para fins de gerenciamento e proteção ambiental. Mais importante ainda é a inexistência de estudos integrando simultaneamente avaliações relativas à qualidade de água e comunidades planctônicas no Rio Paraíba do Sul à jusante do reservatório do Funil e avaliações no próprio reservatório.

O intenso desenvolvimento industrial e o crescimento urbano desordenado causaram inúmeros impactos sobre os recursos hídricos com consequências sérias sobre os reservatórios do Sudeste, incluindo o Reservatório do Funil. Esses corpos d'água têm acumulado, de forma contínua e crescente, nutrientes e substâncias tóxicas provenientes da bacia de drenagem de montante e sofrido processos de eutrofização, culminando com florações de cianobactérias potencialmente tóxicas, gerando redução na qualidade da água para seus múltiplos usos e fins.

A comunidade planctônica, de maneira geral, fornece uma resposta rápida a processos de alterações químicas na água, como por exemplo, ao aumento na concentração de nutrientes, apresentando uma redução em sua diversidade e riqueza de organismos. Sua estrutura e composição no tempo refletem as flutuações das variáveis ambientais, físicas e químicas (Margalef, 1983). Em rios, a ocorrência de fitoplâncton é fortemente influenciada pela turbulência e baixa intensidade luminosa, que produz grande riqueza de diatomáceas, algas verdes (Reynolds *et al.*, 2006) e desmídias (Padisak, 2003; Rojo *et al.*, 1994). Já em lagos, devido à estabilidade da coluna de água, organismos capazes de se manter nas camadas superficiais se beneficiam por receber a radiação solar mais intensamente. Nesse aspecto, as cianobactérias, microrganismos que podem possuir aerótopos, formar colônias ou produzir mucilagem, conseguem manter-se por mais tempo na superfície e, de acordo com sua produção de carboidratos, podem fazer migrações verticais na coluna de água. Algumas delas, por poderem fixar nitrogênio e sofrerem pouca pressão de herbivoria, são beneficiadas em sistemas de reservatórios, podendo se manter dominantes por meses ou mesmo anos. Além disso, os reservatórios criam um ambiente artificial propício a florações, com estabilidade da coluna de água e longo tempo de residência.

Quanto à comunidade zooplânctônica, sua riqueza de espécies é influenciada pela qualidade da água e pela produtividade e tamanho do lago (Hobaek *et al.*, 2002). Em sistemas

temperados, grandes cladóceros podem regular as relações entre nutrientes e a biomassa fitoplanctônica. Porém, em sistemas tropicais, podem ocorrer interações mais complexas na cadeia alimentar aquática. Nessas localidades, a comunidade zooplanctônica é frequentemente dominada por pequenos cladóceros, rotíferos e formas juvenis de copépodos (Branco *et al.*, 2002; Jeppensen *et al.*, 2005).

Associadas a fatores bióticos, as variáveis físicas e químicas da água também afetam o ecossistema, alterando as comunidades nele presentes. Um exemplo disso é a temperatura, que afeta processos metabólicos relacionados à fotossíntese, influenciando diretamente no crescimento do fitoplâncton (Cole & Jones, 2000; Paerl & Huisman, 2008). A ocorrência de cianobactérias em muitos sistemas brasileiros tem sido relacionada a períodos de temperaturas mais elevadas (Branco & Senna, 1994; Bouvy *et al.*, 2000; Huszar *et al.*, 2000; Marinho & Huszar, 2002). O mesmo ocorre com os nutrientes, sendo o nitrogênio e o fósforo os principais elementos da produção primária e essenciais na determinação da comunidade planctônica de um ambiente (Henry & Tundisi, 1982; Gonzáles, 2000, Reynolds *et al.*, 2002; Wilhem *et al.*, 2011). Mudanças nas razões dos nutrientes, principalmente Si, N e P, que são essenciais para os organismos aquáticos, podem acarretar alterações dos ciclos biogeoquímicos e da comunidade planctônica (Conley *et al.*, 1993). Ainda com relação aos nutrientes, algumas espécies fitoplanctônicas podem assimilá-los mais rapidamente que outras e algumas delas podem utilizá-los eficientemente mesmo quando as concentrações externas são reduzidas. Esse desempenho difere não apenas entre os organismos, mas também entre a qualidade do nutriente (Reynolds, 1998).

Sob outro aspecto, mudanças climáticas podem alterar a intensidade e a duração das precipitações e das secas. Isso será refletido na dominância de cianobactérias, já que eventos mais intensos de precipitação, por exemplo, podem mobilizar nutrientes no solo e aumentar o enriquecimento desses nutrientes nos corpos de água (Paerl & Paul, 2011; Paerl, 2006c). Por outro lado, um período maior de condições de estratificação térmica da coluna de água também pode ampliar a ocorrência e duração de florações de cianobactérias. Essas alterações podem atuar em sinergia com as atividades antrópicas que provocam eutrofização, promovendo mais ainda a expansão das cianobactérias. De acordo com Dodds (2006), é necessária uma melhor compreensão de como as interações entre nutrientes influenciam o estado trófico e a própria determinação do estado trófico melhoraria a base científica para o manejo de ambientes lóticos.

Pelo exposto acima, esse capítulo teve por objetivo fazer um levantamento limnológico, visando diagnosticar e identificar os pontos que mais provocam a perda de qualidade de água do Rio Paraíba do Sul, em trechos à montante, jusante e no próprio Reservatório do Funil. A partir desses dados, espera-se obter um diagnóstico das condições de nutrientes e das comunidades planctônicas para subsidiar o gerenciamento e manejo necessários à melhoria de suas águas. Também foram avaliados, a partir do monitoramento ambiental, os principais fatores responsáveis pelas constantes florações de cianobactérias no reservatório.

Material e Métodos

Foram realizadas seis campanhas de amostragens de água no Rio Paraíba do Sul e no Reservatório do Funil, sendo três delas em meses chuvosos (abril/2009, janeiro e fevereiro/2010) e três em período de estiagem (julho, agosto e setembro/2009). Esses períodos foram previamente distinguidos por meio de dados históricos de pluviosidade, disponibilizados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Foram escolhidos 16 pontos amostrais, distribuídos desde o trecho inicial do Rio Paraíba do Sul, na confluência dos Rios Paraibuna e Paraitinga, até à jusante do Reservatório do Funil, conforme dados geo-referenciados na tabela 1 e figura 1. Esses pontos foram escolhidos em função da proximidade das principais cidades situadas no vale do Rio Paraíba do Sul, das atividades socioeconômicas potencialmente impactantes desenvolvidas na bacia de drenagem e da viabilidade logística para a coleta.

As campanhas amostrais ocorreram nas seguintes datas: abril – 28, 29 e 30/04/2009; julho – 6, 7 e 8/07/2009; agosto – 11, 12 e 13/08/2009; setembro – 15, 16 e 17/09/2009; janeiro – 12, 13 e 14/01/2010; fevereiro – 8, 9 e 10/02/2011. A temperatura média do ar anual registrada foi de 21°C e a precipitação média de 1.305 mm (CETESB, 2010)

Tabela 1: Pontos amostrais e respectivas coordenadas geográficas no Rio Paraíba do Sul e Reservatório do Funil.

Pontos	Município	Localização Geográfica
PS-01	Paraibuna – SP	S23°25'01,8" W045°36'57.7"
PS-02	Santa Branca – SP	S23°22'27.9" W045°52'23.4"
PS-03	Jacareí – SP	S23°18'12.5" W045°58'41.4"
PS-04	São José dos Campos – SP	S23°09'51.2" W045°55'57.0"
PS-05	São José dos Campos – SP	S23°09'24.2" W045°54'05.5"
PS-06	Caçapava – SP	S23°04'42.6" W045°42'38.7"
PS-07	Pindamonhangaba – SP	S22°54'42.7" W045°28'14.1"
PS-08	Guaratinguetá – SP	S22°47'25.1" W045°10'44.5"
PS-09	Cachoeira Paulista – SP	S22°39'40.3" W045°00'43.7"
PS-10	Lavrinhas – SP	S22°33'59.7" W044°54'28.4"
PS-11	Itatiaia – RJ	S22°31'43,0" W044°34'06,9"
FN-1	Reservatório do Funil	S22°31'14,8" W044°41'20,8"
FN-2	Reservatório do Funil	S22°30'38,3" W044°37'39,4"
FN-3	Reservatório do Funil	S22°34'49,8" W044°36'11,5"
FN-4	Reservatório do Funil	S22°33'58,9" W044°34'55,1"
FN-5	Reservatório do Funil	S22°31'44,3" W044°33'55,7"

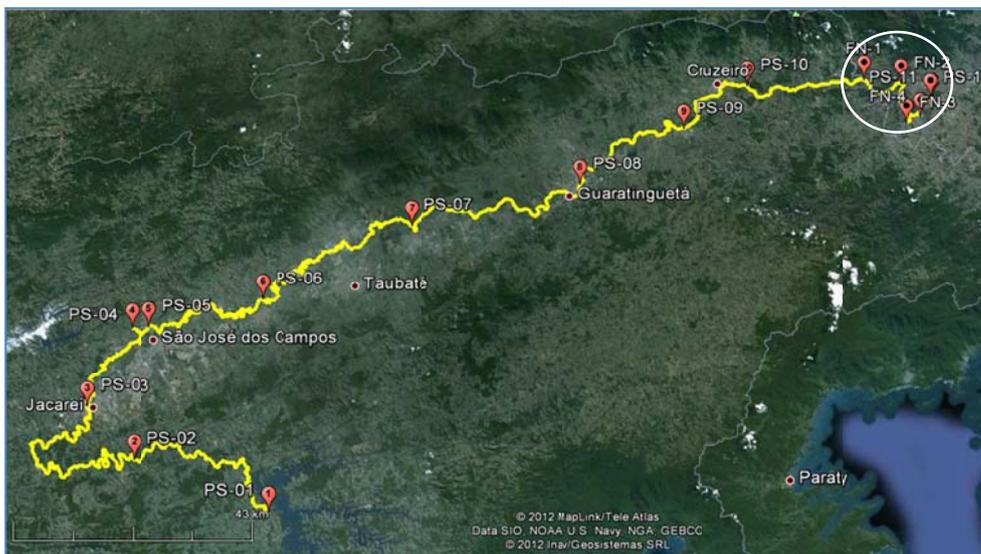


Figura 1: Vista geral da Bacia do Paraíba do Sul paulista e Reservatório do Funil, Resende, RJ, assinalados os respectivos pontos amostrais. O círculo marca a posição do Reservatório do Funil. *Fonte: Google Earth.*

Área de estudo e pontos amostrais

PS-01 – Cidade de Paraibuna: Esse ponto amostral (Figura 2, 1-a e 1-b) encontra-se localizado no início da formação do Rio Paraíba do Sul, a 2 km de distância da jusante da barragem da UHE Paraibuna, da CESP – Companhia Energética de São Paulo. A área de entorno possui predominantemente pastagens e residências da área rural do município de Paraibuna, que conta com 17.388 habitantes.

PS-02 – Santa Branca: Localizado à jusante do Reservatório da UHE Santa Branca, da LIGHT S/A, o ponto de coleta de água (Figura 2, 2-a e 2-b) foi feito na saída do canal de fuga da represa, onde a tomada de água é de fundo e onde ocorre um intenso turbilhonamento da água. A vegetação de entorno da represa é de remanescente de Mata Atlântica e a pequena cidade de Santa Branca, com 13.760 habitantes, está próxima a esse ponto amostral, após a represa.

PS-03 – Cidade de Jacareí: Situado na área central da cidade de Jacareí (Figura 2, 3), onde o rio, após ter feito uma curva na cidade de Guararema, segue na direção sul-nordeste. A cidade de Jacareí é densamente povoada, com 211.214 habitantes, sendo grande parte de sua economia oriunda de indústria e serviços (IBGE, 2010).

PS-04 – Rio Jaguari - São José dos Campos: Esse é o único ponto localizado em um afluente do Paraíba do Sul, o Rio Jaguari (Figura 2, 4-a e 4-b). Está situado na zona rural de São José dos Campos e a 17 km a jusante da barragem da UHE Jaguari, com paisagem predominantemente rural, com pouquíssimas residências próximas ao rio.

PS-05 – São José dos Campos: Situa-se na cidade de São José dos Campos (Figura 2, 5-a e 5-b), mais precisamente no bairro Altos de Santana, onde se localiza uma comunidade de baixa renda. Na ponte onde foi realizada a coleta, era comum encontrar pessoas pescando e, segundo relatos, os peixes encontrados eram de pequeno porte e utilizados para a alimentação familiar. Também era possível visualizar criação de suínos às suas margens e canos com esgoto sendo lançados diretamente no rio. Casualmente era visto despejo de lixo residencial nas margens.

Dentre as cidades do vale do Paraíba Paulista, São José dos Campos é a mais populosa, com 629.920 habitantes, sendo a indústria o principal contribuinte do PIB desse local (IBGE,

2010), conforme demonstrado no capítulo anterior. A agropecuária é, em sua maioria, de subsistência.

PS-06 – Caçapava: Está localizado em uma área onde o rio é bastante encachoeirado e situado em área urbana da cidade (Figura 2, 6-a e 6-b), porém com poucas residências em seu entorno. Essa cidade possui uma população de 84.750 habitantes e tem na indústria e serviços os principais elementos para a economia local (IBGE, 2010).

PS-07 – Pindamonhangaba: Está situado na área rural da cidade de Pindamonhangaba (Figura 2, 7), que tem população de 146.995 habitantes e a indústria como principal atividade econômica. Esse município, como avaliado no capítulo anterior, contribui com extensas áreas agrícolas.

PS-08 – Guaratinguetá: Está localizado após a região mais densamente povoada da cidade de Guaratinguetá (Figura 2, 8-a e 8-b). A principal atividade econômica é a pecuária desse município de cerca de 112.000 habitantes, apesar de ser possível observar grandes áreas de plantações de arroz no entorno do rio.

PS-09 – Cachoeira Paulista: Situa-se na parte urbana do município, sendo a ponte utilizada para realização das coletas a principal dessa cidade de 30.000 habitantes e em todo seu entorno existem muitas residências (Figura 2, 9). Nessa região era muito comum a presença de macrófitas flutuantes (*Eichornia* sp.) no rio, o que em certo momento chegou a comprometer a estrutura da referida ponte. Essas macrófitas, inclusive, eram observadas em vários locais do rio.

PS-10 – Lavrinhas: A cidade de Lavrinhas possui apenas 6.590 habitantes e é possível se observar em seu entorno grandes áreas de pastagens e plantações de eucaliptos, apesar da economia local ser principalmente composta por serviços e poucas indústrias. Nessa região, o Rio Paraíba do Sul é encachoeirado e o ponto amostral fica logo após um meandro (Figura 2, 10-a e 10-b).

PS-11 – Itatiaia: Localizado a jusante do Reservatório do Funil, na tomada de água do canal de fuga da represa, onde ocorre a turbilhonamento da água que sai do reservatório para, novamente, dar segmento ao rio (Figura 2, 11).

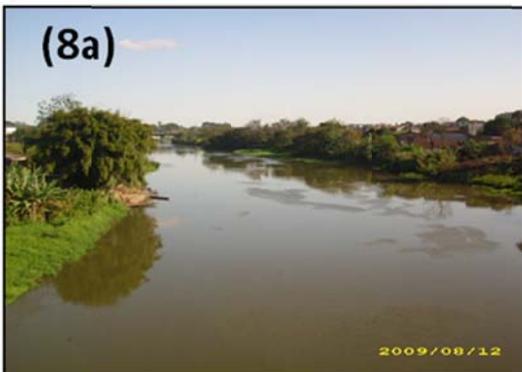
FN-1 - Reservatório do Funil: Esse ponto está localizado à montante do reservatório, na cidade paulista de Queluz (Figura 2, 12). Possui características de ambiente lótico, principalmente em períodos de seca.

FN-2 - Reservatório do Funil: Situado próximo ao dique de Nhangapi, as margens da rodovia Presidente Dutra, em Itatiaia (Figura 2, 13), esse ponto é considerado um local de transição entre ambiente lótico e lêntico. É comum se encontrar florações fitoplanctônicas visíveis nesse ponto.

FN-3 e 4 – Reservatório do Funil: Esses pontos são localizados nos dois braços principais do reservatório (Figura 2, 14).

FN-5 - Reservatório do Funil: Ponto mais próximo à barragem da represa (Figura 2, 15) é também o ponto que pode atingir a máxima profundidade do reservatório (75 metros). A tomada de água para fazer girar as turbinas da represa é de fundo e está situada a cerca de 10 metros acima do solo.





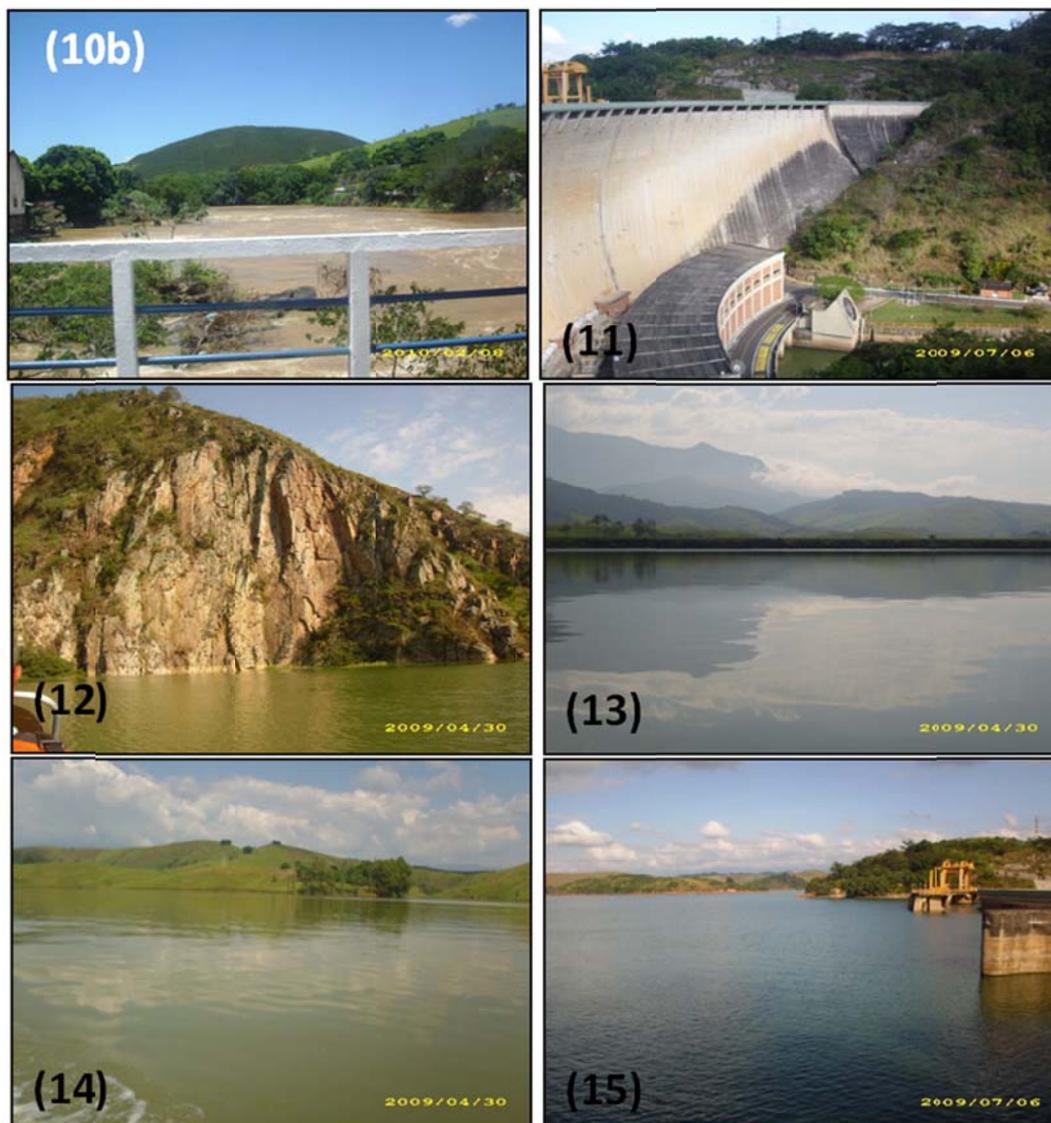


Figura 2: Imagens fotográficas dos pontos amostrais. Os números correspondem a cada ponto (ex: PS-01, 1a e 1b). A partir da imagem 12, estão os pontos do Reservatório do Funil: FN-1 (12); FN-2 (13); FN-3 (14) e FN-5 (15). *Fonte: fotos feitas pela autora (1,2, 4-15) e Google Earth (3).*

Medidas de campo

Em todos os pontos amostrais foram determinados os valores de pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura da água e potencial de oxi-redução (ORP), através de uma sonda multiparamétrica Yellow Spring modelo 600 QS. A turbidez de cada ponto amostral

foi determinada por um turbidímetro marca Hatch. A transparência da água foi avaliada pela profundidade de extinção do disco de Secchi e intensidade luminosa subaquática foi determinada com o uso de radiômetro marca LiCor. Essas duas últimas variáveis foram mensuradas apenas no Reservatório do Funil, por causa da impossibilidade em se obter esses valores a partir de amostragens sobre as pontes onde foram coletadas águas no rio. Os dados climatológicos das épocas de amostragens também foram pesquisados, com a finalidade de se correlacionar aos aspectos físicos e químicos mensurados na água e a interferência da pluviosidade ao longo do rio.

Coletas de amostras para análises em laboratório: Alíquotas da água bruta foram coletadas de cada ponto amostral, para determinação em laboratório das seguintes variáveis:

Fitoplâncton: Amostras da água de subsuperfície foram retiradas e acondicionadas em frascos âmbar contendo solução de Lugol para posterior análise qualitativa e quantitativa em microscópio invertido, de acordo com Utermöhl (1958). Foi também estimado o biovolume ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$), multiplicando-se as densidades de cada espécie pelo volume médio dos organismos.

A abundância fitoplanctônica ($\text{célula} \cdot \text{mL}^{-1}$ e $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) foi estimada segundo o método de sedimentação (Utermöhl, 1958) em microscópio invertido modelo Olympus, a 400x. O volume sedimentado foi definido de acordo com a concentração de algas e/ou detritos. O tempo de sedimentação foi de pelo menos três horas para cada centímetro de altura da câmara (Margalef, 1983). Os indivíduos (células, colônias, filamentos) foram enumerados em campos aleatórios (Uhelinger, 1964) em número suficiente para alcançar 100 indivíduos da espécie mais frequente, sendo o erro inferior a 20%, a um coeficiente de confiança de 95% (Lund *et al.*, 1958). No caso de não ser possível alcançar os 100 indivíduos, adotou-se a curva de estabilização das espécies, obtida a partir da adição de espécies novas adicionadas com o número de campos contados.

Zooplâncton: Foi coletado um volume definido de água em cada ponto, variando entre 20, 50 ou 100 litros, de acordo com o ponto amostral e com a finalidade de não colmatar a rede de $68\mu\text{m}$, que foi utilizada para análise qualitativa e quantitativa da comunidade zooplanctônica. O concentrado foi acondicionado em frascos contendo formol 4%. Em laboratório esse material foi subamostrado e quantificado em microscópio óptico por meio de uma câmara de Sedgewick-Rafter reticulada e com capacidade para 1 ml. Os organismos zooplanctônicos foram

identificados e quantificados dessa forma e foi realizado um acompanhamento nas densidades populacionais dos mesmos, a partir do volume filtrado em campo.

Clorofila-a e nutrientes: As coletas foram realizadas com garrafa de Van-Dorn ou baldes. Parte da amostra coletada foi filtrada em filtros de borosilicato, que foram preservados congelados até o momento da análise de clorofila-a. A concentração de clorofila-a foi determinada pelo método tricromático de Jeffrey & Humphrey (1975). Essa análise consiste em extração dos pigmentos contidos no filtro através de acetona 90%, sendo extraído por cerca de 20 horas, centrifugado a 6000 rpm, e analisado por espectrofotometria. A fração aquosa filtrada foi destinada à análise de nutrientes dissolvidos, sendo analisadas as concentrações de nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fosfato solúvel dissolvido. Os nutrientes foram determinados por análise cromatográfica em um cromatógrafo de íons Dionex ICS-1000.

As condições cromatográficas para ânions foram: colunas AS-14A e AG-14A, eluente 3,5 mM de carbonato de cálcio e 1 mM de bicarbonato de cálcio, em condição isocrática, com supressão de condutividade por supressora ASRS-300. Para remoção do ruído (background) foi utilizado, além disso, supressora CRD-300, com fase móvel de hidróxido de sódio 200 mM. Para cátions, as condições foram: colunas CS-12A e CG-12A, eluente 20 mM ácido metanosulfônico e supressora CSRS-300.

Para a análise de fósforo total, foi realizada a técnica de digestão por persulfato de potássio, sendo as amostras autoclavadas posteriormente. Os ortofosfatos liberados reagiram com o molibdato de amônio na presença de tartarato de antimônio e potássio, formando um complexo que é reduzido pelo ácido ascórbico. Após essas reações, fez-se a leitura em espectrofotômetro a 880 nm. (APHA, 1995).

Dados meteorológicos – A temperatura do ar e a pluviosidade foram adquiridas no Ciiagro (Centro integrado de informações agrometeorológicas), com bases meteorológicas localizadas em Taubaté e Pindamonhangaba.

Análise de dados

O biovolume fitoplanctônico ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) foi estimado multiplicando-se as densidades de cada espécie pelo volume médio dos organismos, sempre que possível considerando as

dimensões médias de pelo menos 30 indivíduos. O volume de cada organismo foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados à forma dos indivíduos (Edler, 1979; Hillebrand *et al.*, 1999).

O programa R (versão 2.14) foi usado para as análises estatísticas. Para as variáveis limnológicas e de nutrientes foram utilizados gráficos do tipo “boxplot”, para se verificar a dispersão dos resultados, os “outliers” e a comparação entre os pontos.

Para uma análise mais abrangente desses resultados, foi feita uma análise de redundância (RDA), para determinar a distribuição dos principais grupos de algas pelo período e pontos amostrais, usando o software de ordenação canônica Canoco for Windows 4.5. Os dados foram logaritmizados e a RDA foi utilizada para determinar os elementos que poderiam explicar relações estatisticamente significativas ($p < 0,05$). As variáveis significativas foram avaliadas usando testes de permutação de Monte Carlo, com 999 permutações.

A análise de Cluster foi realizada por meio do programa Statistica 7. Com isso, objetivou-se conhecer a similaridade e o distanciamento entre os pontos de acordo com as suas características físicas, químicas e biológicas. Essa análise foi realizada com a finalidade de se avaliar os principais pontos críticos do local estudado, um dos objetivos deste estudo.

Resultados

- O meio abiótico

A pluviosidade e a temperatura média anual estão representadas na figura 3. É possível observar-se que ocorreram diferenças nos meses de janeiro e fevereiro entre a chuva do dia de coleta e a acumulada. Essas diferenças, pelas quais a chuva acumulada esteve menor que o volume de chuva do dia, ocorreram porque no cálculo da chuva acumulada ainda não estava registrado o volume total daquele dia, tendo chovido em um único dia mais do que o registrado no mês, até aquele instante. Esses eventos são comuns na região sudeste do Brasil, em que uma intensa pluviosidade concentrada em poucos dias pode refletir em mudanças drásticas nos corpos hídricos, causando especialmente um maior aporte de sedimentos e nutrientes aos sistemas aquáticos.

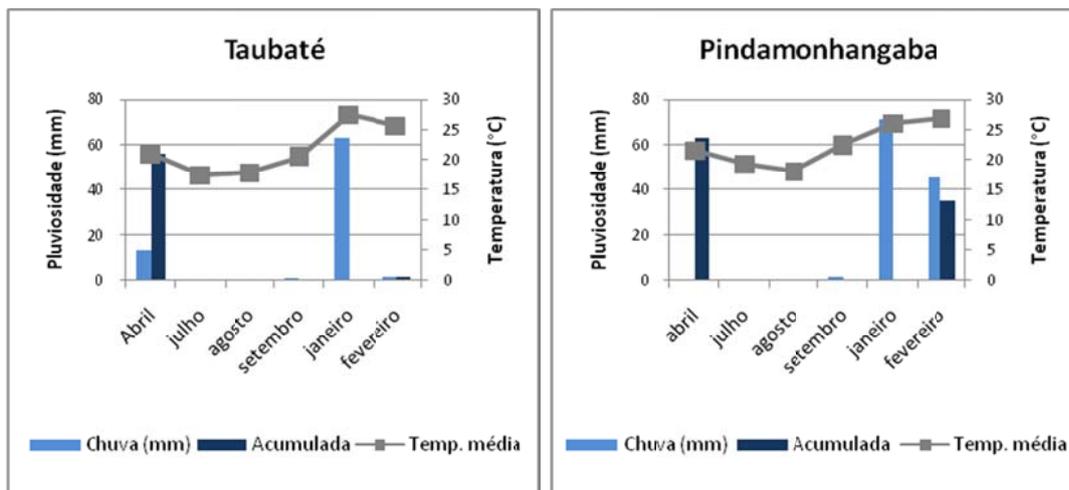


Figura 3: Variação da pluviosidade e da temperatura média do ar nos dias de coleta (Fonte: Adaptado de Ciiagro, 2011). Os pontos indicados no eixo x da figura representam as datas exatas das coletas.

A temperatura da água (figura 4) variou de 19°C (PS-02-ago) a 35°C (FN-4-fev), com valores elevados no verão e mais reduzidos no inverno, como esperado. Nos pontos do rio, a temperatura se manteve homogênea entre eles, em todos os meses, acompanhando a temperatura ambiente. No reservatório, observou-se que as temperaturas estiveram mais elevadas, em virtude das altas temperaturas do ar no verão. Essas temperaturas foram mais altas onde o reservatório não sofre tanto a influência do rio, como em FN-2 a FN-5, sendo locais com características mais lânticas. A média de temperatura no reservatório foi de 26°C e no rio foi de 22°C.

