

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO**

DAVI GASPARINI FERNANDES CUNHA

**Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal do reservatório de Itupararanga:
uma contribuição ao manejo sustentável dos recursos hídricos da bacia do rio
Sorocaba (SP)**

**São Carlos
2012**

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

C972h Cunha, Davi Gasparini Fernandes
Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal
do reservatório de Itupararanga: uma contribuição ao
manejo sustentável dos recursos hídricos da bacia do
rio Sorocaba (SP) / Davi Gasparini Fernandes Cunha;
orientadora Maria do Carmo Calijuri. São Carlos, 2012.

Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação e Área
de Concentração em Hidráulica e Saneamento -- Escola de
Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo,
2012.

1. Bacia do rio Sorocaba (SP). 2. Eutrofização. 3.
Fitoplâncton. 4. Gerenciamento dos recursos hídricos.
5. IETrs (Índice de Estado Trófico para reservatórios
subtropicais). I. Título.

DAVI GASPARINI FERNANDES CUNHA

**Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal do reservatório de Itupararanga:
uma contribuição ao manejo sustentável dos recursos hídricos da bacia do rio
Sorocaba (SP)**

Tese apresentada à Escola de Engenharia
de São Carlos, da Universidade de São
Paulo, como parte dos requisitos para
obtenção do título de Doutor em Ciências,
Programa de Engenharia Hidráulica e
Saneamento

Orientadora: Professora Titular Maria do Carmo Calijuri

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos
2012

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **DAVI GASPARINI FERNANDES CUNHA**.

Título da tese: "Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal do reservatório de Itupararanga: uma contribuição ao manejo sustentável dos recursos hídricos da bacia do Rio Sorocaba (SP)".

Data da defesa: 30/11/2012

Comissão Julgadora:

Resultado:

Profa. Titular **Maria do Carmo Calijuri (Orientadora)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Dprovido

Prof. Associado **Marcelo Zaiat**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Aprovado

Prof. Dr. **Raoul Henry**
(Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" /UNESP-Botucatu)

Aprovado

Prof. Dr. **André Cordeiro Alves dos Santos**
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar – Campus Sorocaba)

Aprovado

Dra. **Marta Conde Lamparelli**
(Companhia Ambiental do Estado de São Paulo/CETESB)

Aprovado

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Prof. Titular **Edson Cezar Wendland**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Titular **Denis Vinicius Coury**

“A palavra é o meu meio de comunicação. Eu só poderia amá-la. Eu jogo com elas como se lançam dados: acaso e fatalidade. A palavra é tão forte que atravessa a barreira do som. Cada palavra é uma ideia. Cada palavra materializa o espírito.

Quanto mais palavras eu conheço, mais sou capaz de pensar o meu sentimento. Devemos modelar nossas palavras até se tornarem o mais fino invólucro dos nossos pensamentos.”

Clarice Lispector

Dedico esta tese a todos os meus familiares e à Juliana, que nunca questionaram o mérito dos meus sonhos e sempre me incentivaram a buscá-los com perseverança, ainda que isso implique, em alguns momentos, abdicação de precioso tempo ao lado deles.

AGRADECIMENTOS

A gratidão é um dos mais nobres sentimentos humanos, pois representa o reconhecimento da importância da colaboração de outras pessoas para a realização das atividades cotidianas e a superação de desafios. Ninguém é o que é, ou conquista o que conquista, por merecimento exclusivo, mas sim por mérito compartilhado com outros indivíduos – que são os verdadeiros amigos, na mais genuína acepção da palavra. Por isso, tenho a oportunidade, neste momento, de expressar meus sinceros agradecimentos a pessoas que surgiram na minha vida, ao acaso ou não, há muito tempo ou recentemente, e com as quais tenho a satisfação de conviver.

À Prof^a Maria do Carmo Calijuri, grande exemplo profissional, pela verdadeira amizade construída desde 2004, ano em que comecei a desenvolver projeto de iniciação científica, sob sua orientação, quando ainda cursava o primeiro ano de graduação em Engenharia Ambiental na EESC-USP. Pela força e confiança sempre transmitidas, pelo apoio incondicional, pela dedicação, pelo acolhimento, pelas longas e agradáveis conversas sobre a profissão e sobre a vida e pela oportunidade única de aprendizado e formação, deixo aqui registradas a minha admiração e a minha sincera gratidão. Tenha certeza que a amizade, o respeito e a cumplicidade serão eternos.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pela concessão de bolsa de doutorado direto (Processo nº 2009/50842-2), pelo auxílio financeiro (Processo nº 2008/55636-9) e pelo notável profissionalismo com que trata seus bolsistas.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo auxílio financeiro (Processo nº 473363/2009-7).

Aos Professores Dr. Raoul Henry (UNESP), Dr. Marcelo Zaiat (USP), Dr. André Cordeiro Alves dos Santos (UFSCar) e à Dra. Marta Condé Lamparelli (CETESB), membros da banca examinadora, pelas inestimáveis contribuições.

A toda a equipe do Projeto Temático FAPESP 2008/55636-9 e às instituições USP-São Carlos, UFSCar-Sorocaba, UNESP-Sorocaba, UNIP-Sorocaba e UFABC.

Ao Prof. Walter Dodds (KSU) pelo acolhimento durante o período de doutorado sanduíche em Manhattan (EUA) e pela excelente oportunidade de amadurecimento profissional. Agradeço também a Alisson Veach, Ari Jumpponen, Brenda Beloni, Danelle Russell, Dolly Gudder, Faiza Khalil, Frank White, Gregory Bedros, Marietta Ryba, Victor Bedros e Vívian Carvalho pela agradável convivência nesses seis meses fora do país.

Aos técnicos Waldomiro Antonio Filho e José Roberto Maramarque e ao motorista Benedito Patracon, pelo apoio fundamental nas coletas e por tornarem o trabalho muito mais leve, sempre com muito bom humor.

Ao José Renato Souza Elias, à Viviane Oliveira e aos demais colaboradores da ONG SOS ITUPARARANGA pelo apoio fundamental nas atividades de campo.

Aos professores do Departamento de Hidráulica e Saneamento e do Departamento de Geotecnia (EESC-USP) pela contribuição em minha formação profissional.

Ao pessoal do BIOTACE (incluindo egressos): Adriana Miwa, Allan Ogura, Caroline Gomes da Cunha, Flávia Bottino, Ive Ferraz, Juliana Moccellini, Laís Giraldo, Lorena Secchin, Luci Queiroz, Patrícia de Falco, Paulo Vagner dos Santos, Raquel de Rossi, Roseli Benassi, Sarah Vargas, Simone Casali, Tacyo Acioli e Yugo Matsuda, pelo apoio, pela amizade e por todos os bons momentos compartilhados.

Aos meus grandes e incomparáveis amigos de curta ou longa data (para citar alguns: Anne Malvestio, Daniel Recco, Eduardo Penteado, Fernanda Ramaglia, Gabriel Sacchi, Guilherme Nascimento, Henrique Altero, Lucas Pena, Marcio Queiroz, Ricardo Soares, Rodrigo Hyago, Thaís Fontanello), por tornarem a minha jornada muito mais divertida e por me convencerem, a cada dia mais, do valor da amizade.

Aos funcionários André Canale Garcia, Fernanda Struzziatto Machado, Flávia Gialorenço Canova, Maria Auxiliadora Altieri Pin, Pavlovna Damião Rocha Bueno, Rosemeire Aparecida de Jesus (SHS-EESC-USP) e Nilza Irene Gallo (SCAPINS-EESC-USP), pela grande disposição em auxiliar os alunos.

Aos professores Bernd Diekkrüeger (Universität Bonn), Daniel Thévenot (Université Paris-Est), Paul del Giorgio (Université du Québec à Montréal) e Roxane Maranger (Université de Montréal) pela contribuição em minha carreira.

Ao Prof. Tadeu Siqueira de Barros (UNESP) pelos ensinamentos de estatística aplicada à ecologia e aos Professores Dra. Marli de Fátima Fiore e Dr. José Albertino Bendassoli (CENA-USP) pela ajuda com o projeto de pós-doutorado.

Ao Eng. Doron Grull e ao Prof. Pedro Caetano Sanches Mancuso (FSP-USP), brilhantes profissionais e grandes amigos, pelos ensinamentos de engenharia e de planejamento de recursos hídricos, pelo agradável convívio desde o ano de 2008 e pela oportunidade, a mim oferecida, de participar de projetos na área ambiental.

Ao Murilo Damato, José Roberto Coppini Blum, Sergio Eiger (FSP-USP), Nemesio Neves Batista Salvador (UFSCar) e Promotor José Eduardo Ismael Lutti (MP-SP) pela amizade, pelos ensinamentos e pela convivência em atividades profissionais.

À Editora Campus-Elsevier, em especial ao André Gerhard Wolff, ao Marco Antônio Pace e à Vanessa Huguenin, pela parceria para publicação do livro “Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão”, que representa mais um grande sonho concretizado.

Aos meus familiares e à Juliana, que são minha luz, minha motivação, minha alegria, minha força e meu combustível eterno. Sou a consequência direta de todos vocês.

A todos que contribuíram, ainda que inconscientemente, para que mais essa importante etapa, a de defender a tese de doutorado aos 25 anos de idade, fosse cumprida com êxito.

RESUMO

CUNHA, D.G.F. (2012). **Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal do reservatório de Itupararanga: uma contribuição ao manejo sustentável dos recursos hídricos da bacia do rio Sorocaba (SP)**. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP), São Carlos. 235p + Anexo Digital.

Os reservatórios são uma alternativa recorrente para o armazenamento de água destinada a múltiplos usos. O adensamento populacional e a intensificação de atividades antrópicas não planejadas em suas bacias de drenagem representam um risco aos serviços ecossistêmicos por eles oferecidos. Desenvolvida no reservatório de Itupararanga (SP), que possui importância estratégica para os recursos hídricos da bacia do rio Sorocaba e cuja área de entorno tem enfrentado pressões ambientais pela proximidade com a Região Metropolitana de São Paulo, a presente pesquisa avaliou a heterogeneidade espacial e a variabilidade temporal do reservatório e de seus principais tributários, com ênfase na análise do estado trófico e do fitoplâncton. Em treze estações de amostragem e em seis coletas realizadas em 2009 e 2010, diferentes níveis da escala espacial e temporal foram estudados com base em parâmetros operacionais do reservatório, atributos climatológicos e hidrológicos locais e variáveis abióticas e bióticas da água e do sedimento no reservatório e nos rios formadores. Foram observadas heterogeneidade espacial horizontal e variabilidade temporal significativas. As concentrações médias e medianas de fósforo total (45 e $37 \mu\text{g.L}^{-1}$), nitrogênio total (669 e $615 \mu\text{g.L}^{-1}$) e clorofila-a (18 e $17 \mu\text{g.L}^{-1}$), associadas a densidades fitoplanctônicas que atingiram $42,8 \cdot 10^3 \text{ind.mL}^{-1}$, revelaram condição meso-eutrófica do reservatório. A estrutura da comunidade fitoplanctônica e a alternância de Cyanobacteria e Chlorophyceae como os grupos predominantes, principalmente representados por *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Monoraphidium contortum*, foram associadas à possível co-limitação por nutrientes e à disponibilidade de luz em diferentes compartimentos do reservatório, ao tempo de detenção hidráulica, aos padrões de circulação da coluna de água e à interação com o zooplâncton e as macrófitas aquáticas. Os rios Una, Sorocabuçu e Sorocamirim foram reconhecidos como fontes pontuais de poluição e principais responsáveis pela degradação da qualidade da água do reservatório; às fontes difusas (escoamento superficial agrícola), foi atribuída menor importância relativa. Foram propostos subsídios para o manejo sustentável dos recursos hídricos, cuja discussão foi desenvolvida à luz do papel do reservatório para retenção ou exportação de cargas de sólidos e nutrientes, da abordagem das curvas de permanência de qualidade da água e da proposição de um novo Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais, o IET_{rs}.

Palavras-chave: Bacia do Rio Sorocaba (SP); Eutrofização; Fitoplâncton; Gerenciamento dos Recursos Hídricos; IET_{rs} (Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais).

ABSTRACT

CUNHA, D.G.F. (2012). **Spatial heterogeneity and temporal variability of the Itupararanga Reservoir: a contribution to the sustainable management of the water resources in the Sorocaba River Basin (SP, Brazil)**. Thesis (Doctoral). School of Engineering in São Carlos, University of São Paulo, São Carlos. 235p + CD-ROM.

Artificial reservoirs are a common alternative for storing water for different uses. However, population increase and unplanned anthropogenic activities in their watersheds are playing a negative role on the ecosystem services associated with them. This research was performed in the Itupararanga Reservoir (SP, Brazil), a strategic water source in the Sorocaba River Basin, which is submitted to significant environmental pressure mainly from the Metropolitan Region of São Paulo. This study analyzed the spatial heterogeneity and temporal variability of the reservoir and its main tributaries, with emphasis on trophic state and phytoplankton assessment. During six sampling occasions in 2009 and 2010 and in thirteen sampling sites, different levels of the spatial and temporal scales were investigated, based on operational parameters of the reservoir, climatological and hydrological local attributes and water and sediment abiotic and biotic variables in the reservoir and tributary rivers. Significant spatial heterogeneity (in the horizontal axle) and temporal variability were observed. The mean and median concentrations of total phosphorus (45 and 37 $\mu\text{g.L}^{-1}$), total nitrogen (669 and 615 $\mu\text{g.L}^{-1}$) and chlorophyll-a (18 and 17 $\mu\text{g.L}^{-1}$), associated with phytoplankton densities reaching $42.8 \cdot 10^3 \text{ind.mL}^{-1}$, revealed the meso-eutrophic condition of the reservoir. The phytoplankton community structure and the high abundance of Chlorophyceae and Cyanobacteria as the dominant groups, especially the species *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Monoraphidium contortum*, were associated with the possible co-limitation by nutrients and light availability in different spatial compartments of the reservoir, the hydraulic retention time, the circulation patterns within the water column and the interaction with zooplankton and macrophytes. The tributary rivers (Una, Sorocabuçu Sorocamirim) were recognized as point sources of pollution and as the main drivers of water quality degradation in the reservoir. Smaller relative importance was attributed to the diffuse sources (agricultural runoff). In order to aid in the local water resources management, the following topics were discussed: the role of the reservoir for retention or exportation of solids and nutrients, the water quality frequency curves and the proposal of a new Trophic State Index for subtropical reservoirs, the TSl_{sr} .

Key-words: Sorocaba River Basin (SP); Eutrophication; Phytoplankton; Water Resources Management; TSl_{sr} (Trophic State Index for subtropical reservoirs).

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Modelo de compartimentalização no eixo longitudinal de reservatórios artificiais de acordo com Thornton *et al.* (1990): Zona de Rio, Zona de Transição e Zona de Lago. Ilustração extraída de Cunha e Calijuri (2012b) 36
- Figura 2** – Mapa das 22 UGRHIs (Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos) no estado de São Paulo e mapa dos municípios com área na UGRHI 10. Fonte: IPT-CBH-SMT (2006) 54
- Figura 3** – Mapa esquemático das seis sub-bacias que compõem a bacia do rio Sorocaba e Médio Tietê: Médio Tietê Inferior, Médio Tietê Médio, Médio Tietê Superior, Baixo Sorocaba, Médio Sorocaba e Alto Sorocaba. Fonte: IPT-CBH-SMT (2006) 55
- Figura 4** – Aspecto da barragem do reservatório de Itupararanga (SP) em episódio de vertimento de água. Data: fevereiro de 2010. Foto do autor 58
- Figura 5** – Vazão média mensal ($m^3.s^{-1}$) afluyente ao reservatório de Itupararanga, nos períodos de: 1914 a 2011 (a), 2001 a 2011 (b), outubro de 2007 a setembro de 2011 (c) e maio de 2009 a setembro de 2010 (d). Em vermelho, nos gráficos (a), (b) e (c), são destacados os meses entre os quais as seis coletas foram efetuadas; no gráfico (d), são destacados todos os meses em que as coletas foram realizadas. Fonte: Votorantim Energia (1914-2011) 62
- Figura 6** – Vazão média mensal ($m^3.s^{-1}$) turbinada pela Votorantim Energia, operadora da barragem no reservatório de Itupararanga, nos períodos de: 1914 a 2011 (a), 2001 a 2011 (b), outubro de 2007 a setembro de 2011 (c) e maio de 2009 a setembro de 2010 (d). Em vermelho, nos gráficos (a), (b) e (c), são destacados os meses entre os quais as seis coletas foram efetuadas; no gráfico (d), são destacados todos os meses em que as coletas foram realizadas. Fonte: Votorantim Energia (1914-2011) 63
- Figura 7** – Vazão média captada pelo SAAE (Serviço Autônomo de Águas e Esgoto) de Sorocaba (a) e vazão média mensal ($m^3.s^{-1}$) vertida pela Votorantim Energia, operadora da barragem no reservatório de Itupararanga (b), no período de 1914 a 2011. Em vermelho, nos gráficos (a) e (b), são destacados os meses entre os quais as seis coletas foram efetuadas. Fonte: Votorantim Energia (1914-2011) 64
- Figura 8** – Tempo teórico de detenção hidráulica (meses) no reservatório de Itupararanga nos períodos de: 1914 a 2011 (a), 2001 a 2011 (b), outubro de 2007 a setembro de 2011 (c) e maio de 2009 a setembro de 2010 (d). Em vermelho, nos gráficos (a), (b) e (c), são destacados os meses entre os quais as seis coletas foram efetuadas; no gráfico (d), são destacados todos os meses em que as coletas foram realizadas. Fonte: Votorantim Energia (1914-2011) 65

Figura 9 – Cota média do nível de água (m) no reservatório de Itupararanga nos períodos de: 1914 a 2011 (a), 2001 a 2011 (b), outubro de 2007 a setembro de 2011 (c) e maio de 2009 a setembro de 2010 (d). Em vermelho, nos gráficos (a), (b) e (c), são destacados os meses entre os quais as seis coletas foram efetuadas; no gráfico (d), são destacados todos os meses em que as coletas foram realizadas. Fonte: Votorantim Energia (1914-2011)	66
Figura 10 – Diversidade de formas de uso e ocupação do solo no entorno do reservatório de Itupararanga (SP), incluindo atividade agrícola, criação de animais, área de solo exposto, mata ciliar em APP (Área de Preservação Permanente) e loteamentos residenciais de alto padrão. Data: julho de 2009. Fotos do autor	68
Figura 11 – Evolução temporal das concentrações de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) (a), nitrogênio total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) (b), clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) (c) e oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) (d) no reservatório de Itupararanga entre novembro de 1998 e novembro de 2011. Os gráficos (a), (b) e (c) estão em escala logarítmica. Os dados foram compilados de relatórios de qualidade da água publicados pela CETESB (1998-2011) e se referem ao ponto de amostragem SOIT02900 (próximo à barragem do reservatório, na estrada que liga Ibiúna a Votorantim – Latitude: 23°36'42''S; Longitude: 47°23'52''W)	70
Figura 12 – Mapa de localização georreferenciada das estações de amostragem no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim e Sorocaba	73
Figura 13 – Síntese das etapas desenvolvidas em campo e em laboratório na presente pesquisa	79
Figura 14 – Desenho explicativo do cálculo das cargas de carbono, fósforo, nitrogênio e sólidos que entram e saem do reservatório de Itupararanga (SP)	80
Figura 15 – Aspecto das estações de amostragem Trans e Br1 e de seu entorno no reservatório de Itupararanga em diferentes períodos dos anos de 2009 e 2010. Fotos do autor	92
Figura 16 – Aspecto das estações de amostragem Br2 e Br3 e de seu entorno no reservatório de Itupararanga em diferentes períodos dos anos de 2009 e 2010. Fotos do autor	93
Figura 17 – Aspecto das estações de amostragem Br4 e Ec1 e de seu entorno no reservatório de Itupararanga em diferentes períodos dos anos de 2009 e 2010. Fotos do autor	94
Figura 18 – Aspecto das estações de amostragem Ec2 e Ec3 e de seu entorno no reservatório de Itupararanga em diferentes períodos dos anos de 2009 e 2010. Fotos do autor	95
Figura 19 – Aspecto das estações de amostragem nos rios Una e Sorocabuçu e de seu entorno em diferentes períodos dos anos de 2009 e 2010. Fotos do autor	96

- Figura 20** – Aspecto das estações de amostragem nos rios Sorocamirim e Sorocaba (montante) e de seu entorno em diferentes períodos dos anos de 2009 e 2010. Fotos do autor 97
- Figura 21** – Aspecto das estações de amostragem no rio Sorocaba (jusante) e de seu entorno em diferentes períodos dos anos de 2009 e 2010. Fotos do autor 98
- Figura 22** – Precipitação total mensal (mm) na barragem do reservatório de Itupararanga: média histórica mensal de 1914 a 2011 (a), 2001 a 2011 (b), outubro de 2007 a setembro de 2011 (c) e maio de 2009 a setembro de 2010 (d). Em vermelho, nos gráficos (b) e (c), são destacados os meses entre os quais as seis coletas foram efetuadas; nos gráficos (a) e (d), são destacados todos os meses em que as coletas foram realizadas. Fonte: Votorantim Energia (1914-2011) 101
- Figura 23** – Precipitação total diária (mm) na barragem do reservatório de Itupararanga nos períodos de: 03/08/2009 a 20/08/2009 (a), 12/10/2009 a 29/10/2009 (b), 08/12/2009 a 24/12/2009 (c), 15/02/2010 a 04/03/2010 (d), 19/04/2010 a 06/05/2010 (e) e 20/06/2010 a 09/07/2010 (f). Em todos os gráficos, são destacados os dias específicos em que cada coleta foi realizada. Fonte: Votorantim Energia (1914-2011) 102
- Figura 24** – Temperatura horária do ar ($^{\circ}\text{C}$) nos períodos das coletas: 10/08/2009 a 13/08/2009 (a), 19/10/2009 a 22/10/2009 (b), 15/12/2009 a 17/12/2009 (c), 22/02/2010 a 25/02/2010 (d), 26/04/2010 a 29/04/2010 (e) e 27/06/2010 a 02/07/2010 (f). Os dados se referem a um posto meteorológico do Instituto Nacional de Meteorologia em Sorocaba (SP) – Latitude: $23^{\circ}25'32''\text{S}$; Longitude: $47^{\circ}35'07''\text{W}$. Fonte: INMET (2009-2010) 103
- Figura 25** – Velocidade média mensal dos ventos (m.s^{-1}) (a) e direção média mensal dos ventos ($^{\circ}$) (b) no período de agosto de 2009 a junho de 2010. Em vermelho, são destacados todos os meses em que as coletas foram realizadas. Os dados se referem a um posto meteorológico do Instituto Nacional de Meteorologia em Sorocaba (SP) – Latitude: $23^{\circ}25'32''\text{S}$; Longitude: $47^{\circ}35'07''\text{W}$. Fonte: INMET (2009-2010) 104
- Figura 26** – Velocidade média horária dos ventos (m.s^{-1}) nos períodos das coletas: 10/08/2009 a 13/08/2009 (a), 19/10/2009 a 22/10/2009 (b), 15/12/2009 a 17/12/2009 (c), 22/02/2010 a 25/02/2010 (d), 26/04/2010 a 29/04/2010 (e) e 27/06/2010 a 02/07/2010 (f). Os dados se referem a um posto meteorológico do Instituto Nacional de Meteorologia em Sorocaba (SP) – Latitude: $23^{\circ}25'32''\text{S}$; Longitude: $47^{\circ}35'07''\text{W}$. Fonte: INMET (2009-2010) 105

- Figura 27** – Direção média horária dos ventos ($^{\circ}$) nos períodos das coletas: 10/08/2009 a 13/08/2009 (a), 19/10/2009 a 22/10/2009 (b), 15/12/2009 a 17/12/2009 (c), 22/02/2010 a 25/02/2010 (d), 26/04/2010 a 29/04/2010 (e) e 27/06/2010 a 02/07/2010 (f). Os dados se referem a um posto meteorológico do Instituto Nacional de Meteorologia em Sorocaba (SP) – Latitude: $23^{\circ}25'32''S$; Longitude: $47^{\circ}35'07''W$. Fonte: INMET (2009-2010) 106
- Figura 28** – Vazões medidas nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim e Sorocaba (montante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 107
- Figura 29** – Perfis de radiação solar fotossinteticamente ativa subaquática (RSFA, $\mu E.m^{-2}.s^{-1}$) em escala logarítmica no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 109
- Figura 30** – Perfis de temperatura da água ($^{\circ}C$) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e temperatura ($^{\circ}C$) subsuperficial da água dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 112
- Figura 31** – Valores máximos da Frequência de Brunt-Vaisällä, $N^2 [10^3(rad.s^{-1})^2]$, no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 113
- Figura 32** – Perfis de oxigênio dissolvido ($mg.L^{-1}$) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de oxigênio dissolvido ($mg.L^{-1}$) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 117
- Figura 33** – Perfis de pH no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e pH subsuperficial da água dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 120
- Figura 34** – Perfis de alcalinidade ($mEq.L^{-1}$) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e alcalinidade ($mEq.L^{-1}$) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 121
- Figura 35** – Perfis de dióxido de carbono total ($mg.L^{-1}$) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de dióxido de carbono total ($mg.L^{-1}$) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 122

- Figura 36** – Perfis de dióxido de carbono livre (mg.L^{-1}) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de dióxido de carbono livre (mg.L^{-1}) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 123
- Figura 37** – Perfis de bicarbonato (mg.L^{-1}) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de bicarbonato (mg.L^{-1}) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 124
- Figura 38** – Perfis de carbonato (mg.L^{-1}) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de carbonato (mg.L^{-1}) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 125
- Figura 39** – Perfis de sólidos suspensos totais (mg.L^{-1}) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de sólidos suspensos totais (mg.L^{-1}) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 128
- Figura 40** – Perfis de turbidez (UT) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e turbidez (UT) subsuperficial da água dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 129
- Figura 41** – Contribuição relativa (%) dos Sólidos Suspensos Inorgânicos (SSI) e dos Sólidos Suspensos Orgânicos (SSO) em relação aos Sólidos Suspensos Totais no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 130
- Figura 42** – Perfis de carbono total (mg.L^{-1}) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de carbono total (mg.L^{-1}) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 132

- Figura 43** – Contribuição relativa (%) do carbono inorgânico (CI) e do carbono orgânico (CO) em relação ao carbono total no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 133
- Figura 44** – Perfis de nitrato (mg.L^{-1}) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de nitrato (mg.L^{-1}) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 135
- Figura 45** – Perfis de nitrogênio total (mg.L^{-1}) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de nitrogênio total (mg.L^{-1}) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 136
- Figura 46** – Perfis de fosfato total dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de fosfato total dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 138
- Figura 47** – Perfis de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 139
- Figura 48** – Frações molares nitrogênio total:fósforo total (NT:PT) no reservatório de Itupararanga (média da coluna de água, Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 141
- Figura 49** – Perfis de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 146
- Figura 50** – Perfis de feofitina ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de feofitina ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 147

- Figura 51** – Densidade total fitoplanctônica (ind.mL⁻¹) nas diferentes profundidades do reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) de acordo com a porcentagem da Radiação Solar Fotossinteticamente Ativa (RSFA) e densidade totais (ind.mL⁻¹) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 150
- Figura 52** – Regressões lineares entre as densidades totais fitoplanctônicas e as concentrações de clorofila-a nos braços e no eixo central do reservatório de Itupararanga e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) com nível de confiança de 95%. Valores de p* < 0,05 indicam correlações estatisticamente significativas 151
- Figura 53** – Contribuição relativa (%) dos grupos Bacillariophyceae, Chlamydoephyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, Cyanobacteria, Dynophyceae e Euglenophyceae no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 154
- Figura 54** – A: *Cylindrospermopsis sp.*; B: *Phacus sp.*; C: *Ceratium sp.*; D: *Kirchneriella sp.*; E: *Euglena sp.*; F: *Coelomonon sp.*; G: *Dinobryon sp.*; H: *Microcystis sp.*; I: *Peridinium sp.*; J: *Aulacoseira sp.*; K: *Pediastrum sp.*; L: *Cryptomonas sp.*; M: *Anabaena sp.* As escalas, em micrômetros, são mostradas na foto de cada organismo 155
- Figura 55** – Índices Shannon-Weaver médios de diversidade fitoplanctônica (bits.ind⁻¹) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 157
- Figura 56** – Principais grupos funcionais fitoplanctônicos e sua abundância relativa (%) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) [Sorocaba m] e Sorocaba (jusante) [Sorocaba j] em agosto e outubro de 2009 159
- Figura 57** – Principais grupos funcionais fitoplanctônicos e sua abundância relativa (%) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) [Sorocaba m] e Sorocaba (jusante) [Sorocaba j] em dezembro de 2009 e fevereiro de 2010 160
- Figura 58** – Principais grupos funcionais fitoplanctônicos e sua abundância relativa (%) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) [Sorocaba m] e Sorocaba (jusante) [Sorocaba j] em abril e junho de 2010 161

Figura 59 – Teores de matéria orgânica (%) e concentrações de fósforo total ($\mu\text{g.g}^{-1}$) e nitrogênio total (mg.kg^{-1}) em amostras superficiais do sedimento do reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010	173
Figura 60 – Transporte e transformação de contaminantes em sedimentos e sua interação com a coluna de água. Fonte: Adaptado de Eggleton e Thomas (2004)	174
Figura 61 – Dendogramas de similaridade gerados pela análise de agrupamento (<i>cluster</i>) das médias das variáveis abióticas, clorofila-a e feofitina nas diferentes profundidades de coleta nas estações de amostragem no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010, além de representação esquemática dos grupos espaciais individualizados em cada coleta	179
Figura 62 – Diferença entre as cargas de carbono total, orgânico e inorgânico (t.dia^{-1}), fósforo total (kg.dia^{-1}), nitrogênio total (kg.dia^{-1}), sólidos suspensos totais, orgânicos e inorgânicos (t.dia^{-1}) a montante e a jusante do reservatório de Itupararanga. Diferenças positivas indicam retenção (carga a jusante menor que carga a montante) e diferenças negativas indicam exportação (carga a jusante maior que carga a montante)	191
Figura 63 – Curvas de probabilidade de excedência ou não excedência (no caso do oxigênio dissolvido) das concentrações de fósforo total (N total = 235), clorofila-a (N total = 235) e oxigênio dissolvido (N total = 1.366) no reservatório de Itupararanga e separadamente nas estações de amostragem nos braços e no eixo central	194
Figura 64 – Correlação entre as médias geométricas anuais das concentrações de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos 18 reservatórios subtropicais analisados	201
Figura 65 – Correlação entre as médias geométricas anuais das concentrações de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e das profundidades de desaparecimento do Disco de Secchi (m) nos 18 reservatórios subtropicais analisados	202
Figura 66 – Distribuição porcentual das referências bibliográficas consultadas em relação ao tipo de referência (a) e ao ano de publicação (b)	211

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características básicas de rios, reservatórios e lagos que denotam a posição intermediária entre rios e lagos que os reservatórios ocupam	35
Tabela 2 – Alguns exemplos dos grupos funcionais propostos por Reynolds <i>et al.</i> (2002), incluindo representantes típicos, tolerâncias e vulnerabilidades de cada códon	48
Tabela 3 – Área (km ²), população (1.000 habitantes), oferta e demanda de água (m ³ .s ⁻¹) nas seis sub-bacias que compõem a bacia hidrográfica do rio Sorocaba e Médio Tietê	56
Tabela 4 – Principais tipos de uso e ocupação do solo, na forma de porcentagens sobre a área total, nas seis sub-bacias que compõem a bacia hidrográfica do rio Sorocaba e Médio Tietê. Em destaque (negrito), a sub-bacia do Alto Sorocaba, onde se situa o reservatório de Itupararanga	56
Tabela 5 – População total (habitantes), urbana (%), rural (%) em 2010 e níveis de atendimento (%) de abastecimento de água em 2000, coleta e tratamento de esgoto sanitário em 2003 nos municípios abrangidos pela área de drenagem do reservatório de Itupararanga: Alumínio, Cotia, Ibiúna, Mairinque, Piedade, São Roque, Vargem Grande Paulista e Votorantim	57
Tabela 6 – Variáveis abióticas da água que foram determinadas nesta pesquisa, além dos respectivos métodos, referências e equipamentos utilizados	76
Tabela 7 – Nome, coordenadas geográficas (latitude e longitude), área e idade dos 18 reservatórios subtropicais cujos dados foram utilizados para a proposta do IET _{rs} (Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais)	84
Tabela 8 – Data e horário, condições climáticas, temperatura do ar (T _{ar} , °C) e radiação solar incidente (RSI, μE.m ⁻² .s ⁻¹) no momento das coletas em cada uma das estações de amostragem no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010	90
Tabela 9 – Profundidade de desaparecimento do Disco de Secchi (Z _{ds} , m), profundidade da zona eufótica (Z _{eu} , m), profundidade máxima (Z _{max} , m), Z _{eu} /Z _{max} (%) e coeficiente de extinção da radiação (η, m ⁻¹) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010	110

Tabela 10 – Intervalos das profundidades da zona de mistura (Z_{mix} , m) e razão Zeu/ Z_{mix} no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010. Para o cálculo da relação Zeu/ Z_{mix} , a Z_{mix} considerada foi a média entre os valores inferiores e superiores de cada intervalo	115
Tabela 11 – Limitação por fósforo (P), nitrogênio (N) ou co-limitação por nitrogênio e fósforo (N e P) no reservatório (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 de acordo com critérios propostos por Guildford e Hecky (2000) e Dzialowski et al. (2005) com base nas frações molares NT:PT	142
Tabela 12 – Habitats típicos, tolerâncias e vulnerabilidades dos principais grupos funcionais fitoplanctônicos observados no reservatório de Itupararanga e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) nas coletas de agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010	158
Tabela 13 – Formas geométricas e fórmulas para cálculo do biovolume dos organismos fitoplanctônicos com maior abundância relativa nas amostras do reservatório e dos rios nas coletas de agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010. O símbolo * denota que foram observadas colônias do organismo	163
Tabela 14 – Biovolume ($10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$) das espécies fitoplanctônicas com maior abundância relativa em diferentes estações e períodos amostrados no reservatório de Itupararanga e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto de 2009. O símbolo * denota que foram observadas colônias do organismo	165
Tabela 15 – Biovolume ($10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$) das espécies fitoplanctônicas com maior abundância relativa em diferentes estações e períodos amostrados no reservatório de Itupararanga e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em outubro de 2009. O símbolo * denota que foram observadas colônias do organismo	166
Tabela 16 – Biovolume ($10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$) das espécies fitoplanctônicas com maior abundância relativa em diferentes estações e períodos amostrados no reservatório de Itupararanga e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em dezembro de 2009. O símbolo * denota que foram observadas colônias do organismo	167

- Tabela 17** – Biovolume ($10^3\mu\text{m}^3.\text{mL}^{-1}$) das espécies fitoplanctônicas com maior abundância relativa em diferentes estações e períodos amostrados no reservatório de Itupararanga e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em fevereiro de 2010. O símbolo * denota que foram observadas colônias do organismo 168
- Tabela 18** – Biovolume ($10^3\mu\text{m}^3.\text{mL}^{-1}$) das espécies fitoplanctônicas com maior abundância relativa em diferentes estações e períodos amostrados no reservatório de Itupararanga e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em abril de 2010. O símbolo * denota que foram observadas colônias do organismo 169
- Tabela 19** – Biovolume ($10^3\mu\text{m}^3.\text{mL}^{-1}$) das espécies fitoplanctônicas com maior abundância relativa em diferentes estações e períodos amostrados no reservatório de Itupararanga e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em junho de 2010. O símbolo * denota que foram observadas colônias do organismo 170
- Tabela 20** – Análise de Variância Multivariada (MANOVA) para o reservatório de Itupararanga, considerando as diferentes estações (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3), épocas (agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010) e profundidades de coleta (100%, 75%, 50%, 25%, 10% e 1% da RSFA, além da zona afótica). Diferenças significativas foram destacadas em negrito 178
- Tabela 21** – Correlações de Spearman (r) entre as variáveis abióticas (na horizontal) e as variáveis bióticas (na vertical) no reservatório de Itupararanga (Grupo 1 - Trans) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010. Correlações significativas foram destacadas em verde 183
- Tabela 22** – Correlações de Spearman (r) entre as variáveis abióticas (na horizontal) e as variáveis bióticas (na vertical) no reservatório de Itupararanga (Grupo 2 - Br1, Br3 e Br4) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010. Correlações significativas foram destacadas em verde 184
- Tabela 23** – Correlações de Spearman (r) entre as variáveis abióticas (na horizontal) e as variáveis bióticas (na vertical) no reservatório de Itupararanga (Grupo 3 - Br2, Ec1, Ec2 e Ec3) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010. Correlações significativas foram destacadas em verde 185
- Tabela 24** – Análise de Variância Multivariada (MANOVA) para os rios, considerando as diferentes estações (Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba-montante e Sorocaba-jusante) e épocas (agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010) de coleta. Diferenças significativas foram destacadas em negrito 187

Tabela 25 – Correlações de Spearman (r) entre as variáveis abióticas (na horizontal) e as variáveis bióticas (na vertical) nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim e Sorocaba (montante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010. Correlações significativas foram destacadas em verde	188
Tabela 26 – Correlações de Spearman (r) entre as variáveis abióticas (na horizontal) e as variáveis bióticas (na vertical) no rio Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010. Correlações significativas foram destacadas em verde	189
Tabela 27 – Cargas de carbono total (t.dia ⁻¹), fósforo total (kg.dia ⁻¹) e nitrogênio total (kg.dia ⁻¹) veiculadas pelo rio Sorocaba (montante) e sua vazão medida nas coletas de agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010	192
Tabela 28 – Concentrações basais de fósforo e nitrogênio totais (µg.L ⁻¹) em reservatórios subtropicais do estado de São Paulo e em reservatórios dos Estados Unidos e Europa, resultantes de cálculos com diferentes métodos, e comparação com as concentrações observadas nas seis coletas no reservatório de Itupararanga	198
Tabela 29 – Concentrações basais de fósforo e nitrogênio totais (µg.L ⁻¹) em rios subtropicais do estado de São Paulo e em rios dos Estados Unidos, resultantes de cálculos com diferentes métodos, e comparação com as concentrações observadas nas seis coletas nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante)	199
Tabela 30 – Médias geométricas anuais, mínimos e máximos das concentrações de fósforo total e clorofila-a (µg.L ⁻¹) e dos valores de desaparecimento do Disco de Secchi (m) nos reservatórios subtropicais analisados. Para cada caso, é apresentado o número de dados disponíveis (N)	200
Tabela 31 – Cinco classes de estado trófico propostas pela presente pesquisa, incluindo médias geométricas anuais de clorofila-a e fósforo total que definem seus limites superiores e inferiores, os respectivos valores do IET _{rs} (Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais) e as probabilidades de ocorrência de episódios individuais de excedência de 10 µg.L ⁻¹ , 30 µg.L ⁻¹ e 50 µg.L ⁻¹ de clorofila-a e 30 µg.L ⁻¹ e 50 µg.L ⁻¹ de fósforo total ao longo do ano	203
Tabela 32 – Médias geométricas anuais das concentrações de clorofila-a (Mgeo Cla) e fósforo total (Mgeo PT) (µg.L ⁻¹) e valores do IET _{rs} nas estações de coleta no reservatório de Itupararanga, sua respectiva classificação do nível trófico e uma comparação com os respectivos valores e classificações resultantes do cálculo do Índice de Estado Trófico (IET) proposto por Lamparelli (2004) e por Carlson (1977)	204

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	27
2. HIPÓTESES	31
3. OBJETIVOS	33
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	35
4.1 Reservatórios: Características Físicas, Químicas e Operacionais	35
4.2 As Comunidades Biológicas em um Reservatório: Ênfase no Fitoplâncton	41
4.3 Heterogeneidade Espacial e Variabilidade Temporal Fitoplanctônicas: Fatores Intervenientes	44
4.4 Eutrofização Artificial de Reservatórios: Métodos de Avaliação e Controle do Grau de Trofia	49
5. MATERIAL E MÉTODOS	53
5.1 Área de Estudo	53
5.1.1 <i>A Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba e Médio Tietê</i>	53
5.1.2 <i>O Reservatório de Itupararanga</i>	57
5.2 Amostragens	71
5.2.1 <i>Estações e Períodos de Amostragem</i>	71
5.2.2 <i>Variáveis Climatológicas</i>	71
5.2.3 <i>Variável Hidrológica</i>	71
5.2.4 <i>Variáveis Abióticas da Água</i>	75
5.2.5 <i>Variáveis Bióticas da Água</i>	77
5.2.6 <i>Variáveis Abióticas do Sedimento</i>	78
5.3 Tratamento e Análise dos Dados	80
5.3.1 <i>Cálculo das Cargas de Carbono, Fósforo, Nitrogênio e Sólidos</i>	80
5.3.2 <i>Análises Estatísticas – Escalas Espacial (Horizontal e Vertical) e Temporal (Sazonal)</i>	81
5.3.3 <i>Curvas de Permanência de Qualidade da Água e Compatibilidade com o Enquadramento Legal do Reservatório</i>	81
5.3.4 <i>Concentrações Basais de Nutrientes na Água</i>	82
5.3.5 <i>Proposta de Índice de Estado Trófico para Reservatórios Subtropicais (IET_{rs})</i>	83
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	87
6.1 Caracterização Geral das Estações e Períodos de Amostragem	87

6.2 Variáveis Climatológicas	99
6.3 Variável Hidrológica	107
6.4 Variáveis Abióticas da Água	108
6.4.1 <i>Radiação Solar Fotossinteticamente Ativa Subaquática (RSFA), Disco de Secchi, Zona Eufótica e Extinção da Radiação</i>	108
6.4.2 <i>Estrutura Térmica e Zona de Mistura</i>	111
6.4.3 <i>Oxigênio Dissolvido</i>	116
6.4.4 <i>pH e Alcalinidade</i>	118
6.4.5 <i>Sólidos em Suspensão e Turbidez</i>	126
6.4.6 <i>Formas de Carbono</i>	130
6.4.7 <i>Formas de Nitrogênio e Fósforo</i>	133
6.4.8 <i>Frações Molares Nitrogênio Total:Fósforo Total</i>	140
6.5 Variáveis Bióticas da Água	144
6.5.1 <i>Clorofila-a e Feofitina</i>	144
6.5.2 <i>Densidade Fitoplanctônica</i>	148
6.5.3 <i>Espécies e Grupos Funcionais Fitoplanctônicos</i>	152
6.5.4 <i>Biovolume Fitoplanctônico</i>	162
6.6 Variáveis Abióticas do Sedimento	172
6.7 Análises Estatísticas: Heterogeneidade Espacial e Variabilidade Temporal do Reservatório de Itupararanga e dos Rios Formadores	176
6.7.1 <i>Reservatório de Itupararanga</i>	176
6.7.2 <i>Rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim e Sorocaba</i>	186
6.8 Subsídios ao Manejo Sustentável do Reservatório de Itupararanga	190
6.8.1 <i>Cargas de Carbono, Fósforo, Nitrogênio e Sólidos</i>	190
6.8.2 <i>Curvas de Permanência de Qualidade da Água e Compatibilidade com o Enquadramento Legal do Reservatório</i>	193
6.8.3 <i>Concentrações Basais de Nutrientes na Água de Ambientes Aquáticos Subtropicais</i>	195
6.8.4 <i>Novo Índice de Estado Trófico para Reservatórios Subtropicais (IET_{rs})</i>	200
7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	205
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	211

1. INTRODUÇÃO

Ligações covalentes entre um átomo de oxigênio e dois átomos de hidrogênio. Elevado calor específico ($1,00 \text{ cal.g}^{-1}\text{C}^{-1}$ a 25°C). Ligações de hidrogênio entre as suas moléculas. Polaridade induzida pelo ângulo de $104,5^\circ$ entre as ligações covalentes O–H. Solvente universal. Variação anômala da densidade de acordo com a temperatura: a densidade máxima ocorre a 4°C . Essas são apenas algumas das propriedades que conferem características únicas à água e a tornam absolutamente imprescindível para a manutenção da vida na Terra tal como a conhecemos. Desde os primórdios da civilização, os indivíduos buscaram a fixação em territórios com disponibilidade hídrica, o que foi favorável ao seu desenvolvimento social e econômico. A preocupação dos engenheiros egípcios com os níveis de água atingidos pelos rios, que eram medidos com instrumento chamado nilômetro, remonta ao início da História escrita.

Em uma perspectiva cronológica desde 4.000 a.C. (Calijuri *et al.*, 2010), os recursos hídricos sempre ocuparam lugar de destaque no cotidiano das pessoas e em suas atividades. A partir da ocupação de regiões propícias em termos de abundância de água, a sociedade progrediu. Projetos de drenagem e represamento da água datam de 4.000 a.C. no Egito e na Mesopotâmia. Posteriormente, o aumento da população e a necessidade de alimentos e energia foram acompanhados por avanços significativos das técnicas de irrigação e dos métodos para aproveitamentos hidrelétricos. O incremento populacional e a demanda crescente por recursos para as diversas atividades antropogênicas geraram contínua degradação da qualidade da água e a ocorrência de episódios de escassez. Surgiram, assim, as primeiras leis e peças jurídicas para disciplinar a utilização dos recursos hídricos. Mais recentemente, alternativas para despoluição de rios, reservatórios e aquíferos, tecnologias de tratamento de água e esgotos e protocolos de remediação e revitalização de sistemas aquáticos contaminados ganharam destaque (CUNHA *et al.*, 2012a).

De acordo com Helweg (1992), a evolução temporal dos eventos marcantes na área dos recursos hídricos pode ser organizada em grandes tipos de abordagem: especulação, observação, medição, experimentação, modernização, empirismo, racionalização e teorização. Nos primórdios, a água, de certa maneira desconhecida, era vista como um recurso ilimitado e “imperturbável”. Por meio de técnicas de engenharia e da evolução tecnológica, o domínio e o conhecimento sobre esse recurso se tornaram cada vez mais abrangentes: a água começou a ser aproveitada para usos múltiplos. No entanto, devido à exploração muitas vezes irracional e não planejada dos recursos hídricos, a água passou a ser considerada um bem mineral limitado e dotado de valor econômico. Mais do que isso,

nos últimos anos, a água representa uma *commodity*¹ que tem gerado conflitos entre diferentes usuários que compõem uma população mundial que já supera sete bilhões de pessoas.

O conceito de desenvolvimento sustentável², consagrado em 1987 no relatório “*Our common future*” da ONU (Organização das Nações Unidas), surgiu como uma tentativa de conciliar o uso dos recursos naturais com o crescimento demográfico e atenuar os efeitos deletérios da degradação ambiental sobre a saúde humana, o equilíbrio ecológico e os serviços ecossistêmicos. Especificamente aplicada à área dos recursos hídricos, a sustentabilidade pode ser associada a um estado de equilíbrio dinâmico entre as perturbações ambientais inerentes à existência do Homem e a capacidade do ambiente aquático de se comportar de maneira elástica e de promover a auto-regulação (CUNHA e CALIJURI, 2012a).

Apesar de ser um país privilegiado em função da disponibilidade hídrica, o Brasil apresenta problemas relacionados à distribuição não homogênea das reservas de água doce no território e à poluição gerada por efluentes domésticos, industriais e escoamento superficial, que sinergicamente agravam os efeitos da eutrofização e da contaminação de rios, reservatórios, áreas alagadas e mananciais subterrâneos. A construção de reservatórios se tornou uma alternativa para atender às necessidades de consumo de água e energia, sobretudo das populações concentradas em centros urbanos. Somaram-se a esses usos da água, outras funções dos reservatórios, dentre elas o uso para irrigação agrícola, navegação, recreação e, em alguns casos, diluição e depuração de efluentes e resíduos.

Do ponto de vista ecológico, os reservatórios possuem características que os diferenciam dos demais ecossistemas aquáticos. Tais características derivam do represamento do rio para a sua construção e estão vinculadas a mudanças no regime de escoamento, alterações nos processos de sedimentação e variações na magnitude da influência das variáveis climatológicas sobre o ambiente. Os fenômenos envolvidos nos ciclos biogeoquímicos que ocorrem nos reservatórios também possuem particularidades e estão sujeitos a interferências e desequilíbrios oriundos dos impactos antrópicos.

O fitoplâncton é uma comunidade biológica especialmente importante nos reservatórios, uma vez que contribui significativamente para a produção primária e é indicadora dos efeitos negativos das atividades humanas nas respectivas bacias de drenagem. A heterogeneidade espacial e a variabilidade temporal fitoplanctônicas refletem

¹ De acordo com o dicionário Longman (*Dictionary of Contemporary English*), a definição de *commodity* é: “*a product that is bought and sold (...); a useful quality or thing*” (“um produto que é comprado ou vendido (...); uma qualidade útil, uma coisa útil” – tradução nossa). Atribuir à água a denominação de *commodity* representa o reconhecimento de seu valor estratégico e econômico.

² Desenvolvimento sustentável é um modelo de desenvolvimento que satisfaz as necessidades do presente, das gerações atuais, sem comprometer a capacidade de as gerações futuras satisfazerem as suas próprias necessidades (WCED-ONU, 1987).

as condições hidrodinâmicas e climatológicas, a disponibilidade de luz e nutrientes e as demais características físicas, químicas e biológicas da água e do sedimento. O estudo desta comunidade é fundamental para a análise do grau de trofia e o delineamento de planos de manejo dos sistemas aquáticos com vistas à garantia, em longo prazo, de todos os usos da água que neles se processam.

Localizado no estado de São Paulo, o reservatório de Itupararanga foi criado na década de 1910, inicialmente para gerar energia e atender às demandas de indústria de metais e cimento. Ao longo do tempo, o sistema adquiriu usos múltiplos e, atualmente, o reservatório também é utilizado para o abastecimento público e a irrigação de propriedades agrícolas, além de navegação e recreação. O aumento da pressão antrópica nos últimos anos tem ocasionado a degradação da qualidade da água em ritmo acelerado. Investigações acerca das condições ambientais deste manancial, com especial atenção ao nível de trofia e à comunidade fitoplanctônica, são necessárias para orientar o gerenciamento do corpo de água, facilitar a identificação das áreas ambientalmente mais frágeis e, com base na proposição de novas ferramentas e na análise dos dados de monitoramento, definir, concretamente, itens prioritários para sua recuperação.

2. HIPÓTESES

A presente pesquisa se fundamentou em quatro hipóteses. As duas primeiras estão vinculadas à compartimentalização longitudinal do reservatório de Itupararanga e aos processos de ciclagem de nutrientes e retenção de cargas poluidoras afluentes. As duas últimas estão relacionadas à sazonalidade das variáveis bióticas e abióticas estudadas:

- i. Presume-se que os principais rios formadores do reservatório contribuem para o aporte de matéria orgânica carbonácea, nitrogenada e fosfatada na cabeceira da represa. Neste local, porém, o regime lótico, a turbulência e a maior concentração de sólidos em suspensão provavelmente limitam o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica;
- ii. A ciclagem de nutrientes no reservatório pode propiciar a retenção e a autodepuração das cargas poluidoras afluentes. O regime lêntico e a maior disponibilidade de luz (zona eufótica) no reservatório provavelmente contribuem para o desenvolvimento mais significativo da comunidade fitoplanctônica, em comparação ao verificado no compartimento de entrada dos rios formadores do reservatório.
- iii. Hipotetiza-se que o fitoplâncton seja influenciado pela disponibilidade de luz e nutrientes e pelas condições de fluxo e circulação da coluna de água (e.g. mistura completa ou estratificação), apresentando, assim, heterogeneidade espacial e variabilidade temporal em seus aspectos quantitativos e qualitativos;
- iv. As variáveis abióticas da água e do sedimento provavelmente apresentam diferentes padrões nos períodos seco, chuvoso e intermediários. A contribuição dos tributários ao reservatório, em termos de carga, possivelmente é maior nos períodos mais chuvosos. Entretanto, a retenção destas cargas no reservatório deve ser menor nesses períodos de maior precipitação, visto que o tempo de residência da água no ecossistema lêntico deve diminuir nesta ocasião.

3. OBJETIVOS

O objetivo principal desta pesquisa foi avaliar a heterogeneidade espacial e a variabilidade temporal do reservatório de Itupararanga (SP) e de seus principais tributários, com ênfase no estudo do grau de trofia e da comunidade fitoplanctônica, como forma de contribuir para o manejo sustentável dos recursos hídricos da bacia do rio Sorocaba e Médio Tietê (SP). Para isso, os seguintes objetivos específicos foram estabelecidos:

- i. Determinar e analisar variáveis climatológicas, da água (abióticas e bióticas) e do sedimento (abióticas) no reservatório de Itupararanga, nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim e Sorocaba (a montante e a jusante do reservatório);
- ii. Avaliar o grau de trofia dos sistemas aquáticos por meio de três escalas de abordagem, sendo duas espaciais e uma temporal: 1) a macro-escala espacial, que se referiu à quantificação das principais cargas de carbono, fósforo, nitrogênio e sólidos que entram e saem do reservatório, o que possibilitou a avaliação da sua contribuição para os processos de acúmulo, transporte e ciclagem dessas variáveis; 2) a micro-escala espacial, que incluiu as dimensões horizontal (diferentes estações de amostragem) e vertical (profundidades distintas de coleta em uma mesma estação de amostragem); e 3) a escala temporal, isto é, a componente sazonal da qualidade da água e do sedimento;
- iii. Utilizar a comunidade fitoplanctônica, em seus aspectos quantitativos e qualitativos, para investigação das respostas biológicas que ocorrem no reservatório e nos rios em função dos impactos ambientais a que estão submetidos e da variação na disponibilidade de nutrientes (na água e no sedimento) e luz;
- iv. Desenvolver análises e propor ferramentas que representem subsídios concretos ao manejo do reservatório e dos recursos hídricos da bacia: 1) construir curvas de permanência da qualidade da água do reservatório e avaliá-las sob a ótica de compatibilidade ou incompatibilidade com o enquadramento legal definido pela Resolução CONAMA 357/2005; 2) calcular concentrações basais (*background*) de nutrientes em rios e reservatórios subtropicais, por meio de dados secundários, e compará-las com as concentrações observadas no reservatório de Itupararanga e em seus rios formadores para estimar o nível de enriquecimento dos corpos de água em uma análise regional comparativa; 3) desenvolver um novo Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais (IET_{rs}) e utilizá-lo com caráter auxiliar para a avaliação do grau de trofia do reservatório de Itupararanga.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 Reservatórios: Características Físicas, Químicas e Operacionais

Diferentemente de rios e córregos (sistemas aquáticos lóticos), reservatórios e lagos são considerados ambientes lênticos em função da reduzida velocidade do fluxo de água. Essa condição de menor turbulência e as especificidades hidrodinâmicas a ela vinculadas propiciam a ocorrência de processos singulares (Tabela 1). No entanto, existem diferenças entre esses dois tipos de sistemas aquáticos. Os reservatórios são artificiais, construídos por meio de projetos de engenharia, o que os diferencia dos lagos, que geralmente possuem origem natural (por exemplo, vulcânica, glacial ou tectônica). Os reservatórios são criados com o intuito de armazenar água para diversas finalidades (como abastecimento público, irrigação agrícola, geração energética, controle de cheias e navegação) e são mais recentes que os lagos, sendo esses últimos associados a uma escala geológica de tempo. Além disso, os reservatórios, considerados sistemas híbridos entre rios e lagos (Tabela 1), possuem maior profundidade nas proximidades da barragem e recebem grande parte do seu volume de água a partir de um ou dois tributários principais, enquanto os lagos podem ser alimentados de forma mais equitativa por meio de diversos rios e riachos ao longo de seu perímetro.

Tabela 1 – Características básicas de rios, reservatórios e lagos que denotam a posição intermediária entre rios e lagos que os reservatórios ocupam

Características	Rios	Reservatórios	Lagos
Morfologia	Alongada	Intermediária	Circular/ovoide
Fluxo	Rápido e direcional	Intermediário	Lento e não direcional
Influência da bacia de drenagem	Muito grande	Intermediária	Menor
Aporte de material em suspensão	Elevado	Intermediário	Pequeno
Fonte de nutrientes*	Advecção	Advecção e reciclagem interna	Reciclagem interna
Mecanismo de perda de nutrientes*	Advecção	Advecção e sedimentação	Sedimentação
Fonte de matéria orgânica*	Predomínio alóctone	Alóctone e autóctone	Predomínio autóctone
Estrutura espacial	Gradientes longitudinais	Gradientes longitudinais e verticais	Gradientes verticais

* Mecanismos e fontes principais, porém não exclusivos. Adaptado de Thornton *et al.* (1990)

O estudo de reservatórios deve compreender quatro escalas de análise, quais sejam: padrões geológicos, de macroescala, mesoescala e microescala (THORNTON *et al.*, 1990). Resumidamente, os padrões geológicos incluem aspectos de geologia, clima e geografia; a

macroescala engloba os processos específicos que ocorrem no recorte físico-territorial da bacia hidrográfica, tais como características de topografia e hidrologia; a mesoescala se restringe à escala individual do reservatório e envolve a morfometria e a sua zonação longitudinal; finalmente, a microescala representa as diversas medições que podem ser realizadas nos corpos de água, tais como determinação de oxigênio dissolvido e temperatura. A interpretação dos dados adquiridos em microescala, contudo, ocorre em uma escala acima, a mesoescala. Assim, Thornton *et al.* (op. cit.) propuseram um modelo de compartimentalização, segundo o qual existem três zonas principais ao longo do eixo longitudinal dos reservatórios, caracterizadas por gradientes das propriedades físicas, químicas e biológicas da água e do sedimento (Figura 1). Embora esse modelo não seja válido para todos os reservatórios, alguns estudos têm se dedicado a identificar esses compartimentos em diferentes sistemas aquáticos ao redor do mundo (VELHO *et al.*, 2002; OKADA *et al.*, 2005; CAPUTO *et al.*, 2008) e, assim, subsidiar estratégias para monitoramento, avaliação e recuperação ambiental.

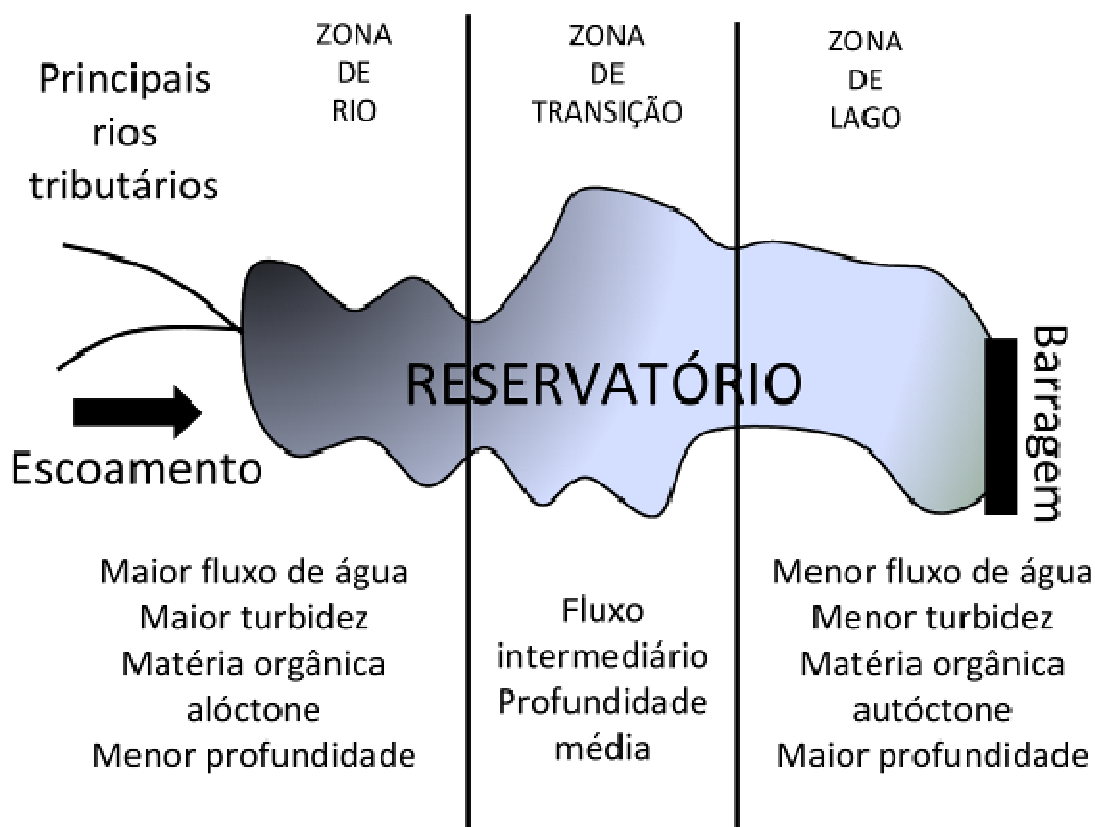


Figura 1 – Modelo de compartimentalização no eixo longitudinal de reservatórios artificiais de acordo com Thornton *et al.* (1990): Zona de Rio, Zona de Transição e Zona de Lago. Ilustração extraída de Cunha e Calijuri (2012b)

- i. Zona de rio ou Zona fluvial – refere-se à região de cabeceira do reservatório, com menor profundidade, onde ocorre a entrada dos rios formadores. Nesta zona, destaca-se o processo de transporte de material em suspensão, favorecido pelas condições de fluxo. A turbidez da água é maior e a penetração de radiação solar na

coluna de água é reduzida, o que explica a limitação da produção primária, comum nessa região. A matéria orgânica na zona fluvial é, predominantemente, de origem alóctone;

- ii. Zona de transição – região de mudança da zona de rio para a zona de lago que apresenta condições intermediárias de fluxo e profundidade. Caracteriza-se pelo aumento da importância relativa do processo de sedimentação, o que favorece a maior penetração de luz e, conseqüentemente, a produção de matéria orgânica autóctone, isto é, aquela sintetizada pela própria comunidade biológica ali presente;
- iii. Zona de lago ou Zona lacustre – região que possui características típicas de um lago. Nesse local, normalmente a luz deixa de ser limitante à produção primária e dá lugar à carência de nutrientes. Deve-se considerar, nessa região, a influência da tomada de água para a geração de energia, quando for o caso. A interação entre as diferentes camadas da coluna de água (epilímnio, metalímnio e hipolímnio) ocorre, sobretudo, graças à ação de forçantes climáticas, como os ventos. Em um eventual balanço de massa que considere um reservatório como uma “caixa preta”, espera-se que, de montante para jusante, ocorra aumento dos teores de clorofila e diminuição das concentrações de material particulado e dos nutrientes a ele associados, como resultado do processo de sedimentação.

Nos compartimentos longitudinais de um reservatório, os processos de acumulação, exportação e ciclagem de material em suspensão, carbono e nutrientes (principalmente fósforo e nitrogênio) atuam significativamente. O fósforo, por exemplo, é normalmente acumulado no reservatório pelos processos de sedimentação, absorção pelos organismos ou adsorção em material em suspensão. Os sedimentos, em especial os compostos por partículas finas (silte e argila), possuem significativa capacidade de retenção de fósforo (CAO *et al.*, 2011), mas esse nutriente pode ser recirculado e disponibilizado à coluna de água sob determinadas condições físicas, como turbulência e revolvimento do sedimento, ou químicas, como alterações no potencial redox e nas concentrações de oxigênio dissolvido na interface água-sedimento (HU *et al.*, 2006; CYR *et al.*, 2009; DA-PENG e YONG, 2010).

O sedimento dos ecossistemas aquáticos representa a integração de processos físicos, químicos e biológicos e indica, dessa forma, as atividades humanas que se processam na respectiva bacia de drenagem (EGGLETON e THOMAS, 2004; BRAMORSKY, 2004; NILSSON *et al.*, 2005). É possível reconstruir a evolução temporal dos impactos antropogênicos em uma bacia hidrográfica por meio de testemunhos de sedimento (exemplos podem ser encontrados em DAS *et al.*, 2008; SHUCHUN e BIN, 2010; HIRIART-

BAER *et al.*, 2011). As variáveis da água influenciam a imobilização dos contaminantes no sedimento ou sua liberação e disponibilização para a coluna de água. A eutrofização interfere na ciclagem e no transporte destes contaminantes nos sistemas aquáticos (SCHAANING *et al.*, 1996, SKEI *et al.*, 2000; COELHO *et al.*, 2005; HE *et al.*, 2008).

Em estudo sobre o papel dos reservatórios para o aprisionamento de nutrientes, Jossette *et al.* (1999) relataram que aproximadamente 60% do fosfato afluyente foram retidos em reservatórios na França. Já a retenção de carbono orgânico particulado oscilou entre 0% e 50% nesses sistemas aquáticos, de acordo com os mesmos pesquisadores, que apontaram a produção primária como a principal responsável pelo *input* de carbono aos reservatórios. Taxas médias de remoção de nitrato de 22% foram reportadas em um reservatório norte-americano (SCHOCH *et al.*, 2009). A desnitrificação foi reconhecida por Harrison *et al.* (2009) como o principal mecanismo envolvido na remoção de nitrogênio total não apenas em reservatórios temperados, mas também em sistemas tropicais. Existem conexões entre os processos de transporte das diferentes substâncias em um reservatório. A presença de nitrato, por exemplo, foi recentemente associada à diminuição da liberação de fósforo do sedimento para a água (HEMOND e LIN, 2010). Assim, é fundamental o estudo dos ciclos biogeoquímicos, bem como dos efeitos sinérgicos e das interações entre eles.

As estratificações térmica e química são gradientes verticais na coluna de água em relação à temperatura ou a qualquer variável química (por exemplo, o pH). A estratificação térmica depende da densidade da água, da radiação solar incidente e subaquática, da transferência de energia na interface ar-água, da morfometria do reservatório e do grau de mistura da coluna de água (THORNTON *et al.*, 1990). Em regiões tropicais ou subtropicais, a estratificação térmica ocorre frequentemente no verão como resultado do aquecimento desigual da água. No inverno, um conjunto de fatores, dentre eles a ação dos ventos, pode conduzir à homogeneização da coluna de água e à interrupção da estratificação. Reservatórios rasos e de menor área são mais vulneráveis aos efeitos da radiação solar e dos ventos e podem apresentar regimes diários de estratificação/desestratificação. Apresentam, portanto, pequena estabilidade térmica quando comparados a reservatórios maiores e mais profundos (NHIWATIWA e MARSHALL, 2006). Os processos de circulação na coluna de água dos reservatórios influenciam diretamente a qualidade da água ao afetarem o transporte de gases, nutrientes, material em suspensão e organismos. Elçi (2008), por exemplo, observou que os picos de turbidez na coluna de água de um reservatório na Turquia coincidiram com a região de desenvolvimento da termoclina. A partir da avaliação de um reservatório em Portugal, Lindim *et al.* (2011) ressaltaram que a estratificação térmica esteve intimamente relacionada com a disponibilidade de oxigênio dissolvido na água.

A influência das mudanças climáticas e hidrológicas sobre os regimes de estratificação tem despertado interesse científico nos últimos anos. Em artigo recente, o aumento da temperatura do ar foi associado a uma maior estabilidade da coluna de água e consequente prolongamento do episódio de estratificação em um reservatório no sul da China, enquanto as oscilações mais drásticas nas vazões afluentes ao sistema aquático foram responsáveis por induzir uma mistura completa precoce da coluna de água no outono (WANG *et al.*, 2012). Caso os cenários de aquecimento global se concretizem, poderá haver, ainda, acentuação do processo de eutrofização pelo incremento das concentrações de fósforo, nitrogênio e clorofila na água, o que já foi previsto para ambientes temperados (Trolle *et al.*, 2011) e subtropicais/tropicais (Leigh *et al.*, 2010), além de episódios mais duradouros de anoxia no hipólímnio (KOMATSU *et al.*, 2006).

Os aspectos quantitativos e qualitativos da água dos reservatórios são influenciados pelas características dos seus rios formadores e pelos padrões de precipitação, temperatura do ar e regime de ventos característicos da região. Torres *et al.* (2007) estudaram o reservatório da Pampulha (Belo Horizonte, MG), que possui sete tributários. Entre todos os tributários desse sistema aquático, um deles foi responsável por cerca de 88% do aporte anual de carbono orgânico particulado ao reservatório. Kotut *et al.* (1999) reportaram rebaixamentos anuais de 10 m no nível de água no reservatório Turkwel Gorge, no Quênia, e descreveram o impacto desses episódios sobre a qualidade da água. Em épocas chuvosas subsequentes aos períodos de estiagem, os pesquisadores observaram significativo aumento das concentrações de nutrientes e silte no reservatório africano, o que foi atribuído à contribuição da vazão dos tributários.

No semi-árido brasileiro, as elevadas temperaturas do ar e a distribuição anual irregular das chuvas conduzem a taxas de evaporação elevadas, ocasionam perdas significativas de água e geram um balanço hídrico deficitário nos reservatórios (FREIRE *et al.*, 2009). Por outro lado, em sistemas aquáticos localizados em regiões tropicais e subtropicais úmidas, caracterizadas por maiores índices de precipitação, as taxas de evaporação são um fator de menor importância. Nesses casos, a poluição difusa gerada pelo escoamento superficial da bacia de drenagem e o consequente desequilíbrio nos ciclos biogeoquímicos podem assumir maior relevância, como verificado em um reservatório subtropical na China (Qin *et al.*, 2010) e em um reservatório tropical na Tailândia (THOTHONG *et al.*, 2011). Assim, ocorrem prejuízos não apenas para a qualidade da água do reservatório, mas também para a fertilidade do solo quando áreas agrícolas são lixiviadas (HAREGEWEYN *et al.*, 2008).

Baldwin *et al.* (2008) relataram uma diminuição da profundidade de um reservatório na Austrália devido a um período crítico de estiagem, o que provocou maior facilidade de mistura da coluna de água pela ação dos ventos e, conseqüentemente, maior disponibilidade de nutrientes. Os impactos de longos períodos de estiagem sobre

reservatórios e sistemas de abastecimento de água potável, independentemente de sua localização geográfica, são uma preocupação em diversos países e foram discutidos por Watts *et al.* (2012). Sob um espectro mais amplo, quaisquer mudanças na frequência e magnitude de eventos hidrológicos e meteorológicos (e.g. episódios extremos de precipitação e temperatura) podem afetar a qualidade da água e os usos múltiplos dos sistemas aquáticos (LORENZO-LACRUZ *et al.*, 2010; HRDINKA *et al.*, 2012).

Não apenas os eventos naturais interferem positiva ou negativamente na qualidade e quantidade da água em reservatórios. Tais sistemas aquáticos, isolados ou considerados em uma cascata de reservatórios, são frequentemente submetidos, por ação antrópica, a rotinas operacionais e práticas de manejo para i) maximizar a vazão captada para abastecimento público ou irrigação agrícola; ii) aumentar a vazão turbinada e a geração de energia (Cunha *et al.*, 2011b); iii) otimizar a produção energética ou alocar adequadamente as demandas de água para outros usos e, ainda assim, garantir requisitos mínimos para o equilíbrio ecológico do sistema aquático a jusante da barragem (Soltani *et al.*, 2010; Cioffi e Gallerano, 2012); iv) minimizar as perdas e o déficit de água (Malekmohammadi *et al.*, 2011) e v) melhorar a qualidade da água por meio de técnicas de oxigenação do hipolímnio (Liboriussen *et al.*, 2009) ou de remediação de áreas contaminadas. Por serem ecossistemas artificialmente criados, os reservatórios devem ser submetidos a intervenções que garantam um balanço entre as necessidades humanas a montante do corpo de água e as condições para o equilíbrio do ecossistema aquático a jusante (Chen *et al.*, 2012), com base na manutenção da vazão ecológica e também na avaliação dos impactos sociais e econômicos (FORNARELLI e ANTENUCCI, 2011). A vazão ecológica, também denominada residual, ambiental ou remanescente, é a vazão mínima que deve ser mantida no leito de um rio após as abstrações para os diversos usos da água. Modelos disponíveis na literatura podem auxiliar a construção de novos reservatórios em relação à sua configuração (*design*) e à posição das tomadas de água para maximizar a qualidade da água a ser fornecida (VALLE *et al.*, 2009; MARCÉ *et al.*, 2010).

Um exemplo de como as decisões construtivas e operacionais afetam os processos em um reservatório é a posição do ponto de captação da água para geração de energia. A tomada de água no fundo da coluna de água pode promover a sucessiva troca das camadas inferiores de água, o que gera sua oxigenação contínua e influencia a estratificação térmica e química do sistema (CASAMITJANA *et al.*, 2003). O controle das vazões de entrada (afluentes) e saída (efluentes – vazões turbinada e vertida), em seus aspectos de qualidade e quantidade, tem sido apontado, já há algum tempo, como a forma mais eficiente de garantir os usos múltiplos (NANDALAL e BOGARDI, 1995). Assim, é possível regular o tempo de detenção hidráulica (TDH) no reservatório, que é definido, teoricamente, como a razão entre o volume de água armazenado e a vazão afluenta (STRASKRABA *et al.*, 1995). Apesar das limitações dessa expressão para o cálculo do TDH, detalhadamente discutidas

por Rueda *et al.* (2006), a determinação da ordem de grandeza do tempo durante o qual a água permanece em um sistema aquático é fundamental para uma primeira descrição dos processos complexos que envolvem os fenômenos de transporte em reservatórios. Os gradientes longitudinais (Figura 1) são mais acentuados em reservatórios com maiores TDH e maiores taxas de sedimentação (THORNTON *et al.*, 1990), o que conduz, por exemplo, a uma maior retenção de fósforo, como foi observado no reservatório de Manso (MT) por Figueiredo e Bianchini Jr. (2008).

O aumento progressivo da demanda por água, alimentos e energia impulsionou a construção de reservatórios, que se tornaram uma alternativa corriqueira para o atendimento às necessidades da população. Esses sistemas aquáticos possuem características únicas, oriundas principalmente da mudança no regime de escoamento do rio represado. Os reservatórios estão sujeitos à influência de fatores naturais (e.g. hidrológicos, climáticos) e antrópicos (e.g. poluição, regras de operação) e o maior desafio está em equacionar esses elementos para garantir os usos múltiplos em longo prazo e permitir a perenidade dos serviços ecossistêmicos por eles desempenhados.

4.2 As Comunidades Biológicas em um Reservatório: Ênfase no Fitoplâncton

A combinação de suas características físicas, químicas e operacionais torna os reservatórios aptos a abrigarem diferentes formas de vida, entre elas as algas e cianobactérias (fitoplâncton), as macrófitas aquáticas, o perifíton, o zooplâncton, os bentos e os peixes. O fitoplâncton, as macrófitas e o perifíton são responsáveis por significativa parcela da produção primária em ambientes aquáticos. Essas comunidades são fotoautotróficas e utilizam a luz como fonte de energia para reduzir o gás carbônico, sintetizar compostos orgânicos complexos e liberar oxigênio, processo conhecido como fotossíntese. A contribuição relativa de cada grupo autotrófico para a produção primária em reservatórios ainda não está totalmente elucidada. Segundo Kimmel e Groeger (1984), fatores como elevada turbidez não biogênica e flutuações significativas no nível de água nos reservatórios podem limitar o desenvolvimento de macrófitas enraizadas e das comunidades aderidas (perifíton) e favorecer a produção primária fitoplanctônica. O termo “plâncton” se refere à comunidade de plantas e animais adaptados à suspensão no mar e nas águas doces e que apresentam movimento passivo induzido pelos ventos e pelas correntes. As plantas e os animais são separados em fitoplâncton e zooplâncton, respectivamente (Reynolds, 1984), embora não se saiba exatamente a fronteira que separa esses dois grupos, já que alguns organismos possuem propriedades intermediárias.

No reservatório de Jurumirim (SP), oligotrófico, a produção primária fitoplanctônica quantificada por Henry *et al.* (1998) variou entre $2 \text{ mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ e $24 \text{ mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$. Já no reservatório de Barra Bonita (SP), eutrófico, oscilou entre $5 \text{ mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ e $660 \text{ mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$

(CALIJURI e DOS SANTOS, 2001). No estuário de Cananéia (zona costeira) e na Baía das Pedras, no Pantanal, esses valores podem atingir $206 \text{ mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ (Teixeira, 1969) e $4.530 \text{ mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ (BAMBI e SILVA, 2000), respectivamente. A produção primária apresenta faixas de variação de acordo com o número de horas de insolação, temperatura, chuvas, luz, nutrientes, entre outros fatores (CALIJURI *et al.*, 2012). Dodds e Whiles (2010) reforçaram que o controle da produção primária por fatores como nutrientes ou luz (abióticos) é denominado “*bottom-up*”, ao passo que a regulação dos produtores primários por níveis superiores da cadeia trófica é identificada como controle “*top-down*”.

Tradicionalmente, os organismos fitoplanctônicos são agrupados com base em características taxonômicas. Embora existam classificações mais modernas (por exemplo, a classificação funcional do fitoplâncton proposta por Reynolds *et al.*, 2002, a ser abordada no item seguinte), são apresentadas, a seguir, características gerais e exemplos dos principais grupos taxonômicos do fitoplâncton, compiladas de Bicudo e Menezes (2006), Sant’Anna *et al.* (2006) e Dodds e Whiles (2010):

- i. Bacillariophyceae – também chamadas de diatomáceas, são algas que possuem a parede celular constituída por sílica, denominada frústula. Por esse motivo, esses organismos são analisados em estudos paleolimnológicos (e.g. Biskaborn *et al.*, 2012) porque, após sua morte, afundam e suas carapaças se acumulam nos sedimentos. Além dos pigmentos clorofila-a e clorofila-c, possuem carotenoides. Com mais de 5.000 espécies conhecidas, as bacilariofíceas são importantes produtores primários na água doce e salgada. Exemplos: *Navicula sp.*, *Pinnularia sp.*, *Stauroneis sp.*, *Sellaphora sp.*, *Nitzschia sp.* e *Luticola sp.*;
- ii. Chlorophyceae – são algas com coloração esverdeada, possuem amido como substância de reserva e os pigmentos clorofila-a e clorofila-b. Apresentam significativa diversidade morfológica e também são produtores primários importantes. Ocorrem em diferentes habitats, de oligotróficos a eutróficos, e mais de 6.500 espécies são conhecidas. Exemplos: *Scenedesmus sp.*, *Monoraphidium sp.*, *Chlorella sp.*, *Pediastrum sp.*, *Ankistrodesmus sp.* e *Crucigenia sp.*;
- iii. Chrysophyceae – são algas que reservam crisolaminarina, possuem clorofila-a, clorofila-c e carotenoides como pigmentos dominantes e podem apresentar coloração dourada. Muitas espécies são consideradas heterótrofas facultativas por dispõem da habilidade de alternar entre a fotossíntese e a ingestão de pequenos organismos ou partículas de alimento. Com mais de 300 espécies descritas, esse grupo habita principalmente ambientes oligotróficos. Exemplos: *Dinobryon sp.*,

- Rhipidodendron sp.*, *Pseudokephyrion sp.*, *Mallomonas sp.*, *Actinomonas sp.* e *Synura sp.*;
- iv. Cryptophyceae – são algas relativamente pouco estudadas. São normalmente assimétricas e com dois flagelos desiguais. Exemplos: *Chilomonas sp.*, *Cryptomonas sp.*, *Protocryptomonas sp.*, *Pseudocryptomonas sp.*, *Rhodomonas sp.* e *Cyathomonas sp.*;
- v. Cyanobacteria – constituem um grupo particular de bactérias (portanto, são procariontes) que realizam fotossíntese. Por essa razão, o termo “alga” é impreciso para esse grupo. Possuem clorofila-a e ficobilinas, com coloração azul-esverdeada quando vistas ao microscópio. Apresentam distribuição ubíqua em ambientes aquáticos, com mais de 1.200 espécies conhecidas. Muitas espécies possuem vantagens competitivas sobre as demais, como a fixação de nitrogênio por meio de heterocitos e a possibilidade de migração na coluna de água com auxílio de vacúolos gasosos. Além disso, algumas cianobactérias podem produzir toxinas (por exemplo, microcistina, saxitoxina, cilindrospermopsina) e apresentar florações extensas, sobretudo em sistemas eutrofizados. Exemplos: *Microcystis sp.*, *Lyngbya sp.*, *Oscillatoria sp.*, *Anabaena sp.*, *Aphanocapsa sp.* e *Cylindrospermopsis sp.*;
- vi. Dynophyceae - são organismos que reservam amido e podem ter a parede celular composta de celulose, além dos pigmentos clorofila-a, clorofila-c e carotenoides. Mais de 230 espécies são conhecidas e algumas possuem efeito tóxico, assim como as cianobactérias. Podem se alimentar por fagocitose e estão envolvidas em diversas relações simbióticas com outros organismos. Exemplos: *Ceratium sp.*, *Peridinium sp.*, *Tetradinium sp.*, *Phytodinium sp.*, *Peridiniopsis sp.* e *Cystodinium sp.*;
- vii. Euglenophyceae – podem possuir pigmentos (clorofila-a e clorofila-b) ou serem incolores, atuando como autótrofos ou heterótrofos, respectivamente. Muitas espécies, entre as mais de 400 conhecidas, possuem flagelos e, assim, motilidade. Exemplos: *Euglena sp.*, *Lepocinclis sp.*, *Phacus sp.*, *Trachelomonas sp.*, *Strombomonas sp.* e *Colacium sp.*

O fitoplâncton interage com as macrófitas aquáticas. As macrófitas influenciam a estrutura e a variação das comunidades fitoplanctônicas ao longo do tempo (FONSECA e BICUDO, 2010). Estudos demonstraram efeitos negativos das plantas aquáticas submersas e flutuantes sobre o fitoplâncton em função de diversos fatores, tais como: competição por recursos (luz e nutrientes), produção de compostos alelopáticos pelas macrófitas, efeitos indiretos por mudanças ocasionadas em outras comunidades biológicas e inibição de

episódios de floração (ASAEDA *et al.*, 2001; VAN DONK e VAN DE BUND, 2002; MEERHOFF *et al.*, 2003; ZINGEL *et al.*, 2006; PINTO *et al.*, 2007; BAKKER *et al.*, 2010).

O sombreamento é um dos efeitos mais facilmente presumíveis das macrófitas aquáticas flutuantes sobre o fitoplâncton. A competição por nutrientes também pode levar a períodos de dominância de macrófitas (DECLERCK *et al.*, 2007). Mais recentemente, a importância do ciclo de vida das macrófitas, como por exemplo, os impactos da sua morte e decomposição sobre a qualidade da água e os reflexos sobre outras comunidades biológicas também têm sido investigados (BIANCHINI JR. *et al.*, 2010; BIANCHINI JR. *et al.*, 2011; FONSECA e BICUDO, 2011). A capacidade alelopática da macrófita *Stratiotes aloides*, aliada ao efeito de sombreamento gerado pela espécie, pode ocasionar uma redução de 50% a 80% no crescimento do fitoplâncton de acordo com modelo descrito por Mulderij *et al.* (2007). Os impactos da alelopátia sobre a comunidade fitoplanctônica dependem da habilidade individual das macrófitas em produzirem os aleloquímicos e também da suscetibilidade dos organismos-alvo (ERHARD e GROSS, 2006; HILT e GROSS, 2008). As macrófitas também afetam indiretamente o fitoplâncton ao induzirem modificações na distribuição de outras comunidades biológicas. A pressão do zooplâncton e dos peixes sobre o fitoplâncton foi documentada em diversos ambientes (Sinistro *et al.*, 2007) e pode ser favorecida pela presença das macrófitas. A vegetação aquática pode fornecer abrigo e locais para alimentação dos peixes (SMITH e PETRERE Jr., 2008).

Além dos efeitos negativos, existem consequências benéficas da presença de macrófitas sobre a comunidade fitoplanctônica. O papel das macrófitas para atenuar a velocidade da água (Sand-Jensen e Mebus, 1996) e para criar um ambiente propício para o desenvolvimento de significativa diversidade de organismos (Dodds e Biggs, 2002) não deve ser ignorado. Os gradientes ambientais derivados da presença ou ausência das plantas podem influenciar a composição das espécies de fitoplâncton (TAKAMURA *et al.*, 2003). Espécies flageladas, como dinoflagelados e criptofíceas nanoflageladas, em função de sua motilidade, podem ser mais bem sucedidas na exploração de recursos no ambiente heterogêneo criado pelas macrófitas (SØDENGAARD e MOSS, 1998; FONSECA e BICUDO, 2010). A avaliação das interações entre fitoplâncton e macrófitas, sejam elas positivas ou negativas, é fundamental para compreender os padrões de distribuição dessas duas comunidades que são a base da cadeia alimentar aquática e que desempenham papel imprescindível na produção primária e no metabolismo dos ecossistemas.

4.3 Heterogeneidade Espacial e Variabilidade Temporal Fitoplanctônicas: Fatores Intervenientes

A heterogeneidade espacial do fitoplâncton em um sistema aquático reflete a complexidade e variabilidade desse grupo de organismos nas escalas vertical e horizontal.

Os gradientes longitudinais que ocorrem ao longo do contínuo fluvial até a barragem, aliados às características morfométricas e hidrológicas do ecossistema aquático, interferem nos aspectos qualitativos e quantitativos da comunidade fitoplanctônica. A variabilidade temporal, por sua vez, representa a inclusão da dimensão “tempo” e da consideração de fatores que podem se alterar em escalas horária, diária, mensal, anual e superiores.

A área, a forma e a profundidade de um reservatório, a pluviosidade, a radiação solar, a temperatura do ar e os ventos, as variáveis físicas e químicas da água (pH, temperatura, oxigênio dissolvido) e a existência de fontes pontuais e difusas de cargas de nutrientes e matéria orgânica são os principais fatores que regulam a heterogeneidade espacial e a variabilidade temporal fitoplanctônicas. A compreensão de todos esses fatores intervenientes no fitoplâncton em ambientes tropicais e subtropicais (Salas e Martino 1991; Huszar *et al.*, 1998; Calijuri *et al.*, 2002; Cunha e Calijuri, 2011b) e das interações entre os nutrientes e a clorofila, embora tenha avançado (Mazumder e Havens, 1998), ainda é incompleta (Huszar *et al.*, 2006) porque a maioria dos estudos foi desenvolvida em corpos de água temperados (e.g. HAKANSON *et al.*, 2007).

A morfometria do reservatório, as variáveis climatológicas típicas da região em que ele se localiza e as decisões operacionais podem influenciar a ocorrência de movimentos de mistura ou estratificação de coluna de água, a disponibilidade de luz e nutrientes e afetar a comunidade fitoplanctônica em diferentes escalas temporais e espaciais. Holeck *et al.* (2008) observaram heterogeneidade espacial nas concentrações de clorofila em um sistema aquático canadense, que foram menores em estações de amostragem próximas à margem. A qualidade da água de braços e de regiões situadas nas adjacências das margens de reservatórios apresenta, frequentemente, maior vulnerabilidade à influência das formas de uso e ocupação do solo no entorno (CUNHA e CALIJURI, 2011b). Na escala temporal, variações nictemerais ou sazonais do fitoplâncton estão descritas na literatura (PIVATO *et al.*, 2006; SOUZA *et al.*, 2008; MORENO-OSTOS *et al.*, 2009; RIGOSI e RUEDA, 2012), assim como possíveis explicações para o aumento da incidência de determinadas espécies e sua eventual relação com as mudanças globais (HOLLAND *et al.*, 2012; PAERL e PAUL, 2012; SINHA *et al.*, 2012).

Os macronutrientes são os principais controladores do desenvolvimento fitoplanctônico, embora os micronutrientes também possam exercer esse papel em alguns casos (e.g. VREDE e TRANVIK, 2006; NORTH *et al.*, 2007). A proporção relativa entre carbono, nitrogênio e fósforo, que representa uma estequiometria que permite um crescimento equilibrado, é geralmente considerada como 106:16:1 (C:N:P em átomos ou moles) e conhecida como a razão de Redfield (REDFIELD, 1958). Tradicionalmente, o nitrogênio e o fósforo são reconhecidos como os principais “motores” (Vollenweider, 1987) da eutrofização. O crescimento é limitado pelo fator ou fatores presentes na menor quantidade relativa que é requerida para sintetizar os constituintes celulares. Trata-se da

“Lei dos Mínimos de Leibig”, que embora tenha sido aplicada originalmente em cultivos agrícolas, foi estendida ao fitoplâncton e, em conjunto com o princípio da exclusão competitiva (Hardin, 1960), forneceu as bases para a proposta do “paradoxo do plâncton” (HUTCHINSON, 1961).

Brevemente, tal paradoxo se refere à significativa diversidade fitoplanctônica em lagos tipicamente mesotróficos ou oligotróficos. Levando-se em conta que esses ambientes sejam misturados e que os nutrientes limitantes sejam igualmente distribuídos e disponíveis ao fitoplâncton, a maioria das células competiria pelos mesmos recursos e, assim, haveria limitação do número de espécies pela exclusão competitiva. Alguns fatores podem explicar o paradoxo, entre eles (PADISÁK *et al.*, 1993; SUTTLE *et al.*, 1990; HUISMAN e WEISSING, 1999; DODDS e WHILES, 2010):

- i. Segundo a hipótese do distúrbio intermediário, caso os distúrbios em um ecossistema aquático não sejam nem excessivamente raros nem significativamente frequentes, diversas espécies, com diferentes estratégias, podem coexistir;
- ii. O *grazing* pelo zooplâncton e a infecção por vírus podem suprimir as espécies competidoras dominantes;
- iii. Padrões irregulares de distribuição de nutrientes podem ocorrer em função da mistura incompleta da água e dos processos de excreção pelos organismos;
- iv. Interações positivas (por exemplo, mutualísticas) podem promover espécies até então em desvantagem;
- v. O caos (no sentido das ciências exatas, em especial da Matemática) pode ocorrer quando as espécies competem por mais de um recurso;
- vi. Habilidades competitivas específicas geram situações em que diferentes nutrientes limitam diferentes espécies.

O último item, particularmente, conduz à “*Resource Ratio Theory*”, desenvolvida por Tilman em uma série de artigos (Tilman, 1977, 1982, 1985) e revisada por Sommer (1989), e à compreensão de como a razão de Redfield está vinculada à limitação por nutrientes. Algumas espécies fitoplanctônicas possuem a habilidade de alterar a própria estequiometria celular em relação à proporção dos seus elementos constituintes, armazenar componentes quando existe abundância deles e utilizá-los em situações de escassez. Assim, caso não haja reposição dos nutrientes absorvidos pelos organismos, ocorre rápida depleção de nutrientes em habitats aquáticos. A reposição ocorre principalmente pela atuação de dois

mecanismos: i) fontes externas, como rios e aquíferos ou deposição atmosférica e ii) remineralização, que é a liberação de formas inorgânicas de nutrientes pelos organismos (DODDS e WHILES, 2010).

Em sistemas aquáticos tropicais e subtropicais, as perdas internas de nitrogênio são potencializadas pelas maiores temperaturas (Lewis, 2000, 2002), o que poderia gerar limitação por esse nutriente. No entanto, aliada a outros processos, a fixação do nitrogênio atmosférico contribui continuamente para a reposição do nitrogênio perdido. Algumas cianobactérias estão aptas a realizar esse processo (FIORE *et al.*, 2005; FIGUEREDO e GIANI, 2009; HAANDE *et al.*, 2011). Por essas razões, a limitação por fósforo foi frequentemente reportada em ambientes tropicais e subtropicais, sobretudo após os trabalhos de Calijuri (1985) e Giancesella-Galvão (1985).

Recentemente, uma cadeia de limitação concomitante por fósforo, nitrogênio e luz foi proposta. Em ambientes marinhos, por exemplo, a transição entre a limitação exclusiva por fósforo e nitrogênio passou a ser considerada como um ponto não exatamente definido (PAHLOW e OSCHLIES, 2009; LAI *et al.*, 2011). Esse conceito de múltiplos fatores limitantes atuando de maneira sinérgica sobre a produção primária se expandiu e representa uma mudança de paradigma recente para ambientes aquáticos de água doce e ecossistemas terrestres (ELSER *et al.*, 2007; DANGER *et al.*, 2008; HARPOLE *et al.*, 2011). Já existem critérios na literatura para identificar co-limitação por fósforo e nitrogênio com base nas relações N:P em suas formas totais na água (GUILFORD e HECKY, 2000; DZIALOWSKI *et al.*, 2005). Outros pesquisadores, como Ye e Cai (2011), consideram mais apropriado analisar as razões N:P em suas formas dissolvidas, prontamente disponíveis ao fitoplâncton. Modelos matemáticos estão disponíveis para simular as respostas da comunidade fitoplanctônica a ações de manejo do reservatório e a variações observadas ou previstas, na forma de cenários, nas condições ambientais (REYNOLDS *et al.*, 2001; ELLIOTT e THACKERAY, 2004; SANG-JAE e AN, 2008; ELLIOTT, 2012; HUANG *et al.*, 2012).

A classificação fitossociológica do fitoplâncton, originalmente proposta por Reynolds (1997) e atualizada por Reynolds *et al.* (2002), surgiu como uma tentativa de reunir as espécies de acordo com suas tolerâncias e sensibilidades a condições ambientais. Os organismos são agrupados de acordo com suas estratégias de sobrevivência e adaptações de que dispõem para colonizarem o sistema aquático. Isso reduz problemas vinculados à acuracidade na identificação das espécies (SALMASO e PADISÁK, 2007). Assim, Reynolds *et al.* (op. cit) propuseram 31 grupos funcionais, também chamados de códon, identificados por letras e números: A, B, C, D, N, P, T, S1, S2, Sn, Z, X3, X2, X1, Y, E, F, G, J, K, H1, H2, U, Lo, LM, M, R, V, W1, W2 e Q. A descrição de alguns grupos é apresentada na Tabela 2. Padisák *et al.* (2009) apontaram erros recorrentes na aplicação equivocada da classificação

funcional de Reynolds *et al.* (op. cit) e apresentaram algumas atualizações (e.g. novos grupos que foram acrescentados à classificação original, como o grupo MP).

Embora haja limitações na aplicação dos agrupamentos de Reynolds *et al.* (2002), algumas delas discutidas por Padisák *et al.* (2009), a comunidade científica se interessou pela classificação dos grupos funcionais e passou a relacionar a ocorrência e a abundância desses agrupamentos com as características ambientais de lagos e reservatórios (e.g. MIELEITNER e REICHERT, 2008). Concentrações relativamente baixas de nutrientes e elevada disponibilidade de luz estimularam a predominância dos grupos Z e M em um lago oligotrófico tropical (SARMENTO *et al.* 2006). Em outros ambientes, o estabelecimento de estratificação ou de mistura completa da coluna de água favoreceu diferentes agrupamentos, de acordo com suas tolerâncias e vulnerabilidades (BURFORD e O'DONOHUE, 2006; WILHELM e ADRIAN, 2008). Diversos outros estudos investigaram a distribuição relativa dos grupos e os fatores abióticos e bióticos intervenientes (WILLÉN, 2003; PADISÁK *et al.*, 2006; ZHANG *et al.*, 2007; DANTAS *et al.*; 2008; SARMENTO e DESCY, 2008; DANTAS *et al.*, 2012).

Tabela 2 – Alguns exemplos dos grupos funcionais propostos por Reynolds *et al.* (2002), incluindo representantes típicos, tolerâncias e vulnerabilidades de cada códon

Códon	Habitat	Representantes típicos	Tolerâncias	Vulnerabilidades
B	Ambientes verticalmente misturados, mesotróficos, pequenos a médios	<i>Aulacoseira subarctica</i> ; <i>Aulacoseira islandica</i>	Déficit de luz	Aumento de pH, escassez de sílica
S _N	Ambientes quentes, camadas misturadas	<i>Cylindrospermopsis sp.</i> ; <i>Anabaena minutissima</i>	Déficit de luz e nitrogênio	Aumento da vazão (<i>flushing</i>)
X1	Ambientes rasos e misturados, em condições de enriquecimento	<i>Chlorella sp.</i> ; <i>Monoraphidium sp.</i>	Estratificação	Deficiência de nutrientes
Y	Normalmente, lagos pequenos e enriquecidos	<i>Cryptomonas sp.</i>	Déficit de luz	Organismos fagotróficos
LM	Epilímnio de lagos eutróficos no verão	<i>Ceratium sp.</i> ; <i>Microcystis sp.</i>	Concentrações muito baixas de carbono	Mistura e déficit de luz em função da estratificação

Fonte: Adaptado de Reynolds *et al.* (2002)

Sob o complexo escopo da dinâmica dos nutrientes e da disponibilidade de outros recursos necessários para sua sobrevivência e crescimento, e em resposta a fenômenos e características naturais ou a processos induzidos por atividades antrópicas, a comunidade fitoplanctônica apresenta heterogeneidade espacial e variabilidade temporal. Os organismos fitoplanctônicos são, assim, eficazes bioindicadores.

4.4 Eutrofização Artificial de Reservatórios: Métodos de Avaliação e Controle do Grau de Trofia

A eutrofização artificial é uma sucessão de processos originados pelo aporte excessivo de nutrientes aos ecossistemas aquáticos, o que ocasiona um desbalanceamento nos ciclos biogeoquímicos e um encadeamento de efeitos negativos sobre o metabolismo dos corpos hídricos. A proliferação de organismos fitoplanctônicos é um dos primeiros sintomas da eutrofização artificial e pode conduzir à depleção de oxigênio dissolvido, estresse e morte dos organismos aeróbios. A eutrofização tem ocasionado prejuízos aos usos múltiplos da água e, por esse motivo, tem sido estudada em diversos ambientes e países (HUSZAR *et al.*, 2006; WANG, 2006; POTAPOVA e CHARLES, 2007; CALIJURI *et al.*, 2008; SPECCHIULLI *et al.*, 2008; WENGRAT *et al.*, 2011; KRATINA *et al.*, 2012). O grau de trofia dos reservatórios, representado pela resposta biológica ao incremento de nutrientes, é importante para a determinação de sua suscetibilidade à eutrofização e determina a eficiência fotossintética e a produção primária, como ressaltado por Gil-Gil *et al.* (2011).

Os nutrientes são introduzidos em sistemas aquáticos por meio de fontes pontuais, tais como efluentes industriais e domésticos, e de fontes difusas de poluição, como escoamento superficial e subsuperficial (*runoff* de áreas rurais e urbanas). A poluição de corpos de água e a ocorrência de eventos extremos (e.g. inundações), portanto, normalmente está vinculada a padrões inadequados de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica, resultantes das atividades humanas.

A quantificação das cargas de nutrientes pode ser um instrumento para avaliação do nível de trofia de reservatórios. Henry *et al.* (2004) estudaram o estado trófico do Lago das Garças (São Paulo, SP) por meio da quantificação do aporte anual de cargas de fósforo e nitrogênio. Os pesquisadores apontaram que seria necessária redução de 90% da carga afluente de fósforo para que o sistema atingisse uma condição de oligotrofia. Os autores também propuseram, objetivando o controle da eutrofização artificial, medidas como o tratamento de esgotos que eram lançados no lago e, adicionalmente, o estabelecimento de condições que favorecessem a imobilização de nutrientes no sedimento, através de alterações no potencial de óxido-redução na interface água-sedimento. No lago Simcoe (Canadá), a análise das cargas de nutrientes permitiu o estabelecimento de um valor máximo admissível de 75 t.ano⁻¹ de fósforo proveniente dos tributários, com vistas à melhoria da qualidade da água (WINTER *et al.*, 2007). Os pesquisadores apontaram que essa meta foi atingida, mas a proliferação excessiva de algas filamentosas e macrófitas persistiu, provavelmente como resultado da reciclagem interna do nutriente, o que impõe a necessidade de reduções ainda maiores nas cargas afluentes. Existem diversas avaliações similares disponíveis na literatura a respeito do balanço de massa de nutrientes em lagos e

reservatórios, algumas delas com auxílio de modelos matemáticos (HARGAN *et al.*, 2011; BRYHN *et al.*, 2010; MAYER e WASSENAAR, 2012).

Outra ferramenta útil para o gerenciamento de sistemas aquáticos e o controle da eutrofização é o estabelecimento de critérios com base nos nutrientes (Cunha *et al.*, 2012b) e de acordo com: concentrações basais, limites superiores para diferentes classes de trofia e índices de estado trófico. Para a definição desses critérios, há uma série de procedimentos auxiliares, entre eles modelagem, regionalização e delimitação de ecoregiões, utilização de indicadores ecológicos e índices biológicos e registros da evolução histórica de formas de uso do solo e da qualidade da água (ROHM *et al.*, 2002; FREEMAN *et al.*, 2009; JONES *et al.*, 2009; SEMENCHENKO e RAZLUTSKIJ, 2010).

Também denominadas concentrações de referência ou *background*, as concentrações basais representam as condições que seriam encontradas caso os impactos antrópicos fossem mínimos ou inexistentes, oriundas da contribuição natural da bacia de drenagem e de fatores como geologia e geomorfologia. Comparando-se as concentrações basais de nutrientes com as concentrações observadas, é possível avaliar o nível de enriquecimento do sistema aquático. Diferentes métodos para o cálculo das concentrações basais, suas limitações e vantagens encontram-se disponíveis na literatura (Karr *et al.*, 1986; Buck *et al.*, 2000; Dodds e Oakes, 2004; Dodds *et al.*, 2006; Soranno *et al.*, 2008; Hawkins *et al.*, 2010), assim como exemplos práticos de aplicação em diversos ecossistemas aquáticos (CHRIST *et al.*, 2007; WEIGEL e ROBERTSON, 2007; JUSTUS, 2010; CUNHA *et al.*, 2011a; CUNHA *et al.*, 2012b).

Índices de estado trófico (IET) representam uma forma de condensar informações e subsidiar ações de monitoramento e gerenciamento dos recursos hídricos. Esses índices normalmente fornecem uma estimativa de como os nutrientes e a disponibilidade de luz estimulam o desenvolvimento de biomassa (normalmente medida indiretamente pelas concentrações de clorofila-a). O IET mais conhecido foi proposto por Carlson (1977) e considera relações empíricas entre clorofila-a, fósforo total e profundidade de desaparecimento do Disco de Secchi (Equações 1, 2, 3 e 4).

$$TSI = \frac{TSI(SD) + TSI(Chla) + TSI(TP)}{3} \quad (1)$$

$$TSI(SD) = 10 \left(6 - \frac{\ln SD}{\ln 2} \right) \quad (2)$$

$$TSI(Chla) = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,68 \ln Chla}{\ln 2} \right) \quad (3)$$

$$TSI(TP) = 10 \left(6 - \frac{\ln(48/TP)}{\ln 2} \right) \quad (4)$$

TSI: Índice de Estado Trófico de Carlson (1977); TSI (SD): Índice de Estado Trófico de Carlson em relação à transparência; TSI (Chla): Índice de Estado Trófico de Carlson em relação à clorofila-a; TSI (TP): Índice de Estado Trófico de Carlson em relação ao fósforo total; SD: profundidade de desaparecimento do Disco de Secchi (m); Chla: concentração de clorofila-a (mg.m^{-3}); TP: concentração de fósforo total (mg.m^{-3})

Esse índice foi concebido para lagos temperados e sua aplicação em sistemas diferentes daqueles estudados por Carlson exige adaptações (SALAS e MARTINO, 1991; PETRUCIO *et al.*, 2006). Essas adaptações podem estar vinculadas à inclusão de novos parâmetros à análise (por exemplo, utilização de imagens de satélite com caráter auxiliar - Olmanson *et al.* 2008, Sheela *et al.* 2011 - ou avaliação do potencial de produção de toxinas pelo fitoplâncton - Sulis *et al.* 2011) ou à realização de uma calibração do modelo original de Carlson com base em regressões e dados locais (CHENG e LEI, 2001). Uma das principais razões que justifica a necessidade de estabelecer índices específicos é que o modelo de Carlson considera apenas a estação mais produtiva nos lagos temperados (primavera e verão), enquanto os sistemas (sub)tropicais podem apresentar elevadas taxas de produção primária em outras épocas do ano.

Modificações do IET de Carlson foram propostas por Toledo *et al.* (1983), que definiram uma nova classificação de trofia com base nas concentrações de fósforo total e clorofila-a e valores de transparência em reservatórios do estado de São Paulo. Esse índice foi atualizado por Lamparelli (2004) com base em um maior número de dados. A pesquisadora utilizou dados de 24 reservatórios, também do estado de São Paulo, monitorados de 1996 a 2001. Uma nova atualização desse índice seria desejável para verificar a necessidade de eventuais ajustes nos limites e classificações originais. A análise de uma série temporal mais ampla de dados e a inclusão de uma abordagem probabilística nos episódios de florações fitoplanctônicas tornariam o índice ainda mais robusto.

O gerenciamento dos recursos hídricos, em especial dos reservatórios, depende da compreensão de todos os itens abordados nessa revisão bibliográfica, incluindo-se i) o conhecimento aprofundado das características físicas, químicas e operacionais dos reservatórios e sua influência na variação espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica e ii) a utilização de ferramentas de avaliação do grau de trofia e da eutrofização artificial dos sistemas aquáticos. Para que os dados de monitoramento se revertam em subsídios concretos para o manejo sustentável dos cursos de água, a investigação acerca do papel dos reservatórios para a retenção ou exportação das cargas de sólidos e nutrientes, o uso das curvas de permanência de qualidade da água e a utilização do Índice de Estado Trófico são fundamentais à medida que facilitam a organização de amplo conjunto de informações e favorecem a sua interpretação.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Área de Estudo

5.1.1 A Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba e Médio Tietê

O reservatório de Itupararanga se situa na bacia hidrográfica do rio Sorocaba e Médio Tietê (SMT), que foi definida, pela Lei nº 9.034/1994 (São Paulo, 1994), como a UGRHI 10 (Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos número 10). A bacia do SMT se localiza na porção centro-sudeste do estado de São Paulo e abrange, total ou parcialmente, a área de 54 municípios (Figura 2).

Do ponto de vista geomorfológico, a UGRHI 10 possui duas feições principais. Em sua porção leste, a área da UGRHI se situa sobre rochas pré-cambrianas com embasamento cristalino. Já em sua porção central e oeste-noroeste, essas rochas, também pré-cambrianas, encontram-se em contato erosivo com sedimentos da bacia do Paraná e coberturas cenozoicas (CBH-SMT, 2008). Há predominância de argissolo ou latossolo vermelho-amarelo (OLIVEIRA, 1999; OLIVEIRA *et al.*, 1999). De acordo com a classificação climática apresentada por Köppen e Geiger (1928), três tipos climáticos são predominantes na UGRHI 10: clima quente-úmido com inverno seco, clima quente-úmido sem estação seca e clima temperado-úmido sem estação seca. Segundo CBH-SMT (*op. cit.*), a bacia do SMT abriga as seguintes formações florestais: savana ou cerrado e cerradão, floresta estacional semidecidual, floresta ombrófila densa, vegetação ripária ou ciliar, capoeira, várzeas, reflorestamentos, culturas, campos e pastagens.

A bacia do SMT pode ser dividida em seis sub-bacias (Figura 3), cuja área total é de aproximadamente 12.234 km², com população associada de mais de 1,8 milhões de habitantes (SEADE, 2007). À exceção da sub-bacia do Médio Tietê Inferior, todas as sub-bacias possuem condições de estresse hídrico, visto que as demandas de água excedem as ofertas (Tabela 3). O reservatório de Itupararanga se localiza na sub-bacia do Alto Sorocaba, onde as demandas de água são 2,4 vezes superiores à oferta. Nos dados apresentados na Tabela 3, não estão computados os aportes de água de UGRHIs vizinhas, como as UGRHIs 5 (Piracicaba/Capivari/Jundiaí) e 14 (Alto Paranapanema), por exemplo.



UGRHI	Nome	UGRHI	Nome
1	Mantiqueira	12	Baixo Pardo-Grande
2	Paraíba do Sul	13	Tietê-Jacaré
3	Litoral Norte	14	Alto Paranapanema
4	Pardo	15	Turvo-Grande
5	Piracicaba, Capivari e Jundiá	16	Tietê-Batalha
6	Alto Tietê	17	Médio Paranapanema
7	Baixada Santista	18	São José dos Dourados
8	Sapucaí-Grande	19	Baixo Tietê
9	Mogi-Guaçu	20	Aguapeí
10	Sorocaba e Médio Tietê	21	Peixe
11	Ribeira de Iguape	22	Pontal do Paranapanema

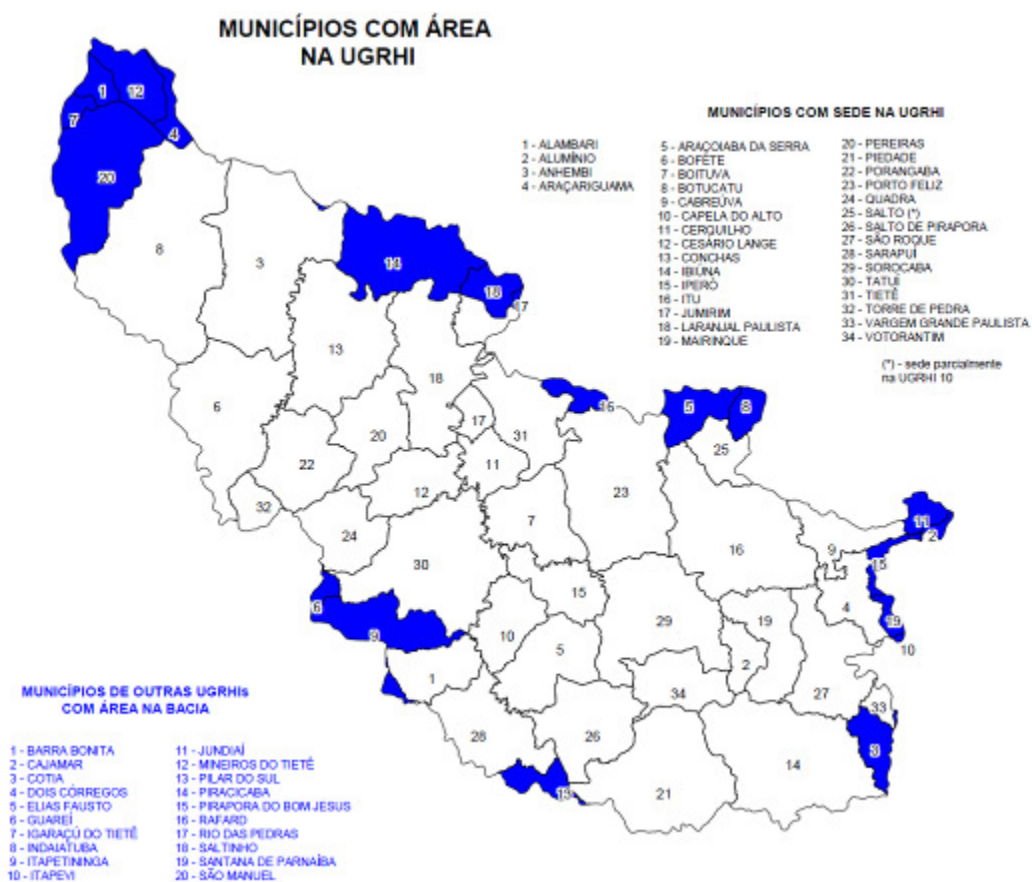


Figura 2 – Mapa das 22 UGRHs (Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos) no estado de São Paulo e mapa dos municípios com área na UGRHI 10. Fonte: IPT-CBH-SMT (2006)

Considerando toda a porção territorial ocupada pela bacia do SMT (Tabela 4), as formas de uso e ocupação do solo predominantes são pastagem (43,7%) e vegetação nativa (12,3%), seguidas de áreas urbanas (6,1%), agrícolas (5,5%) e silvícolas (1,2%). Ao se analisarem as porcentagens por sub-bacia, a cobertura vegetal nativa é mais significativa nas sub-bacias do Alto Sorocaba (19,81%) e do Médio Tietê Superior (22,29%). Também na sub-bacia do Alto Sorocaba, é encontrada a maior porcentagem de área urbanizada, cerca de 16% (CBH-SMT, 2008). As porcentagens remanescentes não enquadradas em nenhuma das classes se referem a outras formas de uso do solo ou a espelhos de água.



Figura 3 – Mapa esquemático das seis sub-bacias que compõem a bacia do rio Sorocaba e Médio Tietê: Médio Tietê Inferior, Médio Tietê Médio, Médio Tietê Superior, Baixo Sorocaba, Médio Sorocaba e Alto Sorocaba. Fonte: IPT-CBH-SMT (2006)

A tendência de urbanização acelerada da bacia foi destacada pelo Relatório de Situação 2011 do Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Sorocaba e Médio Tietê (CBH-SMT, 2011). Além disso, as porcentagens de esgotos domésticos coletados são especialmente baixas na sub-bacia do Alto Sorocaba, inferiores a 40% em 2011. As porcentagens de redução da carga orgânica pelo tratamento de esgotos por sub-bacia, neste mesmo ano (CBH-SMT, op. cit.), foram de 58% (Médio Tietê Inferior), 51% (Médio Tietê Médio), 34% (Médio Tietê Superior), 48% (Baixo Sorocaba), 29% (Médio Sorocaba) e 17% (Alto Sorocaba). O incremento progressivo das atividades econômicas e da população, aliado ao nível insuficiente de tratamento de efluentes domésticos, tem gerado piora na qualidade da água da região, o que se constitui um desafio para o gerenciamento dos recursos hídricos locais.

Tabela 3 – Área (km²), população (1.000 habitantes), oferta e demanda de água (m³.s⁻¹) nas seis sub-bacias que compõem a bacia hidrográfica do rio Sorocaba e Médio Tietê

Sub-bacia	Área (km ²) *	Pop. (1.000 hab) ^o	Oferta total de água (m ³ .s ⁻¹) ^s	Demandas de água (m ³ .s ⁻¹)			
				Captação superficial [#]	Captação subterrânea	Irrigação	Total
Médio Tietê Inferior	3.901	164	4,85	0,28	0,03	2,02	2,33
Médio Tietê Médio	1.383	132	0,74	0,23	0,15	0,69	1,07
Médio Tietê Superior	1.488	385	1,03	1,55	0,31	1,41	3,27
Baixo Sorocaba	3.016	267	2,27	2,24	0,34	4,56	7,14
Médio Sorocaba	1.353	772	0,92	1,61	0,34	0,48	2,43
Alto Sorocaba	1.093	117	1,00	0,41	0,05	1,94	2,40
<i>Todas</i>	<i>12.234</i>	<i>1.837</i>	<i>10,81</i>	<i>6,32</i>	<i>1,22</i>	<i>11,10</i>	<i>18,64</i>

Fonte: Compilado a partir de dados apresentados por IPT-CBH-SMT (2006). Observações: A demanda para irrigação é estimada; * SEADE (2005); ^o População em mil habitantes de acordo com SEADE (2007); ^s Oferta de mananciais superficiais e subterrâneas confinados; [#] Não inclui demanda para irrigação

Tabela 4 – Principais tipos de uso e ocupação do solo, na forma de porcentagens sobre a área total, nas seis sub-bacias que compõem a bacia hidrográfica do rio Sorocaba e Médio Tietê. Em destaque (negrito), a sub-bacia do Alto Sorocaba, onde se situa o reservatório de Itupararanga

Sub-bacia	Uso do solo - porcentagem sobre a área total (%)*				
	Agricultura	Cobertura vegetal nativa	Silvicultura	Pastagem	Área urbanizada
Médio Tietê Inferior	3,28	7,90	1,86	51,67	0,55
Médio Tietê Médio	15,78	2,72	0,25	47,99	2,75
Médio Tietê Superior	1,70	22,29	0,72	41,87	7,19
Baixo Sorocaba	9,84	8,65	1,01	53,28	1,62
Médio Sorocaba	2,10	12,46	2,14	41,07	8,78
Alto Sorocaba	0,14	19,81	1,41	26,23	15,69
<i>Média de toda a bacia</i>	<i>5,5</i>	<i>12,3</i>	<i>1,2</i>	<i>43,7</i>	<i>6,1</i>

Fonte: Compilado a partir de dados apresentados por CBH-SMT (2008). Observação: * Os dados se referem às porcentagens médias de cada forma de uso e ocupação do solo nos municípios que compõem cada sub-bacia

5.1.2 O Reservatório de Itupararanga

O reservatório de Itupararanga se localiza na sub-bacia do Alto Sorocaba da bacia do SMT e a área de sua bacia de drenagem engloba os seguintes municípios: Alumínio, Cotia (apenas o bairro Caucaia do Alto), Ibiúna, Mairinque, Piedade, São Roque, Vargem Grande Paulista e Votorantim. Para esses oito municípios, são apresentados os dados mais recentes disponíveis para as variáveis: população, abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto sanitário (Tabela 5).

Tabela 5 – População total (habitantes), urbana (%), rural (%) em 2010 e níveis de atendimento (%) de abastecimento de água em 2000, coleta e tratamento de esgoto sanitário em 2003 nos municípios abrangidos pela área de drenagem do reservatório de Itupararanga: Alumínio, Cotia, Ibiúna, Mairinque, Piedade, São Roque, Vargem Grande Paulista e Votorantim

Município	População			Água	Esgoto sanitário	
	Total (hab)	Urbana (%)	Rural (%)	Abastecimento (%)	Coletado (%)	Tratado*
Alumínio	16.825	84	16	97,5	80	0
Cotia	200.647	100	0	84,8	36	0
Ibiúna	71.157	35	65	86,7	70	66
Mairinque	43.195	80	20	96,9	77	0
Piedade	52.126	46	54	95,0	63	0
São Roque	78.711	91	9	93,7	73	5
V. G. Paulista	42.899	100	0	81,9	19	0
Votorantim	108.695	96	4	98,6	96	22

Fonte: Compilado a partir de dados apresentados por SEADE (2000, 2003, 2010). Observações: V. G. Paulista: Vargem Grande Paulista; * Porcentagem de tratamento em relação ao esgoto coletado; Os níveis de atendimento de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto sanitário se referem à população urbana dos municípios

Os municípios mais populosos são Cotia e Votorantim, respectivamente com 200.647 e 108.695 habitantes em 2010. À exceção de Ibiúna e Piedade que, nesse mesmo ano, possuíam 62% e 55% de sua população em áreas rurais, os demais municípios apresentam predominância de população urbana (100% em Cotia e Vargem Grande Paulista). Os menores índices de abastecimento de água para população urbana foram verificados, em 2000, para Cotia, Ibiúna e Vargem Grande Paulista, inferiores a 90%. Em 2003, as porcentagens de esgoto sanitário coletado variaram entre 19% (Vargem Grande Paulista) e 96% (Votorantim). Destaca-se a situação crítica dos municípios no que concerne ao tratamento de esgoto sanitário. Apenas Ibiúna, Votorantim e São Roque apresentam alguma porcentagem de tratamento em relação ao esgoto coletado (entre 5% e 66%). Piedade e Votorantim, por se situarem em região mais próxima à barragem do reservatório, lançam seus efluentes domésticos a jusante do sistema aquático (BERNARDI, 2011).

O reservatório de Itupararanga, formado pelos rios Sorocamirim e Sorocabuçu, foi construído em 1912 pela Light e possui volume útil de $249,58 \cdot 10^6 \text{m}^3$ (ANEEL, 2004). Desde 1914, quando entrou em operação, a água tem sido utilizada para geração de energia elétrica (tomada de água de fundo), atualmente empregada no processo industrial da Votorantim Metais, antiga CBA (Companhia Brasileira de Alumínio). A barragem (Figura 4) possui 415 m de comprimento, 38 m de altura e gera uma queda bruta de 206 m. Outros usos da água se processam no reservatório. O corpo de água é um manancial importante para a regularização do regime hidráulico do rio Sorocaba e para o abastecimento de água para a população de entorno, com atendimento a cerca de um milhão de pessoas. O reservatório é responsável pelo atendimento de cerca de 60% das demandas de água na bacia do rio Sorocaba (CBH-SMT, 2008), o que representa 100% do abastecimento público em Votorantim e 90% em Sorocaba. Irrigação, navegação e recreação compõem os demais usos da água deste sistema aquático. Existem conflitos relacionados a esses usos múltiplos, sobretudo entre os setores de irrigação rural e de abastecimento público.



Figura 4 – Aspecto da barragem do reservatório de Itupararanga (SP) em episódio de vertimento de água. Data: fevereiro de 2010. Foto do autor

Foram efetuadas campanhas amostrais em épocas distintas no reservatório de Itupararanga, quais sejam: agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010. Todos os procedimentos envolvidos nas amostragens são detalhados adiante, no item 5.2. A seguir, são apresentados dados hidráulicos e operacionais do reservatório, com destaque para esses seis períodos em que as coletas foram realizadas.

Desde o início da operação do reservatório em 1914 (e até o ano de 2011), a vazão afluyente ao sistema aquático (Figura 5) esteve situada na faixa entre $2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e $40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ na maior parte do tempo, embora tenham ocorrido episódios pontuais de vazões maiores (por exemplo, mais de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ em 1929). A análise dos gráficos com maior detalhe (Figuras 5b, 5c e 5d) sugere que as vazões afluentes são normalmente máximas nos meses de dezembro a fevereiro e menores entre abril e agosto. Na ocasião das coletas efetuadas no reservatório, as maiores vazões afluentes foram observadas em dezembro de 2009 ($33,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) e fevereiro de 2010 ($26,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) (Figura 5d).

Wang *et al.* (2012) analisaram 51 anos de dados operacionais do reservatório Liuxihe (China) e verificaram que houve tendência, nas últimas décadas, de oscilações bruscas na vazão afluyente ao sistema aquático, tanto para mais como para menos. Os pesquisadores destacaram que a maior ou menor vazão afluyente propiciou a ocorrência de i) épocas do ano com coluna de água mais estável e, assim, períodos mais prolongados de estratificação térmica ou ii) episódios irregulares de maior vazão afluyente e, conseqüentemente, mistura e homogeneização da coluna de água antes do período previsto. A vazão afluyente aos reservatórios também é determinante para a qualidade da água. Em uma represa subtropical brasileira (Billings – SP), a vazão afluyente entre 1977 e 1992 (aproximadamente $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) era proveniente do rio Tietê, o que gerou aumento significativo na disponibilidade de nutrientes no reservatório. Com a interrupção parcial desse mecanismo de bombeamento a partir de 1992 (a vazão afluyente reduziu-se à faixa de $8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a $13 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), as concentrações de nitrogênio e fósforo diminuíram, o que, aliado à mudança nas condições de fluxo e na disponibilidade de luz, trouxe reflexos para a comunidade fitoplanctônica (CUNHA *et al.*, 2011b). No caso do reservatório de Itupararanga, os gráficos sugeriram que a vazão afluyente apresentou variações interanuais. No horizonte temporal analisado, contudo, não foi visualizado padrão significativo de aumento ou diminuição dessa variável, uma vez que os valores médios para as décadas de 1920 até os anos 2000 estiveram sempre compreendidos na faixa de $11 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a $15 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Os gráficos de vazão turbinada (Figura 6) mostram o aproveitamento do reservatório para geração de energia ao longo do tempo. As médias históricas mensais (de 1914 a 2011) de vazão turbinada se mantiveram entre $10,3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e $11,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Ao longo dos quase 100 anos de operação do reservatório, houve tendência de aumento da vazão turbinada para aproveitamento energético. Ao se considerar a primeira metade do período analisado (1914 a 1962), a vazão média foi de $10,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e, ao se analisar a segunda metade, esse valor foi de $11,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, o que representa um aumento de cerca de 14%. Analogamente, ao se restringir esse mesmo procedimento de avaliação a um horizonte temporal mais curto (2001 a 2011), esse incremento atingiu aproximadamente 40%. As maiores vazões turbinadas na ocasião das atividades de amostragem foram observadas nos meses de verão (máximo de $28,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), comportamento compatível com o verificado para as vazões afluentes.

A água do reservatório de Itupararanga também é utilizada para abastecimento público (Figura 7a). O aumento da captação de água pelo SAAE (Serviço Autônomo de Águas e Esgoto) de Sorocaba, que mais que quadruplicou desde o início da retirada (em 1971) até o presente (de $0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ para $2,15 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), reflete o aumento da população no entorno deste manancial, o que origina mudanças nas formas de uso e ocupação do solo. Episódios de abertura dos vertedouros para extravasar o excesso de água no reservatório têm se tornado menos frequentes ao longo do tempo (Figura 7b). A maioria desses casos ocorreu entre 1919 e 1939, com posteriores manobras pontuais de vertimento entre 1974 e 1984 (máximo de $27,3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) e, recentemente, em 2010 (vazões inferiores a $10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$).

Embora seja um reservatório plurienal, pois promove a regularização da vazão ao longo de uma escala de tempo superior à escala mensal, apresenta-se o tempo teórico de detenção hidráulica (TDH) mês a mês (Figura 8) para que se tenha uma avaliação do comportamento do TDH no reservatório ao longo do tempo. O TDH foi calculado pela razão entre o volume útil do reservatório e a vazão afluente. Em geral, o TDH variou entre 3 e 21 meses, com valores menores no período chuvoso, em função da maior vazão afluente ao reservatório. Especificamente nos meses em que foram realizadas as amostragens no corpo de água (Figura 8d), os TDH teóricos, em meses, foram de 7 (agosto de 2009), 6 (outubro de 2009), 3 (dezembro de 2009), 4 (fevereiro e abril de 2010) e 10 (junho de 2010). Menores tempos de residência normalmente influenciam negativamente a comunidade fitoplanctônica, como observado por Rangel *et al.* (2012) em oito reservatórios hidrelétricos brasileiros.

A cota média do nível de água do reservatório se manteve frequentemente entre 820,0 m e 825,0 m (Figura 9). Entretanto, a análise da série histórica para essa variável evidencia a ocorrência de deplecionamento significativo nos anos de 1925 (quando a cota se reduziu a 809,4 m), 1954 (812,9 m), 1964 (811,8 m) e 1969 (812,4 m). Mais recentemente, em 2004, a cota atingiu valor mínimo de 817,4 m. Entre agosto de 2009 e junho de 2010, houve oscilação de cerca de 2 m no nível de água do reservatório (a cota manteve-se na faixa entre 823,1 m e 825,2 m) (Figura 9d).

A análise dos dados hidráulicos e operacionais apresentados sugere que existe tendência de aumento das pressões antrópicas sobre o reservatório de Itupararanga, que se expressa pelo incremento da vazão turbinada para geração de energia, pelo aumento da vazão captada para abastecimento público e pela diminuição do número de episódios de vertimento de água no horizonte temporal avaliado. Por se tratar de uma área próxima à Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), a sub-bacia do Alto Sorocaba é visada para diversos empreendimentos e sofre pressões ambientais significativas. O Sistema São Lourenço, por exemplo, terá uma captação de $4,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ no Vale do Ribeira (bacia do Alto Juquiá) para abastecer a RMSP e sua rede de adução atravessará alguns municípios da sub-bacia do Alto Sorocaba (SABESP, 2012). Além disso, segundo a Revista Istoé de 24 de

março de 2012, Ibiúna deverá receber investimentos de até R\$500 milhões para implantação de um aeroporto com capacidade para até 100 mil passageiros, cuja construção pode afetar, além de Ibiúna, Vargem Grande Paulista e Cotia.

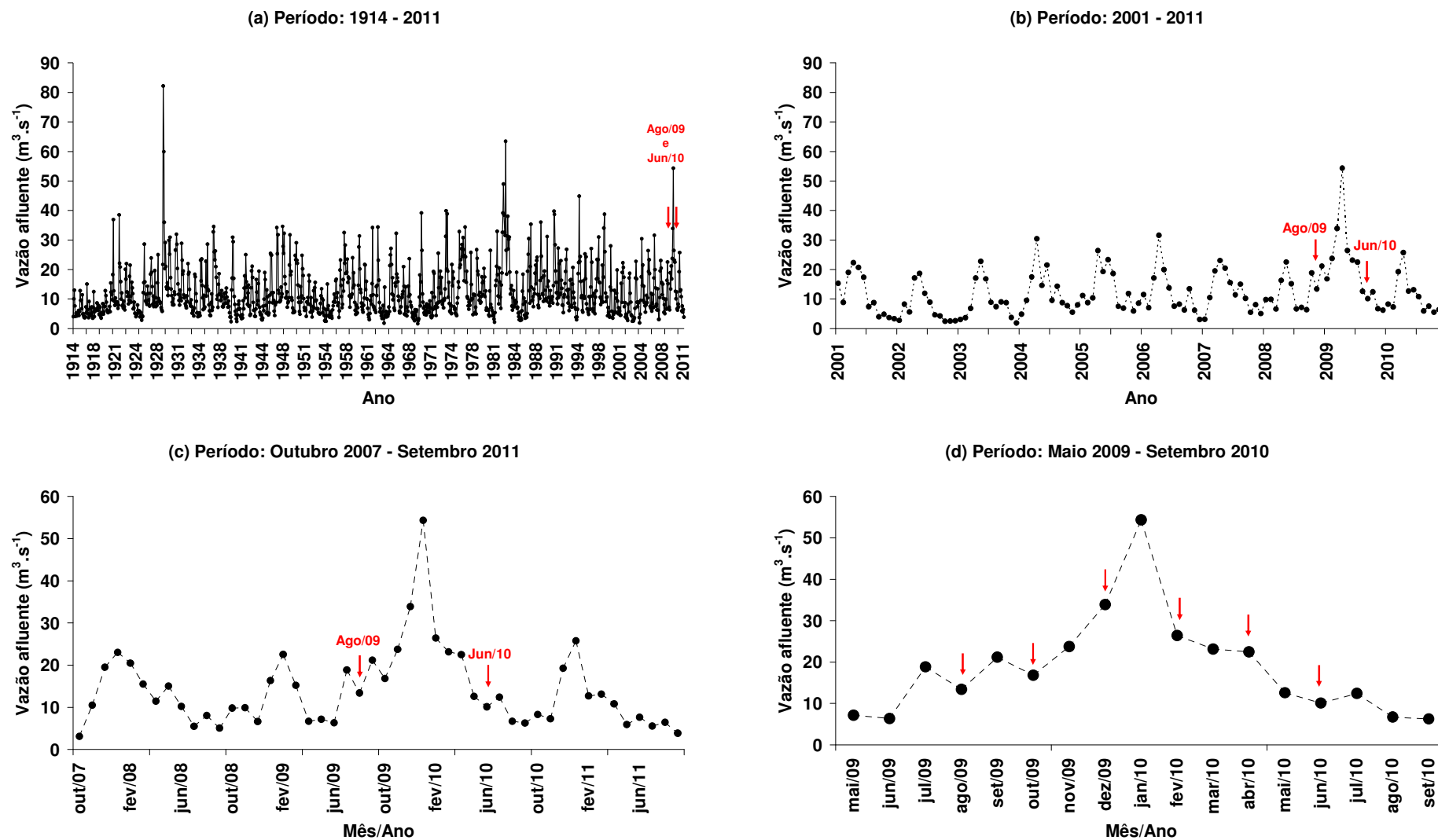


Figura 5 – Vazão média mensal ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) afluente ao reservatório de Itupararanga, nos períodos de: 1914 a 2011 (a), 2001 a 2011 (b), outubro de 2007 a setembro de 2011 (c) e maio de 2009 a setembro de 2010 (d). Em vermelho, nos gráficos (a), (b) e (c), são destacados os meses entre os quais as seis coletas foram efetuadas; no gráfico (d), são destacados todos os meses em que as coletas foram realizadas. Fonte: Votorantim Energia (1914-2011)

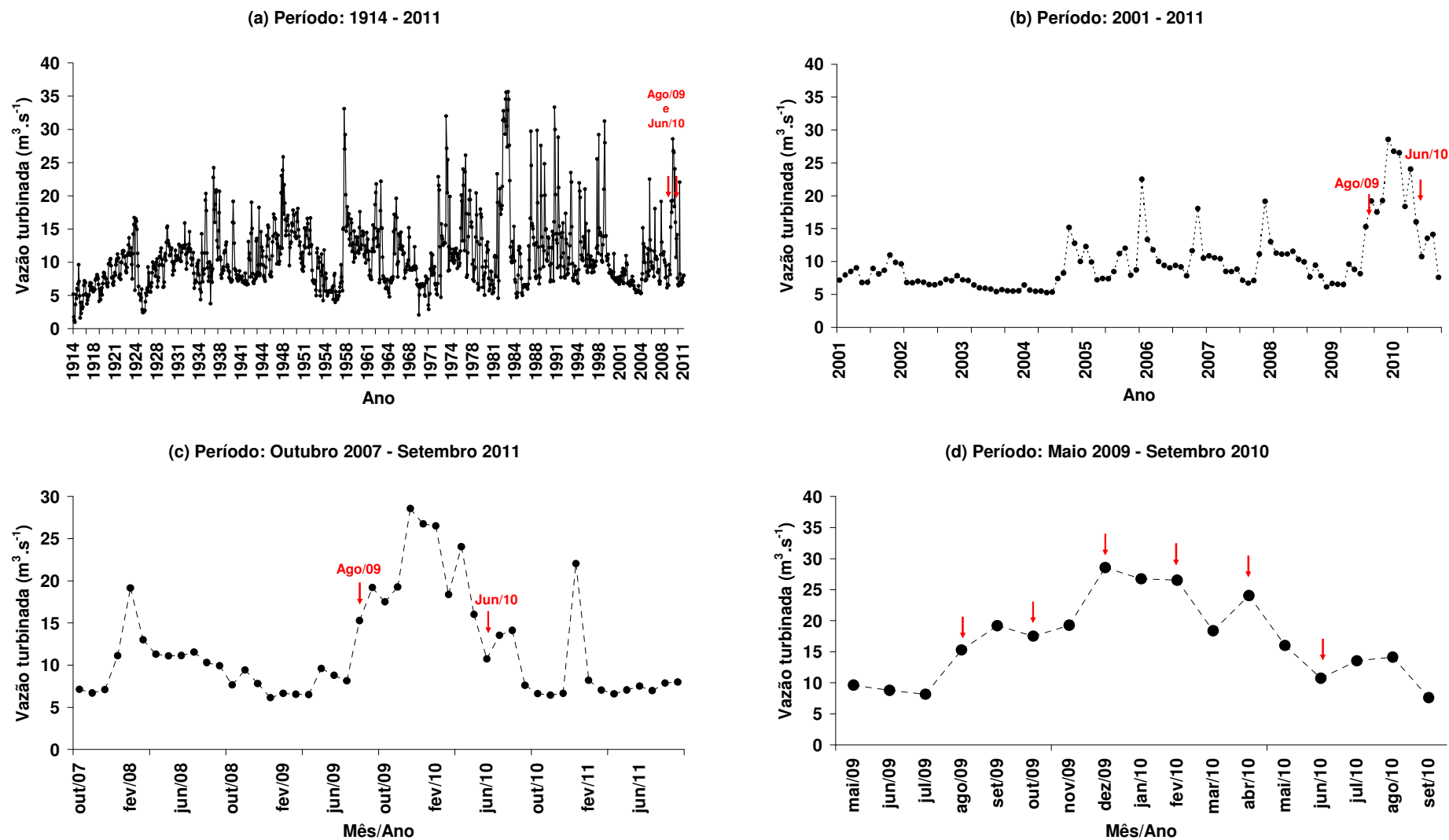


Figura 6 – Vazão média mensal ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) turbinada pela Votorantim Energia, operadora da barragem no reservatório de Itupararanga, nos períodos de: 1914 a 2011 (a), 2001 a 2011 (b), outubro de 2007 a setembro de 2011 (c) e maio de 2009 a setembro de 2010 (d). Em vermelho, nos gráficos (a), (b) e (c), são destacados os meses entre os quais as seis coletas foram efetuadas; no gráfico (d), são destacados todos os meses em que as coletas foram realizadas. Fonte: Votorantim Energia (1914-2011)

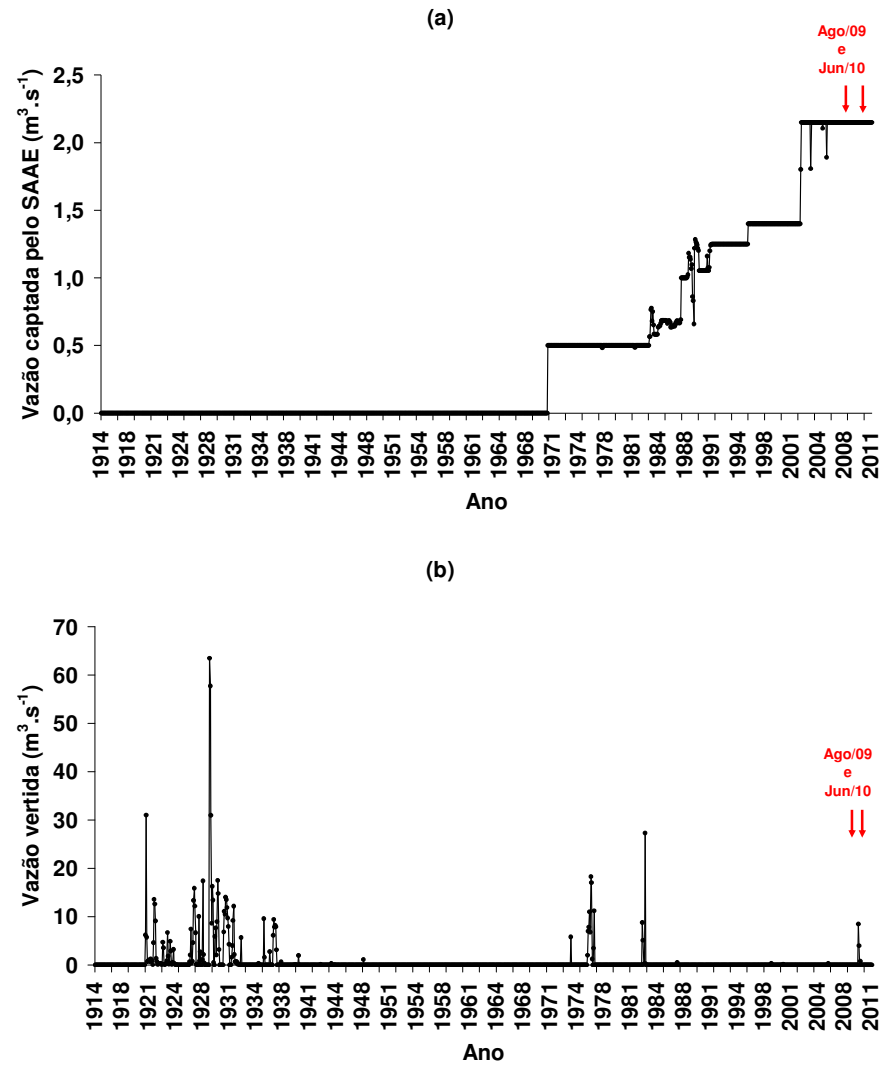


Figura 7 – Vazão média captada pelo SAAE (Serviço Autônomo de Águas e Esgoto) de Sorocaba (a) e vazão média mensal ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) vertida pela Votorantim Energia, operadora da barragem no reservatório de Itupararanga (b), no período de 1914 a 2011. Em vermelho, nos gráficos (a) e (b), são destacados os meses entre os quais as seis coletas foram efetuadas. Fonte: Votorantim Energia (1914-2011)

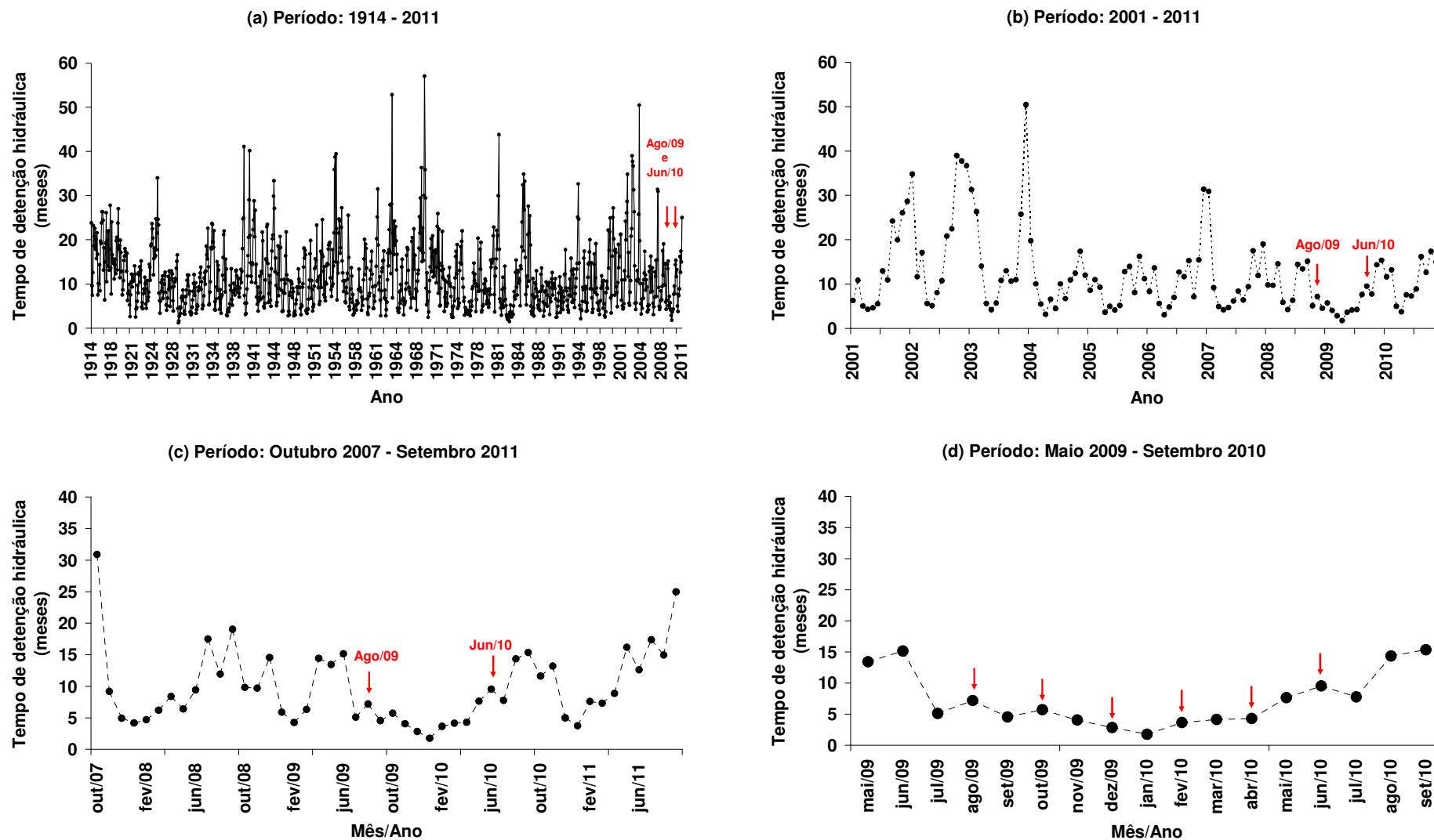


Figura 8 – Tempo teórico de detenção hidráulica (meses) no reservatório de Itapararanga nos períodos de: 1914 a 2011 (a), 2001 a 2011 (b), outubro de 2007 a setembro de 2011 (c) e maio de 2009 a setembro de 2010 (d). Em vermelho, nos gráficos (a), (b) e (c), são destacados os meses entre os quais as seis coletas foram efetuadas; no gráfico (d), são destacados todos os meses em que as coletas foram realizadas. Fonte: Votorantim Energia (1914-2011)

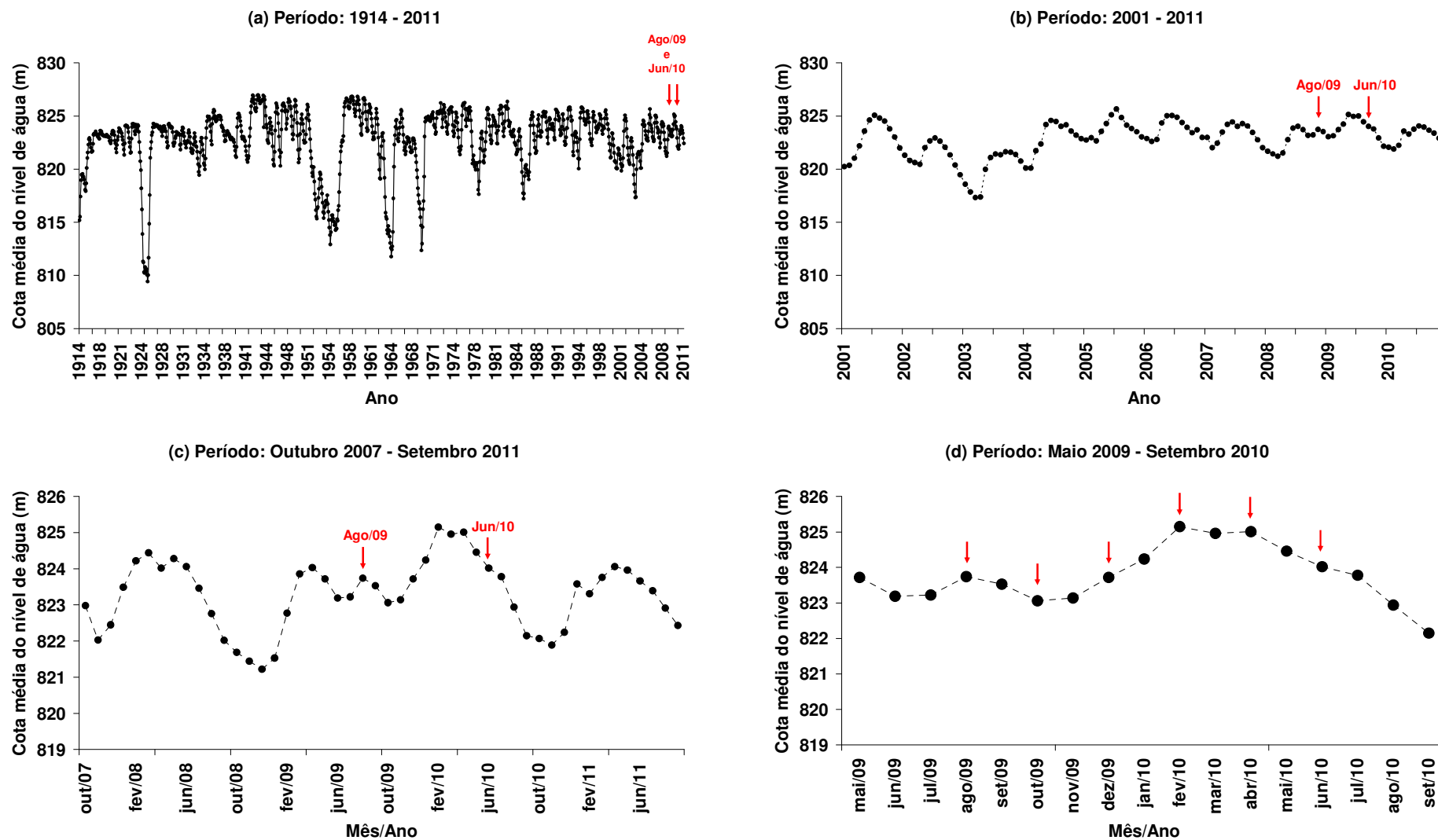


Figura 9 – Cota média do nível de água (m) no reservatório de Itupararanga nos períodos de: 1914 a 2011 (a), 2001 a 2011 (b), outubro de 2007 a setembro de 2011 (c) e maio de 2009 a setembro de 2010 (d). Em vermelho, nos gráficos (a), (b) e (c), são destacados os meses entre os quais as seis coletas foram efetuadas; no gráfico (d), são destacados todos os meses em que as coletas foram realizadas. Fonte: Votorantim Energia (1914-2011)

Existe significativa diversidade de formas de uso e ocupação do solo nas adjacências do reservatório, com destaque para atividades rurais e agrosilvopastoris, mineração e áreas ocupadas por municípios ou vegetação arbórea. Especificamente às margens do reservatório, observam-se áreas agrícolas (cultivo de hortaliças, milho e batata), pastagens, condomínios residenciais, além de remanescentes de vegetação (Figura 10). Em muitas propriedades, a agricultura é desenvolvida com base em sistemas mecanizados de irrigação e no emprego excessivo de agrotóxicos (SARDINHA *et al.*, 2008). As interferências antrópicas principais sobre o reservatório, que se referem a áreas construídas, culturas temporárias ou perenes e porções territoriais com solo exposto, são mais evidentes em sua margem esquerda. Na margem direita, ocorrem formações florestais e faixas mais contínuas de APPs (Áreas de Proteção Permanentes). Não há lançamento direto de esgotos domésticos no reservatório.