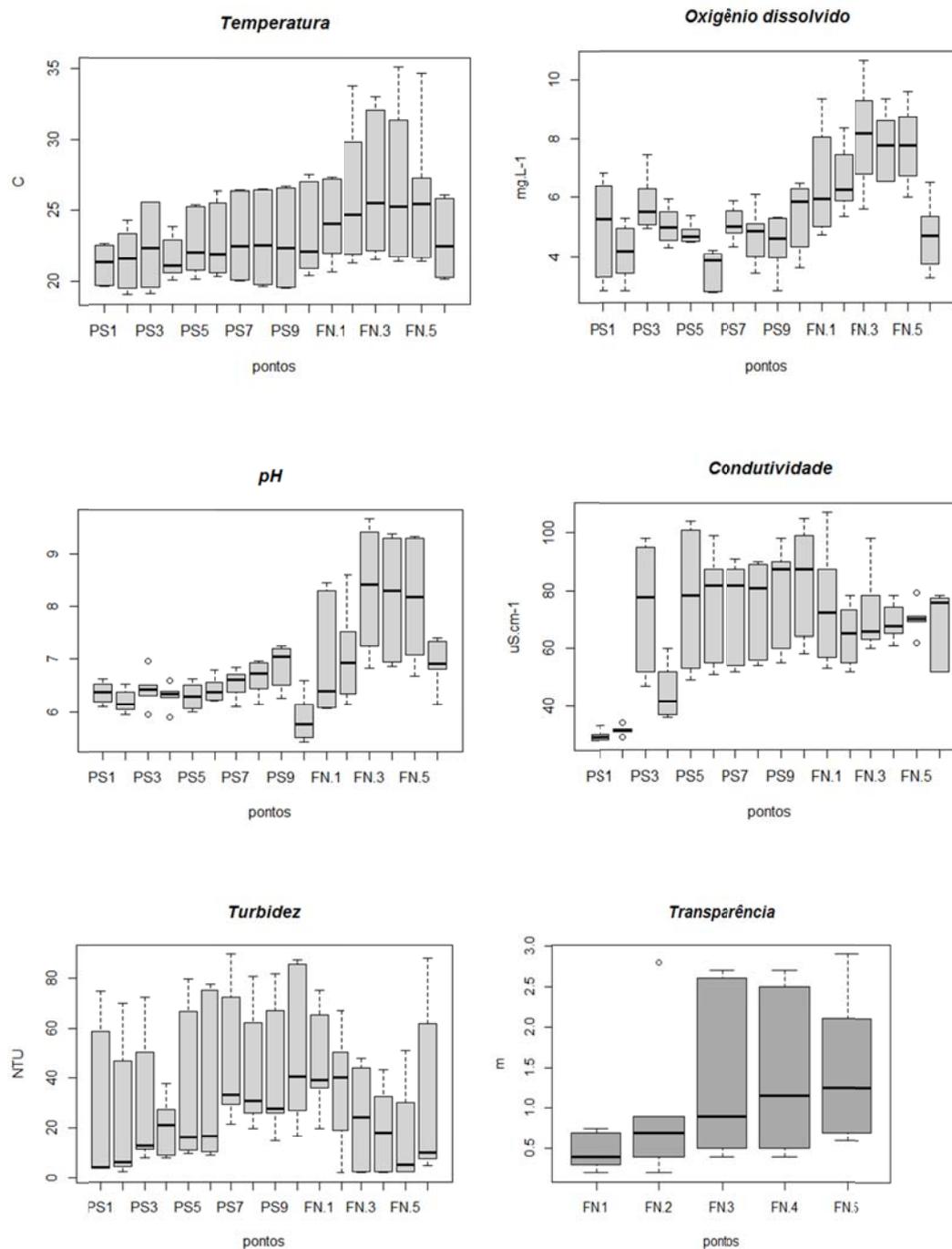


Figura 4: Boxplot das variáveis abióticas dos trechos de rio (PS-1 a PS-11) e no Reservatório do Funil (FN-1 a FN-5), no período amostral. O eixo x representa todos os pontos amostrais, desde o ponto inicial do rio PS-1 até o ponto PS-10, último ponto antes da entrada no reservatório. A partir daí, seguem os pontos do reservatório, na direção rio-barragem e, por fim, o ponto PS-11, que representa o retorno ao ambiente lótico. A linha dentro das caixas indica o

valor mediano e os limites das caixas e traços acima e abaixo, respectivamente 75% e 25% dos dados. Os pontos acima das caixas representam os outliers.

As concentrações de oxigênio dissolvido na água (figura 4) variaram de 2,76 mg.L⁻¹ (PS-06-abr) a 10,63 mg.L⁻¹ (FN-3-set) e estiveram mais elevadas no Reservatório do Funil. No caso do rio, em algumas amostragens as concentrações de OD estiveram com valores bastante reduzidos, como observado nos pontos PS-02 e 11, por serem locais imediatamente após as represas, com tomada de água de região hipolimnética. No ponto PS-06, onde o rio possui muitas rochas em seu curso, formando barreiras que tornam o fluxo de água reduzido em uma pequena área, o OD também esteve constantemente reduzido.

O pH da água variou de 5,4 (PS-10-jan) a 9,6 (FN-3-set) (Figura 4). Em geral, no rio, essa variável manteve-se entre 6,0 e 7,0, sem alterações substanciais, com exceção do ponto PS-10, cuja água esteve com pH reduzido na maioria dos meses. Já no Reservatório do Funil o pH foi bastante variado, sendo diferenciado pelos meses de calor e de frio, fato não observado no rio. Em abril, julho e agosto os valores de pH nos pontos FN-1 e FN-2 foram elevados (acima de 7,5) e nos demais meses foram abaixo de 6,5, enquanto nos demais pontos ocorreu exatamente o contrário.

A variação da condutividade elétrica na água foi de 28 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (PS-01-jul e ago) a 107 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (FN-1-ago), de acordo com a figura 4. O Rio Paraíba do Sul apresentou gradiente crescente de condutividade ao longo dos pontos amostrais, com exceção do ponto PS-04, por se tratar de um afluente e de PS-1 e PS-2, localizados no início do rio. Os relativamente elevados valores de condutividade observados no rio não permaneceram no reservatório, onde se verificou a redução dos mesmos.

A turbidez da água (figura 4) variou de 2,2 NTU (PS-02-set) a 89,7 NTU (PS-07-jan). Nos meses de janeiro e fevereiro, período quente e com grande influência do aumento da pluviosidade, a turbidez foi elevada no rio e no reservatório. No rio, a exceção foi o ponto PS-04 (afluente), pelo motivo já mencionado. Também se observou um aumento na turbidez de montante para jusante, ao longo do rio, especialmente a partir do ponto PS-03. No reservatório, os valores de turbidez decresceram sensivelmente a partir do FN-3 e se mantiveram baixos até

PS-11. Observou-se que o ponto PS-11, localizado na saída do reservatório, a variação nos valores de turbidez foi alta.

A transparência da água foi avaliada apenas no Reservatório do Funil (figura 4) e variou de 0,2 m (FN-1 em 2-jan) a 2,9 m (FN-5 em ago). Essa transparência foi reduzida nos pontos FN-1 e FN-2, em todo o período amostral, aumentando a profundidade no sentido montante-jusante.

Ao longo dos pontos amostrais, de montante para jusante no rio, observou-se um gradiente crescente de concentrações dos íons nitrato e do fósforo total (figura 5). No entanto, a dinâmica desses nutrientes no Reservatório do Funil foi diferente: enquanto para o nitrato as concentrações foram reduzidas em FN-1, seguidas de um aumento gradativo das concentrações em direção à barragem, para o fósforo total as concentrações foram bastante parecidas em todo o reservatório. As concentrações máximas de nitrato foram encontradas em PS-10-set, onde foi registrado o valor de $6.603 \mu\text{g.L}^{-1}$ e em FN-1-ago, onde foi encontrada $3.760 \mu\text{g.L}^{-1}$. Para o fósforo total, as concentrações máximas medidas foram de $408 \mu\text{g.L}^{-1}$ (PS-07-ago) no rio e de $419 \mu\text{g.L}^{-1}$ (FN-1-jul) no reservatório.

Em todas as análises relativas aos nutrientes ressalta-se que as águas oriundas de PS-3 e PS-5 sempre apresentaram elevadas concentrações, à exceção de nitrato e fósforo total, mesmo essas ainda sendo consideradas elevadas. PS-1 e PS-2 apresentaram águas com reduzidas concentrações de todos os nutrientes.

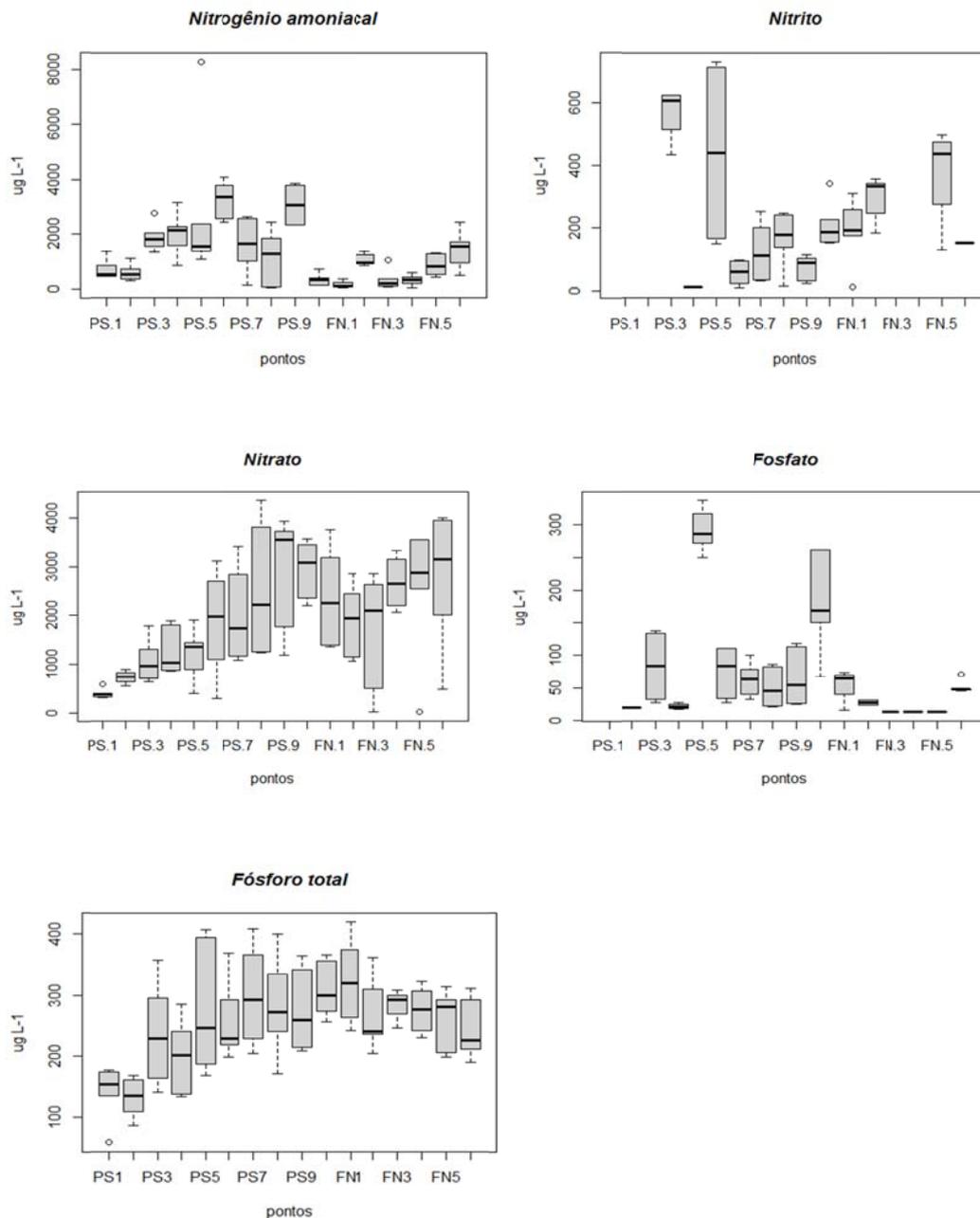


Figura 5: Boxplot das concentrações de nutrientes dissolvidos e fósforo total dos trechos de rio (PS-1 a PS-11) e no Reservatório do Funil (FN-1 a FN-5), no período amostral. O eixo x representa todos os pontos amostrais, desde o ponto inicial do rio PS-1 até o ponto PS-10, último ponto antes da entrada no reservatório. A partir daí, seguem os pontos do reservatório, na direção rio-barragem e, por fim, o ponto PS-11, que representa o retorno ao ambiente lótico. A linha dentro das caixas indica o valor mediano e os limites das caixas e traços acima e abaixo, respectivamente 75% e 25% dos dados. Os pontos acima das caixas representam os outliers.

O Rio Paraíba do Sul apresentou elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal em todos os pontos amostrais (figura 5), com máximo de $8.271 \mu\text{g.L}^{-1}$ (PS-05 jan), sendo que em PS-6 e PS-9 foram verificadas em médias as maiores concentrações de amônio. No Reservatório de Funil o valor máximo registrado foi de $1.387 \mu\text{g.L}^{-1}$ (FN-2 set).

O nitrito teve concentração máxima de $728 \mu\text{g.L}^{-1}$ (PS-05 ago) no rio e de $498 \mu\text{g.L}^{-1}$ (FN-5 ago) no reservatório (figura 5). Mesmo sendo considerado elevado na maioria dos meses, observou-se que em PS-05 houve uma ampla variação nos valores de nitrito. Já no reservatório, o nitrito esteve em concentrações maiores em FN5 e a água que retorna ao rio, em PS-11, esteve em concentração menor, próxima aos demais pontos do rio. As amostras dos pontos PS-1 e PS-2, FN-3 e FN-4 apresentaram concentrações de nitrito abaixo do limite de detecção do método utilizado. Em alguns meses de estudo, o mesmo ocorreu para os pontos PS-4 e PS-11.

A concentração máxima de ortofosfato (fósforo solúvel reativo) no Rio Paraíba do Sul foi de $337 \mu\text{g.L}^{-1}$ (PS-05) e no Reservatório do Funil foi de $73 \mu\text{g.L}^{-1}$ (FN-1-set), como pode ser visto na figura 5. As águas coletadas nos pontos PS-05 e PS-10 foram as que apresentaram concentrações mais elevadas, em todos os períodos amostrais. Os demais pontos apresentaram-se homogêneos durante os meses de estudo. No reservatório, observou-se que as concentrações de ortofosfato vão reduzindo na direção rio-barragem.

- Fitoplâncton

O fitoplâncton foi avaliado quanto a sua biomassa (clorofila e biovolume) e densidade, sendo expressas em cel.mL^{-1} (densidade) e $\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ (biovolume),. Em ambos os casos, o Rio Paraíba do Sul apresentou-se com densidades e biovolumes muito menores que o Reservatório do Funil.

No rio, as concentrações de clorofila-*a* foram reduzidas, variando de $0,19 \mu\text{g.L}^{-1}$ (PS-05-ago) a $7,49 \mu\text{g.L}^{-1}$ (PS-03-jan) e relativamente uniformes em todo o seu percurso e durante os meses analisados, exceto em janeiro e fevereiro, nos quais as concentrações foram mais elevadas na maioria dos pontos. As concentrações de clorofila-*a* (Figura 6) no Reservatório do Funil variaram de $1,24 \mu\text{g.L}^{-1}$ (FN-1-set) a $66,95 \mu\text{g.L}^{-1}$ (FN-4-jan). Em janeiro, as concentrações de

clorofila-*a* foram bastante elevadas com relação aos demais meses. A clorofila-*a* aumentou nos pontos FN-3, FN-4 e FN-5, nos meses de setembro, janeiro e fevereiro, em concordância também com o aumento na densidade populacional de cianobactérias nesses locais.

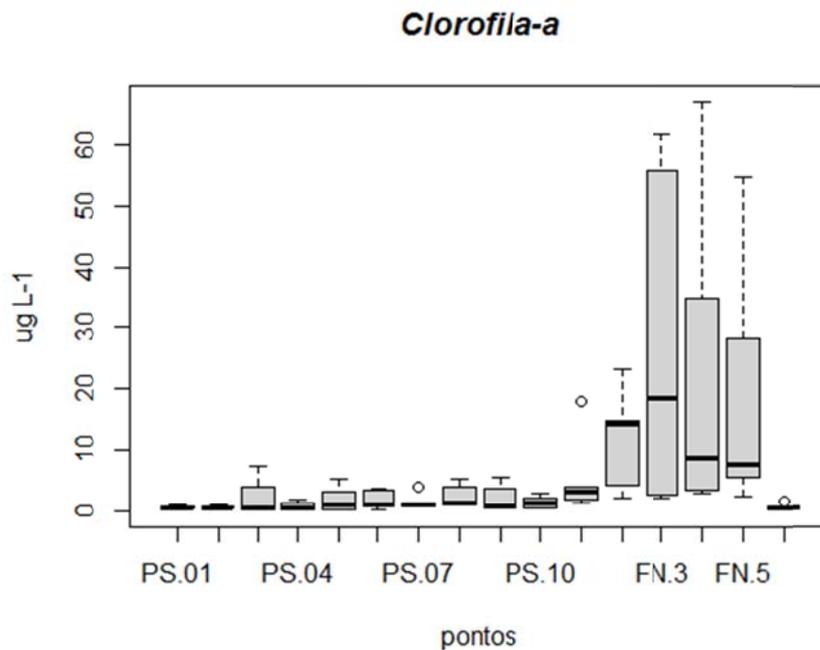
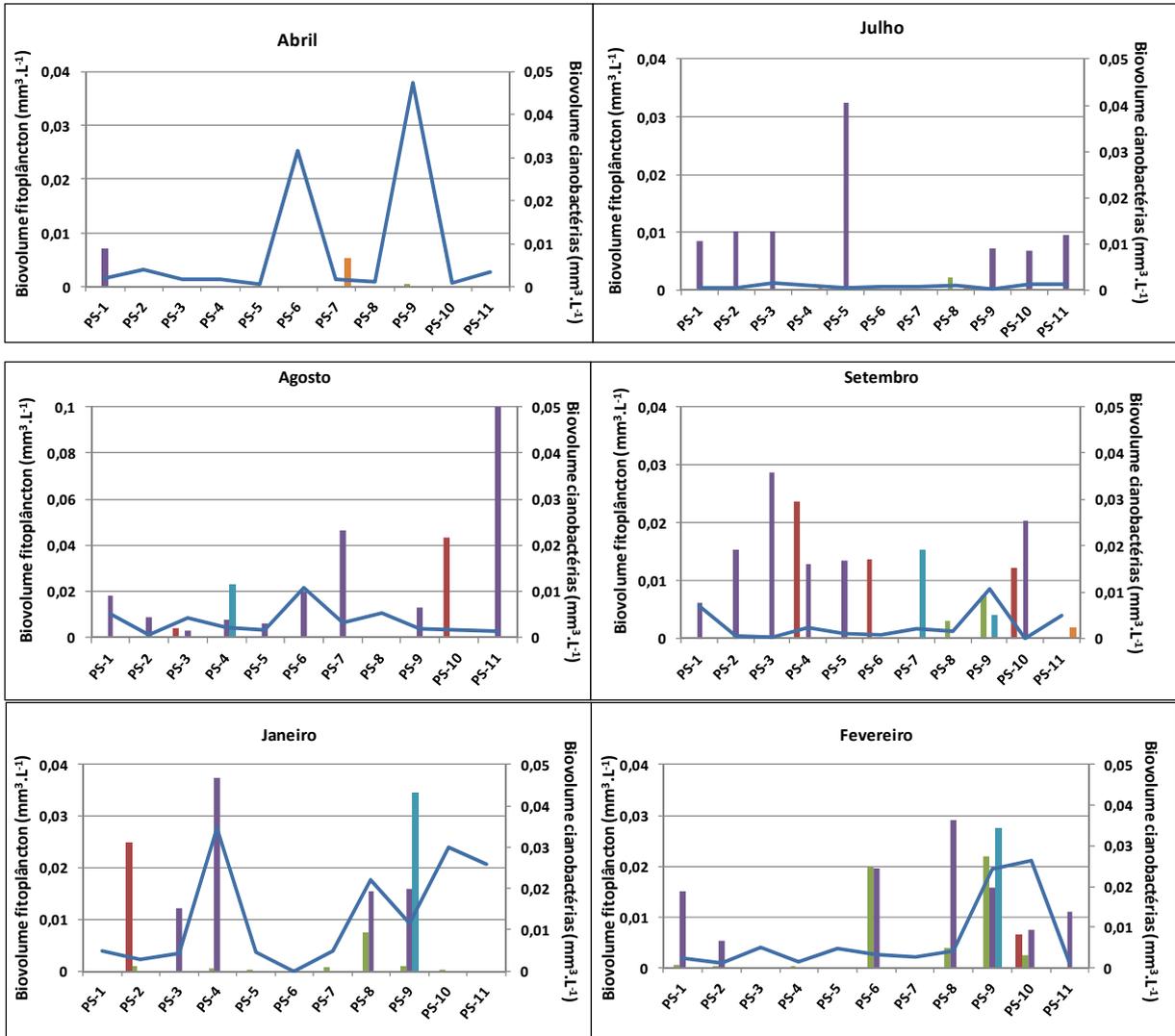


Figura 6: Boxplot das concentrações de clorofila-*a* dos trechos de rio (PS-1 a PS-11) e no Reservatório do Funil (FN-1 a FN-5), no período amostral. O eixo x representa todos os pontos amostrais, desde o ponto inicial do rio PS-1 até o ponto PS-10, último ponto antes da entrada no reservatório. A partir daí, seguem os pontos do reservatório, na direção rio-barragem e, por fim, o ponto PS-11, que representa o retorno ao ambiente lótico. A linha dentro das caixas indica o valor mediano e os limites das caixas e traços acima e abaixo, respectivamente 75% e 25% dos dados. Os pontos acima das caixas representam os outliers.

(a) Rio Paraíba do Sul



■ Criptofíceas ■ Clorofíceas ■ Diatomáceas ■ Euglenofíceas ■ Zignematofíceas — Cianobactérias

(b) Reservatório do Funil

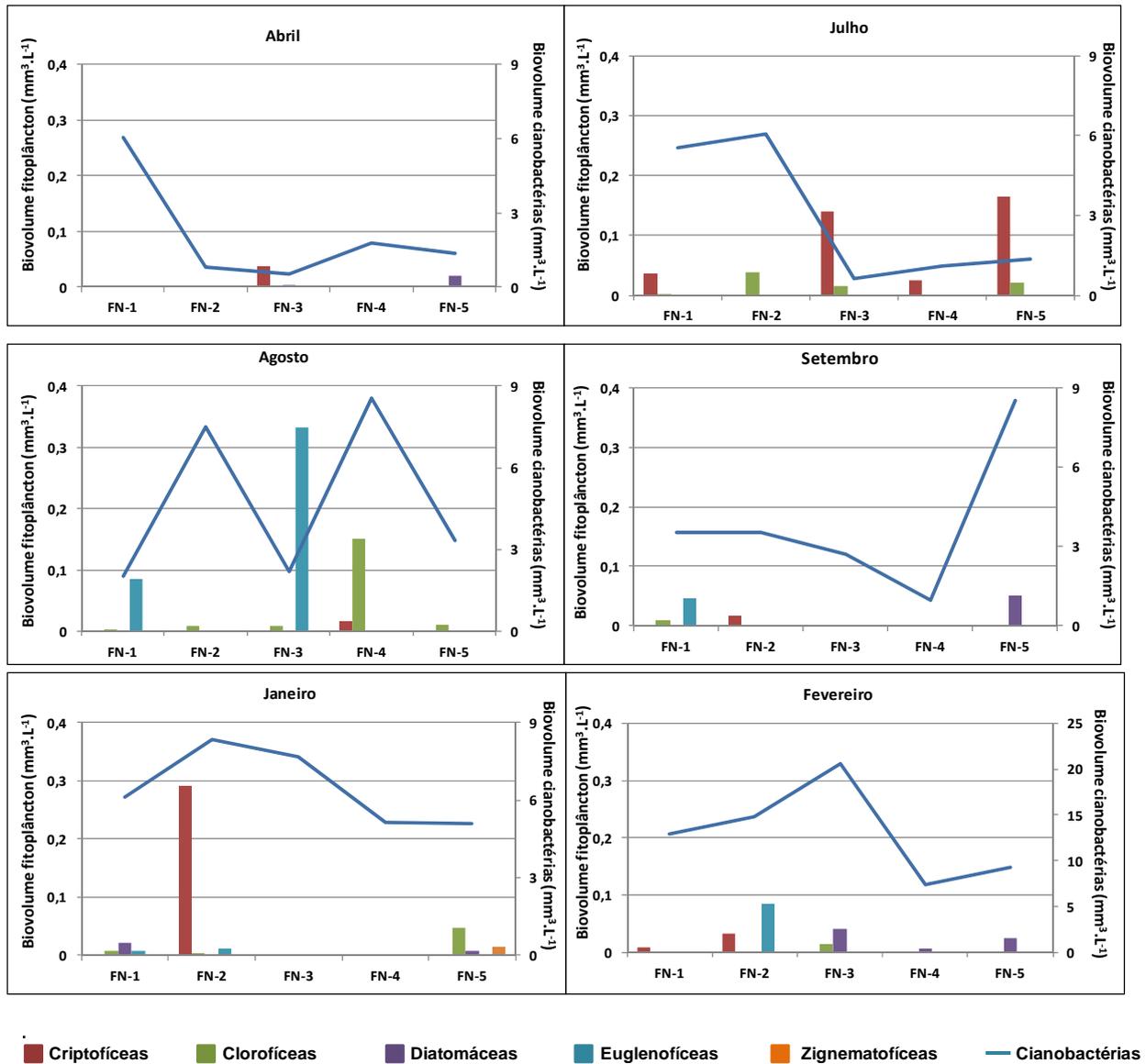


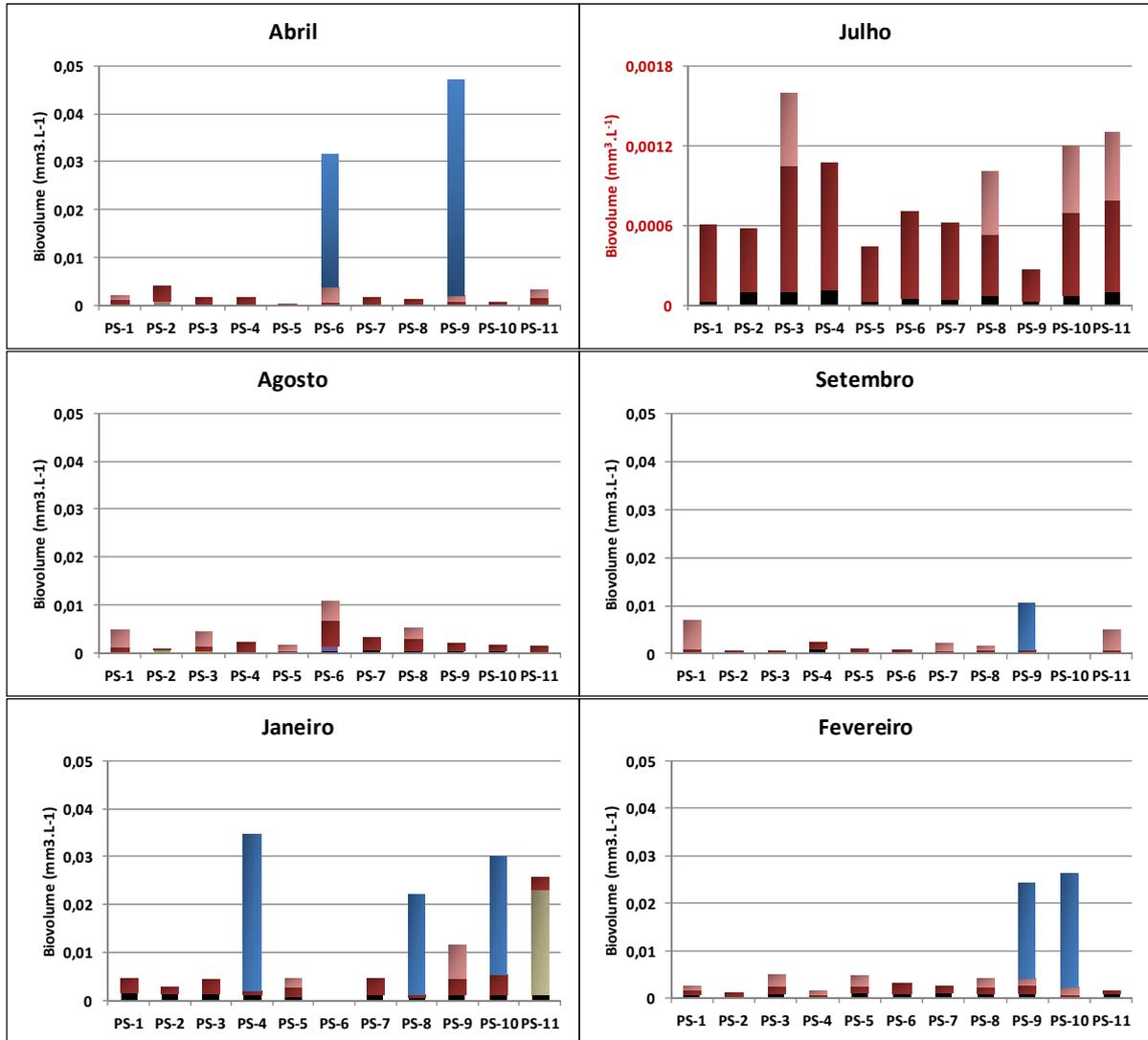
Figura 7: Variação do biovolume das classes fitoplânctônicas nas diferentes estações de amostragem no Rio Paraíba do Sul (a) e no Reservatório do Funil (b). A linha contínua indica o biovolume de cianobactérias e as barras correspondem aos outros grupos fitoplânctônicos

Com relação à densidade de organismos fitoplanctônicos, tanto o Rio Paraíba do Sul como o Reservatório do Funil apresentaram sempre quantidades de cianobactérias em números muito acima que os demais organismos fitoplanctônicos, sendo que, no reservatório, as cianobactérias chegaram a apresentar 98% de dominância (figura 10). Porém, considerando em termos de biovolume, o rio apresentou uma proporção maior de diatomáceas e desmídeas, por serem microrganismos de tamanhos maiores, mesmo considerando que as cianobactérias estiveram sempre em maior quantidade em termos de células (Figura 7). Foi notório, no entanto, que nos meses de verão (janeiro e fevereiro) houve um aumento nas densidades fitoplanctônicas, apesar de que em biovolume, apenas em fevereiro isso foi observado. Nesse período, também foi encontrada maior riqueza das espécies.

A composição das espécies de cianobactérias também é bastante diferente ao comparar o Rio Paraíba do Sul com o Reservatório do Funil (Figura 8). No rio, as espécies que mais contribuíram para o biovolume total do fitoplâncton foram *Cyanogranis ferruginea*, *Thryconema* sp. e *Synechocystis* sp., sendo que a primeira sempre esteve em maior densidade e presente em todos os meses. No reservatório, essas espécies também estiveram presentes em todos os meses, apesar da menor densidade. Nesse local, *Dolychospermum cf. crassa* foi a mais representativa em termos de biovolume, mas a espécie *Sphaerocavum brasiliense* esteve em maiores densidades principalmente nos meses mais quentes.

Algumas espécies de cianobactérias foram detectadas apenas em janeiro e fevereiro no Reservatório do Funil. Nesse aspecto destacam-se as espécies *Eucapsis* sp., *Merismopedia tenuissima* e *Synechococcus nidulans*, sendo todas elas encontradas nos pontos de maior estabilidade da coluna de água (FN-3, FN-4 e FN-5). Ressalte-se que as espécies *Eucapsis* sp. e *S. nidulans* apresentaram-se em densidades muito altas nesse período. Em contrapartida, os gêneros *Microcystis* e *Synechocystis* tiveram uma considerável redução nesses meses, sendo que o primeiro deles esteve presente apenas no ponto FN-5, em janeiro.

(a) Rio Paraíba do Sul



- *Cyanogranis ferruginea* ■ *cf. Aphanizomenon* sp. ■ *cf. Chroococcus* sp.
- *Eucapsis* sp. ■ *Pseudanabaena* sp. ■ *Synechococcus nidulans*
- *Synechocystis* sp. ■ *Synechocystis* sp. 2 ■ *cf. Tryphonema* sp.