Em 1998, a Lei Estadual 10.100/1998 (São Paulo, 1998), posteriormente alterada pela Lei Estadual 11.579/2003 (São Paulo, 2003), criou a APA Itupararanga (Área de Proteção Ambiental) ao redor do reservatório, com vistas à proteção do manancial e da diversidade biológica e ao disciplinamento do processo de ocupação da região. A APA Itupararanga ocupa uma área de aproximadamente 93.000 ha e abrange os municípios citados na Tabela 5, com destaque para Vargem Grande Paulista e Ibiúna, uma vez que 72% e 55% da área desses municípios se encontram no interior da APA, respectivamente (BEU *et al.*, 2011).

Bernardi (2011) analisou criticamente os efeitos da criação da APA Itupararanga sobre as políticas públicas e a conservação dos recursos naturais locais por meio de indicadores como demografia, aspectos qualitativos e quantitativos da água e saneamento. A pesquisadora apontou a expansão agrícola como uma das principais responsáveis pela mudança acelerada nos padrões de uso e ocupação do solo na região e identificou conflitos entre o zoneamento preconizado para a APA e os planos diretores dos municípios por ela abrangidos. Isso evidencia, segundo a autora, a insuficiente participação popular e a pequena interlocução com os gestores da APA quando da concepção dos planos diretores municipais, o que coloca em risco a efetividade dessa área para a preservação do manancial.

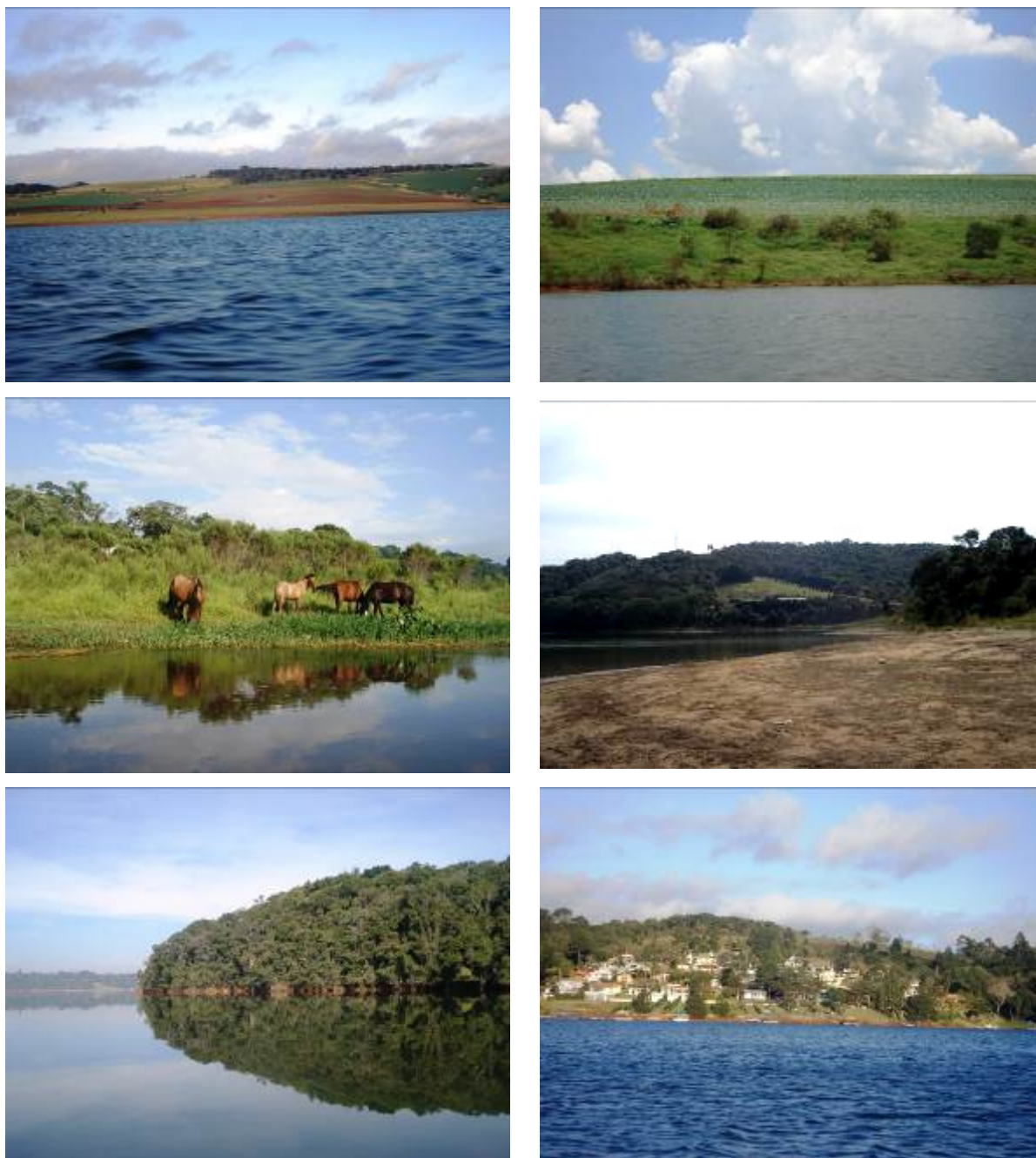


Figura 10 – Diversidade de formas de uso e ocupação do solo no entorno do reservatório de Itupararanga (SP), incluindo atividade agrícola, criação de animais, área de solo exposto, mata ciliar em APP (Área de Preservação Permanente) e loteamentos residenciais de alto padrão. Data: julho de 2009. Fotos do autor

A CETESB iniciou o monitoramento do reservatório de Itupararanga no final de 1998, de acordo com a seguinte justificativa: “Nos últimos anos, observa-se uma crescente tendência de ocupação dos entornos do reservatório com condomínios de alto padrão e loteamento. Desta forma, em 1998, incluiu-se (sic) dois pontos de amostragem neste reservatório” (CETESB, 1998). Já em 1999, de posse dos dados de monitoramento naquele ano, “observando os resultados das campanhas realizadas em 1999, com relação aos parâmetros sanitários, constatou-se que a qualidade deste manancial pode-se considerar muito satisfatória, uma vez que os níveis de matéria orgânica biodegradável e coliforme fecal apresentam-se em valores típicos de ambientes preservados, sob o aspecto de

contaminação por esgotos. (...) os valores de clorofila-a mantiveram-se durante todo o ano de 1999 abaixo de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$, mostrando assim que esse ambiente ainda não apresenta índices de eutrofização” (CETESB, 1999).

Em menos de 15 anos, a situação do reservatório se modificou significativamente. A partir da compilação de dados levantados pela CETESB, a análise da evolução temporal das concentrações de clorofila-a (Figura 11c) na água nas proximidades da barragem do reservatório, de $0,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ em novembro de 1998 para $22,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ em novembro de 2011, sugere que existe tendência de aumento do nível trófico do sistema aquático. Nesse mesmo período, a disponibilidade de nutrientes (Figuras 11a e 11b) variou, na maior parte do tempo, entre $5 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $130 \mu\text{g.L}^{-1}$ (fósforo total) e $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $2.000 \mu\text{g.L}^{-1}$ (nitrogênio total). As concentrações de oxigênio dissolvido (Figura 11d) mantiveram-se na faixa de 6mg.L^{-1} a 9mg.L^{-1} , com dois episódios pontuais de depleção: em janeiro de 2001 ($3,6 \text{mg.L}^{-1}$) e janeiro de 2007 ($4,2 \text{mg.L}^{-1}$).

O incremento do estado trófico do reservatório pode estar associado à influência negativa dos rios formadores, Sorocabuçu e Sorocamirim. Entre os anos de 2005 e 2011, as concentrações médias de fósforo total e nitrogênio total em pontos de monitoramento da CETESB nesses corpos de água foram, respectivamente, $60 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $929 \mu\text{g.L}^{-1}$ (rio Sorocabuçu; código do ponto: SOBU02800) e $60 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $1.513 \mu\text{g.L}^{-1}$ (rio Sorocamirim; código do ponto: SOMI02850) (CETESB, 2005-2011). Em seu relatório mais recente, a CETESB destacou a progressiva piora da qualidade da água do reservatório de Itupararanga, o que se verificou pelos seguintes fatores: i) aumento da participação das cianobactérias na comunidade fitoplanctônica, cujas densidades superaram o valor de alerta relativo ao padrão de potabilidade estabelecido pela Portaria MS 2.914/2011 (Brasil, 2011), $10.000 \text{ céls.mL}^{-1}$; ii) detecção de toxicidade aguda e crônica a *Ceriodaphnia dubia* em amostras de água; iii) “qualidade química péssima” do sedimento em função das concentrações de arsênio, cromo e DDE; e iv) decréscimo do IAP (Índice de Qualidade das Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público), que foi classificado como “regular” ou “ruim” (CETESB, 2011).

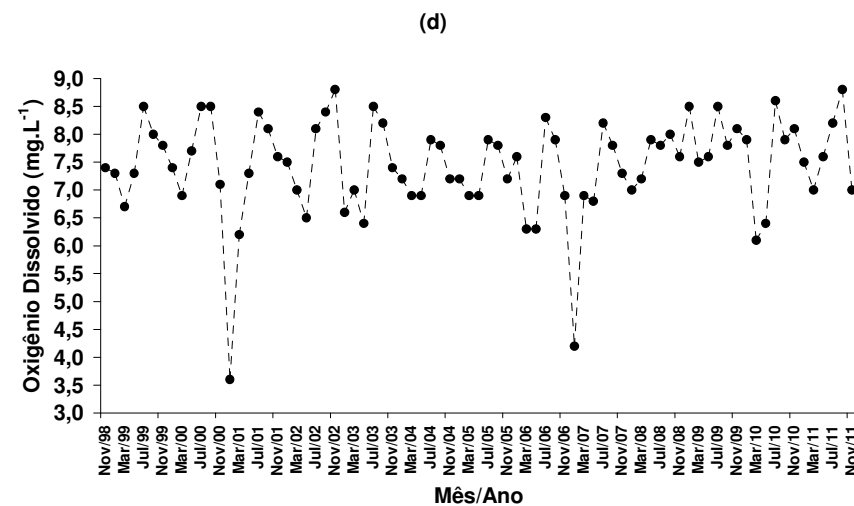
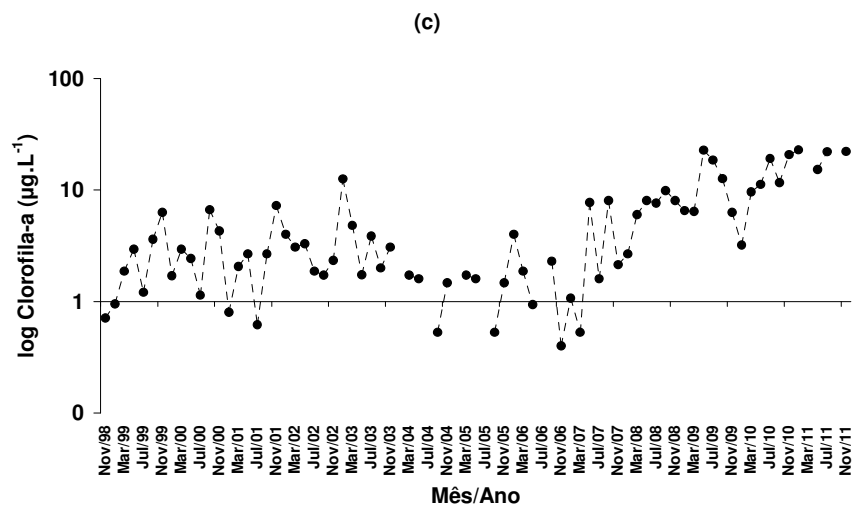
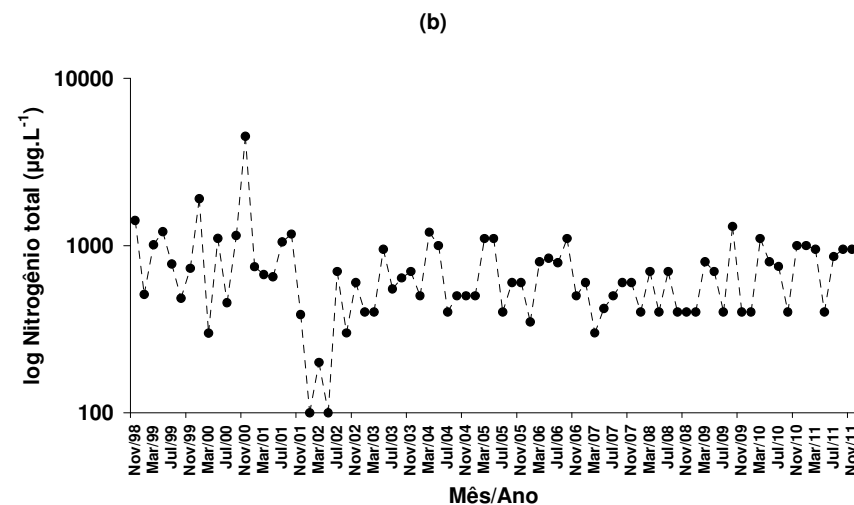
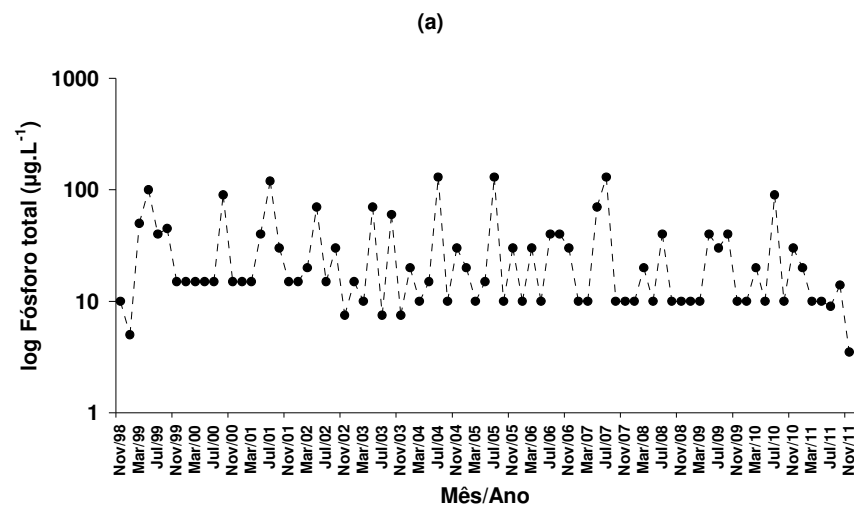


Figura 11 – Evolução temporal das concentrações de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) (a), nitrogênio total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) (b), clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) (c) e oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) (d) no reservatório de Itupararanga entre novembro de 1998 e novembro de 2011. Os gráficos (a), (b) e (c) estão em escala logarítmica. Os dados foram compilados de relatórios de qualidade da água publicados pela CETESB (1998-2011) e se referem ao ponto de amostragem SOIT02900 (próximo à barragem do reservatório, na estrada que liga Ibiúna a Votorantim – Latitude: $23^{\circ}36'42''\text{S}$; Longitude: $47^{\circ}23'52''\text{W}$)

5.2 Amostragens

5.2.1 Estações e Períodos de Amostragem

Foram escolhidas treze estações de amostragem na área de estudo (Figura 12), oito em ambiente lêntico (reservatório de Itupararanga) e cinco em sistemas lóticos: rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim e Sorocaba (uma estação a montante e outra a jusante do reservatório). Além dessa diferença referente ao regime de escoamento, outros critérios para a escolha destas estações foram a facilidade de acesso e a presença de configurações distintas de uso e ocupação em suas adjacências. No caso dos rios, foram selecionadas estações com seção de escoamento definida para facilitar as medições de vazão, a serem detalhadas no item 5.2.3.

As coletas foram realizadas em seis épocas distintas para abranger as flutuações naturais das condições climáticas da região, como por exemplo, dos padrões de precipitação e temperatura do ar. As datas das amostragens foram: 10 a 13 de agosto, 19 a 22 de outubro, 15 a 17 de dezembro de 2009 e 22 a 25 de fevereiro, 26 a 29 de abril e 27 de junho a 02 de julho de 2010.

5.2.2 Variáveis Climatológicas

A operadora do reservatório de Itupararanga forneceu registros de precipitação pluviométrica (mm) na barragem desde 1914 (VOTORANTIM ENERGIA, 1914-2011). Dados de temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), velocidade ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) e direção ($^{\circ}$) dos ventos entre janeiro de 2009 e junho de 2010 foram obtidos de um posto meteorológico do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) situado no município Sorocaba (SP) (INMET, 2009, 2010). Esses dados climatológicos foram analisados em escala horária, diária, mensal ou anual, dependendo da variável.

5.2.3 Variável Hidrológica

A vazão ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) foi medida nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim e Sorocaba (montante) nos seis períodos de coleta. Para isso, foi empregado o método do molinete. Por meio do levantamento do perfil de velocidades, a vazão foi calculada pelo somatório do produto entre cada velocidade média e a sua respectiva área de influência, seguindo as recomendações de Righetto (1998).

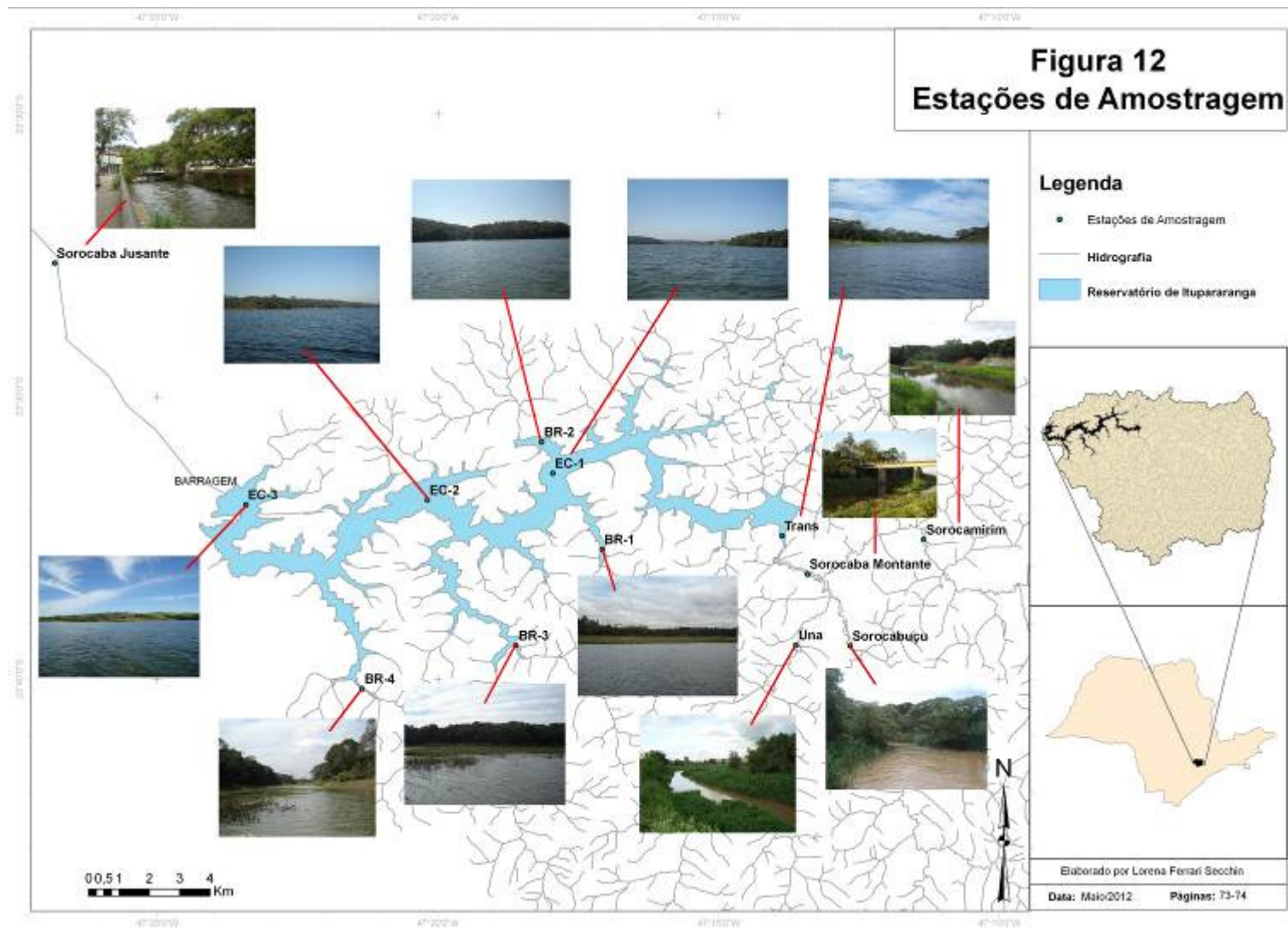


Figura 12 – Mapa de localização georreferenciada das estações de amostragem no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim e Sorocaba

5.2.4 Variáveis Abióticas da Água

No reservatório, foram determinados os perfis de temperatura, oxigênio dissolvido e pH. Essas medidas foram realizadas *in situ* a cada 0,1 m no primeiro metro e meio da coluna de água e, posteriormente, a cada 0,5 m até o fundo, com auxílio de sonda multiparâmetros Yellow Springer 556® (Tabela 6). A zona de mistura (Z_{mix}) foi admitida como o intervalo de profundidade da coluna de água em que o gradiente de densidade superou $0,02 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{m}^{-1}$, critério estabelecido por Reynolds (1984). A frequência de Brunt-Vaisälä (N^2) foi calculada a cada 1 m (Equação 5) e o valor máximo observado em cada caso foi utilizado como um indicador da estabilidade da coluna de água, procedimento similar ao adotado por Tadonlélék *et al.* (2000).

$$N^2 = \left(\frac{g}{\rho_{\text{máx}}} \right) \left(\frac{d\rho}{dz} \right) \quad (5)$$

N^2 : frequência de Brunt-Vaisälä ($\text{rad}\cdot\text{s}^{-1}$); g : aceleração da gravidade ($\sim 9,81 \text{ m}\cdot\text{s}^{-2}$); $\rho_{\text{máx}}$: densidade máxima da água na coluna de água ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$), corrigida em função da temperatura; $d\rho/dz$: gradiente de densidade a cada metro da coluna de água ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-4}$)

A radiação solar incidente e a fotossinteticamente ativa subaquática (RSFA) foram determinadas, a cada 0,1 m, com radiômetro Quanta-meter Ly-Cor (400-700 nm de sensibilidade). A transparência da água foi estimada pela profundidade de desaparecimento do Disco de Secchi. A profundidade da zona eufótica (Z_{eu}) e o coeficiente de extinção da radiação (η) foram calculados de acordo com as equações propostas por Wetzel e Likens (1991). A temperatura do ar (com termômetro de mercúrio), o horário e as condições meteorológicas foram registrados no instante das coletas.

Garrafa de Van Dorn foi empregada para coletar amostras de água em diferentes profundidades da coluna de água do reservatório, correspondentes a 100%, 75%, 50%, 25%, 10% e 1% da RSFA, além da zona afótica. Em laboratório de campo, a turbidez foi medida com turbidímetro de bancada Marconi® e a alcalinidade foi determinada com auxílio de pHmetro, placa agitadora e bureta automática (Tabela 6). A partir dos dados de pH e alcalinidade, de acordo com as equações propostas por Mackereth *et al.* (1978), foram calculadas as concentrações das formas de carbono: gás carbônico total e livre, bicarbonato (HCO_3^-) e carbonato (CO_3^{2-}). Amostras para determinação de nutrientes dissolvidos (por exemplo, nitrito, nitrato e ortofosfato) foram filtradas (membranas GF/C de $0,45 \mu\text{m}$), acondicionadas em frascos plásticos e congeladas. Os filtros para quantificação de sólidos suspensos totais foram armazenados em dessecador. Amostras para nutrientes totais também foram reservadas, acondicionadas em frascos plásticos e congeladas. As concentrações de nitrogênio total foram determinadas pela soma das concentrações de

nitrogênio total Kjeldahl, nitrato e nitrito. Foram calculadas as frações molares nitrogênio total:fósforo total (NT:PT) a partir das concentrações dessas variáveis e da massa molar aproximada do fósforo (31 g.mol^{-1}) e do nitrogênio (14 g.mol^{-1}).

Tabela 6 – Variáveis abióticas da água que foram determinadas nesta pesquisa, além dos respectivos métodos, referências e equipamentos utilizados

Variável	Unidade	Método	Equipamento/Referência
Temperatura	°C	Potenciometria	Sonda multiparâmetros Yellow Springer 556®
Oxigênio Dissolvido	% e mg.L^{-1}	Polarografia	
pH	-	Potenciometria	
Radiação Solar Fotossinteticamente Ativa	$\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$	Radiometria	Radiômetro Quanta-Meter Ly-Cor LI-1.400, faixa de 400 nm a 700 nm
Transparência	m	-	Disco de Secchi
Alcalinidade	mEq.L^{-1}	Titulometria	APHA (2005)
Turbidez	UT	Nefelometria	Turbidímetro de bancada Marconi®
Sólidos Suspensos Totais (orgânicos e inorgânicos)	mg.L^{-1}	Gravimetria	APHA (2005)
Carbono total (orgânico e inorgânico)	mg.L^{-1}	Combustão	TOC Shimadzu®/APHA (2005)
Nitrogênio total Kjeldahl	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Digestão, Destilação e Titulação 4.500 N_{org} . C	Büchi®/APHA (2005)
Nitrogênio amoniacal	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Destilação e Titulação 4.500 NH_3 . C	Büchi®/APHA (2005)
Nitrito	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotometria 4.500- NO_2^- . B	Espectrofotômetro Hach® 4.000V APHA (2005)
Nitrato	mg.L^{-1}	Espectrofotometria 4.500- NO_3^- . B	Espectrofotômetro Hach® 4.000V/APHA (2005)
Fósforo total	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Digestão e Espectrofotometria 4.500-P. E	Espectrofotômetro Hach® 4.000V APHA (2005)
Fosfato total dissolvido	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Digestão e Espectrofotometria 4.500-P. E	Espectrofotômetro Hach® 4.000V APHA (2005)
Ortofosfato	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotometria 4.500-P. E	Espectrofotômetro Hach® 4.000V APHA (2005)

Todas as análises, à exceção daquelas efetuadas no laboratório de campo, foram realizadas com duas réplicas no Laboratório BIOTACE (Biotoxicologia de Águas Continentais e Efluentes), da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP).

Para os rios estudados, foi utilizado esquema de amostragem similar: as mesmas variáveis foram determinadas, seguindo procedimentos idênticos, já descritos na Tabela 6. No entanto, a coleta não foi efetuada em diferentes profundidades. As variáveis da sonda multiparâmetros foram medidas em subsuperfície e as amostras para as análises laboratoriais foram coletadas entre 0 cm e 10 cm abaixo da superfície da água.

5.2.5 Variáveis Bióticas da Água

Assim como para as variáveis abióticas da água, as variáveis bióticas foram determinadas em diferentes profundidades da coluna de água do reservatório e em uma única profundidade (subsuperfície) nos rios.

As amostras foram filtradas com membrana GF/C de 0,45 µm e os filtros foram congelados para posterior análise no Laboratório BIOTACE. A determinação de clorofila-a e feofitina na água foi conduzida por meio da extração com etanol 80%, de acordo com o método de Nusch (1980) modificado por NEN (1981). O cálculo das concentrações desses pigmentos foi realizado pelas Equações 6 e 7.

$$[\text{clorofila}] = 29,6 \frac{v}{V_a S} [(Eu_{665} - Eu_{750}) - (Ea_{665} - Ea_{750})] \quad (6)$$

$$[\text{feofitina}] = 29,6 \frac{v}{V_a S} \{ [1,7(Ea_{665} - Ea_{750})] - (Eu_{665} - Eu_{750}) \} \quad (7)$$

[clorofila]: concentração de clorofila-a na água (µg.L⁻¹); [feofitina]: concentração de feofitina na água (µg.L⁻¹); v: volume do extrato (mL); V_a: volume da amostra filtrada (L); S: espessura da cubeta (cm); Eu: absorvância da amostra não acidificada; Ea: absorvância da amostra após acidificação; 29,6: valor numérico do coeficiente de absorção específica da clorofila-a; 1,7: razão de rendimento da clorofila-a não acidificada para acidificada

As amostras de água para o estudo da comunidade fitoplanctônica foram transferidas para frascos de vidro, fixadas com lugol acético e armazenadas em local escuro até o processamento. Câmaras de sedimentação de 2 mL ou 5 mL, dependendo da densidade de organismos na amostra, foram utilizadas para análise quantitativa da comunidade (UTHERMÖHL, 1958). Não foi necessário efetuar diluições em nenhuma amostra. Diferentes campos foram observados em microscópio ótico invertido Olympus CK2® (aumento de 400 vezes). Os dois critérios possíveis para interrupção da contagem foram: i) nenhuma espécie nova encontrada em 20 campos percorridos ou ii) 100 indivíduos ou mais

representantes da espécie mais abundante. Assim, foi possível determinar as densidades de cada espécie fitoplanctônica e a densidade total da comunidade (Equação 8, APHA, 2005).

$$D_t = \frac{CA_t}{A_f FV} \quad (8)$$

D_t : densidade total fitoplanctônica (indivíduos.mL⁻¹ ou simplesmente ind.mL⁻¹); C: número de indivíduos contados no campo do microscópio; A_t : área total do fundo da câmara de sedimentação (mm²); A_f : área dos campos de contagem (mm²); F: número de campos contados; V: volume da amostra (mL)

Os organismos foram identificados por meio de chaves de classificação disponíveis na literatura (por exemplo, Anagnostidis e Komarék, 1986, 1988, 1989; Bicudo e Menezes, 2006; Bourrelly, 1972a, 1972b, 1981; Castro *et al.*, 1991, Komarék & Fott, 1983; Parra *et al.*, 1980, 1982, 1983; Sant'Anna *et al.*, 2006). Foram considerados indivíduos em sua organização i) como espécies unicelulares ou em processo reprodutivo não concluído no momento da fixação com lugol, ii) como filamentos e iii) como colônias ou agregações. O índice de diversidade de espécies (H') foi calculado por meio da Equação 9, proposta por Shannon e Weaver (1963). Foi efetuado o agrupamento funcional das espécies fitoplanctônicas com base na classificação fitossociológica proposta por Reynolds *et al.* (2002), com os cuidados sugeridos por Padisák *et al.* (2009).

$$H' = -\sum p_i \log_2(p_i) \quad (9)$$

H' : índice de Shannon-Weaver (bits.ind⁻¹); p_i : n_i/N ; n_i : número de indivíduos da espécie i ; N: número total de indivíduos

O biovolume celular foi calculado para as espécies que apresentaram maior abundância relativa em cada amostra. A partir de medições em 30 indivíduos por meio de uma régua acoplada ao microscópio, foi estipulada uma média das dimensões dos organismos de cada espécie para a obtenção do volume celular médio. Este volume foi calculado a partir da semelhança da célula do organismo às formas geométricas, conforme preconizado por Wetzel e Likens (1991), seguindo as recomendações de Hillebrand *et al.* (1999).

5.2.6 Variáveis Abióticas do Sedimento

Amostras de sedimento superficial, coletadas nos rios e no reservatório com auxílio de draga Van Veen, foram acondicionadas em recipientes plásticos e armazenadas em local ventilado para eliminação da umidade. No Laboratório BIOTACE, foram determinados os teores de matéria orgânica (Wetzel e Likens, 1991) e as concentrações de fósforo e

nitrogênio totais de acordo com protocolos descritos por Andersen (1976) e APHA (2005), respectivamente. O fluxograma metodológico apresentado na Figura 13 sintetiza os procedimentos de campo e de laboratório descritos nos itens 5.2.3, 5.2.4, 5.2.5 e 5.2.6.

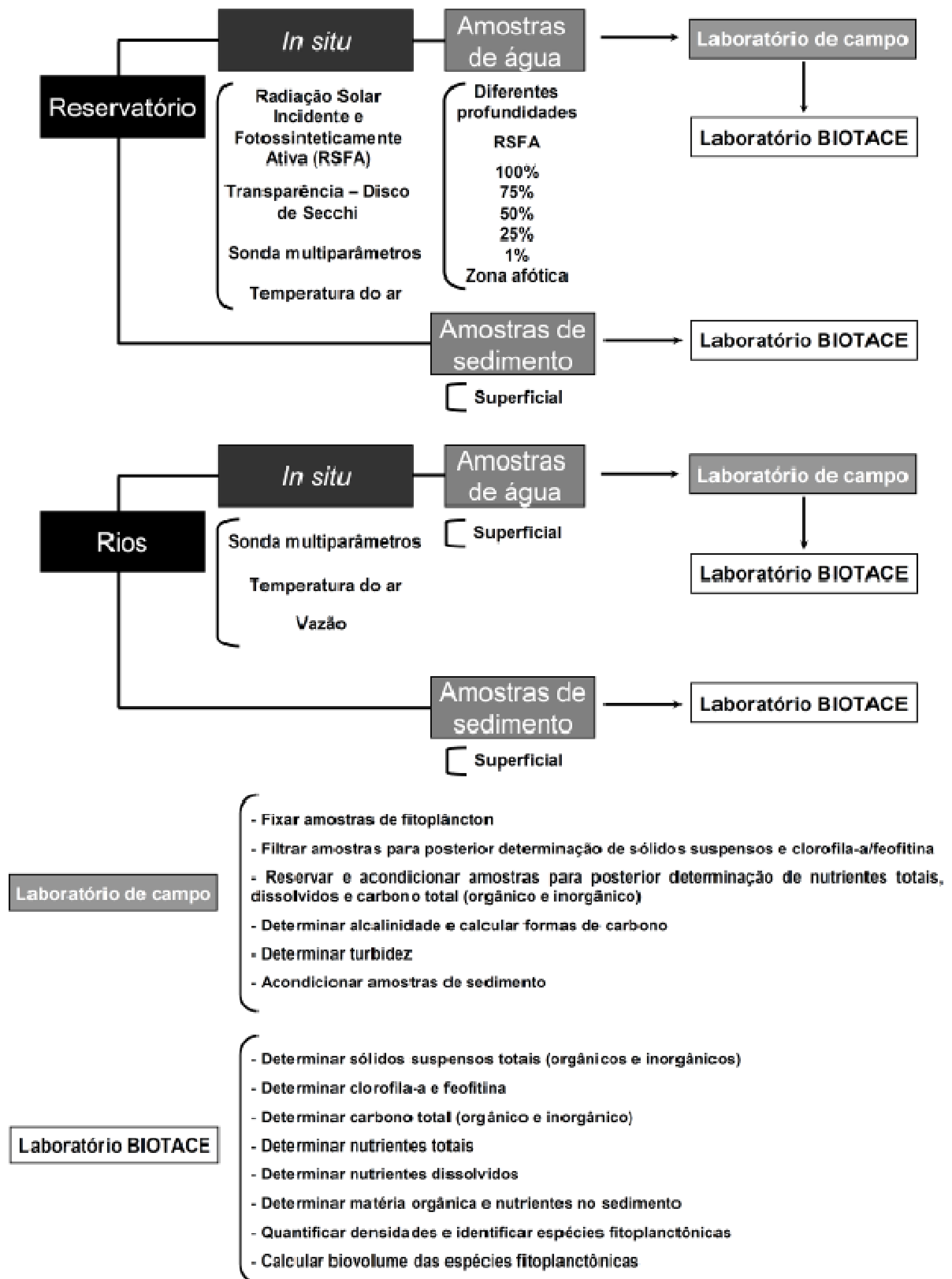


Figura 13 – Síntese das etapas desenvolvidas em campo e em laboratório na presente pesquisa

5.3 Tratamento e Análise dos Dados

5.3.1 Cálculo das Cargas de Carbono, Fósforo, Nitrogênio e Sólidos

As cargas foram calculadas de acordo com a Equação 10 para as seguintes variáveis da água: carbono (total, orgânico e inorgânico), fósforo e nitrogênio totais e sólidos suspensos (totais, orgânicos e inorgânicos), de acordo com o esquema apresentado na Figura 14. As vazões da estação de coleta “rio Sorocaba (montante)” associadas às respectivas concentrações das variáveis analisadas foram utilizadas para o cálculo das cargas a montante do reservatório. Para o cálculo das cargas a jusante, foram empregadas as vazões defluentes do reservatório (somatório da vazão turbinada com a vazão vertida) associadas às médias das concentrações das variáveis na coluna de água em Ec3.

$$C_x = \frac{86400.[variável_x]Q}{10^6} \quad (10)$$

C_x : carga mássica diária da variável x (kg.dia^{-1}); 86.400: conversão de segundos (s) para dia; [variável_x]: concentração da variável na água (mg.L^{-1}); Q: vazão a montante ou a jusante do reservatório (L.s^{-1}); 10^6 : conversão de miligrama (mg) para quilograma (kg)

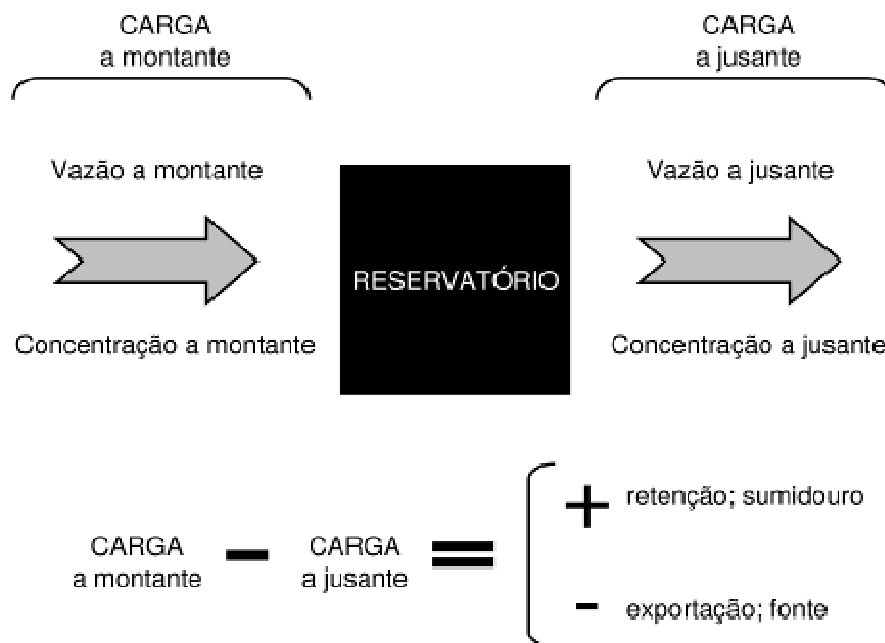


Figura 14 – Desenho explicativo do cálculo das cargas de carbono, fósforo, nitrogênio e sólidos que entram e saem do reservatório de Itupararanga (SP)

A partir da diferença entre as cargas a montante e a jusante, e considerando o sistema aquático como uma “caixa preta”, foi possível avaliar o papel do reservatório na retenção (quando a subtração resultou em um número positivo) ou na exportação (quando a

subtração resultou em um número negativo) das variáveis supracitadas. Por exemplo, uma diferença positiva de 200 kg.dia⁻¹ de fósforo total sugere que o reservatório reteve diariamente essa massa do nutriente. Caso essa diferença fosse negativa, isso seria um indicativo de que o curso de água exporta fósforo para jusante.

5.3.2 Análises Estatísticas – Escalas Espacial (Horizontal e Vertical) e Temporal (Sazonal)

Para identificação das similaridades ou diferenças estatísticas entre as estações de coleta (escala espacial horizontal), as diferentes profundidades em uma mesma estação (escala espacial vertical) e os meses de amostragem (escala sazonal), foi empregada a Análise de Variância Multivariada (MANOVA), com probabilidade de 95% ($p < 0,05$), considerando todas as variáveis abióticas da coluna de água, além de clorofila-a e feofitina. Além disso, com essas mesmas variáveis, a Análise de Componentes Principais (PCA) permitiu a identificação e a hierarquização das variáveis vinculadas à compartimentalização do reservatório em cada período de coleta. Com base nos *scores* oriundos da PCA, foi realizada análise de agrupamento (*cluster*), que resultou em dendogramas de similaridade entre as estações amostrais. Dentre os métodos existentes, optou-se pelo agrupamento por associação não ponderada (UPGMA) e com coeficientes cofenéticos acima de 0,8 (LEGENDRE e LEGENDRE, 1983). Matrizes de correlação de Spearman, com o coeficiente r entre -1,0 e +1,0, foram construídas para avaliar a influência das variáveis abióticas sobre as variáveis bióticas. Todas as análises estatísticas descritas foram efetuadas com auxílio dos *softwares* *Systat 10.2®* e *Statistica 6.0®*.

5.3.3 Curvas de Permanência de Qualidade da Água e Compatibilidade com o Enquadramento Legal do Reservatório

A construção das curvas de permanência de qualidade da água seguiu as etapas descritas por Cunha e Calijuri (2010). Tais curvas foram confeccionadas com base na função de distribuição acumulada, que descreve a distribuição de probabilidade de uma variável aleatória de valor real “X”. Para cada número real “x”, o valor da função de distribuição acumulada [“F(x)”] pode ser calculado pelas Equações 11 ou 12.

$$F(x) = P(X \leq x) \tag{11}$$

$$F(x) = P(X \geq x) \tag{12}$$

Na Equação 11, $P(X \leq x)$ representa a probabilidade de que a variável X resulte em um valor igual ou menor a x (probabilidade de não-excedência). Na Equação 12, por sua vez, $P(X \geq x)$ se refere à probabilidade de que X resulte em valor igual ou superior a x (probabilidade de excedência). Por exemplo, se $P(\text{fósforo total} \leq 30 \mu\text{g.L}^{-1})$ for igual a 80%, a probabilidade de que a concentração de fósforo seja igual ou menor a $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ é de 80% e, conseqüentemente, a probabilidade de que essa concentração exceda $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ é de 20%.

Esse tipo de análise permitiu a avaliação da probabilidade de incompatibilidade dos resultados obtidos no reservatório de Itupararanga com seu enquadramento legal (Classe 2). Portanto, a probabilidade de interesse se referiu, nos casos de não excedência ou de excedência (somente para a variável oxigênio dissolvido), ao valor de “ $F(x)$ ” para “ x ” igual ao padrão ambiental estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005) para cada variável. Como a ênfase desta pesquisa foi a avaliação do nível de trofia do ambiente aquático, as seguintes variáveis foram previamente escolhidas para a construção das curvas de permanência: oxigênio dissolvido, nitrato, nitrogênio amoniacal, fósforo total, clorofila-a e densidade de cianobactérias. No entanto, as variáveis nitrato, nitrogênio amoniacal e densidade de cianobactérias não apresentaram, em nenhuma estação de coleta ou período amostral, incompatibilidades com os valores fixados pela Resolução CONAMA 357/2005 para reservatórios Classe 2. Assim, as curvas foram elaboradas apenas para fósforo total, clorofila-a e oxigênio dissolvido.

5.3.4 Concentrações Basais de Nutrientes na Água

Dados secundários, concentrações de fósforo e nitrogênio totais quantificadas em rios e reservatórios do estado de São Paulo entre os anos de 2005 e 2009 por CETESB (2005-2009), foram compilados para cálculo das concentrações basais de nutrientes na água. Os dados disponíveis foram determinados com frequência bimestral pela CETESB (e.g. período chuvoso – dezembro e fevereiro; período intermediário – abril e outubro; período seco – junho e agosto) e se referem a pontos de monitoramento nas 22 UGRHIs do estado de São Paulo. Ao todo, foram consideradas 319 estações de amostragem em rios e córregos ($N = 7.110$ para fósforo total e $N = 6.987$ para nitrogênio total) e 17 em reservatórios ($N = 538$ para fósforo total e $N = 489$ para nitrogênio total). O horizonte temporal analisado (cinco anos de dados) permitiu que fosse captada, nos resultados, a variação natural dos sistemas aquáticos em relação à disponibilidade de nutrientes, cuja importância foi ressaltada por Knowlton e Jones (2006). As concentrações basais de nutrientes foram comparadas com aquelas observadas no reservatório de Itupararanga e em seus rios formadores como forma de estimar o nível de enriquecimento dos corpos de água

em relação a uma condição próxima à natural. Maiores detalhes podem ser encontrados nos artigos de Cunha *et al.* (2011a) e Cunha *et al.* (2012b).

MANOVA prévia sugeriu que os dados provenientes de pontos de monitoramento em diferentes UGRHIs eram estatisticamente similares ($p > 0,05$ para rios e reservatórios). Assim, foi possível estimar concentrações basais únicas para todo o estado de São Paulo e não houve a necessidade de determiná-las separadamente para cada UGRHI. Dois métodos foram utilizados para o cálculo das concentrações basais de nutrientes:

i) Método do “Melhor Julgamento Profissional” (em inglês, *Best Professional Judgment Method*, BPJ). Rios e reservatórios situados em bacias hidrográficas mais preservadas foram escolhidos e separados dos demais, compondo um subconjunto de dados de “corpos de água de referência”. Esses rios e reservatórios situam-se em UGRHIs com maiores porcentagens de áreas com vegetação, menores taxas de crescimento e densidades populacionais e, portanto, representam uma condição mais próxima à original, com mínima interferência antrópica. As medianas das concentrações de fósforo e nitrogênio totais desse subconjunto foram assumidas como as concentrações basais desses nutrientes. As UGRHIs 1 (Mantiqueira), 3 (Litoral Norte), 11 (Ribeira de Iguape) e 14 (Alto Paranapanema) do estado de São Paulo, classificadas como “UGRHIs de conservação” por CETESB (2011), foram escolhidas como referência;

ii) Método da “Triseção” (em inglês, *Trisection Method*, TR). Ao contrário do método anterior, esse procedimento considerou todos os dados disponíveis, não apenas aqueles referentes a pontos de amostragem situados em regiões mais preservadas, mas também os localizados em UGRHIs impactadas. Foram calculadas as medianas do terço inferior dos dados (ou seja, o percentil correspondente a 1/6). Detalhes adicionais do método da Triseção podem ser encontrados em Buck *et al.* (2000).

A utilização de dois métodos para cálculo das concentrações basais permitiu a avaliação da concordância/discrepância entre os valores gerados. Além disso, as concentrações obtidas foram comparadas com pesquisas semelhantes desenvolvidas para ambientes temperados (e.g. CROUZET *et al.*, 1999; SOLHEIM *et al.*, 2005; DODDS *et al.*, 2006; JUSTUS, 2010).

5.3.5 Proposta de Índice de Estado Trófico para Reservatórios Subtropicais (IET_{rs})

Para propor o IET_{rs} , foram utilizados dados secundários de 18 reservatórios subtropicais (Tabela 7) monitorados pela CETESB durante 14 anos (CETESB, 1996-2009) com frequência bimestral e amostrados na superfície da coluna de água. Para a construção

do índice, foram consideradas concentrações de fósforo total (N = 931) e clorofila-a (N = 848) e medidas de profundidade de desaparecimento do Disco de Secchi (N = 204).

Tabela 7 – Nome, coordenadas geográficas (latitude e longitude), área e idade dos 18 reservatórios subtropicais cujos dados foram utilizados para a proposta do IET_{rs} (Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais)

Reservatório	Coordenadas geográficas	Área (km ²)	Idade (anos)
Arrependido	22°19'S; 50°01'W	< 1	> 50
Barra Bonita	22°32'S; 48°26'W	310	47
Billings	23°47'S; 46°35'W	127	84
Capivari-Monos	23°55'S; 46°43'W	7	> 50
Cascata	22°12'S; 49°55'W	<1	38
Graças	23°39'S; 46°58'W	<1	93
Guarapiranga	23°45'S; 46°46'W	27	>100
Itupararanga	23°36'S; 47°17'W	936	96
Jaguari	22°55'S; 46°25'W	56	29
Juqueri	23°20'S; 46°39'W	314	45
Jurumirim	23°15'S; 49°00'W	449	48
Rio Grande	23°46'S; 46°30'W	7	30
Rio Jundiá	23°38'S; 46°11'W	17	31
Rio Preto	20°48'S; 49°22'W	< 1	56
Santa Branca	23°20'S; 45°47'W	27	51
Taiapuê	23°34'S; 46°17'W	20	34
Tanque Grande	23°22'S; 46°27' W	<1	52
Três Irmãos	21°02'S; 50°28' W	785	18

Primeiramente, foram calculadas as médias geométricas das variáveis em cada reservatório (Equação 13). Esse procedimento foi considerado apropriado para minimizar a importância de valores extremos (*outliers*) e para indicar a tendência central do conjunto de dados. Como a média geométrica é sensível a valores < 1, as concentrações de clorofila-a inferiores a esse valor (por exemplo, 0,5 µg.L⁻¹) foram assumidas como iguais a 1 µg.L⁻¹. As médias geométricas de fósforo total e clorofila-a foram organizadas na ordem crescente e divididas em cinco subconjuntos de dados, correspondentes às categorias ultraoligotrófica (percentil 0-20%), oligotrófica (20-40%), mesotrófica (40-60%), eutrófica (60-80%) e supereutrófica (80-100%). Assim, foi possível fixar limites superiores para essas variáveis para cada classe de estado trófico. Esses subconjuntos de dados também permitiram o cálculo da probabilidade de ocorrência de episódios individuais de concentrações de fósforo e clorofila-a superiores a determinados valores em cada nível trófico. As probabilidades de as concentrações de clorofila-a superarem 10 µg.L⁻¹, 30 µg.L⁻¹ e 50 µg.L⁻¹ e de as concentrações de fósforo excederem 30 µg.L⁻¹ e 50 µg.L⁻¹ foram calculadas para cada categoria. Essas concentrações foram intencionalmente escolhidas por representarem

padrões estabelecidos pela legislação brasileira para diferentes classes de enquadramento de cursos hídricos, de acordo com os respectivos usos preponderantes (BRASIL, 2005).

$$G = \sqrt[n]{x_1 x_2 x_3 \dots x_n} \quad (13)$$

G: média geométrica; x_1, x_2, \dots, x_n : dados disponíveis para a variável x

Em seguida, regressão linear com um nível de confiança de 99% ($p < 0,01$) foi utilizada para estimar as correlações entre os dados pareados “fósforo e clorofila-a” e “clorofila-a e Disco de Secchi”, procedimento similar ao adotado por Lamparelli (2004). Tais correlações são genericamente expressas pelas Equações 14 e 15. Essas equações foram substituídas na Equação 16, originalmente proposta por Carlson (1977), resultando nas Equações 17 e 18, que podem ser consideradas uma versão calibrada do modelo de Carlson, adaptada para melhor descrever os reservatórios subtropicais. Finalmente, o novo Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais (IET_{rs}) pôde ser calculado pela Equação 19.

$$\ln Cla = \alpha \ln TP + \beta \quad (14)$$

$$\ln DS = \varphi \ln Cla + \gamma \quad (15)$$

$$IET(DS)_{rs} = 10 \left(6 - \frac{\ln DS}{\ln 2} \right) \quad (16)$$

$$IET(Cla)_{rs} = 10 \left[6 - \left(\frac{\varphi \ln Cla + \gamma}{\ln 2} \right) \right] \quad (17)$$

$$IET(TP)_{rs} = 10 \left[6 - \left(\frac{\varphi (\alpha \ln TP + \beta) + \gamma}{\ln 2} \right) \right] \quad (18)$$

$$IET_{rs} = \frac{IET(Cla)_{rs} + IET(TP)_{rs}}{2} \quad (19)$$

Cla: clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$); DS: Profundidade do Disco de Secchi (m); TP: fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$); α, φ : coeficientes angulares; β, γ : coeficientes lineares; $IET(Cla)_{rs}$: Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais em relação à clorofila-a; $IET(TP)_{rs}$: Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais em relação ao fósforo total; IET_{rs} : Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais

O novo índice gerado foi comparado com o índice original proposto por Carlson (1977) e com o IET apresentado por Lamparelli (2004), que vem sendo utilizado pela CETESB em seus programas de monitoramento no estado de São Paulo até o presente momento.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Caracterização Geral das Estações e Períodos de Amostragem

A Tabela 8 apresenta, para o instante das coletas em cada estação de amostragem e período, as condições do tempo, a temperatura do ar e a radiação solar incidente. As seis coletas efetuadas no reservatório e nos rios formadores abrangeram períodos com significativa variação dessas características. Em agosto e dezembro de 2009 e junho de 2010, houve predomínio de sol ou sol entre nuvens na maioria das estações. Nessas três ocasiões, as máximas RSI foram $320 \mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, $2.795 \mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e $2.900 \mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, respectivamente. Nos demais períodos, foi verificada nebulosidade com maior frequência, o que se refletiu nos valores de RSI principalmente em outubro de 2009, quando ela variou entre $45 \mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e $292 \mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ no reservatório. Somente em fevereiro de 2010 houve episódio de chuva leve no momento da coleta em Ec2. Assim, a RSI se mostrou dependente da estação do ano e, obviamente, das condições meteorológicas verificadas em campo e do horário das amostragens. A temperatura do ar também foi influenciada por tais fatores. Nas coletas que abrangeram períodos de inverno, as temperaturas instantâneas do ar variaram entre $6,0\text{-}25,0^{\circ}\text{C}$ (agosto de 2009) e $9,5\text{-}25,0^{\circ}\text{C}$ (junho de 2010). Em dezembro de 2009 e fevereiro de 2010, correspondentes ao verão, as respectivas faixas de variação foram de $19,0\text{-}30,0^{\circ}\text{C}$ e $23,5\text{-}33,0^{\circ}\text{C}$.

Em relação às formas de uso e ocupação e particularidades observadas no momento das coletas em cada estação (Figuras 15, 16, 17, 18, 19, 20 e 21), são destacados os pontos a seguir. Essas informações são apresentadas neste item “Resultados e Discussão”, e não no item “Área de Estudo”, porque se entende que são condições instantâneas verificadas em campo durante a atividade das coletas, condições estas que podem variar em curto período de tempo.

- Trans – situa-se na cabeceira do reservatório. Foi verificada turbulência da água em alguns períodos, pois ocorre a entrada dos rios formadores: o rio Sorocabuçu se une ao rio Sorocamirim e forma o rio Sorocaba. A montante de Trans, existia, à época das coletas, uma extensa área alagada (com aproximadamente 1 km^2 de área) povoada por macrófitas aquáticas, principalmente *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Lemna sp.* (BOTTINO, 2012). Em fevereiro de 2010, essa área diminuiu, pois alguns bancos de plantas se desprenderam e foram levados para outras regiões do reservatório, provavelmente como resultado do aumento do fluxo de água (em dezembro de 2009, janeiro e fevereiro de 2010, as vazões afluentes ao reservatório foram elevadas, superiores a $25 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, Figura 5). Profundidade média: 7,5 m;

- Br1 – situa-se em um braço na margem esquerda do reservatório em que desemboca o córrego do Campo Verde, que percorre áreas urbanizadas. Foram observados estandes de macrófitas das seguintes espécies: *Polygonum lapathifolium*, *Polygonum punctatum* e *Ludwigia sp.* (BOTTINO, op. cit.). No entorno desta estação, existem algumas propriedades rurais. Profundidade média: 2,4 m;
- Br2 – situa-se em um braço na margem direita do reservatório. A estação possui maior profundidade em comparação aos demais braços avaliados e não foram observadas macrófitas aquáticas. O entorno dessa estação é ocupado por vegetação nativa. Trata-se do braço mais preservado entre todos os amostrados. Profundidade média: 8,7 m;
- Br3 – situa-se em um braço na margem esquerda do reservatório em que desemboca o córrego da Ressaca, que atravessa a cidade de Ibiúna (SP). Além da presença de macrófitas aquáticas (de acordo com Bottino, op. cit., *Polygonum lapathifolium*, *Polygonum punctatum*, *Cyperus giganteus* e *Myriophyllum aquaticum*), observaram-se impactos antropogênicos como supressão de mata ciliar e a presença de chácaras, loteamentos e rodovia no entorno. Profundidade média: 2,3 m;
- Br4 – situa-se em um braço na margem esquerda do reservatório em que desemboca o córrego do Paruru, que drena distrito populoso (~5.000 habitantes) de mesmo nome. Na época das coletas, observou-se lançamento de efluentes domésticos não tratados no córrego do Paruru, além da presença das macrófitas *Eichhornia azurea* e *Myriophyllum aquaticum* (BOTTINO, op. cit.) em Br4. Profundidade média: 1,7 m;
- Ec1 – situa-se no eixo central do reservatório, na zona de transição (de acordo com o modelo de compartimentalização proposto por Thornton *et al.*, 1990). Nas margens, existiam mosaicos de vegetação e áreas agrícolas. Profundidade média: 11,0 m;
- Ec2 – situa-se no eixo central do reservatório, aproximadamente na metade do sistema aquático, considerando-se seu eixo longitudinal. Nas margens, foram observados fragmentos de vegetação, áreas destinadas à agricultura e algumas residências. Profundidade média: 14,6 m;

- Ec3 – situa-se no eixo central do reservatório, na zona lacustre, a cerca de 800 m da barragem (em linha reta). O odor desagradável percebido nas coletas (provavelmente de sulfeto de hidrogênio, H₂S) no ponto de tomada de água para geração de energia pode indicar que havia anoxia na interface água-sedimento. Foi a estação de amostragem com maior profundidade dentre todas as amostradas, com média de 17,1 m;
- Rio Una – é um tributário do rio Sorocabuçu. Na estação de amostragem, situada na cidade de Ibiúna, foi constatada significativa pressão antrópica (por exemplo, presença de resíduos sólidos, evidência de lançamentos de esgotos domésticos e alterações na seção de escoamento do canal). Profundidade média: 1,1 m;
- Rio Sorocabuçu – a estação de amostragem se situa em Ibiúna. O rio Sorocabuçu recebe o efluente da ETE do município, que é constituída por lagoas de estabilização. A estação de amostragem se localiza, no entanto, a montante desse lançamento. Profundidade média: 1,1 m;
- Rio Sorocamirim – esse rio se une ao rio Sorocabuçu para originar o reservatório de Itupararanga. A estação de amostragem, que também se localiza em Ibiúna, coincide com um ponto de captação de água de abastecimento da SABESP. Profundidade média: 1,3 m;
- Rio Sorocaba (montante) – essa estação de amostragem se situa a jusante da união dos rios Sorocabuçu e Sorocamirim. Em algumas coletas, observou-se a influência negativa do efluente da ETE de Ibiúna nessa estação em função do odor e da coloração da água. Profundidade média: 2,0 m;
- Rio Sorocaba (jusante) – essa estação se situa no rio Sorocaba a jusante do reservatório de Itupararanga, após a passagem da água pelas turbinas para a geração de energia. Localiza-se no município de Votorantim, em área urbanizada. Verificou-se elevada velocidade de escoamento da água em todos os períodos de coleta. Profundidade média: 1,8 m.

Tabela 8 – Data e horário, condições climáticas, temperatura do ar (T ar, °C) e radiação solar incidente (RSI, $\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) no momento das coletas em cada uma das estações de amostragem no reservatório de Ituparanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010





Estação de amostragem	Agosto de 2009				Outubro de 2009			
	Data e horário	Condições climáticas	T ar (°C)	RSI ($\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)	Data e horário	Condições climáticas	T ar (°C)	RSI ($\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)
Trans	10/08/09 13:15h		21,5	248	22/10/09 09:40h		19,5	95
Br1	10/08/09 14:45h		20,0	160	22/10/09 10:40h		20,0	45
Br2	12/08/09 11:00h		19,5	320	19/10/09 10:30h		23,0	292
Br3	10/08/09 09:00h		20,5	245	22/10/09 13:15h		24,0	202
Br4	10/08/09 10:20h		21,0	162	22/10/09 12:00h		21,0	50
Ec1	12/08/09 10:00h		14,5	251	19/10/09 08:40h		20,0	113
Ec2	13/08/09 07:50h		13,0	230	21/10/09 08:45h		17,0	204
Ec3	11/08/09 09:15h		14,0	120	20/10/09 08:30h		21,0	216
Una	14/08/09 07:10h		6,0	-	20/10/09 13:00h		27,0	-
Sorocabuçu	13/08/09 16:30h		25,0	-	20/10/09 11:30h		26,0	-
Sorocamirim	13/08/09 15:30h		27,0	-	20/10/09 15:00h		29,0	-
Sorocaba (montante)	13/08/09 17:30h		24,0	-	21/10/09 15:45h		29,0	-
Sorocaba (jusante)	11/08/09 12:50h		23,0	-	20/10/09 10:45h		25,0	-

Estação de amostragem	Dezembro de 2009				Fevereiro de 2010			
	Data e horário	Condições climáticas	T ar (°C)	RSI ($\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)	Data e horário	Condições climáticas	T ar (°C)	RSI ($\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)
Trans	16/12/09 08:20h		24,5	1.630	22/02/10 09:40h		29,5	1.945
Br1	15/12/09 09:00h		23,0	731	22/02/10 10:30h		32,0	2.388
Br2	15/12/09 09:30h		24,0	2.140	24/02/10 07:45h		27,0	755
Br3	15/12/09 11:15h		27,0	2.500	22/02/10 11:40h		31,5	2.244
Br4	16/12/09 10:00h		27,0	1.010	22/02/10 13:00h		31,0	1.720
Ec1	15/12/09 08:00h		22,5	815	24/02/10 08:00h		26,0	700
Ec2	15/12/09 10:10h		24,5	915	25/02/10 07:50h		23,5	245
Ec3	16/12/09 11:00h		26,0	2.795	23/02/10 08:40h		28,0	1.927
Una	17/12/09 12:00h		28,0	-	25/02/10 14:45h		24,5	-
Sorocabuçu	17/12/09 11:20h		28,5	-	25/02/10 15:30h		24,0	-
Sorocamirim	17/12/09 10:00h		24,0	-	24/02/10 17:10h		27,5	-
Sorocaba (montante)	17/12/09 08:00h		19,0	-	24/02/10 15:00h		31,0	-
Sorocaba (jusante)	16/12/09 12:15h		30,0	-	23/02/10 10:50h		33,0	-

Tabela 8 (continuação) – Data e horário, condições climáticas, temperatura do ar (T ar, °C) e radiação solar incidente (RSI, $\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) no momento das coletas em cada uma das estações de amostragem no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

Estação de amostragem	Abril de 2010				Junho de 2010			
	Data e horário	Condições climáticas	T ar (°C)	RSI ($\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)	Data e horário	Condições climáticas	T ar (°C)	RSI ($\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)
Trans	26/04/10 10:40h		26,5	2.703	28/06/10 08:30h		9,5	2.488
Br1	26/04/10 12:00h		29,0	3.577	28/06/10 09:45h		14,5	2.900
Br2	28/04/10 07:40h		18,5	276	30/06/10 07:45h		13,0	279
Br3	26/04/10 07:30h		23,0	1.754	28/06/10 12:10h		21,5	2.838
Br4	26/04/10 08:50h		26,0	2.171	28/06/10 11:10h		19,0	2.874
Ec1	28/04/10 08:10h		20,0	892	30/06/10 08:30h		15,0	1.070
Ec2	26/04/10 07:50h		18,0	265	01/07/10 07:40h		14,0	1.739
Ec3	27/04/10 08:20h		22,5	619	29/06/10 09:00h		17,0	900
Una	28/04/10 16:00h		24,0	-	30/06/10 16:40h		22,0	-
Sorocabuçu	29/04/10 15:35h		26,0	-	01/07/10 15:40h		25,0	-
Sorocamirim	29/04/10 14:30h		25,5	-	01/07/10 14:50h		27,0	-
Sorocaba (montante)	28/04/10 15:00h		26,0	-	30/06/10 15:15h		24,0	-
Sorocaba (jusante)	27/04/10 11:35h		27,0	-	29/06/10 10:45h		24,0	-

Legenda das condições climáticas:

	Ensolarado		Nublado
	Sol entre nuvens		Chuva

Trans



Br1



Figura 15 – Aspecto das estações de amostragem Trans e Br1 e de seu entorno no reservatório de Itupararanga em diferentes períodos dos anos de 2009 e 2010. Fotos do autor

Br2



Br3



Figura 16 – Aspecto das estações de amostragem Br2 e Br3 e de seu entorno no reservatório de Itupararanga em diferentes períodos dos anos de 2009 e 2010. Fotos do autor

Br4



Ec1



Figura 17 – Aspecto das estações de amostragem Br4 e Ec1 e de seu entorno no reservatório de Itapararanga em diferentes períodos dos anos de 2009 e 2010. Fotos do autor

Ec2



Ec3



Figura 18 – Aspecto das estações de amostragem Ec2 e Ec3 e de seu entorno no reservatório de Itupararanga em diferentes períodos dos anos de 2009 e 2010. Fotos do autor

rio
Una



rio
Sorocabuçu



Figura 19 – Aspecto das estações de amostragem nos rios Una e Sorocabuçu e de seu entorno em diferentes períodos dos anos de 2009 e 2010. Fotos do autor

rio
Sorocamirim



rio Sorocaba
(montante)



Figura 20 – Aspecto das estações de amostragem nos rios Sorocamirim e Sorocaba (montante) e de seu entorno em diferentes períodos dos anos de 2009 e 2010. Fotos do autor

rio
Sorocaba
(jusante)



Figura 21 – Aspecto das estações de amostragem no rio Sorocaba (jusante) e de seu entorno em diferentes períodos dos anos de 2009 e 2010. Fotos do autor

6.2 Variáveis Climatológicas

Em 2009 e 2010, a precipitação total na barragem do reservatório de Itupararanga foi de 1.924 mm e 1.514 mm, respectivamente, acima da média histórica anual, que é de 1.394 mm (VOTORANTIM ENERGIA, 1914-2011). Ao se analisarem dados de 1914 a 2011, os meses mais chuvosos na área são, normalmente, dezembro, janeiro e fevereiro e os menos chuvosos, junho, julho e agosto (Figura 22). Especificamente nos meses de coleta, as lâminas mensais precipitadas foram: 57 mm (agosto de 2009), 135 mm (outubro de 2009), 259 mm (dezembro de 2009), 110 mm (fevereiro de 2010), 79 mm (abril de 2010) e 37 mm (junho de 2010). A precipitação de janeiro de 2010 (504 mm), quase o dobro do esperado para o mês (253 mm) certamente influenciou os resultados obtidos na coleta de fevereiro, embora este mês, especificamente, tenha registrado precipitação inferior à média histórica, que é de 181 mm.