(b) Reservatório do Funil

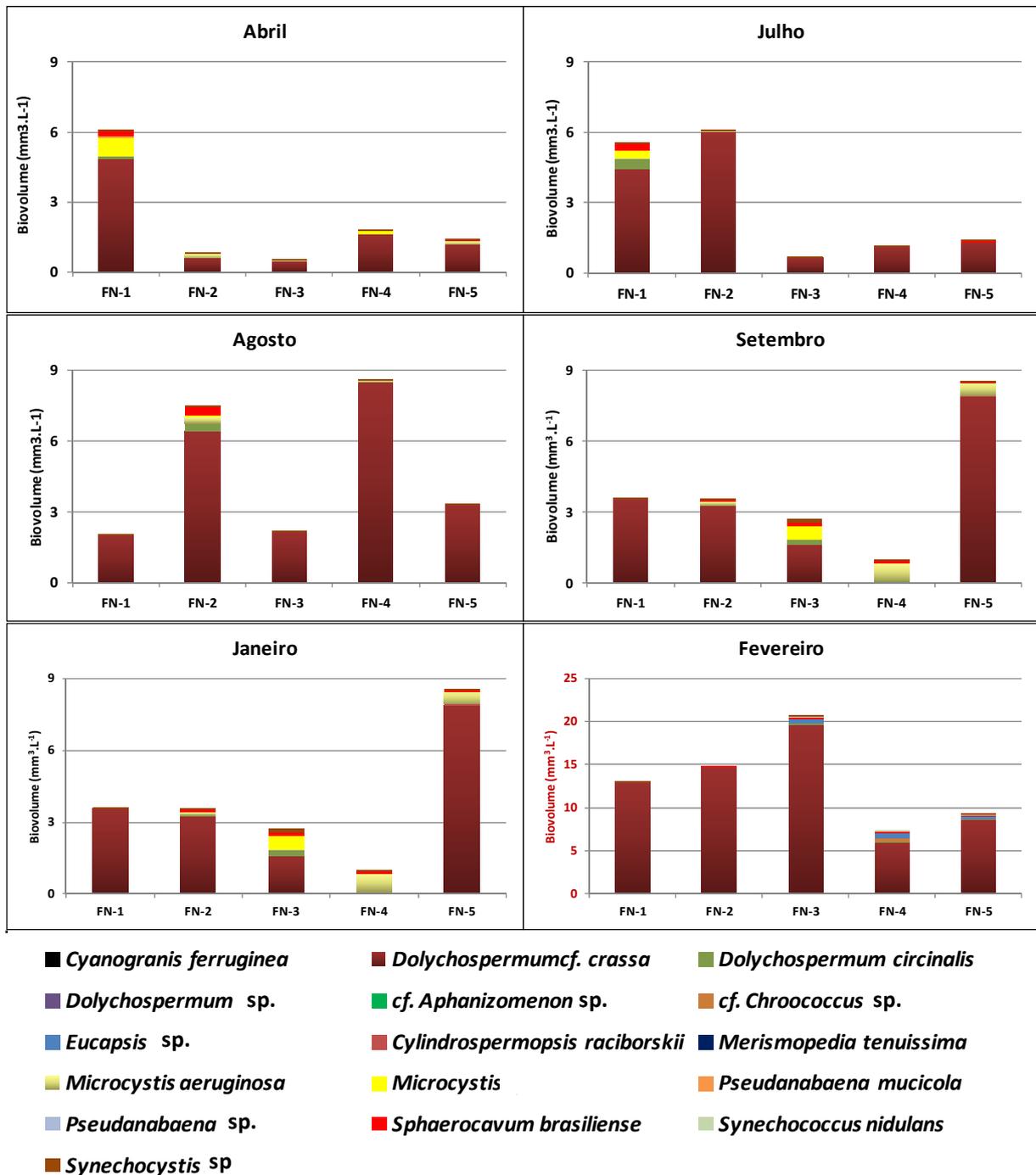


Figura 8: Variação do biovolume dos principais espécies de cianobactérias nas diferentes estações de coleta no Rio Paraíba do Sul (a) e no Reservatório do Funil (b).

Como a densidade de cianobactérias sempre foi elevada nos locais de estudo, esse grupo também teve o maior biovolume em comparação com os demais (figura 9). Nos meses de abril e julho, os organismos estiveram em menores concentrações no rio. Já no reservatório, nos meses de setembro e janeiro, foram encontradas exclusivamente cianobactérias nos pontos FN-3 e 4. Ressalte-se que FN-3 destacou-se dos demais por ter apresentado um grande biovolume de euglenofíceas (*Euglena* sp.) em agosto, o mesmo ocorrendo com criptofíceas (*Cryptomonas brasiliensis* e *C. marsonii*) em janeiro, no ponto FN-2.

Em termos de densidade (figura 10), no ponto PS-4 em setembro, o fitoplâncton foi abundante, com destaque para espécies do grupo Bacillariophyceae (*Navicula* sp.) e Cryptophyceae (*Cryptomonas brasiliensis*), além da já mencionada Cyanobacteria (*C. ferruginea*). Já no ponto PS-11, em agosto, em termos de biovolume, as diatomáceas foram muito representativas através das espécies *Aulacoseira granulata* e *Cyclotella* sp.

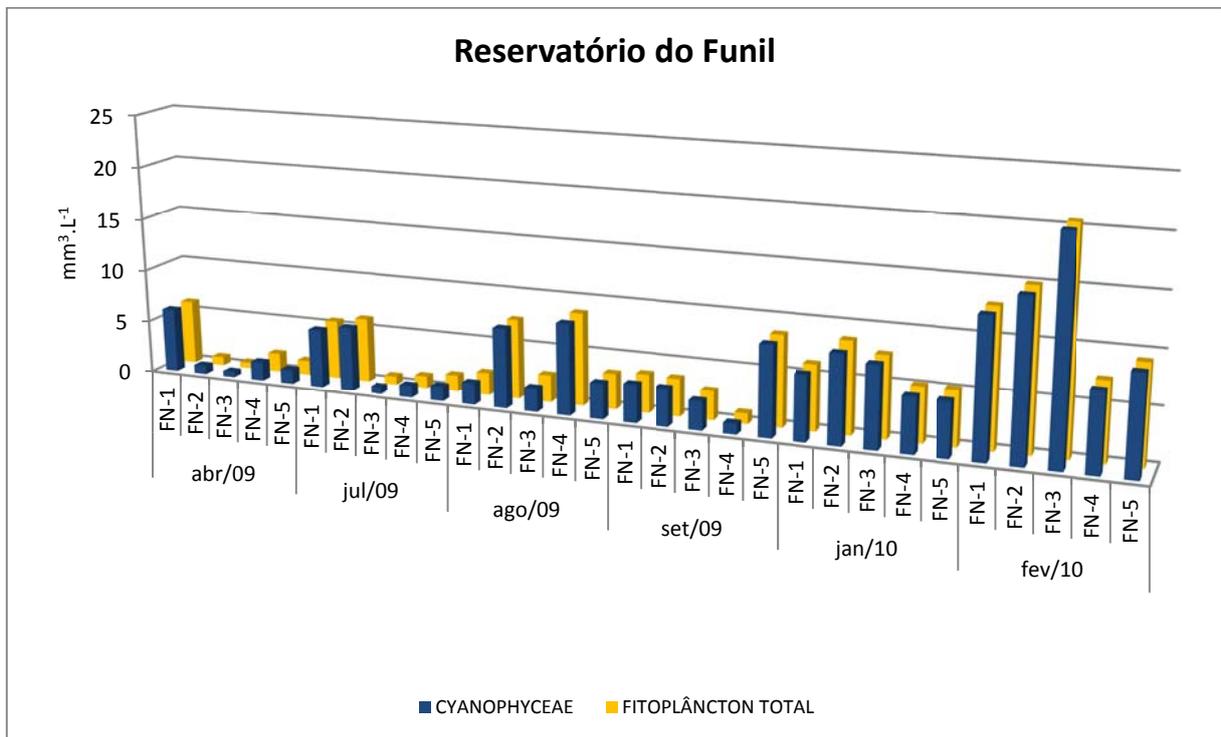
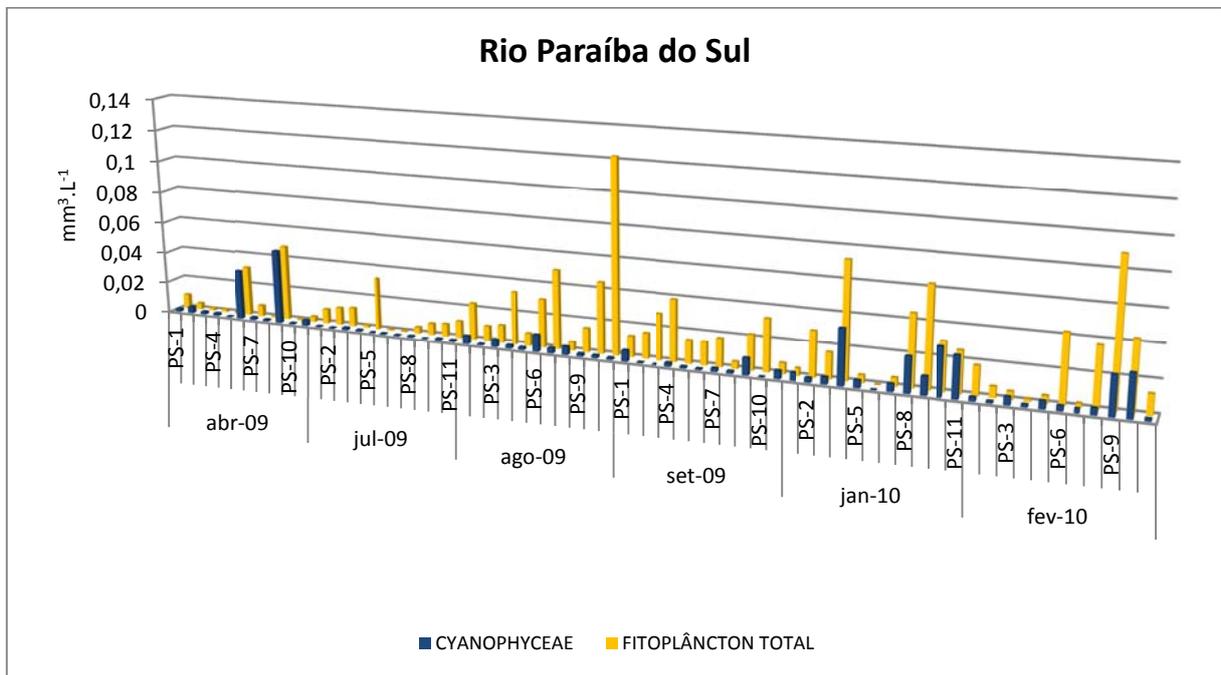
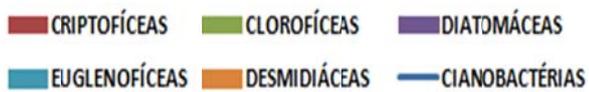
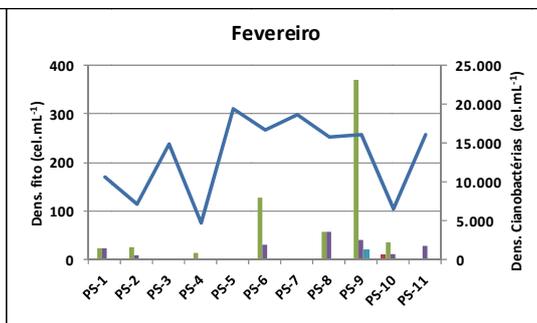
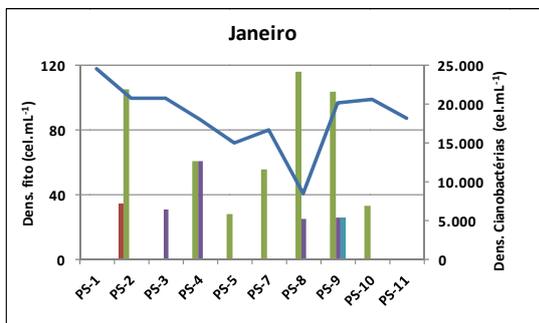
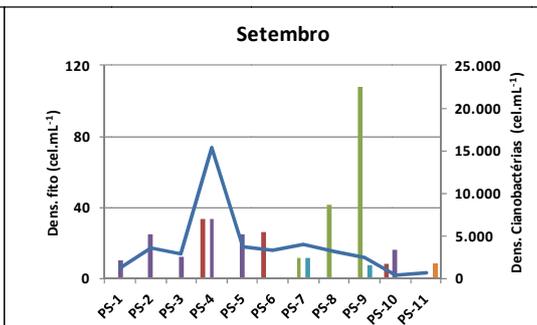
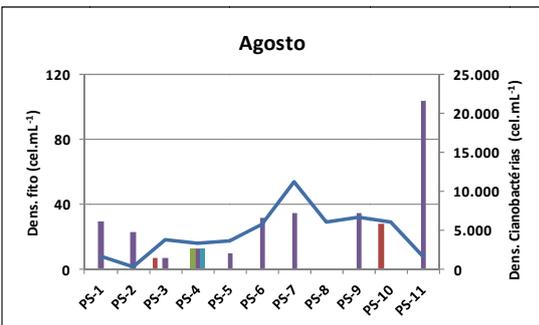
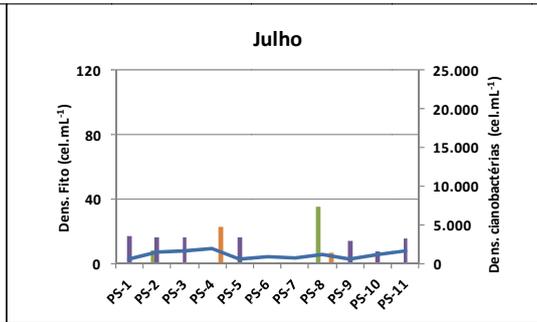
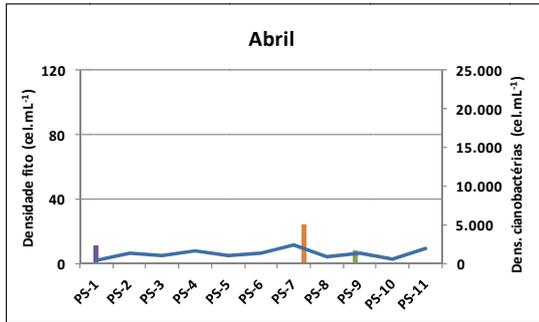


Figura 9: Comparação do biovolume do fitoplâncton total e de cianobactérias nas diferentes estações amostrais do Rio Paraíba do Sul (a) e do Reservatório do Funil (b).

(a) Rio Paraíba do Sul



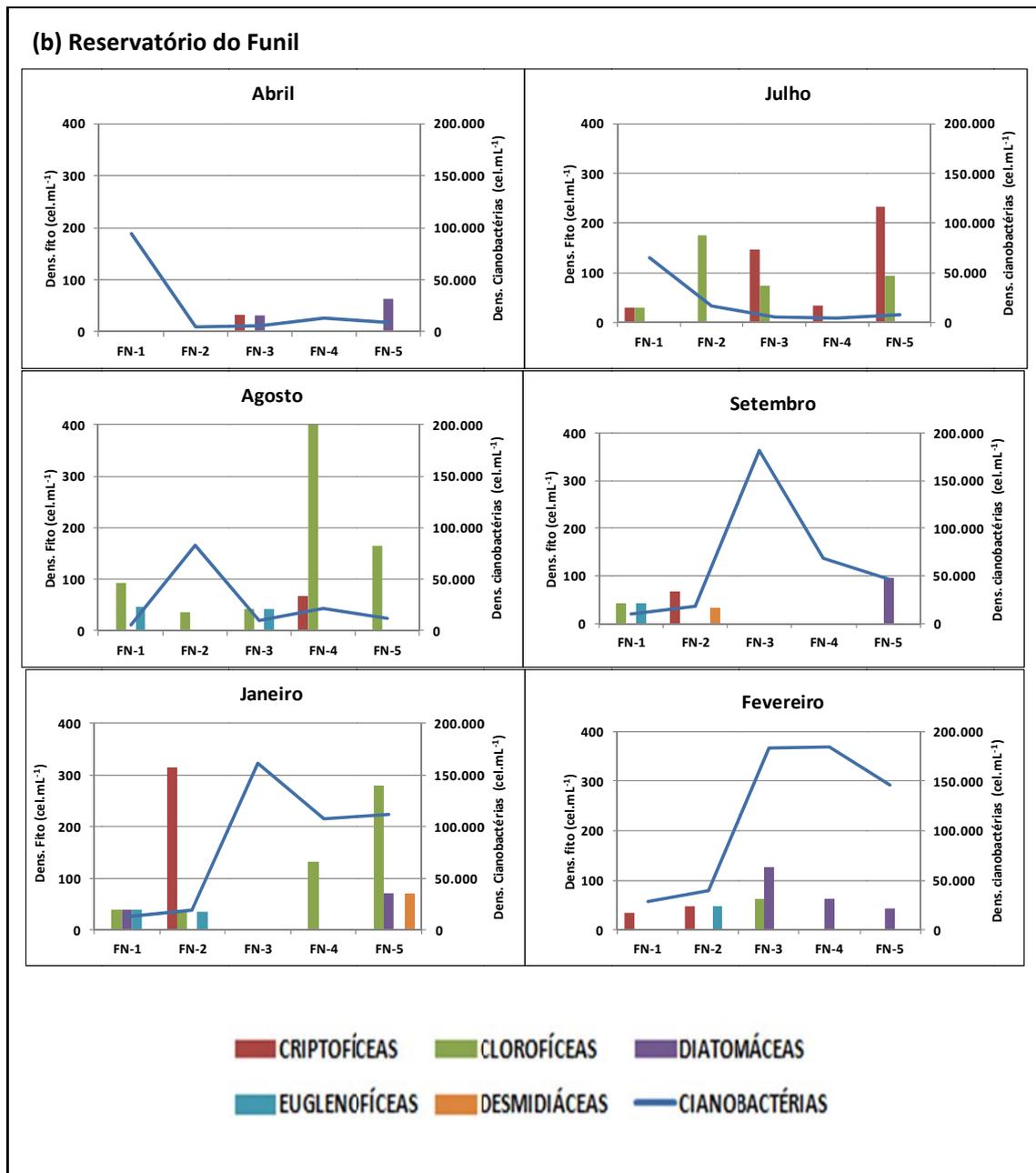


Figura 10: Variação da densidade das classes fitoplanctônicas nas diferentes estações de amostragem no Rio Paraíba do Sul (a) e no Reservatório do Funil (b). A linha contínua indica densidade de cianobactérias e as barras correspondem aos outros grupos fitoplanctônicos.

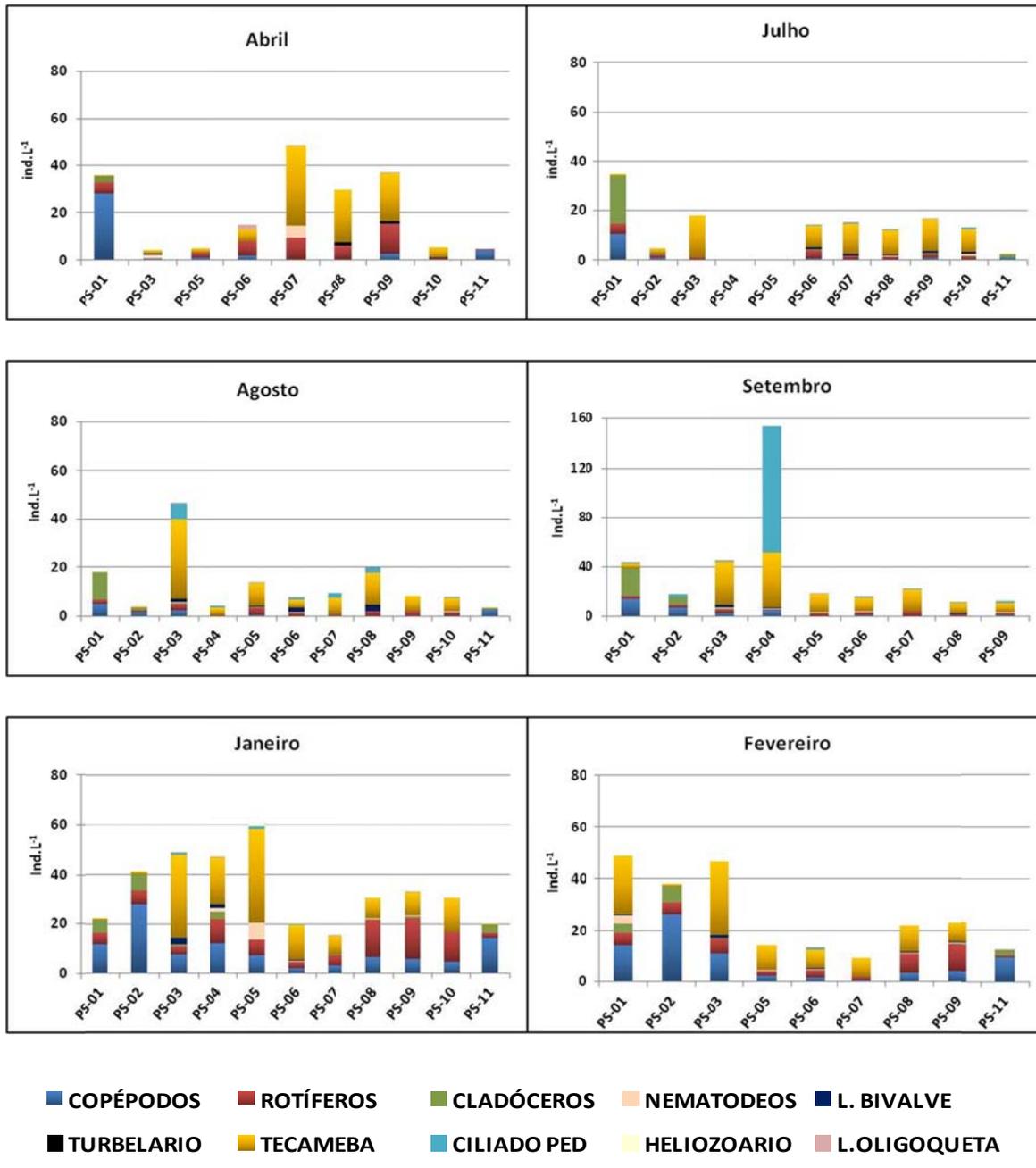
- Zooplâncton

A densidade e a composição dos organismos zooplânctônicos foram bastante diferenciadas entre o Rio Paraíba do Sul e o Reservatório do Funil (Figura 11). No rio, foram encontradas muitas espécies de tecamebas e algumas larvas de insetos, bivalves e oligoquetas, enquanto no reservatório encontrou-se uma fauna mais característica de ambientes lênticos, com grande abundância de copépodos, rotíferos e poucos cladóceros. As espécies constantemente encontradas nesse ambiente, além das formas juvenis de copépodos, foram os rotíferos *Conochillus unicornis*, *Euchlanis* sp. e *Brachionus calyciflorus* e os cladóceros, como *Ceriodaphnia cornuta*, *Bosmina hagmanni* e *Bosminopsis* sp. Também foi verificado um pequeno aumento na abundância de turbelários, principalmente nos pontos FN-3, FN-4 e FN-5, nos meses de janeiro e fevereiro, no reservatório. Os *taxa* mais comumente encontrados foram rotíferos e cladóceros de pequeno porte, além de muitas formas juvenis de copépodos.

No Rio Paraíba do Sul, além da grande densidade de tecamebas, alguns grupos se destacaram em pontos e períodos diferentes: nematódeos foram abundantes principalmente nos pontos PS-5 e PS-7; larvas de bivalve foram detectadas em maiores densidades nos pontos PS-3, PS-4, PS-6 e PS-8; tardígrados, organismos perifíticos, foram mais abundantes nos pontos PS-2, PS-5 e PS-9, locais após barragem de represa ou de muita densidade de macrófitas.

Em PS-04, em setembro, encontrou-se grande abundância de organismos, sendo as tecamebas e os protozoários ciliados pedunculados os principais representantes nesse período. Nos pontos iniciais do rio (PS-01 e PS-02), ainda foi possível encontrar copépodos e cladóceros, filtradores em algumas ocasiões, apesar da turbulência do rio, nessas localidades de maior altitude. Nesses locais ficou demonstrado um aumento na densidade de organismos nos meses de setembro, janeiro e fevereiro.

(a) Rio Paraíba do Sul



(b) Reservatório do Funil

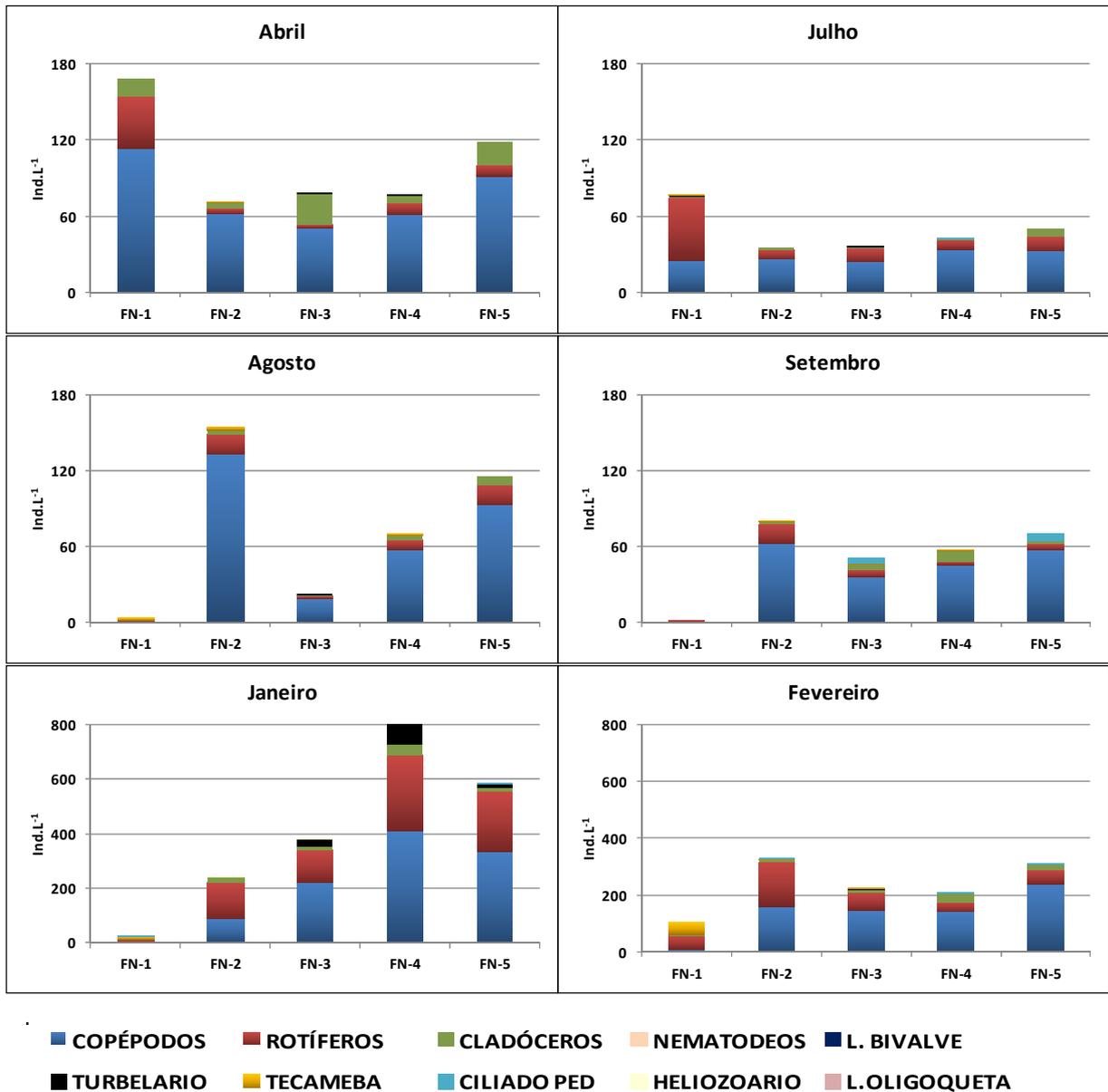


Figura 11: Densidade e variação da comunidade zooplancônica nas diferentes estações do Rio Paraíba do Sul (a) e no Reservatório do Funil (b), por mês amostral.

Análise de redundância:

A análise de redundância sintetiza as informações de todo o estudo do rio e do reservatório. As setas em vermelho correspondem as variáveis ambientais e zooplâncton, enquanto que as setas em azul correspondem as espécies mais representativas do fitoplâncton. Os pontos correspondem aos meses, conforme indicado na legenda e os números correspondem aos pontos amostrais. A significância dos vetores ambientais foi avaliada pelo teste de Monte Carlo. Essa análise evidenciou a distribuição temporal, sendo a separação sazonal observada entre os meses de janeiro e fevereiro, meses chuvosos, diferindo dos demais. O primeiro eixo da análise explicou 53,4% dos dados e foi caracterizado pela associação entre temperatura, clorofila-*a*, turbidez, densidade de rotíferos, biovolume de cianobactérias, *C. ferruginea* e clorofíceas em oposição ao oxigênio dissolvido e condutividade.

Observou-se um eixo de sazonalidade e como mencionado, a distribuição foi bem definida entre período de chuva e seca, com os meses de janeiro e fevereiro associados a elevadas temperaturas, turbidez, clorofila e associados a elevadas biomassas de clorofíceas, *Cyanogranis ferruginea* e outras cianobactérias.