Ao se avaliar a precipitação em escala de tempo mais refinada (diária), foram considerados períodos de sete dias anteriores e posteriores a cada coleta (Figura 23). Embora não necessariamente no instante das coletas (vide Tabela 8), houve precipitação significativa especificamente nos dias das amostragens de outubro de 2009 (máximo de 15 mm em 22/10), dezembro de 2009 (13 mm em 17/12) e fevereiro de 2010 (28,5 mm em 25/02). De modo geral, os períodos de agosto de 2009, abril e junho de 2010 foram caracterizados por menores lâminas precipitadas nos dias anteriores e posteriores às coletas efetuadas.

A ocorrência ou ausência de chuvas e sua distribuição anual constituem um fator de distúrbio aos sistemas aquáticos. Em reservatórios da região semi-árida do Brasil, por exemplo, a precipitação é irregular e as perdas por evapotranspiração são significativas, o que traz repercussões à comunidade fitoplanctônica em seus aspectos qualitativos e quantitativos (e.g. reservatórios João Alves, Marechal Dutra e Santa Cruz – RN, CHELLAPPA *et al.*, 2009). Por outro lado, em regiões caracterizadas por maiores lâminas precipitadas e chuvas distribuídas mais homoganeamente ao longo do ano, eventos de precipitação podem intensificar o aporte de nutrientes aos sistemas aquáticos, diminuir a transparência da coluna de água e, conseqüentemente, a disponibilidade de luz (e.g. reservatório de Barra Bonita – SP, CALIJURI *et al.*, 2002). Assim, as mudanças climáticas (por exemplo, com a concretização de cenários de aumento da temperatura e mudanças nos padrões – intensidade e distribuição – de precipitação) também podem ter impactos sobre o estado trófico, as florações de cianobactérias e as suas interações com outras espécies fitoplanctônicas (REICHWALDT e GHADOUANI, 2012).

É preciso cautela, no entanto, para diferenciar mudança de variabilidade climática (NCUBE *et al.*, 2011), sendo essa última caracterizada por episódios cíclicos naturais de variação dos atributos climáticos. No caso da região do reservatório de Itupararanga, não

existe evidência de alterações significativas nos padrões de precipitação que caracterizem mudanças climáticas, mas sim uma dinâmica sazonal das chuvas, com intensidades e distribuições variadas nos diferentes meses do ano.

A temperatura do ar na escala horária apresentou valores mínimos no período da madrugada e máximos no período da tarde (Figura 24). Nos dias em que as coletas foram efetuadas, as temperaturas horárias do ar estiveram compreendidas nas seguintes faixas: 9,7-27,2°C (agosto de 2009), 14,9-28,8°C (outubro de 2009), 17,6-29,7°C (dezembro de 2009), 19,9-32,9°C (fevereiro de 2010), 16,2-29,9°C (abril de 2010) e 7,7-25,3°C (junho de 2010). As maiores amplitudes térmicas, considerando um único dia (intervalo de 24 h), coincidiram com os períodos de inverno e foram encontradas nas amostragens de agosto de 2009 (máxima amplitude térmica diária: 17,5°C em 13/08) e junho de 2010 (16,7°C em 28/06). No verão, foram observadas as menores amplitudes térmicas diárias (frequentemente entre 9°C e 10°C).

Também nos períodos de coleta correspondentes ao verão, as velocidades médias mensais dos ventos na região foram menores: 2,0 m.s⁻¹ em dezembro de 2009 e 1,7 m.s⁻¹ em fevereiro de 2010. A maior velocidade média ocorreu em outubro de 2009, 2,7 m.s⁻¹ (Figura 25a). Nos meses de amostragem, os ventos sopraram predominantemente nas direções sudeste e sudoeste (Figura 25b). A análise dos ventos nos dias específicos em que ocorreu cada uma das coletas, por meio de dados horários (Figura 26), sugeriu que os dias em que se realizaram as coletas de agosto e outubro foram caracterizados por maiores velocidades (máximos de 6,8 m.s⁻¹ e 9,0 m.s⁻¹, respectivamente). Por outro lado, essas velocidades foram inferiores em dezembro e fevereiro, ocasiões em que muitas medições indicaram velocidades próximas a zero. Menores intensidades ou ausência de ventos (dezembro e fevereiro) podem criar condições propícias à estratificação térmica e química. Por outro lado, mudanças bruscas na direção dos ventos (Figura 27) indicam a ocorrência de rajadas que podem promover a homogeneização da coluna de água.

As características dos ventos podem influenciar diretamente a comunidade fitoplanctônica e a ocorrência de florações (FIGUEREDO e GIANI, 2009; LIU *et al.*, 2012), inclusive em curto prazo, com tempo de resposta de poucos dias ou horas (HUANG *et al.*, 2012). O efeito dos ventos é especialmente importante em corpos de água rasos ou em regiões menos profundas de reservatórios, em que a circulação e mistura da coluna de água ocorrem com maior facilidade (FRAGOSO Jr. *et al.*, 2008). Em alguns casos, as forçantes climáticas não são suficientes para promover a completa desestratificação, conduzindo a uma mistura vertical incompleta da coluna de água e gerando limitação de nutrientes ao fitoplâncton, como verificado por Delazari-Barroso *et al.* (2009) em um reservatório meso-eutrófico no Espírito Santo (Brasil).

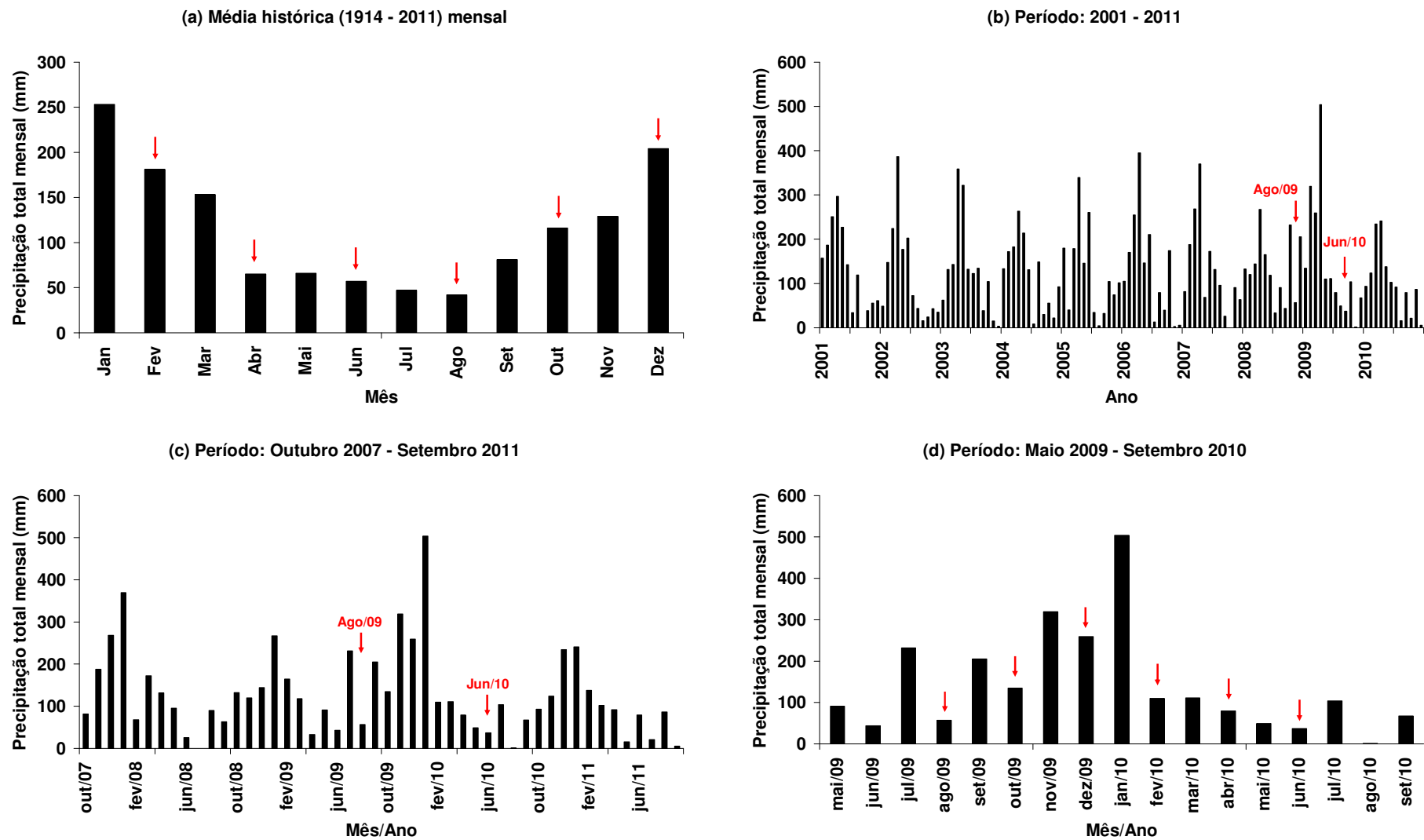


Figura 22 – Precipitação total mensal (mm) na barragem do reservatório de Itapararanga: média histórica mensal de 1914 a 2011 (a), 2001 a 2011 (b), outubro de 2007 a setembro de 2011 (c) e maio de 2009 a setembro de 2010 (d). Em vermelho, nos gráficos (b) e (c), são destacados os meses entre os quais as seis coletas foram efetuadas; nos gráficos (a) e (d), são destacados todos os meses em que as coletas foram realizadas. Fonte: Votorantim Energia (1914-2011)

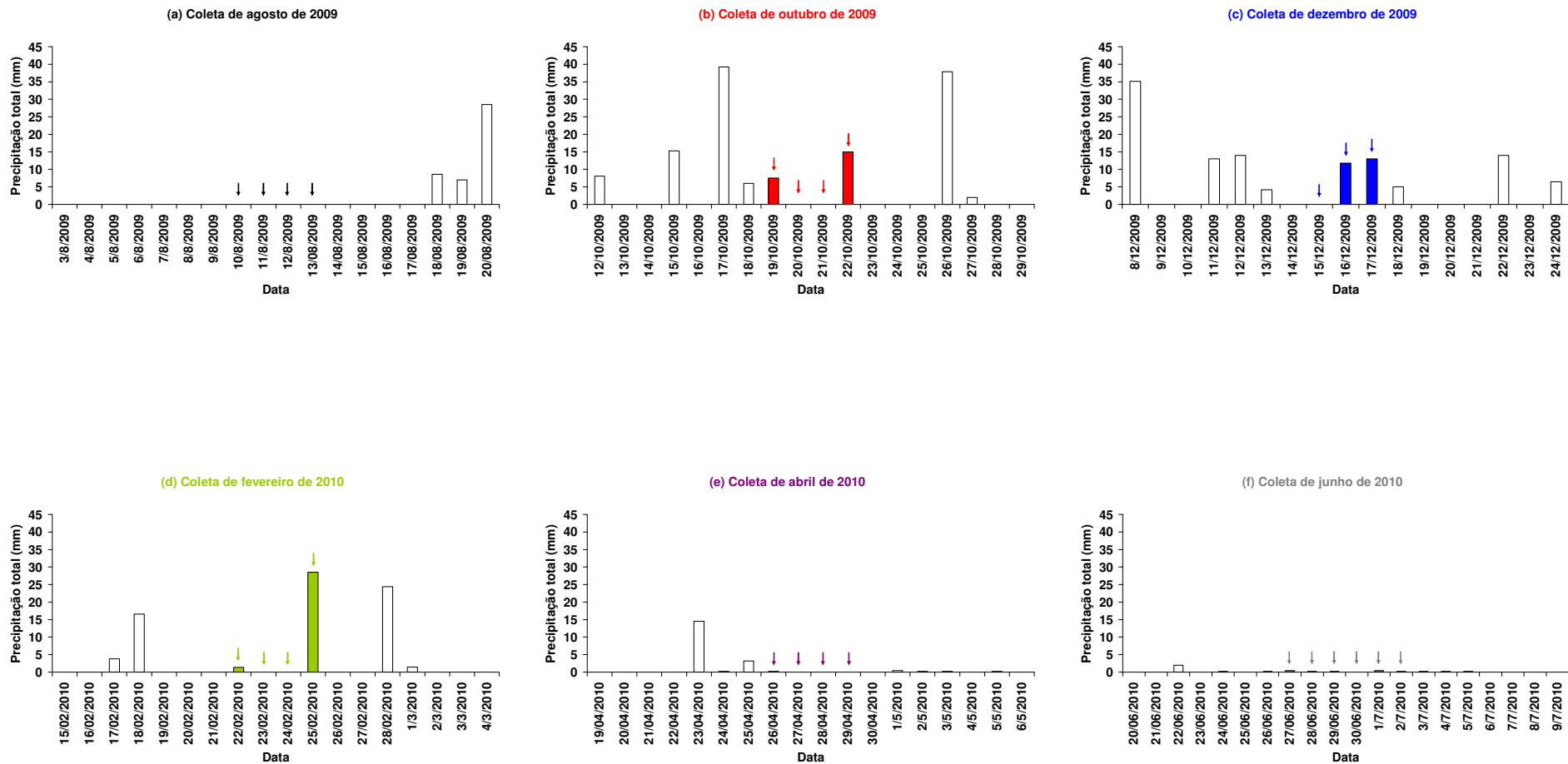


Figura 23 – Precipitação total diária (mm) na barragem do reservatório de Itupararanga nos períodos de: 03/08/2009 a 20/08/2009 (a), 12/10/2009 a 29/10/2009 (b), 08/12/2009 a 24/12/2009 (c), 15/02/2010 a 04/03/2010 (d), 19/04/2010 a 06/05/2010 (e) e 20/06/2010 a 09/07/2010 (f). Em todos os gráficos, são destacados os dias específicos em que cada coleta foi realizada. Fonte: Votorantim Energia (1914-2011)

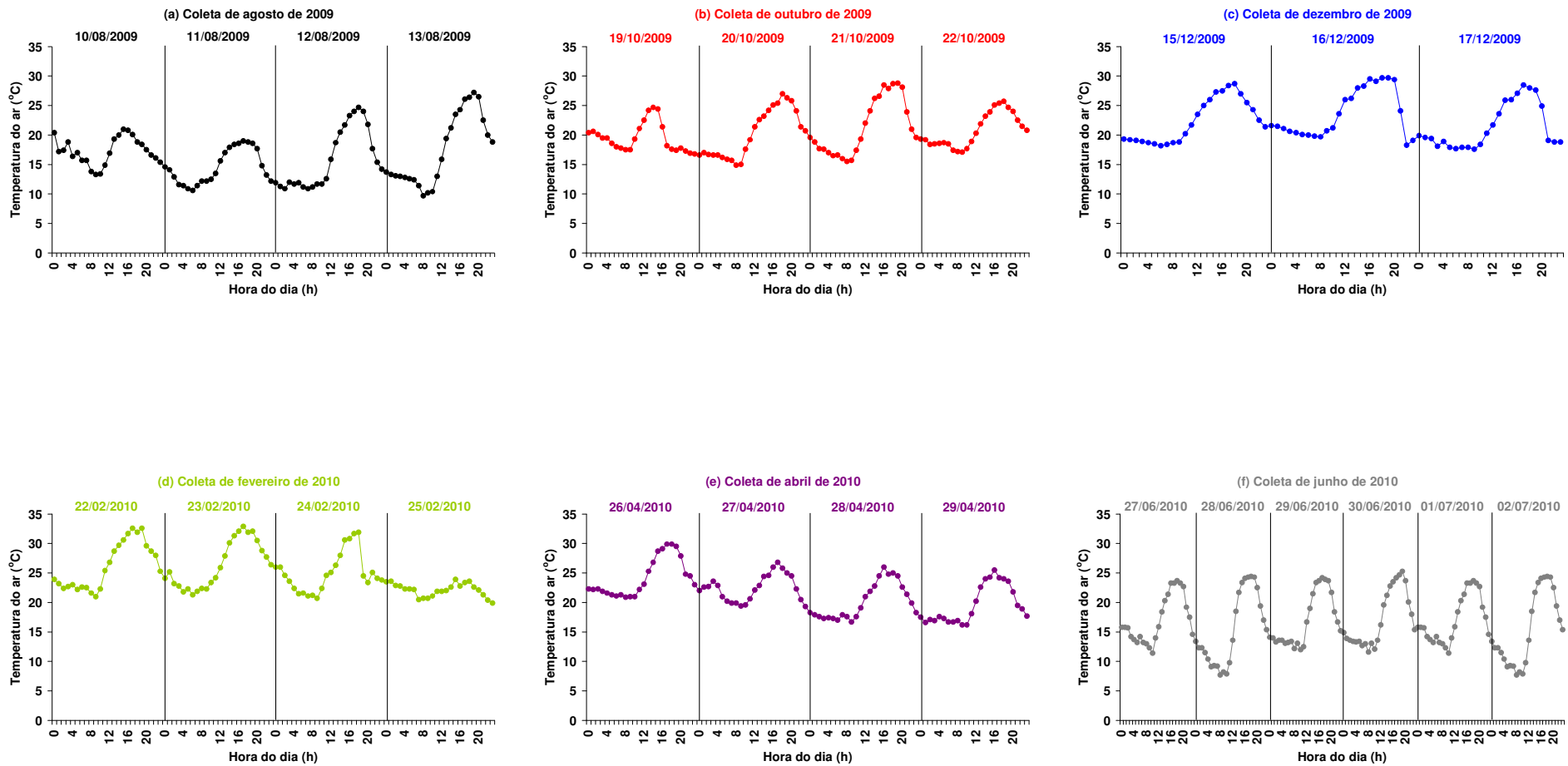


Figura 24 – Temperatura horária do ar (°C) nos períodos das coletas: 10/08/2009 a 13/08/2009 (a), 19/10/2009 a 22/10/2009 (b), 15/12/2009 a 17/12/2009 (c), 22/02/2010 a 25/02/2010 (d), 26/04/2010 a 29/04/2010 (e) e 27/06/2010 a 02/07/2010 (f). Os dados se referem a um posto meteorológico do Instituto Nacional de Meteorologia em Sorocaba (SP) – Latitude: 23°25'32''S; Longitude: 47°35'07''W. Fonte: INMET (2009-2010)

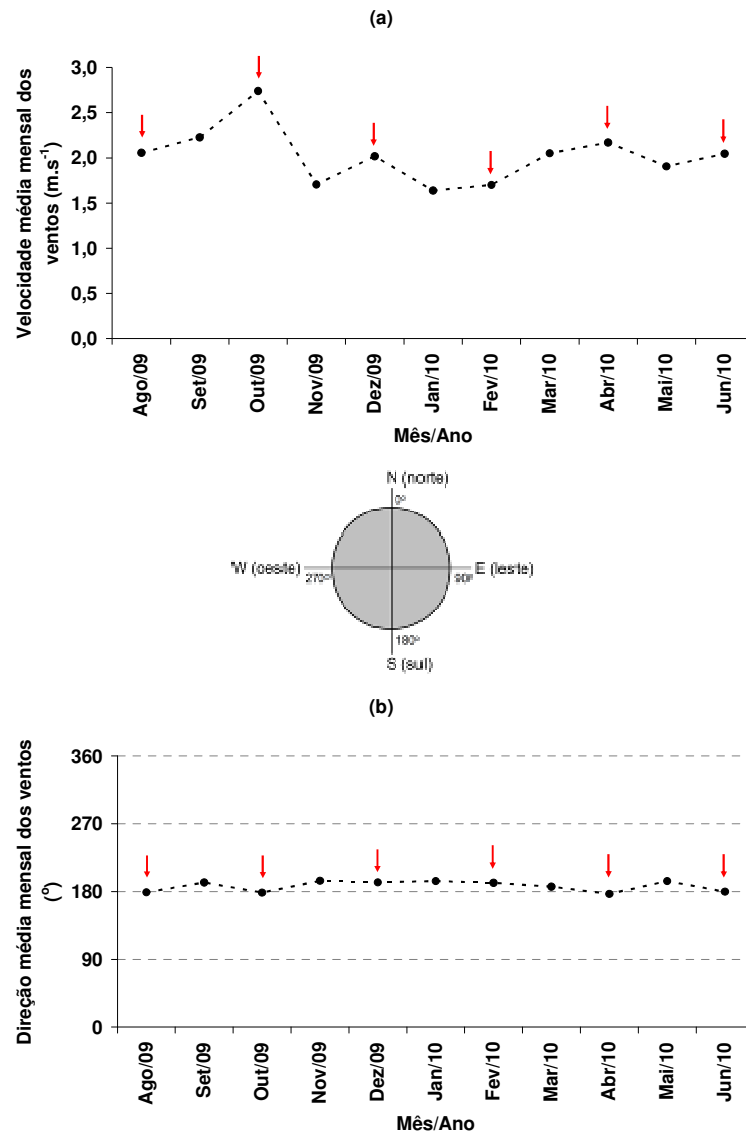


Figura 25 – Velocidade média mensal dos ventos ($m.s^{-1}$) (a) e direção média mensal dos ventos ($^{\circ}$) (b) no período de agosto de 2009 a junho de 2010. Em vermelho, são destacados todos os meses em que as coletas foram realizadas. Os dados se referem a um posto meteorológico do Instituto Nacional de Meteorologia em Sorocaba (SP) – Latitude: $23^{\circ}25'32''S$; Longitude: $47^{\circ}35'07''W$. Fonte: INMET (2009-2010)

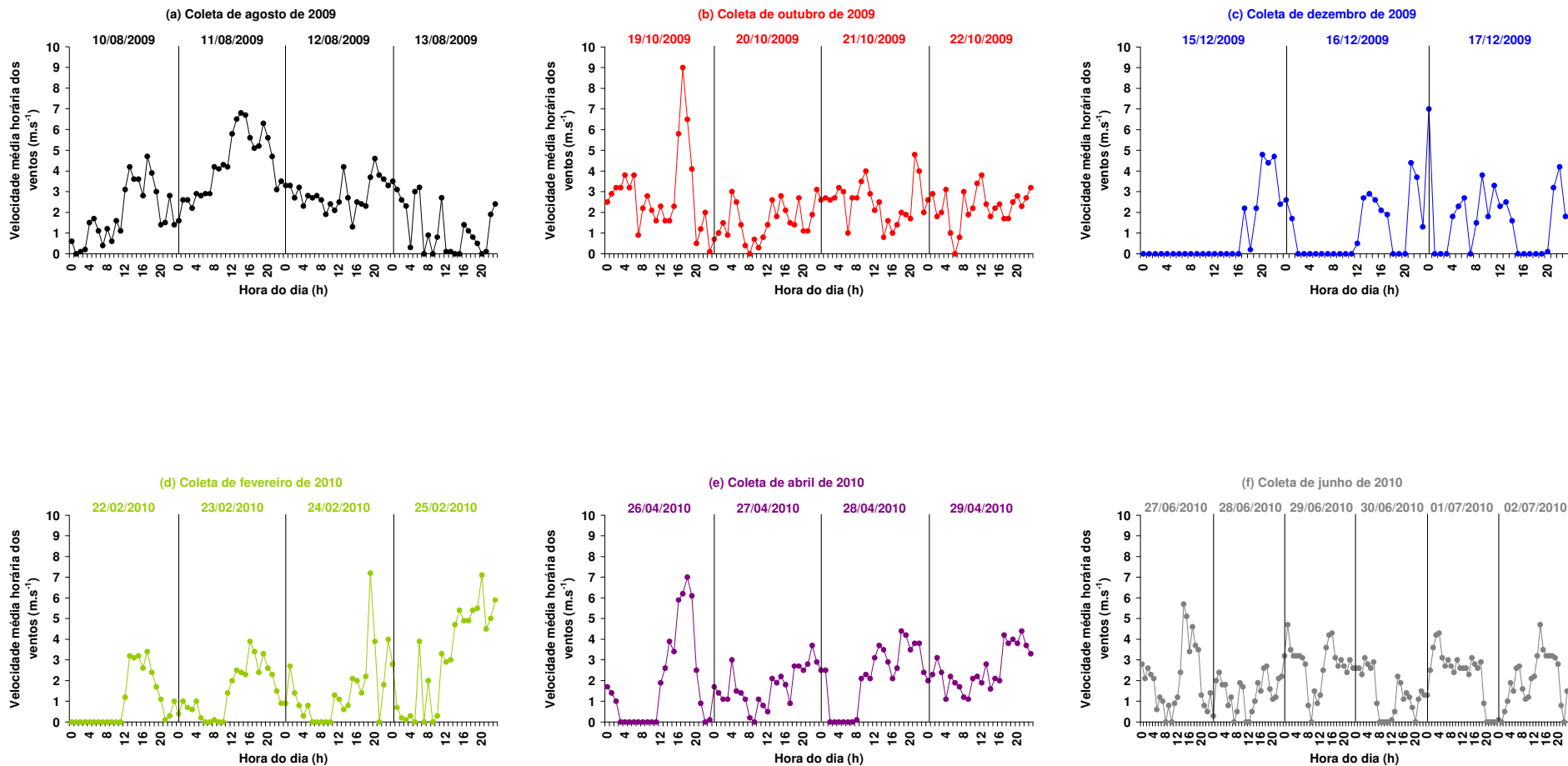


Figura 26 – Velocidade média horária dos ventos ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) nos períodos das coletas: 10/08/2009 a 13/08/2009 (a), 19/10/2009 a 22/10/2009 (b), 15/12/2009 a 17/12/2009 (c), 22/02/2010 a 25/02/2010 (d), 26/04/2010 a 29/04/2010 (e) e 27/06/2010 a 02/07/2010 (f). Os dados se referem a um posto meteorológico do Instituto Nacional de Meteorologia em Sorocaba (SP) – Latitude: $23^{\circ}25'32''\text{S}$; Longitude: $47^{\circ}35'07''\text{W}$. Fonte: INMET (2009-2010)

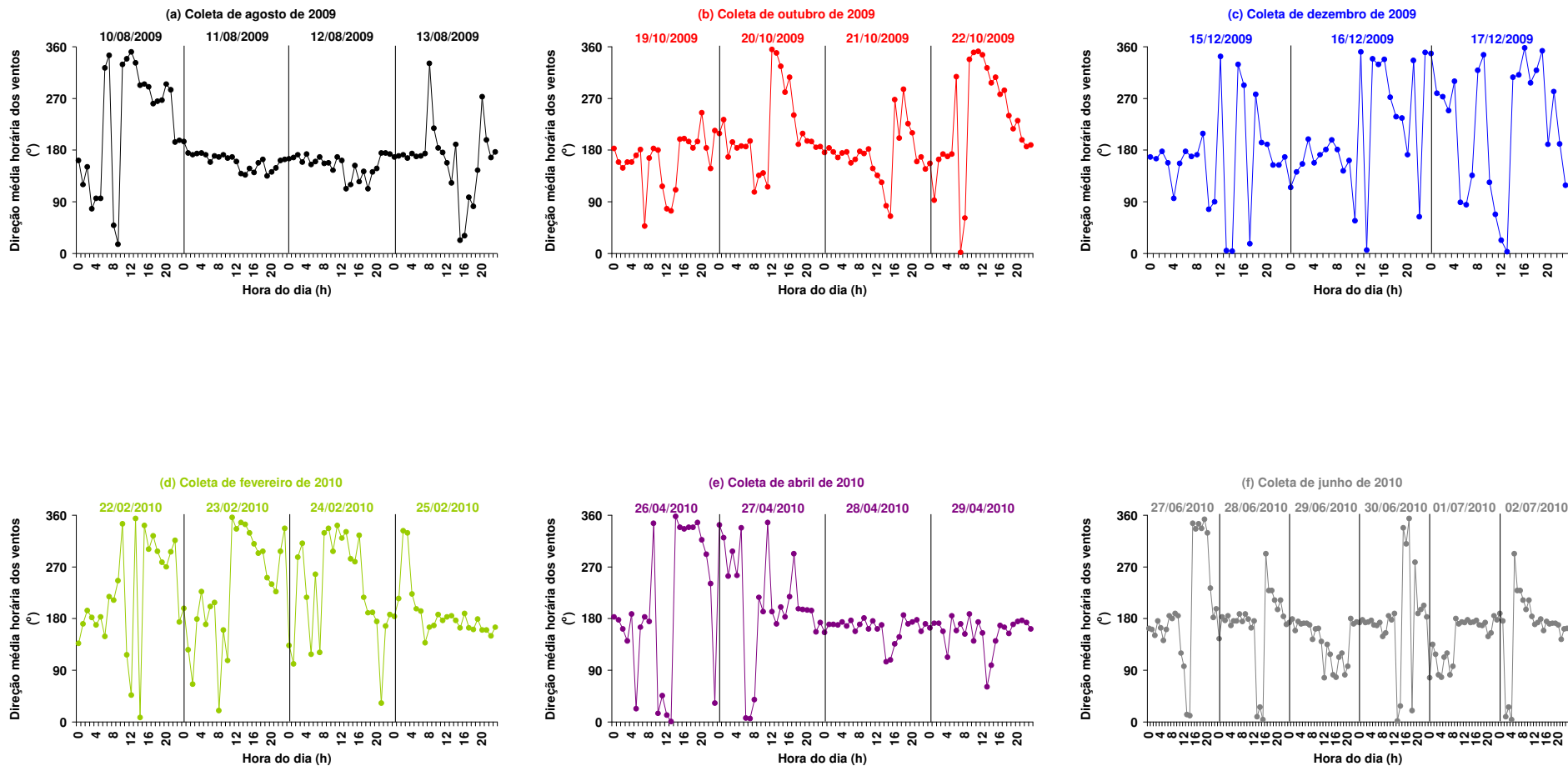


Figura 27 – Direção média horária dos ventos ($^{\circ}$) nos períodos das coletas: 10/08/2009 a 13/08/2009 (a), 19/10/2009 a 22/10/2009 (b), 15/12/2009 a 17/12/2009 (c), 22/02/2010 a 25/02/2010 (d), 26/04/2010 a 29/04/2010 (e) e 27/06/2010 a 02/07/2010 (f). Os dados se referem a um posto meteorológico do Instituto Nacional de Meteorologia em Sorocaba (SP) – Latitude: $23^{\circ}25'32''S$; Longitude: $47^{\circ}35'07''W$. Fonte: INMET (2009-2010)

6.3 Variável Hidrológica

As vazões observadas nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim e Sorocaba (montante) foram influenciadas pela precipitação característica de cada mês de amostragem e pelo período do ano hidrológico (Figura 28). As maiores vazões foram observadas nos meses de primavera e verão, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro de 2010; as menores coincidiram com os períodos de estiagem (agosto de 2009, abril e junho de 2010) e se mantiveram entre $0,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e $6,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A título de comparação, retomam-se os gráficos de vazão turbinada para geração de energia (Figura 6), que apresentaram valores médios históricos (1914-2011) na faixa de $10\text{-}11 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. As vazões dos rios Sorocabuçu e Sorocamirim foram similares entre si e a do rio Sorocaba (montante) representou, aproximadamente, o somatório das vazões desses dois rios em cada período. Optou-se por utilizar as vazões medidas no rio Sorocaba (montante) para o cálculo das cargas de carbono, fósforo, nitrogênio e sólidos a montante do reservatório, a serem apresentadas no item 6.8.1, porque elas representaram os volumes de água por unidade de tempo que adentraram, em cada coleta, a área alagada povoada por macrófitas aquáticas na cabeceira do reservatório (a montante de Trans). Entende-se que essa região já faz parte do reservatório e contribuiu para a atenuação e retenção das cargas poluidoras afluentes ao sistema aquático, conforme ressaltado por Bottino (2012).

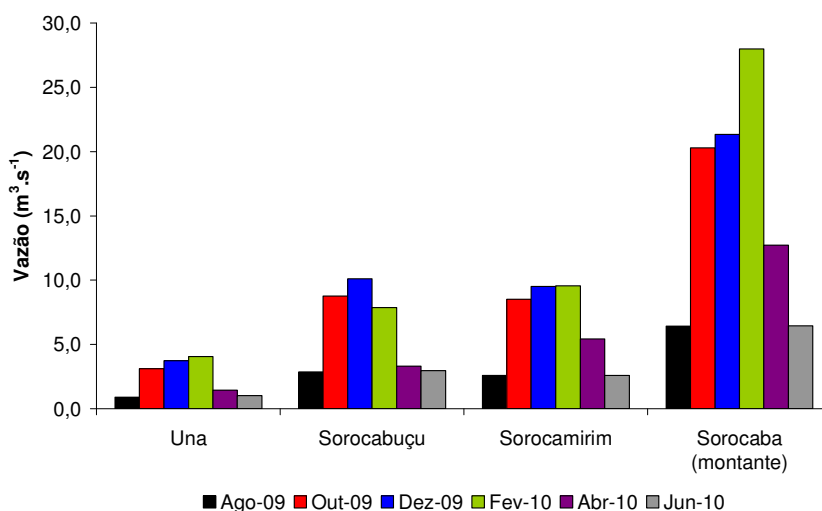


Figura 28 – Vazões medidas nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim e Sorocaba (montante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

6.4 Variáveis Abióticas da Água

6.4.1 Radiação Solar Fotossinteticamente Ativa Subaquática (RSFA), Disco de Secchi, Zona Eufótica e Extinção da Radiação

Os perfis de RSFA na coluna de água do reservatório de Itupararanga oscilaram de acordo com a estação do ano e foram influenciados pelas condições climáticas no momento das coletas e pelo horário das medições. As maiores RSFA foram observadas nas amostragens de fevereiro, abril e junho de 2010, com máximo de $2.956 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (Br1) em abril (Figura 29). As menores RSFA, frequentemente inferiores a $100 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, associadas a uma diminuição proporcionalmente mais intensa da radiação com a profundidade, ocorreram em agosto e outubro de 2009. Em outubro, nas estações Trans, Br1, Br2, Br3 e Br4, por exemplo, a apenas 0,2 m, 0,7 m, 0,5 m, 0,2 m e 0,2 m de profundidade, respectivamente, havia apenas 50% da RSFA em relação àquela disponível na superfície.

Essas observações são compatíveis com os coeficientes de extinção da radiação (η) e as profundidades do desaparecimento do Disco de Secchi (Zds) e da zona eufótica (Zeu) no reservatório (Tabela 9). Menores Zds e Zeu (mínimos de 0,3 m e 0,9 m, respectivamente) e maiores η (máximo de 5 m^{-1}) foram observados nos braços do sistema aquático, incluindo-se a estação Trans, o que pode ser explicado pela influência dos tributários nessas estações e pelo contínuo aporte de material alóctone. Além disso, pelo fato de serem locais mais rasos, a ação dos ventos pode ocasionar ressuspensão do sedimento e aumentar a turbidez da água nos braços. Maior transparência foi verificada nas estações do eixo central (Zds e Zeu sempre superiores a 1,5 m e 3,0 m, respectivamente), o que é compatível com o modelo de compartimentalização proposto por Thornton *et al.* (1990), que sugere maior disponibilidade de luz na zona lacustre. Houve variação sazonal da Zds nas seis coletas, com valores maiores no verão: 0,7-1,6 m (agosto), 0,3-1,7 m (outubro), 0,6-1,7 m (dezembro), 1,4-3,0 m (fevereiro), 1,5-2,1 m (abril) e 1,1-1,7 m (junho). A Zeu foi menor em outubro, com mínimo de 0,9 m (Br4).

O cálculo das relações Zeu/Zmax facilitou a visualização da parcela da coluna de água que recebeu luz em cada estação de amostragem (Tabela 9). Pelo fato de as estações localizadas nos braços do reservatório possuírem menores profundidades, a zona eufótica se estendeu por toda a coluna de água em diversas ocasiões (Zeu/Zmax igual a 100%). No eixo central, observou-se tendência de diminuição deste quociente de Ec1 a Ec3, o que foi atribuído ao aumento da profundidade em direção à barragem. Assim, de Ec1 a Ec3, as porcentagens Zeu/Zmax se reduziram de 52% para 37% em agosto, 63% para 27% em outubro, 39% para 25% em dezembro, 42% para 30% em fevereiro, 54% para 26% em abril e 50% para 31% em junho. A relação Zeu/Zmax é importante para todo o metabolismo do ecossistema aquático e afeta a distribuição da comunidade fitoplanctônica, o que já foi

verificado em lagos tropicais (Alcocer *et al.*, 2004; Feresin *et al.*, 2010), lagos de planície de inundação (Loverde-Oliveira e Huszar, 2007; Passarinho, 2009), reservatórios tropicais do semi-árido (Costa *et al.*, 2009) e subtropicais (CALIJURI e DOS SANTOS, 2001).

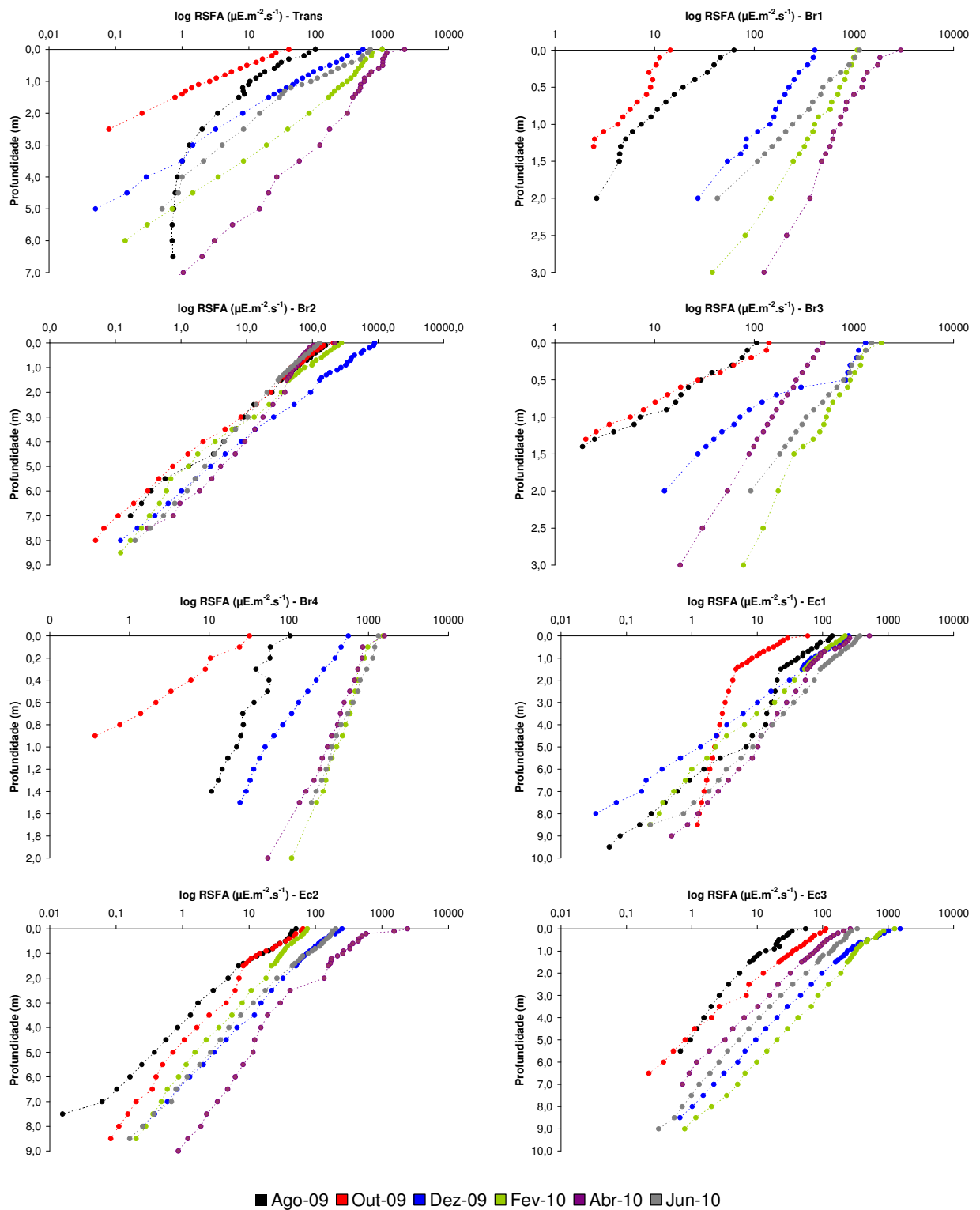


Figura 29 – Perfis de radiação solar fotossinteticamente ativa subaquática (RSFA, μE.m⁻².s⁻¹) em escala logarítmica no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

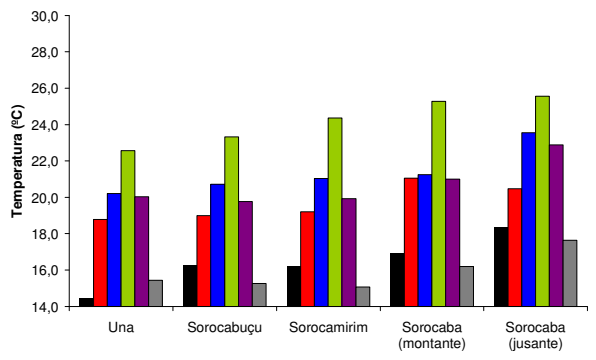
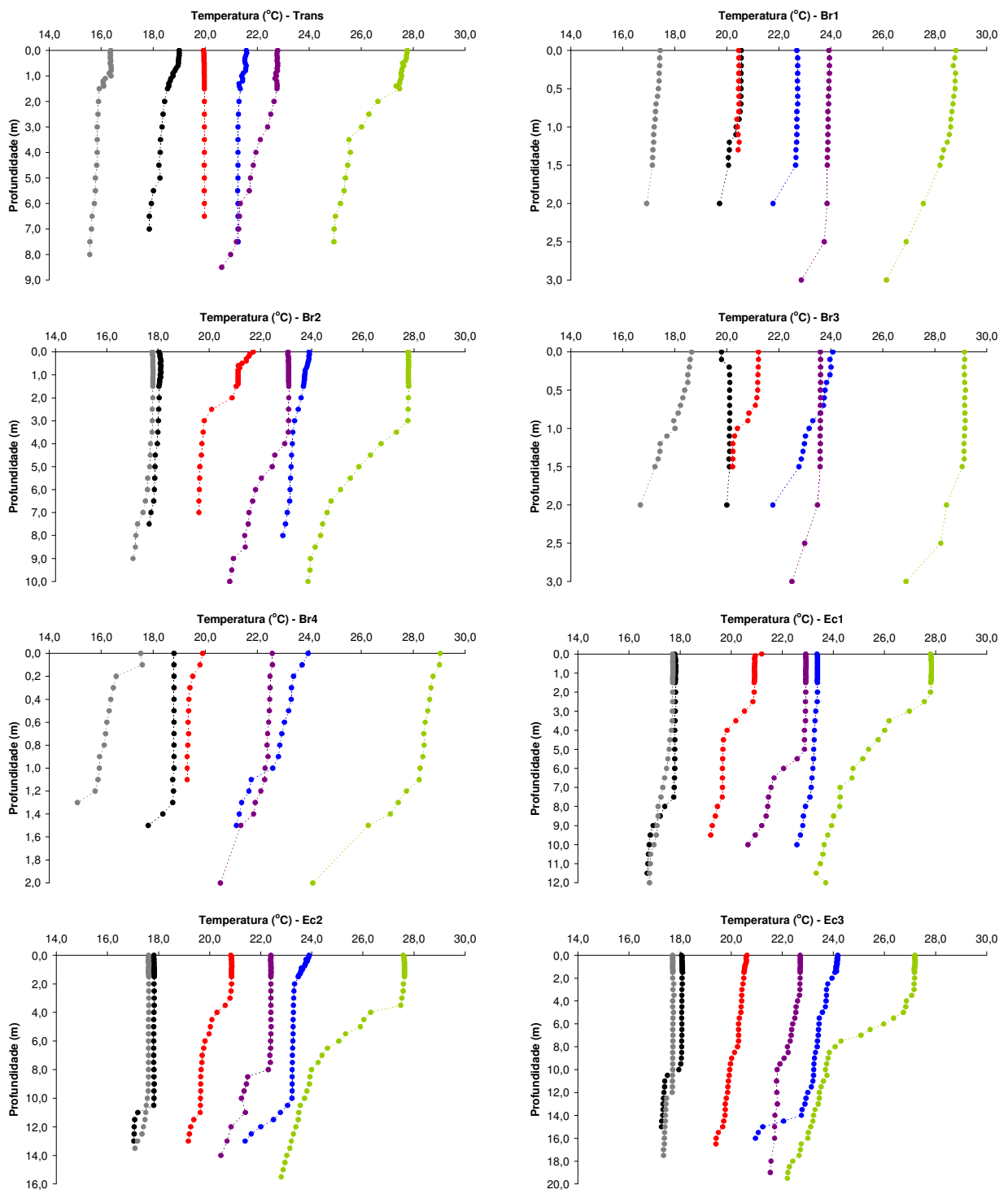
Tabela 9 – Profundidade de desaparecimento do Disco de Secchi (Zds, m), profundidade da zona eufótica (Zeu, m), profundidade máxima (Zmax, m), Zeu/Zmax (%) e coeficiente de extinção da radiação (η , m^{-1}) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

Estações de amostragem	Agosto de 2009					Outubro de 2009				
	Zds (m)	Zeu (m)	Zmax (m)	Zeu/Zmax (%)	η (m^{-1})	Zds (m)	Zeu (m)	Zmax (m)	Zeu/Zmax (%)	η (m^{-1})
Trans	0,9	3,0	7,0	42,9	1,5	0,7	2,0	6,5	30,8	2,5
Br1	1,0	2,0	2,0	100,0	1,6	0,9	1,3	1,3	100,0	1,4
Br2	1,5	4,5	7,5	60,0	1,0	1,2	4,0	7,0	57,1	1,1
Br3	0,7	1,4	1,4	100,0	2,9	0,5	1,3	1,5	86,7	3,3
Br4	0,8	1,4	1,4	100,0	1,6	0,3	0,9	1,1	81,8	5,0
Ec1	1,6	6,0	11,5	52,2	0,8	1,7	6,0	9,5	63,2	0,6
Ec2	1,5	4,5	13,0	34,6	1,0	1,6	5,0	13,0	38,5	0,9
Ec3	1,5	5,5	15,0	36,7	0,8	1,5	4,5	16,5	27,3	1,0
Estações de amostragem	Dezembro de 2009					Fevereiro de 2010				
	Zds (m)	Zeu (m)	Zmax (m)	Zeu/Zmax (%)	η (m^{-1})	Zds (m)	Zeu (m)	Zmax (m)	Zeu/Zmax (%)	η (m^{-1})
Trans	1,1	2,5	7,5	33,3	2,0	1,5	3,5	7,9	44,3	1,4
Br1	1,1	2,3	2,3	100,0	1,2	1,5	3,3	3,3	100,0	1,0
Br2	1,6	4,0	8,5	47,1	1,2	1,7	4,0	10,0	40,0	1,1
Br3	0,8	2,0	2,2	90,9	2,3	1,6	3,2	3,2	100,0	1,0
Br4	0,6	1,8	1,8	100,0	1,7	1,4	2,3	2,3	100,0	1,1
Ec1	1,7	4,0	10,3	38,8	1,1	1,8	5,0	11,8	42,4	0,9
Ec2	1,7	5,0	16,5	30,3	0,9	2,1	6,0	16,5	36,4	0,7
Ec3	1,6	4,0	16,0	25,0	1,3	3,0	5,5	18,3	30,1	0,8
Estações de amostragem	Abril de 2010					Junho de 2010				
	Zds (m)	Zeu (m)	Zmax (m)	Zeu/Zmax (%)	η (m^{-1})	Zds (m)	Zeu (m)	Zmax (m)	Zeu/Zmax (%)	η (m^{-1})
Trans	2,0	4,0	8,0	50,0	1,1	1,1	2,5	7,8	32,1	1,8
Br1	2,0	3,2	3,2	100,0	1,0	1,2	2,2	2,2	100,0	1,5
Br2	2,0	5,5	10,0	55,0	0,8	1,7	5,5	9	61,1	0,8
Br3	1,5	3,2	3,2	100,0	1,0	1,1	2,3	2,3	100,0	1,2
Br4	2,1	2,3	2,3	100,0	1,5	1,1	1,4	1,4	100,0	1,4
Ec1	2,1	6,0	11,1	54,1	0,8	1,7	6,0	12,0	50,0	0,8
Ec2	2,0	3,0	15,2	19,7	1,5	1,7	5,0	13,5	37,0	0,9
Ec3	1,8	5,0	19,5	25,6	0,9	1,5	5,5	17,5	31,4	0,8

6.4.2 Estrutura Térmica e Zona de Mistura

Como reflexo das menores profundidades, os braços do reservatório apresentaram maiores temperaturas médias da coluna de água, principalmente Br3 e Br4, que são as estações mais rasas (Figura 30). Nas coletas de agosto, outubro e dezembro de 2009 e abril e junho de 2010, houve predomínio de mistura completa da coluna de água nas estações de amostragem, principalmente nos braços. Alguns episódios de microestratificação foram observados em outubro (Br2, Br3, Ec1 e Ec2) e abril (Ec1, Ec2 e Ec3). Em fevereiro de 2010, no entanto, verificou-se estratificação no eixo central do reservatório, com as seguintes variações de temperatura da superfície ao fundo: 27,8-23,7°C (Ec1), 27,6-22,8°C (Ec2) e 27,2-22,2°C (Ec3).

Em fevereiro, os valores máximos da frequência de Brunt-Vaisälä (N^2) estiveram compreendidos entre $2,5 \cdot 10^3(\text{rad.s}^{-1})^2$ e $10,8 \cdot 10^3(\text{rad.s}^{-1})^2$ nos braços e entre $2,5 \cdot 10^3(\text{rad.s}^{-1})^2$ e $3,3 \cdot 10^3(\text{rad.s}^{-1})^2$ no eixo central, evidenciando a ocorrência da estratificação (Figura 31). Esses valores de N^2 são significativamente maiores que os observados nas demais coletas, frequentemente inferiores a $2,0 \cdot 10^3(\text{rad.s}^{-1})^2$. Especialmente, Ec2 apresentou valores de N^2 superiores em comparação a Ec1 e Ec3, o que indica que essa estação apresentou maior estabilidade e esteve mais suscetível à heterogeneidade térmica da coluna de água em relação às demais. O fato de se situar na região de transição rio-reservatório e de sofrer influência de tributários que alimentam braços em suas proximidades (e.g. córrego do Campo Verde) pode explicar a menor estabilidade em Ec1. No caso da barragem (Ec3), não se devem descartar i) a influência da tomada de água de fundo para geração de energia, que induz a ocorrência de circulação da massa líquida na coluna, o que já foi verificado por pesquisadores em outros reservatórios (Milstein e Zoran, 2001; Casamitjana *et al.*, 2003) e ii) a maior profundidade dessa estação, superior a 17 m, que demanda maior energia, em termos de radiação solar, para o estabelecimento da termoclina e, conseqüentemente, da estratificação.



■ Ago-09 ■ Out-09 ■ Dez-09 ■ Fev-10 ■ Abr-10 ■ Jun-10

Figura 30 – Perfis de temperatura da água (°C) no reservatório de Ituparanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e temperatura (°C) subsuperficial da água dos rios Una, Sorocabaçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

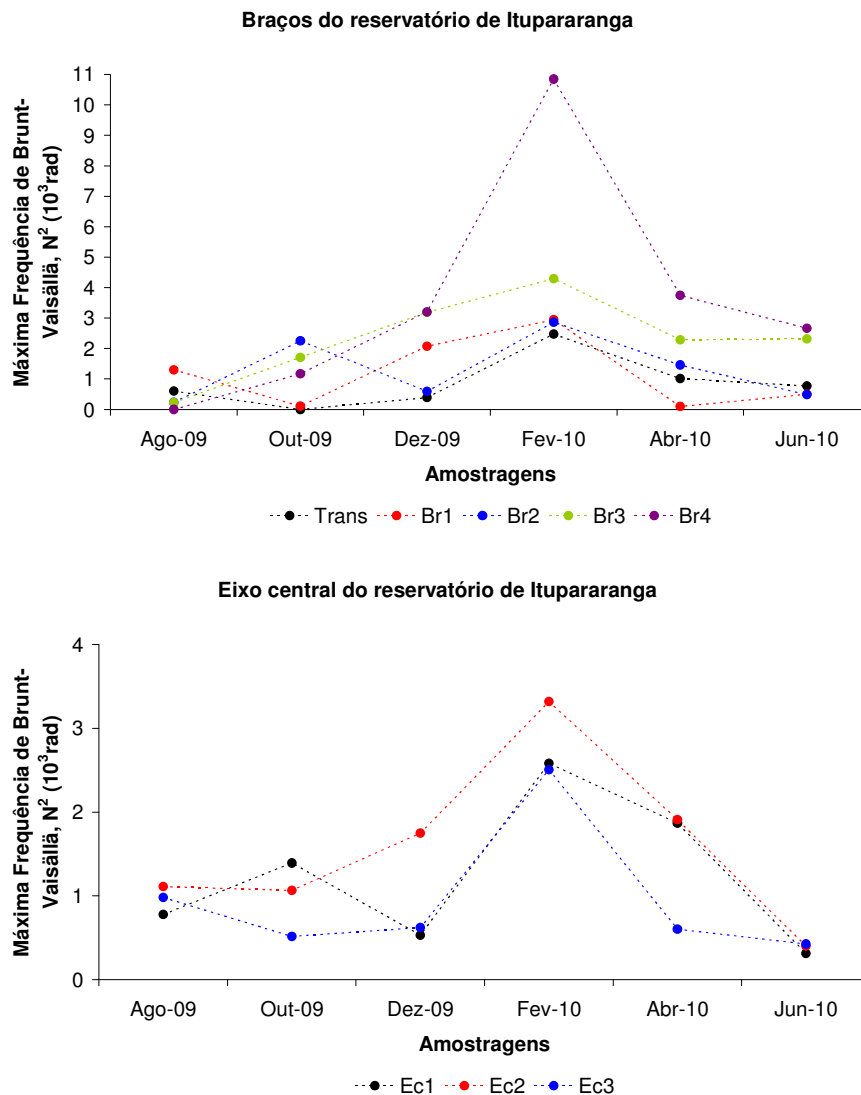


Figura 31 – Valores máximos da Frequência de Brunt-Vaisällä, N^2 [$10^3(\text{rad}\cdot\text{s}^{-1})^2$], no reservatório de Itaparanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

Tadonléké *et al.* (2000) também utilizaram a frequência de Brunt-Vaisällä para fazer inferências sobre a estabilidade térmica de um reservatório temperado francês e observaram que a estratificação se iniciou no período de primavera. Os mesmos pesquisadores identificaram a vazão de saída na barragem como uma das principais fontes de instabilidade da coluna de água nos meses em que houve circulação. Em ambientes subtropicais e tropicais, no entanto, a estratificação térmica ocorre com mais frequência no verão. A profundidade da zona de mistura no reservatório de Itaparanga (Tabela 10) foi menor nos períodos mais quentes e chuvosos (dezembro de 2009 e fevereiro de 2010), o que indica maior estabilidade da coluna de água nesses períodos e corrobora estudos em outros reservatórios subtropicais brasileiros (LOPES e BICUDO, 2001). Por outro lado, nas coletas que abrangeram o inverno, as maiores velocidades dos ventos (Figuras 25 e 26) provavelmente favoreceram a mistura da coluna de água e impediram a estratificação: em junho, foram observados os maiores valores de Z_{mix} , padrão que também coincide com o

descrito para outros sistemas aquáticos subtropicais (FONSECA e BICUDO, 2008; CHEN *et al.*, 2009). No eixo central, as Z_{mix} variaram nas faixas entre 7-11 m (agosto), 0-9 m (outubro), 0-8 m (dezembro), 2-4 m (fevereiro), 3-9 m (abril) e 6-13,5 m (junho).

A razão Z_{eu}/Z_{mix} é importante para o fitoplâncton ao exprimir uma comparação entre os tempos em que os organismos permanecem em locais claros ou escuros da coluna de água durante o fotoperíodo (CALIJURI, 1999). Condições específicas de Z_{eu}/Z_{mix} ao longo do ano podem selecionar espécies mais adaptadas (SILVA *et al.*, 2005). Quando $Z_{eu} > Z_{mix}$, embora o processo fotossintético sofra ajustes ao longo do dia, ele ocorre durante todo o fotoperíodo. Se $Z_{mix} > Z_{eu}$, contudo, os processos que levam à mistura da coluna de água transportam os organismos fitoplanctônicos e os obrigam a permanecer no escuro por algumas horas. Em casos extremos, em que Z_{mix} é muito maior que Z_{eu} (portanto, $Z_{eu}/Z_{mix} \ll 1$), pode haver limitação de luz à comunidade. Em agosto de 2009 e junho de 2010, meses pouco chuvosos, foram encontradas as menores relações Z_{eu}/Z_{mix} no reservatório de Itupararanga, o que está relacionado à menor disponibilidade de luz (Figura 29) e à maior mistura da coluna de água principalmente pela ação dos ventos, cujo papel também foi decisivo no reservatório de Jurumirim (SP, Brasil) (HENRY *et al.*, 2006). Nos dois períodos mencionados, portanto, foi maior a probabilidade de limitação de luz ao desenvolvimento do fitoplâncton em Itupararanga. Nas demais amostragens, os valores Z_{eu}/Z_{mix} estiveram quase sempre acima de 1,0. Essas constatações estão de acordo com o observado no Lago Dom Helvécio (MG, Brasil), onde as razões Z_{eu}/Z_{mix} foram maiores que 1,0 no período chuvoso e menores que 1,0 nos períodos de estiagem (BARROS *et al.*, 2006).

Em todas as estações de coleta no reservatório e nos rios, as maiores temperaturas da água foram medidas em fevereiro de 2010 e as menores, em agosto de 2009 e junho de 2010, o que está relacionado às estações do ano e às temperaturas do ar características de cada período. As temperaturas máximas no reservatório variaram entre 27,2°C e 29,1°C em fevereiro e entre 17,8°C e 20,6°C em agosto. Já nos rios, as temperaturas oscilaram em faixas inferiores, 22,6°C-25,6°C (fevereiro) e 14,5°C-18,4°C (agosto). Além da influência do horário de amostragem em cada estação de coleta, as características de menor fluxo no reservatório também podem ter favorecido o aquecimento mais rápido e intenso da massa líquida nos meses quentes em comparação aos ambientes lóticos.

Tabela 10 – Intervalos das profundidades da zona de mistura (Zmix, m) e razão Zeu/Zmix no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010. Para o cálculo da relação Zeu/Zmix, a Zmix considerada foi a média entre os valores inferiores e superiores de cada intervalo

Estações de amostragem	Agosto de 2009			Outubro de 2009		
	Intervalo de Zmix (m)		Zeu/Zmix	Intervalo de Zmix (m)		Zeu/Zmix
	Inferior	Superior		Inferior	Superior	
Trans	1,0	0,0	6,0	6,5	*	0,3
Br1	1,0	0,0	4,0	1,3	*	1,0
Br2	7,0	6,0	0,7	1,0	0,0	8,0
Br3	2,0	1,0	0,9	1,0	0,0	2,6
Br4	1,5	*	0,9	1,0	0,0	1,8
Ec1	8,0	7,0	0,8	1,0	0,0	12,0
Ec2	11,0	10,0	0,4	4,0	3,0	1,4
Ec3	11,0	10,0	0,5	9,0	8,0	0,5
Estações de amostragem	Dezembro de 2009			Fevereiro de 2010		
	Intervalo de Zmix (m)		Zeu/Zmix	Intervalo de Zmix (m)		Zeu/Zmix
	Inferior	Superior		Inferior	Superior	
Trans	1,0	0,0	5,0	1,0	0,0	7,0
Br1	2,0	1,0	1,5	1,0	0,0	6,6
Br2	1,0	0,0	8,0	4,0	3,0	1,1
Br3	1,0	0,0	4,0	2,0	1,0	2,1
Br4	1,5	*	1,2	1,0	0,0	4,6
Ec1	8,0	7,0	0,5	3,0	2,0	2,0
Ec2	1,0	0,0	10,0	4,0	3,0	1,7
Ec3	2,0	1,0	2,7	4,0	3,0	1,6
Estações de amostragem	Abril de 2010			Junho de 2010		
	Intervalo de Zmix (m)		Zeu/Zmix	Intervalo de Zmix (m)		Zeu/Zmix
	Inferior	Superior		Inferior	Superior	
Trans	2,0	1,0	2,7	2,0	1,0	1,7
Br1	3,0	*	1,1	2,0	*	1,1
Br2	4,0	3,0	1,6	7,0	6,0	0,8
Br3	2,0	1,0	2,1	1,0	0,0	4,6
Br4	1,0	0,0	4,6	1,0	0,0	2,8
Ec1	6,0	5,0	1,1	7,0	6,0	0,9
Ec2	9,0	8,0	0,4	13,5	*	0,4
Ec3	4,0	3,0	1,4	13,0	12,0	0,4

*Nesses casos, Zmix é igual à profundidade máxima, representada pelo valor inferior do intervalo apresentado, já que não houve gradientes de densidade superiores a $0,02 \text{ kg.m}^{-4}$ na coluna de água

6.4.3 Oxigênio Dissolvido

As concentrações de oxigênio dissolvido foram maiores nas estações situadas no eixo central do reservatório. As menores concentrações observadas nos braços Trans, Br1, Br3 e Br4 podem ser associadas ao aporte de matéria orgânica pelos tributários e à presença das macrófitas aquáticas, cuja decomposição aumenta a demanda por oxigênio.

Na cabeceira do reservatório, as concentrações médias de OD na coluna de água foram mais baixas em outubro ($1,8 \text{ mg.L}^{-1}$) e dezembro ($1,4 \text{ mg.L}^{-1}$) de 2009. Esses foram justamente os períodos caracterizados por maiores lâminas de chuva nos meses das coletas e nos dias próximos a elas (Figuras 22 e 23). Provavelmente nessas ocasiões, o efluente da ETE (lagoa de estabilização) de Ibiúna, lançado cerca de 200 m a montante da estação Trans, contribuiu de maneira mais significativa para o aumento dos teores de matéria orgânica no reservatório e a depleção de OD. A eficiência das lagoas de estabilização é variável ao longo do tempo e depende de fatores climáticos e operacionais (MIWA *et al.*, 2007). Em épocas chuvosas, a eficiência de remoção de matéria orgânica pode ser menor porque o tempo de detenção hidráulica diminui e as cargas afluentes às lagoas são diluídas (SILVA FILHO, 2007).

Em fevereiro de 2010, no eixo central do reservatório de Itupararanga, concentrações máximas de OD foram observadas na subsuperfície, com subsequente redução brusca das concentrações com a profundidade. Em Ec1, as concentrações aumentaram da superfície ($5,1 \text{ mg.L}^{-1}$) até a profundidade de 2,5 m ($6,8 \text{ mg.L}^{-1}$), com posterior queda acentuada (dos 3,0 m aos 4,5 m de profundidade, as concentrações se reduziram de $6,3 \text{ mg.L}^{-1}$ para apenas $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$). Em Ec2 e Ec3, ocorreram situações semelhantes, com diminuição significativa dos teores de OD a partir das profundidades de 3,5 m e 5,0 m, respectivamente. Esse fenômeno foi associado à estratificação térmica que ocorreu em Itupararanga e corrobora o que foi verificado por Branco *et al.* (2009) no reservatório Ribeirão das Lajes (RJ), que destacaram que a presença da termoclina pode inibir a reposição de oxigênio nas camadas mais profundas da coluna de água e, assim, gerar anoxia no hipolímnio. Embora não seja o caso do reservatório de Itupararanga, em alguns sistemas aquáticos, utilizam-se sistemas mecânicos para oxigenar o hipolímnio anóxico e melhorar a qualidade da água. Gantzer *et al.* (2009) descreveram uma aplicação desse tipo em dois reservatórios de abastecimento norte-americanos. Fatores como aporte excessivo de matéria orgânica e existência de topografia que desfavorece a mistura da coluna de água podem contribuir para a anoxia de significativas massas de água nos reservatórios, como verificado por Hayami *et al.* (2008) em um reservatório na Indonésia.

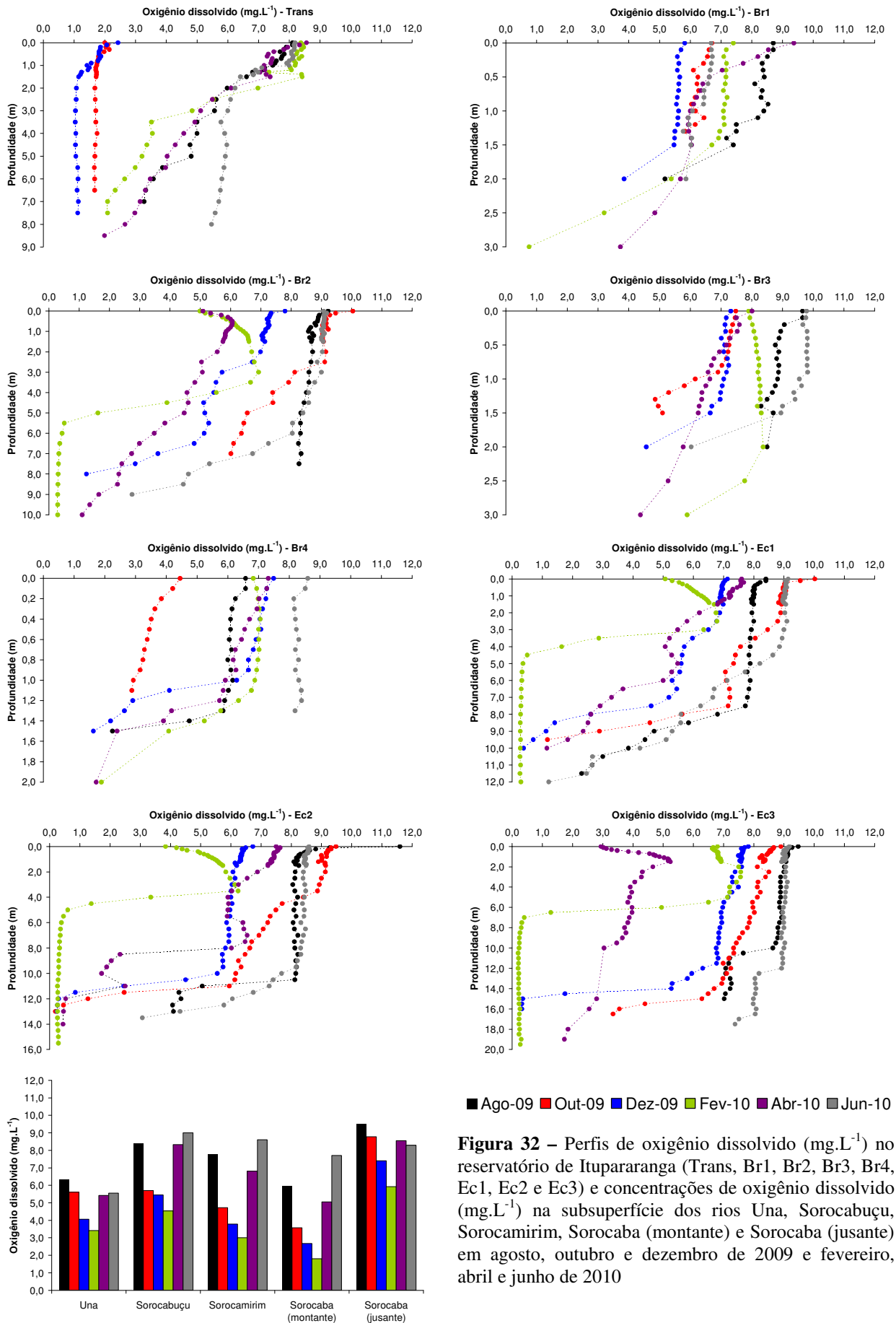


Figura 32 – Perfis de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹) no reservatório de Itapararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

Houve variação sazonal das concentrações de OD nos rios e no reservatório. Foi observada a influência da temperatura da água: no inverno, as menores temperaturas da água coincidiram com as maiores concentrações de OD (em agosto de 2009 e junho de 2010). No rio Sorocaba (montante), as menores concentrações de OD (mínimo de 1,8 mg.L⁻¹ em fevereiro) estiveram provavelmente relacionadas ao efeito do efluente da ETE. No rio Sorocaba (jusante), por outro lado, possivelmente em razão do desnível (queda) para geração de energia e da conseqüente turbulência da água, as concentrações de OD foram relativamente elevadas e estiveram entre 5,9 mg.L⁻¹ e 9,5 mg.L⁻¹ nas seis coletas.

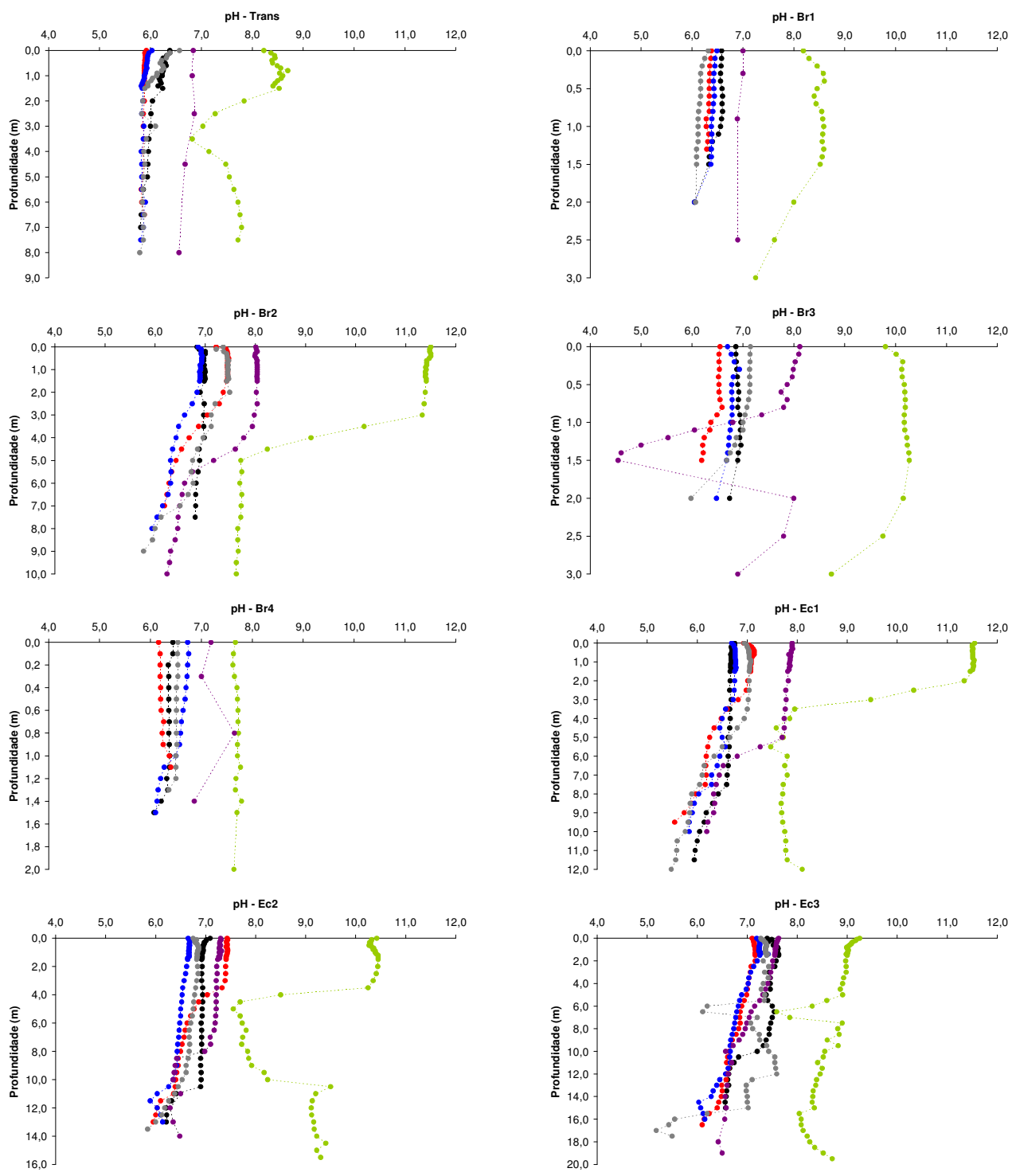
6.4.4 pH e Alcalinidade

O pH dos rios (Figura 33) foi menor que o observado nas estações de coleta no reservatório. Nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim e Sorocaba (montante), o pH esteve entre 6,0 e 7,0 na maioria dos casos. Já no rio Sorocaba (jusante), como influência do reservatório, foram observados valores maiores de pH em todas as coletas, com variação de 6,6 (junho de 2010) a 8,2 (fevereiro de 2010). No reservatório (Figura 33), houve aumento do pH em direção à barragem em quatro das seis coletas (de Ec1 a Ec3): 6,5-7,3 (agosto), 6,7-6,9 (outubro), 6,5-6,9 (dezembro), 6,6-7,1 (junho), o que pode indicar o aumento das taxas fotossintéticas na zona lacustre, como verificado por Palma *et al.* (2010) em um reservatório em Portugal. O menor pH nos braços Br1, Br3 e Br4 pode estar associado à presença de macrófitas aquáticas, como verificado por Parinet *et al.* (2004) em sistemas aquáticos tropicais na Costa do Marfim.