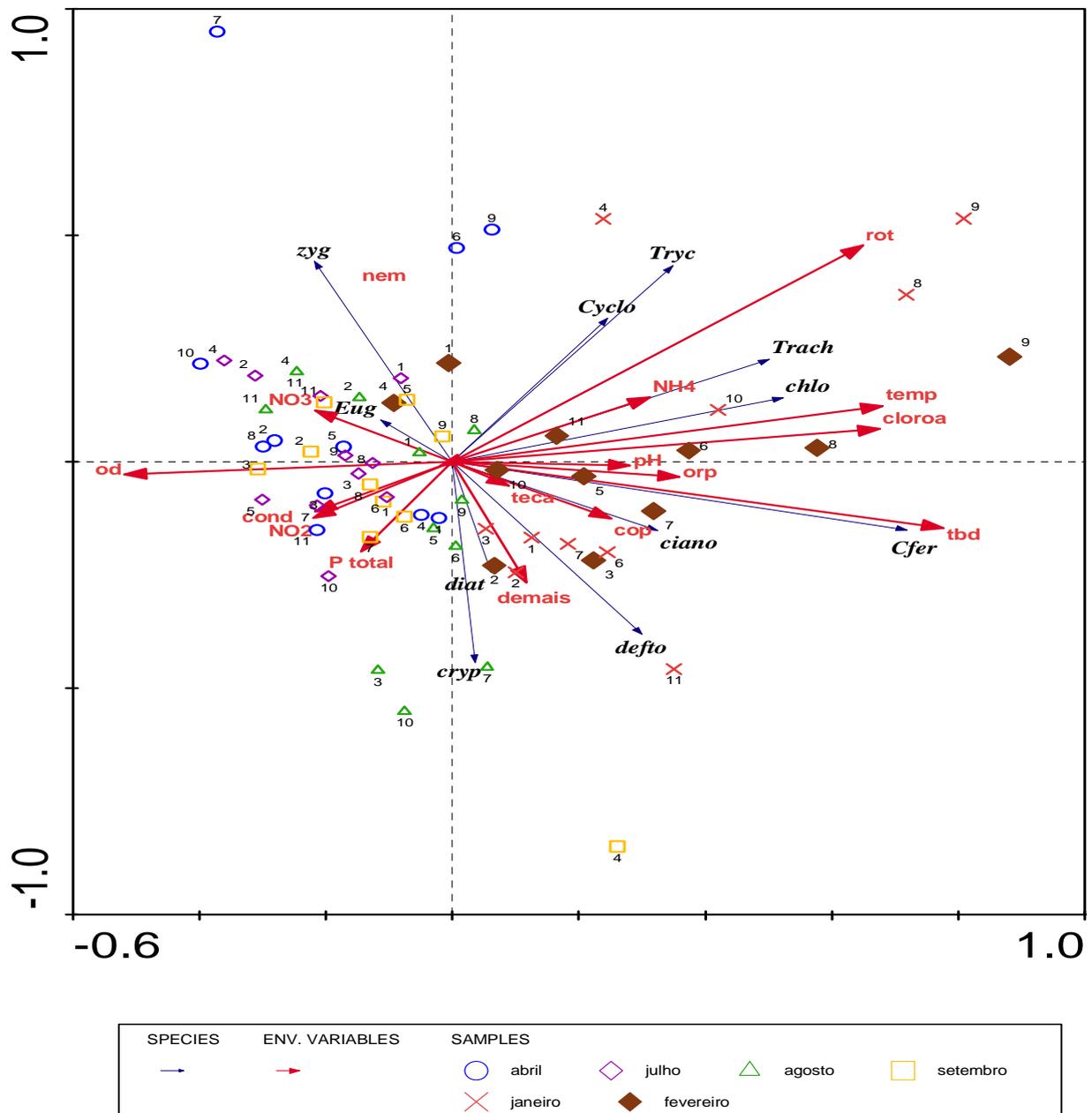


Figura 12: Diagrama triplot para RDA no Rio Paraíba do Sul, incluindo variáveis limnológicas (explicativas), fitoplâncton (dependentes) e meses amostrais. Os vetores em azul representam os principais grupos ou espécies fitoplanctônicas e os vetores em vermelho representam as variáveis ambientais e principais grupos zooplanctônicos. As figuras coloridas representam os meses e os números os pontos amostrais correspondentes (ex: 1 – PS-1; 2-PS-2, etc.). Nomenclatura: Em preto: zyg-zignematofíceas, cryp-criptofíceas, diat-diatomáceas, Cfer-*Cyanogranis ferruginea*, Chlo-clorofíceas, Eug-Euglenofíceas, Trach-*Trachelomonas* sp., Cyclo-*Cyclotella* sp., Tryc-*Tychonema* sp., ciano-outras cianobactérias, defto-outras organismos

fitoplanctônicos. Em vermelho: P total-fósforo total, cond-condutividade, NO₃-nitrato, NO₂-nitrito, NH₄-amônio, od-oxigênio dissolvido, nem-nematodeos, temp-temperatura, tbd-turbidez, cloa-clorofila-*a*, teca-tecamebas, cop-copépodos, rot-rotíferos, demais-outros organismos zooplanctônicos.

Para o Reservatório do Funil (Figura 13), essa distribuição sazonal não foi observada, estando o reservatório dividido mais espacialmente do que sazonalmente. O primeiro eixo dessa análise explicou 50,3% das correspondências e foi caracterizado pela associação entre o biovolume das espécies mais representativas de cianobactérias com a turbidez, temperatura, pH e oxigênio dissolvido. O segundo eixo explicou 35,9% das associações e foi caracterizado pelo biovolume de *Microcystis* spp. em oposição a concentrações de ortofosfato. Essa análise para o Reservatório do Funil não definiu diferenciação sazonal, porém indicou um eixo espacial, agrupando pontos com características próximas. Os gêneros *Cyanogranis* e *Sphaerocavum* estiveram associados a elevados concentrações de oxigênio dissolvido e pH. O nitrato esteve em oposição ao grande grupo de cianobactérias, à *Cyclotella* sp., *Dolycospermum* e aos rotíferos, copépodos e cladóceros. Espécies de *Microcystis* estiveram em oposição ao ortofosfato, indicando que estas cianobactérias influenciam diretamente a dinâmica deste elemento. Nos meses de janeiro e fevereiro, de elevadas temperaturas e pluviosidade, este gênero praticamente desapareceu do reservatório, dando espaço a *Sphaerocavum brasiliensis* e *Dolycospermum* sp, sucessão ainda não observada em trabalhos anteriores neste ambiente.

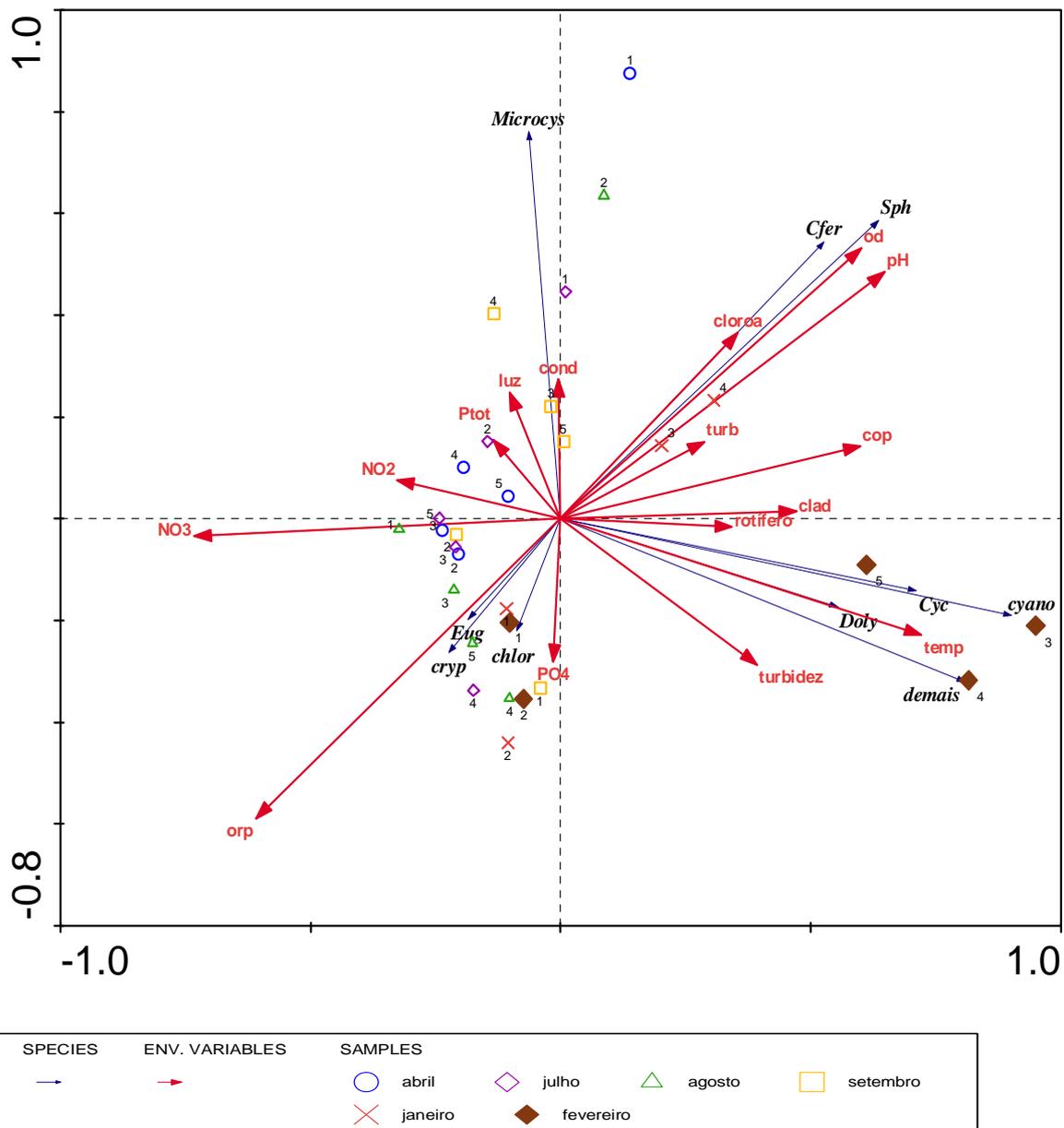


Figura 13: Diagrama triplot para RDA no Reservatório do Funil, incluindo variáveis limnológicas (explicativas), fitoplâncton (dependentes) e meses amostrais. Os vetores em azul representam os principais grupos ou espécies fitoplanctônicas e os vetores em vermelho representam as variáveis ambientais e principais grupos zooplanctônicos. As figuras coloridas representam os meses e os números os pontos amostrais correspondentes (ex: 1 – FN-1; 2 - FN-2, 3 – FN-3, etc.). Nomenclatura: Em preto: cryp-criptofíceas, Cyano-demais cianobactérias, Chlo-clorofíceas, Cyc-Cyclotella sp., Doly-Dolycospermum spp, Microcys-Microcystis spp, Cfer-Cyanogranis ferruginea, Sph-Spaerocavum brasiliensis, Eug-Euglenofíceas, demais-outros organismos fitoplanctônicos. Em vermelho: PO₄-Ortofosfato, Ptot-

A partir dessa análise, observou-se que os pontos PS-1 e PS-2 foram diferenciados dos demais, confirmando que ocorreram características únicas nesses dois locais, diferentes dos demais, durante todos os meses investigados. O ponto PS-4 também esteve isolado dos demais por ser afluente do rio e contribuiu com grande aporte de sedimentos para o canal central do Paraíba do Sul.

Já os pontos do Rio Paraíba do Sul PS-3, de PS-6 a PS-10 e PS-11 mais os pontos do reservatório FN-1 e FN-2, formaram um grupo grande, mas com subgrupos peculiares. Os pontos PS-3, PS-6 e PS-11 estão agrupados por causa da condutividade, temperatura e turbidez terem apresentado valores parecidos. O mesmo ocorreu com PS-5 e PS-7 e com PS-8 e 9. Esse grande grupo, que vai do PS-3 ao PS-9 na figura, pode ser considerado o ponto mais crítico dentre os analisados. Curiosamente, o ponto PS-11 está inserido nesse grupo, onde ficou demonstrada, através dos resultados limnológicos, a redução na concentração de algumas variáveis, principalmente dos nutrientes, após o reservatório.

Dos pontos referentes ao Reservatório do Funil, ressaltou-se que o FN-1, por possuir características lóxicas em meses mais secos, esteve agrupado aos demais pontos do rio, especialmente àqueles que contribuíram com maior carga de poluentes. Os pontos FN-4 e FN-5, apesar de terem ficado próximos, possuíram características bióticas diferenciadas, o que não foi considerado nessa análise.

Discussão

O contínuo aporte de nutrientes avaliado no Rio Paraíba do Sul, sendo, conseqüentemente, levado ao Reservatório do Funil, foi diretamente responsável pelas condições de eutrofização nesse ambiente. Somado a esse aporte de nutrientes, as elevadas temperaturas da água nos meses de verão foram significativamente importantes para promover o aumento na densidade de cianobactérias formadoras de florações nesse período, conforme observado.

Esse aporte constante de nutrientes do rio para o reservatório vem sendo especulado há algumas décadas como indicador de aumento na densidade de cianobactérias (Soares *et al.*, 2009, Rocha *et al.*, 2002, Branco *et al.*, 2002, Gomara & Pinto, 1991), principalmente pela importância

socioeconômica do Rio Paraíba do Sul, conforme demonstrado no capítulo anterior. Porém nunca antes foram demonstradas as efetivas concentrações de nutrientes ao longo do Rio Paraíba do Sul, desde sua formação, à montante do reservatório, até o canal de fuga da represa, indicando a qualidade da água que retorna ao rio, à jusante da UHE Funil.

A temperatura no Rio Paraíba do Sul foi relativamente constante, conforme os resultados demonstraram, porém, no Reservatório do Funil, nos meses de janeiro e fevereiro e nos compartimentos lânticos, essa variável foi bastante elevada, atingindo máximo de 35°C na subsuperfície. Esse valor é elevado quando comparado com os do Reservatório de Lajes, situado na mesma bacia hidrográfica e do Reservatório de Juturnaíba, localizado no mesmo estado do Reservatório do Funil. Ambos registraram uma temperatura máxima de 30°C (Branco *et al.*, 2009, Guarino *et al.*, 2005; Marinho & Huzsar, 2002). Nenhum outro ambiente estudado nas proximidades ou no estado do Rio de Janeiro teve temperaturas tão elevadas quanto às encontradas no Reservatório do Funil. O mesmo ocorreu para outros reservatórios brasileiros, conforme indicado por Rangel *et al.* (2012) em estudo abrangendo 8 reservatórios de usinas hidrelétricas de diferentes regiões, onde a temperatura máxima auferida foi de 31,7°C, em Itumbiara, entre Minas Gerais e Goiás. No entanto, essa temperatura não era comum de ocorrer no Reservatório do Funil em períodos anteriores (Rocha *et al.*, 2005; Soares *et al.*, 2008).

Em elevadas temperaturas, as cianobactérias competem mais eficientemente com algas eucarióticas (Paerl *et al.*, 2011 b). O aumento na temperatura da água também diminui sua viscosidade, diminuindo a resistência à migração. Com isso, nessas condições, aquelas cianobactérias que possuem aerótopos se beneficiam das demais por conseguirem manter-se nas camadas mais superficiais da coluna de água, recebendo maiores incidências luminosas. Assim, formam uma camada superficial que dificulta a penetração luminosa, diminuindo a profundidade da zona eufótica e limitando o crescimento de outros organismos fitoplanctônicos. Além disso, florações mais densas como as observadas em fevereiro, aumentam a capacidade de absorção de luz por essas cianobactérias, provocando um aumento na temperatura da água no local e, dessa forma, criando uma retroalimentação positiva no sentido da floração perdurar por um período maior (Paerl & Paul, 2011).

A transparência foi mais elevada nos meses de temperatura amena, como julho e agosto, nos quais a densidade de cianobactérias foi reduzida. Além disso, a elevada pluviosidade ocorrida nos meses de janeiro e fevereiro contribuiu para aumentar o aporte de sólidos em suspensão, especialmente nos pontos iniciais do reservatório (FN-1 e FN-2), reduzindo a transparência da água nesses locais.

O pH da água no Reservatório do Funil tendeu a alcalino, tendo média de 7,73, o que não diferiu das condições avaliadas em anos anteriores (Soares *et al.*, 2009, Branco *et al.*, 2002; Rocha *et al.* 2002; Gomara & Pinto, 1991). Os valores de pH elevados costumam ser comuns em reservatórios dominados por cianobactérias (Sotero-Santos *et al.*, 2007; Chellapa & Costa, 2003; Bouvy *et al.*, 2001, Caraco & Müller, 1997), indicando que está relacionado ao aumento da atividade fotossintética durante as florações, por ser uma consequência desse processo fotossintético, que altera o equilíbrio entre ácido carbônico e carbonatos.

Com relação ao pH avaliado no Rio Paraíba do Sul, um dos problemas da acidificação das águas é a sensibilidade da biota aquática e da alteração de alguns compostos químicos que podem potencialmente tornar-se mais tóxicos a determinados valores de pH. Doka *et al.* (2003) *apud* Camargo & Alonso (2006) consideraram que o pH entre 5,5 e 6 é um limiar, abaixo do qual poderiam ocorrer danos à biota e ao ambiente que usualmente não apresentava esses valores. Esse dano poderia ser mitigado por altas concentrações de cálcio, sódio, potássio e cloreto no ambiente aquático. De fato, esses elementos apresentam-se em altas concentrações no rio, principalmente a partir do ponto PS-07 (dados não apresentados). No reservatório, o pH foi sempre mais elevado, em função da maior densidade fitoplanctônica e, conseqüentemente, intensa atividade fotossintética.

A legislação brasileira, através da resolução CONAMA 357/2005, indica que o pH da água deve variar em uma faixa entre 6 e 9, a fim de preservar a vida aquática, visto que essa variável pode influir no equilíbrio químico de compostos presentes na água. Quando os valores de pH são elevados, pode aumentar a toxicidade do nitrogênio amoniacal aos peixes, provocando danos em suas brânquias, causando asfixia e problemas sanguíneos (Camargo & Alonso, 2006). De acordo com a legislação, quando o pH for maior ou igual a 7,5, as concentrações de amônia não devem ultrapassar a 3,7 mg.L⁻¹ e no Rio Paraíba do Sul todos os valores de pH corresponderam ao citado, mas as concentrações de amônia ultrapassaram a da legislação em PS-

5, PS-6 e PS-9. Isso indica que os peixes dessas localidades, se presentes, poderiam sofrer intoxicação por amônia.

Os peixes também ficam mais suscetíveis à intoxicação por amônio quando em reduzidos níveis de oxigênio dissolvido e as amostras em PS-6, PS-8, PS-9, PS-2 e PS-11 apresentaram concentrações de OD consideradas baixas, sendo que os dois últimos citados correspondem à água do canal de fuga de represas, como já mencionado. Portanto, considerando que os pontos PS-6 e PS-9 apresentaram reduzidas concentrações de oxigênio dissolvido, de pH e elevadas concentrações de amônio, essas localidades podem ser consideradas críticas em relação à sensibilidade da biota aquática. Além disso, por a amônia ser uma forma reduzida dos íons nitrogenados, provocando consumo de OD em águas naturais ao ser oxidada biologicamente, esses locais podem ter apresentado OD reduzido em função de uma maior degradação de matéria orgânica, provocando maior consumo do oxigênio dissolvido na água.

As elevadas concentrações de amônia encontradas no rio são, de certa forma, esperadas, por se tratar de um ambiente com maior aporte de matéria orgânica, portanto, mais reduzido. Quando as águas chegam ao reservatório, a amônia é rapidamente incorporada à biomassa fitoplanctônica, visto ser essa a forma de nitrogênio com menor custo energético para assimilação por esses organismos, tendo sua concentração, portanto, reduzida no reservatório.

Com relação à condutividade elétrica, essa variável é um bom indicador do aumento no aporte de íons no sistema, inclusive os nutrientes. Os resultados expressaram que os pontos iniciais do rio (PS-1 e PS-2), juntamente com seu afluente (PS-4) tiveram reduzida condutividade elétrica na água, indicando que o aumento no aporte de íons iniciou-se na região após o segundo ponto amostral. A partir daí, ao longo do rio, permaneceu homogêneo até o reservatório, onde foi reduzido. Esse fato coincide com a concentração de ortofosfato, que teve o mesmo comportamento no reservatório. Apesar disso, essas variáveis não apresentam qualquer correlação, de acordo com a análise de redundância, que sugeriu que a dinâmica do ortofosfato esteve relacionada com a densidade de *Microcystis* spp., sendo que, quando ocorreu o decréscimo dessa população, as concentrações de ortofosfato aumentaram no reservatório.

A análise da turbidez da água também é considerada relevante porque essa variável sofre a influência de matéria orgânica em suspensão e de bactérias e, conseqüentemente, está

associada à qualidade de água. Foi observado que a turbidez aumentou nos meses de temperaturas do ar elevadas, coincidindo também com o aumento na densidade zooplanctônica no rio e no reservatório, incluindo aumento na densidade de rotíferos e copépodos. Por estar associada a um aumento na atividade bacteriana, o aumento da turbidez poderia influenciar espécies zooplanctônicas que se alimentam desses microrganismos.

Através da análise de redundância, pode-se observar que, nos dois ambientes estudados, a turbidez esteve associada com a temperatura e organismos zooplanctônicos. No reservatório, a turbidez esteve correlacionada a espécies de *Dolycospermum* e demais cianobactérias, sendo indicativo de que essa variável, nesse local, possa ser uma consequência da floração de cianobactérias, o que reduz a transparência da água, aumentando a sua turbidez.

Outro fato relevante associado à turbidez, é que a análise dessa variável influencia a tomada de decisão quanto à utilização de produtos químicos (coagulantes) nas estações de tratamento de água. Também é utilizado como um dos parâmetros de potabilidade de água e está incorporado na legislação brasileira de potabilidade de água para consumo humano (Portaria 2.914/11-MS). Considerando que grande parte dos municípios do Vale do Paraíba paulista utiliza a água tratada desse rio como fonte de abastecimento público, elevados valores de turbidez podem indicar um aumento no custo do tratamento de água. Isso ocorre principalmente em períodos de chuva, já que essa variável é diretamente relacionada a elevadas pluviosidades, por causa da lavagem e lixiviação dos solos. Um exemplo disso foi visualizado no ponto amostral PS-9, onde existe um ponto de captação de água para tratamento imediatamente antes da área de coleta. Nesse local, a turbidez da água foi de 82 NTU em fevereiro, o que pode indicar aumento na incidência de doenças de veiculação hídrica. O trabalho de Nnane *et al.* (2011) demonstrou correlação positiva entre essa variável e *Escherichia coli* em uma bacia hidrográfica, indicando que esses microrganismos podem ser levados em suspensão pelo canal central do rio. Também sugeriu que a turbidez poderia ser utilizada como um parâmetro preditivo dos níveis dessa bactéria na água, sendo um método mais simples, rápido e menos oneroso para se avaliar a qualidade da água.

As concentrações de nitrito nos pontos PS-3 e PS-5 estiveram muito além dos demais locais. Esse nutriente é dependente do pH da água, podendo causar toxicidade a bactérias (*Nitrosomonas* e *Nitrobacter*), inibindo o processo de nitrificação (Russo *et al.*, 1985 *apud*

Camargo & Alonso, 2006). O principal processo de intoxicação ocorre porque o organismo pode ficar incapacitado de transportar oxigênio por células sanguíneas, morrendo por hipoxia, visto que a intoxicação está associada à oxidação de átomos de ferro. Entretanto, as concentrações elevadas de nitrito causando toxicidade podem ser minimizadas quando existem altas concentrações de cloreto dissolvido na água, visto que os íons de nitrito entram pelas guelras pela mesma rota dos íons cloreto, sendo um inibidor competitivo de sítios ativos nas brânquias (Camargo & Alonso, 2006). Então, elevadas concentrações de cloreto na água podem inibir a assimilação de nitrito por peixes e invertebrados aquáticos, mas, apesar das concentrações de cloreto terem se apresentado elevadas nas amostras destes pontos (médias de $5,5 \text{ mg.L}^{-1}$, em PS-3 e $7,6 \text{ mg.L}^{-1}$, em PS-5), não existem valores determinados para inibir a intoxicação da biota aquática pelo nitrito. Além disso, o cloreto também é um indicativo de poluição orgânica por esgoto doméstico na água.

Em rios, em áreas de autodepuração natural, a presença de diversas formas de nitrogênio pode ser diferenciada de acordo com a área em que se encontram: maiores concentrações de nitrogênio orgânico são encontradas na zona de degradação; o nitrogênio amoniacal na zona de decomposição ativa; maiores concentrações de nitrito são encontradas na zona de recuperação e de nitrato em águas consideradas mais limpas (CETESB, 2010). Sob esse aspecto, a água coletada nos pontos amostrais PS-3 e PS-5 apresentou elevadas concentrações de nitrito e ocorreu porque nesses locais, provavelmente, havia excesso de esgoto das cidades de Jacareí e São José dos Campos, respectivamente, que tem reduzido volume de esgoto tratado, conforme demonstrado no capítulo I. Além disso, estes municípios têm maiores densidades populacionais em relação aos demais e, por isso, produzem mais esgoto.

No reservatório, o nitrito esteve em concentrações um pouco maiores e a água que retorna ao rio, no ponto PS-11, esteve em concentração menor, próxima aos demais pontos do rio, por se tratar de saída de fundo do reservatório. O turbilhonamento da água nesse ponto oxida o nitrito a nitrato, por isso é que o nitrato está elevado nesse ponto.

O aporte de nitrogênio inorgânico dissolvido na maioria dos rios é proporcional ao tamanho de sua bacia hidrográfica (Burford *et al.*, 2007). Quando o fluxo está mais elevado, os rios carregam mais nitrogênio de montante para jusante. Como as características de transporte estão associadas à vegetação no entorno, o NID está diretamente relacionado à cobertura do solo

(He *et al.*, 2011). Esses mesmos autores observaram que a concentração de nitrato geralmente é reduzida em áreas com baixa temperatura e pouca precipitação, o que não ocorreu nos meses de janeiro e fevereiro.

As concentrações de nutrientes no Reservatório do Funil vêm aumentando com o passar dos anos. Em um estudo realizado no local no ano de 1995, Rocha *et al.* (2002) mensuraram concentrações médias de nitrito e fosfato cerca de 10 vezes menores do que as atuais, já nitrato e amônia estavam em concentrações muito abaixo do valor encontrado na presente pesquisa. Ressalte-se que as metodologias de análise foram diferentes, mas ainda assim as grandes diferenças nas concentrações de nitrito e fósforo não são apenas uma questão metodológica. Como a região do Vale do Paraíba paulista vem aumentando em termos populacionais, como mencionado no capítulo anterior, sem que haja um tratamento adequado dos esgotos desses municípios a montante do reservatório, o aporte de nutrientes, conseqüentemente, aumentou bastante nesses 17 anos.

O trabalho de Rangel *et al.* (2012) reuniu dados de alguns reservatórios brasileiros e apontou o Reservatório do Funil como o de maiores concentrações de fósforo total e nitrogênio total e um dos que possuíam maiores concentrações de ortofosfato e NID. Os resultados foram para o período de 2006 e 2007 e corroboram os do presente estudo, à exceção de NID, que esteve com concentrações mais elevadas em 2009 e 2010.

No presente estudo, no reservatório houve uma redução na concentração dos nutrientes dissolvidos em meses de elevadas temperatura da água, especialmente o ortofosfato. Uma explicação para isso é que a temperatura aumenta o metabolismo fitoplanctônico, aumentando, assim, a capacidade de assimilação de nutrientes por esses microrganismos. Delpla *et al.* (2009) apontaram que a temperatura deve ser vista como o principal fator que afeta o equilíbrio físico-químico e biológico na água. Algumas das principais transformações ou efeitos relacionados com a água serão favorecidas pelo aumento da temperatura na água, o que significa que substâncias dissolvidas na água tendem a aumentar sua concentração, mas gases dissolvidos tendem a diminuir a concentração em águas mais quentes.

Um fato que pode corroborar com essa informação é que as concentrações de fósforo total se mantiveram relativamente constantes em todos os períodos amostrais. Isso indica que,

quando as concentrações de ortofosfato dissolvido na água diminuíram, a tendência seria de aumentar as concentrações de fósforo total, o que não ocorreu. As densidades e biomassas fitoplanctônicas foram maiores nesse período, fato observado também pelas concentrações de clorofila-*a* maiores a partir de janeiro, o que deveria ter provocado o aumento nas concentrações de fósforo total, já que existem mais células assimilando nutrientes, provocando a redução dos nutrientes dissolvidos. No entanto, o fósforo é um dos elementos que mais tendem a ser transportado e acumulado no sedimento e a alteração na viscosidade da água em função da temperatura pode ter influenciado também na decantação do fósforo para o sedimento do reservatório. Por isso, no presente estudo, considerou-se que a temperatura teve um papel fundamental na permanência das florações de cianobactérias na água do Reservatório do Funil, por alterar o metabolismo de assimilação de nutrientes.

As concentrações de ortofosfato dissolvido inferiores a $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ são consideradas limitantes para os produtores primários aquáticos, conforme Reynolds (2006). Em alguns pontos do reservatório, as concentrações de ortofosfato foram inferiores ao limite de quantificação do método utilizado, que era de $12 \mu\text{g.L}^{-1}$, indicando que esse nutriente pode ter sido limitante ao fitoplâncton nesses períodos. Isso pode explicar o sucesso das cianobactérias nesse ambiente, já que esses organismos são capazes de armazenar fósforo sob a forma de grãos de polifosfato.

Todos os nutrientes apresentados estiveram em reduzidas concentrações nos pontos PS-01 e PS-02, aumentando ao longo do rio. O nitrato, em especial, formou um gradiente com elevação das concentrações ao longo do rio, enquanto o nitrito esteve em elevadas concentrações principalmente nos pontos PS-03 e PS-05, locais densamente povoados. Essa informação concorda com os dados apresentados no capítulo I, indicando que esses dois locais, situados em Jacareí e São José dos Campos, além de serem os mais populosos, são também os municípios mais industrializados do Vale do Paraíba paulista. Como mencionado naquele capítulo, uma pessoa pode emitir, aproximadamente, 0 a 0,5 g de nitrogênio na forma de nitrato e 3,5 g a 7 g na forma de amônia, por dia. Somente a população urbana de São José dos Campos, que tem cerca de 540 mil habitantes, pode emitir cerca de 270.000 g de nitrato e 2.835.000 g de amônia, por dia. Considerando que a cidade possui 75% de rede coletora de esgoto e desses 53% é tratado, estima-se que, ainda assim, a carga de esgoto doméstico nessa localidade é bastante elevada, conferindo à água esta característica de elevadas concentrações desses nutrientes.

A concentração de clorofila-*a* é uma importante ferramenta para se avaliar a biomassa algal de determinado local, porém não é possível fazer a distinção entre grupos taxonômicos, medida de grande relevância para se avaliar mudanças composicionais em resposta a mudanças ambientais (Paerl *et al.*, 2003). Porém, apesar disso, ainda é usual a avaliação da clorofila-*a* como uma forma de se analisar a biomassa da comunidade fitoplanctônica como um todo. Gaulke *et al.* (2010) consideraram que florações fitoplanctônicas em um estuário Carolina do Norte ocorreram quando as concentrações de clorofila-*a* foram maiores do que 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Utilizando o critério de Wetzel (2001), ambientes com concentrações de clorofila-*a* maior que 11 $\mu\text{g.L}^{-1}$ é considerado eutrófico. Todos os pontos do Reservatório do Funil apresentaram concentrações de clorofila acima desses valores, nos meses de setembro, janeiro e fevereiro. O ponto FN-1, onde normalmente apresenta-se com características mais lóxicas, por ser o ponto de montante do reservatório e surpreendentemente apresentou a concentração de clorofila-*a* mais elevada durante todo o período, sendo de 189 $\mu\text{g.L}^{-1}$, no mês de julho. Mesmo sendo considerado um mês de estiagem, em julho de 2009 houve um considerável aumento na pluviosidade e, em função da operacionalidade do reservatório, o mesmo encontrava-se totalmente cheio, o que conferiu a esse ponto características lênticas. Esses valores de clorofila estão acima do que outrora fora encontrado nesse ambiente: Soares *et al.* (2008) auferiu concentração máxima de clorofila-*a* de 78 $\mu\text{g.L}^{-1}$, em dezembro de 2002 e Rocha *et al.* (2002) encontrou concentração média de 33 $\mu\text{g.L}^{-1}$, em 1995, mas o máximo avaliado foi de 140 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Branco *et al.*, 2002). Apesar do resultado encontrado para essa variável no ponto FN-1 em julho diferir dos demais, ainda assim há um acentuado aumento nas concentrações de clorofila-*a* na subsuperfície das áreas lênticas do Reservatório do Funil nos meses de janeiro e fevereiro, atingindo 67 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no ponto FN-4.