As estações do eixo central apresentam tendência de redução do pH da superfície ao fundo. Os braços se mostraram verticalmente mais homogêneos, à exceção de Br2, que é o braço mais preservado e que possui maior profundidade em relação aos demais. Na coleta de fevereiro, os perfis de pH caracterizaram estratificação química, o que está de acordo com os perfis de temperatura e oxigênio dissolvido. Os valores elevados de pH até a camada entre 2-4 m e posterior redução brusca com a profundidade sugerem que o fitoplâncton esteve confinado nas camadas mais superficiais da água, onde houve maior consumo de CO₂ e, conseqüentemente, incremento do pH. Em Ec1, por exemplo, o pH diminuiu de 11,5 a 1,5 m para apenas 7,5 a 5,5 m em fevereiro. Devem-se considerar, também, os processos de decomposição que predominam no fundo da coluna de água.

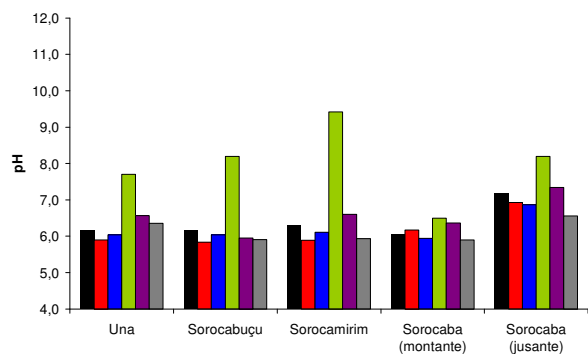
A alcalinidade da água (Figura 34) foi relativamente baixa no reservatório e nos rios (mínimo de 0,2 mEq.L⁻¹ e máximo de 1,3 mEq.L⁻¹). Como essa variável está relacionada à capacidade tampão dos sistemas aquáticos (Merino-Ibarra *et al.*, 2008), pequenos valores de alcalinidade permitem flutuações no pH da coluna de água. De modo geral, embora a variação sazonal não tenha sido significativa, os menores valores de alcalinidade foram observados em dezembro e junho e os maiores, em fevereiro.

O papel dos lagos e reservatórios no ciclo global do dióxido de carbono compreende três processos principais: i) transferência de CO_2 da atmosfera para a água; ii) acumulação ou depleção das diferentes formas de carbono na água; iii) remoção de carbono da água e imobilização no sedimento (LERMAN e STUMM, 1989). Uma vez na água, as rotas e as formas assumidas pelo CO_2 dependem, basicamente, do pH, como destacaram Dodds e Whiles (2010). O cálculo das formas de carbono (Figuras 35, 36, 37 e 38) no reservatório de Itupararanga revelou que o dióxido de carbono livre, que é a soma das concentrações de CO_2 e H_2CO_3 (Mackereth *et al.*, 1978), aumentou da superfície ao fundo. Isso indica aumento das atividades de respiração e decomposição, ou seja, de heterotrofia, com a profundidade. As concentrações de bicarbonato e carbonato foram maiores em fevereiro. O fitoplâncton obtém o CO_2 necessário para a fotossíntese diretamente da água ou pela combinação de ânions bicarbonato (WURTS e DURBOROW, 1992).



■ Ago-09
 ■ Out-09
 ■ Dez-09
 ■ Fev-10
 ■ Abr-10
 ■ Jun-10

Figura 33 – Perfis de pH no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e pH subsuperficial da água dos rios Una, Sorocabaçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010



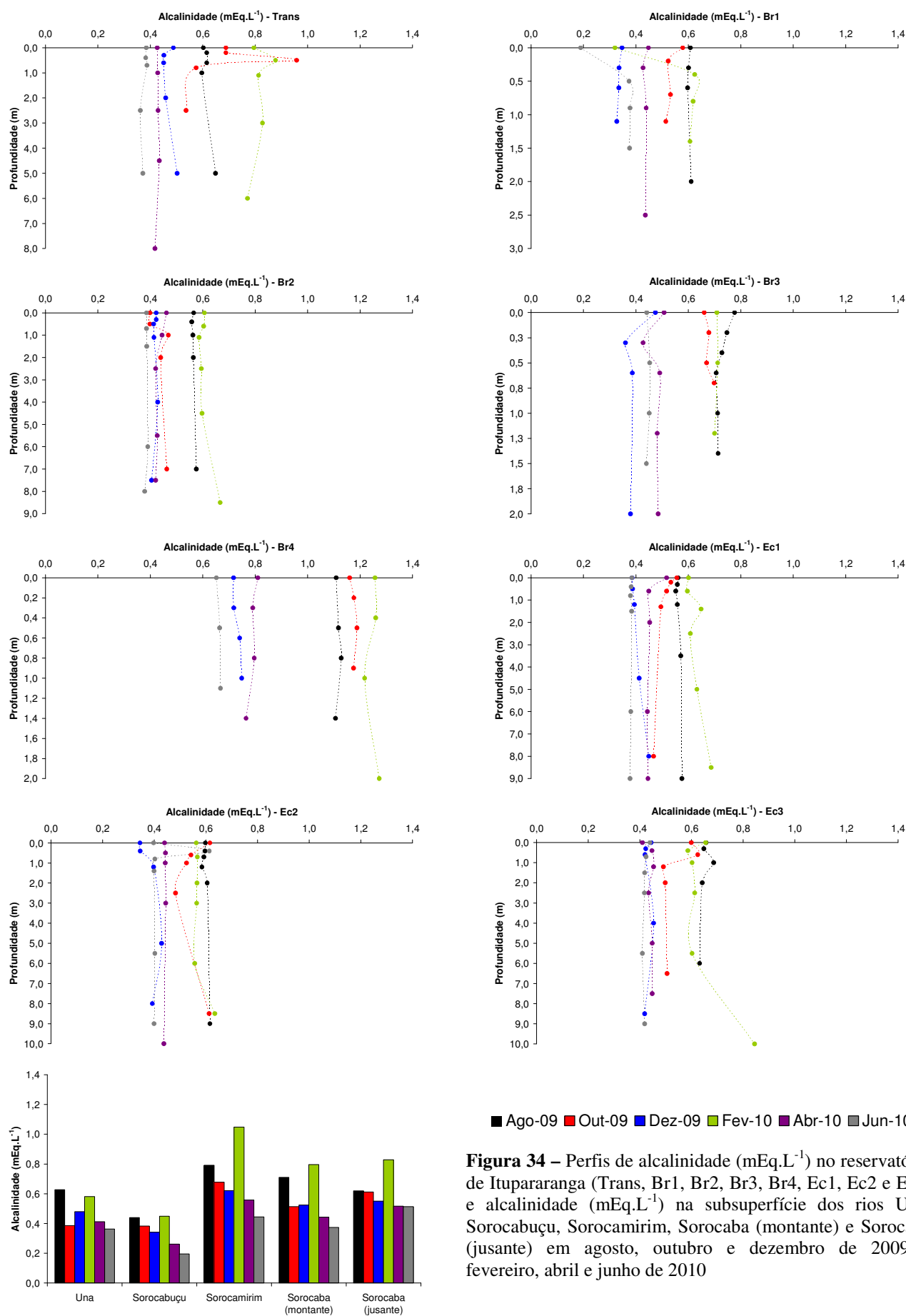


Figura 34 – Perfis de alcalinidade (mEq.L⁻¹) no reservatório de Itaparanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e alcalinidade (mEq.L⁻¹) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

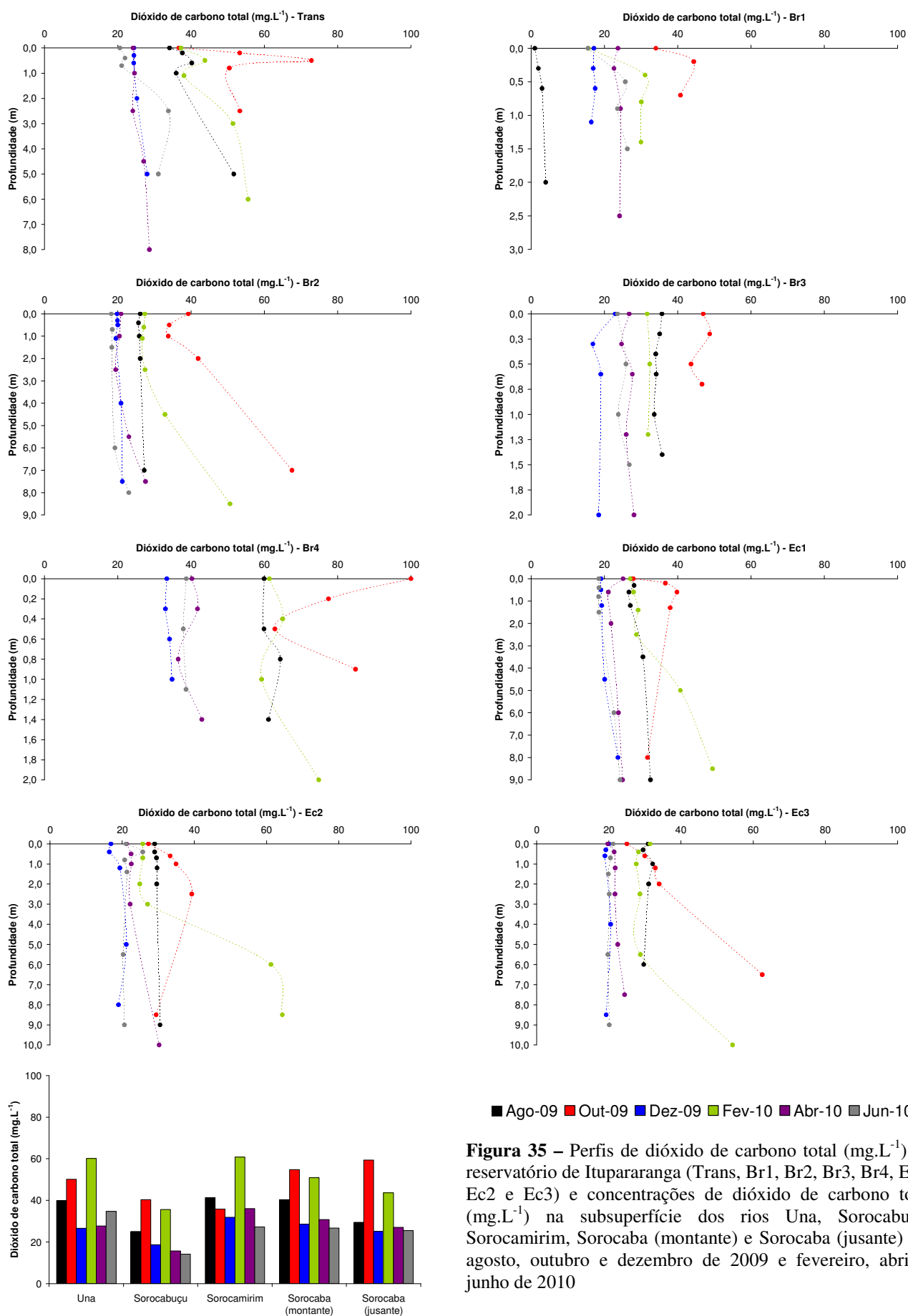
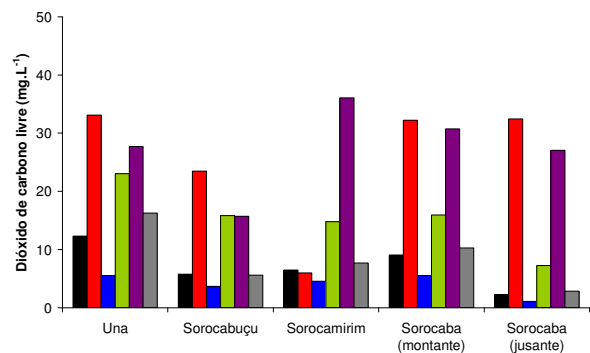
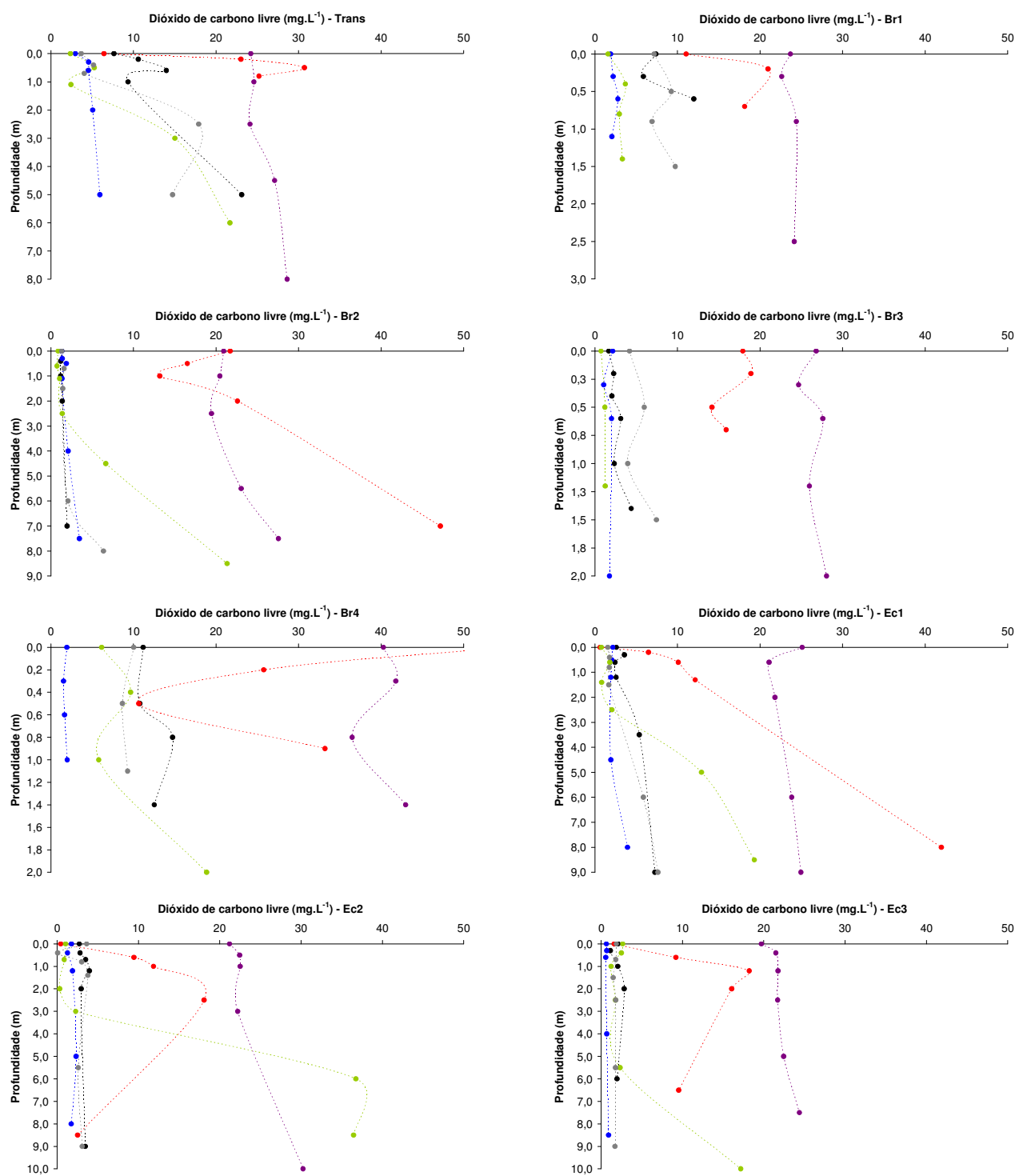


Figura 35 – Perfis de dióxido de carbono total (mg.L⁻¹) no reservatório de Itaparanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de dióxido de carbono total (mg.L⁻¹) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010



■ Ago-09 ■ Out-09 ■ Dez-09 ■ Fev-10 ■ Abr-10 ■ Jun-10

Figura 36 – Perfis de dióxido de carbono livre (mg.L^{-1}) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de dióxido de carbono livre (mg.L^{-1}) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

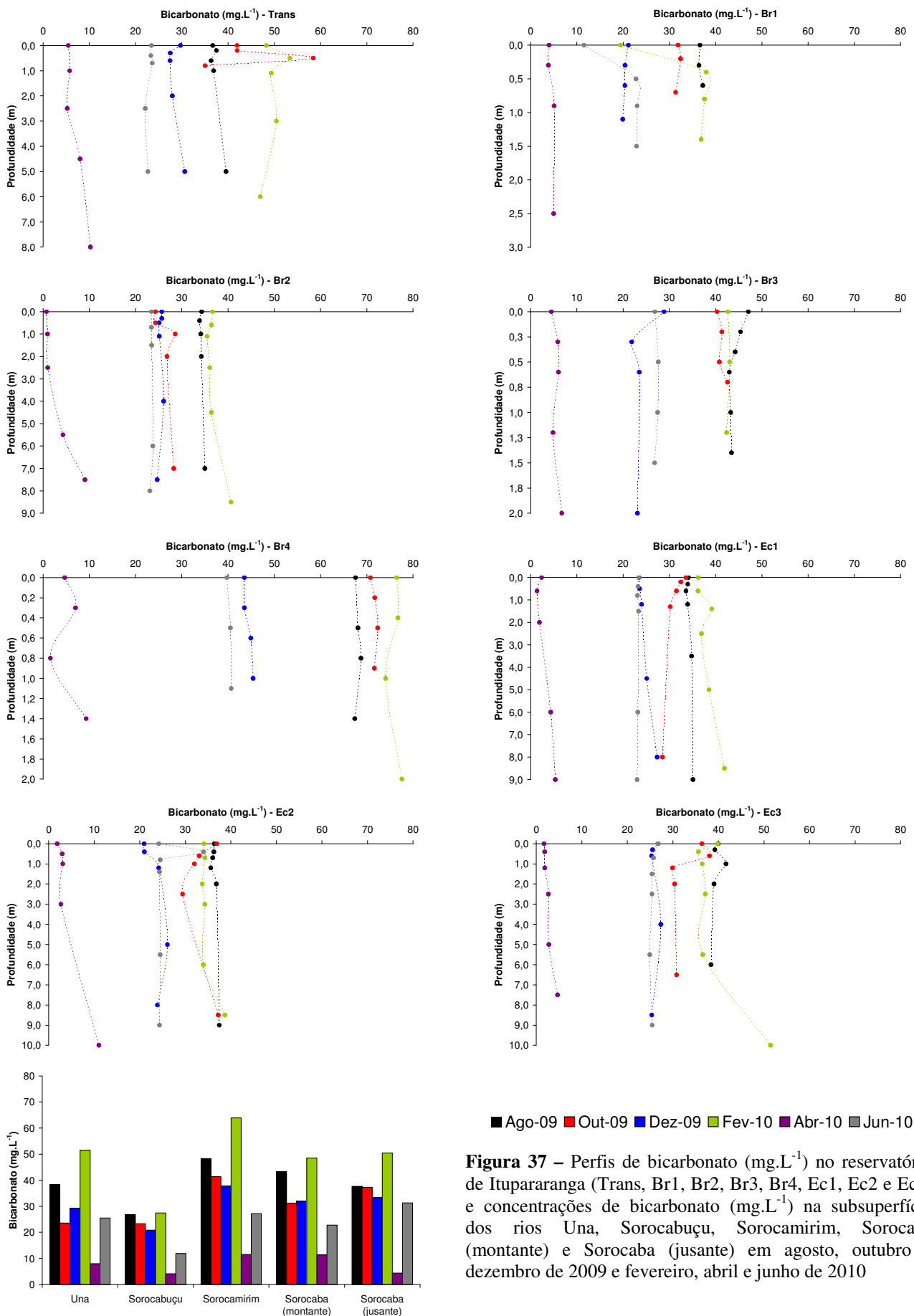
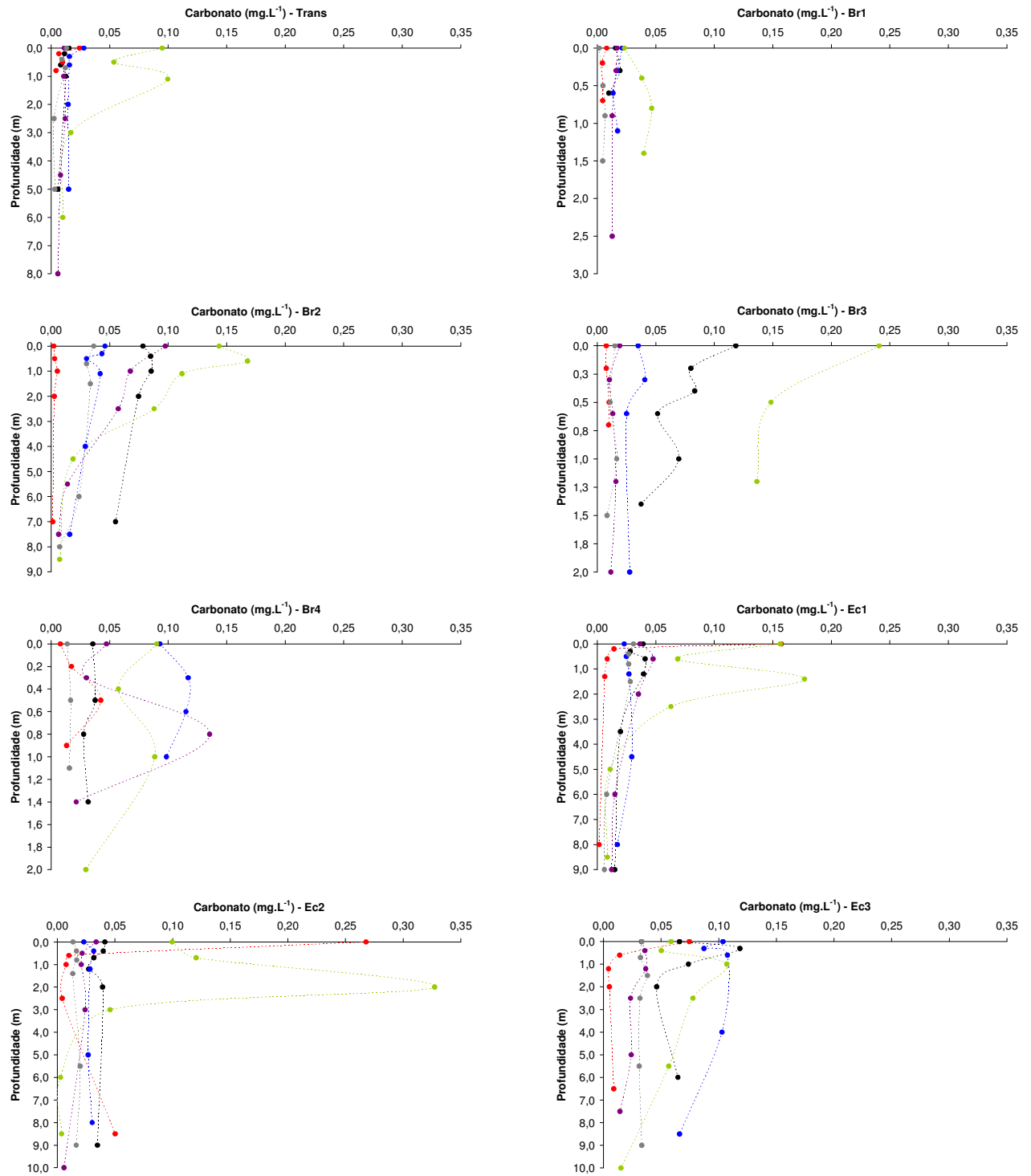


Figura 37 – Perfis de bicarbonato (mg.L⁻¹) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de bicarbonato (mg.L⁻¹) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010



■ Ago-09 ■ Out-09 ■ Dez-09 ■ Fev-10 ■ Abr-10 ■ Jun-10

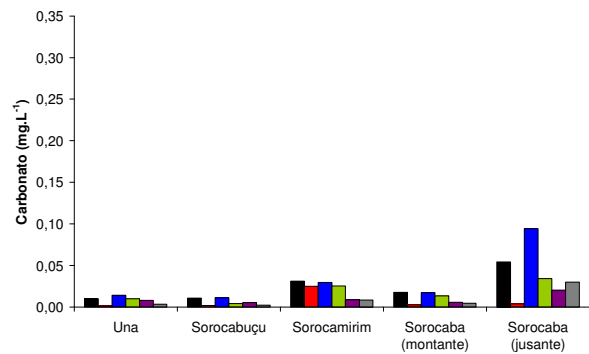


Figura 38 – Perfis de carbonato (mg.L^{-1}) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de carbonato (mg.L^{-1}) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

6.4.5 Sólidos em Suspensão e Turbidez

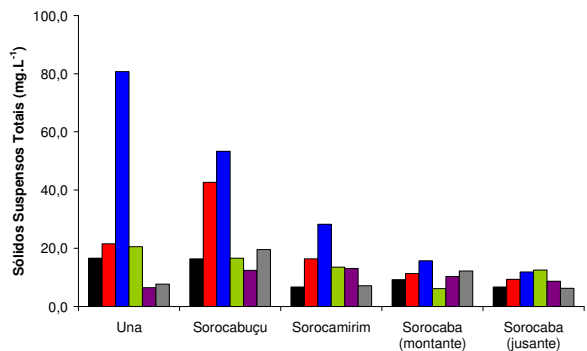
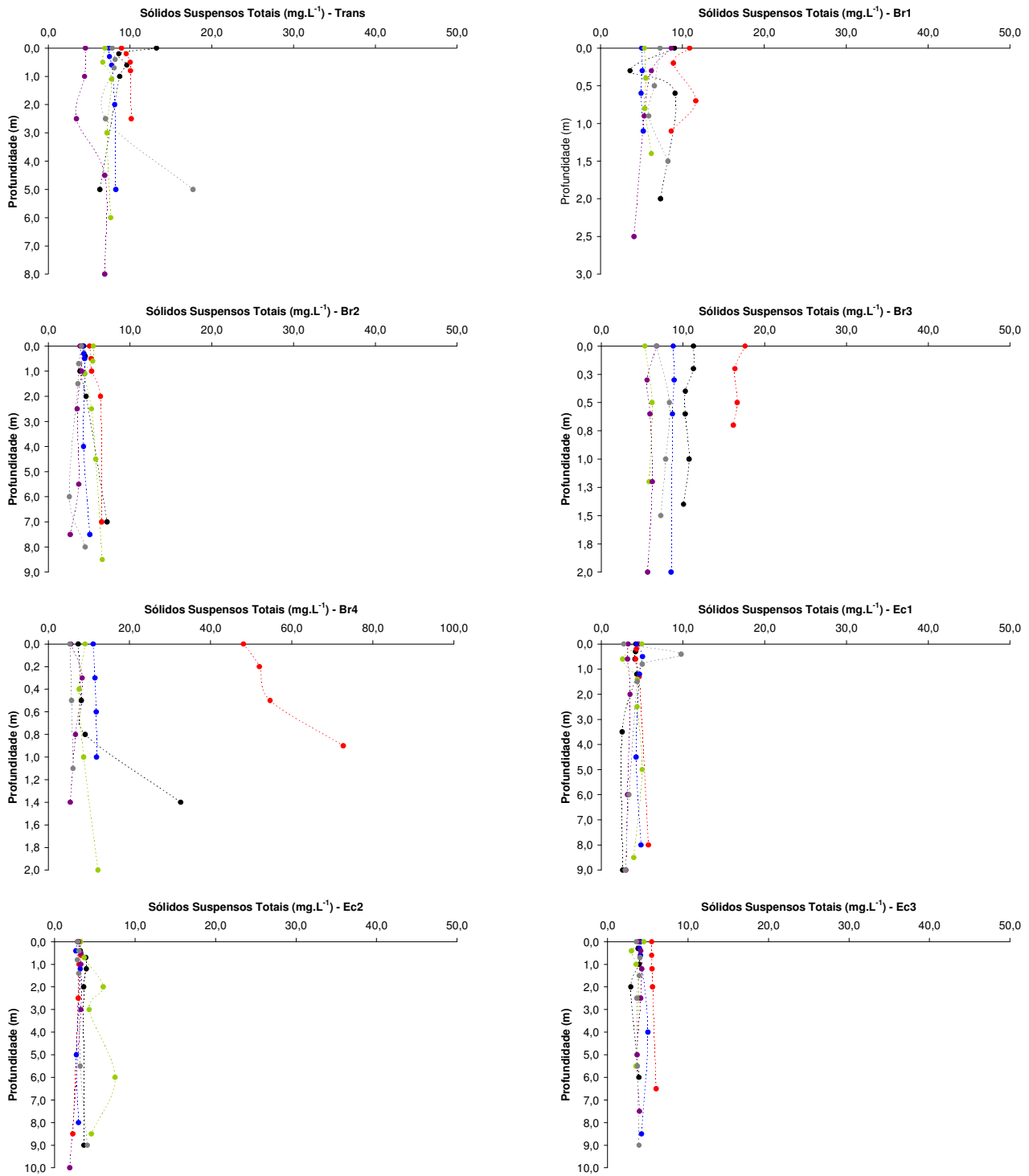
As concentrações de sólidos suspensos totais (SST, Figura 39) e os valores de turbidez (Figura 40) foram maiores nas estações de coleta nos braços em comparação às situadas no eixo central do reservatório (em Ec1, Ec2 e Ec3, as concentrações de SST não ultrapassaram 10 mg.L^{-1} e os valores de turbidez, 13 UT). A exceção foi Br2 que, menos vulnerável à influência do escoamento superficial pela presença de vegetação ripária, também apresentou concentrações de SST sempre inferiores a 10 mg.L^{-1} . A atenuação das cargas alóctones de sólidos e nutrientes geradas pelo escoamento superficial em Singapura também foi atribuída à presença de vegetação nas bacias de drenagem (CHUA *et al.*, 2009).

Nos rios, SST e turbidez foram superiores em comparação ao reservatório. Isso é reflexo da maior suscetibilidade daqueles ambientes ao escoamento superficial e da própria natureza do fluxo, que permite transporte de material em suspensão e dificulta a sedimentação das partículas. A máxima concentração de SST foi observada no rio Una em dezembro, 81 mg.L^{-1} , com turbidez associada de 234 UT. As concentrações de SST no rio Sorocaba não variaram significativamente a montante e a jusante do reservatório, com oscilações entre 6,2 e $15,7 \text{ mg.L}^{-1}$ (montante) e entre 6,3 e $12,6 \text{ mg.L}^{-1}$ (jusante) nas seis coletas. Os valores de turbidez sempre resultaram inferiores a 30 UT nessas duas estações de amostragem.

Do ponto de vista sazonal, destacaram-se as concentrações de material em suspensão em outubro de 2009, o que está possivelmente associado aos 23 mm de chuva que incidiram na região nos dias em que essa coleta foi realizada (Figura 23b). Especialmente e temporalmente, portanto, as concentrações de SST e os valores de turbidez influenciaram a disponibilidade de luz e estiveram associados a variáveis como RSFA, profundidade da zona eufótica e transparência da coluna de água (Figura 29, Tabela 9). Também em outubro, foram observadas as menores porcentagens de sólidos suspensos orgânicos (SSO), o que provavelmente está vinculado ao aporte mais significativo de partículas inorgânicas ao sistema aquático como resultado da precipitação (Figura 41). Nos períodos mais secos, houve predomínio dos SSO, o que corrobora estudo em reservatório coreano (AN e JONES, 2000).

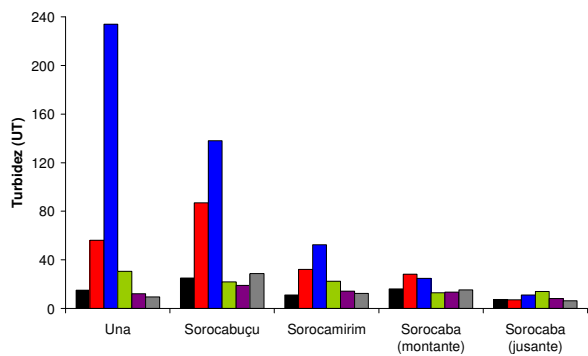
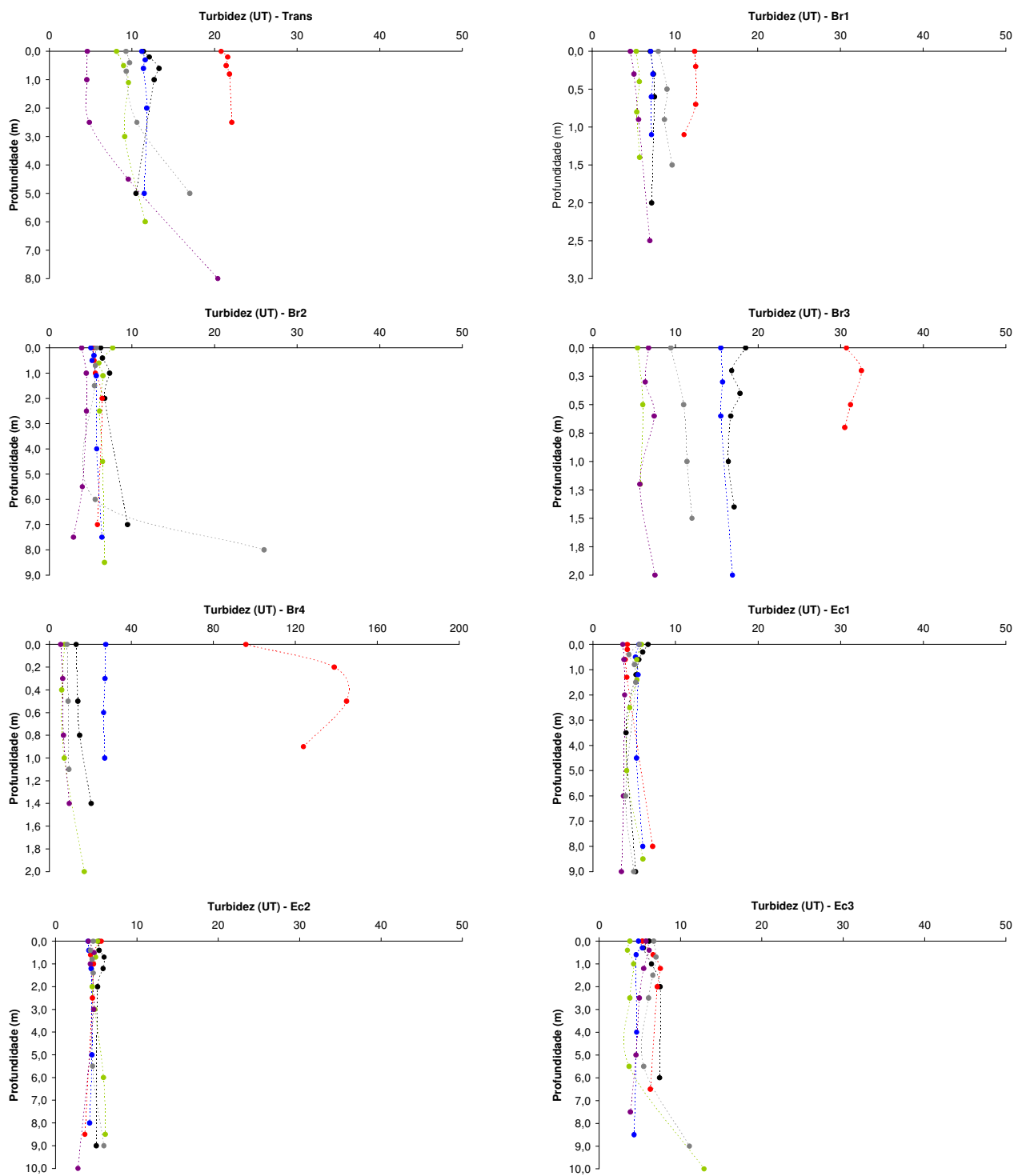
As concentrações de SST refletem as condições de fluxo nos cursos de água, podem apresentar correlação positivas com a taxa de estocagem de carbono (Cole *et al.*, 2007) e afetar a biota aquática (BILOTTA e BRAZIER, 2008). As frações orgânica e inorgânica normalmente representam fontes autóctones e alóctones, respectivamente (JONES e KNOWLTON, 2005). A contribuição relativa dos sólidos suspensos inorgânicos foi menor nas estações do eixo central (3-16% em agosto, 18-33% em outubro, 15-27% em dezembro, 12-28% em fevereiro, 3-12% em abril e 6-33% em junho) em comparação aos braços (19-49% em agosto, 30-77% em outubro, 28-65% em dezembro, 9-30% em fevereiro, 13-28%

em abril e 21-39% em junho) do reservatório de Itupararanga. Presume-se que os SSO no eixo central refletiram a biomassa da comunidade fitoplanctônica. Nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim e Sorocaba (montante), os SSI predominaram sobre o SSO em todas as coletas, com máximo de 80% no rio Sorocabuçu na coleta de junho. Esses rios, cujas bacias de drenagem são impactadas pelo lançamento de efluentes domésticos e pelas atividades agrícolas (Sardinha *et al.*, 2008), contribuem para o contínuo aporte de material em suspensão e nutrientes ao reservatório de Itupararanga (MATSUDA, 2010).



■ Ago-09
 ■ Out-09
 ■ Dez-09
 ■ Fev-10
 ■ Abr-10
 ■ Jun-10

Figura 39 – Perfis de sólidos suspensos totais (mg.L^{-1}) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de sólidos suspensos totais (mg.L^{-1}) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010



■ Ago-09 ■ Out-09 ■ Dez-09 ■ Fev-10 ■ Abr-10 ■ Jun-10

Figura 40 – Perfis de turbidez (UT) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e turbidez (UT) subsuperficial da água dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

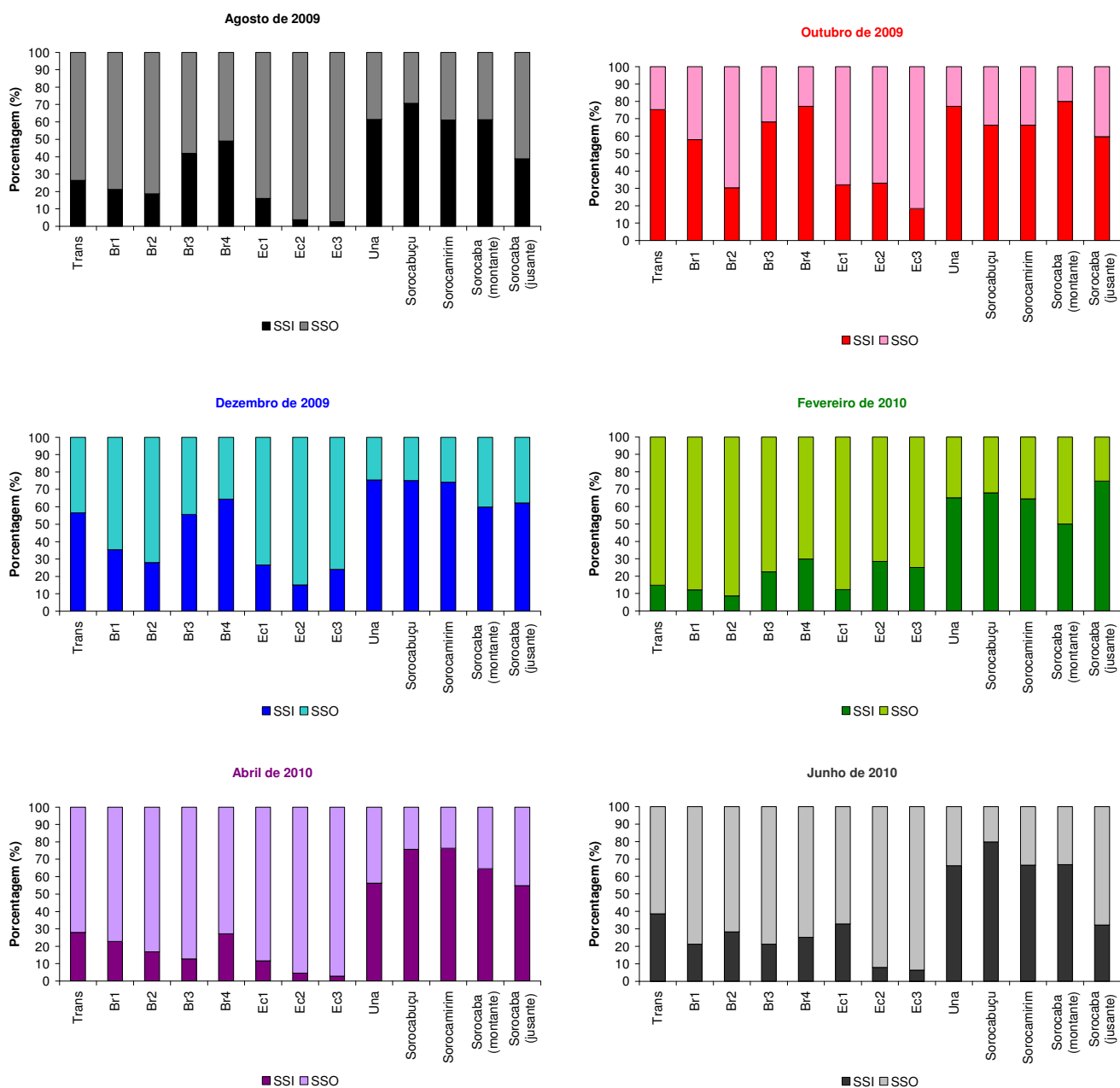


Figura 41 – Contribuição relativa (%) dos Sólidos Suspensos Inorgânicos (SSI) e dos Sólidos Suspensos Orgânicos (SSO) em relação aos Sólidos Suspensos Totais no reservatório de Itapararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

6.4.6 Formas de Carbono

As concentrações de carbono total (CT) na água foram maiores nos braços em comparação ao eixo central, em especial as observadas em Br4 (na faixa de 16 mg.L⁻¹ em fevereiro de 2010), estação sujeita à influência do córrego do Paruru (Figura 42). À exceção de Trans, em que as concentrações de CT oscilaram de 8-9 mg.L⁻¹ (junho de 2010) a 12-13 mg.L⁻¹ (dezembro de 2009 e fevereiro de 2010), não houve variação sazonal significativa dessa variável no reservatório. Nos rios, por outro lado, as concentrações de CT foram maiores no verão (dezembro de 2009 e fevereiro de 2010), com máximos de 12,8 mg.L⁻¹ (rio

Una), 11,2 mg.L⁻¹ (rio Sorocabuçu), 15,7 mg.L⁻¹ (rio Sorocamirim), 13,5 mg.L⁻¹ (rio Sorocaba - montante) e 12,4 mg.L⁻¹ (rio Sorocaba - jusante).

Nos ecossistemas aquáticos, as trocas com a atmosfera são responsáveis pelas concentrações de carbono inorgânico (CI) na água e os processos de fotossíntese e quimiossíntese, pelas concentrações de carbono orgânico (CO). As atividades antrópicas geram desbalanceamento nos ciclos biogeoquímicos em geral, incluindo o ciclo do carbono (VITOUSEK *et al.*, 1997). O aporte de CO pode ser reforçado pela lixiviação do solo e pelo lançamento de efluentes. Panhota (2007), em estudo realizado no reservatório de Barra Bonita (SP), observou maiores concentrações de CO na estação chuvosa (máximo de 10,1 mg.L⁻¹), que foram atribuídas ao aumento da produção primária pela maior disponibilidade de nutrientes e à entrada de material alóctone. No reservatório de Itupararanga, embora não tenha havido variação temporal significativa (Figura 43), a parcela orgânica do carbono total na água foi maior em agosto e fevereiro, coletas que provavelmente foram influenciadas pelas significativas lâminas precipitadas nos meses anteriores, respectivamente julho de 2009 e janeiro de 2010 (Figura 23).

Em cinco das seis coletas, a contribuição média da fração orgânica foi maior nas estações do eixo central em comparação aos braços. Presume-se, portanto, que a principal fonte de carbono no eixo central tenha sido autóctone (produção primária via fotossíntese). Em um reservatório francês, por outro lado, houve predominância de fontes alóctones de carbono orgânico pelo *input* de tributários ricos em carbono e os autores destacaram o potencial de formação de trihalometanos ao se efetuar a cloração da água que é utilizada para abastecimento (PIERSON-WICKMANN *et al.*, 2011). Nos braços do reservatório de Itupararanga, é provável que as macrófitas aquáticas tenham sido uma fonte de CO. O carbono orgânico particulado das macrófitas tem um ciclo de vida relativamente curto devido à presença de compostos lábeis e é rapidamente transformado a carbono orgânico dissolvido, prontamente disponível ao bacterioplâncton e fitoplâncton, conforme destacado por Gimenes *et al.* (2010).

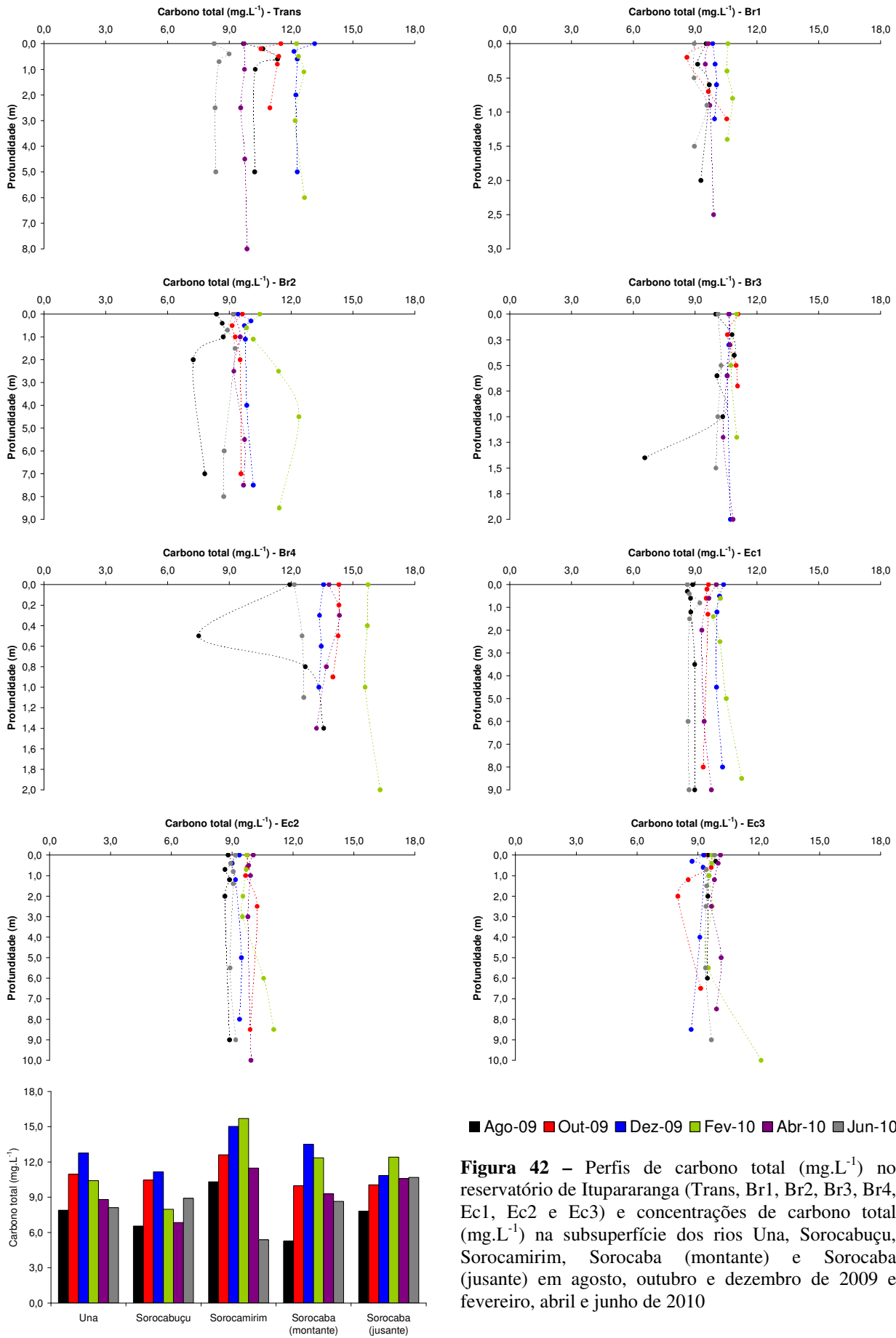


Figura 42 – Perfis de carbono total (mg.L⁻¹) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de carbono total (mg.L⁻¹) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabaçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

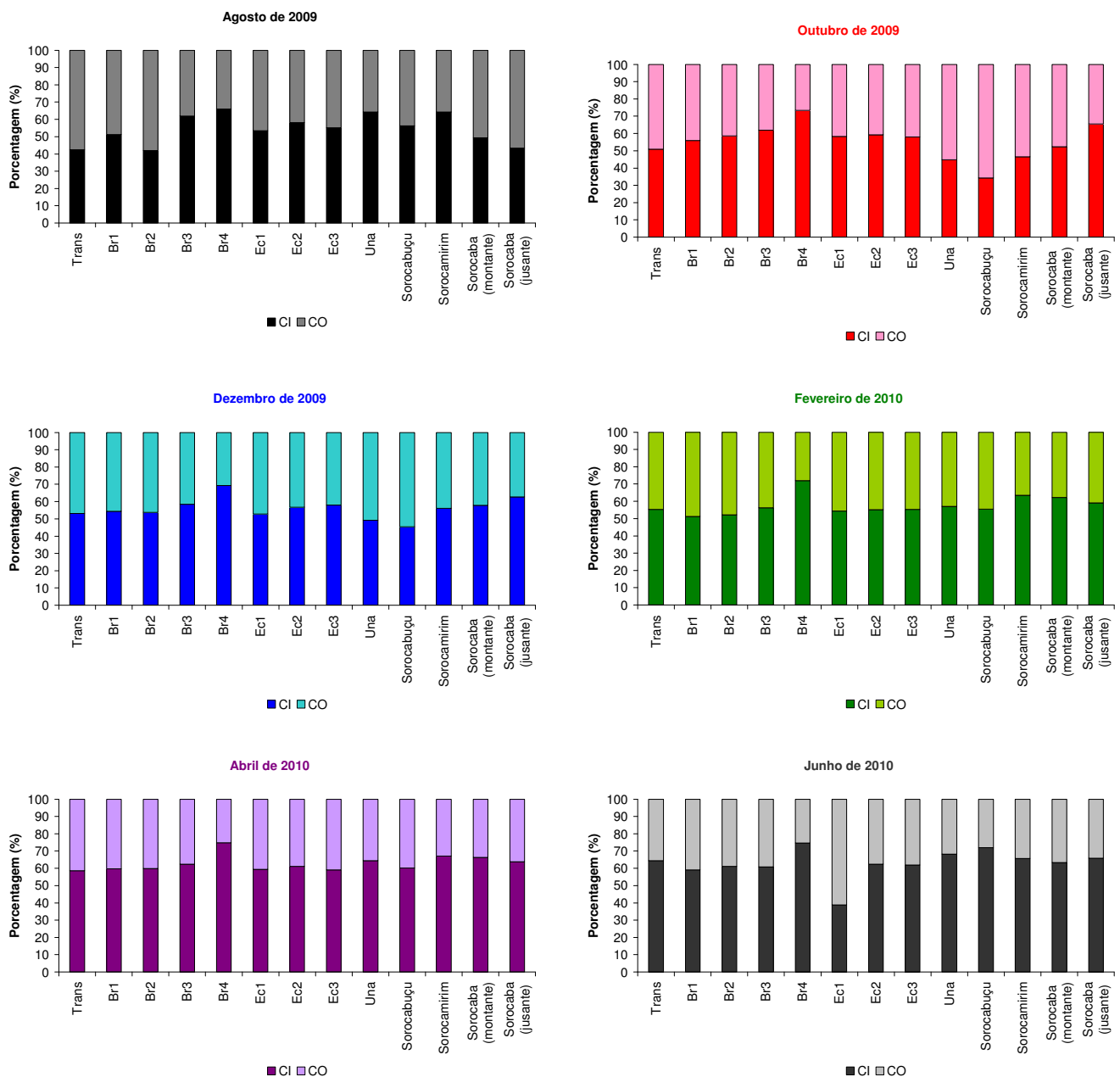


Figura 43 – Contribuição relativa (%) do carbono inorgânico (CI) e do carbono orgânico (CO) em relação ao carbono total no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

6.4.7 Formas de Nitrogênio e Fósforo

As concentrações de nitrato (Figura 44) não apresentaram variações verticais significativas na coluna de água. No entanto, especialmente, essas concentrações foram menores no eixo central (0,3-0,7 mg.L⁻¹, à exceção de um pico de 2,6 mg.L⁻¹ a 8,5 m em Ec3). Além disso, observou-se tendência de diminuição das concentrações dessa forma de nitrogênio da cabeceira à barragem, o que pode indicar assimilação pela comunidade fitoplanctônica. As concentrações observadas são elevadas quando comparadas às relatadas em outros sistemas aquáticos, como nos reservatórios Paiva Castro (SP) e Ponte

Nova (SP), onde as concentrações máximas não ultrapassaram $0,14 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente (GIATTI, 2000; MONTEIRO Jr., 2006). Haande *et al.* (2011) reportaram que o nitrato passa a limitar o fitoplâncton quando em concentrações inferiores a $10 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$. Nos rios, as concentrações de nitrato foram associadas à degradação do nitrogênio amoniacal proveniente de lançamentos clandestinos de esgotos domésticos, principalmente nos rios Una e Sorocabuçu ($0,6\text{-}1,5 \text{ mg.L}^{-1}$) e à influência do efluente da ETE no rio Sorocaba (montante). Não se deve destacar, ainda, a possível contribuição difusa das áreas agrícolas adjacentes. Do ponto de vista temporal, as concentrações de nitrato foram maiores em outubro nos braços, o que pode estar associado à influência das chuvas sobre a qualidade da água dos tributários (CUNHA e CALIJURI, 2011b). No eixo central, as concentrações mais elevadas foram observadas no verão (dezembro de 2009 e fevereiro de 2010), assim como relatado por Nishimura (2008) no reservatório Billings (SP).

As concentrações de nitrogênio na forma de nitrito e nitrogênio amoniacal foram inferiores a $2,0 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ e a $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, em todas as estações e períodos de amostragem. Isso pode estar associado à elevada instabilidade do nitrito, que é rapidamente oxidado a nitrato, e ao fato de o nitrogênio amoniacal, na forma dissolvida, ser preferencialmente assimilado pelo fitoplâncton, o que propicia a detecção de baixas concentrações na coluna de água (SCHAFER, 1984).

Não foi observado padrão vertical definido para o nitrogênio total (Figura 45). As concentrações apresentaram oscilações significativas nas diferentes profundidades, principalmente no eixo central. Nos braços, as concentrações variaram entre $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$ e $1,8 \text{ mg.L}^{-1}$; no eixo central, entre $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$ e $2,6 \text{ mg.L}^{-1}$; e nos rios, entre $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e $1,6 \text{ mg.L}^{-1}$.

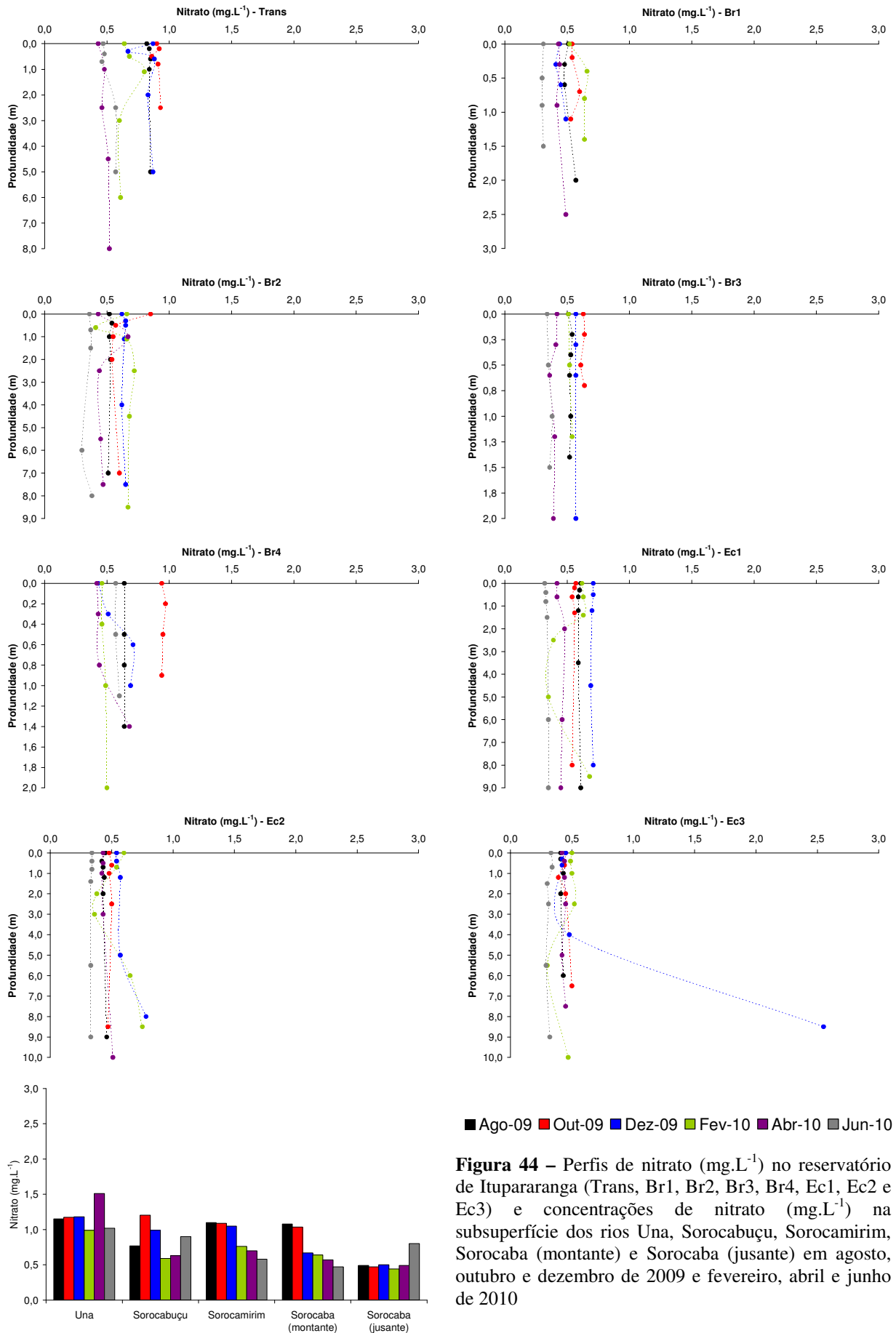
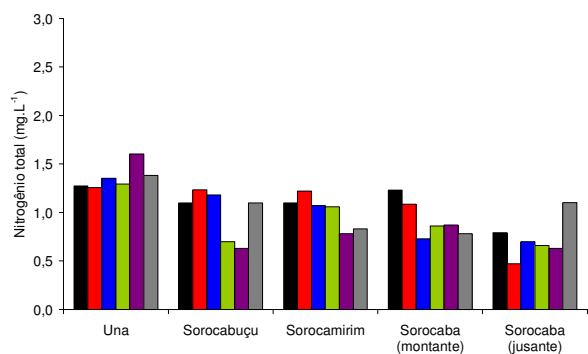
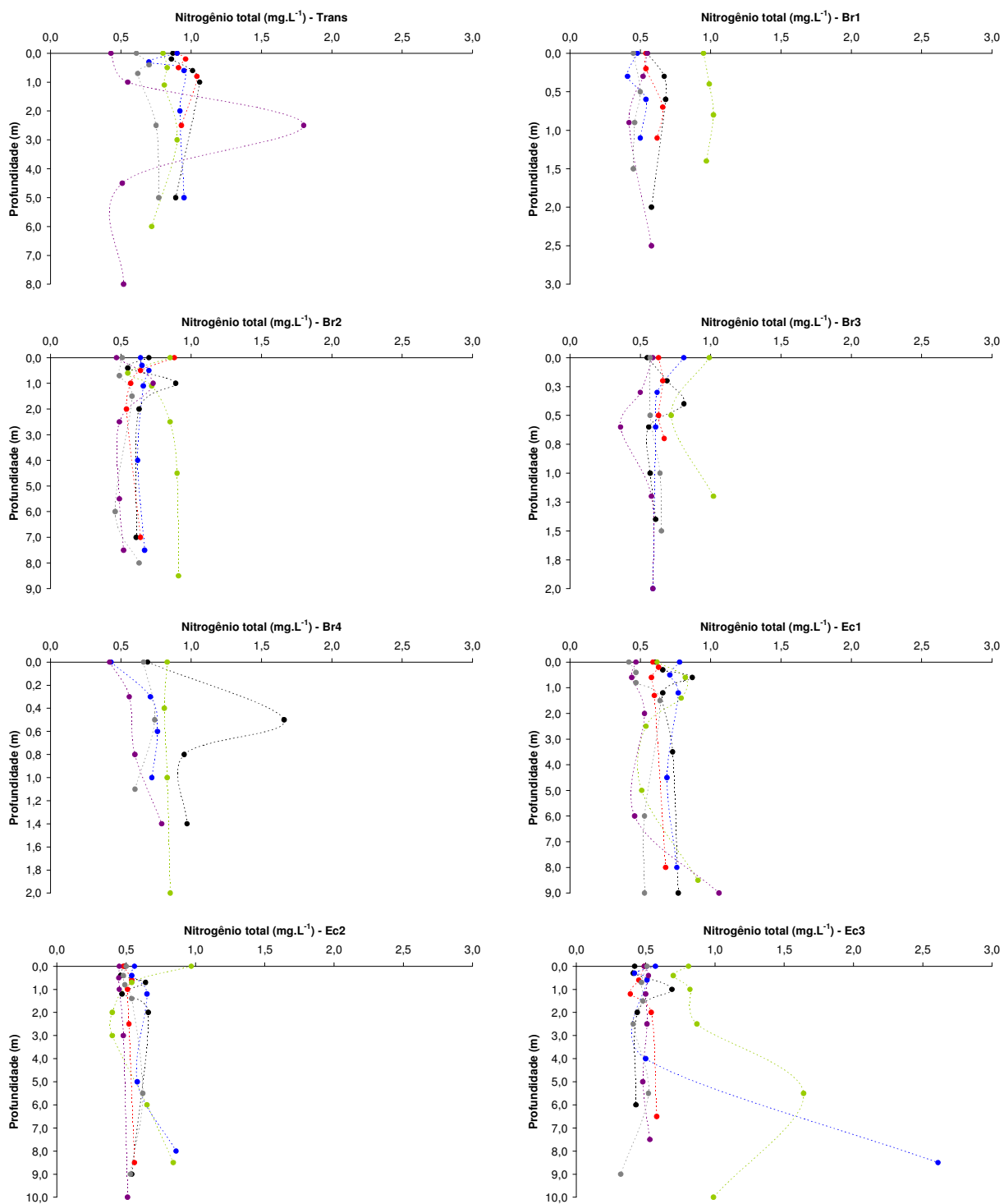


Figura 44 – Perfis de nitrato (mg.L⁻¹) no reservatório de Itaparanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de nitrato (mg.L⁻¹) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabaçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010



■ Ago-09 ■ Out-09 ■ Dez-09 ■ Fev-10 ■ Abr-10 ■ Jun-10

Figura 45 – Perfis de nitrogênio total (mg.L^{-1}) no reservatório de Itapararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de nitrogênio total (mg.L^{-1}) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

As concentrações de fosfato total dissolvido (Figura 46) estiveram na faixa entre 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$, apresentaram significativa variação vertical, sobretudo em Br2 e Ec1, e foram mais elevadas em agosto e outubro de 2009. As maiores concentrações foram observadas em Trans (87,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$), Br1 (92,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$), Br2 (99,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e Br4 (83,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Houve tendência de diminuição das concentrações de fosfato total dissolvido da cabeceira à barragem – de Ec1 a Ec3, as médias das concentrações na coluna de água se reduziram: 37,0-24,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (agosto), 16,4-15,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (outubro), 21,8-16,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (dezembro), 17,4-16,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (fevereiro), 8,5-4,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (abril) e 21,5-9,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (junho). Isso pode indicar aumento das taxas de assimilação das formas dissolvidas de fósforo pelo fitoplâncton ao longo do eixo longitudinal do reservatório e, ainda, as perdas desse nutriente para o sedimento.

Como destacaram Omlin *et al.* (2001), baixas concentrações de fosfato total dissolvido na água também podem ser reflexo da sedimentação do material em suspensão e do arraste do fósforo adsorvido para o sedimento. Existem vários processos de adsorção do fosfato em partículas em suspensão, dentre eles o que envolve a ligação com compostos de ferro, como o hidróxido férrico (KOMATSU *et al.*, 2006). O fósforo inorgânico na forma de ortofosfato é facilmente assimilado pelos produtores primários, embora alguns estudos também relatem a habilidade desses organismos em utilizarem fósforo orgânico dissolvido como fonte de fósforo (SANUDO-WILHEMY, 2006; MONBET *et al.*, 2009). Os perfis de ortofosfato no reservatório de Itupararanga não são apresentados porque as concentrações foram quase sempre inferiores ao limite de detecção do método, 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$, o que também reforça a hipótese de utilização dessa forma de fósforo pela comunidade fitoplanctônica. Os rios Una e Sorocaba (montante) apresentaram as maiores concentrações de fosfato total dissolvido dentre os rios analisados, com máximos de 192,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 105,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente.

Em relação ao fósforo total (Figura 47), as concentrações elevadas em Trans estão relacionadas aos impactos dos rios formadores sobre a qualidade da água. À exceção da coleta de abril, as concentrações médias de fósforo total na coluna de água se mantiveram próximas de 75 $\mu\text{g.L}^{-1}$ na cabeceira do reservatório. A presença de macrófitas aquáticas nos braços pode ter contribuído para as elevadas concentrações de fósforo total em comparação com o eixo central, com picos de 92,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Br1, outubro), 113,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Br3, junho) e 143,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Br4, agosto). A ordem de grandeza das concentrações de fósforo total em Itupararanga foi similar à encontrada em ambientes eutróficos, como os reservatórios Barra Bonita (Calijuri *et al.*, 2002), Billings (Cunha *et al.*, 2011b), Cascata e Pirapora (CETESB, 2011).