O aumento nas densidades de cianobactérias coincidiu com o aumento de temperatura, associado com a elevada incidência solar e disponibilidade de nutrientes. Por outro lado, o período quente foi marcado por elevada pluviosidade, o que pode também ter favorecido a alteração na composição de espécies. Alguns autores reportaram o aumento da temperatura como fator principal para a dominância de cianobactérias em corpos de água brasileiros (Branco & Senna, 1994; Bouvy *et al.*, 2000; Huszar *et al.*, 2000; Marinho & Huszar, 2002). Soares *et al.* (2009) também indicaram aumento da temperatura como um dos fatores fundamentais para a

dominância de cianobactérias no Reservatório do Funil, com a predominância de *M. aeruginosa*. Essa espécie sempre foi reportada como principal causadora de florações nesse reservatório (Rocha *et al.*, 2002; Branco *et al.*, 2002, Rocha, 2007, Soares, 2008). No entanto, no período estudado, houve uma alteração nessa composição, ficando as espécies do gênero *Microcystis* em densidade reduzida e dando espaço para outras cianobactérias, como *C. raciborskii* e *Synechocystis sp.*

Grupos taxonômicos que são pouco predados (cianobactérias, dinoflagelados) ou que sedimentam mais rapidamente, tem maior tendência em se instalar na coluna de água quando as florações terminam (Paerl, 2006). Contudo, no Reservatório do Funil observou-se uma forte dominância apenas de cianobactérias, mesmo quando outros organismos estiveram presentes em maiores densidades.

Embora em termos de biovolume a espécie *Synechococcus nidulans* pouco contribuiu para o total das cianobactérias (0,23%), quando consideramos a densidade, essa espécie contribuiu com 15% no total do grupo. A pesquisa de Gaulke *et al.* (2010) indicou que essa cianobactéria é um importante constituinte do picoplâncton. No entanto, sugeriu que esses picoprocariotos podem ser predominantes durante o inverno em ambientes temperados, fato que não foi constatado nos ambientes aqui estudados.

Considerando o biovolume, a espécie *Dolycospermum cf. crassa* foi dominante no Reservatório do Funil. Todos os estudos já mencionados que caracterizam esse ambiente quanto à comunidade fitoplanctônica indicam dominância constante de cianobactérias, mesmo em períodos de mistura. A dominância de espécies de *Microcystis* é comum de ocorrer no final do verão em ambientes eutrofizados, embora em períodos de mistura ocorra a alternância dessa dominância, geralmente por espécies de diatomáceas (Reynolds *et al.*, 2000)

Em estudo da comunidade fitoplanctônica do Reservatório do Funil, Soares *et al.* (2009) no período de 2002 e 2003 indicaram que *Microcystis* foi o principal gênero dominante em termos de biomassa, quando a zona de mistura tornou-se reduzida, enquanto que *C. raciborskii* foi dominante no local durante o período de mistura. Apesar de não ter sido avaliado, dados apontam que o reservatório é estratificado de novembro a março e a composição fitoplanctônica altera conforme essas fases (Soares *et al.*, 2009). No presente estudo, foi observada alternância

entre espécies de *Sphaerocavum* e *Microcystis* nos meses quentes e chuvosos. Nos meses de setembro, janeiro e fevereiro, *Microcystis* praticamente não habitavam o reservatório, fato ainda não reportado para esse ambiente e *Sphaerocavum* ocupou esse ambiente no período. Ressalte-se que *Sphaerocavum* é bastante similar a *Microcystis*, em forma e tamanho, diferindo apenas no plano de divisão celular e essa alternância pode não ter sido anteriormente observada em função de dificuldades taxonômicas entre esses dois grupos.

Embora os dados disponíveis para a comunidade zooplanctônica deste reservatório sejam muito restritos (Rocha *et al.*, 2002; Branco *et al.*, 2002, Soares *et al.*, 2008), a densidade dos organismos zooplânctônicos, de maneira geral, foi reduzida. Se em 1995 a densidade máxima encontrada foi de mais de 900 ind.L⁻¹ (Rocha *et al.*, 2002), em outubro, no período de estudo atual, foi de 728 ind.L⁻¹, em janeiro. Porém, a variação espacial das espécies foi muito similar àquela encontrada por Rocha *et al.* (2002), visto que no ponto FN-1 a densidade foi reduzida na maioria dos meses, aumentando no sentido rio-barragem, com exceção de abril, no qual a distribuição das espécies foi mais homogênea.

A maioria das espécies encontradas no reservatório no presente estudo foram as mesmas encontradas em Rocha *et al.* (2002) e Branco *et al.* (2002), em análise da comunidade zooplânctônica do Reservatório do Funil, demonstrando que esses organismos podem ter sido selecionados, entre outros fatores possíveis, pelos anos de ocorrência de florações de cianobactérias tóxicas. Os rotíferos *Euchlanis* sp., *Ascomorpha* sp. e *Keratella* sp. foram constantes e, naquele período, igualmente a este e foram associados a temperatura e concentrações de clorofila-*a* (Branco *et al.*, 2002). *Conochillus unicornis*, espécie bastante abundante no reservatório, já havia sido relatada como também dominante dentre os rotíferos em 2002 (Soares *et al.*, 2009). Quanto aos cladóceros, os gêneros *Bosmina* e *Ceriodaphnia* foram os mais constantemente encontrados e, de acordo com DeBernardi & Giussiani (1990), esses organismos costumam estar em elevadas densidades quando em situações de florações de cianobactérias. Isso porque bactérias associadas à decomposição das florações podem ser importante fonte de alimento para esses organismos.

Como quase 99% dos *taxa* encontrados no Reservatório do Funil foram de cianobactérias, que normalmente são alimentos não preferenciais ao zooplâncton, a pressão de predação sobre elas é baixa (Rangel *et al.*, 2012; Rocha, 2007) e, portanto, o controle para seu

crescimento pelos organismos zooplânctônicos deve ser bastante reduzido. Contudo, os copépodos já foram descritos para outros ambientes igualmente impactados (Pereira *et al.*, 2002; Jeppensen *et al.*, 2005). Além disso, conforme observação de Ferrão-Filho *et al.* (2009), os organismos observados neste ambiente há anos convivem com florações de cianobactérias tóxicas e, portanto, as cianotoxinas podem ter selecionado espécies mais resistentes em detrimento de outras.

Nos meses de janeiro e fevereiro, no reservatório, foi observado um pequeno aumento na abundância de turbelários, principalmente nos pontos FN-3, 4 e 5. Esses organismos utilizam como recurso alimentar pequenos cladóceros, que, por sua vez, estão presentes em densidades maiores quando em condições de florações de cianobactérias. Além disso, também já foi identificado que algumas cianobactérias não são exatamente inadequadas para alimentação de copépodos calanóides (Olsen *et al.*, 2006; Panosso *et al.*, 2003), abundantes em todos os momentos no Reservatório. Os autores citados observaram que essas *taxa* podem consumir eficientemente pequenas colônias de *Microcystis* e *C. raciborskii*, mesmo as cianobactérias sendo consideradas alimento de baixo valor nutricional para o zooplâncton (DeMott & Moxter, 1991).

Sabe-se que a poluição oriunda de atividades agrícolas e por esgotos domésticos elevam os níveis de nutrientes na água, o que acarreta uma alteração da comunidade zooplânctônica, por esses organismos serem bastante sensíveis a quaisquer alterações no meio (Pereira *et al.* 2002). Alguns organismos, no entanto, são encontrados dominando certos ambientes, ocupando nichos que poderiam estar vagos por causa dessas alterações. É o caso, por exemplo, de larvas de quironimídeos e oligoquetas que são típicos de locais com poluição industrial (Al-Shami *et al.*, 2011). Os insetos, normalmente em formas larvais, foram encontrados no Rio Paraíba do Sul, principalmente nos pontos PS-3, PS-5 e PS-6, porém não foram considerados dominantes, apesar de constantes em todos os pontos. De fato, os dois primeiros pontos amostrais mencionados ficam nas regiões mais industrializadas do Vale do Paraíba paulista, conforme avaliado no capítulo I. O mesmo ocorreu com as larvas de bivalve, encontradas nos pontos PS-3 e 8, locais onde fora reportado intensa atividade mineradora.

Sumarizando, o aumento na riqueza de *taxa* planctônicos nos meses quentes e chuvosos esteve relacionada com a elevada temperatura e excesso de nutrientes associados à estabilidade

da coluna de água no reservatório. As chuvas decorrentes do período de verão promoveram um aumento na turbidez, outra variável de grande destaque e que teve grande influência na densidade de organismos zooplanctônicos.

Cabe mencionar que, apesar do reduzido tempo de retenção do Reservatório do Funil, as florações de cianobactérias são constantes (Soares *et al.*, 2012), contrariando a pressuposição de que elevadas densidades desses organismos estão associadas a elevados tempos de retenção (Jones & Elliott, 2007). Isso confere ao reservatório uma maior dinâmica ao reservatório, afetando a heterogeneidade espacial, conforme observado para os organismos fitoplanctônicos e zooplanctônicos.

Ficou demonstrado ainda que houve alteração da comunidade fitoplanctônica tanto espacial, quanto temporalmente. A composição do fitoplâncton presente no rio diferiu bastante daquela encontrada no reservatório, indicando que as espécies do rio não influenciaram as florações de cianobactérias no reservatório. Mesmo com expressiva densidade de cianobactérias no rio, as mesmas eram bastante diferentes das encontradas no reservatório. Isso porque o fitoplâncton presente em rios é formado por espécies de rápidas taxas de crescimento e reprodução e tem capacidade para sobreviver em ambientes turbulentos e com flutuações na intensidade luminosa (Reynolds *et al.*, 1994). Por esses motivos, a ocorrência de florações de cianobactérias em ambientes lóticos é bastante incomum, especialmente em ambientes turbulentos como o Rio Paraíba do Sul, apesar desse apresentar, em alguns períodos, condições eutróficas, segundo avaliação pelo IET de Carlson (dados não apresentados).

Por fim, de acordo com os resultados apresentados e com as análises estatísticas realizadas, especialmente pela análise de agrupamento, considerou-se que os pontos PS-5, PS-7 e PS-10 foram os principais pontos críticos do Vale do Paraíba paulista. Esses locais coincidem com o levantamento de dados realizados no capítulo anterior, indicando que cidades industrializadas como Jacareí e São José dos Campos e cidades com extensas áreas de agricultura e pecuária, como Pindamonhangaba, Guaratinguetá e Lavrinhas são as principais responsáveis pela perda da qualidade da água no rio. Outra cidade que merece destaque é Cunha, que possui a maior área de pecuária na bacia hidrográfica do Paraíba do Sul. Esse município localiza-se próxima ao Reservatório do Funil, nos pontos FN-3 e 4. Nesses pontos observou-se que a

dinâmica de variáveis limnológicas, nutrientes e biota foram diferentes dos demais pontos do reservatório, indicando que ocorria entrada de material alóctone nesses locais.

Referências Bibliográficas

- ALERJ-Assembléia Legislativa do Estado do Rio de Janeiro, 2006. Relatório técnico. Rio Paraíba do Sul – Reservatório do Funil: Poluição e Degradação Ambiental. Comissão permanente de defesa do Meio Ambiente. 52p.
- AL-SHAMI, S.A; RAWI, C.S.M., AHMAD, HAMI, S.A., NOR, S.A.H., 2011. Influence of agricultural, industrial and antropogenic stresses on the distribution and diversity of macroinvertebrates in Juru River basin, Penang, Malaysia. Ecotoxicology and Environmental Safety. 74: 1195-1202.
- AMORIM, M.C. & FRANCA, L.B.P., 1981. Estudo Limnológico do Reservatório do Funil. XI Congresso da ABES.
- APHA, 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, New York, 993p.
- ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul. Rev. Bras. Biol., 58(4): 547-558.
- ARAÚJO, FG.; PEIXOTO, MG.; PINTO, BCT. and TEIXEIRA, TP.. Distribution of guppies *Poecilia reticulata* (Peters, 1860) and *Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868) along a polluted stretch of the Paraíba do Sul River, Brazil. Braz. J. Biol. 69 (1): 41-48.
- ATTAYDE, J.L. & HANSSON, L.A., 2001. Press perturbation experiments and the indeterminacy of ecological interactions: effects of taxonomic resolution and experimental duration. Oikos. 92:235-244.
- AZCUE, J.M., PFEIFFER, W.C., FISZMAN, M., MALM, O. 1987. Heavy metals in drinking waters from the Paraíba do Sul-Guandu River System, Rio de Janeiro state, Brazil. Wat. Sci. Tech. 19: 1181-1183.
- BOUVY, M., FALCAO, D., MARINHO, M. PAGANO, M., MOURA, A. 2000. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. Aquatic Microbial Ecology 23:
- BRANCO, C. W.C. KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; SOUSA-FILHO, I.F., GUARINO, A.W.S.; ROCHA, R.J., 2009. Impact of climate on the vertical water column structure of lajes reservoir (brazil): a tropical reservoir case. Lakes and Reservoir. 14: 175-191.

- BRANCO, C.W.C.; SENNA, P.A.C. 1994. Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microscystis aeruginosa* in the Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. Algological Studies, v. 75, p. 85-96.
- BRANCO, C.W.C., ROCHA, M.I.A., PINTO, G.F.S., GÔMARA, G.A., DE FILIPPO, R, 2002. Limnological features of Funil reservoir (RJ, Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of the zooplankton community. Lakes & Reservoirs: Research and Management 7: 87-92
- BRANCO, C.W.C.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; SOUSA-FILHO, I.F.; GUARINO, A.W.S.; ROCHA, R.J. 2009. Impact of climate on the vertical water column structure of Lajes Reservoir (Brazil): A tropical reservoir case. Lakes & Reservoirs: Research and Management 14: 175–191
- CAMARGO, J.A. & ALONSO, A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic systems: a global assessment. Environment International. 32: 831-849.
- CANEPPELE, D., DIAS, J.H.P., VALÉRIO-FILHO, M. 2008. Considerações limnológicas e operacionais na definição de áreas para a implantação de tanques-rede no reservatório da UHE Paraibuna-SP. I Simpósio de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul. CD de artigos-trabalho 96
- CARVALHO, C.E.V.; M.S.M.B. SALOMÃO, M.S.M.B., MOLISANI, M.M.; REZENDE, C.E., LACERDA, L.D. 2002. Contribution of a medium-sized tropical river to the particulate heavy-metal load for the South Atlantic Ocean. The Science of Total Environment 284: 85-93
- CASTILHO-NOLL, M.S.M. & ARCIFA, M.S., 2007. Mesocosm experimento n the impact on zooplankton of a tropical lake. Aquatic Ecology. 41(4): 587-598.
- CEIVAP, 2010. www.ceivap.org.br, acessado em 11/10/2011
- CIIAGRO, 2011. www.ciiagro.sp.gov.br, consultado em 23/1/2012.
- COLE, J. F.; JONES, C. 2000. Effect of temperature on photosynthesis-light response and growth of four phytoplankton species isolated from a tidal freshwater river. Journal of Phycology, 36, p. 7-16
- CONAMA 357/2005. Resolução Conselho Nacional do Meio Ambiente, de 17 de março de 2005.
- DELPLA, I.; JUNG, J.E.; BAURES, E.; CLEMENT, M.; THOMAS, O., 2009. Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. Environment International. 35: 1225-1233.
- DEMOTT, W.R. & MOXTER, F. 1991. Foraging on cyanobacteria by copepods: responses to chemical defenses and resource abundance. Ecology 72 (5): 1820-1834.

- DODDS, W.K. 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. Limnol. Oceanogr. 51(1/2): 671-680.
- EDLER, L. 1979. Recommendations for marine biological studies in the Baltic Sea. Phytoplankton and chlorophyll. Baltic marine Biologists Publications, 5: 1-35.
- FERRÃO-FILHO, A.S.; SOARES, M.C.; ROCHA, M.I.A.; MAGALHÃES, V.F.; AZEVEDO, S.M.F.O., 2009. Florações de cianobactérias tóxicas no Reservatório do Funil: Dinâmica sazonal e conseqüências para o zooplâncton. Oecologia Brasiliense. 13(2): 346-365.
- GAULKE, A., WETZ, M.S., PAERL, H.W., 2010. Picoplankton: a major contributor to planktonic biomass and primary production in a eutrophic, river-dominated estuary. Estuarine, coastal and shelf science. 90: 45-54.
- GOMARA, G.A. & PINTO, G.S. 2001. Estudo limnológico do Reservatório do Funil. Relatório técnico do serviço de biologia da FEEMA. Rio de Janeiro.
- GOMES, A.M.A. 2011. Estudo Ecofisiológico de cianobactérias formadoras de florações na Lagoa de Jacarepaguá, Rio de Janeiro, Brasil. Tese de Doutorado. UFRJ. 143p.
- GONZÁLEZ, E.J., MATSUMURA-TUNDISI, T., TUNDISI, J.G., 2006. Dieta natural del zooplankton em dos embalses tropicales (Broa y Barra Bonita, SP, Brasil) com diferentes estados tróficos. In: Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle. IIE p.457- 472.
- GUARINO A. W. S., BRANCO C. W. C., DINIZ G. P. & ROCHA R., 2005. Limnological characteristics of an old tropical reservoir (Ribeirão das Lajes Reservoir, RJ, Brazil). Acta Limnol. Brasil. 17 (2), 129–41.
- GONZÁLEZ, E, J. 2000. Nutrient enrichment and zooplankton effects on phytoplankton community in microcosms from El Andino reservoir (Venezuela). Hydrobiol., 434: 81-96.
- HE, B., KANAE, S., OKI, T. HIRABAYASHI, Y., YAMASHIKI, Y., TAKARA, K., 2011. Assessment of global nitrogen pollution in rivers using an integrated biogeochemical modeling framework. Water research. 45: 2573-2586.
- HENRY, R. & TUNDISI, J.G. 1982a. Efeitos de Enriquecimento artificial por nitrato e fosfato no crescimento da comunidade fitoplanctônica da Represa do Lobo (“Broa”, Brotas – Itirapina, SP). Ciência e Cultura, 34(5): 518-524.
- HILLEBRAND H, DÜRSELEN C-D, KIRSCHTEL D, POLLINGHER U, ZOHARY T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. Journal of Phycology 35: 408–424.
- HOBBAEK, A.; MANCA, M.; ANDERSEN, T., 2002. Factors influencing species richness in lacustre zooplankton. Acta Oecologica. 23: 155-163.
- HUSZAR, V.L.M., Caraco, N.F., Roland, F., Cole, J. 2006. Nutrient-chlorophyll relationship in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit? Biogeochemistry.

- HUSZAR, V. L. M, SILVA, L.H.S., MARINHO, M., DOMINGOS, P., SANT'ANNA, C.L. 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. Hydrobiologia, v. 424, p. 67:77.
- IBGE, 2010 – censo demográfico – www.ibge.gov.br, consulta em 11/10/2011
- JEFFREY, S.W. & HUMPREY, G.F., 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophyll-*a*, *b*, *c1* and *c2* in higher plants, algae and natural phytoplankton. Biochem. Physiolo. Planz. 167: 191-194.
- JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M.; KANSTRUP, E.; PETERSEN, B.; HENRIKSEN, R.B.; HAMMERSHØJ, M.; MORTENSEN, E.; JENSEN, J. P.; HAVE, A. 1994. Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? Hydrobiologia 275(276): 15–30.
- JEPPESEN, E.; MEERHOFF, M.; JACOBSEN, B.A.; HANSEN, R.S.; SØRDERGAARD, M.; JENSEN, J.P.; LAURIDSEN, T.L.; MAZZEO, N.; BRANCO, C.W.C. 2007. Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation: the successful strategy varies with lake size and climate. Hydrobiologia. 581: 269-285.
- JEPPESEN, E.; Søndergaard, M.; Mazzeo, N.; Meerhoff, M.; Branco, C.W.C., Huszar, V.; Scasso, F., 2005. Lake Restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. In, Restoration and Management of tropical eutrophic lakes. Ed. Mallapureddi V. Reddy. Science Publishers, Inc. 11: 341-359.
- JONAS, L.D. & ELLIOTT, A. 2007 Modelling the effects of changing retention time on abundance and composition of phytoplankton species in a small lake. Freshwater Biology, 52: 988-997.
- KÖPPEN, W. 1936. Das geographische system der climate-Handbuch der klimatologie. Gebrüder Bornträger Verlag, Berlin.
- Lei 9.433/1997 Política Nacional de Recursos Hídricos.
- LUND, J.W.G.; KIPLING, C.; LECREN, E.D., 1958. The inverted microscope method of estimating algae number and the statistical basis of estimating by counting. Hydrobiologia. 11: 143-170.
- MARGALEF, R. 1983. Limnologia. Ed. Omega. Barcelona. 1010p.
- MARINHO, M. M.; HUSZAR, V. L. M. 2002. Nitrogen availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southern Brasil). Archiv für Hydrobiologie, v. 153, p. 443-468.
- NNANE, D.E.; EBDON, J.E.; TAYLOR, H.D. 2011. Integrated analysis of water quality parameters for cost-effective faecal pollution management in river catchments. Water Research. 45: 2235-2246.

- OLSEN, Y.; AUGUSTI, S.; ANDERSEN, T.; DUARTE, C.M.; GASOL, J.M.; GISMERVIK, I.; HEISKANEN, A.-S.; HOELL, E.; KUUPO, P.; LIGNELL, R.; REINERTSEN, H.; SOMMER, U.; STIBOR, H.; TAMMINEN, T. 2006. A comparative study of responses in planktonic food web structure and function in contrasting European coastal waters exposed to experimental nutrient addition. Limnology and Oceanography. 51(1/2): 488-503.
- PAERL, H.W. & PAUL, V.J., 2011. Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. Water Research. *In press*.
- PAERL H.W.; XU, H.; MCCARTHY, M. J.; ZHU, G.; QIN, B.; LI, Y.; GARDNER, W. S., 2011. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (Lake Taihu, China): The need for a dual nutrient (N & P) management strategy. Water Research 45: 1973-1983.
- PAERL, H.W., DYBLE, J.; MOISANDER, P.H.; NOBLE, R.T.; PIEHLER, M.F.; PINCKNEY, J.L.; STEPPE, T.F.; TWOMEY, L.; VALDES, L.M. 2003. Microbial indicators of aquatic ecosystem change: current applications to eutrophication studies. FEMS Microbiology Ecology. 46: 233-246.
- PAERL, H. & HUISMAN, J. 2009. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful of cyanobacterial blooms. Environmental Microbiology Reports, 1 (1), 27-37.
- PAERL, H.W., HALL, N.S., CALANDRINO, E.S., 2011a. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic induced change. Science of the total environment. 409:1739-1745.
- PAERL, H.W. 2006. Nutrient and other environmental controls of harmful cyanobacterial blooms along the freshwater-marine continuum. In: H.K. Hudnell (ed): Proceedings of the Interagency, International Symposium on Cyanobacterial Harmful Algal Blooms. Advances in Experimental Medicine & Biology.
- PANOSSO, R. CARLSSON, P., KOZLOWSKY-SUZUKI, B., AZEVEDO, S.M.F.O., GRANÉLI, E. 2003. Effect of grazing by a neotropical copepod, *Notodiaptomus*, on a natural cyanobacterial assemblage and on toxic and non-toxic cyanobacterial strains. Journal of plankton research. 25(9): 1169-1175
- PEREIRA, R.; SOARES, A.M.V.; RIBEIRO, R.; GONÇALVES, F. 2002. Assessing the trophic state of Linhos lake: a first step toward ecological rehabilitation. Journal of Environmental Management. 64: 285-297.
- PORTARIA MS n.º 518/2004 / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental – Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2005.28p.
- RANGEL, L.M.; SILVA, L.H.S.; ROSA, P.; ROLAND, F.; HUSZAR, V.L.M. 2012. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. Hydrobiologia.

Resolução CONAMA 357, 17 de março de 2005, Brasil.

REYNOLDS, C.S. 1998. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? Hydrobiologia. 369/370: 11-26.

REYNOLDS, C.S., HUSZAR, V., KRUK, C., NASELLI-FLORES, L., MELO, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. Journal of Plankton Research. 24 (5): 417-428.

REYNOLDS, C.S. 2006. Ecology of Phytoplankton. Cambridge. 535p.

REYNOLDS, C.S. 1994. The long, the short and the stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers. Hydrobiologia. 289: 9-21.

ROBARTS, R. D.; ZOHARY, T. 1987 Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, v. 21, p. 391-399

ROCHA, M.I.A., BRANCO, C.W.C., SAMPAIO, G.F., GÔMARA, G.A., DEFILIPPO, R., 2002. Spatial and temporal variation of limnological features, *Microcystis aeruginosa* and zooplankton in an eutrophic reservoir (Funil Reservoir, Rio de Janeiro). Acta Limnol. Bras. 14(3): 73-86.

ROCHA, M.I.A. 2007. Estudo da variação sazonal do fitoplâncton e zooplâncton e da concentração de microcistinas nesses dois níveis tróficos no Reservatório do Funil (Resende, RJ). Dissertação de Mestrado. UFRJ. 60f.

ROJO, C. 1998. Differential attributes of phytoplankton across the trophic gradient: a conceptual landscape with gaps. Hydrobiologia. 369/370: 1-9.

SILVA, M.A.L.; CALASANS, C.F.; OVALLE, A.R.C.; REZENDE, C.E. 2001. Dissolved nitrogen and phosphorus dynamics in the lower portion of the Paraíba do Sul River, Campos dos Goytacazes, RJ, Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology: An international journal. 33 (4): 365-371

SANTOS, A. B. I., TERRA, B. F.; ARAÚJO, F. G. 2010 Influence of the river flow on the structure of fish assemblage along the longitudinal gradient from river to reservoir. Zoologia (Curitiba, Impr.), 27 (5): 732-740.

SOARES, M.C., ROCHA, M.I.A., MARINHO, M.M., AZEVEDO, S.M.F.O., BRANCO, C.C., HUSZAR, V.L. 2009. Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. Aquatic Microbial Ecology. 57, 137-149

SOARES, M.C. 2008. Cianobactérias Tóxicas no Reservatório do Funil: Uma Batalha Pelágica. Tese de Doutorado em Botânica. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 419p.

- SOARES, M.C.S.; HUSZAR, V.L.M.; ROLAND, F. 2007a. Phytoplankton dynamics in two tropical rivers with different degrees of human impact (Southeast Brazil). River Res. Applic. 23: 698–714.
- SOARES, M.C.S.; SOPHIA, M.G.; HUSZAR, V.L.M. 2007b. Phytoplankton flora of two rivers in Southeast Brazil – Paraibuna and Pomba Rivers, Minas Gerais. Revista Brasil. Bot., 30 (3), 433-450
- TERRA, B.F. & ARAÚJO, F.G. 2011. A preliminary fish assemblage index for a transitional river–reservoir system in southeastern Brazil. Ecological Indicators 1: 874–881
- UHELINGER, V. 1964. Étude statistique méthodes de dénombrement planctonique. Arch. Sci. 17: 121-123.
- UTERMÖHL, H. (1958). Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. Mitt Int Verein Limnol. 9: 1-39.
- VENANCIO, A. C. P. et al. 2010. Metazoan parasites of Mandi-amarelo *Pimelodus maculatus* and of Jundiá *Rhamdia quelen* (Osteichthyes: Siluriformes) of Paraíba do Sul River, Volta Redonda, Rio de Janeiro. Rev. Bras. Parasitol. Vet. 19(3): 157-163.
- VITÓRIA, A. P.; LAGE-PINTO F.; CAMPANELI, L. B.; ALMEIDA, M. G.; SOUZA, C. M. M.; REZENDE, C. E.; AZEVEDO, R. A. ; OLIVEIRA, J. G. 2010. Ecophysiological adaptation and metal accumulation in water hyacinth from two tropical rivers. Braz. J. Plant Physiol., 22 (1):49-59.
- WETZEL, R.G., 2001. Limnology: lake and river ecosystems. 3 ed. London, Uk: Academic Press, Elsevier.
- WILHEM, S.W.; FORNSLEY, S.E.; LECLEIR, G.R.; LAYTON, A.C.; SATCHWELL, M.F.; DeBRUYN, J.M.; BOYER, G.L.; ZHU, G.; PAERL, H.W. 2011. The relationship between nutrients, cyanobacterial toxins and the microbial community in Taihu (Lake Tai), China. Harmful Algae. 10: 207-215.

CAPÍTULO III

AVALIAÇÃO DA DINÂMICA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DO RESERVATÓRIO DO FUNIL QUANDO SUBMETIDAS A REDUZIDAS CONCENTRAÇÕES DE NUTRIENTES

Introdução

O lançamento de esgotos domésticos, industriais e a atividade agropecuária promovem um aumento na concentração de poluentes e contaminantes no meio aquático. Um dos mais inconvenientes sintomas desse enriquecimento de nutrientes é a alteração na cadeia trófica, com a proliferação de cianobactérias nocivas. Isso ocorre porque a composição de espécies e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica é influenciada pela disponibilidade de nutrientes e também pela alteração nas variáveis físicas e biológicas da água.

As florações de cianobactérias são indesejadas não apenas devido a problemas estéticos, mas principalmente por alterar as condições de potabilidade, principalmente conferindo sabor e odor a água. Além disso, as cianobactérias podem também ser potencialmente produtoras de cianotoxinas, o que dificulta ou impossibilita a utilização da água para determinados fins, sobretudo quando entram em senescência, liberando maiores concentrações de toxinas para a água.

O entendimento dos fatores que interagem como causadores da dominância de cianobactérias nos ambientes aquáticos tem sido o alvo de muitas pesquisas. No entanto, parece consenso entre os pesquisadores que toda medida preventiva deve englobar a redução de nitrogênio e fósforo no ambiente aquático, visando reduzir a eutrofização artificial. O fósforo é considerado um elemento que tem um papel fundamental no controle da produção primária e formação de florações (Paerl, 1988, 2008; Paerl *et al.*, 2011). O nitrogênio, por sua vez, é um dos principais poluentes aquáticos e difícil de prever por causa de fontes difusas, como por exemplo, reações naturais de formas atmosféricas de nitrogênio (N₂) que podem resultar na formação de íons nitrato e amônio (He *et al.*, 2011).

Algumas atitudes práticas, como a redução da concentração de fosfatos em detergentes em pó, foram adotadas pela legislação brasileira desde 2005, através da Resolução CONAMA

359 (MMA, 2011). No Parlamento Europeu está em andamento uma proposta alterando a regulamentação CE-648/2004, que irá reduzir a concentração de fosfato em detergentes (eur-lex.europa.eu, 2012). Nos EUA houve a proibição desse elemento nos detergentes durante a década de 60 o que, em alguns casos, ajudou a reduzir ocorrências de florações, como demonstrado por Paerl *et al.* (2009). Apesar disso, florações de cianobactérias continuam ocorrendo, indicando que outros fatores estão associados ao aumento populacional desses organismos.