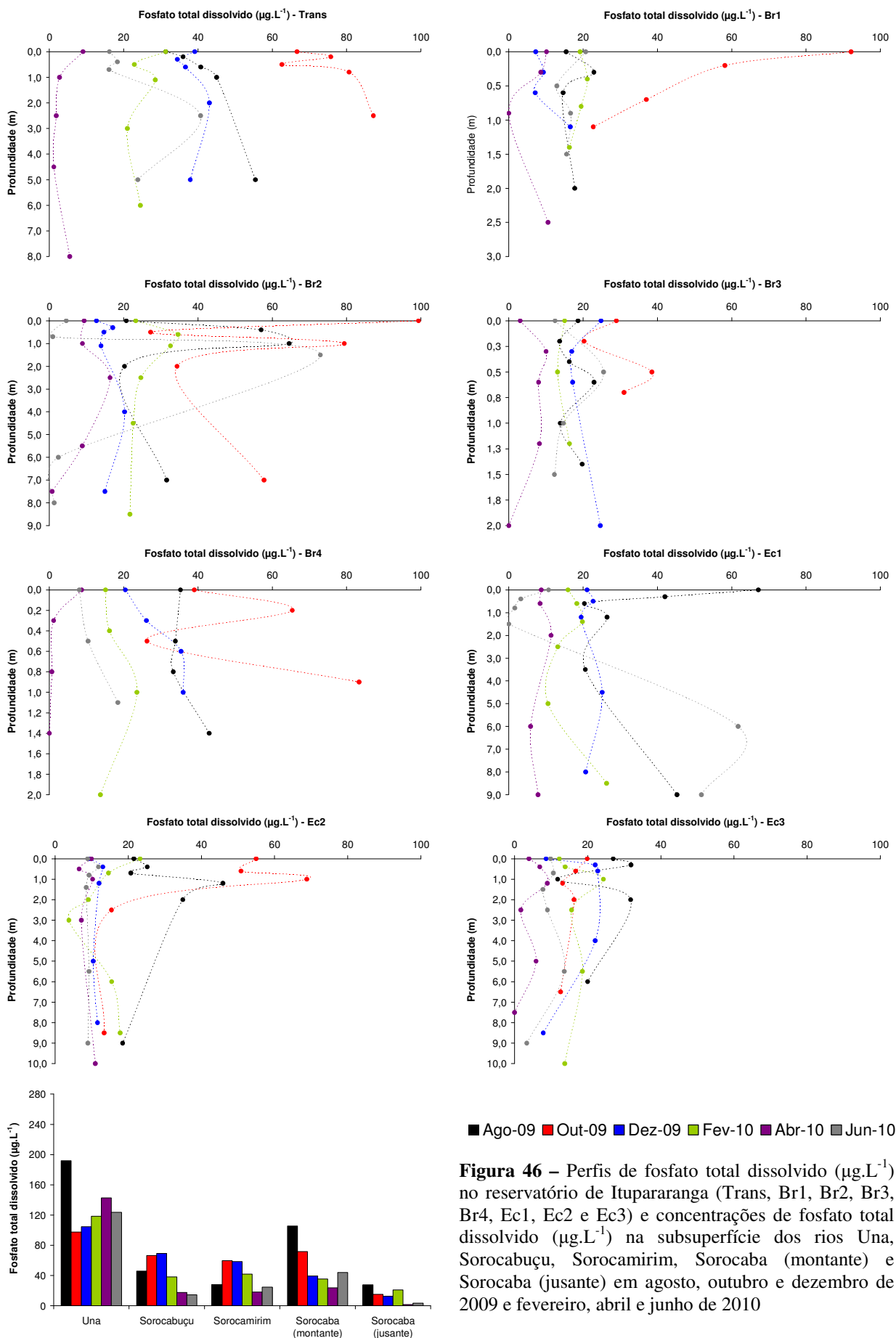
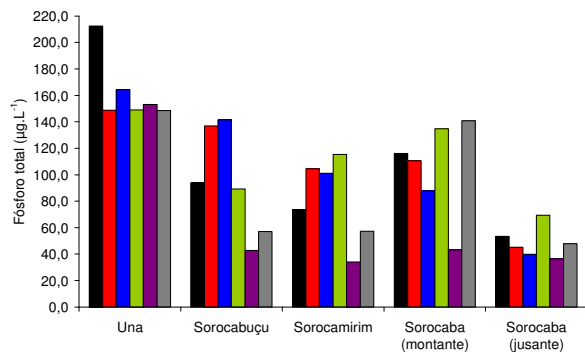
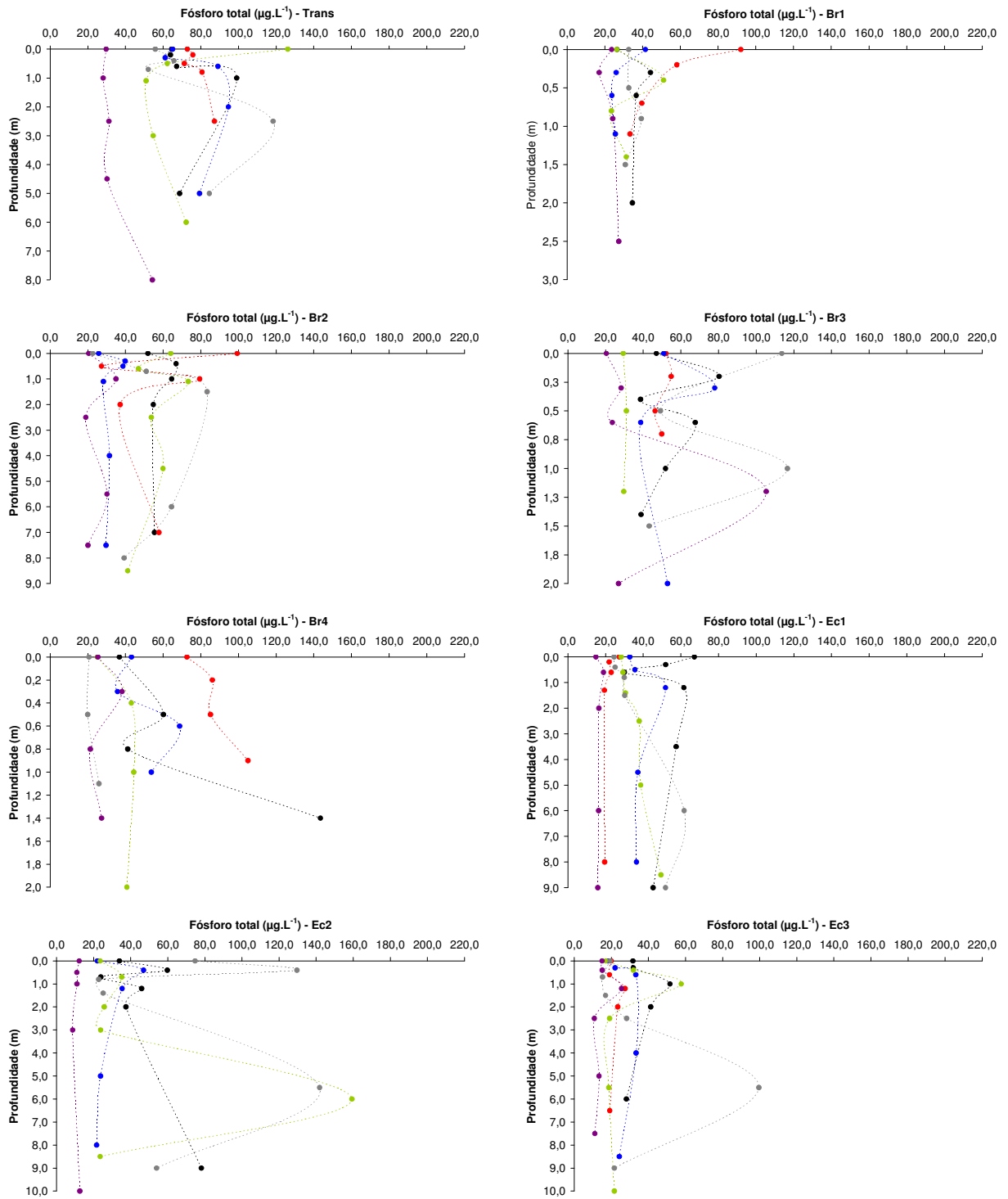


Figura 46 – Perfis de fosfato total dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de fosfato total dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010



■ Ago-09 ■ Out-09 ■ Dez-09 ■ Fev-10 ■ Abr-10 ■ Jun-10

Figura 47 – Perfis de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabaçu, Sorocamiirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

6.4.8 Frações Molares Nitrogênio Total:Fósforo Total

As relações molares nitrogênio total:fósforo total (NT:PT) variaram entre 21-72 nos braços e 25-97 no eixo central do reservatório de Itupararanga e entre 12-51 nos rios (Figura 48). As menores razões NT:PT nos braços estão relacionadas às maiores concentrações de fósforo total disponíveis pela influência dos tributários. Foi observado padrão de aumento da relação NT:PT da zona de rio para as zonas de transição e de lago no eixo central, corroborando o que foi relatado por Wang *et al.* (2005) em um sistema aquático norte-americano. No reservatório, as maiores razões NT:PT foram observadas nas coletas de dezembro, fevereiro e abril; nos rios, as frações molares se mantiveram mais estáveis ao longo do tempo. No estudo da comunidade fitoplanctônica, a proporção molar entre nitrogênio e fósforo é provavelmente mais importante que as concentrações absolutas desses nutrientes. Cunha *et al.* (2011b), em estudo que reuniu mais de 30 anos de dados no reservatório Billings (SP), observaram incremento das razões NT:PT ao longo do tempo, o que ocasionou mudanças temporais na limitação do fitoplâncton, assim como na distribuição dos grupos da comunidade, sobretudo Cyanobacteria e Chlorophyceae. O crescimento das cianobactérias, em especial, tem sido associado a NT:PT < 30 (KIM *et al.*, 2007).

A utilização das frações molares NT:PT para análise dos fatores limitantes à comunidade fitoplanctônica foi criticada por alguns autores (BERGSTRÖM, 2010; LITUO e ZHIWEI, 2011), que não encontraram correlações entre nitrogênio e fósforo totais e a biomassa de algas e cianobactérias (LI *et al.*, 2012). No entanto, existem artigos disponíveis na literatura (Guildford e Hecky, 2000; Dzialowski *et al.*, 2005) que, com base nessas frações molares, definiram critérios para limitação da comunidade fitoplanctônica exclusivamente por fósforo (NT:PT > 50 ou NT:PT > 65), exclusivamente por nitrogênio (NT:PT < 18 ou NT:PT < 20) ou por ambos os nutrientes (20 < NT:PT < 46 ou 20 < NT:PT < 50). Não se deve ignorar o fato de essas condições terem sido definidas para ambientes temperados, o que requer cuidados na sua utilização em sistemas aquáticos subtropicais ou tropicais. A Tabela 11 apresenta uma síntese da aplicação desses critérios ao reservatório de Itupararanga e aos rios.

Segundo esses critérios, as razões NT:PT indicaram predominância de limitação concomitante por fósforo e nitrogênio no reservatório e nos rios. Em todos os períodos, esse foi o caso mais frequente, à exceção de abril de 2010, em que os valores de NT:PT sugeriram limitação exclusiva por fósforo em quase todas as estações de amostragem do reservatório. Ao longo do eixo longitudinal, de Ec1 a Ec2 e de Ec2 a Ec3, houve tendência de aumento da limitação de fósforo em Itupararanga. Os rios Una, Sorocabuçu e Sorocaba (montante) foram os únicos em que foi sugerida limitação exclusiva por nitrogênio em algumas coletas.

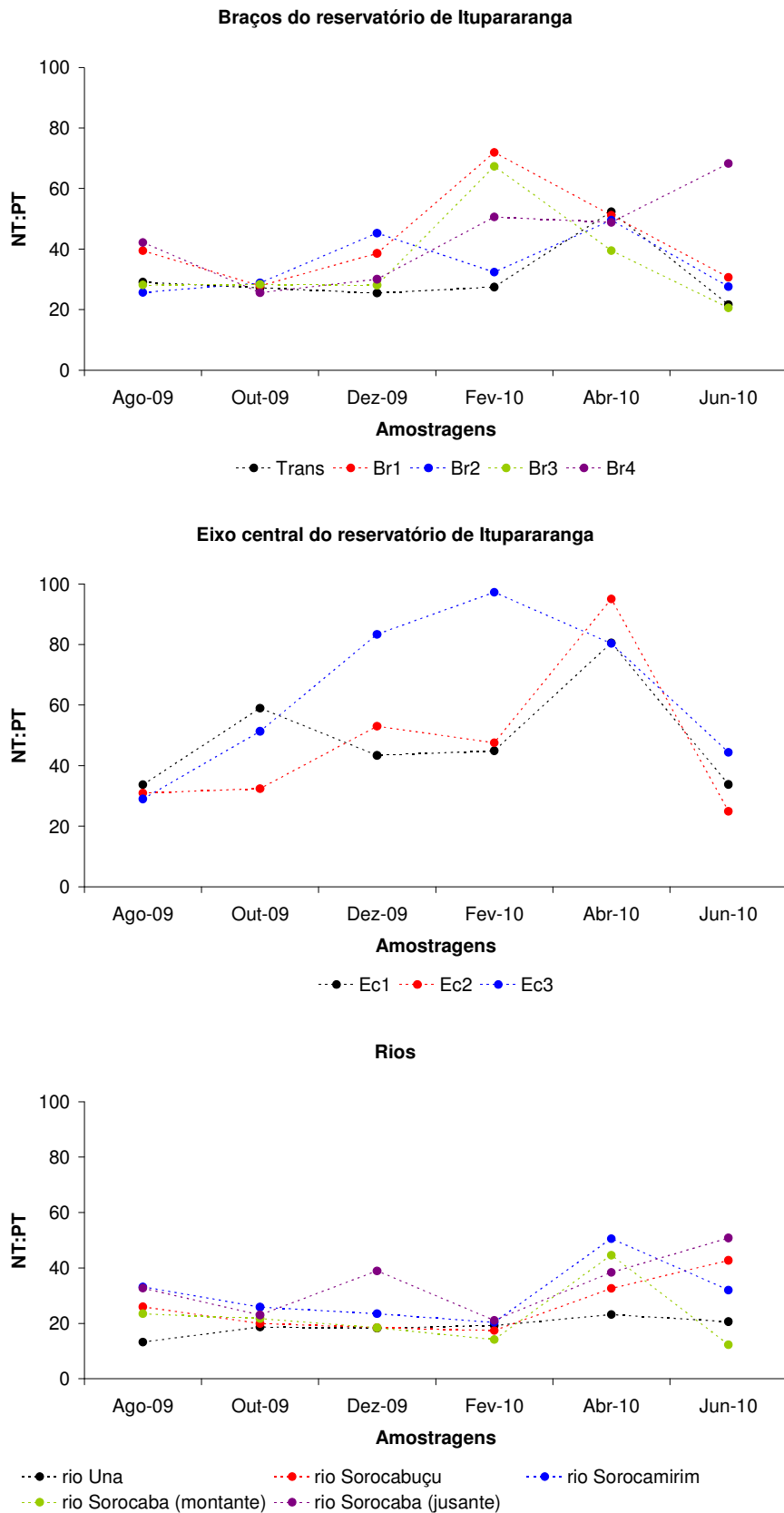


Figura 48 – Frações molares nitrogênio total:fósforo total (NT:PT) no reservatório de Itapararanga (média da coluna de água, Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

Tabela 11 – Limitação por fósforo (P), nitrogênio (N) ou co-limitação por nitrogênio e fósforo (N e P) no reservatório (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010 de acordo com critérios propostos por Guildford e Hecky (2000) e Dzialowski *et al.* (2005) com base nas frações molares NT:PT

Estações de amostragem	Ago-09	Out-09	Dez-09	Fev-10	Abr-10	Jun-10
Trans	N e P	N e P	N e P	N e P	P	N e P
Br1	N e P	N e P	N e P	P	P	N e P
Br2	N e P	N e P	N e P	N e P	P	N e P
Br3	N e P	N e P	N e P	P	N e P	N e P
Br4	N e P	N e P	N e P	P	P	P
Ec1	N e P	P	N e P	N e P	P	N e P
Ec2	N e P	N e P	P	N e P	P	N e P
Ec3	N e P	P	P	P	P	N e P
Rio Una	N	N	N	N	N e P	N e P
Rio Sorocabuçu	N e P	N e P	N	N	N e P	N e P
Rio Sorocamirim	N e P	N e P	N e P	N e P	P	N e P
Rio Sorocaba (montante)	N e P	N e P	N	N	N e P	N
Rio Sorocaba (jusante)	N e P	N e P	N e P	N e P	N e P	P

A predominância de co-limitação por fósforo e nitrogênio indicaria, a princípio, que o controle do estado trófico dos ambientes aquáticos deveria englobar a redução não apenas das fontes de fósforo, mas também do aporte de nitrogênio. Welch (2009), ao estudar a recuperação ambiental do Lago Moses (EUA) por meio da adição de volumes significativos de água com baixas concentrações de nutrientes para promover o efeito de diluição, reportou que houve limitação de nitrogênio em curto prazo. No entanto, foi a redução proporcionalmente maior das concentrações de fósforo que ocasionou, em longo prazo, diminuição dos teores de clorofila, ortofosfato e fósforo total. Desse modo, o autor recomenda que o alvo dos programas de recuperação de ambientes eutróficos deva ser a redução de fósforo. O controle das fontes externas de nitrogênio seria anulado pela fixação de nitrogênio e poderia ocasionar dominância de cianobactérias (WELCH, op. cit.). Wang e Wang (2009) também sugeriram que o foco deve ser a redução do aporte de fósforo, e não nitrogênio, para a mitigação da eutrofização. Complementarmente, do ponto de vista sanitário, o desenvolvimento de tecnologias para remoção e recuperação de fósforo em ETEs deve ser incentivado. Modelos disponíveis na literatura podem auxiliar a implementação de estratégias de gerenciamento dos reservatórios com base no estabelecimento de cenários de redução do *input* de fósforo e os benefícios resultantes para a qualidade da água (e.g. LIU *et al.*, 2009). Os efeitos da diminuição do grau de trofia dos ambientes aquáticos sobre as comunidades biológicas também devem ser alvo de acompanhamento contínuo (Anderson *et al.*, 2005), por exemplo as mudanças qualitativas e quantitativas no fitoplâncton (JEPPESEN *et al.*, 2005).

Quadro-Síntese das Variáveis Abióticas da Água

Escala espacial (horizontal)

Braços: maiores coeficientes de extinção da radiação pela influência dos tributários e pelo aporte de material alóctone. Maiores valores de turbidez e SST, maior contribuição (porcentagem) dos sólidos inorgânicos em relação aos orgânicos. Menores concentrações de oxigênio dissolvido pela demanda de OD na cabeceira do reservatório e, possivelmente, pela decomposição de macrófitas. Maior disponibilidade de carbono total, com predomínio da fração inorgânica, e de fósforo total, como resultado da influência dos rios tributários e da presença de macrófitas aquáticas. Menores frações molares NT:PT em comparação ao eixo central.

Eixo central: maior transparência da coluna de água, associada às menores concentrações de SST e aos valores mais baixos de turbidez. Aumento da disponibilidade de radiação subaquática da zona de rio à zona lacustre. Maior contribuição de material autóctone, revelada pela contribuição mais significativa dos sólidos orgânicos em relação aos inorgânicos. Maiores concentrações de OD e maior pH, o que foi atribuído à atividade fotossintética. Menores temperaturas médias da coluna de água em comparação aos braços, embora também tenha havido influência do horário das amostragens. Menor disponibilidade de carbono, com predomínio da fração orgânica. Diminuição das concentrações de nitrato e fosfato total dissolvido da cabeceira à barragem.

Rios: o rio Una apresentou a pior qualidade da água, como influência direta da área urbana e do lançamento de efluentes. Os efeitos da construção do reservatório sobre a qualidade da água ficaram evidentes ao se compararem as estações de amostragem no rio Sorocaba (montante) e no rio Sorocaba (jusante). Menores razões NT:TP em comparação ao reservatório.

Escala espacial (vertical)

Braços: mais rasos ($Z_{eu}/Z_{max} = 100\%$ em alguns casos). Predomínio de mistura completa e homogeneidade térmica, embora tenham sido observados alguns episódios de microestratificação. O braço Br2, pela maior profundidade, comportou-se de maneira similar às estações do eixo central do reservatório. Episódios de anoxia no fundo da coluna de água, principalmente nas estações com colonização por macrófitas aquáticas, o que pode sugerir a atuação dos processos de decomposição das plantas e do material em suspensão trazido pelos córregos tributários e que sedimenta nos braços. Homogeneidade vertical em relação às concentrações de carbono total na água e variações significativas das concentrações das formas de nitrogênio e fósforo.

Eixo central: maior profundidade. Ocorrência de estratificação no verão, com episódios associados de anoxia no hipolímnio. Diminuição das concentrações de CO_2 livre da superfície ao fundo, indicando aumento da importância relativa dos processos heterotróficos com a profundidade. Concentrações de nutrientes com significativa oscilação nas diferentes profundidades, sem padrão definido observável. Pequenas variações das concentrações de SST e dos valores de turbidez da superfície ao fundo. Homogeneidade vertical em relação às concentrações de carbono total na água e variações significativas das concentrações de nitrogênio e fósforo.

Escala temporal

Menor disponibilidade de radiação subaquática (maiores concentrações de SST e dos coeficientes de extinção da radiação) em agosto e outubro de 2009 no reservatório. Nas coletas de agosto de 2009 e junho de 2010, meses menos chuvosos, maior mistura da coluna de água (menores relações Z_{eu}/Z_{mix}) e menores temperaturas da água. Em fevereiro, como resultado da estratificação térmica, valores máximos da frequência de Brunt-Vaisälä. No reservatório e nos rios estudados, não se observou padrão sazonal definido das concentrações das formas de carbono, fósforo e nitrogênio estudadas.

6.5 Variáveis Bióticas da Água

6.5.1 Clorofila-a e Feofitina

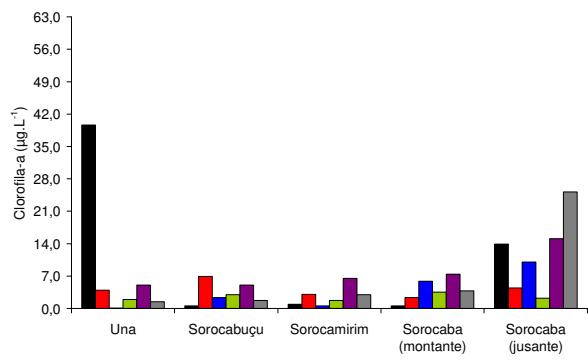
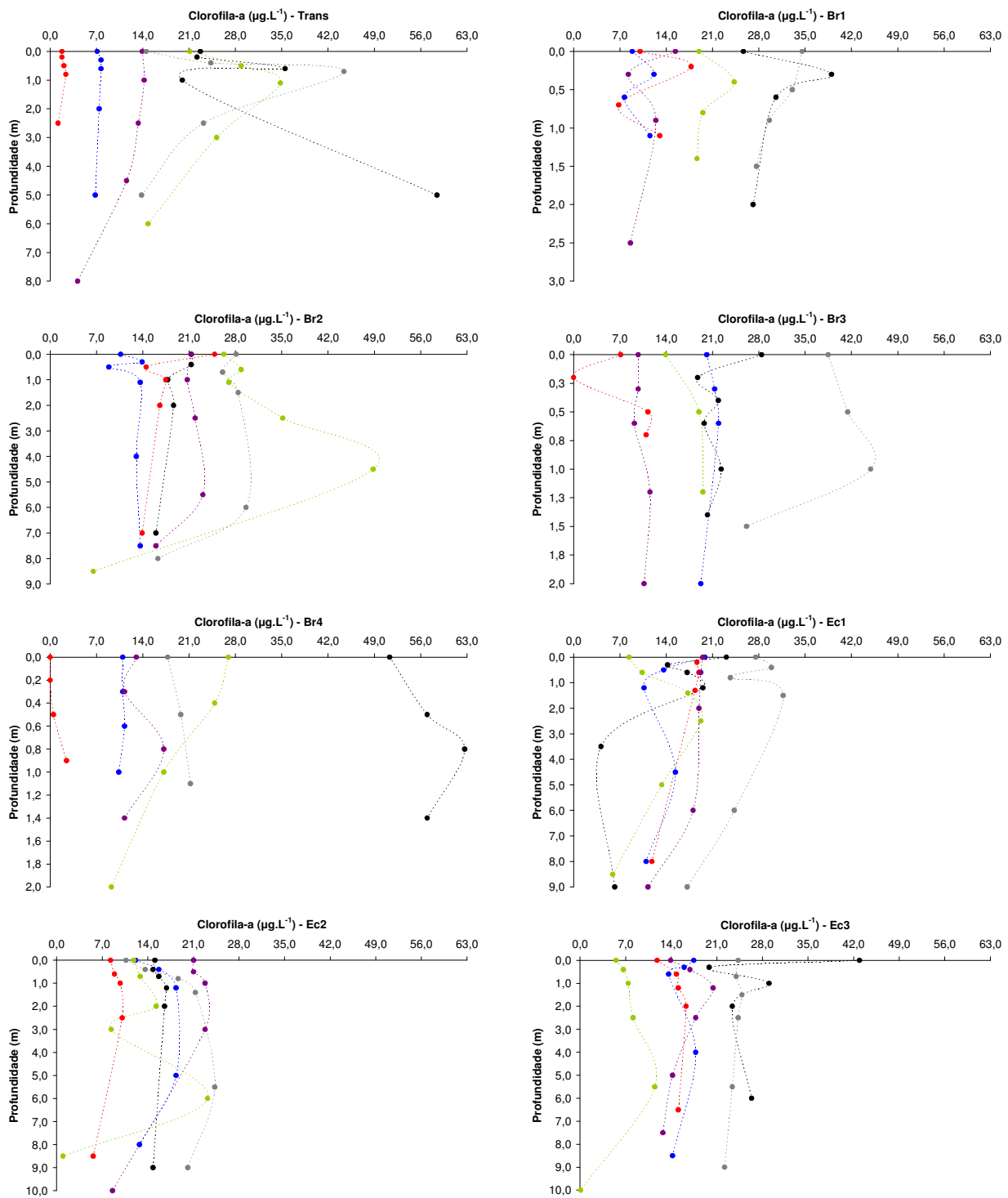
Nas estações do eixo central do reservatório de Itupararanga, as concentrações de clorofila-a estiveram frequentemente na faixa entre 7-28 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Figura 49) e não foi observado padrão espacial, diferentemente do que foi relatado no reservatório de Itaipu (PR) por Ribeiro Filho (2006) e no reservatório de Itumbiara (MG, GO) por Nascimento *et al.* (2011). Os pesquisadores observaram máximas concentrações do pigmento na zona de transição em comparação às zonas fluvial e lacustre. Em ambientes mais eutrofizados, contudo, os máximos de clorofila podem ser encontrados próximos à barragem pela maior transparência e estabilidade da coluna de água (UHLMANN, 1998). Nesses casos, o tempo de detenção hidráulica, se reduzido, pode limitar o desenvolvimento do fitoplâncton e, conseqüentemente, as concentrações de clorofila (KAWARA *et al.*, 1998).

Nos braços de Itupararanga, as concentrações de clorofila apresentaram variações maiores, 1-59 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Trans), 7-49 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Br1 e Br2), < 0,1-50 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Br3) e < 0,1-63 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Br4). Em função das condições de fluxo e turbulência nos braços Trans, Br1, Br3 e Br4 e da presença de macrófitas aquáticas, as concentrações de clorofila-a podem ter sido influenciadas por fontes alóctones do pigmento e não necessariamente refletiram a comunidade fitoplanctônica ali estabelecida. Também nos braços, a variação sazonal da clorofila-a foi mais significativa, com menores concentrações em outubro de 2009, coleta caracterizada por menor transparência da coluna de água. Dos Santos (2003) relatou que as maiores concentrações de clorofila-a no reservatório do Lobo (SP) ocorreram em regiões próximas à entrada de tributários, rios Itaqueri e Lobo. A influência do material em suspensão, da ação dos ventos e, em maior escala, das formas de uso e ocupação na bacia de drenagem foram identificados como os principais fatores intervenientes nas concentrações de clorofila em outros reservatórios brasileiros, como o de Salto Grande (Leite, 2002) e Jurumirim (GRANADO, 2008). Em ambientes lóticos, alguns autores (Skidmore *et al.*, 1998) têm verificado a redução da produtividade fitoplanctônica no verão, como resultado das maiores temperaturas e conseqüente aumento das taxas de respiração (processos heterotróficos). No entanto, nos rios estudados, não foi possível identificar padrão sazonal de variação de clorofila-a.

Verticalmente, as maiores concentrações de clorofila coincidiram com a superfície ou com os primeiros metros da coluna de água no eixo central do reservatório. Nos braços, houve variações que não obedeceram a um padrão definido, principalmente nas coletas de agosto de 2009 e fevereiro de 2010. Nos rios, como era esperado, as concentrações do pigmento foram relativamente baixas, à exceção do rio Una, na faixa de 40 $\mu\text{g.L}^{-1}$ em agosto. Nos rios Sorocabuçu, Sorocamirim e Sorocaba (montante), tais concentrações

foram menores que $7,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ em todas as amostragens. No rio Sorocaba (jusante), reforçando a influência do reservatório, as concentrações foram maiores nas seis coletas ($13,9 \mu\text{g.L}^{-1}$, $4,4 \mu\text{g.L}^{-1}$, $10,1 \mu\text{g.L}^{-1}$, $2,2 \mu\text{g.L}^{-1}$, $15,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $25,2 \mu\text{g.L}^{-1}$), indicando que mesmo ambientes lóticos podem apresentar concentrações relativamente elevadas de clorofila. Bowes *et al.* (2012) propuseram medidas para reduzir a magnitude de florescimentos do fitoplâncton no rio Tâmis, dentre elas a redução do aporte de fósforo, a recomposição da mata ciliar para aumentar o sombreamento e a diminuição adicional do tempo de residência da água por meio da eliminação de represamentos existentes ao longo do eixo longitudinal do corpo hídrico. Maiores tempos de residência favorecem o desenvolvimento do potamoplâncton. Em trecho do rio Reno (Alemanha) estudado por Friedrich e Pohlmann (2009), os autores atribuíram as elevadas concentrações de clorofila-a (médias entre $21-59 \mu\text{g.L}^{-1}$) a esse fator.

As concentrações de feofitina (Figura 50), relativamente baixas quando comparadas às de clorofila-a, foram maiores nos braços do reservatório, o que indica que, possivelmente, o fitoplâncton apresentava melhor estado fisiológico nas estações do eixo central, nas quais as concentrações de feofitina não superaram $30 \mu\text{g.L}^{-1}$. Lopes (2007) relatou elevadas concentrações de feofitina em amostragem de outono (máximo de $63,5 \mu\text{g.L}^{-1}$) em três reservatórios rasos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (SP) e as relacionou com o estado senescente de muitos indivíduos da comunidade fitoplanctônica. Nos rios, as concentrações foram sempre menores que $16 \mu\text{g.L}^{-1}$, com exceção do rio Una em agosto de 2009, onde a concentração atingiu $39,7 \mu\text{g.L}^{-1}$, provavelmente advinda de fonte alóctone do pigmento.



■ Ago-09 ■ Out-09 ■ Dez-09 ■ Fev-10 ■ Abr-10 ■ Jun-10

Figura 49 – Perfis de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

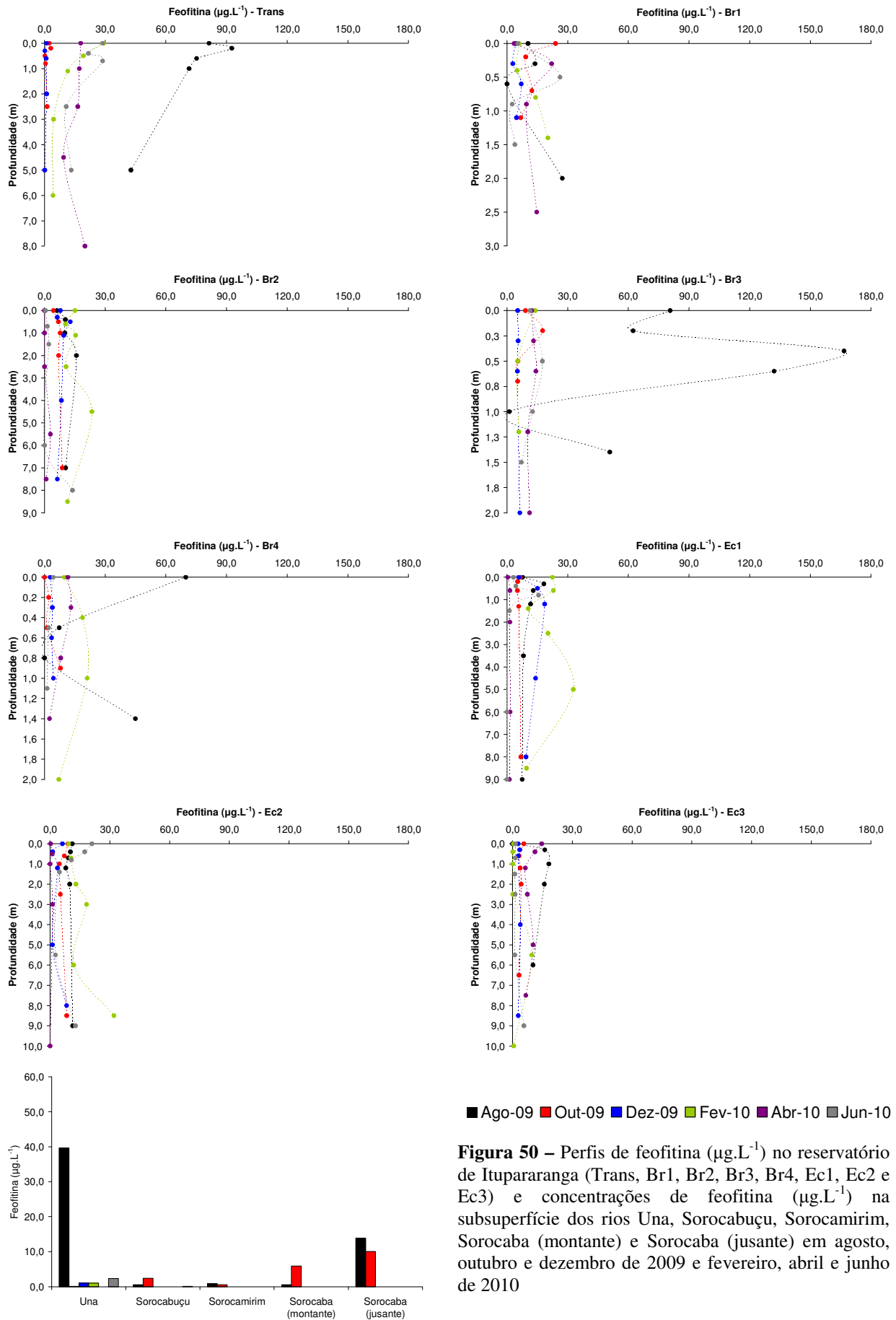


Figura 50 – Perfis de feofitina ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no reservatório de Itapararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e concentrações de feofitina ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

6.5.2 Densidade Fitoplanctônica

Foram processadas 269 amostras para contagem das espécies fitoplanctônicas. Para cada estação de coleta, estão disponíveis, em Anexo Digital a esta tese (CD-ROM), as densidades (ind.mL^{-1}) de cada espécie em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010.

A máxima densidade observada foi de $42,8 \cdot 10^3 \text{ind.mL}^{-1}$ (Br3, fevereiro de 2010) e a mínima, de $0,2 \cdot 10^3 \text{ind.mL}^{-1}$ (rio Sorocabaçu, outubro de 2009) (Figura 51). Considerando separadamente as amostras do eixo central, dos braços e dos rios, as densidades fitoplanctônicas médias em todos os períodos analisados foram $15,5 \cdot 10^3 \text{ind.mL}^{-1}$ ($N = 102$), $12,4 \cdot 10^3 \text{ind.mL}^{-1}$ ($N = 137$) e $3,8 \cdot 10^3 \text{ind.mL}^{-1}$ ($N = 30$), respectivamente. Silva *et al.* (2005) relataram uma densidade média de $1,2 \cdot 10^3 \text{ind.mL}^{-1}$ no reservatório Foz do Areia (PR) e Fonseca e Bicudo (2008) não encontraram densidades fitoplanctônicas superiores a $12,2 \cdot 10^3 \text{ind.mL}^{-1}$ no Lago das Garças (SP). O reservatório de Barra Bonita (SP), por outro lado, apresentou densidades fitoplanctônicas da ordem de 10^6ind.mL^{-1} , caracterizando-o como eutrófico (CALIJURI *et al.*, 2002). Os pesquisadores apontaram a disponibilidade de radiação subaquática, a mistura da coluna de água pela ação do vento e chuva e o aporte de nutrientes por meio de fontes antropogênicas como os principais fatores que regularam a estrutura da comunidade fitoplanctônica em escala sazonal.

No reservatório de Itupararanga, as maiores velocidades do vento e a precipitação pluviométrica em outubro de 2009 provavelmente concorreram para que fossem encontradas as menores densidades fitoplanctônicas nessa coleta. Na amostragem de fevereiro de 2010, a estratificação térmica e química contribuiu para confinar o fitoplâncton nas camadas mais superficiais da coluna de água, onde foram encontradas as máximas densidades (em Ec1, $35,3 \cdot 10^3 \text{ind.mL}^{-1}$ a 100% da RSFA; em Ec2, $27,5 \cdot 10^3 \text{ind.mL}^{-1}$ a 50% da RSFA; e em Ec3, $23,6 \cdot 10^3 \text{ind.mL}^{-1}$ a 50% da RSFA).

Houve tendência de aumento da densidade do fitoplâncton da cabeceira à barragem do reservatório, com as respectivas médias na coluna de água em Trans, Ec1, Ec2 e Ec3 (em 10^3ind.mL^{-1}): 3,9, 6,2, 13,6 e 22,2 (agosto de 2009); 0,9, 11,3, 12,9 e 23,1 (outubro de 2009); 3,7, 13,5, 12,8 e 15,3 (dezembro de 2009); 8,8, 19,3, 17,3 e 16,3 (fevereiro de 2010); 11,9, 18,8, 17,1 e 15,8 (abril de 2010); e 11,5, 10,2, 9,0 e 24,2 (junho de 2010). Esses resultados são consistentes com a diminuição do fluxo de água (regime lóxico para lântico) e com o aumento da transparência da água de Trans para Ec3, o que se fez notar pela redução da turbidez, pela diminuição das concentrações de SST e pelo consequente incremento da disponibilidade de radiação subaquática.

As densidades fitoplanctônicas foram menores nos braços, com exceção de Br3, que apresentou densidades entre $4,4 \cdot 10^3 \text{ind.mL}^{-1}$ e $42,8 \cdot 10^3 \text{ind.mL}^{-1}$. Apesar de as macrófitas flutuantes presentes nos braços serem capazes de atenuar a velocidade da água dos

tributários de um reservatório e, por essa razão, de criar habitats para diferentes organismos (Jensen e Mebus, 1996; Dodds e Biggs, 2000), algumas pesquisas descreveram interações negativas entre as plantas e as algas. Os efeitos adversos das macrófitas sobre o fitoplâncton incluem o sombreamento, competição por recursos, além da capacidade de produção de compostos alelopáticos que algumas espécies possuem (DECLERK *et al.*, 2007; MULDERIJ *et al.*, 2007; HILT e GROSS, 2008). A presença de macrófitas aquáticas pode ter contribuído, portanto, para o desenvolvimento menos significativo da comunidade fitoplanctônica, em termos quantitativos, nos braços do reservatório de Itupararanga. Não se deve desprezar, ainda, a influência da maior turbidez da água nessas estações, principalmente em outubro (Figura 40), com parcela significativa de origem não biogênica. Isso pôde ser constatado a partir dos gráficos de porcentagem de sólidos inorgânicos na água nesse período (Figura 41). As macrófitas também podem influenciar qualitativamente a comunidade fitoplanctônica ao selecionarem espécies mais bem adaptadas do ponto de vista morfológico e aquelas que possuam estratégias de sobrevivência compatíveis (PINTO *et al.*, 2007; FONSECA e BICUDO, 2010). A influência das macrófitas sobre os aspectos qualitativos do fitoplâncton é discutida no item 6.5.3.

Nos sistemas lóticos, foram observadas as menores densidades fitoplanctônicas, o que provavelmente está associado à maior velocidade da água, à turbidez e, conseqüentemente, à menor disponibilidade de luz. As densidades podem ser maiores em trechos meândricos, nos quais as condições mais reduzidas de fluxo favorecem a colonização fitoplanctônica, como observado por Sabater *et al.* (2008) no rio Ebro (Península Ibérica), onde as densidades atingiram $34,0 \cdot 10^3 \text{ind.mL}^{-1}$. Na presente pesquisa, os trechos avaliados não apresentaram feições meândricas e as densidades se mantiveram entre $0,6$ e $1,8 \cdot 10^3 \text{ind.mL}^{-1}$ no rio Una, $0,2$ e $0,8 \cdot 10^3 \text{ind.mL}^{-1}$ no rio Sorocabuçu, $0,3$ e $1,0 \cdot 10^3 \text{ind.mL}^{-1}$ no rio Sorocamirim e $1,3$ e $4,9 \cdot 10^3 \text{ind.mL}^{-1}$ no rio Sorocaba (montante). As densidades no rio Sorocaba (jusante) foram significativamente superiores (variaram entre $6,4 \cdot 10^3 \text{ind.mL}^{-1}$ em fevereiro e $23,7 \cdot 10^3 \text{ind.mL}^{-1}$ em junho de 2010), o que sugere a contribuição do reservatório Itupararanga para a exportação de organismos fitoplanctônicos para jusante da barragem.

Foi obtida correlação estatisticamente significativa ($p^* < 0,05$) entre as densidades fitoplanctônicas e as concentrações de clorofila-a no eixo central do reservatório e nos rios (Figura 52). Isso não ocorreu nos braços de Itupararanga ($p > 0,05$), o que indica que a clorofila-a detectada pode advir de fontes alóctones ou mesmo de fragmentos de macrófitas e perifíton, abundantes nesses locais.

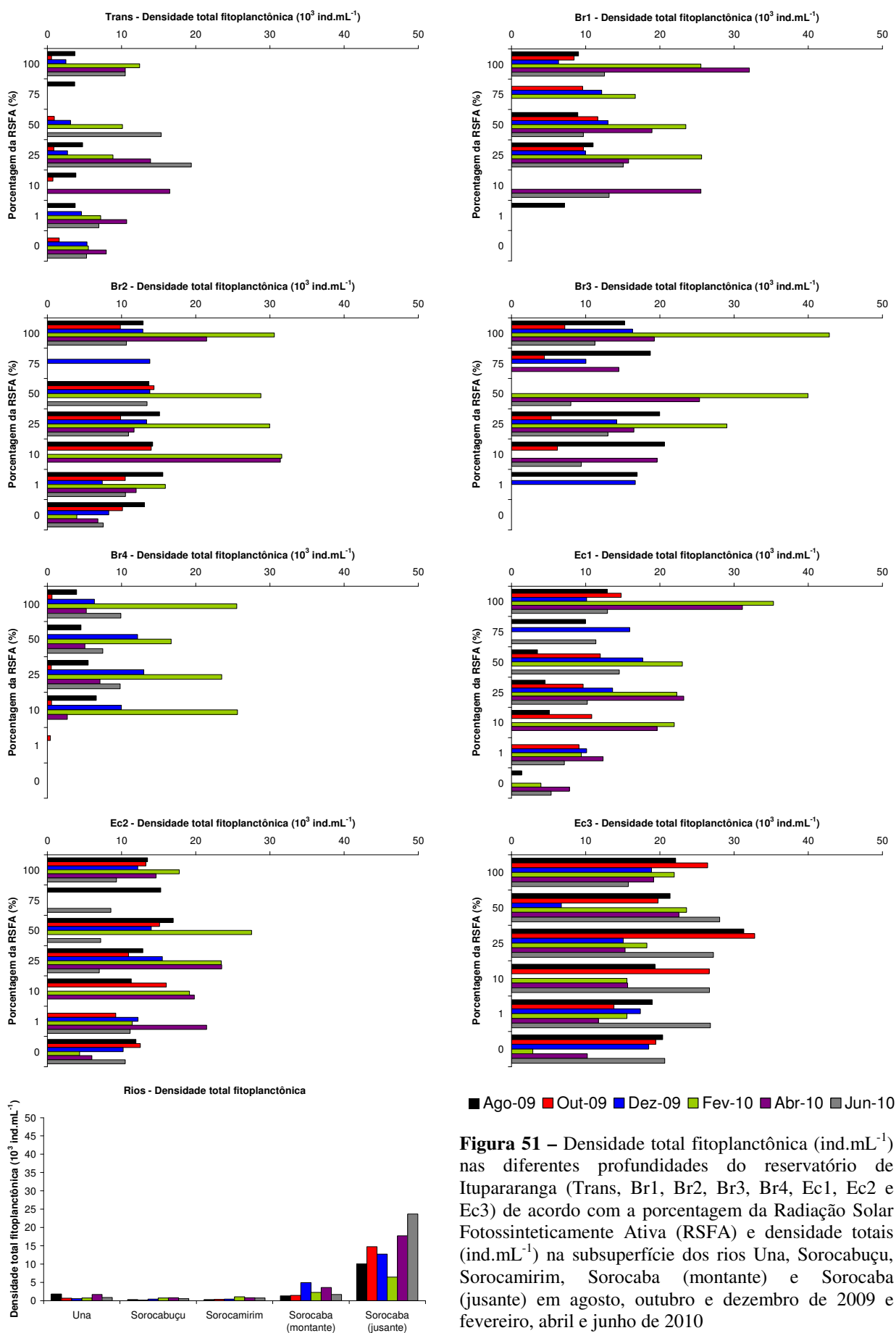


Figura 51 – Densidade total fitoplanctônica (ind.mL⁻¹) nas diferentes profundidades do reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) de acordo com a porcentagem da Radiação Solar Fotossinteticamente Ativa (RSFA) e densidade totais (ind.mL⁻¹) na subsuperfície dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

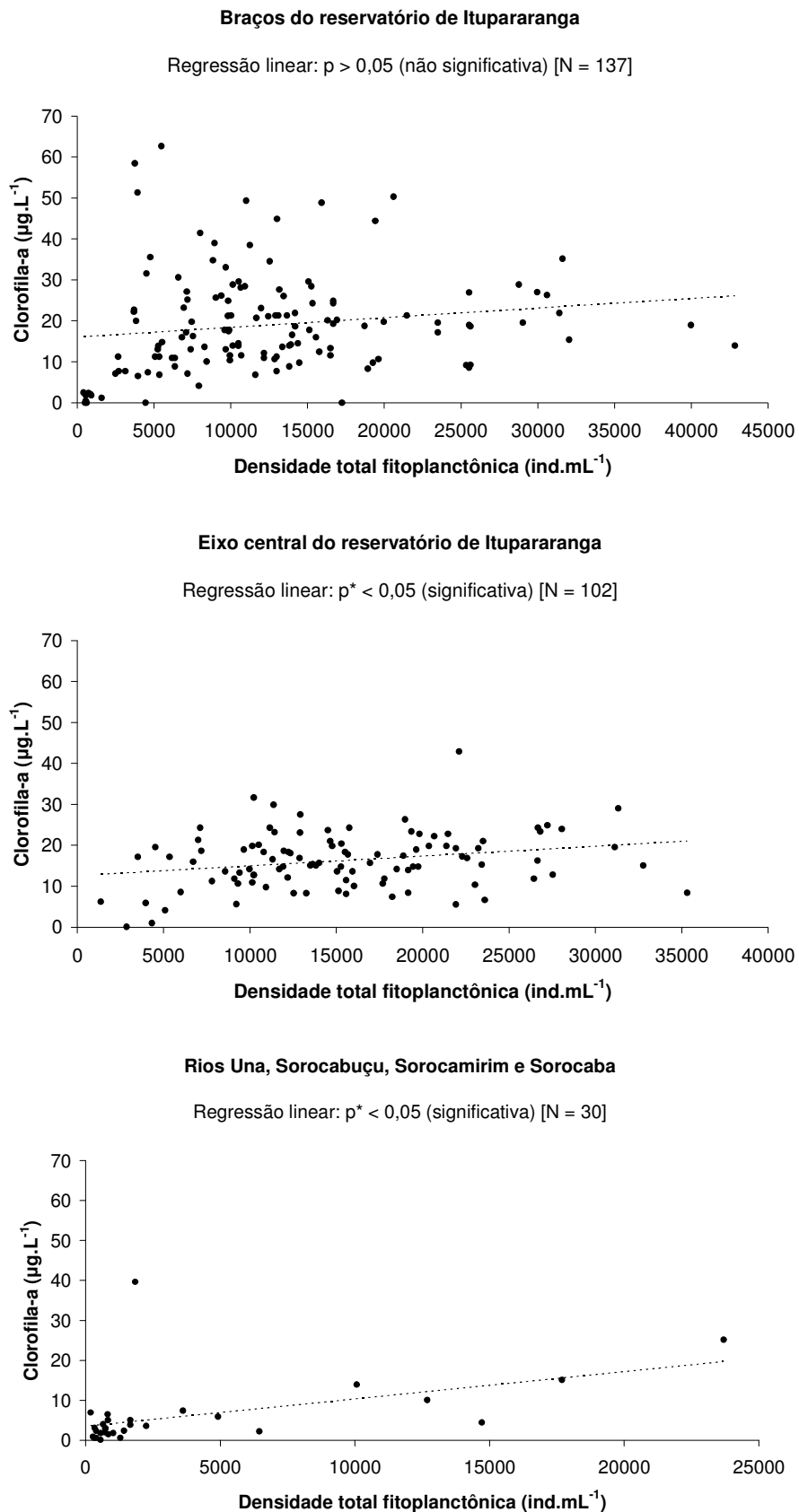


Figura 52 – Regressões lineares entre as densidades totais fitoplanctônicas e as concentrações de clorofila-a nos braços e no eixo central do reservatório de Itupararanga e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) com nível de confiança de 95%. Valores de $p^* < 0,05$ indicam correlações estatisticamente significativas

Correlações não significativas entre densidade fitoplanctônica e clorofila-a também podem ser decorrentes do estado fisiológico da população algal, como verificado por Wosiack (2005), que estudou as cianobactérias no reservatório de Itaipu (PR). Além disso, existem outros pigmentos, além da clorofila-a, que permitem a absorção de luz e a realização de fotossíntese pelos organismos autótrofos, dentre eles os carotenoides e as clorofilas-b, -c e -d (LEE, 2008). Vargas (2012) investigou a influência da concentração de nutrientes na interação entre uma alga e uma cianobactéria no reservatório de Itupararanga e assinalou a importância de considerar os diferentes teores de clorofila-a nas duas espécies avaliadas. De acordo com a pesquisadora, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) apresentou menores concentrações de clorofila-a em comparação à *Monoraphidium contortum* (Chlorophyceae). No reservatório de Itupararanga, portanto, em períodos de dominância de cianobactérias, podem ser encontradas correlações não diretamente proporcionais entre as densidades totais fitoplanctônicas e a clorofila-a.

6.5.3 Espécies e Grupos Funcionais Fitoplanctônicos

Foram encontrados 81 taxa fitoplanctônicos nas amostras dos rios (21% das espécies pertencentes à classe Bacillariophyceae, 2% à Chlamydomphyceae, 35% à Chlorophyceae, 4% à Chrysophyceae, 6% à Cryptophyceae, 22% à Cyanobacteria, 2% à Dynophyceae e 7% à Euglenophyceae) e 166 taxa no reservatório (17% pertencentes à Bacillariophyceae, 3% à Chlamydomphyceae, 40% à Chlorophyceae, 3% à Chrysophyceae, 5% à Cryptophyceae, 22% à Cyanobacteria, 1% à Dynophyceae e 10% à Euglenophyceae). Considerando-se braços e eixo central do reservatório separadamente, foram 144 e 106 taxa, respectivamente.

No reservatório, o grupo Cyanobacteria foi o mais abundante nos períodos de coleta correspondentes aos invernos de 2009 e 2010, com máximos de 71,9% de Cyanobacteria em Ec2 (agosto de 2009) e 67,8% em Ec3 (junho de 2010) (Figura 53). Nos meses de verão, houve maior abundância das Chlorophyceae, sobretudo em fevereiro de 2010, quando esse grupo predominou em todas as estações de amostragem (67,6%-Trans, 72,5%-Br1, 74,2%-Br2, 77,4%-Br3, 39,3%-Br4, 74,9%-Ec1, 68,7%-Ec2 e 69,1%-Ec3). Moro *et al.* (2003) também relataram predomínio de Chlorophyceae no verão, de dezembro a março, na represa de Alagados (PR). Nos braços do reservatório de Itupararanga, houve contribuição relativamente maior das Cryptophyceae em comparação ao eixo central. Isso pode estar associado às condições de maior turbulência nesses locais, que favorecem as criptofíceas ao permitirem a redistribuição de nutrientes na coluna de água. Esse processo também foi sugerido por Borges *et al.* (2008) em um braço do reservatório de Rosana (PR), onde as condições hidrodinâmicas contribuíram para o desenvolvimento significativo desse grupo fitoplanctônico. O gênero *Cryptomonas*, especificamente, é caracterizado por taxas

significativas de absorção de fósforo, o que lhe garante crescimento relativamente rápido (HUSZAR *et al.*, 2000; ALBAY e AKÇAALAN, 2003).

Nos rios estudados, houve predomínio das Cyanobacteria e Chlorophyceae (exatamente o que foi descrito por Zhu *et al.*, 2010 em rios da China), embora nos meses de inverno se tenha verificado contribuição de outros grupos. Em comparação às estações do eixo central do reservatório Itupararanga, houve maior contribuição relativa das diatomáceas, classe Bacillariophyceae (máximos de 22,2% nos rios Una e Sorocabuçu, 50,0% no rio Sorocamirim, 10,0% no rio Sorocaba-montante e 10,4% no rio Sorocaba-jusante). Por serem relativamente mais densas que os outros grupos fitoplanctônicos, principalmente em função da presença de carapaças de sílica (frústulas), conforme destacado por Borghi (2010) e Laux e Torgan (2011), as diatomáceas tenderiam a afundar na coluna de água. Dessa forma, o movimento das águas e a correnteza dos rios favorecem a manutenção desses organismos em suspensão. O rio Sorocaba (jusante), por sua vez, apresentou distribuição porcentual de grupos fitoplanctônicos similar à observada na estação Ec3 do reservatório, com maiores abundâncias de cianobactérias e clorófitas.

No Anexo Digital a esta tese (CD-ROM), são apresentadas tabelas com todas as espécies observadas nas estações de amostragem nos rios e no reservatório. Em Ec1, Ec2 e Ec3, organismos do grupo Cyanobacteria foram os mais presentes nas amostras, sobretudo *Aphanocapsa elachista* (colônia), *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Lyngbya sp.* e *Microcystis aeruginosa*, além das Chlorophyceae *Golenkinia radiata* e *Monoraphidium contortum* e da Bacillariophyceae *Synedra cyclopus*. Nas estações situadas nos braços, os taxa mais frequentemente encontrados foram: *Aulacoseira granulata*, *Fragilaria crotonensis* (Bacillariophyceae), *Actinastrum hantzschii*, *Botryococcus braunii* (colônia), *Chlorella vulgaris*, *Kirchneriella obesa*, *Monoraphidium arcuatum*, *Monoraphidium contortum* e *Mougeotia sp.* (Chlorophyceae); *Dinobryon sertularia* e *Pseudokephyrion tatricum* (Chrysophyceae); *Cryptomonas brasiliensis* e *Cryptomonas erosa* (Cryptophyceae); *Aphanocapsa elachista* (colônia), *Aphanotece minutissima* (colônia), *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Lyngbya sp.*, *Microcystis aeruginosa*, *Pseudanabaena limnetica*, *Synechocystis sp.* e *Synechococcus sp.* (Cyanobacteria); e *Peridinium gatunense* (Dynophyceae). As espécies mais abundantes nos rios, por sua vez, foram: *Cyclotella meneghiniana* (Bacillariophyceae); *Crucigenia quadrata* e *Monoraphidium contortum* (Chlorophyceae); *Cryptomonas erosa* e *Cryptomonas ovata* (Cryptophyceae); *Lyngbya punctata*, *Pseudanabaena limnetica* e *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria). Fotos de alguns organismos observados nas amostras processadas são apresentadas na Figura 54.

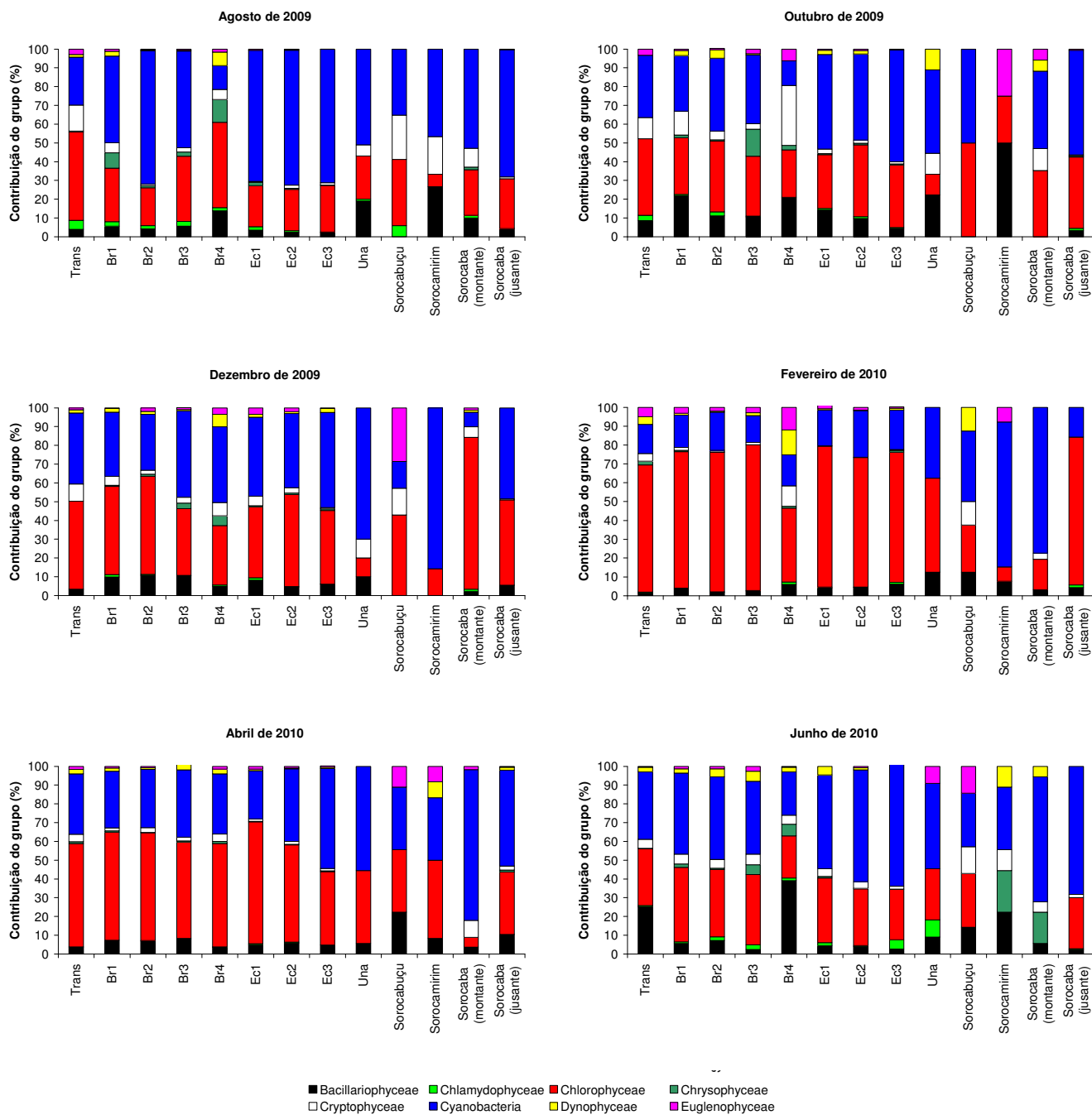


Figura 53 – Contribuição relativa (%) dos grupos Bacillariophyceae, Chlamydomphyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, Cyanobacteria, Dynophyceae e Euglenophyceae no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

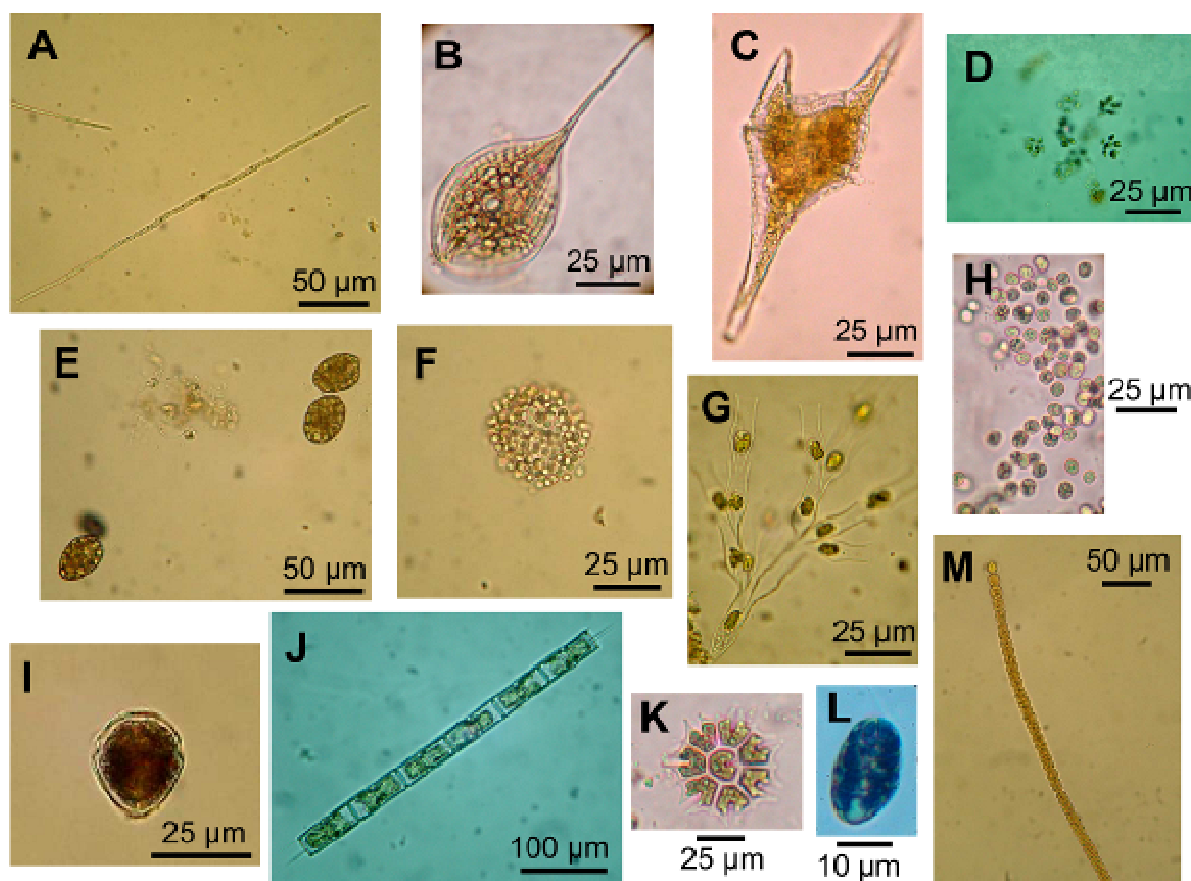


Figura 54 – A: *Cylindrospermopsis* sp.; B: *Phacus* sp.; C: *Ceratium* sp.; D: *Kirchneriella* sp.; E: *Euglena* sp.; F: *Coelomonas* sp.; G: *Dinobryon* sp.; H: *Microcystis* sp.; I: *Peridinium* sp.; J: *Aulacoseira* sp.; K: *Pediastrum* sp.; L: *Cryptomonas* sp.; M: *Anabaena* sp. As escalas, em micrômetros, são mostradas na foto de cada organismo

Observou-se maior diversidade fitoplanctônica nos braços do reservatório, em especial em Br2 e Br4, com contribuições significativas de todos os grupos, conforme detalhadamente descrito por Cunha e Calijuri (2011b). O ambiente heterogêneo criado pelas macrófitas aquáticas em Br1, Br3 e Br4 pode ter favorecido maior diversidade fitoplanctônica (Cunha *et al.*, 2012c) e abundância de espécies flageladas (e.g. *Dinobryon sertularia* e *Peridinium gatunense*), cuja presença pode ser explicada pela sua habilidade de movimentação e consequente exploração mais eficaz dos recursos (SØDENGAARD e MOSS, 1998; FONSECA e BICUDO, 2010). O Índice Shannon-Weaver (H') de diversidade fitoplanctônica (Figura 55) também sugeriu maior diversidade de espécies nos braços. Os H' máximos observados no reservatório foram (bits.ind^{-1}): 4,3 (Trans), 4,5 (Br1), 4,2 (Br2), 4,0 (Br3), 4,4 (Br4), 4,3 (Ec1), 3,7 (Ec2) e 3,3 (Ec3). Além disso, houve tendência de diminuição de H' no eixo longitudinal, de Ec1 para Ec3. Os H' no reservatório de Itapararanga são elevados quando comparados a ambientes lênticos com maior influência antrópica (e.g. CALIJURI *et al.*, 2002; NISHIMURA, 2008; VIEGAS, 2010) e, por terem sido frequentemente maiores que 2,5, caracterizam grande diversidade fitoplanctônica de acordo com critério estabelecido por Margalef (1972).

Entre todas as amostragens, a diversidade foi menor em fevereiro de 2010, mesma coleta em que foram observadas as maiores densidades fitoplanctônicas (Figuras 51 e 55). Isso corrobora estudo desenvolvido no lago Dom Helvécio (MG), onde as menores diversidades foram observadas no período de verão (H' de 2,25 a 3,32) e as maiores, no inverno (H' sempre superior a 3,0), o que foi relacionado, pelos pesquisadores, à estratificação térmica e à isoterмия, respectivamente (TANIGUCHI *et al.*, 2003). Nos rios, o Índice Shannon-Weaver resultou inferior a 3,0 na maioria dos casos e não se observou padrão sazonal definido. Índices relativamente baixos de diversidade fitoplanctônica também foram relatados por Soares *et al.* (2007) e Luzia (2009) em rios no sudeste do Brasil.

Nos seis períodos amostrais, foram observados 23 grupos funcionais fitoplanctônicos, cuja classificação foi proposta por Reynolds *et al.* (2002). Trata-se de uma diversidade significativa de agrupamentos quando comparada a outros sistemas aquáticos (8, 18 e 13 grupos na Lagoa Comprida – RJ, no reservatório Mundaú – PE e no Lago das Garças – SP, respectivamente descritos por Alves-de-Souza *et al.*, 2006, Moura *et al.*, 2007 e Fonseca e Bicudo, 2008).

Os seguintes códons predominaram nos rios e no reservatório: D, P, T, S1, Sn, X2, X1, Y, E, F, J, K, H1, Lo, M e W2. Esses 16 grupos são típicos, em sua maioria, de ambientes quentes, rasos, meso-eutróficos e com coluna de água misturada (Tabela 12). No Anexo Digital a este tese (CD-ROM), são apresentadas tabelas com a abundância relativa de todos os grupos funcionais observados. No caso do reservatório, apresenta-se a média das abundâncias relativas dos principais grupos funcionais nas diferentes profundidades de coleta em uma mesma estação de amostragem.

De agosto de 2009 a fevereiro de 2010, houve progressiva diminuição da participação das espécies Sn e aumento da abundância relativa das espécies X1 no reservatório (Figuras 56, 57 e 58). Em fevereiro, as espécies X1, sobretudo *Monoraphidium contortum*, atingiram suas máximas porcentagens (entre 59% e 66% em Ec1, Ec2 e Ec3), provavelmente porque toleram estratificação térmica (Tabela 12). Isso corrobora pesquisa desenvolvida no lago Monte Alegre (SP), onde houve maior contribuição do grupo X1 nos meses quentes (RANGEL *et al.*, 2009). Ainda no verão, a disponibilidade de luz e as menores concentrações de nutrientes também favoreceram os códons J e W2 (e.g. *Actinastrum hantzschii* e *Trachelomonas intermedia*) em Itupararanga. Posteriormente, de abril para junho de 2010, as porcentagens de organismos Sn voltaram a aumentar.

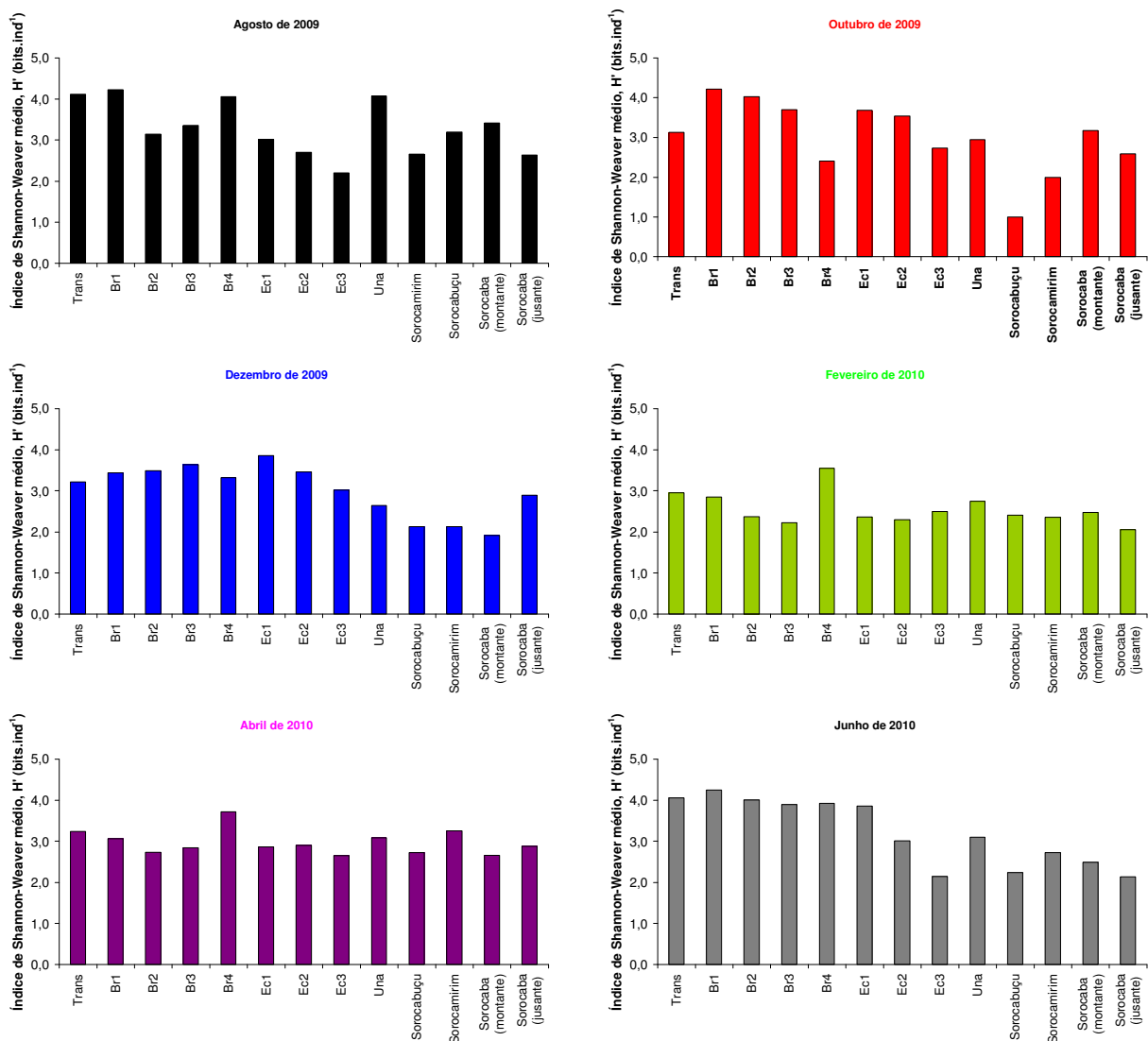


Figura 55 – Índices Shannon-Weaver médios de diversidade fitoplanctônica (bits.ind⁻¹) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

A maior diversidade de grupos funcionais foi encontrada nos braços Br1, Br3 e Br4 e na estação Trans. Rychtecký e Znachor (2011) destacaram que as espécies fitoplanctônicas na área de influência do rio formador de um reservatório no Leste Europeu foram significativamente diferentes em comparação às que colonizaram as demais regiões do sistema aquático. A presença de tributários contribui para maior variabilidade da qualidade da água e das características de fluxo e gera, conseqüentemente, condições que podem favorecer diferentes espécies (WANG *et al.*, 2011a).

Nos rios, embora não se tenha observado padrão temporal definido de variação dos grupos funcionais, destacaram-se os códons X1, K, Y e W2, alguns dos quais toleram déficit de luz. Devercelli e O'Farrell (2012) estudaram o potamoplâncton no rio Salado (Argentina) e encontraram códons adaptados a ambientes turbulentos (C, D, X1 e X2). Os autores afirmaram que a disponibilidade de matéria orgânica também favoreceu os grupos Lo, W1 e W2.