Por outro lado, o aumento nas concentrações de nitrogênio na água acompanhou o crescimento populacional no entorno das bacias hidrográficas. Isso mudou consideravelmente a dinâmica de nutrientes no meio aquático e, como resultado, o aporte de nitrogênio tornou-se tão excessivo quanto o de fósforo, atuando como estimulantes da eutrofização (Ahn *et al.*, 2011; Conley *et al.*, 2009; Paerl, 2009). Ressalte-se, ainda, que o nitrogênio tem maior mobilidade no ambiente (Howarth, 2008; Galloway e Cowling, 2002), enquanto o fósforo, aparentemente, se liga mais ao sedimento (Burford *et al.*, 2007).

Mesmo com as medidas restritivas supracitadas, o fósforo presente em sedimentos anóxicos de ambientes aquáticos tenderá a ser liberado para a coluna de água, tornando-se potencialmente biodisponível. Isso indica que, por um longo tempo, esse elemento ainda poderá permanecer em excesso na coluna de água.

As medidas preventivas são tão fundamentais quanto o conhecimento prévio do ambiente a ser recuperado. Identificar os fatores ambientais responsáveis pelo acelerado crescimento de cianobactérias é crucial para o desenvolvimento de estratégias de gestão para proteger os recursos hídricos. Além disso, a resposta a essa questão, além de grande relevância ecológica, também tem importância econômica, porque determina as estratégias a serem tomadas e os custos envolvidos para a mitigação desse problema (Paerl *et al.*, 2011). O entendimento e o manejo das interações entre os fatores climáticos e antropogênicos, quando possível, é de extrema importância para assegurar a proteção e garantir a qualidade da água para o consumo.

A grande dificuldade encontrada pelos cientistas é elaborar estratégias de manejo adequadas visando à redução de nutrientes, de forma a não afetar negativamente a biota aquática. Isso porque os principais nutrientes que provocam eutrofização são também limitantes à vida

aquática, quando em reduzidas concentrações no meio. Para os cientistas, uma das dificuldades está em associar estratégias unindo condições ambientais e climáticas em uma escala laboratorial, para posteriormente extrapolar seus resultados ao ambiente estudado. Técnicas de redução de nutrientes têm sido estudadas em ambientes brasileiros, resultando na quebra da dominância de cianobactérias (Crosseti & Bicudo, 2005; Gomes, 2011). Esses estudos, apesar de estarem apenas no âmbito experimental, são potenciais preditores dos fatores específicos que provocam quebra na dominância de cianobactérias para cada ambiente avaliado.

Conforme discutido no capítulo anterior, o Reservatório do Funil recebe elevadas concentrações de nutrientes há muitos anos, que associados a outros fatores provocam florações constantes de cianobactérias. As concentrações máximas de nitrogênio inorgânico dissolvido chegaram a $4,6 \text{ mg.L}^{-1}$, em julho de 2009 e de ortofosfato $0,29 \text{ mg.L}^{-1}$, em abril de 2009, no Rio Paraíba do Sul. Somados a isto, os dados apresentados no capítulo I indicaram que os lançamentos feitos indiscriminadamente no rio deterioram a qualidade da água do mesmo, podendo aumentar as concentrações de nutrientes e demais poluentes no Reservatório do Funil. A partir desse conhecimento, medidas práticas para a mitigação dessas florações poderão ocorrer se houver o conhecimento do quanto deve ser reduzido no aporte desses nutrientes a fim de se evitar a dominância de cianobactérias a partir de modelo experimental.

Para isso, o objetivo desse capítulo foi estabelecer os limites máximos aceitáveis dos principais nutrientes, a partir de experimentos em microcosmos, a fim de que não mais ocorra dominância de cianobactérias no Reservatório do Funil. Para tanto, vislumbrou-se um cenário no qual a água que chega ao Reservatório do Funil sofra reduzido ou nenhum impacto antrópico no percurso. Dessa forma, objetiva-se também avaliar o comportamento da comunidade fitoplanctônica a reduzidas concentrações de nutrientes, visto que esse local sofre há mais de duas décadas com constantes florações de cianobactérias.

Material e Métodos

Para esse experimento foram montados, no Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias, da UFRJ, microcosmos contendo água bruta do Reservatório do Funil à qual foi acrescida, em proporções conhecidas, água bruta do Reservatório de Santa Branca. A água desse

local foi escolhida para esse experimento por ser esse um reservatório inserido na bacia do Rio Paraíba do Sul, logo no início de seu curso, sendo um ambiente considerado oligo/mesotrófico. Assim, a água desse local, que corresponde ao PS-02 do capítulo anterior (canal de fuga da represa), foi utilizada para diluir a água proveniente do Reservatório do Funil, reduzindo com isso a concentração de nutrientes e demais poluentes e visando observar a dinâmica da comunidade fitoplantônica durante um período de 30 dias, após submetidas a duas proporções distintas dessa água considerada de melhor qualidade. As características de cada reservatório estão apresentadas na tabela 1.

Tabela 1: Localização, características morfométricas e limnológicas dos Reservatórios de Funil e Santa Branca.

	RESERVATÓRIO DO FUNIL	RESERVATÓRIO DE SANTA BRANCA
Localização	S22°31'44,3"W044°33'55,7"	S 23°22'82" W45°51'48"
Área (km ²)	40	27,5
Bacia de drenagem (km ²)	16.800	5.600
Tempo de residência (dias)	10-40	
Profundidade máxima (m)	75	45
NID-Concentrações médias 2009/10 (µg.L ⁻¹)	3.255	1.337
Temperatura média 2009/10 (°C)	26°C	21°C
Condutividade elétrica-média 2009/10 (µS.cm ⁻¹)	75	31,5
pH – média 2009/10 (µS.cm ⁻¹)	7,5	6,2
Turbidez – média 2009/10 (NTU)	47	25

As coletas de água ocorreram no dia 19 de maio de 2010 e foram utilizados cerca de 50 litros de água bruta dos dois reservatórios, que não foram filtradas e foram mantidas em refrigeração até o momento da montagem do experimento. O primeiro dia do experimento (T0) foi o dia seguinte à montagem dos microcosmos, para que as populações se adequassem ao

confinamento e as variáveis limnológicas se estabilizassem. Essa fase experimental teve uma duração total de 30 dias.

Para a montagem dessa etapa da pesquisa, foram utilizados balões de fundo chato com capacidade para 4 litros, com tampões e sistema de aeração, previamente esterilizados em autoclave. Os microcosmos foram divididos em quatro grupos, cada um consistindo de um tipo de tratamento, em triplicata, sendo eles:

- Funil – contendo apenas água bruta do Reservatório do Funil. Esses microcosmos foram considerados controle;
- Santa Branca - contendo apenas água bruta do Reservatório de Santa Branca e também considerado controle;
- Tratamento 1 – 75% água bruta do Reservatório do Funil e 25% água bruta de Santa Branca (75% F + 25% SB);
- Tratamento 2 – 50% água bruta de cada reservatório (50% F + 50% SB).

Esse experimento foi realizado em condições controladas de temperatura de $23^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$, aeração contínua, intensidade luminosa de aproximadamente $140 \mu\text{mol f\u00f3tons.m}^2.\text{s}^{-1}$ e o fotoper\u00edodo de 12 horas. Cada prateleira continha um tratamento com as tr\u00eas triplicatas, como pode ser observado na figura 1 e, para se manter condi\u00e7\u00f5es iguais de luminosidade, as localiza\u00e7\u00f5es desses bal\u00f5es eram alternadas diariamente, entre as triplicatas.

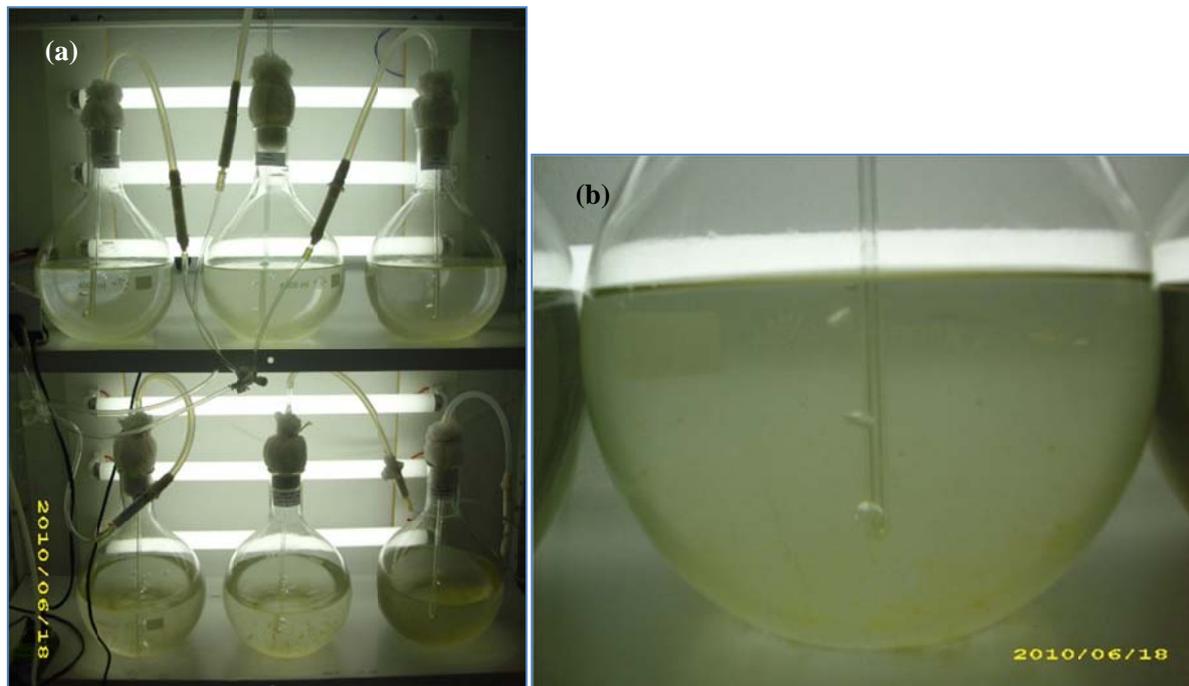


Figura 1: Disposição dos balões contendo os tratamentos (a), com destaque em um dos tratamentos (b).

A retirada de amostras para análise foi realizada por sucção com uma mangueira de borracha, que, por sifonamento, retirava a água do balão, sempre na altura média de cada um deles. Em cada amostragem foram retiradas cerca de 150 mL de água, medidas em uma proveta e que se destinavam à análise das variáveis físicas e químicas (temperatura, condutividade, pH e oxigênio dissolvido). Após essa medida, cerca de 100 mL de água foram destinados à análise de fitoplâncton, sendo transferidos para um frasco âmbar contendo solução de lugol acético e o restante filtrado, em filtros de borosilicato. A solução filtrada foi mantida congelada a -20°C até a análise de nutrientes.

As alíquotas para análise das diferentes variáveis foram retiradas, inicialmente, cada 3 dias, do 0 até o 9º dia. Após esse período, foram retiradas alíquotas no 15º, 21º e 30º dia. As análises do fitoplâncton, das concentrações de nutrientes e das variáveis físico-químicas foram realizadas conforme descrito no capítulo anterior. A comunidade zooplancônica foi analisada quantitativamente apenas na água coletada diretamente dos reservatórios, no momento de coleta. Na etapa experimental, pelo trabalho ter sido realizado com volumes reduzidos e, por isso, em

função da dificuldade em se obter densidade populacional para quantificação, foi realizada apenas análise qualitativa com o volume integrado de cada tratamento, com auxílio de uma lupa Nikon modelo SMZ800, com capacidade de aumento de até 60 vezes.

Para comparar a diferença entre as variáveis ambientais dos diferentes tratamentos foi realizada uma análise de variância com medidas repetidas (Repeated-measures ANOVA). As variações que apresentaram diferenças significativas foram submetidas ao teste de Tukey. Essas análises foram feitas utilizando o programa Excel 2007 (Windows-Microsoft Office 2007) e Statistica 7.0 (StatSoft Inc.). Foram consideradas significativas as diferenças quando $p < 0,05$.

Resultados

Os resultados referentes às variáveis abióticas estão demonstrados na figura 2. Os gráficos foram construídos conforme os valores obtidos da média de cada triplicata, em cada tratamento. Para isso, foram utilizados apenas os valores com variância em até 5% e, em todas as variáveis analisadas e não houve diferença estatística significativa entre as triplicatas.

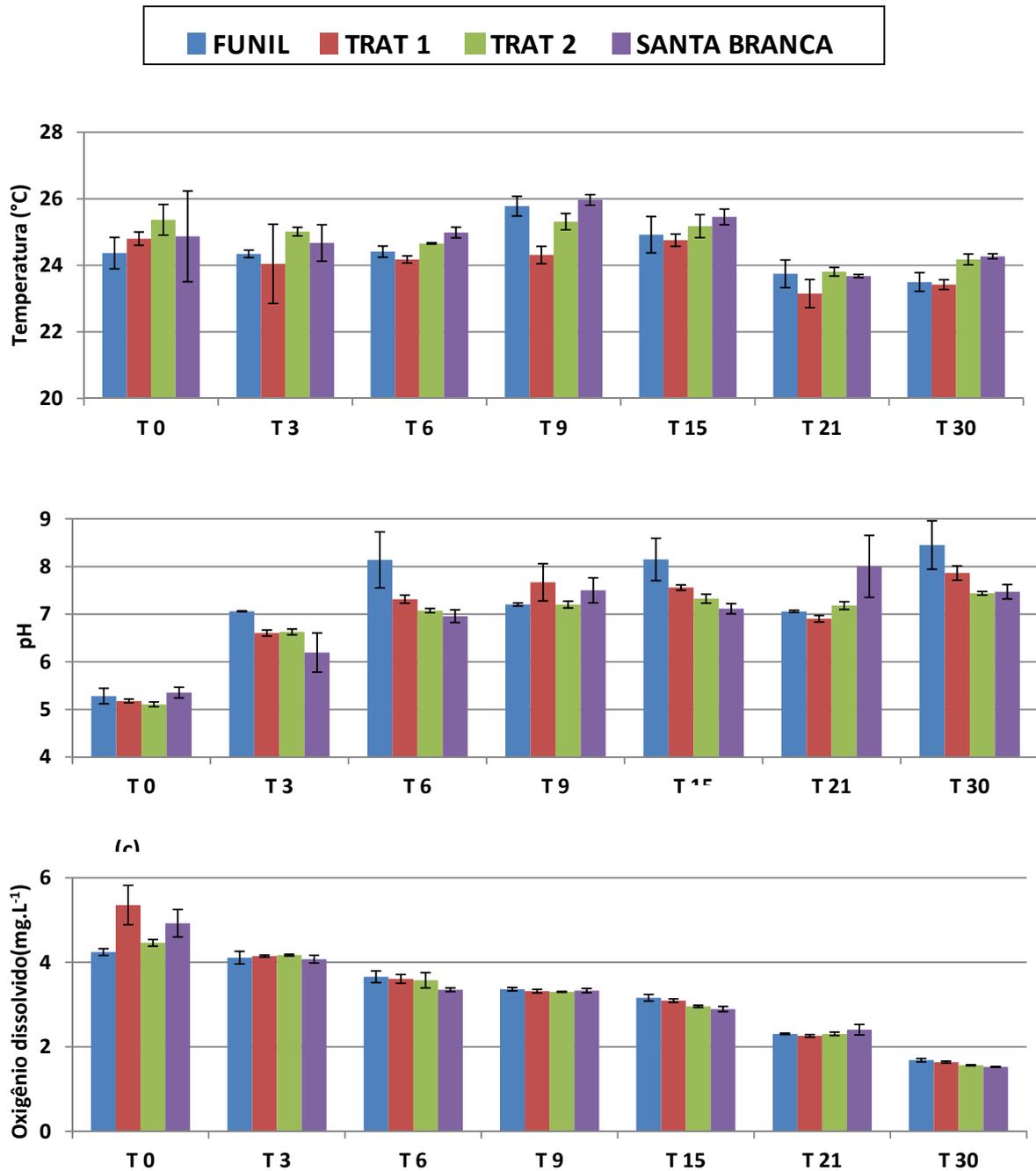


Figura 2: Variação dos valores de temperatura da água (a), pH (b), oxigênio dissolvido (c), condutividade elétrica (d), ortofosfato (e) e nitrogênio inorgânico dissolvido (f), pelo período amostral. A barra de erros acima de cada coluna representa o desvio padrão entre as triplicatas. Continua na próxima página.

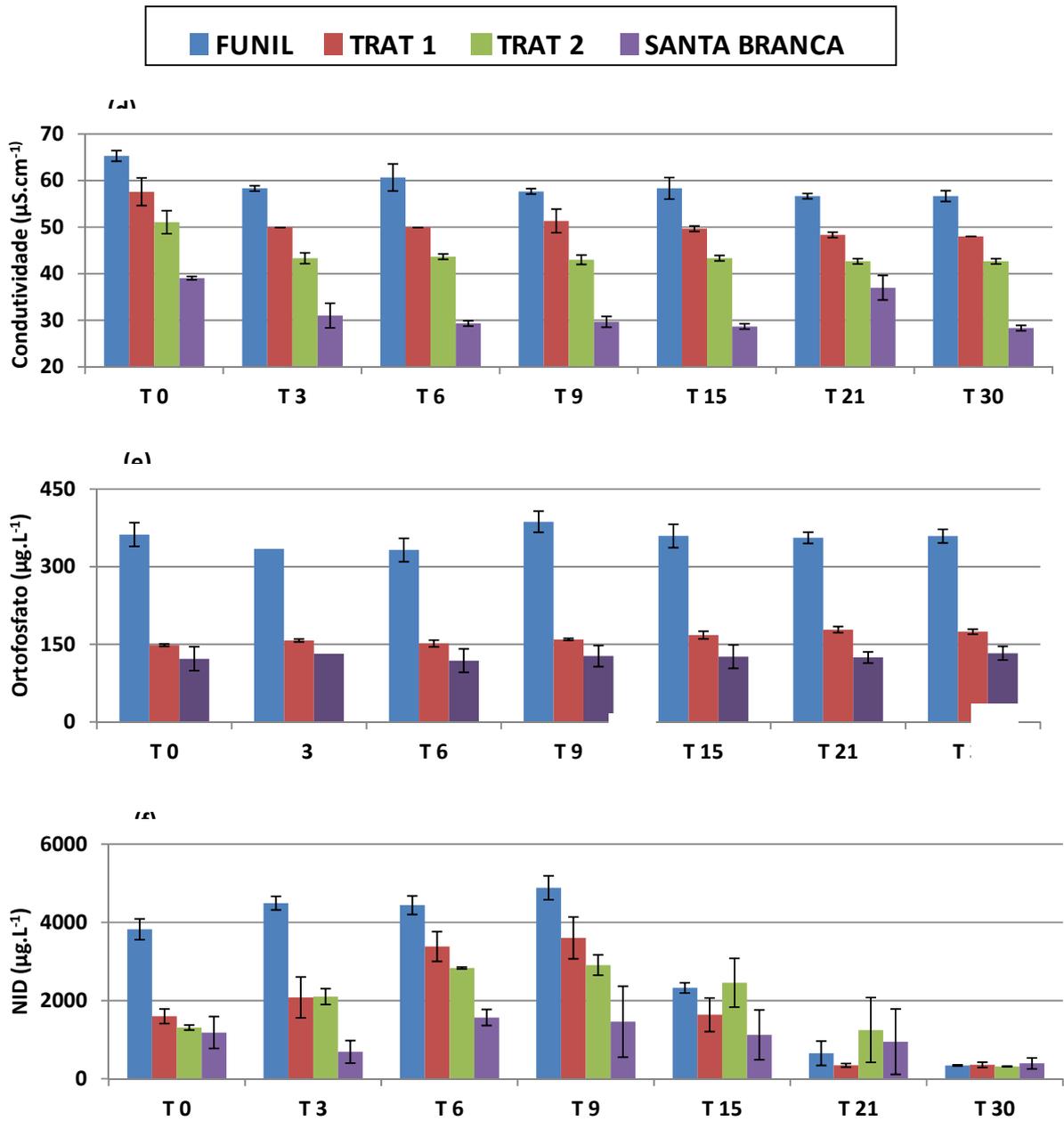


Figura 2: Variação dos valores de temperatura da água (a), pH (b), oxigênio dissolvido (c), condutividade (d), ortofosfato (e) e nitrogênio inorgânico dissolvido (f), pelo período amostral. A barra de erros acima de cada coluna representa o desvio padrão entre as triplicatas.

A temperatura da água variou entre 24°C e 26°C até o 15º dia de experimento. A partir do 21º dia, as temperaturas reduziram aproximadamente 2°C em cada tratamento. Como essa redução ocorreu em todos os tratamentos de maneira similar, as variações apresentadas foram, provavelmente, por causa de oscilações na temperatura ambiente. Apesar de essa temperatura ter sido potencialmente controlada, pode ter acontecido alguma alteração no sistema do condicionador de ar. Houve diferença significativa entre os tempos amostrais nos tratamentos 1 e Santa Branca.

O pH esteve igual entre os tratamentos no tempo 0 (T0), não ocorrendo variação significativa, mas a partir do 3º dia observou-se aumento nessa variável, principalmente no tratamento com água do Reservatório do Funil. Houve uma oscilação no pH em todos os tratamentos, como observado graficamente, o que foi confirmado por haver diferença estatística entre eles ($p < 0,05$). O pH máximo encontrado foi no tratamento Funil T30 (pH=9) e o mínimo foi no tratamento 2 T0 (pH=5,05).

O oxigênio dissolvido foi sendo consumido durante o período experimental, tendo concentração máxima nos tempos iniciais (entre 4 mg.L⁻¹ e 5 mg.L⁻¹ em T0 e T3) e nos tempos finais, teve concentrações abaixo de 2 mg.L⁻¹ (T30) em todos os tratamentos. De acordo com o teste estatístico aplicado, não houve variação significativa entre os tratamentos. Conforme observado pela representação gráfica, o OD variou de forma similar em todas as condições experimentais, havendo diferença significativa nos tempos amostrais a partir de T6.

A condutividade elétrica foi um reflexo da concentração de nutrientes nas águas dos tratamentos. Os tratamentos 1 e 2 não apresentaram diferenças estatísticas entre os períodos. Porém, observou-se sempre uma diferença entre os tratamentos, sendo o Reservatório do Funil com maiores valores de condutividade, reduzindo conforme o fator de diluição da água. O tratamento contendo água bruta de Santa Branca foi o que teve menor condição de condutividade elétrica durante todo o período. Essa medida variou de 28 µS.cm⁻¹ (Santa Branca-T15 e T30) a 66,6 µS.cm⁻¹ (Funil-T0).

Com relação ao ortofosfato, observou-se que esse nutriente se manteve estável durante todo o período amostral, em cada tratamento, sendo a concentração mínima encontrada no tratamento Santa Branca, com 119 µg.L⁻¹, em T6 e a máxima de 387 µg.L⁻¹, no tratamento Funil

T6. Os resultados referentes ao tratamento 1, infelizmente, não foram apresentados por questões metodológicas que ocorreram quando da análise das amostras desse tratamento.

Ao contrário da dinâmica do ortofosfato, o nitrogênio inorgânico dissolvido-NID esteve em concentrações elevadas nos períodos iniciais e, a partir do 15º dia, as concentrações foram se reduzindo em todos os tratamentos. Em T30 todas as concentrações estiveram bastante reduzidas (entre 300 ug.L⁻¹ e 350 ug.L⁻¹), sem diferença significativa entre os tratamentos. No tratamento Funil os tempos amostrais iniciais apresentaram diferença significativa com o T21 e T30, enquanto que nos tratamentos 2 e Santa Branca não apresentaram diferença entre os tempos.

A densidade fitoplanctônica (figura 3) no tratamento contendo apenas água do Reservatório do Funil foi sempre mais elevada durante todo o período de experimentação, especialmente nos dias iniciais. As cianobactérias foram dominantes em todos os tratamentos, porém foi observada diferença entre os gêneros. No tratamento Funil houve dominância de *Synecocystis* e *Sphaerocavum*, enquanto no tratamento de Santa Branca a dominância era de *Merismopedia* e *Aphanocapsa*. O tratamento contendo água do Reservatório de Santa Branca foi o que se apresentou com maior homogeneidade de organismos fitoplanctônicos, apesar da dominância de cianobactérias. No tratamento 1, observou-se a quebra da dominância de cianobactérias a partir a partir do 21º dia, quando houve codominância de cianobactérias e diatomáceas, principalmente as do gênero *Fragillaria*, com elevadas densidades desses organismos. Nesse tratamento, a partir do T9 observou-se que a densidade de cianobactérias reduziu, cedendo espaço às diatomáceas. No tratamento 2 houve um aumento na densidade dos organismos em T6, seguido de uma redução na população fitoplanctônica e somente em T21 foi observado uma codominância das cianobactérias e diatomáceas, ainda que esse tratamento, juntamente com o de Santa Branca, foi o que apresentou maior riqueza desses organismos. A visualização da quebra na dominância das cianobactérias ficou melhor representada em valores relativos, conforme a figura 4.

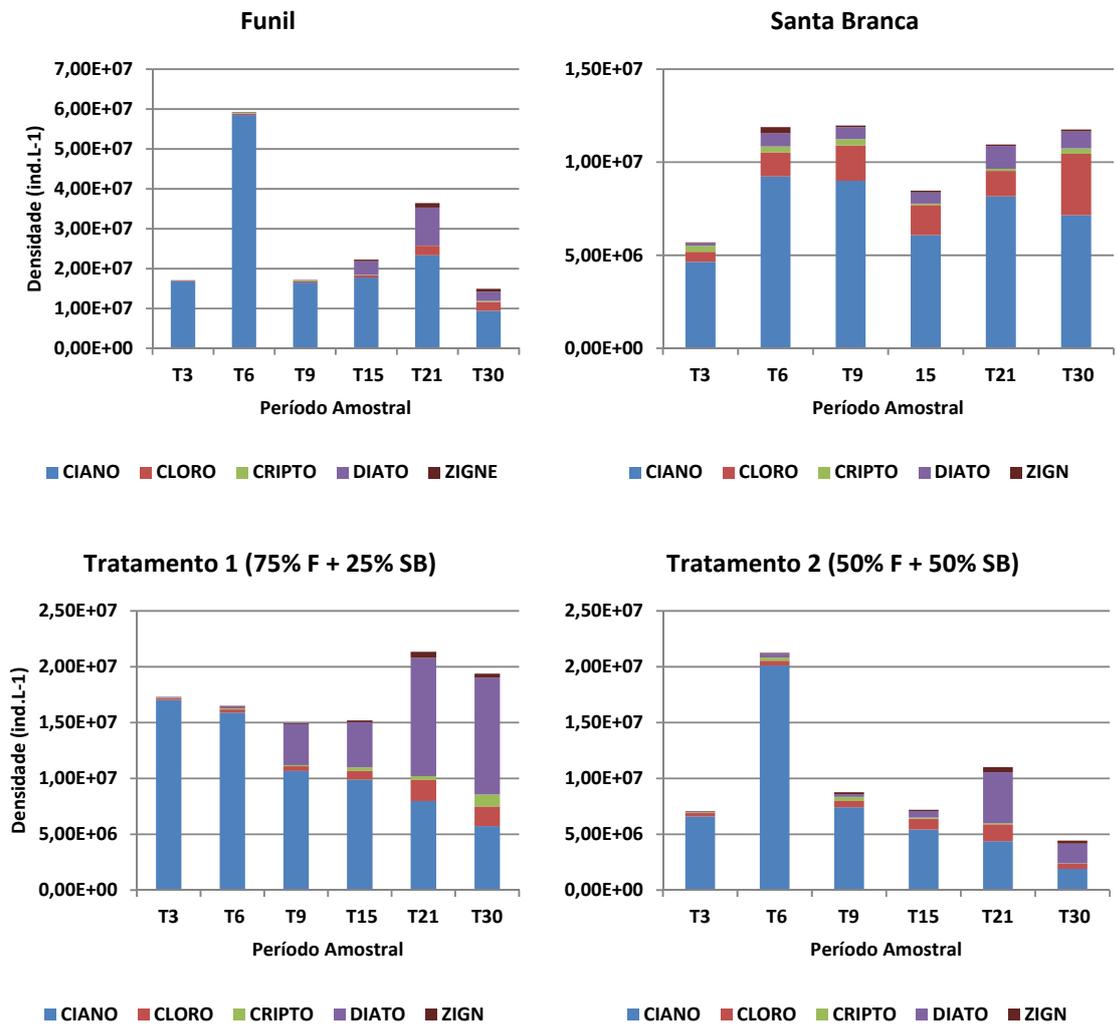


Figura 3: Densidade dos organismos fitoplanctônicos em cada tratamento, durante o período experimental (observar diferença no eixo de densidade).

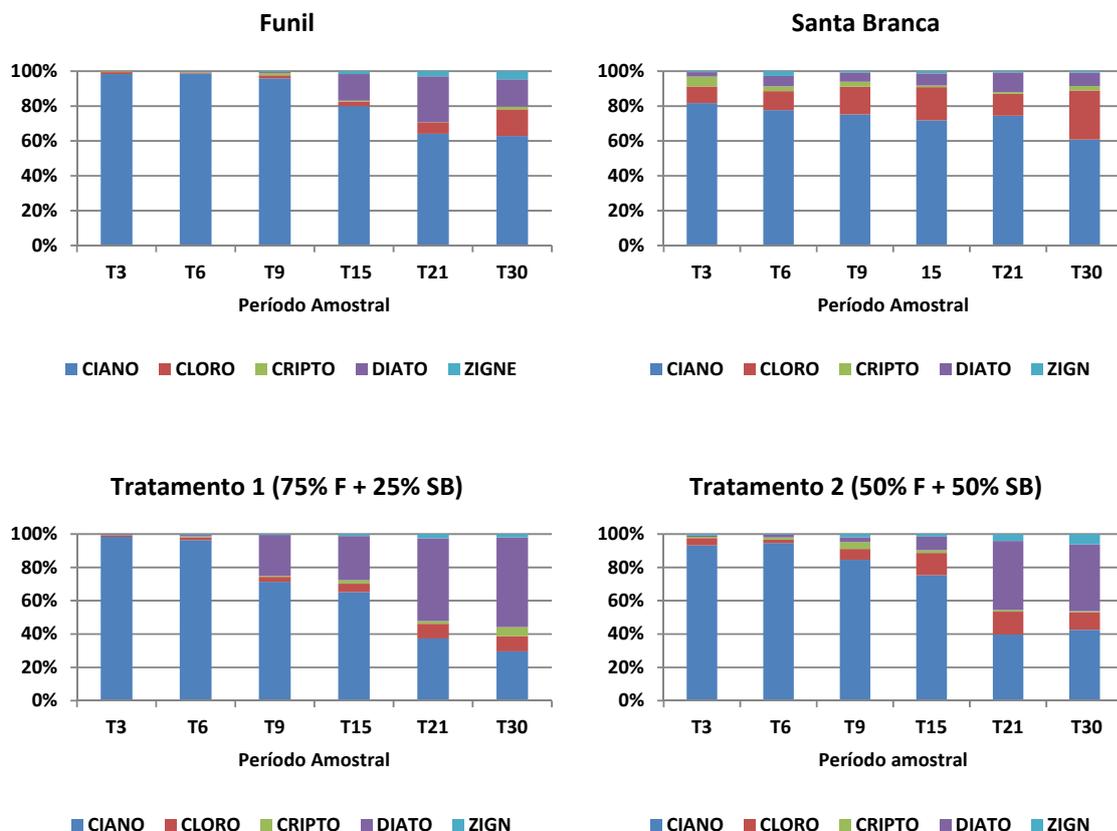


Figura 4: Densidade relativa dos organismos fitoplanctônicos em cada tratamento, durante o período experimental.

A densidade zooplanctônica inicial, avaliada nas amostras de água dos reservatórios de Funil e Santa Branca, quando coletadas para a montagem do experimento, está representada na figura 5. É possível observar que a comunidade zooplanctônica era mais rica em Santa Branca do que no Reservatório do Funil, o que é um reflexo da condição trófica dos dois ambientes. De acordo com esses dados, os cladóceros estiveram em maior densidade em Santa Branca, principalmente a espécie *Daphnia gessneri*, e também em maior riqueza quando comparadas ao Reservatório do Funil. Os copépodos, em todas as suas formas, foram bastante representativos nos dois ambientes, enquanto os rotíferos estiveram em reduzidas densidades, à exceção de *Conochillus unicornis*, espécie comumente encontrada em elevadas densidades no Reservatório do Funil.

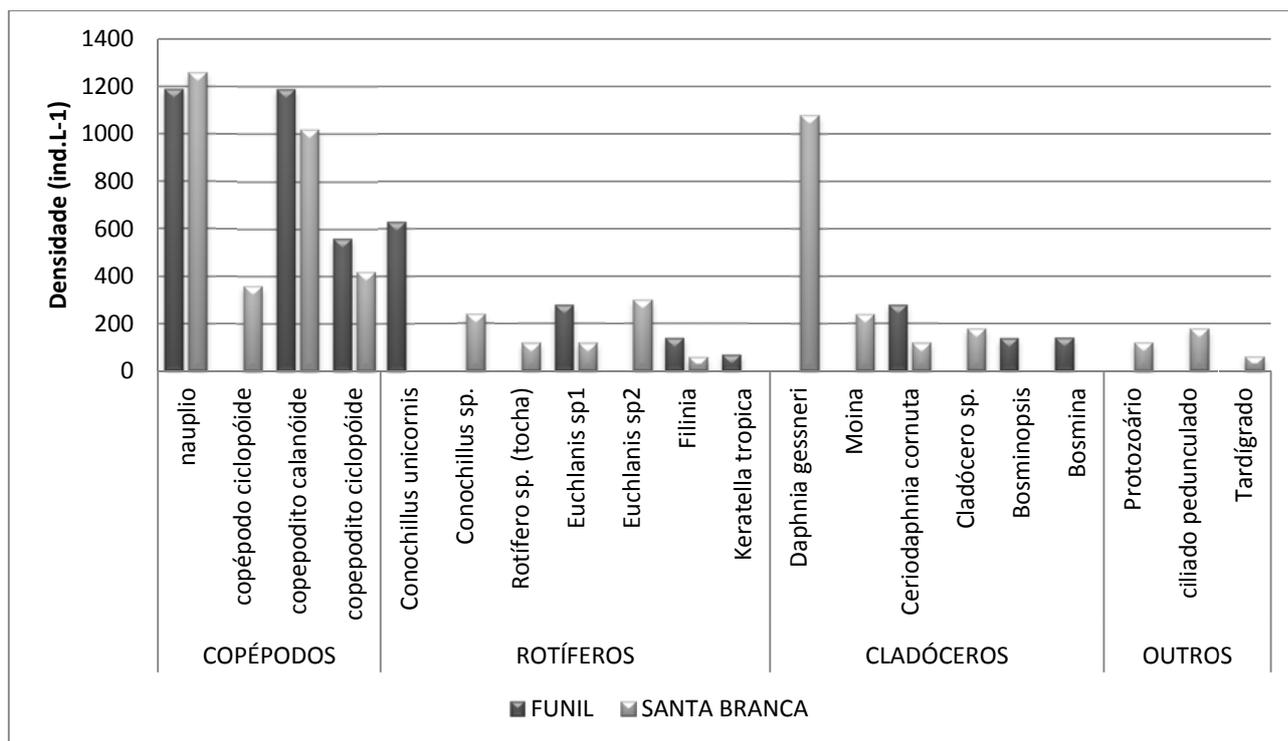


Figura 5: Densidade de organismos zooplancônicos avaliados no Reservatório do Funil e em Santa Branca, quando da coleta de água para a montagem dos experimentos.

Os organismos zooplancônicos foram observados ao final do experimento, de forma qualitativa, em todos os tratamentos (Tabela 2). Esses organismos eram, em sua maioria, adultos e os cladóceros foram os que estiveram em maior representatividade. No tratamento Santa Branca, os destaques foram *Bosmina* e os copépodos calanóides, que aparentemente estavam em maior número. Além disso, esse tratamento e o tratamento 2 foram os que apresentaram maior diversidade e quantidade de indivíduos. No tratamento do Funil, o gênero *Moina* foi o mais representativo nessa ocasião, assim como no tratamento 2, que além desse, teve grande representatividade de *Diaphanosoma*. Apenas no tratamento 1 foram observados formas juvenis dos copépodos, com poucos náuplios e copepoditos.

Tabela 2: Análise qualitativa dos organismos zooplancônicos observados no final do período experimental, em cada tratamento. O “X” significa presença do organismo.

Tratamento	Funil	Santa Branca	Tratamento 1 (75% F + 25% SB)	Tratamento 2 (50% F + 50% SB)
Taxa				
Náuplio			X	
Copépodo/copepodito ciclopóide	X		X	
Copépodo/copepodito calanóide	X	X	X	X
<i>Moina</i> sp.	X	X	X	X
<i>Diaphanosoma birgeii</i>	X		X	X
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	X	X	X	X
<i>Bosmina</i> sp.		X		X
<i>Bosminopsis</i> sp.		X		
Cladóceros sp.				X
Turbelário	X			
Heliozoário		X		
Tecameba		X		

Discussão

Em função do uso de um sistema fechado como modelo experimental, alguns resultados se apresentaram como uma consequência desse confinamento. Um deles é o pH, que aumentou durante o período experimental, o que pode ter sido consequência da atividade fotossintética do fitoplâncton e da respiração de todos os organismos. O pH no tratamento Funil foi sempre mais elevado, a partir do T3, porque a densidade fitoplanctônica nesse tratamento era maior e, conseqüentemente, uma maior atividade fotossintética levou ao aumento do pH no período luminoso quando as amostras eram coletadas. Embora as cianobactérias tenham preferência em se estabelecer em ambientes com pH mais elevado (Caraco & Miller, 1998), em todos os

tratamentos experimentais, até o T6, quando as cianobactérias ainda eram dominantes, o pH foi menor, ainda como consequência das águas brutas oriundas de cada ambiente.

Nos tratamentos experimentais, apesar da aeração constante, as concentrações de oxigênio dissolvido reduziram-se ao final do período amostral, possivelmente pela respiração dos organismos zooplanctônicos e atividade metabólica de bactérias ali presentes. Apesar disso, esses organismos estiveram presentes desde o início do experimento e o oxigênio foi reduzido apenas ao final. Observa-se que essas concentrações foram se reduzindo após o aumento do pH, o que tornou o meio mais reduzido. Considerando essas informações e de acordo com os resultados fitoplanctônicos demonstrando a quebra na dominância de cianobactérias no final do experimento, aumentando a densidade de diatomáceas, as alterações de pH e redução das concentrações de OD podem ter sido um dos fatores que auxiliaram na redução nas densidades de cianobactérias nos tratamentos.

Com o passar dos dias, observou-se que a matéria orgânica particulada decantou, ficando claramente aderida à parede dos balões. Apesar dos sistemas possuírem aeração contínua, a respiração dos organismos zooplanctônicos e a atividade bacteriana provavelmente propiciaram a redução no oxigênio dissolvido e isso pode ter influenciado na oxidação dos nutrientes, especialmente as formas nitrogenadas. Isso pode ter contribuído para a redução do nitrato disponível na água, visto que a amônia já estaria incorporada aos organismos fitoplanctônicos, em função dessa forma ser metabolicamente mais econômica de ser assimilada por esses organismos. Portanto, a quebra na dominância de cianobactérias ocorreria em condições de reduzido NID como observado no tratamento Funil. No processo de decomposição da matéria orgânica, pode normalmente ocorrer a liberação de nitrogênio amoniacal (Scheffer, 2004), porém os resultados não demonstraram esse aumento no nitrogênio disponível ou, por outro lado, pode ter sido liberado e rapidamente incorporado à biomassa fitoplanctônica, não sendo detectado pela metodologia utilizada.

Com relação à condutividade, os valores encontrados estiveram dentro do esperado, visto que quanto mais eutrófico o sistema se encontra, maior as concentrações de íons de um ambiente oriundos de elevadas concentrações de nutrientes. Portanto, essa variável foi um reflexo do que estaria ocorrendo com a concentração iônica nos tratamentos, não havendo diferença

significativa entre os tempos amostrais, indicando que o balanço iônico se manteve constante, mesmo com a redução do NID.

Esperava-se que o ortofosfato fosse consumido ao longo do tempo, ficando limitante ao fitoplâncton ao final do período. Porém, como a água não foi filtrada para a montagem do experimento, em nenhum dos tratamentos, organismos zooplanctônicos e do bacterioplâncton estiveram presentes durante o período, alimentando a ciclagem dos nutrientes. Em função disso, pode-se dizer que o fosfato não teve influência na alteração da composição fitoplanctônica. O mesmo não ocorreu com o nitrogênio porque esse elemento e suas variações, apesar de também essenciais à vida, não dependem imediatamente da ciclagem pelos organismos zooplanctônicos.

O trabalho de Leston *et al.* (2007) indicou que antes das ações de manejo, a forma nitrogenada mais abundante no estuário analisado era amônia, chegando a ser quatro vezes mais abundante do que as formas oxidadas, mas depois a razão reduzida:oxidada passou a ser 1:1 e, com a redução do nitrogênio, o fósforo aumentou significativamente. Porém, isso não foi observado no presente estudo, visto que todas as formas de nitrogênio estiveram em concentrações reduzidas ao final do experimento, contribuindo para a redução total do NID e o fosfato permaneceu constante.

Por outro lado, de acordo com o trabalho Jiang *et al.* (2008), a assimilação de nitrato por cianobactérias foi altamente influenciada pela disponibilidade de fosfato, que tem importante papel na geração de ATP e da atividade algumas enzimas envolvidas no metabolismo celular, afetando inclusive a produção de microcistinas por *M. aeruginosa*. No presente estudo, as concentrações de fosfato se mantiveram constantes e não foram limitantes para organismos fitoplanctônicos. De acordo com Reynolds (2006), esse nutriente passa a ser limitante para os produtores primários quando as concentrações estão abaixo de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$. Assim, o fosfato esteve disponível durante todo o período experimental e, considerando a premissa do trabalho supracitado, a razão de assimilação de nitrato pelas cianobactérias pode ter aumentado, reduzindo, com isso, o nitrato dissolvido nos tratamentos, respondendo a questão da redução total de NID em todos os tratamentos.

A densidade fitoplanctônica foi marcada pela diferença nos gêneros de cianobactérias, como já descrito anteriormente. No tratamento com água de Santa Branca, foi observada grande

densidade de *Merismopedia*, o que de acordo com Reynolds *et al.* (2000), a dominância desse gênero está, geralmente, associada a ambientes mesotróficos e a lagos levemente ácidos. Além dessa, *Aphanocapsa* também foi abundante nesse tratamento, sendo este gênero normalmente relacionado a águas mais transparentes (Komarek, 1992).

Também relacionadas a ambientes oligotróficos, espécies de *Cyclotella*, *Sphaerocystis*, presentes no tratamento de Santa Branca e assembleias de crisofíceas são beneficiadas quando a luminosidade é relativamente abundante (Reynolds *et al.*, 2000). Considerando o fato de que os balões utilizados para o experimento eram de vidro, o que permitia luminosidade em todas as direções, essas espécies mais tolerantes à luminosidade podem ter se beneficiado dessa situação. Em todos os tratamentos, foi observado um ligeiro aumento desses organismos a partir do T15. Em condições ambientais, a profundidade de penetração luminosa é limitada, especialmente em ambientes eutróficos com florações de cianobactérias, cuja proliferação promove um sombreamento na coluna de água. Dessa forma, a condição de luminosidade em um reservatório difere do modelo experimental utilizado, favorecendo, nesses locais, espécies que possuem características para flutuação e as que podem receber intensidades luminosas mais elevadas.

Essa disponibilidade luminosa pode ter sido um importante fator que possibilitou também o crescimento populacional das diatomáceas, já que não houve limitação por fosfato. De acordo com Reynolds (1984), a luminosidade e a relação entre sílica e fósforo são condições fundamentais para o crescimento desses organismos. Um dos efeitos da eutrofização é a tendência em baixar a disponibilidade de sílica, resultando na perda de diatomáceas na comunidade (Conley *et al.*(1993). Essa perda tem um grande efeito no fluxo de energia da cadeia alimentar, porque as diatomáceas são consideradas microrganismos de grande qualidade alimentar (Turner *et al.*, 1998; Turner & Graneli, 1992).

Em ambientes oligotróficos, a transparência da água costuma ser maior, favorecendo assim a penetração luminosa na coluna de água, com aumento da zona eufótica. Além disso, conforme apontado por Reynolds *et al.* (2000), as diatomáceas costumam dominar lagos temperados por alguns meses, quando a camada de mistura é maior ou quando ocorre o regime de mistura da água. Como no experimento apresentado não houve estratificação, uma vez que sistema estava sempre em mistura devido ao processo de aeração, essa condição também favoreceu o crescimento de espécies de diatomáceas.

Algumas cianobactérias tem capacidade de fixar nitrogênio atmosférico, o que as torna melhores competidoras por N que outros organismos fitoplanctônicos (Tilman et al., 1982). Apesar da concentração de N ter se reduzido ao longo do experimento, não foi observado aumento na formação de heterocitos nas espécies encontradas. Como as diatomáceas também possuem, de maneira geral, uma taxa de absorção de nutrientes mais elevada do que outros organismos fitoplanctônicos, tornando-se especialistas mais efetivos na utilização dos nutrientes (Lichman *et al.* 2006), isso também pode ter contribuído para a redução na concentração de NID. As diatomáceas, no entanto, são competidoras menos efetivas quando em altas temperaturas (Paerl & Huisman, 2009). Considerando que as temperaturas foram controladas, chegando ao máximo de 26°C no tratamento Santa Branca, e, comparadas com as do próprio Reservatório do Funil, onde a máxima pode chegar a 35°C na superfície da água, as diatomáceas tornaram-se competidoras eficientes nesse sentido.

Por outro lado, algumas espécies de cianobactérias têm maior habilidade na aquisição de recursos, como por exemplo, *Microcystis*, que apresentam constante de semissaturação para fósforo menor que a de algumas espécies de diatomáceas (Padisak, 2004). Isso indica que as cianobactérias têm um menor requerimento por fósforo, tornando-as excelentes competidoras. Apesar disso, quando os tratamentos passaram a ser limitados por nitrogênio, a partir de T21, houve a nítida quebra na dominância em todos os tratamentos, nos quais as cianobactérias passaram a codominar com as diatomáceas.

A ausência na dominância de cianobactérias poderia, nessas condições experimentais, ocorrer naturalmente, como observado no tratamento com água do Funil, a partir do T21. Porém, ainda assim, as espécies potencialmente produtoras de cianotoxinas permaneceram nesse tratamento, o que não aconteceu com o tratamento com água de Santa Branca, que desde o início continha densidades irrelevantes desses organismos.

Outro fato de importância foi que a quebra na dominância de cianobactérias ocorreu primeiro no tratamento 1, que continha maior volume de água do Reservatório do Funil (75%). Esperava-se que, no tratamento 2, a quebra da dominância fosse mais rápida, por causa do maior volume de água de Santa Branca, contribuindo para maior diluição e redução de nutrientes, o que não ocorreu. Isso possivelmente pode ter ocorrido pela pressão de predação realizada pelos organismos zooplanctônicos presentes nos tratamentos, que, ao contato com uma água com

maior qualidade nutricional em termos fitoplanctônicos, teria se alimentado preferencialmente desses organismos, em detrimento a cianobactérias, retardando assim o tempo de alteração na dominância. Dessa forma, essa pressão de predação pode ter determinado também a alteração na composição da comunidade fitoplanctônica observada em todos os tratamentos. Entretanto, como não foi possível se obter dados quantitativos da comunidade zooplanctônica durante o desenvolvimento do experimento, essa observação se restringe a uma especulação teórica.

Algumas características abióticas do tratamento 2 foram estatisticamente iguais ao tratamento com água de Santa Branca, mas as características bióticas foram diferenciadas. Enquanto no tratamento de Santa Branca foi encontrada maior densidade de criptofíceas, no tratamento 2 a mesma proporção foi de zignematofíceas. Essa composição florística também pode ter sido definida pelo zooplâncton ou por algum outro fator não avaliado no presente estudo.

Esses organismos zooplanctônicos se alimentaram das espécies fitoplanctônicas e das bactérias presentes enquanto estiveram confinados pelo experimento e contribuíram para que as concentrações de ortofosfato se mantivessem razoavelmente constantes, a partir das suas excreções e decomposição de material morto. O zooplâncton oriundo do Reservatório do Funil normalmente esteve associado à ocorrência de florações tóxicas de cianobactérias (Ferrão-Filho *et al.*, 2009, Rocha, 2007; Rocha *et al.*, 2002;). Portanto, conseguia sobreviver a condições nutricionais deficientes e, quando em contato com água de melhor qualidade, com maior riqueza fitoplanctônica e diversificação nutricional, provavelmente alterou sua condição alimentar. Ainda assim, não se pode afirmar esta condição, por não ter sido avaliada essa pressão de herbivoria. Porém, a reprodução fitoplanctônica é mais rápida do que a zooplanctônica, o que permitiu o aumento na densidade fitoplanctônica nas fases iniciais do experimento (T6) em todos os tratamentos, exceto no tratamento 1. A única diferença encontrada nesse tratamento com relação aos demais foi um aumento na concentração de NID e redução de OD, o que pode indicar, supostamente, que os organismos zooplanctônicos nesse tratamento estariam em maior densidade, conferindo uma maior interação predador-presa e não permitindo, assim, aumento nas razões de crescimento fitoplanctônico.

O zooplâncton herbívoro é reconhecido como um importante fator regulador da estrutura e dinâmica fitoplanctônica (Jeppensen *et al.*, 2007; Havens *et al.*, 2009), além das fontes

nutricionais. Considerando que o zooplâncton consome uma quantidade igual a sua biomassa por dia (Jeppensen *et al.*, 1994) e assumindo hipoteticamente o fitoplâncton como única fonte de alimento para alguns organismos zooplancônicos nesse experimento, mesmo em reduzidas densidades, a pressão de predação do zooplâncton pode ter efetivamente contribuído para a alteração na comunidade fitoplanctônica ao longo do tempo amostral e pelo retardo na quebra da dominância no tratamento 2, especificamente. Mais uma vez, são dados apenas especulativos, visto que não fora avaliada a densidade zooplancônica durante o período experimental.

Os gêneros de copépodos calanóides podem fazer uma alimentação seletiva (Panosso *et al.*, 2003; Reynolds *et al.*, 2000), permitindo uma coexistência com organismos menores, incluindo todos os componentes da alça microbiana, ao passo que a alimentação dos organismos zooplancônicos filtradores não seletivos, remove esses organismos. As bactérias, por sua vez, são bem adaptadas em ambientes com baixo oxigênio e servem de alimento para pequenos cladóceros e rotíferos (Moustaka-Gouni *et al.*, 2006), o que pode ter permitido uma fonte alternativa de alimento nos períodos finais do experimento.

A espécie *Daphnia gessneri*, encontrada em abundância no tratamento Santa Branca, é considerada um filtrador obrigatório (Reynolds, 2000) e esse gênero pode se alimentar de pequenas colônias de *Merismopedia*, conforme observado por Von Ruckert & Giani (2008). Essa cianobactéria não é encontrada comumente no Reservatório do Funil e, portanto, quando os tratamentos receberam água do Reservatório de Santa Branca, contendo esses organismos em elevadas densidades, o zooplâncton ali presente pode ter se alimentado, preferencialmente, dessas espécies, permitindo o aumento na densidade de cianobactérias no tratamento 1 em T6 e também o retardo na quebra de dominância de cianobactérias no tratamento 2.

Outro efeito relevante foi o fato de grande parte de matéria orgânica ter se fixado na parede dos balões. Esse material pode ter sido fonte de alimento para o zooplâncton, através de bactérias ali presentes. Esse efeito de parede também atua como um importante substrato para algumas diatomáceas. Além disso, a aeração utilizada como fonte de oxigênio aos tratamentos conferiu uma característica lótica ao ambiente, por promover a turbulência da água. Portanto, algumas espécies planctônicas podem ter se beneficiado dessa condição. De acordo com Paerl *et al.* (2003), alterações nas condições hidrológicas e no regime de nutrientes resultam em mudanças na dominância de cianobactérias e potenciais florações, fazendo desses organismos

indicadores poderosos da qualidade da água e saúde ambiental. (Paerl *et al.* 2003). Esse fato, juntamente com os demais aqui apresentados, pode explicar a alteração na densidade e na composição fitoplanctônica temporalmente.

O regime de mistura periódica e regular que ocorre nos ambientes naturais pode explicar a ausência de dominância de espécies como *Microcystis aeruginosa* (Huszar *et al.*, 1998) e as observações que o experimento pode ter conferido uma característica lótica à água, pode ser um dos fatores que ajudaram a provocar a alteração na dominância desses microrganismos. Segundo os autores supracitados, o regime de mistura contribuiu para a dominância de *Aulacoseira granulata*, cujo gênero fora observado na fase final dos tratamentos, especialmente no 1 e 2 e que apesar de não dominantes, coincidem com a característica de estar presente quando ocorre alta turbulência na água.

Em síntese, a renovação na água que chega ao Reservatório do Funil, com conseqüente redução de nutrientes é efetivamente uma maneira de se obter o aumento na riqueza e diversidade de espécies fitoplanctônicas deste ambiente, porém é importante conhecer também as condições hidrológicas e hidrodinâmicas do local. Quando as comunidades foram confinadas para a montagem do experimento, tendo água bruta das duas localidades, pode-se dizer que houve uma melhora nutricional de organismos fitoplanctônicos, transformando os tratamentos em verdadeiros meios de cultivos para o zooplâncton, considerando o fitoplâncton e o bacterioplâncton ali representados. Enquanto questões sobre o fósforo e o nitrogênio são consideradas o combustível da biomassa algal, a assimilação desses nutrientes quando em altas biomassas são, muitas vezes, bioquimicamente transformadas pela coocorrência com a comunidade bacteriana e essas transformações também podem alterar a comunidade algal (Wilhem *et al.*, 2011). Isso sugere que as bactérias presentes nos tratamentos também devem ser consideradas elemento importante e podem ter atuado em sinergia com os demais fatores ora apresentados.

Paerl *et al.*, 1998, sugeriram que uma redução anual de, pelo menos, 30 % no aporte de nitrogênio e a restrição máxima de suas entradas seriam necessários para alcançar melhorias perceptíveis na qualidade da água, incluindo reduções a longo prazo de florações de fitoplâncton e hipoxia/anoxia. No presente estudo, considerou-se que, caso a água a montante do Reservatório do Funil chegasse com uma carga de nutrientes reduzida em 25%, as florações de

cianobactérias tóxicas poderiam reduzir nesse ambiente, mas ainda assim esses microrganismos continuariam dominando. Além disso, como já fora observado por Rocha (2007) e comprovado por Rangel *et al.* (2012), a pressão de predação de organismos zooplanctônicos no Reservatório do Funil é baixa e, portanto, esse controle torna-se ineficiente, considerando o tamanho e a hidrodinâmica do reservatório, o que não pôde ser representado nesse trabalho experimental.

Como observado, a partir da redução de NID houve a quebra na dominância em todos os tratamentos, inclusive no que continha apenas água do Reservatório do Funil. Isso significa que apenas a renovação de um quarto do volume nominal de água por uma de melhor qualidade seria suficiente para ocorrer a alteração na comunidade fitoplanctônica, levando a uma redução na ocorrência de florações de cianobactérias, podendo promover mudanças em toda a estrutura planctônica da zona pelágica.

Mesmo sendo avaliado anteriormente que, em um ambiente aquático, não apenas um único fator pode ser considerado determinante para o aumento na densidade de cianobactérias e que a dinâmica fitoplanctônica é resultante de um sinergismo entre diversas variáveis limnológicas, a redução do aporte de nutrientes pode ser uma efetiva forma de se alterar a comunidade fitoplanctônica.

Referências bibliográficas

- BURFORD, M.A.; JOHNSON, S.A.; COOK, A.J.; PACKER, T.V.; TAYLOR, B.M.; TOWNSLEY, E.R., 2007. Correlations between watershed and reservoir characteristics and algal bloom in subtropical reservoir. Water Research. 41: 4105-4114.
- CAMARGO, J.A. & ALONSO, A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic systems: a global assessment. Environment International. 32: 831-849.
- CONLEY, D.J.; PAERL, H.W.; HOWARTH, R.W.; BOESCH, D.F.; SEITZINGER, S.P.; HAVENS, K.E.; LANCELOT, C.L.; LIKENS, G.E. 2009. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. Science. 323: 1014-1015.
- CROSSETI, L.O., BICUDO, C.E.M. 2005. Structural and Functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Graças Pond), São Paulo, Brazil. Hydrobiologia. 541: 71-85.

- GALLOWAY, J.N. & COWLING, E.B. 2002. Reactive Nitrogen and the world: 200 Years of Change. AMBIO: A Journal of the Human Environment, 31(2):64-71.
- GOMES, A.M.A. 2011. Estudo Ecofisiológico de cianobactérias formadoras de florações na Lagoa de Jacarepaguá, Rio de Janeiro, Brasil. Tese de Doutorado. UFRJ. 143p.
- HAVENS, K. E.; ELIA, A. C.; TATICCHI, M.I.; FULTON III, R. S. 2009. Zooplankton–phytoplankton relationships in shallow subtropical versus temperate lakes Apopka (Florida, USA) and Trasimeno (Umbria, Italy). Hydrobiologia. 628:165–175,.
- HE, B., KANAE, S., OKI, T. HIRABAYASHI, Y., YAMASHIKI, Y., TAKARA, K., 2011. Assessment of global nitrogen pollution in rivers using an integrated biogeochemical modeling framework. Water research. 45: 2573-2586.
- HUSZAR, V. L. M. & CARACO, N. 1998. The relationship between phytoplankton composition and physical-chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological-functional approaches in six temperate lakes. Freshwater Biology. 40 1-18.
- JEPPENSEN, E.; Sondergaard, M.; Mazzeo, N.; Meerhoff, M.; Branco, C.W.C., Huszar, V.; Scasso, F., 2005. Lake Restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. In, Restoration and Management of tropical eutrophic lakes. Ed. Mallapureddi V. Reddy. Science Publishers, Inc. 11: 341-359.
- JIANG, Y.; JI, B.; WONG, R.N.S.; WONG, M.H. 2008. Statistical study on the effects of environmental factors on the growth and microcystins production of bloom- forming cyanobacterium – *Microcystis aeruginosa*. Harmful algae 7: 127-136.
- LESTON, S.; LILLEBO, A.I.; PARDAL, M.A. 2007. The response of primary producer assemblages to mitigation measures to reduce eutrophication in a temperate estuary. Estuarine Coastal and Shelf Science.
- MOUSTAKA-GOUNI, M., VARDAKA, E., MICHALOUDI, E., KORMAS, K.AR., TRYFON, E., MIHALATOU, H., GKELIS, S., LANARAS, T., 2006. Plankton food web structure in a eutrophic polymictic lake with a history of toxic cyanobacterial blooms. Limnol. Oceanogr. 51, 715–727
- PAERL, H.W.; PINCKNEY, J.L.; FEAR, J.M.; PEIERLS, B.L. 1998. Ecosystem responses to internal and watershed organic matter loading: consequences for hypoxia in the eutrophying Neuse River Estuary, North Carolina, USA. Marine Ecology Progress Series. 166: 17-25.
- PAERL H.W.; XU, H.; MCCARTHY, M. J.; ZHU, G.; QIN, B.; LI, Y.; GARDNER, W. S., 2011. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (Lake Taihu, China): The need for a dual nutrient (N & P) management strategy. Water Research 45: 1973-1983.
- PAERL, H.W., DYBLE, J.; MOISANDER, P.H.; NOBLE, R.T.; PIEHLER, M.F.; PINCKNEY, J.L.; STEPPE, T.F.; TWOMEY, L.; VALDES, L.M. 2003. Microbial indicators of aquatic

- ecosystem change: current applications to eutrophication studies. *FEMS Microbiology Ecology*. 46: 233-246.
- PAERL, H.W. 1998. Structure and function of anthropogenically altered microbial communities in coastal waters. *Current opinion in microbiology*. 1: 296-302.
- PAERL, H.W. 2006. Nutrient and other environmental controls of harmful cyanobacterial blooms along the freshwater-marine continuum. In: H.K. Hudnell (ed): Proceedings of the Interagency, International Symposium on Cyanobacterial Harmful Algal Blooms. *Advances in Experimental Medicine & Biology*.
- PANOSSO, R. CARLSSON, P., KOZLOWSKY-SUZUKI, B., AZEVEDO, S.M.F.O., GRANÉLI, E. 2003. Effect of grazing by a neotropical copepod, *Notodiaptomus*, on a natural cyanobacterial assemblage and on toxic and non-toxic cyanobacterial strains. *Journal of plankton research*. 25(9): 1169-1175
- RANGEL, L.M.; SILVA, L.H.S.; ROSA, P.; ROLAND, F.; HUSZAR, V.L.M. 2012. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. *Hydrobiologia*.
- eur-lex.europa.eu, 2012. Regulamentação CE-648/2004, (eur-lex.europa.eu, 23/2/12).
- Resolução CONAMA 359 (www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35905.pdf - 22/02/2011)
- REYNOLDS, C.S. 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge, *Cambridge University Press*. 384p.
- REYNOLDS, C.S. 2006. Ecology of Phytoplankton. Cambridge. 535p.
- REYNOLDS, C.S.; REYNOLDS, S.N.; MUNAWAR, I.F.; MUNAWAR, M. 2000. The regulation of phytoplankton population dynamics in the world's largest lakes. *Aquatic Ecosystems health and management*. 3: 1-21.
- ROCHA, M.I.A. 2007. Estudo da variação sazonal do fitoplâncton e zooplâncton e da concentração de microcistinas nesses dois níveis tróficos no Reservatório do Funil (Resende-RJ). *Dissertação de Mestrado*. IBCCF-UFRJ.
- TURNER, J.T. & GRANÉLI, E. 1992. Zooplankton feeding ecology: grazing during enclosure studies of phytoplankton blooms from the west coast of Sweden. *Journal Exp. Mar. Biol. Ecol.* 157: 19-31.
- VOLLENWEIDER, R., KEREKES, J. 1980. The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD programme on eutrophication. *Prog. Wat. Tech.* 12: 5-38.
- WILHEM, S.W.; FORNSLEY, S.E.; LECLEIR, G.R.; LAYTON, A.C.; SATCHWELL, M.F.; DeBRUYN, J.M.; BOYER, G.L.; ZHU, G.; PAERL, H.W. 2011. The relationship between

nutrients, cyanobacterial toxins and the microbial community in Taihu (Lake Tai), China.
Harmful Algae. 10: 207-215

4. DISCUSSÃO GERAL

O Reservatório do Funil vem sofrendo com as consequências da eutrofização artificial há mais de três décadas (Branco *et al.*, 2002; Rocha *et al.*, 2002, Rocha, 2007; Ferrão-Filho *et al.*, 2009, Soares *et al.*, 2009). As concentrações de nutrientes dissolvido disponíveis nesse local foi elevada durante todos os períodos avaliados, sendo esses, portanto, não limitantes ao crescimento algal. Ainda assim, apesar da dominância constante de cianobactérias, há uma heterogeneidade espacial no reservatório, também observada por Soares *et al.* (2008), que foi associada a alterações na temperatura da água e mudanças na profundidade de mistura.