Tabela 12 – Habitats típicos, tolerâncias e vulnerabilidades dos principais grupos funcionais fitoplanctônicos observados no reservatório de Itupararanga e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) nas coletas de agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

Códon	Habitat	Tolerâncias	Vulnerabilidades
D	Ambientes rasos, enriquecidos e com elevada turbidez, incluindo rios	Aumento da vazão (<i>flushing</i>)	Deficiência de nutrientes
P	Epilímnio eutrófico	Certa carência de luz e deficiência de carbono	Estratificação e deficiência de sílica
T	Epilímnio bem misturado e profundo	Déficit de luz	Déficit de nutrientes
S1	Camadas misturadas e com elevada turbidez	Déficit severo de luz	Aumento da vazão (<i>flushing</i>)
Sn	Ambientes quentes, camadas misturadas	Déficit de luz e nitrogênio	Aumento da vazão (<i>flushing</i>)
X2	Lagos meso-eutróficos rasos com elevada transparência	Estratificação	Mistura completa da coluna de água
X1	Ambientes rasos e misturados, em condições de enriquecimento	Estratificação	Deficiência de nutrientes
Y	Normalmente, lagos pequenos e enriquecidos	Déficit de luz	Organismos fagotróficos
E	Lagos pequenos, oligotróficos ou com predomínio de processos heterotróficos	Deficiência de nutrientes	Deficiência de CO ₂
F	Epilímnio com elevada transparência	Deficiência de nutrientes e elevada turbidez	Deficiência de CO ₂
J	Lagos rasos, enriquecidos e rios	-	Déficit de luz
K	Colunas de água rasas e enriquecidas	-	Mistura completa da coluna de água
H1	Ambientes favoráveis à fixação de nitrogênio	Déficit de carbono e nitrogênio	Mistura completa da coluna de água, déficit de luz e de fósforo
Lo	Epilímnio de lagos mesotróficos no verão	Nutrientes segregados	Mistura completa da coluna de água
M	Camadas diariamente misturadas de lagos pequenos, eutróficos e de baixa latitude	Elevada insolação	Aumento da vazão (<i>flushing</i>) e déficit de luz
W2	Lagos rasos mesotróficos	Podem habitar camadas profundas	-

Fonte: Adaptado de Reynolds *et al.* (2002)

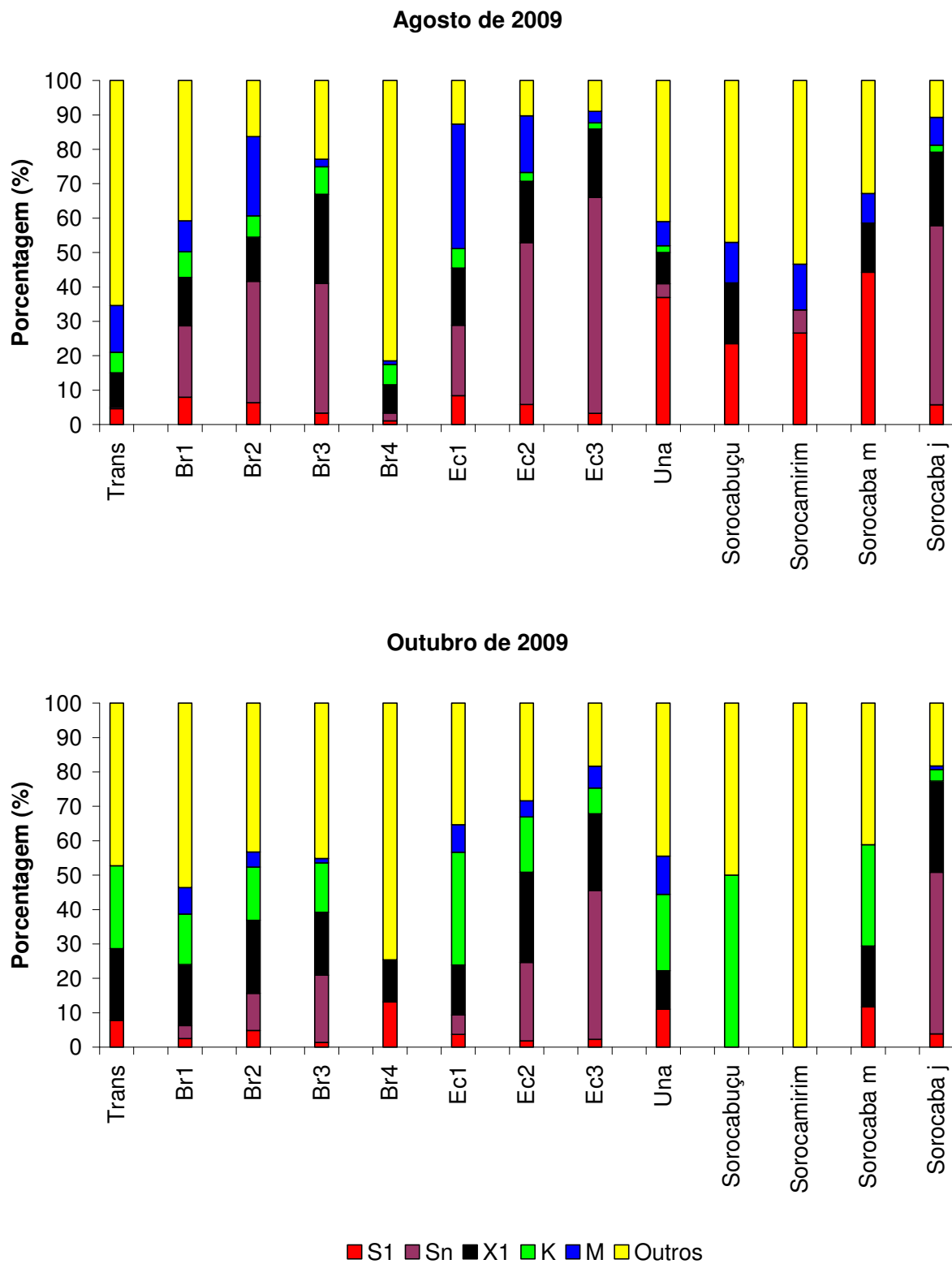


Figura 56 – Principais grupos funcionais fitoplancetônicos e sua abundância relativa (%) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) [Sorocaba m] e Sorocaba (jusante) [Sorocaba j] em agosto e outubro de 2009

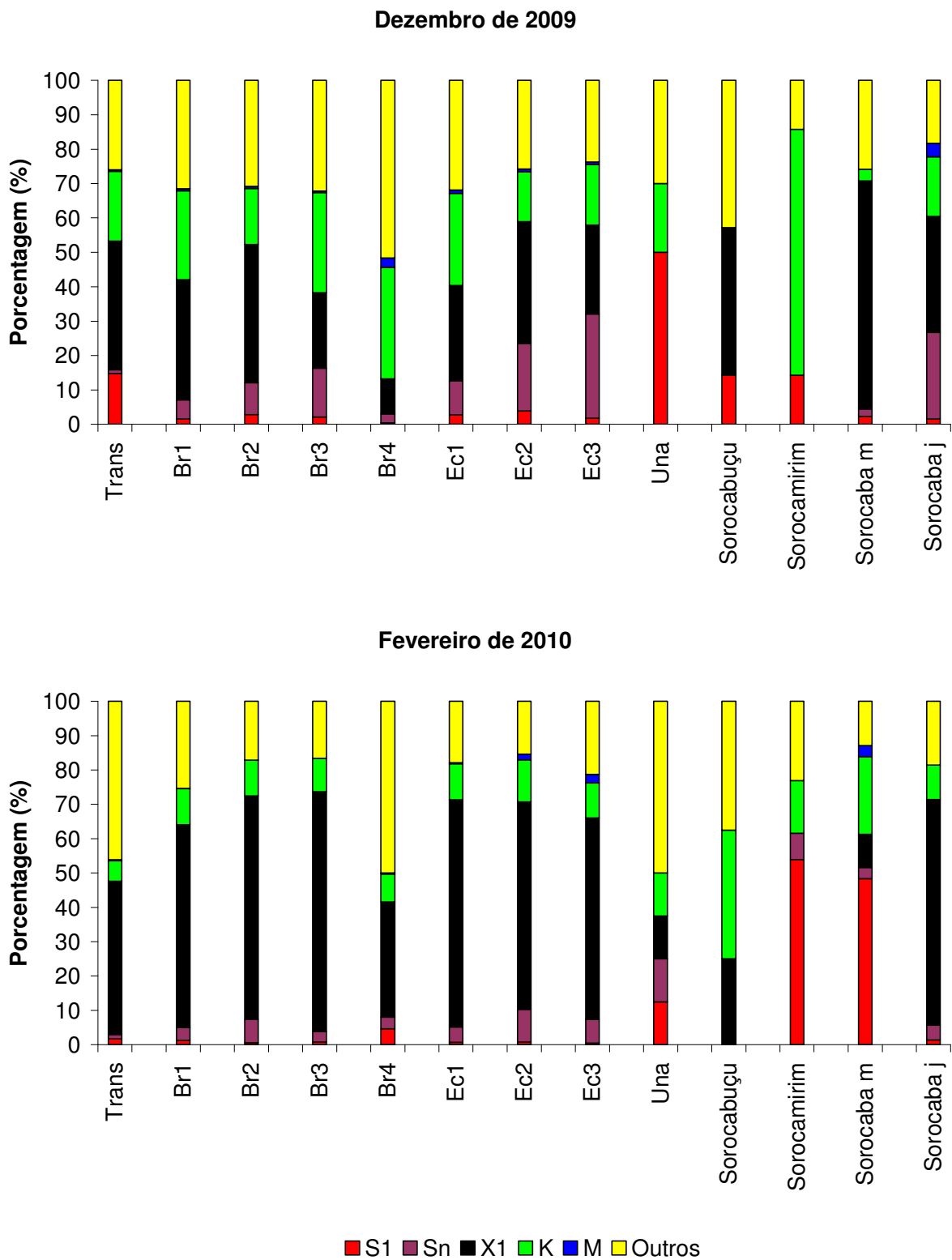


Figura 57 – Principais grupos funcionais fitoplanctônicos e sua abundância relativa (%) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) [Sorocaba m] e Sorocaba (jusante) [Sorocaba j] em dezembro de 2009 e fevereiro de 2010

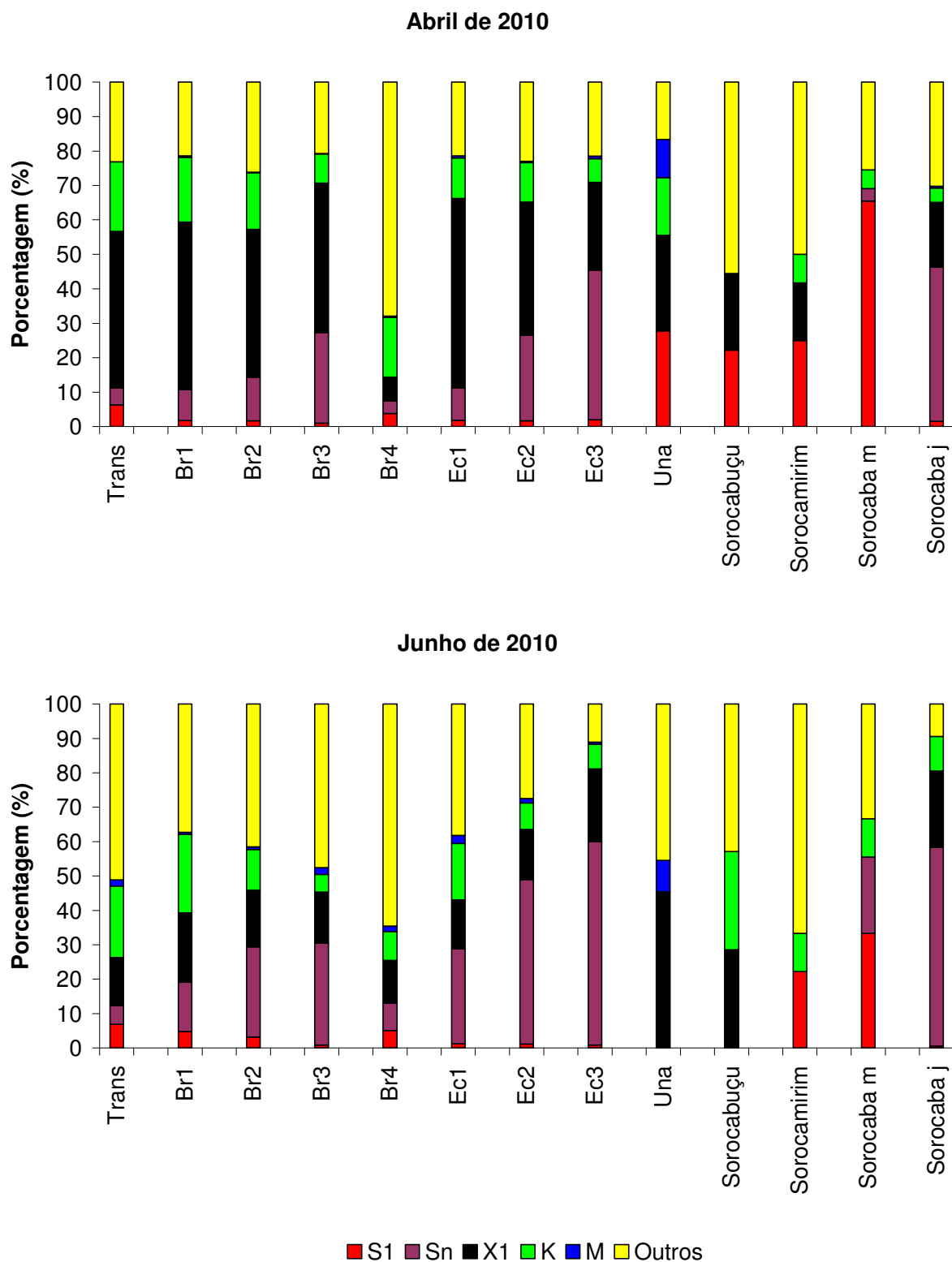


Figura 58 – Principais grupos funcionais fitoplancônicos e sua abundância relativa (%) no reservatório de Itupararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) [Sorocaba m] e Sorocaba (jusante) [Sorocaba j] em abril e junho de 2010

A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, uma das mais frequentemente observadas no reservatório de Itupararanga, pertence ao Códon Sn, que reúne organismos que habitam colunas de água misturadas, com temperaturas elevadas e que podem tolerar déficit de nitrogênio e luz. Tal espécie é reconhecida como oportunista e capaz de se manter por

longos períodos, sobretudo em ambientes tropicais, com elevadas temperaturas (BRIAND *et al.*, 2002; BRIAND *et al.*, 2004; DANTAS *et al.*, 2008). Além disso, é capaz de tolerar baixas intensidades luminosas e, em algumas ocasiões, pode fixar nitrogênio por meio de heterocitos. Estruturas de resistência (acinetos) também podem representar uma vantagem competitiva para *Cylindrospermopsis raciborskii* (EVERSON *et al.*, 2011). A espécie *Microcystis aeruginosa* esteve presente principalmente no inverno, mas foi provavelmente afetada na primavera e no verão pelo aumento de vazão, que é uma das sensibilidades do Códon M (Reynolds *et al.*, 2002), assim como do Códon Sn. *Cryptomonas erosa* (Y), *Botryococcus braunii* (F) e *Kirchneriella obesa* (F) constituíram fração importante da comunidade fitoplanctônica nos braços do reservatório (ver Anexo Digital), provavelmente em função da tolerância desses organismos à menor transparência da coluna de água, assim como verificado por Sthapit *et al.* (2008). O agrupamento funcional fitoplanctônico foi útil ao permitir a identificação de alguns fatores ambientais que regularam a estrutura da comunidade de algas e cianobactérias na área de estudo.

6.5.4 Biovolume Fitoplanctônico

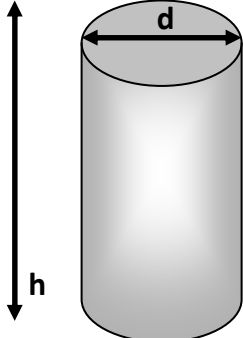
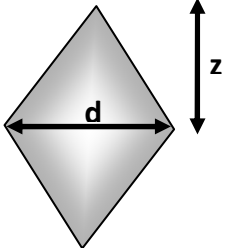
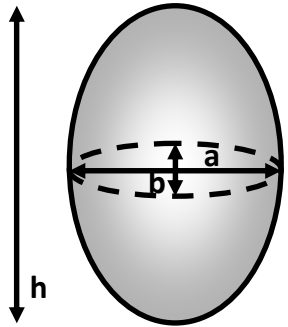
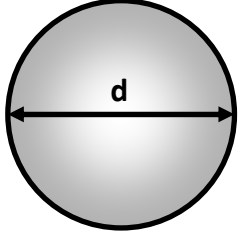
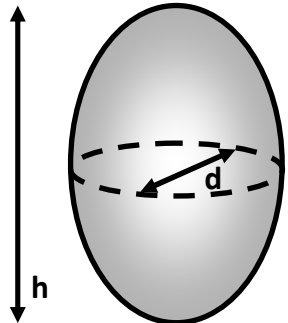
Na Tabela 13, são apresentadas as espécies para as quais foi determinado o biovolume, as formas geométricas utilizadas e a fórmula empregada em cada caso. Os maiores biovolumes nas coletas de agosto, outubro, dezembro, fevereiro, abril e junho (Tabelas 14, 15, 16, 17, 18 e 19) foram, respectivamente, $8.678 \cdot 10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$ (*Cylindrospermopsis raciborskii*, Ec3), $8.199 \cdot 10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$ (*Aulacoseira granulata*, Br1), $3.357 \cdot 10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$ (*Cylindrospermopsis raciborskii*, Ec3), $3.218 \cdot 10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$ (*Mougeotia sp.*, Trans), $4.115 \cdot 10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$ (*Cylindrospermopsis raciborskii*, Sorocaba-jusante) e $9.249 \cdot 10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$ (*Cylindrospermopsis raciborskii*, Ec3).

Em geral, as maiores densidades e biovolumes foram encontrados nas camadas mais superficiais da coluna de água, principalmente em Ec1, Ec2 e Ec3, com posterior queda nas profundidades abaixo da zona de mistura (Zmix). Isso também foi relatado por Silva *et al.* (2005) em uma cascata de reservatórios no rio Iguaçu (Paraná). Neste caso, os pesquisadores também observaram maiores biovolumes (máximo de $25.400 \cdot 10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$) nas amostras de menores profundidades da coluna de água e reconheceram, assim, um gradiente vertical na distribuição do fitoplâncton.

Em função das reduzidas dimensões das células, o biovolume da espécie *Monoraphidium contortum* foi relativamente pequeno em relação aos demais, embora este organismo tenha apresentado densidades elevadas, principalmente em fevereiro de 2010. Nessa coleta, o biovolume de *Monoraphidium contortum* variou entre $13-50 \cdot 10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$, enquanto o de *Cylindrospermopsis raciborskii* esteve entre $682-3.357 \cdot 10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$. A presença de *Monoraphidium contortum* na zona lacustre em fevereiro contrariou a

expectativa de que predominassem organismos com dimensões maiores nessa região (Reynolds, 2006) em comparação à região fluvial.

Tabela 13 – Formas geométricas e fórmulas para cálculo do biovolume dos organismos fitoplancônicos com maior abundância relativa nas amostras do reservatório e dos rios nas coletas de agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010. O símbolo * denota que foram observadas colônias do organismo

Organismo	Forma geométrica	Fórmula para cálculo do volume (V)
<i>Aulacoseira granulata</i> <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> <i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Lyngbya sp.</i> <i>Mougeotia sp.</i> <i>Pseudanabaena limnetica</i> <i>Synedra cyclosum</i>	Cilindro 	$V = \frac{\pi}{4} d^2 h$
<i>Kirchneriella obesa</i> <i>Monoraphidium arcuatum</i> <i>Monoraphidium contortum</i>	Cone Duplo 	$V = \frac{\pi}{6} d^2 z$
<i>Botryococcus braunii*</i> <i>Peridinium gatunense</i> <i>Pseudokephyrion tatricum</i>	Elipsoide 	$V = \frac{\pi}{6} abh$
<i>Aphanocapsa elachista*</i> <i>Aphanotece minutissima</i> <i>Chlorella vulgaris</i> <i>Eutetramorus fotii</i> <i>Golenkinia radiata</i> <i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Synechococcus sp.</i> <i>Synechocystis sp.</i>	Esfera 	$V = \frac{\pi}{6} d^3$
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> <i>Cryptomonas erosa</i> <i>Dinobryon sertularia</i>	Esferoide 	$V = \frac{\pi}{6} d^2 h$

As dimensões dos indivíduos fitoplanctônicos influenciam o ciclo de vida e a área de ocupação desses organismos, além de denotarem respostas às condições ambientais, tais como mudanças no metabolismo e no uso de recursos (SOININEN *et al.*, 2011). No reservatório de Itupararanga, a variação temporal das densidades e das dimensões das células de *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Monoraphidium contortum* refletiu a alternância desses dois organismos como as duas principais espécies no reservatório. De agosto de 2009 a fevereiro de 2010, o biovolume de *Cylindrospermopsis raciborskii* diminuiu progressivamente e o de *Monoraphidium contortum* aumentou, com o oposto ocorrendo de fevereiro a junho de 2010. No entanto, o biovolume da clorófitca não superou o da cianobactéria em nenhuma ocasião. Na barragem do reservatório, por exemplo, os biovolumes médios da cianobactéria e da clorófitca foram, nas seis coletas, respectivamente (em $10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$): 6.630 e 10 (agosto), 4.504 e 32 (outubro), 2.139 e 39 (dezembro), 736 e 75 (fevereiro), 2.739 e 29 (abril) e 6.669 e 32 (junho).

No caso dos sistemas lóticos, as dimensões das células encontradas, aliadas às reduzidas densidades dos organismos, resultaram em biovolumes menores em comparação ao reservatório e frequentemente inferiores a $200 \cdot 10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$. Exceção ao rio Sorocaba (jusante), para o qual ficou evidente a influência do reservatório sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica. Nesta porção do rio, os maiores biovolumes foram atribuídos à *Cylindrospermopsis raciborskii*. Soares *et al.* (2007) estudaram a dinâmica fitoplanctônica nos rios Pomba e Paraibuna (MG) e observaram diminuição da biomassa do fitoplâncton no período chuvoso, o que foi atribuído à redução na disponibilidade de luz e ao processo de diluição dos nutrientes nesses sistemas lóticos. Os pesquisadores também observaram a influência da presença do reservatório Chapéu D'Uvas sobre a comunidade fitoplanctônica do rio Paraibuna, que foi dominada por populações típicas de ambientes lênticos (*Cylindrospermopsis raciborskii*), mesmo caso do rio Sorocaba (jusante).

Tabela 14 – Biovolume ($10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$) das espécies fitoplanctônicas com maior abundância relativa em diferentes estações e períodos amostrados no reservatório de Itupararanga e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto de 2009. O símbolo * denota que foram observadas colônias do organismo

Trans			Br1			Br2			Br3			Br4			Ec1			Ec2			Ec3		
Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol
0,0	BO	345	0,0	CY	1.099	0,0	CY	2.256	0,0	CY	2.728	0,0	BO	301	0,0	CY	2.804	0,0	CY	3.142	0,0	CY	8.678
	KI	17		MI	64		MI	389		MO	18		PS	9		MI	573		MI	192		MO	5
0,2	BO	285	0,3	CY	884	0,4	CY	2.491	0,2	CY	4.394	0,5	BO	288	0,3	CY	1.115	0,4	CY	3.611	0,3	CY	5.791
	KI	13		MI	34		MI	286		MO	7		KI	27		MI	357		MI	169		MO	11
0,6	BO	337	0,6	CY	850	1,0	CY	3.203	0,4	CY	3.137	0,8	BO	412	0,6	CY	315	0,7	CY	4.186	1,0	CY	7.362
	KI	19		KI	57		MI	357		MO	9		KI	30		MI	101		MI	302		MO	21
1,0	KI	19	2,0	CY	569	2,0	CY	2.492	0,6	CY	3.425	1,4	BO	294	1,2	CY	506	1,2	CY	2.722	2,0	CY	5.768
	MI	65		AP*	9		MI	219		MO	16		KI	25		MI	105		MO	11		MO	5
5,0	BO	432				7,0	CY	2.649	1,0	CY	3.291				3,5	CY	465	2,0	CY	2.688	6,0	CY	5.550
	MI	56					MI	221		MO	17					MI	122		MI	154		MO	10
						9,0	CY	2.294	1,4	CY	2.960				9,0	LY	17	9,0	CY	2.399			
							MI	180		MO	6	MI	32	MI		109							

Una			Sorocabuçu			Sorocamirim			Sorocaba (montante)			Sorocaba (jusante)		
Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol
0,0	LY	24	0,0	MO	<1	0,0	CE	19	0,0	LY	6	0,0	CY	2.218
	PL	29		LY	1		PL	2		PL	19		MO	5

Prof: Profundidade; Org: Organismo; Biovol: Biovolume ($10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$); AP: *Aphanocapsa elachista*; BO: *Botryococcus braunii*; CE: *Cryptomonas erosa*; CY: *Cylindrospermopsis raciborskii*; KI: *Kirchneriella obesa*; LY: *Lyngbya sp.*; MI: *Microcystis aeruginosa*; MO: *Monoraphidium contortum*; PL: *Pseudanabaena limnetica*; PS: *Pseudokephyrion tatricum*

Tabela 15 – Biovolume ($10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$) das espécies fitoplanctônicas com maior abundância relativa em diferentes estações e períodos amostrados no reservatório de Ituparanga e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em outubro de 2009. O símbolo * denota que foram observadas colônias do organismo

Trans			Br1			Br2			Br3			Br4			Ec1			Ec2			Ec3		
Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol
0,0	AP*	2	0,0	AP*	16	0,0	CY	837	0,0	AP*	16	0,0	CE	69	0,0	MO	15	0,0	CY	1.206	0,0	CY	5.609
	CH	41		MO	6		MO	12		MO	18		MO	1		AP**	78		MO	26		MO	10
0,2	AP*	4	0,2	AU	6.454	0,5	CY	918	0,2	CY	344	0,2	CE	73	0,2	MO	11	0,6	MO	30	0,6	CY	3.573
	CH	80		CB	1.779		MO	18		DI	723		CB	129		AP**	62		AP**	49		MO	31
0,5	AP*	4	0,7	AU	8.199	1,0	CY	374	0,5	CY	785	0,5	CB	164	0,6	MO	8	1,0	CY	1.201	1,2	CY	6.204
	MO	1		CB	1.546		MO	13		AP*	6		MA	2		AP**	61		MO	17		MO	60
0,8	AP*	9	1,1	AU	5.574	2,0	CY	1.037	0,7	AP*	9	0,9	CB	145	1,3	AP**	64	2,5	CY	1.925	2,0	CY	4.365
	CH	85		CB	1.503		MO	18		DI	1.284		LY	9		MO	12		MO	28		MO	40
2,5	AP*	7				5,0	CY	839							8,0	SY	225	5,0	CY	1.478	4,5	CY	2.951
	MO	2					MO	12								AP**	42		MO	11		MO	18
						7,0	CY	783										8,5	CY	1.777	6,5	CY	4.321
							MO	11											MO	16		MO	34

Una			Sorocabuçu			Sorocamirim			Sorocaba (montante)			Sorocaba (jusante)		
Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol
0,0	LY	6	0,0	CH	48	0,0	SY	16	0,0	CH	132	0,0	CY	3.300
	AP*	3		AP*	2		KI	8		AP*	4		MO	25

Prof: Profundidade; Org: Organismo; Biovol: Biovolume ($10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$); AP: *Aphanocapsa elachista*; AU: *Aulacoseira granulata*; CB: *Cryptomonas brasiliensis*; CH: *Chlorella vulgaris*; CY: *Cylindrospermopsis raciborskii*; DI: *Dinobryon sertularia*; KI: *Kirchneriella obesa*; LY: *Lyngbya sp.*; MA: *Monoraphidium arcuatum*; MO: *Monoraphidium contortum*; SY: *Synedra cyclopum*

Tabela 16 – Biovolume ($10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$) das espécies fitoplanctônicas com maior abundância relativa em diferentes estações e períodos amostrados no reservatório de Itupararanga e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em dezembro de 2009. O símbolo * denota que foram observadas colônias do organismo

Trans			Br1			Br2			Br3			Br4			Ec1			Ec2			Ec3		
Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol
0,0	AP*	12	0,0	MO	13	0,0	MO	32	0,0	CY	1.493	0,0	AP*	27	0,0	MO	39	0,0	CY	937	0,0	CY	2.326
	CH	338		AP*	24		AP*	33		AP*	71		KI	9		AP*	62		MO	33		MO	47
0,3	AP*	10	0,3	MO	39	0,3	MO	42	0,3	CY	722	0,3	AP*	15	0,5	MO	24	0,4	CY	1.257	0,3	CY	515
	CH	482		AP*	47		AP*	30		AP*	44		CE	139		AP*	39		MO	36		AP*	42
0,6	CE	260	0,6	MO	33	0,5	CY	850	0,6	CY	740	0,6	AP*	22	1,2	MO	43	1,2	CY	1.787	0,6	CY	1.276
	CH	271		AP*	45		MO	50		AP*	42		KI	12		AP*	66		MO	46		MO	32
2,0	AP*	24	1,1	MO	25	1,1	CY	682	2,0	CY	996	1,0	AP*	76	4,5	MO	22	5,0	CY	1.186	4,0	CY	3.357
	CH	358		AP*	46		MO	37		AP*	89		KI	8		AP*	74		MO	24		MO	38
5,0	PL	32				4,0	CY	442							8,0	CY	1.021	8,0	CY	1.070	8,5	CY	3.222
	CH	643					MO	21								AP*	34		MO	25		AP*	37
						7,5	MO	27															
							AP*	22															

Una			Sorocabuçu			Sorocamirim			Sorocaba (montante)			Sorocaba (jusante)		
Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol
0,0	LY	12	0,0	CH	87	0,0	AP*	3	0,0	CH	1.708	0,0	CY	1.518
	PL	11		LY	1		PL	2		EF	1.270		MO	31

Prof: Profundidade; Org: Organismo; Biovol: Biovolume ($10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$); AP: *Aphanocapsa elachista*; CE: *Cryptomonas erosa*; CH: *Chlorella vulgaris*; CY: *Cylindropermopsis raciborskii*; EF: *Eutetramorus fotii*; KI: *Kirchneriella obesa*; LY: *Lyngbya sp.*; MO: *Monoraphidium contortum*; PL: *Pseudanabaena limnetica*

Tabela 17 – Biovolume ($10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$) das espécies fitoplanctônicas com maior abundância relativa em diferentes estações e períodos amostrados no reservatório de Itupararanga e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em fevereiro de 2010. O símbolo * denota que foram observadas colônias do organismo

Trans			Br1			Br2			Br3			Br4			Ec1			Ec2			Ec3		
Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol
0,0	MG	3.218	0,0	MO	131	0,0	MO	135	0,0	AC	1.111	0,0	PE	1.498	0,0	MO	156	0,0	MO	84	0,0	MO	98
	MO	33		AC	852		CY	985		MO	219		MO	13		AP*	70		CY	782		CY	1.058
0,5	MG	2.363	0,4	MO	63	0,6	MO	128	0,5	SO	36	0,4	PE	1.947	0,6	MO	114	0,7	MO	153	0,4	MO	113
	MO	24		AC	815		CY	971		MO	223		MO	15		AP*	41		AP*	62		AP*	53
1,1	MG	1.726	0,8	MO	113	1,1	MO	141	1,2	AC	556	1,0	PE	1.498	1,4	MO	85	2,0	MO	93	1,0	MO	82
	MO	24		AC	741		CY	938		MO	176		MO	12		AP*	36		CY	2.299		CY	598
3,0	MG	1.775	1,4	MO	117	2,5	MO	159	2,0	CE	492	2,5	MO	99	3,0	MO	110	3,0	MO	110	2,5	MO	86
	MO	26		AP*	22		CY	960		MO	5		AP*	32		AP*	34		CY	552			
6,0	MG	888				4,5	MO	68				5,0	MO	31	6,0	MO	51	6,0	MO	51	5,5	MO	61
	MO	16					CY	523					AP*	19		AP*	29		AP*	34			
						8,5	MO	18				8,5	MO	19	8,5	MO	13	8,5	MO	13	10,0	MO	8
							CY	184					CY	138		CY	230		AP*	12			

Una			Sorocabuçu			Sorocamirim			Sorocaba (montante)			Sorocaba (jusante)		
Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol
0,0	BO	20	0,0	AP*	7	0,0	SI*	83	0,0	AP*	3	0,0	AP*	5
	CH	47		CH	48		PL	17		PL	206		MO	30

Prof: Profundidade; Org: Organismo; Biovol: Biovolume ($10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$); AP: *Aphanocapsa elachista*; BO: *Botryococcus braunii*; CE: *Cryptomonas erosa*; CH: *Chlorella vulgaris*; CY: *Cylindrospermopsis raciborskii*; MG: *Mougeotia sp.*; MO: *Monoraphidium contortum*; PE: *Peridinium gatunense*; PL: *Pseudanabaena limnetica*; SI: *Synechocystis sp.*; SO: *Synechococcus sp.*

Tabela 18 – Biovolume ($10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$) das espécies fitoplanctônicas com maior abundância relativa em diferentes estações e períodos amostrados no reservatório de Itupararanga e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em abril de 2010. O símbolo * denota que foram observadas colônias do organismo

Trans			Br1			Br2			Br3			Br4			Ec1			Ec2			Ec3				
Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol		
0,0	AP*	21	0,0	MO	131	0,0	MO	90	0,0	CY	2.045	0,0	AP*	12	0,0	MO	128	0,0	MO	38	0,0	MO	45		
	MO	32		AP*	38		CY	1.130		MO	66		KI	21		CY	1.334		CY	1.271		CY	2.759		
1,0	AP*	36	0,3	MO	62	1,0	AP*	55	0,3	CY	2.035	0,3	AP*	11	0,6	MO	93	0,5	MO	66	0,4	MO	51		
	MO	40		AP*	31		CY	1.321		MO	46		KI	16		CY	847		CY	2.569		CY	3.486		
2,5	AE*	61	0,9	MO	59	2,5	MO	157	0,6	CY	3.829	0,8	AP*	9	2,0	MO	85	1,0	MO	61	1,2	MO	30		
	MO	61		AP*	17		CY	867		MO	78		DI	605		CY	530		CY	2.013		CY	2.687		
4,5	AE*	42	2,5	MO	107	5,5	MO	42	1,2	CY	2.007	1,4	AP*	5	6,0	MO	42	3,0	MO	64	2,5	MO	17		
	MO	29		AP*	36		MO	13		MO	58		DI	454		CY	671		CY	2.446		CY	3.282		
8,0	CY	473							2,0	CY	2.379			9,0	MO	20	10,0	MO	12	5,0	MO	16			
	MO	24								MO	70				AP*	17		CY	522		CY	2.243			
																					7,5	MO	14		
																								CY	1.977

Una			Sorocabuçu			Sorocamirim			Sorocaba (montante)			Sorocaba (jusante)		
Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol
0,0	LY	19	0,0	CH	96	0,0	MO	1	0,0	LY	17	0,0	CY	4.115
	MO	1		PL	7		PL	5		PL	47		MO	22

Prof: Profundidade; Org: Organismo; Biovol: Biovolume ($10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$); AE: *Aphanothece minutissima*; AP: *Aphanocapsa elachista*; CH: *Chlorella vulgaris*; CY: *Cylindropermopsis raciborskii*; DI: *Dinobryon sertularia*; KI: *Kirchneriella obesa*; LY: *Lyngbya sp.*; MO: *Monoraphidium contortum*; PL: *Pseudanabaena limnetica*

Tabela 19 – Biovolume ($10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$) das espécies fitoplanctônicas com maior abundância relativa em diferentes estações e períodos amostrados no reservatório de Itupararanga e nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em junho de 2010. O símbolo * denota que foram observadas colônias do organismo

Trans			Br1			Br2			Br3			Br4			Ec1			Ec2			Ec3		
Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol
0,0	SY	928	0,0	CY	960	0,0	MO	8	0,0	CY	2.475	0,0	SY	851	0,0	CY	1.612	0,0	MO	5	0,0	MO	18
	SO	25		AP*	37		CY	1.409		MO	10		FR	39		AP*	28		CY	1.701		CY	3.780
0,4	SY	606	0,5	CY	779	0,7	MO	19	0,5	CY	1.062	0,5	SY	424	0,4	CY	1.772	0,4	MO	9	0,7	MO	41
	SO	24		AP*	18		CY	1.898		MO	8		FR	76		GR	318		CY	1.735		CY	9.249
0,7	SY	842	0,9	CY	1.189	1,5	MO	12	1,0	CY	2.586	1,1	SY	976	0,8	CY	1.784	0,8	MO	5	1,5	MO	43
	SO	34		AP*	36		CY	1.859		MO	11		CY	367		GR	391		CY	1.739		CY	7.026
2,5	SY	236	1,5	CY	1.050	6,0	MO	10	1,5	CY	1.280				1,5	CY	1.351	1,4	MO	6	2,5	MO	29
	SO	11		AP*	63		CY	1.098		MO	9		AP*	25		CY	1.413		CY	7.815			
5,0	SY	188				8,0	CY	607							6,0	CY	964	5,5	MO	5	5,0	MO	32
	SO	9		AP*	12		AP*	15		CY	2.188		CY	6.545									
															9,0	MO	5	9,0	MO	11	9,0	MO	30
															CY	562	CY		1.658	CY		5.599	

Una			Sorocabuçu			Sorocamirim			Sorocaba (montante)			Sorocaba (jusante)		
Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol	Prof	Org	Biovol
0,0	AE*	6	0,0	CH	96	0,0	DI	86	0,0	CY	156	0,0	CY	5.676
	AP*	2		AP*	3		PL	7		PL	32		MO	30

Prof: Profundidade; Org: Organismo; Biovol: Biovolume ($10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$); AE: *Aphanothece minutissima*; AP: *Aphanocapsa elachista*; CH: *Chlorella vulgaris*; CY: *Cylindrospermopsis raciborskii*; DI: *Dinobryon sertularia*; FR: *Fragilaria crotonensis*; GR: *Golenkinia radiata*; MO: *Monoraphidium contortum*; PL: *Pseudanabaena limnetica*; SO: *Synechococcus* sp.; SY: *Synedra cyclopum*

Quadro-Síntese das Variáveis Bióticas da Água

Escala espacial (horizontal)

Braços: maiores concentrações de feofitina, o que sugeriu pior estado fisiológico da comunidade fitoplanctônica. Correlações não significativas entre densidade fitoplanctônica e clorofila-a. Menores densidades fitoplanctônicas em comparação ao eixo central, com possível influência dos tributários, da presença de macrófitas aquáticas e da qualidade da água. Maior diversidade fitoplanctônica e maiores Índices Shannon-Weaver. Agrupamentos funcionais típicos de colunas de água rasas, enriquecidas e com mistura completa, com espécies tolerantes ao déficit de luz, à turbidez e à turbulência.

Eixo central: menores concentrações de feofitina. Não se observou padrão espacial definido de variação das concentrações de clorofila-a. Correlações significativas entre densidade fitoplanctônica e clorofila-a. Maiores densidades fitoplanctônicas. Menor diversidade fitoplanctônica. Chlorophyceae e Cyanobacteria com as maiores abundâncias relativas. Predomínio de agrupamentos fitoplanctônicos Sn e X1, típicos de ambientes quentes, misturados e enriquecidos.

Rios: menores concentrações de clorofila-a, à exceção do rio Sorocaba (jusante), como resultado da influência do reservatório. Correlações significativas entre densidade fitoplanctônica e clorofila-a. Pequenas densidades fitoplanctônicas. Contribuição porcentual mais significativa das Bacillariophyceae.

Escala espacial (vertical)

Braços: não se observou padrão vertical definido nas variáveis bióticas da água nos braços do reservatório.

Eixo central: maiores concentrações de clorofila-a na superfície ou nos primeiros metros da coluna de água. Gradiente de diminuição da densidade fitoplanctônica da superfície ao fundo no período em que houve estratificação térmica.

Escala temporal

Alternância temporal basicamente entre Chlorophyceae e Cyanobacteria. No período de estratificação do reservatório, fevereiro de 2010, as Chlorophyceae se sobressaíram. Nas amostragens de inverno, as Cyanobacteria apresentaram maiores densidades.

6.6 Variáveis Abióticas do Sedimento

A variação espacial das variáveis abióticas do sedimento foi mais evidente que a variação temporal. À exceção do rio Sorocamirim, cujo sedimento apresentou teores de matéria orgânica (MO) de até 21%, as menores porcentagens de matéria orgânica foram observadas nos sistemas lóticos (Figura 59), similarmente ao que foi verificado por Cunha e Calijuri (2008) em rios do Vale do Ribeira de Iguape (SP). Isso era esperado em função da condição de fluxo que favorece o contínuo transporte de material em suspensão para jusante. No reservatório, por outro lado, o regime lêntico favoreceu a sedimentação das partículas e a sua imobilização no sedimento. O sedimento do reservatório foi caracterizado como orgânico na maioria dos casos, com porcentagens superiores a 10% de MO. Do ponto de vista temporal, houve variação significativa dos teores de MO nos braços, sobretudo Trans (de 2% a 16%), Br1 (de 14% a 32%) e Br4 (de 2% a 17%), o que foi associado à variabilidade da qualidade da água afluyente.

Bottino (2012) realizou ensaios de decomposição das macrófitas no reservatório de Itupararanga e observou que essas plantas contribuíram para o aporte de carbono de difícil degradação ao reservatório por possuírem material refratário em sua composição. Conseqüentemente, a pesquisadora ressaltou o incremento nos teores de matéria orgânica no sedimento dos braços do reservatório. A presença das macrófitas também pode ter favorecido as elevadas concentrações de fósforo total – com picos de $4,8 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Trans), $2,9 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Br1), $3,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Br3) e $2,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Br4) – e de nitrogênio total no sedimento dos braços, com picos de 4.088mg.kg^{-1} (Trans), 5.507mg.kg^{-1} (Br1), 4.340mg.kg^{-1} (Br3) e 1.624mg.kg^{-1} (Br4). Nos rios, as concentrações de fósforo e nitrogênio totais apresentaram oscilações temporais significativas, assim como observado no rio Pariquera-Açu (SP) (CUNHA, 2007). As concentrações de fósforo e nitrogênio foram maiores no sedimento do rio Sorocaba a montante do reservatório (fósforo total: $0,25\text{-}3,9 \mu\text{g.g}^{-1}$; nitrogênio total: $317\text{-}3.089 \text{mg.kg}^{-1}$) em comparação com a estação de amostragem a jusante (fósforo total: $0,24\text{-}1,4 \mu\text{g.g}^{-1}$; nitrogênio total: $149\text{-}849 \text{mg.kg}^{-1}$).

Como destacaram Macklin *et al.* (2006), os sedimentos acumulam nutrientes e contaminantes e podem estabelecer trocas dessas substâncias com a água (Figura 60) por meio de mecanismos físicos, químicos e biológicos (BOLLMANN *et al.*, 2005). Em síntese, o compartimento sedimento é o sítio integrador de vários processos que ocorrem na coluna de água e a determinação de sua qualidade torna-se de fundamental importância em estudos ambientais (BRAMORSKY, 2004).

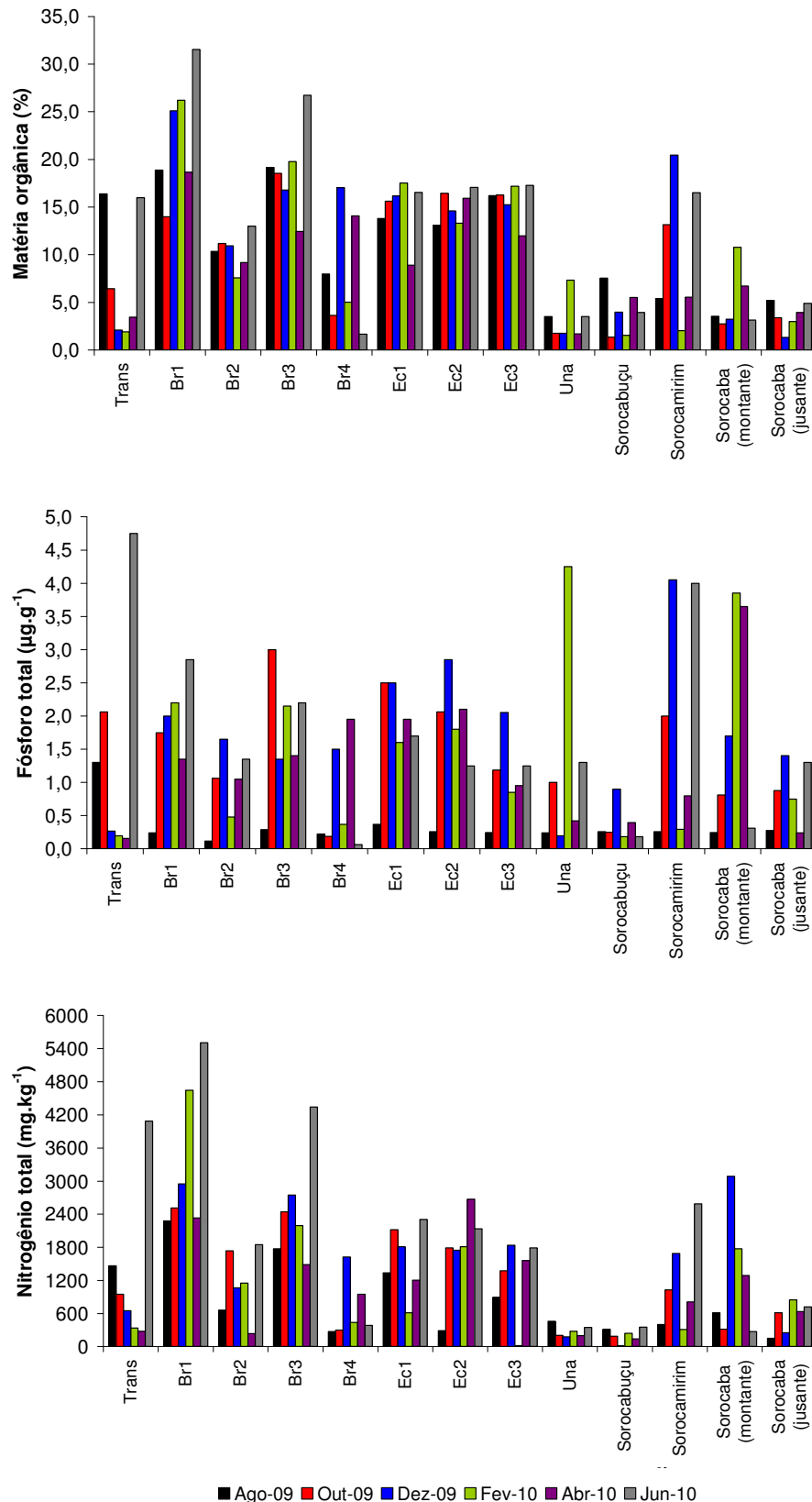


Figura 59 – Teores de matéria orgânica (%) e concentrações de fósforo total ($\mu\text{g.g}^{-1}$) e nitrogênio total (mg.kg^{-1}) em amostras superficiais do sedimento do reservatório de Itapararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) e dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

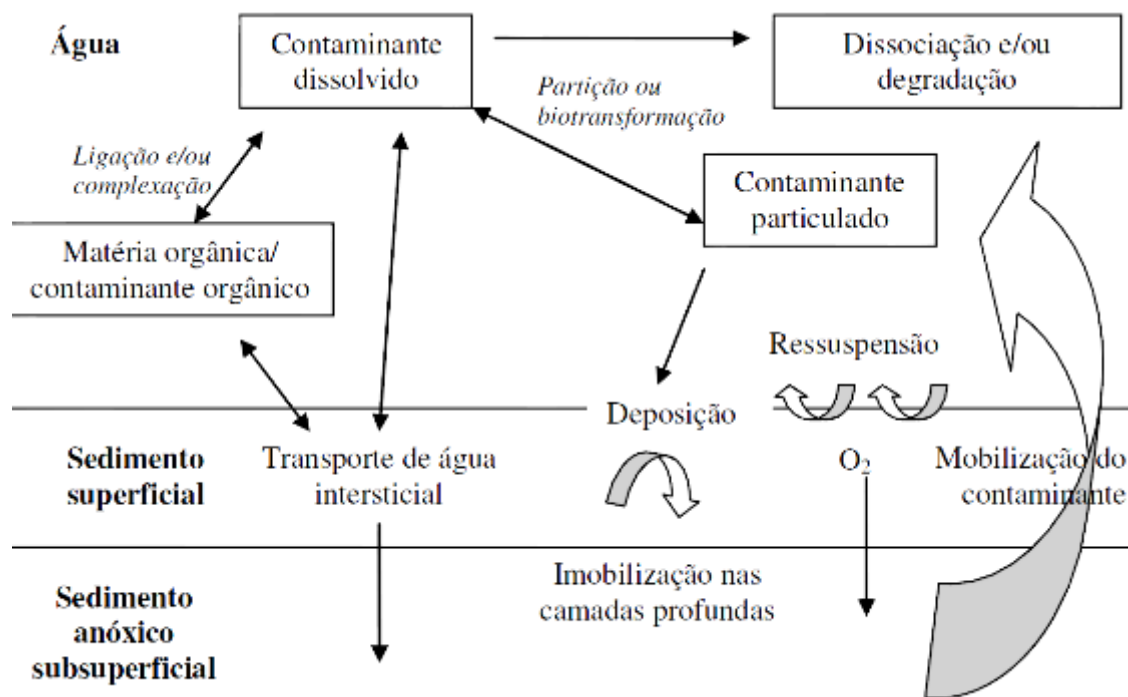


Figura 60 – Transporte e transformação de contaminantes em sedimentos e sua interação com a coluna de água. Fonte: Adaptado de Eggleton e Thomas (2004)

A precipitação do íon fosfato é a sua exclusão definitiva ou temporária de circulação, com implicações sobre o metabolismo do ecossistema aquático e redução em sua produtividade. O pH influencia uma série de reações com metais (por exemplo, ferro e manganês) que, por sua vez, podem aprisionar as formas de fósforo no sedimento. Existem diversas rotas possíveis de precipitação dos fosfatos. Normalmente, a maior parte do íon Fe^{3+} encontra-se precipitado ou complexado na forma de hidróxido de ferro hidratado: $\text{Fe}^{3+} + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow [\text{Fe} \cdot 6\text{H}_2\text{O}]^{3+} \rightarrow [\text{Fe}(\text{OH}) \cdot 5\text{H}_2\text{O}]^{2+} + \text{H}^+$, podendo adsorver espécies fosfato (H_2PO_4 e HPO_4^{2-}), precipitando-as principalmente no sedimento (STUMM e MORGAN, 1981). No reservatório de Itupararanga, as maiores concentrações de fósforo no sedimento foram observadas em dezembro de 2009 e junho de 2010 (Figura 59). Justamente nessas amostragens, a coluna de água apresentou os menores valores de pH (Figura 33). Para a matéria orgânica e o nitrogênio total no sedimento, não se observou padrão de variação sazonal.

Quadro-Síntese das Variáveis Abióticas do Sedimento

Escala espacial (horizontal)

Os teores de matéria orgânica e as concentrações de fósforo e nitrogênio totais foram maiores no sedimento dos braços do reservatório, o que foi associado à qualidade da água afluyente pelos tributários, ao mais intenso processo de sedimentação e à presença das macrófitas aquáticas. Nos rios, o sedimento foi caracterizado como mineral (matéria orgânica inferior a 10%), o que se explica pela condição de maior fluxo e arraste de partículas na coluna de água.

Escala temporal

Não se observou padrão definido de variação sazonal dos teores de matéria orgânica e das concentrações de nitrogênio total no sedimento dos rios e do reservatório. Em relação ao fósforo total no reservatório, as maiores concentrações de fósforo no sedimento foram observadas em dezembro de 2009 e junho de 2010, ocasiões em que a coluna de água apresentou os menores valores de pH.

6.7 Análises Estatísticas: Heterogeneidade Espacial e Variabilidade Temporal do Reservatório de Itupararanga e dos Rios Formadores

6.7.1 Reservatório de Itupararanga

Com base no modelo de Thornton *et al.* (1990), foi possível reconhecer as seguintes regiões no reservatório: zona fluvial (Trans), zona de transição (Ec1) e zona lacustre (Ec2 e Ec3). Ao longo do eixo longitudinal do sistema aquático, foram observados alguns gradientes nas variáveis físicas e químicas que permitiram a identificação desses compartimentos. Da cabeceira à barragem (Trans > Ec1 > Ec2 > Ec3), houve diminuição da turbidez e das concentrações de nutrientes na água, aumento da disponibilidade de radiação subaquática e aumento dos teores de matéria orgânica e nutrientes no sedimento. Tais gradientes foram detalhadamente apresentados por Cunha e Calijuri (2011a). No entanto, a zonação longitudinal de reservatórios gera algumas incertezas porque os padrões espaciais para algumas variáveis ainda não estão totalmente estabelecidos. As interferências antrópicas e a própria variação temporal dos gradientes em função da instabilidade de alguns sistemas aquáticos podem interferir no padrão longitudinal esperado (KENNEDY e WALKER, 1990; SCOTT *et al.*, 2009).

Carneiro (2012) estudou 17 reservatórios na região Centro-Oeste do Brasil e alertou para a necessidade de cautela na delimitação de zonas longitudinais. A pesquisadora destacou que muitos fatores concorrem para que os gradientes espaciais sejam específicos e para que não seja possível fazer generalizações sobre a existência de um padrão geral para todos os reservatórios. Dentre esses fatores, destacam-se a idade, a morfologia (por exemplo, a declividade de fundo) e a profundidade de cada reservatório, além da variação morfológica e genética das espécies fitoplanctônicas que neles ocorrem. Dos Santos (2003) também observou a formação de zonas espaciais diferenciadas ao comparar a compartimentalização nos reservatórios de Salto Grande e do Lobo (SP).

A Análise de Variância Multivariada com as variáveis da água e do sedimento no reservatório de Itupararanga sugeriu significativa oscilação temporal e espacial horizontal (Tabela 20, $p < 0,01$), assim como observado por Gonzalez *et al.* (2012) em um reservatório norte-americano. Em relação às diferentes profundidades de coleta, a análise revelou que não houve variação estatisticamente significativa ($p = 0,112$), embora essa componente possa ser mais importante quando se consideram apenas as estações no eixo central do reservatório. Foi calculada a média das variáveis bióticas e abióticas da coluna de água nas diferentes profundidades para realização da Análise de Componentes Principais (PCA), cujos diagramas são apresentados por Cunha e Calijuri (2011a). Com base nos *scores* da PCA, foi realizada a análise de agrupamento, cujos dendogramas de similaridade resultantes são apresentados na Figura 61.

Foram gerados 5, 6, 4, 4, 3 e 3 grupos de estações de amostragem nas coletas de agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010, respectivamente. A maior heterogeneidade espacial, portanto, foi observada em outubro (6 agrupamentos), o que pode estar associado aos eventos de precipitação nessa coleta, que possivelmente propiciaram diferenças espaciais mais significativas na qualidade da água. Nessa ocasião, apenas as estações do eixo central foram agrupadas (Ec1, Ec2 e Ec3), enquanto cada um dos braços (Trans, Br1, Br2, Br3 e Br4) foi alocado em um grupo separado.

Com base na análise de *cluster* anteriormente descrita e considerando um quadro geral para todos os períodos do estudo, foram individualizados três grandes grupos espaciais no reservatório:

- i. Grupo 1 – Cabeceira do reservatório. Esse grupo incluiu apenas a estação Trans que, por se situar na entrada do sistema aquático, apresentou condições específicas de fluxo e de qualidade da água pela influência direta dos rios Sorocabuçu e Sorocamirim;
- ii. Grupo 2 – Braços com deságue de tributários. Esse grupo englobou as estações Br1, Br3 e Br4. Todas elas receberam a influência do deságue de córregos (Campo Verde, Ressaca e Paruru, respectivamente) e estiveram mais suscetíveis a variações na qualidade da água pela influência das formas de uso e ocupação do solo no entorno do reservatório e nas respectivas bacias de drenagem dos tributários;
- iii. Grupo 3 – Braço com maior profundidade e eixo central. Esse grupo agrupou as estações Br2, Ec1, Ec2 e Ec3. O braço Br2, pelo fato de possuir maior profundidade, comportou-se de maneira similar às estações do eixo central e, por isso, foi incluído nesse grupo. O Grupo 3 esteve menos vulnerável à influência das formas de ocupação do solo na bacia e com tendência a apresentar maior estabilidade da qualidade da água quando comparado aos Grupos 1 e 2.

Tabela 20 – Análise de Variância Multivariada (MANOVA) para o reservatório de Itupararanga, considerando as diferentes estações (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3), épocas (agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010) e profundidades de coleta (100%, 75%, 50%, 25%, 10% e 1% da RSFA, além da zona afótica). Diferenças significativas foram destacadas em negrito

Variável	Efeito		
	Estação de coleta	Época de coleta	Profundidade de coleta
RSFA	p < 0,01	p < 0,01	p < 0,01
T	p < 0,01	p < 0,01	p < 0,01
OD	p < 0,01	p < 0,01	p < 0,01
pH	p < 0,01	p < 0,01	p < 0,01
Alcalinidade	p < 0,01	p < 0,01	p < 0,01
CO ₂ total	p < 0,01	p < 0,01	p = 0,594
CO ₂ livre	p < 0,01	p < 0,01	p < 0,01
CO ₃ ²⁻	p < 0,01	p < 0,01	p < 0,01
HCO ₃ ⁻	p < 0,01	p < 0,01	p < 0,01
SST	p < 0,01	p < 0,01	p < 0,01
SSI	p < 0,01	p < 0,01	p = 0,768
SSO	p < 0,01	p < 0,01	p < 0,01
Turbidez	p < 0,01	p < 0,01	p = 0,199
CT	p < 0,01	p < 0,01	p = 0,113
CI	p < 0,01	p < 0,01	p = 0,823
CO	p < 0,01	p < 0,01	p = 0,412
NO ₃	p < 0,01	p < 0,01	p = 0,805
NT	p < 0,01	p < 0,01	p = 0,334
PTD	p < 0,01	p < 0,01	p < 0,05
PT	p < 0,01	p < 0,01	p = 0,747
Clorofila-a	p < 0,01	p < 0,01	p = 0,604
Feofitina	p < 0,01	p < 0,01	p < 0,01
PTsed	p = 0,605	p < 0,01	não se aplica
MOsed	p < 0,01	p = 0,906	não se aplica
NTsed	p < 0,05	p = 0,166	não se aplica
Wilks Lambda	< 0,01	< 0,01	0,112
Conclusão	As estações de coleta foram estatisticamente diferentes	As épocas de coleta foram estatisticamente diferentes	As diferentes profundidades de coleta em uma mesma estação de amostragem foram estatisticamente iguais

RSFA: Radiação Solar Fotossinteticamente Ativa; T: Temperatura; OD: Oxigênio dissolvido; CO₃²⁻: Carbonato; HCO₃⁻: Bicarbonato; SST: Sólidos suspensos totais; SSI: Sólidos suspensos inorgânicos; SSO: Sólidos suspensos orgânicos; CT: Carbono total; CI: Carbono inorgânico; CO: Carbono orgânico; NO₃: Nitrato; NT: Nitrogênio total; PTD: Fosfato total dissolvido; PT: Fósforo total; PTsed: Fósforo total no sedimento; MOsed: Matéria orgânica no sedimento; NTsed: Nitrogênio total no sedimento

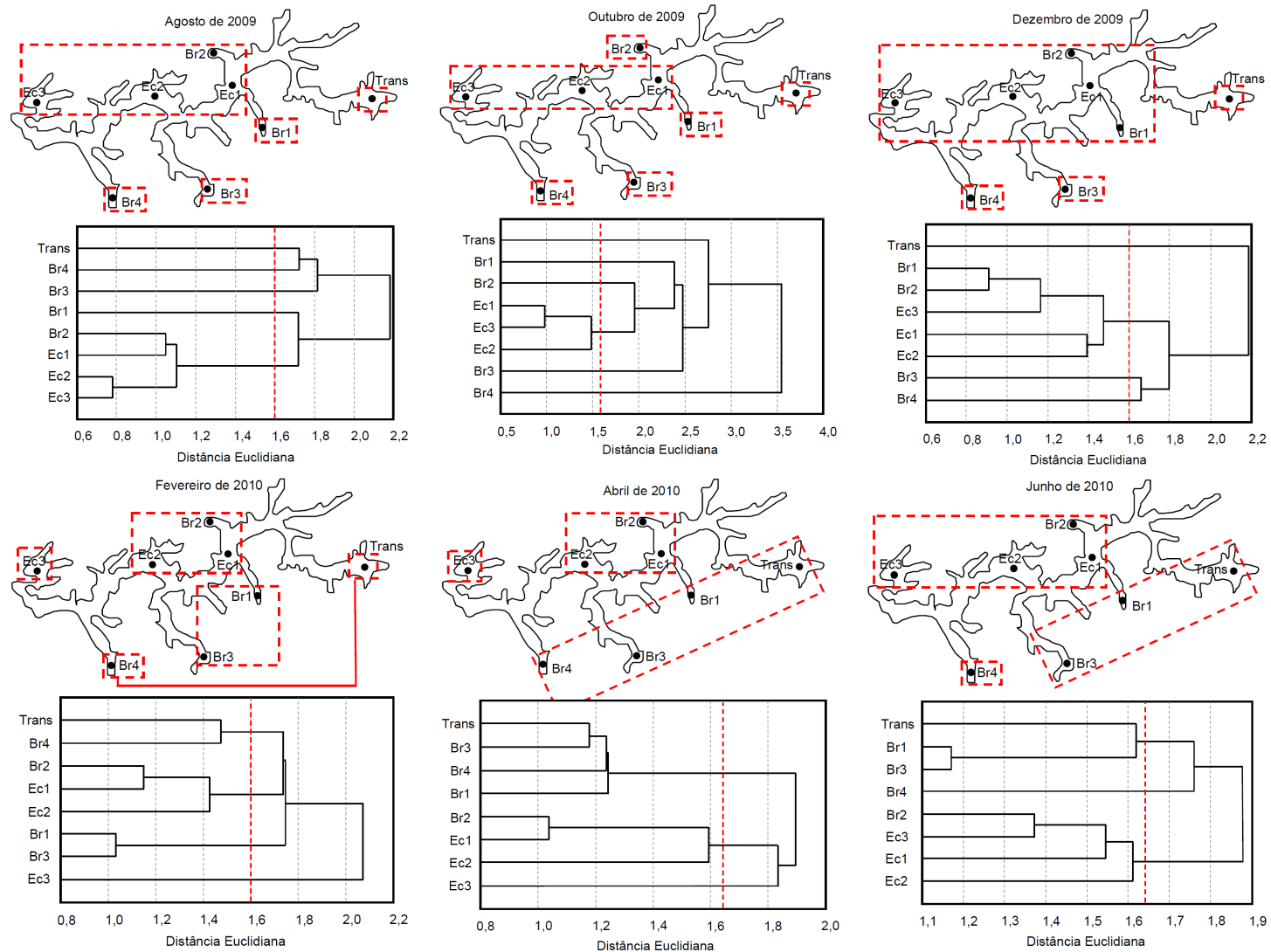


Figura 61 – Dendrogramas de similaridade gerados pela análise de agrupamento (*cluster*) das médias das variáveis abióticas, clorofila-a e feofitina nas diferentes profundidades de coleta nas estações de amostragem no reservatório de Itapararanga (Trans, Br1, Br2, Br3, Br4, Ec1, Ec2 e Ec3) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010, além de representação esquemática dos grupos espaciais individualizados em cada coleta

As matrizes de correlação de Spearman foram construídas separadamente para os Grupos 1, 2 e 3 para avaliar a influência das variáveis abióticas sobre as variáveis bióticas (Tabelas 21, 22 e 23).

No Grupo 1 (Trans), foi reforçada a possibilidade de limitação de luz sobre o desenvolvimento do fitoplâncton, com correlações de Spearman significativas entre densidade fitoplanctônica e RSFA ($r = 0,89$), SSI ($r = -0,71$) e turbidez ($r = -0,89$). As correlações negativas entre densidade fitoplanctônica e as formas de fósforo e nitrogênio nesse grupo sugeriram que não houve limitação por nutrientes (r igual a $-0,94$ para o nitrato, $-0,89$ para o nitrogênio total, $-0,94$ para o fosfato total dissolvido e $-0,71$ para o fósforo total). No reservatório subtropical de Três Gargantas (China), Wang *et al.* (2011b) também ressaltaram as características diferenciadas da zona fluvial do sistema aquático, sobretudo em razão das menores concentrações de clorofila-a, maior turbidez e menor estabilidade da coluna de água.

Os principais grupos funcionais fitoplanctônicos no Grupo 1 foram X1, Y, F e K (Figuras 56, 57 e 58 e Anexo Digital). O códon X1 esteve positivamente correlacionado com a RSFA ($r = 0,71$) e com a temperatura ($r = 0,89$). Correlação significativa foi observada entre turbidez e os códon Y ($r = 0,60$) e F ($r = 0,89$), o que é compatível com a esperada tolerância desses grupos ao déficit de luz. Os organismos K, por sua vez, também pareceram ter sido favorecidos em condições de pequena disponibilidade de luz, já que foram observadas correlações diretamente proporcionais entre as densidades desses organismos e as concentrações de SST ($r = 0,70$) e SSI ($r = 0,89$).

No Grupo 2 (Br1, Br3 e Br4), a densidade fitoplanctônica foi positivamente correlacionada com temperatura ($r = 0,67$) e pH ($r = 0,66$) e negativamente correlacionada com turbidez ($r = -0,60$). Assim como relatado para o Grupo 1, o códon fitoplanctônico X1 foi positivamente influenciado pela temperatura ($r = 0,66$). De modo geral, as correlações de Spearman entre as variáveis abióticas e bióticas no Grupo 2 foram menos significativas quando comparadas às observadas nos outros dois grupos. Isso indica que a comunidade fitoplanctônica desse grupo pode ter sido regulada por outros fatores, como por exemplo, a hidrodinâmica (fluxo e turbulência induzidos pela vazão dos córregos tributários).

No Grupo 3 (Br2, Ec1, Ec2 e Ec3), a densidade total fitoplanctônica não se relacionou com luz ou nutrientes na matriz de correlação de Spearman. As cianobactérias e o códon fitoplanctônico Sn, em especial, foram negativamente correlacionados com temperatura ($r = -0,74$) e N^2 ($r = -0,71$), o que indica que esses organismos foram favorecidos em períodos de maior instabilidade (circulação da coluna de água, mas provavelmente sem mistura turbulenta). Por outro lado, foram observadas correlações positivas entre as clorofíceas e o códon X1 com as variáveis temperatura ($r = 0,83$) e N^2 ($r = 0,69$), o que sugeriu que o desenvolvimento dessas espécies foi estimulado pelas elevadas temperaturas no verão e pelas condições de estratificação térmica, sobretudo em fevereiro

de 2010. A espécie *Monoraphidium contortum*, principal representante das clorófitas no reservatório, integra o grupo funcional X1 e tolera estratificação térmica (REYNOLDS *et al.*, 2002).

Esse padrão de distribuição de cianobactérias e clorófitas é oposto ao normalmente descrito na literatura. Frequentemente, o verão favorece as cianobactérias não apenas pelas elevadas temperaturas, mas também pela maior estabilidade da coluna de água (Tucci e Sant'Anna, 2003), sobretudo *Microcystis sp.* e *Anabaena sp.* (REICHWALDT e GHADOUANI, 2012). Liu *et al.* (2012) estudaram os efeitos da mistura da coluna de água sobre as florações fitoplanctônicas em um reservatório subtropical. Os autores observaram *blooms* de cianobactérias no verão, o que foi associado à redução significativa de Zmix nesse período. Além disso, as condições de menor mistura no verão podem induzir as cianobactérias a tomarem partido de seus vacúolos gasosos e formarem densas escumas na superfície da coluna de água. Moreno-Ostos *et al.* (2008) observaram esse fenômeno para as espécies *Aphanizomenon sp.* e *Anabaena sp.* No reservatório de Itupararanga, embora as Zmix também tenham sido menores no verão (Tabela 10), as clorófitas, e não as cianobactérias, predominaram nesse período.

A cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* apresentou maiores abundâncias relativas no inverno, em meses mais secos (agosto de 2009 e junho de 2010), embora não tenham sido observadas florações em nenhum dos períodos estudados. Naselli-Flores *et al.* (2007) também observaram maiores abundâncias de cianobactérias filamentosas em períodos de inverno em um reservatório de clima mediterrâneo e, apesar de classificarem esse padrão como inesperado, sugeriram que o monitoramento da água para fins de abastecimento humano deve ser intensificado nessas épocas devido ao risco potencial de produção de toxinas. Haande *et al.* (2011) reportaram maior proporção de cianobactérias em períodos secos em um reservatório tropical em Uganda (África). No caso do reservatório de Itupararanga, outros fatores podem ter favorecido as cianobactérias no inverno, dentre eles as menores razões NT:PT (Figura 48), o que coincide com o descrito por Kim *et al.* (2007) para um sistema aquático chinês, além do maior tempo de detenção hidráulico (Figura 8), o que também corrobora o que foi verificado por outros pesquisadores em diferentes corpos de água (PAERL, 2008; ROMO *et al.*, 2012).

O sucesso ecológico da *Cylindrospermopsis raciborskii* está associado a diversos fatores que lhes garantem vantagens competitivas, inclusive frente a outras cianobactérias, como *Microcystis aeruginosa* e *Aphanizomenon flos-aquae* (WU *et al.*, 2009). Entre esses fatores, destacam-se a habilidade de migração na coluna de água em busca de condições favoráveis, tolerância à luminosidade restrita, fixação de nitrogênio atmosférico, além de maior resistência à predação pelo zooplâncton. Nos últimos anos, mecanismos fisiológicos desta cianobactéria têm sido investigados. Pesquisa realizada por Wu *et al.* (2012) demonstrou que *Cylindrospermopsis raciborskii* é capaz de regular seu metabolismo para se

adaptar a concentrações reduzidas ($< 0,05 \text{ mg.L}^{-1}$) de fosfato inorgânico dissolvido. Os autores observaram aumento da atividade da catalase e da fosfatase extracelular como resposta ao déficit da forma inorgânica de fósforo. Mais detalhes sobre as enzimas catalase e fosfatase e as condições que propiciam sua síntese pelo fitoplâncton podem ser encontrados em Jansson *et al.* (1988), Gillor *et al.* (2002) e Weissman *et al.* (2005).

Especificamente em relação ao *grazing* pelo zooplâncton, Magalhães *et al.* (2012) propuseram um modelo qualitativo da interação entre o fitoplâncton e o zooplâncton no reservatório de Itupararanga com base em dados secundários (CASALI, 2012; GIRON, 2012). Uma hipótese do que pode ter contribuído para a predominância de cianobactérias e clorofíceas no inverno e no verão, respectivamente, diz respeito à interação entre larvas de *Chaoborus sp.*, a espécie zooplanctônica *Bosmina cf freyi* e a clorofícea *Monoraphidium contortum*. No inverno de 2012, foram observadas menores abundâncias de *Chaoborus sp.* (MAGALHÃES, op. cit.), o que pode ter diminuído a pressão dessa espécie sobre *Bosmina cf freyi*. Assim, possivelmente, essa última espécie zooplanctônica se desenvolveu mais significativamente e passou a exercer predação sobre *Monoraphidium contortum*. Consequentemente, as cianobactérias se sobressaíram. Por outro lado, no verão de 2012, foram observadas maiores abundâncias de *Chaoborus sp.*, que passaram a predar *Bosmina cf freyi*, o que pode ter causado diminuição da pressão sobre *Monoraphidium contortum*, permitindo que essa espécie apresentasse elevadas abundâncias relativas nesse período. Embora as coletas da presente pesquisa tenham sido realizadas em outra época (2009-2010), acredita-se que essas mesmas interações podem ter ocorrido. Assim, o mecanismo descrito pode ter atuado como fator regulador da comunidade fitoplanctônica, o que sugere controle *top-down*. No entanto, como se trata de um modelo teórico, experimentos mais detalhados de *grazing* são necessários para confirmar essas hipóteses.