No presente estudo, considerou-se que o elevado aporte de nutrientes, a temperatura, a incidência luminosa e a associação desses fatores à mudança na hidrodinâmica do rio provocada pela barragem, formam condições propícias para florações constantes de cianobactérias. No caso das alterações hidrológicas, Rangel *et al.* (2012) demonstraram que esse foi um importante modulador do fitoplâncton em reservatórios brasileiros, removendo suas populações e seus potenciais consumidores zooplancônicos por escoamento hidráulico e também afetando a disponibilidade de nutrientes.

Estudos apontam que o elevado tempo de residência está relacionado a florações de cianobactérias (Smith, 1997; Straskraba, 1999; Burford *et al.*, 2007). No entanto, no Reservatório do Funil, o tempo de residência é relativamente baixo, variando de 10 a 50 dias, dependendo dos mecanismos de gestão da hidroelétrica. Soares *et al.* (2012) demonstraram que isso não afetou a dominância de cianobactérias, que, apesar de alterar a heterogeneidade espacial dos organismos, permaneceram em altas biomassas mesmo quando o tempo de residência foi curto, de aproximadamente 15 dias.

No período estudado, o fitoplâncton apresentou elevadas biomassas na estação quente e chuvosa, além de um aumento na riqueza dos *taxa* nesse período, demonstrando que a elevada pluviosidade não teve um efeito de diluição para organismos na água, em virtude de um maior volume de água no reservatório, estando o mesmo operando com capacidade máxima. A chuva também aumenta a lixiviação do solo, carreando mais íons para os corpos de água, sendo também responsável pelo aumento na turbidez da água. Essa variável tem grande influência para a comunidade fitoplanctônica, por reduzir a penetração luminosa nas camadas mais inferiores da

coluna de água e também para a comunidade zooplanctônica, por promover o aumento de bactérias e matéria orgânica em suspensão (Nnane *et al.*, 2011), fontes de alimento para alguns desses organismos. Isso pode explicar o aumento na riqueza zooplanctônica observada também durante esse período.

O Rio Paraíba do Sul, ao longo de sua história, vem recebendo excessivos aportes de nutrientes de todos os tipos - industrial, doméstico, agrícola ou de qualquer outra fonte e isso acompanhou o desenvolvimento socioeconômico da região. De acordo com Jiang *et al.* (2011), a relação risco ecológico e desenvolvimento econômico regional é um dos problemas-chaves que devem ser estudados nos países em desenvolvimento. Poucos estudos abordam a interface desses fatores, bem como propõem atividades mitigadoras para solucionar os principais problemas. Para isso, Riera *et al.* (2001) indicaram que o desenvolvimento não pode ser atingido sem haver a interação entre natureza, sociedade e história e que não se pode prever e guiar o desenvolvimento futuro das paisagens sem uma compreensão dos legados herdados e os que estão sendo construídos. Isso demonstra a necessidade de programas de monitoramento contínuo em ambientes com impactos antrópicos.

No caso do Reservatório do Funil, após o levantamento de dados sobre a bacia hidrográfica à montante, constatou-se que grande parte das entradas de nutrientes é de fontes não pontuais, como agricultura e pecuária, tornando-se difícil o controle desse aporte. Além desse, a grande e crescente população que habita o Vale do Paraíba paulista, onde muitos municípios têm pouco ou nenhum tratamento de esgoto, também contribui para aumentar a eutrofização desse corpo hídrico. A maioria desses municípios está situada próxima à entrada do reservatório, dificultando a autodepuração do rio e fazendo com que a poluição oriunda de esgoto doméstico chegue nesse ambiente com elevadas concentrações de fósforo e nitrogênio dissolvido. É necessário, portanto, o desenvolvimento de modelos mais precisos que relacionam o uso da terra e decisões de manejo do reservatório.

Os valores absolutos de nitrogênio e fósforo que chegam aos rios são de difícil mensuração, porque os dados são obtidos, de maneira geral, de forma pontual e a interpretação desses valores deve considerar também toda dinâmica hidráulica e geoquímica. Sabe-se sobre o uso do solo, as formas de cultivo agrícola e utilização agropecuária, as estimativas sobre quanto cada tipo de cultura pode potencialmente liberar nitrogênio para o ambiente, mas não se tem a

certeza de como foi realizado o manejo, qual o tipo e quanto de fertilizante foi efetivamente utilizado e a razão total de nitrogênio que foi exportada. Conforme dados de Shindo *et al.* (2003), essa razão pode variar espacialmente de acordo com a temperatura, a descarga do rio e as características da bacia hidrográfica.

Observando os resultados de nitrogênio e comparando-os com os dados censitários da bacia hidrográfica do Paraíba do Sul, verificou-se que as áreas onde se tem grandes atividades agropecuárias não necessariamente correspondem a elevadas concentrações de nitrogênio encontradas naquele trecho de rio. A poluição por excesso de nitrogênio em rios tem causas incertas, em virtude das fontes amplamente difusas (He *et al.*, 2011) e o que se observou foi que, gradativamente, as concentrações de nitrato aumentaram conforme o rio se aproximava do reservatório, como se fosse um efeito cumulativo. Isso foi observado também para o nitrito, apesar de dois municípios (Jacareí e São José dos Campos) terem apresentado concentrações muito além da média, mas não foi observado para o amônio. Fato parecido ocorreu com o fósforo total, porém o ortofosfato dissolvido apresentou concentrações elevadas nos municípios citados e também em Lavrinhas, cidades que possuem pouco ou nenhum tipo de tratamento de esgoto doméstico.

Portanto, esses três municípios podem ser considerados os pontos críticos da região ao lado de Pindamonhangaba e Guaratinguetá, locais com intensa atividade agropecuária, de acordo com os resultados apresentados (capítulos I e II). Ressalta-se que os pontos iniciais do rio, nos municípios de Paraibuna e Santa Branca foram os que apresentaram melhores índices de qualidade de água, com reduzidas concentrações de nutrientes e espécies planctônicas indicadoras de ambientes oligotróficos.

No reservatório, os valores de pH, oxigênio dissolvido e clorofila-*a* elevados, assim como a baixa transparência da água foram considerados consequências das florações. As concentrações de nitrogênio e fósforo foram elevadas durante todos os períodos, especialmente a montante do reservatório e quando associadas as variações temporais e espaciais da temperatura da água parecem ter sido um fator relevante para justificar a dominância de cianobactérias nesse ambiente. Foi observado um consumo do ortofosfato dissolvido na água no sentido rio-barragem, provocado pela assimilação fitoplanctônica ou pela deposição desse composto no sedimento. A maioria dos reservatórios brasileiros é mais limitada por ortofosfato do que por nitrogênio

dissolvido (Rangel *et al.*, 2012). No Reservatório do Funil, os pontos amostrais próximos à barragem demonstraram concentrações de ortofosfato bastante reduzidas e isso pode ser considerado uma importante observação a respeito do sucesso das cianobactérias, em face da capacidade de algumas delas em acumular esse composto na forma de grânulos polifosfato, que poderá ser utilizado caso ocorra escassez no meio aquático.

O trabalho de Reynolds *et al.* (2000) indicou que a temperatura da água, intensidade luminosa e disponibilidade de CO₂ seriam os melhores indicadores da representação fitoplanctônica. De fato, no presente estudo, a temperatura foi uma forte influência nas florações de cianobactérias e no trabalho experimental, a redução de NID e a turbulência da água foram os fatores que provavelmente comandaram a alteração na dominância dos organismos fitoplanctônicos.

Adicionalmente, a temperatura aumenta o metabolismo fitoplanctônico, aumentando a capacidade de assimilação de nutrientes por esses organismos, fato que pode ser comprovado com os resultados de nutrientes avaliados no período quente e chuvoso (janeiro e fevereiro/2010). Nessa ocasião, a densidade fitoplanctônica aumentou expressivamente e a concentração de nutrientes foi um pouco mais reduzida, de maneira geral. Além de a temperatura favorecer o crescimento de cianobactérias, elevadas temperaturas somadas a altas concentrações de nutrientes podem também selecionar espécies tóxicas (Davis *et al.*, 2009), fato que pode ter influenciado florações de cianobactérias tóxicas ocorrendo há anos no Reservatório do Funil.

Com o trabalho experimental, no qual foi testada a dinâmica da comunidade fitoplanctônica em resposta a reduzidas concentrações de nutrientes, através da diluição da água do Reservatório do Funil com a água do Reservatório de Santa Branca, observou-se que não apenas a redução de nutrientes é necessária para a quebra na dominância de cianobactérias. O controle dos organismos zooplanctônicos foi igualmente importante para a composição das espécies fitoplanctônicas.

É importante salientar que o confinamento obtido através do experimento de oligotrofização (capítulo III) conferiu uma maior turbulência na água, visto que a aeração, ainda que relativamente lenta, provocou certa instabilidade no meio. Isso favoreceu a contribuição de clorofíceas, diatomáceas e desmídeas para o total da densidade fitoplanctônica. Levando esse

conhecimento hipotético para o ambiente natural e conforme apontado por Paerl *et al.* (2003), essa contribuição pode ser aumentada em períodos em que o fluxo de um rio é mais elevado, favorecendo a eficiente razão de crescimento e o aumento na assimilação de nutrientes por esses grupos. Em contrapartida, no trabalho citado, as cianobactérias apresentaram maior biomassa quando esse fluxo foi reduzido e o tempo de residência foi mais longo.

Enquanto alguns resultados para a redução de nutrientes parecem produzir efeitos positivos à biota, alterações hidrológicas podem ser bastante custosas e, de acordo com Paerl *et al.* (2011b), podem ser limitadas a corpos de água relativamente pequenos, onde os suprimentos de água para descarga (“flushing”) podem ser limitados. Ainda assim, o legado de décadas de eutrofização pode permanecer no sedimento enriquecido com matéria orgânica, perpetuando as altas concentrações de nutrientes e sendo um provedor de inóculos ou cistos. Nesse sentido, o Reservatório do Funil apresenta uma zona afótica com oxigênio dissolvido disponível, diferente dos demais reservatórios brasileiros. Por diferença de densidade, a água do rio entra no reservatório, formando uma camada distinta, permitindo que o sedimento seja oxidado constantemente. Estudos relativos ao sedimento desse ambiente merecem ser realizados a fim de se observar a dinâmica dos nutrientes nesse local e para que propostas de medidas mitigadoras possam efetivamente ocorrer.

Por fim, acredita-se que o sinergismo entre temperatura ambiente, elevadas concentrações de nutrientes, alta disponibilidade luminosa, mudança na hidrodinâmica do rio para a formação do reservatório e fraca predação são os principais fatores que direcionam as constantes florações de cianobactérias no Reservatório do Funil.

Conforme apresentado no capítulo I e comprovado pelos dados de nutrientes do capítulo II, o Rio Paraíba do Sul vem sofrendo as consequências dos impactos antrópicos em sua bacia, especialmente das cidades sem tratamento de esgoto. Os municípios de Piquete, Cruzeiro, Lavrinhas, Queluz, Areias e Cachoeira Paulista não possuem qualquer tipo de tratamento de esgoto e estão localizados próximo ou a montante do Reservatório do Funil. Se esses municípios tivessem 100% de seu esgoto tratado, isso contribuiria efetivamente para reduzir a eutrofização no reservatório, melhorando a qualidade da água e as florações de cianobactérias nesse ambiente.

5. CONCLUSÕES

1. Considerando que o uso e ocupação do solo da bacia do Paraíba do Sul paulista se dá principalmente pela pecuária, esta atividade foi considerada como uma das principais causas para a perda da qualidade da água no rio. Associado a essa atividade, o lançamento de esgotos domésticos é também uma importante fonte poluidora do rio.
2. De acordo com os dados censitários, comprovados pelos dados ambientais avaliados, os principais municípios que contribuem para o processo de eutrofização no Rio Paraíba do Sul e Reservatório do Funil são Jacareí, São José dos Campos, Pindamonhangaba, Guaratinguetá e Lavrinhas. Além desses, citam-se também os municípios de Cunha, Aparecida, Cruzeiro, Taubaté e Tremembé como pontos que merecem uma atenção especial em caso de monitoramento, visto a contribuição que essas cidades dão ao aumento do aporte de nutrientes por não possuírem tratamento de esgotos, e/ou por possuírem extensas áreas agrícolas, ou de pecuária, ou industrial.
3. Os principais direcionadores das florações de cianobactérias no Reservatório do Funil foram um sinergismo entre o excessivo aporte de nutrientes oriundos do Vale do Paraíba paulista, elevadas temperaturas ambientais, mudança na hidrodinâmica do rio para a formação do reservatório.
4. O aumento na pluviosidade não provocou a redução na biomassa fitoplanctônica no Reservatório do Funil, visto que esteve associado a períodos de elevadas temperaturas. Em função dessa temperatura elevada, o aumento na capacidade de assimilação de recursos pelo fitoplâncton provocou uma redução na concentração de nutrientes dissolvidos na água do reservatório. Nesse período houve também um aumento na turbidez da água em todos os pontos amostrais, o que pode ter auxiliado em uma maior riqueza zooplanctônica.
5. Pode-se sugerir que se houver a renovação de um quarto do volume da água recebida pelo Reservatório do Funil por uma de melhor qualidade seria suficiente para ocorrer a alteração na comunidade fitoplanctônica, levando a uma redução na ocorrência de florações de cianobactérias.

6. Caso os municípios de Piquete, Cruzeiro, Lavrinhas, Queluz, Areias e Cachoeira Paulista iniciem tratamento terciário dos esgotos lançados no Rio Paraíba do Sul, auxiliaria expressivamente na redução da eutrofização no Reservatório do Funil, contribuindo com a consequente melhoria da qualidade da água.

**EXISTEM RIOS QUE TRANSBORDAM EM MIM,
MAS AINDA ASSIM EU TENHO SEDE.**
(Autor Desconhecido)

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALCÂNTARA, E.; NOVO, E.; STECH J.; ASSIREU, A.; NASCIMENTO, R.; LORENZZETTI, J.; SOUZA, A. , 2010. Integrating historical topographic maps and SRTM data to derive the bathymetry of a tropical reservoir. Journal of Hydrology. 389:311-316.
- ANA, 2011. www.ana.gov.br , em 02/6/2011
- ANA, 2001. Bacia do Rio Paraíba do Sul – O livro da bacia.
- BARBOSA, F.A.R., BICUDO, C.E.M.; HUSZAR, V.L.M., 1995. Phytoplankton studies in Brazil: community structure variation and diversity. Limnology in Brasil.
- BARROW, C.J.1998. River Basin development planning and management: a critical review. Water Development, 26(1): 171-186.
- BLOMQUIST, P., PETTERSSON, A., HYENSTRAND, P., 1994. Ammonium-nitrogen: a key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. Arch. Hydrobiol. 132, 141-164.
- BOBEDA, C. 1993. Isolamento, purificação e caracterização de microcistinas (heptapeptídeos cíclicos) encontradas em uma floração de cianobactérias ocorrida no Reservatório do Funil (Resende, RJ). Dissertação de Mestrado. UFRJ-NPPN. 96p.
- BOERSMA, M. & STELZER, C-P. 2000. Response of zooplankton community to the addition of unsaturated fatty acids: na enclosure study. Freshwater Biology 45: 179-188
- BRANCO, C.W.C., ROCHA, M.I.A., PINTO, G.F.S., GÔMARA, G.A., DE FILIPPO, R, 2002. Limnological features of Funil reservoir (RJ, Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of the zooplankton community. Lakes & Reservoirs: Research and Management 7: 87-92
- BROOKS, J.D. & GANF, G.G. 2001. Variations in the buoyancy response of *Microcystis aeruginosa* to nitrogen, phosphorus and light. Journal of Plankton Research. 23 (12): 1399-1411.
- BURFORD, M.A.; JOHNSON, S.A.; COOK, A.J.; PACKER, T.V.; TAYLOR, B.M.; TOWNSLEY, E.R., 2007. Correlations between watershed and reservoir characteristics and algal bloom in subtropical reservoir. Water Research. 41: 4105-4114.
- CARMICHAEL, W.W. 1994. The toxins of Cyanobacteria. Scientific American. 270 (1): 78-86
- CARMICHAEL, W.W. 1992. Cyanobacteria secondary metabolites – The cyanotoxins. Journal of Applied Bacteriology 72: 445-459.

- CEIVAP, 2008. www.ceivap.org.br, em 02/6/2008
- CETESB, 2011. www.cetesb.sp.gov.br, em 27/10/2011
- CHRISTOFFERSEN, K. 1996. Ecological implications of cyanobacterial toxins in aquatic food webs. *Phycologia* 35 (6): 42-50.
- DEMOTT, W.R. & MOXTER, F. 1991. Foraging on cyanobacteria by copepods: responses to chemical defenses and resource abundance. *Ecology* 72 (5): 1820-1834.
- CODD, G.A., MORRISON, L.F., METCALF, J.S. 2005. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology* 203: 264-272.
- CONLEY, D.J.; PAERL, H.W.; HOWARTH, R.W.; BOESCH, D.F.; SEITZINGER, S.P.; HAVENS, K.E.; LANCELOT, C.L.; LIKENS, G.E. 2009. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science*. 323: 1014-1015.
- CORDELL, D., DRANGERT, J.O., WHITE, S., 2009. The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Global Environ. Change* 19, 292–305.
- DAVIS, T.W., BERRY, D.L. BOYER, G.L. GOBLER, C.J. 2009. The effects of temperature and nutrients on growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms. *Harmful Algae*. 8, 715-725
- DEMOTT, W. & DHAWALE, S. 1995. Inhibition of in vitro protein phosphatase activity in three zooplankton species by microcystin-LR, a toxin from cyanobacteria. *Arch. Hydrobiol.* 134 (4) 417-424.
- DODDS, W.K. 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnol. Oceanogr.* 51(1/2): 671-680.
- ELSER, J. J. & GOLDMAN, C.R. 1991. Zooplankton effects on phytoplankton in lakes of contrasting trophic status. *Limnol. Oceanogr.*, 36: 64-90.
- EDLER, L. 1979. Recommendations for marine biological studies in the Baltic Sea. Phytoplankton and chlorophyll. *Baltic marine Biologists Publications*, 5: 1-35.
- FERRÃO-FILHO, A.S.; SOARES, M.C.; ROCHA, M.I.A.; MAGALHÃES, V.F.; AZEVEDO, S.M.F.O., 2009. Florações de cianobactérias tóxicas no Reservatório do Funil: Dinâmica sazonal e conseqüências para o zooplâncton. *Oecologia Brasiliense*. 13(2): 346-365.
- FURNAS, 2008. www.furnas.gov.br, consulta em 02/6/2008
- GONZÁLEZ, E.J., MATSUMURA-TUNDISI, T., TUNDISI, J.G., 2006. Dieta natural del zooplankton em dos embalses tropicales (Broa y Barra Bonita, SP, Brasil) com diferentes estados tróficos. In: Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle. *III* p.457- 472.

- GONZÁLEZ, E, J. 2000. Nutrient enrichment and zooplankton effects on phytoplankton community in microcosms from El Andino reservoir (Venezuela). *Hydrobiol.*, 434: 81-96.
- GRUBEN, A.; LOPES, P.D.; JOHNSON, R.M.F., 2002. A Bacia do Paraíba do Sul, São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais. Projeto Marca D'Água - Resultados Preliminares. www.marcadagua.org.br, em 02/6/2008. 77p.
- GULATI, R.D. & VAN DONK, E. 2002. Lakes in Netherlands, their origin, eutrophication and restoration. *Hydrobiologia*. 478: 73-106.
- HAZANATO, T. YASUNO, M. 1987. Evaluation of Microcystis as food for zooplankton in an eutrophic lake. *Hydrobiologia* 144: 251-259.
- HE, B., KANAE, S., OKI, T. HIRABAYASHI, Y., YAMASHIKI, Y., TAKARA, K., 2011. Assessment of global nitrogen pollution in rivers using an integrated biogeochemical modeling framework. *Water research*. 45: 2573-2586.
- HOBBAEK, A.; MANCA, M.; ANDERSEN, T., 2002. Factors influencing species richness in lacustrine zooplankton. *Acta Oecologica*. 23: 155-163.
- HUSZAR, V.L.M., Caraco, N.F., Roland, F., Cole, J. 2006. Nutrient-chlorophyll relationship in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit? *Biogeochemistry*.
- JENNERJAHN, T.C.; ITTEKKOT, V.; KLOPPER, S.; ADI, S.; NUGROHO, S.P.; SUDIANA, N.; YUSMAL, A.; PRIHARTANTO; GAYE-HAAKE, B. 2004. Biogeochemistry of a tropical river affected by human activities in its catchment: Brantas River estuary and coastal waters of Madura Strait, Java, Indonesia. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 60: 503-514.
- JEPPESEN, E.; SONDERGAARD, M.; MAZZEO, N.; MEERHOFF, M.; BRANCO, C.W.C., HUSZAR, V.; SCASSO, F., 2005. Lake Restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. In, Restoration and Management of tropical eutrophic lakes. Ed. Mallapureddi V. Reddy. Science Publishers, Inc. 11: 341-359.
- JIANG, Q.-o.; DENG, X.; ZHAN, J.; YAN, H. 2011. Impacts of economic development on ecosystem risk in the Yellow River Delta. *Procedia Environmental Sciences*. 5: 208-218.
- JONAS, G.J. & NEGRI, A. 1997. Persistence and degradation of cyanobacteria Paralytic Shellfish Poisons (PSP) in freshwaters. *Water research*. 31(3): 525-533.
- KAEBERNICK, M. & NEILAN, B.A. 2001. Ecological and molecular investigation of cyanotoxin production. Mini review. *FEMS Microbiology Ecology*. 35: 1-9.

Lei 9.433/97 Política Nacional de Recursos Hídricos

LEIGH, C.; Burford, M.A.; Roberts, D.T.; Udy, J.W., 2010. Predicting the vulnerability of reservoirs to poor water quality and cyanobacterial blooms. Water research. 44: 4487-4496.

MAGALHÃES, V.F.; SOARES, R.M. & AZEVEDO, S.M.F.O. 2001. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá (RJ, Brazil): ecological implication and human health risk. Toxicon, 39: 1077-1085.

MALLET, C., CHARPIN, M. F. & DEVAUX, J. 1998. Nitrate reductase activity of plankton population in eutrophic Lake Aydat and meso-oligotrophic Lake Pavin: a comparison. Hydrobiol., 373/374: 135-148.

METCALF, J.S., MERILUOTO, J.A.O., CODD, G.A., 2006. Legal and security requirements for the air transportation of cyanotoxins and toxicogenic cyanobacterial cells for legitimate research and analytical purposes. Toxicology letters 163: 85-90.

MOHAMED, Z.A., 2001. Accumulation of cyanobacterial hepatotoxins by Daphnia in some Egyptian irrigation canals. Ecotoxicology and Environmental Safety. 50: 4-8.

NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H.; McCLAIN, M.E.; LIKENS, G.E. 2005. Disturbance and agents of change. Riparia. 189-232.

NNANE, D.E.; EBDON, J.E.; TAYLOR, H.D. 2011. Integrated analysis of water quality parameters for cost-effective faecal pollution management in river catchments. Water Research. 45: 2235-2246.

PADISÁK, J. 2004. Phytoplankton. In O'Sullivan, P. E. & Reynolds, C. S. (editors) The Lakes Handbook 1. Limnology and Limnetic Ecology: 251-308. Blackwell Science Ltda. Oxford.

PAERL, H.W. & PAUL, V.J., 2011. Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. Water Research. *In press*.

PAERL, H.W., HALL, N.S., CALANDRINO, E.S., 2011a. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic induced change. Science of the total environment. 409:1739-1745.

PAERL H.W.; XU, H.; MCCARTHY, M. J.; ZHU, G.; QIN, B.; LI, Y.; GARDNER, W. S., 2011b. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (Lake Taihu, China): The need for a dual nutrient (N & P) management strategy. Water Research 45: 1973-1983.

PAERL, H. & HUISMAN, J. 2009. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful of cyanobacterial blooms. Environmental Microbiology Reports, 1 (1), 27-37.

- PAERL, H.W. 2006a. Assessing and managing nutrient-enhanced eutrophication in estuarine and coastal waters: Interactive effects of human and climatic perturbations. Ecological Engineering. 26: 40-54.
- 2006b. Nutrient and other environmental controls of harmful cyanobacterial blooms along the freshwater-marine continuum. In: H.K. Hudnell (ed): Proceedings of the Interagency, International Symposium on Cyanobacterial Harmful Algal Blooms. *Advances in Experimental Medicine & Biology*.
- PAERL, H.W. & FULTON III, R.S., 2006. Ecology of harmful Cyanobacteria. Ecology of harmful algae Eds. Edna Granéli and J. T. Turner. Springer-Verlag Berlin Haidelberg. 189: 95-109.
- PAERL, H.W., DYBLE, J.; MOISANDER, P.H.; NOBLE, R.T.; PIEHLER, M.F.; PINCKNEY, J.L.; STEPPE, T.F.; TWOMEY, L.; VALDES, L.M. 2003. Microbial indicators of aquatic ecosystem change: current applications to eutrophication studies. FEMS Microbiology Ecology. 46: 233-246.
- PAERL, H.W. 1998. Structure and function of anthropogenically altered microbial communities in coastal waters. Current opinion in microbiology. 1: 296-302.
- PEREIRA, R.; SOARES, A.M.V.; RIBEIRO, R.; GONÇALVES, F. 2002. Assessing the trophic state of Linhos lake: a first step toward ecological rehabilitation. Journal of Environmental Management. 64: 285-297.
- RANGEL, L.M.; SILVA, L.H.S.; ROSA, P.; ROLAND, F.; HUSZAR, V.L.M. 2012. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. Hydrobiologia. *In press*
- REYNOLDS, C.S. 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge, Cambridge University Press. 384p.
- 1998. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? Hydrobiologia. 369/370: 11-26.
- REYNOLDS, C.S.; REYNOLDS, S.N.; MUNAWAR, I.F.; MUNAWAR, M. 2000. The regulation of phytoplankton population dynamics in the world's largest lakes. Aquatic Ecosystems health and management. 3: 1-21.
- RIERA, J., VOSS, P.R.; CARPENTER, S.R.; KRATZ, T.K.; LILLESAND, T.M.; SCHNAIBERG, J.A. TURNER, M.G.; WEGENER M.W. 2001. Nature, society and history in two contrasting landscapes in Wisconsin, USA Interactions between lakes and humans during the twentieth century. Land Use Policy 18: 41-51

- RITTMANN, B.E.; MAYER, B; WESTERHOFF, P.; EDWARDS, M. 2011. Capturing the lost phosphorus. Chemosphere. 84: 846-853.
- ROCHA, M.I.A. 2007. Estudo da variação sazonal do fitoplâncton e zooplâncton e da concentração de microcistinas nesses dois níveis tróficos no Reservatório do Funil (Resende-RJ). Dissertação de Mestrado. IBCCF-UFRJ.
- ROCHA, M.I.A., BRANCO, C.W.C., SAMPAIO, G.F., GÔMARA, G.A., DEFILIPPO, R., 2002. Spatial and temporal variation of limnological features, *Microcystis aeruginosa* and zooplankton in an eutrophic reservoir (Funil Reservoir, Rio de Janeiro). Acta Limnol. Bras. 14(3): 73-86.
- ROJO, C.1998. Differential attributes of phytoplankton across the trophic gradient: a conceptual landscape with gaps. Hydrobiologia. 369/370: 1-9.
- SCHNOOR, J. (1996). Environmental Modeling. Fate and transport of pollutants in water, air and soil. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- SMITH, V.H. 1997. Cultural eutrophication of inland, estuarine, and coastal waters. Successes, Limitations, and Frontiers in Exosystem Science. Pace, M.L. and Groffman, P.M. editors. 7-49.
- SOARES, R.M. 2009. Toxicologia de cianotoxinas: microcistinas, as estrelas do tema. Oecologia Brasiliense, 13(2): 259-271.
- SOARES, M.C.; MARCELO M. MARINHO, M.M.; AZEVEDO, S.M.F.O.; BRANCO, C.W.C, HUSZAR, V.L.M. 2012. Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir Limnologica IN PRESS.
- SOARES, M.C., ROCHA, M.I.A., MARINHO, M.M., AZEVEDO, S.M.F.O., BRANCO, C.C., HUSZAR, V.L. 2009. Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. Aquatic Microbial Ecology. 57, 137-149
- STRASKRABA, M., 1999. Residence time as a key variable of reservoir limnology. In Tundisi, T. G. & M. Straskraba (eds), *Theoretical Reservoir Ecology and its applications*, International Institute of Ecology. Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, São Carlos: 385–410.
- TEODORO, V.L.I.; Teixeira, D.; Costa, D.J.L.; Fuller, B.B., 2007. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. Revista Uniara. 20: 137-156.
- TUCCI, C.E.M. & MELLER, A. 2007. Regulação das águas pluviais urbanas. Revista de gestão de água da América Latina. Tucci, C.E.M. & Jouravlev, A.(Eds). 4(1): 75-89.

- TUNDISI, J.G.; BRAGA, B.; REBOUÇAS, A., 2000. Water for sustainable development: The Brazilian perspective. In: Transition to global sustainability: the contribution of Brazilian science. 237-246.
- TUNDISI, J.G. & STRASKRABA, M. 1995. Strategies for building partnerships in the context of river basin management: the role of ecotechnology and ecological engineering. Lakes & Reservoir: Research and Management. 1: 31-38.
- TUNDISI, J.G. 1993. Man-made lakes: Theoretical basis for reservoir management. Verh.Internat. Verein. Limnol. 25: 1153-1156.
- TUNDISI, J., MATSUMURA-TUNDISI, T., & ROCHA, O. (2002). Ecosystemas de águas interiores In: Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação (2 ed.). (A. Reboúças, B. Braga, & J. Tundisi, Eds.)
- VOLLENWEIDER, R., KEREKES, J. 1980. The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD programme on eutrophication. Prog. Wat. Tech. 12: 5-38.
- WETZEL, R.G., 2001. Limnology: lake and river ecosystems. 3 ed. London, Uk: Academic Press, Elsevier.
- YOO, R. S.; CARMICHAEL, W.W.; HOEHN, R.C.; HRUDEY, S.C. 1995. Cyanobacterial (blue-green algal). Toxins: A Resource Guide. AWWA Research Foundation and American Water Works Association, USA: 1-229.