Tabela 21 – Correlações de Spearman (r) entre as variáveis abióticas (na horizontal) e as variáveis bióticas (na vertical) no reservatório de Itupararanga (Grupo 1 - Trans) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010. Correlações significativas foram destacadas em verde

	RSFA	Temp	N ²	OD	pH	Alc	CO ₂ t	CO ₂ l	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	SST	SSI	SSO	Turb	CT	CI	CO	NO ₃	NT	PTD	PT
Dfito	0,89	0,14	0,83	0,49	0,70	-0,54	-0,35	0,20	-0,14	-0,60	-0,49	-0,71	0,43	-0,89	-0,61	-0,12	-0,54	-0,94	-0,89	-0,94	-0,71
Ciano	-0,26	-0,43	-0,60	-0,46	-0,84	-0,60	-0,61	-0,49	-0,17	-0,49	0,41	0,77	-0,66	0,26	-0,12	-0,06	-0,26	0,03	-0,09	0,03	0,71
Cloro	0,58	0,90	0,64	-0,13	0,75	0,46	0,06	0,23	0,60	0,23	-0,91	-0,78	0,32	-0,58	0,49	0,59	0,35	-0,29	-0,06	-0,29	-0,49
D	0,14	-0,26	0,03	0,06	-0,17	-0,37	0,15	0,14	-0,37	-0,26	0,41	0,26	-0,43	-0,14	-0,52	-0,06	-0,94	-0,31	-0,43	-0,31	0,14
P	-0,60	-0,77	-0,60	0,17	-0,55	-0,26	0,32	0,31	-0,85	-0,14	0,81	0,66	-0,31	0,60	-0,58	-0,70	-0,37	0,37	0,26	0,37	0,14
T	0,88	0,58	0,94	0,28	0,83	0,03	0,06	0,15	0,36	-0,03	-0,59	-0,82	0,33	-0,88	-0,09	0,43	-0,46	-0,76	-0,70	-0,76	-0,52
S1	-0,43	-0,31	-0,77	-0,67	-0,93	-0,37	-0,41	-0,31	-0,17	-0,31	0,41	0,89	-0,83	0,43	0,06	0,03	-0,14	0,26	0,20	0,26	0,77
SN	0,83	0,03	0,71	0,38	0,44	-0,66	-0,52	-0,20	0,03	-0,60	-0,29	-0,49	0,26	-0,83	-0,52	0,03	-0,66	-0,94	-1,00	-0,94	-0,31
X2	-0,54	0,14	-0,31	-0,09	0,03	0,77	0,84	0,60	-0,14	0,66	0,12	0,09	-0,03	0,54	0,32	-0,06	0,43	0,71	0,83	0,71	-0,14
X1	0,71	0,89	0,49	-0,52	0,41	0,09	-0,15	0,26	0,44	-0,14	-0,81	-0,43	-0,31	-0,71	0,29	0,75	-0,26	-0,54	-0,31	-0,54	-0,20
Y	-0,60	-0,71	-0,60	0,15	-0,55	-0,31	-0,38	-0,37	-0,34	-0,20	0,46	0,49	0,14	0,60	-0,15	-0,64	0,49	0,43	0,31	0,43	0,26
E	0,84	0,46	0,99	0,50	0,94	0,03	0,09	0,20	0,26	-0,03	-0,57	-0,93	0,58	-0,84	-0,19	0,22	-0,32	-0,73	-0,67	-0,73	-0,70
F	-0,89	-0,66	-0,83	0,00	-0,64	0,03	0,12	0,03	-0,51	0,09	0,61	0,66	-0,09	0,89	-0,06	-0,64	0,49	0,77	0,71	0,77	0,26
J	-0,20	-0,71	-0,31	0,23	-0,41	-0,60	0,03	0,26	-0,85	-0,49	0,64	0,49	-0,31	0,20	-0,81	-0,64	-0,71	-0,09	-0,20	-0,09	0,03
K	-0,49	-0,54	-0,71	-0,35	-0,84	-0,37	-0,03	-0,03	-0,51	-0,26	0,70	0,89	-0,77	0,49	-0,29	-0,23	-0,49	0,26	0,14	0,26	0,60
H1	0,66	0,31	0,71	0,23	0,46	-0,09	-0,32	-0,60	0,68	0,03	-0,32	-0,54	0,37	-0,66	0,15	0,49	-0,20	-0,60	-0,71	-0,60	0,03
LO	0,77	0,60	0,77	0,06	0,64	0,09	0,17	0,20	0,34	0,03	-0,46	-0,60	0,03	-0,77	-0,03	0,55	-0,60	-0,66	-0,60	-0,66	-0,31
M	-0,23	-0,61	-0,03	0,62	-0,04	-0,23	-0,31	-0,58	-0,03	-0,03	0,34	-0,03	0,67	0,23	-0,18	-0,53	0,41	0,12	-0,09	0,12	0,03
W2	-0,27	0,03	-0,09	-0,03	-0,09	0,52	0,77	0,09	0,11	0,64	0,46	0,21	-0,27	0,27	0,19	0,28	-0,33	0,33	0,21	0,33	0,33

RSFA: Radiação Solar Fotossinteticamente Ativa; Temp: Temperatura; N²: Frequência de Brunt-Vaisäla; OD: Oxigênio dissolvido; Alc: alcalinidade; CO₂t: Dióxido de carbono total; CO₂l: Dióxido de carbono livre; CO₃²⁻: Carbonato; HCO₃⁻: Bicarbonato; SST: Sólidos suspensos totais; SSI: Sólidos suspensos inorgânicos; SSO: Sólidos suspensos orgânicos; Turb: Turbidez; CT: Carbono total; CI: Carbono inorgânico; CO: Carbono orgânico; NO₃: Nitrato; NT: Nitrogênio total; PTD: Fosfato total dissolvido; PT: Fósforo total; Dfito: Densidade total fitoplanctônica; Ciano: Porcentagem de cianobactérias na comunidade fitoplanctônica; Cloro: Porcentagem de clorófitas na comunidade fitoplanctônica; D, P, T, S1, SN, X2, X1, Y, E, F, J, K, H1, LO, M, W2: códons dos grupos funcionais fitoplanctônicos propostos por Reynolds *et al.* (2002)

Tabela 22 – Correlações de Spearman (r) entre as variáveis abióticas (na horizontal) e as variáveis bióticas (na vertical) no reservatório de Itupararanga (Grupo 2 - Br1, Br3 e Br4) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010. Correlações significativas foram destacadas em verde

Variável	RSFA	Temp	N ²	OD	pH	Alc	CO ₂ t	CO ₂ l	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	SST	SSI	SSO	Turb	CT	CI	CO	NO ₃	NT	PTD	PT
Dfito	0,48	0,67	0,26	0,28	0,66	-0,33	-0,54	-0,45	0,20	-0,19	-0,46	-0,58	-0,17	-0,60	-0,26	-0,29	0,50	-0,43	-0,12	-0,36	-0,31
Ciano	-0,18	-0,17	-0,11	0,40	-0,10	-0,50	-0,52	-0,36	-0,27	-0,34	0,07	0,00	-0,17	0,19	-0,58	-0,46	0,12	-0,37	-0,55	-0,07	0,10
Cloro	0,39	0,60	0,05	0,02	0,48	-0,35	-0,53	-0,31	0,09	-0,26	-0,45	-0,49	-0,11	-0,60	-0,22	-0,28	0,37	-0,35	-0,08	-0,32	-0,22
D	-0,07	0,06	-0,15	-0,31	-0,20	-0,09	0,07	0,32	-0,18	-0,11	0,01	0,19	-0,38	0,12	0,13	0,26	-0,22	0,10	-0,13	-0,02	-0,08
P	-0,31	-0,23	-0,30	-0,20	-0,54	-0,43	-0,16	0,02	-0,42	-0,16	-0,05	0,13	-0,44	0,19	-0,20	-0,17	-0,07	0,28	-0,11	0,27	0,03
T	0,48	0,20	0,11	0,14	0,35	-0,50	-0,57	0,04	-0,25	-0,70	-0,50	-0,62	-0,20	-0,60	-0,30	-0,25	-0,14	-0,68	-0,58	-0,59	-0,27
S1	-0,25	-0,43	-0,20	-0,26	-0,45	0,13	0,33	0,37	-0,24	0,09	0,10	0,15	0,29	0,14	-0,05	0,01	-0,25	0,02	-0,04	0,06	-0,12
SN	-0,04	-0,25	-0,23	0,60	0,08	-0,55	-0,44	-0,08	-0,51	-0,46	-0,16	-0,31	0,05	-0,08	-0,64	-0,49	0,02	-0,51	-0,59	-0,34	0,00
X2	-0,54	-0,49	-0,16	-0,21	-0,36	0,39	0,53	0,34	-0,03	0,30	0,38	0,45	0,39	0,44	0,11	0,10	-0,15	0,11	-0,04	0,24	0,36
X1	0,31	0,66	0,12	0,20	0,53	-0,43	-0,52	-0,34	0,02	-0,25	-0,53	-0,55	-0,17	-0,57	-0,34	-0,40	0,60	-0,34	-0,16	-0,34	-0,33
Y	-0,29	-0,47	0,01	-0,46	-0,47	0,40	0,39	0,15	0,02	0,41	0,46	0,44	0,38	0,47	0,35	0,42	-0,36	0,04	0,16	0,28	0,34
E	-0,19	-0,57	-0,06	0,07	-0,36	0,36	0,47	0,23	-0,02	0,22	0,50	0,49	0,17	0,54	0,27	0,33	-0,46	0,40	0,22	0,31	0,23
F	-0,25	-0,60	-0,22	-0,23	-0,58	0,16	0,24	0,19	-0,13	0,07	0,45	0,47	0,07	0,45	0,12	0,17	-0,51	0,23	0,05	0,37	0,35
J	0,07	0,05	-0,01	0,00	0,07	-0,19	-0,10	-0,10	-0,10	-0,19	-0,14	-0,16	0,04	-0,26	-0,26	-0,39	0,19	-0,06	-0,06	0,04	-0,08
K	0,25	0,38	0,20	-0,19	0,01	-0,48	-0,54	-0,28	0,04	-0,51	-0,27	-0,03	-0,80	-0,18	-0,19	-0,19	0,11	-0,17	-0,44	-0,18	-0,41
H1	0,49	0,30	0,38	0,10	0,37	-0,53	-0,72	-0,44	0,06	-0,50	-0,60	-0,57	-0,36	-0,51	-0,18	-0,28	0,20	-0,44	-0,30	-0,41	-0,28
LO	0,21	-0,13	0,19	-0,22	0,00	0,21	0,21	0,12	0,08	0,04	-0,02	0,00	-0,02	-0,10	0,21	0,22	-0,27	-0,26	-0,08	-0,15	-0,13
M	-0,38	-0,53	-0,38	0,37	-0,44	-0,12	0,02	-0,13	-0,27	0,05	0,29	0,27	-0,08	0,37	-0,44	-0,36	-0,08	-0,02	-0,32	0,25	0,19
W2	-0,03	0,32	0,26	0,20	0,39	0,34	0,27	-0,33	0,39	0,50	0,12	0,05	0,24	0,02	0,15	-0,03	0,60	0,27	0,52	0,31	0,18

RSFA: Radiação Solar Fotossinteticamente Ativa; Temp: Temperatura; N²: Frequência de Brunt-Vaisála; OD: Oxigênio dissolvido; Alc: alcalinidade; CO₂t: Dióxido de carbono total; CO₂l: Dióxido de carbono livre; CO₃²⁻: Carbonato; HCO₃⁻: Bicarbonato; SST: Sólidos suspensos totais; SSI: Sólidos suspensos inorgânicos; SSO: Sólidos suspensos orgânicos; Turb: Turbidez; CT: Carbono total; CI: Carbono inorgânico; CO: Carbono orgânico; NO₃: Nitrato; NT: Nitrogênio total; PTD: Fosfato total dissolvido; PT: Fósforo total; Dfito: Densidade total fitoplanctônica; Ciano: Porcentagem de cianobactérias na comunidade fitoplanctônica; Cloro: Porcentagem de clorófitas na comunidade fitoplanctônica; D, P, T, S1, SN, X2, X1, Y, E, F, J, K, H1, LO, M, W2: códons dos grupos funcionais fitoplanctônicos propostos por Reynolds *et al.* (2002)

Tabela 23 – Correlações de Spearman (r) entre as variáveis abióticas (na horizontal) e as variáveis bióticas (na vertical) no reservatório de Ituparanga (Grupo 3 - Br2, Ec1, Ec2 e Ec3) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010. Correlações significativas foram destacadas em verde

Variável	RSFA	Temp	N ²	OD	pH	Alc	CO ₂ t	CO ₂ l	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	SST	SSI	SSO	Turb	CT	CI	CO	NO ₃	NT	PTD	PT
Dfíto	0,01	0,42	0,35	-0,21	0,75	0,43	0,31	0,15	0,37	0,21	0,15	-0,41	0,48	0,12	0,44	0,41	0,02	-0,10	-0,17	-0,26	-0,38
Ciano	-0,29	-0,74	-0,71	0,74	-0,43	-0,03	-0,18	-0,43	-0,17	0,06	-0,07	-0,24	0,15	0,31	-0,71	-0,41	-0,33	-0,40	-0,41	0,22	0,15
Cloro	0,34	0,83	0,69	-0,83	0,54	0,08	0,10	0,39	0,29	-0,02	-0,04	0,01	-0,14	-0,42	0,75	0,49	0,29	0,35	0,34	-0,35	-0,31
D	0,14	0,48	0,34	-0,27	0,01	-0,28	0,09	0,36	-0,04	-0,29	0,07	0,36	-0,18	-0,40	0,29	0,24	-0,05	0,50	0,19	-0,15	-0,46
P	-0,04	-0,10	-0,03	0,07	-0,25	-0,28	-0,01	0,16	-0,16	-0,15	0,04	0,61	-0,43	-0,16	0,06	-0,02	0,06	0,16	0,14	0,20	0,12
T	0,24	-0,01	0,03	-0,44	0,39	-0,16	-0,26	0,33	-0,11	-0,47	-0,25	-0,41	-0,10	-0,26	0,29	0,57	-0,07	-0,51	-0,42	-0,65	-0,27
S1	-0,35	-0,41	-0,30	0,50	-0,61	-0,11	-0,05	-0,18	-0,26	-0,05	-0,01	0,10	0,05	0,23	-0,56	-0,54	-0,12	0,16	-0,01	0,39	0,17
SN	-0,12	-0,67	-0,66	0,60	-0,19	-0,16	-0,32	-0,38	-0,23	-0,11	-0,17	-0,44	0,14	0,27	-0,59	-0,18	-0,48	-0,61	-0,64	-0,03	0,10
X2	0,01	-0,56	-0,28	0,33	-0,45	-0,13	0,03	0,14	-0,52	-0,07	-0,01	0,38	-0,29	0,13	-0,33	-0,20	0,01	-0,14	0,02	0,42	0,48
X1	0,24	0,87	0,74	-0,76	0,58	0,24	0,20	0,32	0,36	0,06	-0,06	-0,14	0,02	-0,30	0,79	0,47	0,27	0,41	0,34	-0,30	-0,33
Y	0,07	-0,46	-0,48	0,32	-0,62	-0,78	-0,50	-0,11	-0,69	-0,58	-0,14	0,20	-0,34	-0,06	-0,31	-0,10	-0,28	-0,23	-0,34	-0,10	0,07
E	0,35	-0,13	-0,35	0,22	-0,64	-0,28	-0,31	-0,41	-0,23	-0,04	0,08	0,46	-0,29	0,14	-0,40	-0,59	0,13	0,33	0,43	0,34	0,12
F	0,09	-0,28	-0,35	0,22	-0,63	-0,63	-0,28	-0,01	-0,43	-0,45	0,12	0,61	-0,36	-0,14	-0,31	-0,21	-0,04	0,19	0,03	0,17	0,15
J	0,20	0,17	0,04	-0,10	-0,18	-0,38	-0,10	-0,05	-0,15	-0,10	0,18	0,58	-0,37	-0,08	-0,03	-0,19	-0,05	0,24	0,23	0,04	0,01
K	0,24	0,31	0,11	-0,26	-0,24	-0,53	-0,20	0,13	-0,08	-0,40	0,13	0,61	-0,36	-0,45	0,19	0,05	0,13	0,47	0,25	-0,08	-0,19
H1	0,15	0,28	0,13	-0,35	-0,01	-0,21	-0,07	-0,02	-0,05	0,05	0,27	0,47	-0,12	0,02	0,29	-0,07	0,38	0,27	0,44	0,18	0,34
LO	0,22	-0,05	-0,19	0,05	-0,31	-0,59	-0,29	-0,01	-0,31	-0,36	0,11	0,57	-0,36	-0,15	-0,04	-0,01	-0,03	0,16	0,21	0,10	0,09
M	-0,47	-0,49	-0,26	0,59	-0,40	0,28	0,37	-0,10	-0,08	0,42	0,11	0,29	0,01	0,25	-0,54	-0,59	-0,02	-0,07	0,01	0,57	0,34
W2	0,19	0,51	0,33	-0,47	-0,10	-0,17	-0,12	0,05	0,03	-0,16	0,08	0,11	-0,04	-0,06	0,46	0,16	0,27	0,55	0,42	-0,06	0,01

RSFA: Radiação Solar Fotossinteticamente Ativa; Temp: Temperatura; N²: Frequência de Brunt-Vaisála; OD: Oxigênio dissolvido; Alc: alcalinidade; CO₂t: Dióxido de carbono total; CO₂l: Dióxido de carbono livre; CO₃²⁻: Carbonato; HCO₃⁻: Bicarbonato; SST: Sólidos suspensos totais; SSI: Sólidos suspensos inorgânicos; SSO: Sólidos suspensos orgânicos; Turb: Turbidez; CT: Carbono total; CI: Carbono inorgânico; CO: Carbono orgânico; NO₃: Nitrato; NT: Nitrogênio total; PTD: Fosfato total dissolvido; PT: Fósforo total; Dfíto: Densidade total fitoplanctônica; Ciano: Porcentagem de cianobactérias na comunidade fitoplanctônica; Cloro: Porcentagem de clorofíceas na comunidade fitoplanctônica; D, P, T, S1, SN, X2, X1, Y, E, F, J, K, H1, LO, M, W2: códons dos grupos funcionais fitoplanctônicos propostos por Reynolds *et al.* (2002)

6.7.2 Rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim e Sorocaba

A Análise de Variância Multivariada aplicada aos rios sugeriu que os componentes espacial (estações de coleta) e temporal (períodos de amostragem) apresentaram variação significativa do ponto de vista estatístico (Tabela 24, $p < 0,01$). Temporalmente, apenas pH, nitrato, nitrogênio total, clorofila-a e as três variáveis do sedimento não apresentaram variação significativa. Para a construção das matrizes de correlação de Spearman, foram considerados dois grupos, definidos arbitrariamente. No primeiro grupo, foram reunidas as estações de amostragem situadas em rios localizados a montante do reservatório de Itupararanga: rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim e Sorocaba (montante). O segundo grupo incluiu apenas o rio Sorocaba (jusante), situado a jusante do reservatório, após a queda de água para geração de energia, e que, por isso, em função da influência direta do reservatório, apresentou qualidade da água diferente dos demais trechos de sistemas lóticos avaliados.

Na matriz de correlação de Spearman com os dados dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim e Sorocaba (montante), apenas dois coeficientes significativos foram observados e indicaram o comportamento inversamente proporcional entre a densidade fitoplanctônica e as variáveis SSI e turbidez (para ambas, $r = -0,60$). Por outro lado, no rio Sorocaba (jusante), a influência do reservatório se fez notar e foram observadas outras correlações significativas entre as variáveis bióticas e abióticas. A densidade fitoplanctônica foi negativamente afetada pelas concentrações de SST e SSI ($r = -0,66$) e pelos valores de turbidez ($r = -0,71$) e positivamente influenciada pelas concentrações de nitrato ($r = 0,64$). Os códons fitoplanctônicos X1 e Y foram, respectivamente, positivamente ($r = 0,60$) e negativamente ($r = -0,64$) influenciados pela temperatura e positivamente ($r = 0,77$) e negativamente ($r = -0,84$) influenciados pelas concentrações de SST e SSI.

O impacto da construção de reservatórios sobre a qualidade da água do rio a jusante da barragem é amplamente descrito na literatura (Kentzer *et al.*, 2010), inclusive segundo abordagens experimentais (e.g. BARILLIER *et al.*, 1993). Espera-se que a estrutura da comunidade biológica também seja significativamente diferente a montante e a jusante de um reservatório (Camargo *et al.*, 2005), por exemplo em relação a macroinvertebrados bentônicos (Ogbeibu e Oribhabor, 2002; Brandimarte, 2005), peixes (Marciano, 2005) e fitoplâncton (BUNN e ARTHINGTON, 2002). De modo geral, a matriz para o rio Sorocaba (jusante) foi similar à matriz gerada para o Grupo 3 do reservatório de Itupararanga, o que confirma a influência do sistema aquático lêntico sobre a porção do rio a jusante.

Tabela 24 – Análise de Variância Multivariada (MANOVA) para os rios, considerando as diferentes estações (Una, Sorocabaçu, Sorocamirim, Sorocaba-montante e Sorocaba-jusante) e épocas (agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010) de coleta. Diferenças significativas foram destacadas em negrito

Variável	Efeito	
	Estação de coleta	Época de coleta
T	p < 0,01	p < 0,01
OD	p < 0,01	p < 0,01
pH	p < 0,01	p = 0,398
Alcalinidade	p < 0,01	p < 0,01
CO ₂ total	p < 0,01	p < 0,01
CO ₂ livre	p < 0,05	p < 0,01
CO ₃ ²⁻	p < 0,01	p < 0,05
HCO ₃ ⁻	p < 0,01	p < 0,01
SST	p < 0,01	p < 0,01
SSI	p < 0,01	p < 0,01
SSO	p = 0,089	p < 0,01
Turbidez	p < 0,01	p < 0,01
CT	p = 0,197	p < 0,01
CI	p = 0,09	p < 0,01
CO	p = 0,846	p < 0,01
NO ₃	p < 0,01	p = 0,172
NT	p < 0,01	p = 0,545
PTD	p < 0,01	p < 0,01
PT	p < 0,01	p < 0,01
Clorofila-a	p = 0,143	p = 0,552
Feofitina	p = 0,182	p < 0,05
PTsed	p = 0,368	p = 0,272
MOsed	p = 0,100	p = 0,920
NTsed	p < 0,01	p = 0,921
Wilks Lambda	< 0,01	< 0,01
	Conclusão: as estações de coleta foram estatisticamente diferentes	Conclusão: as épocas de coleta foram estatisticamente diferentes

T: Temperatura; OD: Oxigênio dissolvido; CO₃²⁻: Carbonato; HCO₃⁻: Bicarbonato; SST: Sólidos suspensos totais; SSI: Sólidos suspensos inorgânicos; SSO: Sólidos suspensos orgânicos; CT: Carbono total; CI: Carbono inorgânico; CO: Carbono orgânico; NO₃: Nitrato; NT: Nitrogênio total; PTD: Fosfato total dissolvido; PT: Fósforo total; PTsed: Fósforo total no sedimento; MOsed: Matéria orgânica no sedimento; NTsed: Nitrogênio total no sedimento

Tabela 25 – Correlações de Spearman (r) entre as variáveis abióticas (na horizontal) e as variáveis bióticas (na vertical) nos rios Una, Sorocabaçu, Sorocamirim e Sorocaba (montante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010. Correlações significativas foram destacadas em verde

Variável	Temp	OD	pH	Alc	CO ₂ t	CO ₂ l	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	SST	SSI	SSO	Turb	CT	CI	CO	NO ₃	NT	PTD	PT
Dfito	0,23	-0,32	0,32	0,14	0,11	0,33	-0,09	-0,02	-0,52	-0,60	-0,35	-0,60	-0,13	0,17	-0,34	-0,39	-0,26	0,03	0,06
Ciano	0,20	-0,30	0,33	0,31	0,31	0,21	0,14	0,19	-0,16	-0,23	0,03	-0,19	0,14	0,25	0,11	0,14	0,18	0,23	0,35
Cloro	0,22	-0,14	0,04	-0,24	-0,04	0,09	-0,17	-0,19	0,28	0,33	0,22	0,29	0,08	-0,07	0,16	0,20	0,13	0,20	0,05
D	0,14	-0,01	-0,09	-0,04	-0,14	-0,04	-0,03	-0,05	0,06	0,09	0,04	0,09	-0,11	-0,21	0,05	-0,17	-0,31	-0,23	-0,29
P	-0,07	-0,06	0,16	0,19	0,26	0,21	0,08	0,15	0,07	0,02	0,14	-0,01	-0,04	0,01	0,00	0,50	0,60	0,46	0,47
S1	0,11	-0,06	0,36	0,40	0,07	0,04	0,42	0,13	-0,34	-0,39	-0,13	-0,34	-0,01	0,20	-0,14	-0,13	-0,04	-0,02	0,10
SN	0,16	-0,24	0,29	0,41	0,37	0,05	0,29	0,43	-0,20	-0,32	0,05	-0,29	0,16	0,41	0,00	-0,29	-0,12	-0,06	0,13
X2	-0,27	0,12	-0,10	-0,12	-0,02	0,06	-0,13	-0,08	-0,03	-0,04	0,09	-0,13	-0,30	-0,30	-0,20	0,09	0,22	0,23	0,05
X1	0,07	0,01	0,16	-0,43	-0,30	0,01	-0,30	-0,33	-0,04	0,01	-0,18	-0,06	-0,23	-0,12	-0,33	-0,08	-0,02	0,08	-0,04
Y	-0,24	0,34	-0,13	-0,15	-0,24	-0,32	-0,07	-0,02	0,06	0,11	-0,08	0,09	-0,33	-0,30	-0,23	-0,08	-0,07	-0,17	-0,16
E	-0,42	0,38	-0,32	-0,02	-0,15	-0,14	-0,01	0,02	-0,34	-0,36	-0,27	-0,27	-0,48	-0,43	-0,41	-0,32	-0,19	-0,05	-0,04
F	0,30	-0,52	0,17	0,38	0,34	0,10	0,21	0,35	0,00	0,00	0,08	0,01	0,37	0,44	0,25	-0,01	0,02	0,18	0,01
J	-0,29	0,24	0,25	0,02	-0,17	0,08	0,08	-0,16	-0,11	-0,07	-0,10	-0,23	-0,29	-0,13	-0,31	0,32	0,40	0,39	0,23
K	0,38	-0,36	0,06	0,00	0,24	0,25	-0,34	0,02	0,28	0,27	0,20	0,32	0,32	0,20	0,35	0,10	-0,07	-0,03	0,11
LO	0,07	0,03	0,01	-0,13	0,05	0,40	-0,43	-0,27	-0,12	-0,09	-0,23	-0,14	-0,12	-0,14	-0,08	-0,47	-0,51	-0,32	-0,34
M	-0,38	0,25	0,16	0,11	0,17	0,13	0,07	0,12	-0,38	-0,37	-0,33	-0,42	-0,34	-0,19	-0,31	0,42	0,47	0,36	0,30
W2	0,30	-0,37	-0,14	0,19	0,00	-0,42	0,45	0,24	0,21	0,16	0,33	0,32	0,52	0,26	0,46	-0,03	-0,08	0,00	-0,01

Temp: Temperatura; OD: Oxigênio dissolvido; Alc: alcalinidade; CO₂t: Dióxido de carbono total; CO₂l: Dióxido de carbono livre; CO₃²⁻: Carbonato; HCO₃⁻: Bicarbonato; SST: Sólidos suspensos totais; SSI: Sólidos suspensos inorgânicos; SSO: Sólidos suspensos orgânicos; Turb: Turbidez; CT: Carbono total; CI: Carbono inorgânico; CO: Carbono orgânico; NO₃: Nitrato; NT: Nitrogênio total; PTD: Fosfato total dissolvido; PT: Fósforo total; Dfito: Densidade total fitoplanctônica; Ciano: Porcentagem de cianobactérias na comunidade fitoplanctônica; Cloro: Porcentagem de clorófitas na comunidade fitoplanctônica; D, P, S1, SN, X2, X1, Y, E, F, J, K, LO, M, W2: códons dos grupos funcionais fitoplanctônicos propostos por Reynolds *et al.* (2002)

Tabela 26 – Correlações de Spearman (r) entre as variáveis abióticas (na horizontal) e as variáveis bióticas (na vertical) no rio Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010. Correlações significativas foram destacadas em verde

Variável	Temp	OD	pH	Alc	CO ₂ t	CO ₂ l	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	SST	SSI	SSO	Turb	CT	CI	CO	NO ₃	NT	PTD	PT
Dfito	-0,60	-0,60	0,20	-0,94	-0,37	0,26	-0,54	-0,89	-0,66	-0,66	0,37	-0,71	-0,20	-0,03	-0,83	0,64	0,09	-0,83	-0,60
Ciano	-1,00	-0,60	0,66	-0,49	-0,09	-0,03	-0,26	-0,31	-0,94	-0,94	0,37	-0,94	-0,66	-0,43	-0,54	0,55	0,49	-0,09	0,03
Cloro	0,89	0,31	-0,77	0,37	0,14	0,14	0,09	0,31	0,94	0,94	-0,37	0,71	0,77	0,60	0,26	-0,49	-0,49	0,03	0,03
D	0,60	0,20	-0,60	-0,37	-0,49	0,03	0,03	-0,54	0,37	0,37	0,09	0,54	0,60	0,49	0,09	0,12	-0,26	-0,71	-0,60
P	0,09	0,37	0,26	0,14	-0,31	-0,49	0,54	-0,03	-0,14	-0,14	0,26	0,37	-0,26	-0,37	0,60	0,12	0,26	0,14	-0,09
T	-0,30	-0,07	0,03	-0,78	-0,37	0,27	-0,44	-0,85	-0,54	-0,54	0,14	-0,30	-0,03	0,14	-0,37	0,43	0,07	-0,85	-0,51
S1	-0,14	0,26	0,83	0,37	0,43	0,14	-0,09	0,20	-0,09	-0,09	-0,14	-0,09	-0,83	-0,94	-0,03	-0,32	-0,37	0,43	-0,14
SN	-1,00	-0,60	0,66	-0,49	-0,09	-0,03	-0,26	-0,31	-0,94	-0,94	0,37	-0,94	-0,66	-0,43	-0,54	0,55	0,49	-0,09	0,03
X2	0,06	0,15	-0,15	0,15	0,70	0,81	-0,75	0,20	0,23	0,23	-0,73	-0,20	0,15	0,29	-0,41	-0,54	-0,52	0,00	0,23
X1	0,60	0,03	-0,71	0,49	0,14	-0,14	0,31	0,60	0,77	0,77	-0,20	0,49	0,71	0,60	0,31	-0,35	-0,09	0,37	0,43
Y	-0,64	-0,41	0,20	-0,78	-0,64	-0,26	0,00	-0,73	-0,84	-0,84	0,58	-0,49	-0,20	-0,03	-0,23	0,79	0,61	-0,58	-0,29
E	0,03	0,27	0,37	-0,27	0,30	0,78	-0,78	-0,51	-0,03	-0,03	-0,37	-0,14	-0,37	-0,37	-0,54	-0,26	-0,78	-0,51	-0,68
F	0,60	0,14	-0,66	0,37	0,37	0,31	-0,14	0,43	0,77	0,77	-0,49	0,37	0,66	0,60	0,03	-0,52	-0,43	0,14	0,26
J	0,83	0,54	-0,43	0,66	0,54	0,37	-0,09	0,54	0,94	0,94	-0,66	0,66	0,43	0,26	0,26	-0,81	-0,71	0,31	0,14
K	0,46	-0,29	-0,90	-0,29	-0,64	-0,41	0,41	-0,20	0,41	0,41	0,38	0,41	0,90	0,81	0,15	0,35	0,23	-0,41	-0,15
LO	0,03	0,27	0,37	-0,27	0,30	0,78	-0,78	-0,51	-0,03	-0,03	-0,37	-0,14	-0,37	-0,37	-0,54	-0,26	-0,78	-0,51	-0,68
M	-0,12	-0,12	0,61	0,23	-0,06	-0,41	0,41	0,15	-0,06	-0,06	0,38	0,00	-0,61	-0,81	0,09	0,09	0,00	0,41	-0,20
W2	-0,14	0,44	0,54	-0,10	-0,03	0,10	-0,10	-0,34	-0,37	-0,37	-0,03	0,03	-0,54	-0,54	0,14	0,00	-0,10	-0,17	-0,34

Temp: Temperatura; OD: Oxigênio dissolvido; Alc: alcalinidade; CO₂t: Dióxido de carbono total; CO₂l: Dióxido de carbono livre; CO₃²⁻: Carbonato; HCO₃⁻: Bicarbonato; SST: Sólidos suspensos totais; SSI: Sólidos suspensos inorgânicos; SSO: Sólidos suspensos orgânicos; Turb: Turbidez; CT: Carbono total; CI: Carbono inorgânico; CO: Carbono orgânico; NO₃: Nitrato; NT: Nitrogênio total; PTD: Fosfato total dissolvido; PT: Fósforo total; Dfito: Densidade total fitoplanctônica; Ciano: Porcentagem de cianobactérias na comunidade fitoplanctônica; Cloro: Porcentagem de clorófitas na comunidade fitoplanctônica; D, P, T, S1, SN, X2, X1, Y, E, F, J, K, LO, M, W2: códons dos grupos funcionais fitoplanctônicos propostos por Reynolds *et al.* (2002)

6.8 Subsídios ao Manejo Sustentável do Reservatório de Itupararanga

6.8.1 Cargas de Carbono, Fósforo, Nitrogênio e Sólidos

O cálculo das cargas a montante e a jusante do reservatório revelou que Itupararanga atuou, em geral, como exportador de carbono (total, orgânico e inorgânico) (Figura 62). A exportação de carbono foi maior nos meses mais secos, agosto (11,5 t.dia⁻¹) e abril (13,0 t.dia⁻¹). Torres *et al.* (2007) efetuaram balanço de massa de carbono orgânico particulado (COP) no reservatório da Pampulha (MG) e também reportaram exportação dessa forma de carbono. A respeito da origem do carbono exportado, os autores indicaram a produção primária do fitoplâncton e das macrófitas aquáticas, além do aporte de carbono alóctone ao sistema aquático pelo escoamento superficial.

A exportação de nitrogênio total (39-1.101 kg.dia⁻¹) na maioria dos períodos de amostragem no reservatório de Itupararanga não coincide com o que foi descrito para outros ambientes aquáticos. Nos reservatórios Paraitinga e Biritiba (SP), Cope *et al.* (2011) relataram armazenamento de nitrogênio total entre os anos de 2005 e 2006, em especial no período de estiagem. Tomaszek e Koszelnik (2003) também observaram retenção de nitrogênio em dois reservatórios na Polônia, com médias entre 979 kg.dia⁻¹ e 2.860 kg.dia⁻¹, e destacaram os seguintes mecanismos que teriam contribuído para esse processo: desnitrificação, sedimentação e assimilação pelos organismos aquáticos. Embora porcentagens significativamente diferentes de retenção de nitrato sejam descritas na literatura (Okereke *et al.* 1988, Jossette *et al.* 1999, David *et al.* 2006, Schoch *et al.* 2009), dentre todos o processos, a desnitrificação tem sido considerada como a rota principal de perda de nitrato em ambientes lênticos (HARRISON *et al.*, 2009). No caso do reservatório de Itupararanga, uma hipótese para a exportação de nitrogênio pelo sistema aquático é a fixação de nitrogênio na barragem, pela presença significativa de cianobactérias em algumas épocas do ano, o que pode ter contribuído para maiores concentrações desse nutriente a jusante.

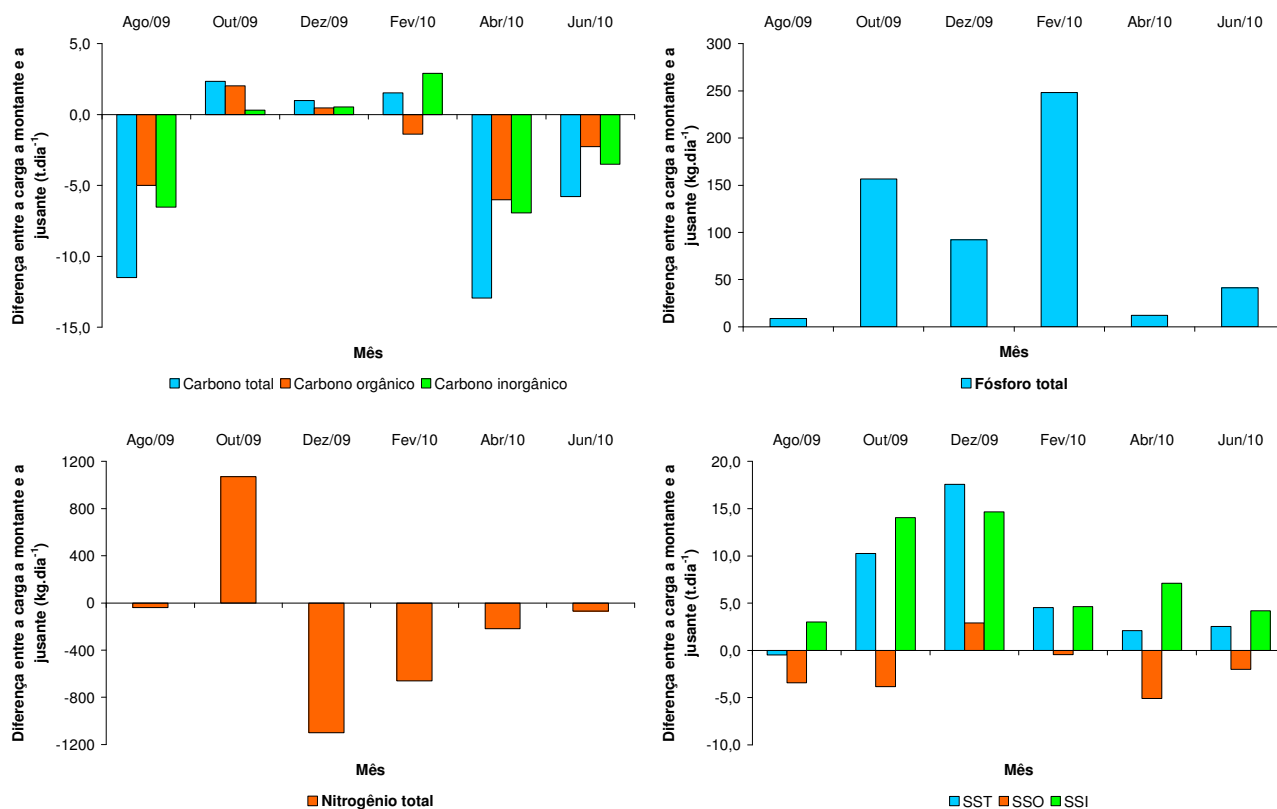


Figura 62 – Diferença entre as cargas de carbono total, orgânico e inorgânico (t.dia⁻¹), fósforo total (kg.dia⁻¹), nitrogênio total (kg.dia⁻¹), sólidos suspensos totais, orgânicos e inorgânicos (t.dia⁻¹) a montante e a jusante do reservatório de Itupararanga. Diferenças positivas indicam retenção (carga a jusante menor que carga a montante) e diferenças negativas indicam exportação (carga a jusante maior que carga a montante)

O reservatório de Itupararanga reteve fósforo total (9-248 kg.dia⁻¹) em todas as coletas, principalmente nos períodos mais chuvosos. No reservatório da Pampulha (MG), houve retenção de mais de 80% do fósforo total afluente (TORRES *et al.*, 2007). As fontes principais de fósforo a reservatórios podem ser de origem pontual (efluentes) ou difusa (escoamento superficial agrícola ou urbano), cujas particularidades foram detalhadamente discutidas por Withers e Jarvie (2008). Em muitos casos, a importância relativa das fontes pontuais é maior, como verificado por Némery e Garnier (2007) em uma bacia hidrográfica na França. Secchin (2012) estimou a produção de cargas difusas (agricultura) na área de drenagem do reservatório de Itupararanga em 1,4 t.ano⁻¹ (~3,8 kg.dia⁻¹) de fósforo e 9,1 t.ano⁻¹ (~24,9 kg.dia⁻¹) de nitrogênio. Como o aporte de fósforo e nitrogênio pelos rios formadores esteve entre 47-326 kg.dia⁻¹ e 435-2.080 kg.dia⁻¹, respectivamente (Tabela 27), a importância das fontes difusas foi comparativamente pequena. Em termos percentuais, com base nas cargas médias dos nutrientes no rio Sorocaba (montante) (Tabela 27) e nas cargas difusas estimadas por Secchin (*op. cit.*), e ignorando-se a contribuição de outros tributários nos braços do reservatório, as cargas difusas de fósforo e nitrogênio representam, respectivamente, apenas cerca de 2,5% e 2,0% da carga total afluente ao reservatório pelos rios formadores.

Tabela 27 – Cargas de carbono total (t.dia⁻¹), fósforo total (kg.dia⁻¹) e nitrogênio total (kg.dia⁻¹) veiculadas pelo rio Sorocaba (montante) e sua vazão medida nas coletas de agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010

Mês de coleta	Carbono total (t.dia⁻¹)	Fósforo total (kg.dia⁻¹)	Nitrogênio total (kg.dia⁻¹)	Vazão (m³.s⁻¹)
Agosto de 2009	3	64	681	6,4
Outubro de 2009	18	194	1.902	20,3
Dezembro de 2009	25	162	1.346	21,3
Fevereiro de 2010	30	326	2.080	28,0
Abril de 2010	10	47	957	12,7
Junho de 2010	5	78	435	6,4
<i>Média</i>	<i>15</i>	<i>145</i>	<i>1.234</i>	<i>15,9</i>

Em geral, o reservatório de Itupararanga reteve SST (2,1-17,6 t.dia⁻¹) e SSI (3,0-14,7 t.dia⁻¹) e exportou SSO (0,5-5,1 t.dia⁻¹) (Figura 62). Na coleta de dezembro, exclusivamente, na qual o tempo de detenção hidráulico foi o menor entre todas as amostragens (3 meses, Figura 8), houve retenção de SSO (2,9 t.dia⁻¹). Em duas lagoas laterais ao rio Paranapanema (SP), as médias anuais de sedimento depositado variaram de 3,12 t.dia⁻¹ a 28,38 t.dia⁻¹ (HENRY, 2009). O aporte de material em suspensão aos reservatórios, vinculado principalmente à influência dos tributários e ao escoamento superficial da bacia de drenagem, pode contribuir para o assoreamento e para a degradação da qualidade da água, como destacaram Krasa *et al.* (2005). López-Tarazón *et al.* (2009) estimaram uma carga de 550.000 t de sedimentos a um reservatório na Península Ibérica em um período de 3 anos, o que representa, segundo os pesquisadores, 0,4% do volume total original do sistema aquático. Utilizando a carga média de SST afluente ao reservatório de Itupararanga nas seis coletas efetuadas, 14,5 t.dia⁻¹, a massa total de SST em um ano seria de 5.289 t. Assumindo uma densidade de 1,52 g.cm⁻³ de sedimento seco (Mamede, 2008), essa massa ocuparia um volume de 3.480 m³, que é desprezível em relação ao volume útil do reservatório (249,58 10⁶m³).

Os reservatórios não apenas acumulam os sólidos suspensos, mas também modificam sua composição química (KLAVER *et al.*, 2007). No caso do reservatório de Itupararanga, a diferença das cargas das formas orgânicas e inorgânicas de material em suspensão a montante e a jusante sugeriu que o reservatório promoveu a transformação de SSI (por exemplo, nutrientes inorgânicos) em SSO (fitoplâncton e outros organismos) e atuou como sumidouro e fonte dessas frações de sólidos, respectivamente. Mecanismo semelhante foi descrito por Jones e Knowlton (2005) em reservatórios norte-americanos. Segundo os pesquisadores, os sólidos orgânicos estiveram diretamente correlacionados com o estado trófico dos sistemas aquáticos, incluindo biomassa algal e concentrações de nutrientes, e com as formas de uso e ocupação do solo nas respectivas bacias de drenagem.

6.8.2 Curvas de Permanência de Qualidade da Água e Compatibilidade com o Enquadramento Legal do Reservatório

A qualidade da água das estações de amostragem no eixo central foi melhor que a dos braços do reservatório, de acordo com o que foi sugerido pelas curvas de permanência de fósforo total, clorofila-a e oxigênio dissolvido (Figura 63). Tais curvas ilustraram, mais uma vez, a maior vulnerabilidade dos braços à degradação da qualidade da água pela influência dos tributários que neles deságuam.

Para ilustrar como proceder a análise das curvas, são apresentados alguns exemplos a seguir. A probabilidade de excedência de $45 \mu\text{g.L}^{-1}$ de fósforo total no eixo central do reservatório foi de aproximadamente 24% e, nos braços, a mesma probabilidade atingiu 51%. As respectivas probabilidades associadas ao risco excedência de $20 \mu\text{g.L}^{-1}$ foram de 74% e 99%. O oxigênio dissolvido não excedeu 7mg.L^{-1} em 49% do tempo no eixo central e em 56% do tempo nos braços. Cunha e Calijuri (2010) efetuaram análise semelhante em um rio localizado no Vale do Ribeira de Iguape (SP) e concluíram que a confecção de curvas de probabilidade é uma ferramenta importante para organizar os dados brutos gerados em programas de monitoramento e, assim, orientar o gerenciamento integrado dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica.

A análise da compatibilidade do reservatório com o seu enquadramento legal (Classe 2), com base nos limites superiores para fósforo total ($30 \mu\text{g.L}^{-1}$) e clorofila-a ($30 \mu\text{g.L}^{-1}$) e inferiores para oxigênio dissolvido (5mg.L^{-1}), sugeriu que os resultados do monitoramento nas seis coletas estiveram desconformes com a classe do sistema aquático em 62%, 9% e 23% dos casos, respectivamente. Conforme discutido anteriormente, o papel dos rios formadores para o aporte de fósforo ao reservatório foi relativamente mais importante que a contribuição de cargas difusas. Assim, para reduzir a disponibilidade desse nutriente na coluna de água, o foco deve ser a diminuição de suas concentrações nos rios Una, Sorocabaçu e Sorocamirim, o que deve principiar pelo aumento da cobertura de tratamento de esgotos domésticos. Essa recomendação não é tão simples quanto parece porque o Brasil ainda enfrenta problemas significativos oriundos do déficit de esgotamento sanitário, incluindo defasagem tecnológica, falta de investimentos na construção de novas ETEs e na otimização/monitoramento das já existentes.

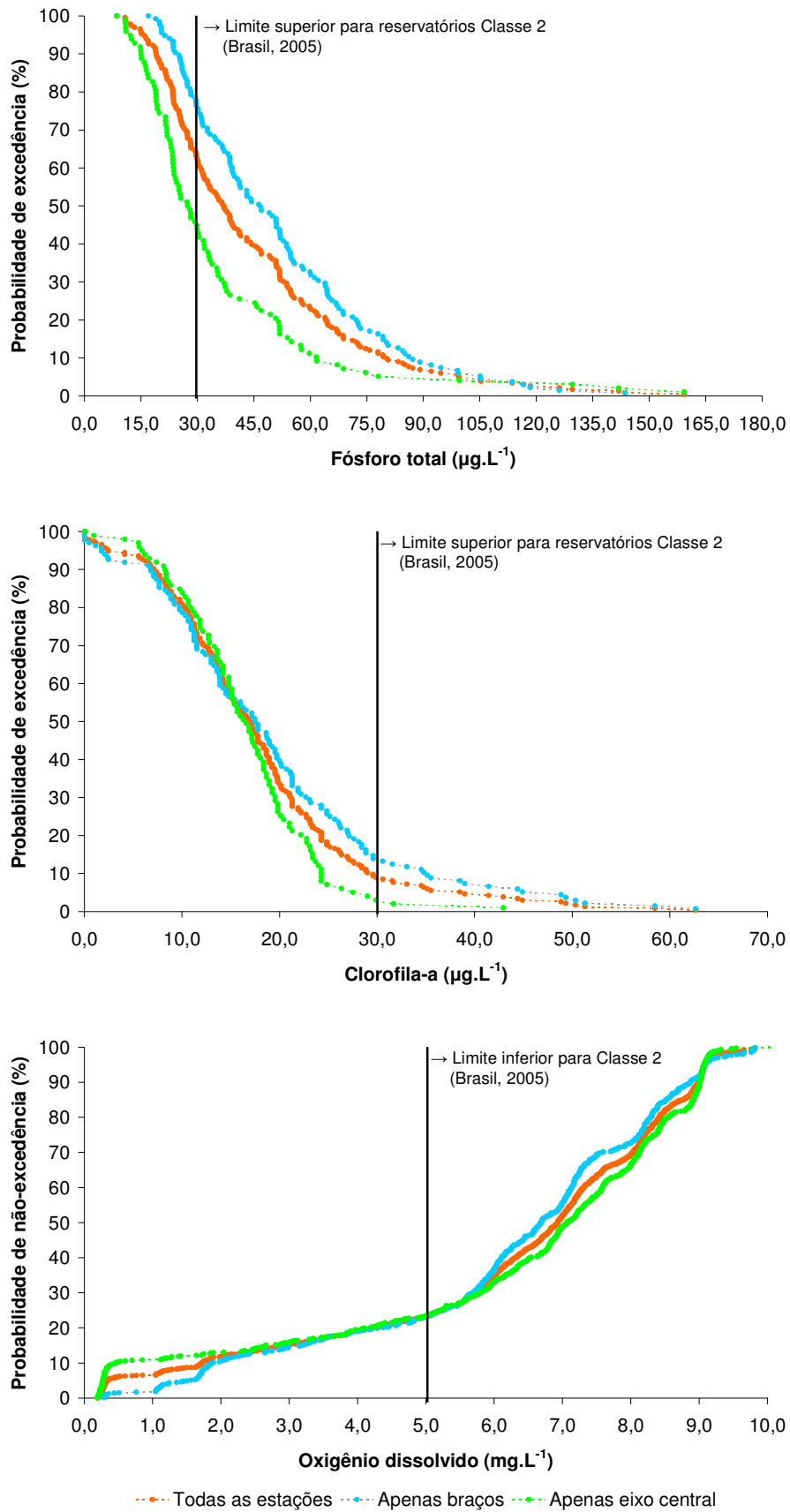


Figura 63 – Curvas de probabilidade de excedência ou não excedência (no caso do oxigênio dissolvido) das concentrações de fósforo total (N total = 235), clorofila-a (N total = 235) e oxigênio dissolvido (N total = 1.366) no reservatório de Itapararanga e separadamente nas estações de amostragem nos braços e no eixo central

Modelos probabilísticos podem ser úteis para a análise da frequência de violação de padrões ambientais (ZHANG e ARHONDITSIS, 2008). A probabilidade de excedência de diferentes níveis de clorofila-a pode ser utilizada para avaliar a vulnerabilidade de um sistema aquático à eutrofização artificial, como sugerido para o lago Washington, nos Estados Unidos (ARHONDITSIS *et al.*, 2007). Similarmente, a curva de probabilidade de clorofila-a no reservatório de Itupararanga pode subsidiar ações de manejo do manancial para melhorar sua qualidade ambiental.

6.8.3 Concentrações Basais de Nutrientes na Água de Ambientes Aquáticos Subtropicais

Como forma de avaliar o nível de enriquecimento do reservatório de Itupararanga e de seus rios formadores em um contexto regional, as concentrações de fósforo e nitrogênio totais observadas nesses corpos de água foram comparadas com as concentrações basais calculadas para rios e reservatórios de diferentes UGRHIs do estado de São Paulo, conforme descrito no item 5.3.4.

As concentrações basais de fósforo total nos 17 reservatórios analisados resultaram em $15 \mu\text{g.L}^{-1}$ pelo método do BPJ (“Melhor Julgamento Profissional”) e em $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ pelo método TR (da Triseção) (Tabela 28). As respectivas concentrações de nitrogênio total pelas duas técnicas foram $500 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $350 \mu\text{g.L}^{-1}$. Esses valores estão, em geral, dentro das faixas de concentrações de referência estabelecidas para sistemas lênticos no estado de São Paulo (Lamparelli, 2004), na Europa (PT: $4\text{-}19 \mu\text{g.L}^{-1}$), América do Norte (PT: $19\text{-}86 \mu\text{g.L}^{-1}$; NT: $201\text{-}900 \mu\text{g.L}^{-1}$) e Ásia (PT: $10 \mu\text{g.L}^{-1}$; NT: $175\text{-}210 \mu\text{g.L}^{-1}$). As faixas relativamente amplas de variação das concentrações basais determinadas na Europa e na América do Norte se explicam pelo fato de terem sido calculadas concentrações de referência para diferentes ecorregiões em cada território.

Embora não haja consenso sobre o melhor método para estimar as concentrações basais (Dodds e Oakes, 2004; Soranno *et al.*, 2011), houve convergência entre as concentrações calculadas na presente pesquisa pelos métodos BPJ e TR. O estabelecimento de tais critérios de nutrientes é necessário para evitar os danos aos ecossistemas, aos usos da água, à saúde humana e à biodiversidade oriundos da eutrofização artificial (DODDS e WELCH, 2000; PALMSTROM, 2005). As concentrações basais aqui estabelecidas sugerem que eventuais limites ou metas para PT e NT em reservatórios subtropicais fixados abaixo de $15 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $500 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente, provavelmente não seriam obtíveis. Estudos recentes apresentaram concentrações de fósforo que indicariam *thresholds*, isto é, concentrações críticas acima das quais são esperadas respostas não-lineares das comunidades biológicas, com possíveis mudanças nos pontos de controle dos processos ecossistêmicos (HILDERBRAND *et al.*, 2010).

Embora o estudo tenha sido desenvolvido em lagos norte-americanos, Soranno *et al.* (2008) admitiram $18 \mu\text{g.L}^{-1}$ como concentração crítica de fósforo total para o fitoplâncton.

Levando-se em consideração as concentrações de nutrientes observadas no reservatório de Itupararanga, o sistema aquático esteve, em média, no período das coletas, entre 3,0-4,5 vezes mais enriquecido que o natural para o fósforo total e entre 1,3-1,9 vezes para o nitrogênio total. A situação foi mais crítica quando foram considerados apenas os dados relativos aos braços do reservatório (Tabela 28), nos quais a disponibilidade de nutrientes foi ainda maior (médias: PT – $51 \mu\text{g.L}^{-1}$; NT – $710 \mu\text{g.L}^{-1}$). Como um orientador para ações de manejo do reservatório, para que o sistema retornasse à condição de *background*, seria necessária uma redução de cerca de 5 e 2 vezes nas concentrações médias de fósforo e nitrogênio na água, respectivamente.

Nos rios, as concentrações basais de fósforo e nitrogênio totais calculadas por meio dos dados secundários foram, respectivamente, $40 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $340 \mu\text{g.L}^{-1}$ (método BPJ) e $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $310 \mu\text{g.L}^{-1}$ (método TR), o que indicou, assim como para os reservatórios, concordância entre os diferentes métodos (Tabela 29). Essas concentrações também foram, em geral, englobadas por faixas de referência estabelecidas para rios brasileiros (PT: 30-34 $\mu\text{g.L}^{-1}$; NT: 570-640 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e norte-americanos (PT: 10-130 $\mu\text{g.L}^{-1}$; NT: 44-2.200 $\mu\text{g.L}^{-1}$).

A eutrofização de rios foi por certo tempo relegada a segundo plano porque se acreditava que, por serem sistemas frequentemente saturados por nutrientes, com significativa turbulência e menor disponibilidade de luz, o crescimento fitoplanctônico seria consistentemente restrito e limitado. No entanto, estudos recentes têm demonstrado que o desenvolvimento do fitoplâncton em ambientes lóticos também pode ser influenciado pela disponibilidade de fósforo e nitrogênio totais, além da limitação pela luz e pelo reduzido tempo de residência da água (DODDS *et al.*, 2002; CHÉTELAT *et al.*, 2006; JOHNSON *et al.*, 2009). O estabelecimento de concentrações basais e de critérios de nutrientes é, portanto, igualmente importante em rios, córregos, riachos, lagos e reservatórios.

Assim como para os reservatórios, concentrações críticas (*thresholds*) também foram definidas para rios. Em sistemas temperados, há evidências de que as concentrações de nutrientes devem ser reduzidas para 10-30 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (PT) e 40 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (NT) para controlar a clorofila bentônica (DODDS *et al.*, 2002; STEVENSON *et al.*, 2008) e para 9-70 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (TP) e 400 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (NT) com vistas à manutenção da integridade biótica em relação a macroinvertebrados bentônicos e diatomáceas (SMITH e TRAN, 2010). Cunha *et al.* (2011a) discutiram a integração entre os *thresholds* estabelecidos para rios temperados e as concentrações basais determinadas para rios subtropicais sob o enfoque de gerenciamento de nutrientes em corpos de água. Planos de manejo ambiental que não permitam atingir concentrações abaixo dos *thresholds* podem ser ineficazes no controle das concentrações de clorofila e da biomassa de algas e cianobactérias (DODDS, 2007).

Dentre os cinco trechos de rios analisados na presente pesquisa, a condição de maior enriquecimento foi observada no rio Una (médias de 163 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 1.359 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de fósforo e nitrogênio totais, respectivamente). O rio Sorocaba (jusante) foi o que mais se aproximou das condições de referência para PT e NT, embora as concentrações médias observadas tenham sido até 1,6 e 2,3 vezes superiores, respectivamente (Tabela 29).

Tabela 28 – Concentrações basais de fósforo e nitrogênio totais ($\mu\text{g.L}^{-1}$) em reservatórios subtropicais do estado de São Paulo e em reservatórios dos Estados Unidos e Europa, resultantes de cálculos com diferentes métodos, e comparação com as concentrações observadas nas seis coletas no reservatório de Itupararanga

Concentrações	Método/Valor	Fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Nitrogênio total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Basais em reservatórios subtropicais do estado de São Paulo ¹	BPJ*	15	500
	TR**	10	350
Observadas no eixo central do reservatório de Itupararanga ²	[Méd (Mín-Máx)]***	35 (9-159)	613 (320-2.610)
Observadas nos braços do reservatório de Itupararanga ²	[Méd (Mín-Máx)]***	51 (17-144)	710 (360-1.800)
Observadas em todas as estações de amostragem no reservatório de Itupararanga ²	[Méd (Mín-Máx)]***	45 (9-159)	669 (320-2.610)
Basais em reservatórios dos Estados Unidos ³	BPJ*	23	625
	TR**	19-44	201-695
Basais em reservatórios dos Estados Unidos ⁴	BPJ*	26-86	476-900
Basais em reservatórios da Europa ⁵	BPJ*	4-19	-
Basais em reservatórios da Finlândia ⁶	BPJ*	10	-
Basais em reservatórios da China ⁷	BPJ*	10	175
	TR**	10	210
Basais em reservatórios de São Paulo, Brasil ⁸	BPJ*	30	840
	Percentil 25%	15	810

¹Determinadas pela presente pesquisa; ²Concentrações observadas nas seis coletas efetuadas no reservatório de Itupararanga, em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010; ³Determinadas por Dodds *et al.* (2006); ⁴Determinadas por Justus (2010); ⁵Determinadas por Cardoso *et al.* (2007); ⁶Determinadas por Crouzet *et al.* (1999); ⁷Determinadas por Huo *et al.* (2012); ⁸Determinadas por Lamparelli (2004); *Método do “Melhor Julgamento Profissional” (em inglês, *Best Professional Judgment Method*); **Método da “Triseção” (em inglês, *Trisection Method*); ***Méd – valor médio, Mín – valor mínimo, Máx – valor máximo)

Tabela 29 – Concentrações basais de fósforo e nitrogênio totais ($\mu\text{g.L}^{-1}$) em rios subtropicais do estado de São Paulo e em rios dos Estados Unidos, resultantes de cálculos com diferentes métodos, e comparação com as concentrações observadas nas seis coletas nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante)

Concentrações	Método/Valor	Fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Nitrogênio total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Basais em rios subtropicais do estado de São Paulo ¹	BPJ*	40	340
	TR**	30	310
Observadas no rio Una ²	[Méd (Mín-Máx)]***	163 (148-212)	1.359 (1.256-1.602)
Observadas no rio Sorocabuçu ²	[Méd (Mín-Máx)]***	94 (43-142)	991 (630-1.235)
Observadas no rio Sorocamirim ²	[Méd (Mín-Máx)]***	81 (34-115)	1.010 (780-1.220)
Observadas no rio Sorocaba (montante) ²	[Méd (Mín-Máx)]***	106 (43-141)	926 (730-1.231)
Observadas no rio Sorocaba (jusante) ²	[Méd (Mín-Máx)]***	49 (36-69)	725 (470-1.101)
Basais em rios de 14 ecoregiões dos Estados Unidos ³	Percentil 25%	10-130	120-2.200
Basais em rios temperados dos Estados Unidos ⁴	BPJ*	13-60	44-561
Basais em reservatórios de São Paulo, Brasil ⁵	BPJ*	34	640
	Percentil 25%	30	570

¹Determinadas pela presente pesquisa; ²Concentrações observadas nas seis coletas efetuadas nos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sorocaba (montante) e Sorocaba (jusante) em agosto, outubro e dezembro de 2009 e fevereiro, abril e junho de 2010; ³Valores do percentil ¼ (25%) sugeridos por USEPA (2001); ⁴Determinadas por Smith *et al.* (2003); ⁵Determinadas por Lamparelli (2004); *Método do “Melhor Julgamento Profissional” (em inglês, *Best Professional Judgment Method*); **Método da “Triseção” (em inglês, *Trisection Method*); ***Méd – valor médio, Mín – valor mínimo, Máx – valor máximo)

6.8.4 Novo Índice de Estado Trófico para Reservatórios Subtropicais (IET_{rs})

Outro subsídio para o gerenciamento recursos hídricos foi a proposta do Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais (IET_{rs}) e o cálculo deste índice para as diferentes estações de amostragem no reservatório de Itupararanga. Os procedimentos para o desenvolvimento desse índice e a forma de análise dos dados foram descritos no item 5.3.5.

As médias geométricas anuais dos dados dos 18 reservatórios subtropicais cujos dados foram utilizados para construção do IET_{rs} variaram entre 6,9-124,5 µg.L⁻¹ para o fósforo total, 0,7-40,6 µg.L⁻¹ para a clorofila-a e 0,5-2,4 m para a profundidade de desaparecimento do Disco de Secchi (Tabela 30). O conjunto de dados refletiu amplo espectro de condições ambientais, desde ambientes mais produtivos (por exemplo, reservatórios Barra Bonita, Billings e Cascata) até sistemas aquáticos menos enriquecidos (por exemplo, reservatórios Jurumirim, Santa Branca e Três Irmãos).

Tabela 30 – Médias geométricas anuais, mínimos e máximos das concentrações de fósforo total e clorofila-a (µg.L⁻¹) e dos valores de desaparecimento do Disco de Secchi (m) nos reservatórios subtropicais analisados. Para cada caso, é apresentado o número de dados disponíveis (N)

Reservatório	Fósforo total (µg.L ⁻¹)				Clorofila-a (µg.L ⁻¹)				Disco de Secchi (m)			
	Mgeo	Mín	Máx	N	Mgeo	Mín	Máx	N	Mgeo	Mín	Máx	N
Arrependido	19,3	10,0	90,0	14	4,0	1,6	14,7	14	-	-	-	-
Barra Bonita	124,5	10,0	3.210	98	24,5	1,3	1.804	98	1,3	0,6	2,7	28
Billings	44,8	10,0	210,0	115	40,6	6,9	210,5	96	0,9	0,3	1,7	80
Capivari-Monos	21,4	10,0	100,0	47	2,0	0,5	4,0	23	-	-	-	-
Cascata	58,1	10,0	180,0	26	39,7	3,3	141,9	25	-	-	-	-
Graças	29,1	10,0	720,0	48	5,6	2,4	11,4	48	-	-	-	-
Guarapiranga	69,7	10,0	3.250	78	16,5	0,3	120,0	77	1,0	0,4	2,0	25
Itupararanga	18,8	10,0	130,0	95	4,4	0,4	22,8	92	-	-	-	-
Jaguari	11,3	5,0	50,0	48	2,8	< 0,1	71,3	47	2,4	1,0	3,8	15
Juqueri	20,7	10,0	200,0	48	2,8	0,3	14,4	30	-	-	-	-
Jurumirim	15,6	10,0	70,0	35	0,65	< 0,1	3,0	35	-	-	-	-
Rio Grande	36,6	10,0	150,0	30	11,5	2,3	27,5	29	-	-	-	-
Rio Jundiáí	35,9	10,0	190,0	48	16,2	5,9	54,4	48	1,3	1,3	1,3	1
Rio Preto	48,0	5,0	126,0	48	4,6	< 0,1	43,3	48	0,5	0,1	0,8	12
Santa Branca	6,9	5,0	20,0	36	0,8	< 0,1	9,3	35	2,4	1,0	3,8	23
Taiáçupeba	30,9	10,0	150,0	33	3,8	< 0,1	37,4	36	1,0	0,5	1,7	20
Tanque Grande	21,6	10,0	380,0	48	1,4	< 0,1	3,8	31	-	-	-	-
Três Irmãos	14,8	9,0	52,0	36	1,0	< 0,1	5,0	36	-	-	-	-

Mgeo – média geométrica anual; Mín – concentração ou valor mínimo, Máx – concentração ou valor máximo

Limites superiores para fósforo total e clorofila-a foram definidos para as classes ultraoligotrófica, oligotrófica, mesotrófica, eutrófica e supereutrófica (Tabela 31). É importante salientar que esses limites devem ser observados quando se consideram médias geométricas anuais para cada variável, e não dados pontuais de monitoramento. O percentil 50% das médias geométricas anuais de clorofila-a dos reservatórios Billings e Barra Bonita, reconhecidos como os mais deteriorados em todo o conjunto de dados, resultou em $30,7 \mu\text{g.L}^{-1}$, concentração que poderia ser admitida, se conveniente, como o limite inferior de uma sexta classe trófica, correspondente à hipereutrofia.

Salas e Martino (1991) propuseram um modelo simplificado para descrever as concentrações de fósforo total em lagos tropicais, além de uma classificação de estado trófico. Os limites superiores de fósforo total propostos por esses autores, que também se referem a médias geométricas, foram $21,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ (classe oligotrófica), $39,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ (mesotrófica) e $118,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ (eutrófica). Os limites apresentados pela presente pesquisa resultaram semelhantes para as classes oligotrófica ($23,8 \mu\text{g.L}^{-1}$) e mesotrófica ($36,7 \mu\text{g.L}^{-1}$), embora mais restritivos para a classe eutrófica ($63,7 \mu\text{g.L}^{-1}$).

Correlações significativas foram encontradas entre fósforo total e clorofila-a (Figura 64, Equação 20, $p < 0,01$) e entre clorofila-a e Disco de Secchi (Figura 65, Equação 21, $p < 0,01$). Essas equações foram utilizadas para definir o novo IET_{rs} , Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais, cujas expressões para cálculo são apresentadas pelas Equações 22, 23 e 24. Os valores do IET_{rs} associados com as diferentes categorias de grau de trofia foram (Tabela 31): $\text{IET}_{rs} \leq 51,1$ (ultraoligotrófica); $51,2 < \text{IET}_{rs} < 53,1$ (oligotrófica); $53,2 < \text{IET}_{rs} < 55,7$ (mesotrófica); $55,8 < \text{IET}_{rs} < 58,1$ (eutrófica); e $\text{IET}_{rs} \geq 58,2$ (supereutrófica).

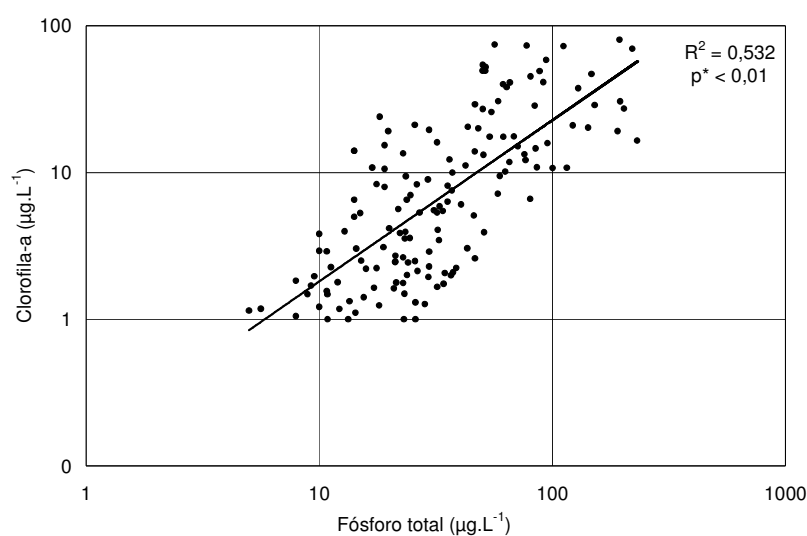


Figura 64 – Correlação entre as médias geométricas anuais das concentrações de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos 18 reservatórios subtropicais analisados

$$\ln Cla = 1,1002 \ln TP + 1,94072 \quad (20)$$

Cla: clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$); TP: fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

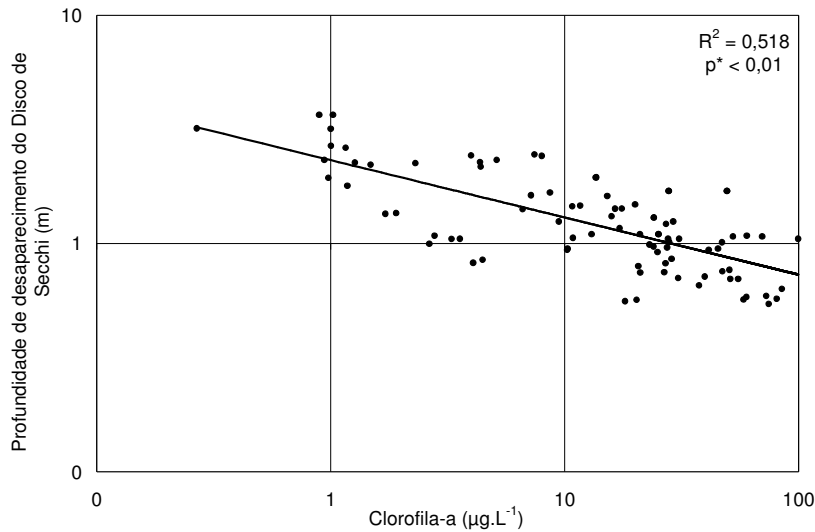


Figura 65 – Correlação entre as médias geométricas anuais das concentrações de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e das profundidades de desaparecimento do Disco de Secchi (m) nos 18 reservatórios subtropicais analisados

$$\ln DS = -0,2512 \ln Cla + 0,842257 \quad (21)$$

DS: profundidade de desaparecimento do Disco de Secchi (m); Cla: clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

$$IET_{rs} = \frac{IET(PT) + IET(Cla)}{2} \quad (22)$$

$$IET(PT)_{rs} = 10 \left[6 - \left(\frac{-0,27637 \ln PT + 1,329766}{\ln 2} \right) \right] \quad (23)$$

$$IET(Cla)_{rs} = 10 \left[6 - \left(\frac{-0,2512 \ln Chl a + 0,842257}{\ln 2} \right) \right] \quad (24)$$

IET_{rs} : Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais; $IET(PT)$: Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais em relação ao fósforo total; $IET(Cla)$: Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais em relação à clorofila-a; PT: média geométrica anual das concentrações de fósforo total no reservatório ($\mu\text{g.L}^{-1}$); Cla: média geométrica anual das concentrações de clorofila-a no reservatório ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

As probabilidades de excedência de concentrações fixas de fósforo total e clorofila-a em cada uma das cinco classes tróficas também são apresentadas na Tabela 31. Na categoria eutrófica, há riscos de incompatibilidade com a Resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005). As probabilidades de excedência de $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ de fósforo total e de $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ de clorofila-a, limites referentes à Classe 2, são de 86% e 24%, respectivamente. As respectivas porcentagens para a classe supereutrófica são de 99% e 63%.

Tabela 31 – Cinco classes de estado trófico propostas pela presente pesquisa, incluindo médias geométricas anuais de clorofila-a e fósforo total que definem seus limites superiores e inferiores, os respectivos valores do IET_{rs} (Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais) e as probabilidades de ocorrência de episódios individuais de excedência de 10 µg.L⁻¹, 30 µg.L⁻¹ e 50 µg.L⁻¹ de clorofila-a e 30 µg.L⁻¹ e 50 µg.L⁻¹ de fósforo total ao longo do ano

Classe de estado trófico	Média geométrica anual de Cla (µg.L ⁻¹)	Probabilidade de ocorrência de episódios individuais ao longo do ano			Média geométrica anual de fósforo total (µg.L ⁻¹)	Probabilidade de ocorrência de episódios individuais ao longo do ano		IET _{rs}
		Cla ≥ 10 µg.L ⁻¹	Cla ≥ 30 µg.L ⁻¹	Cla ≥ 50 µg.L ⁻¹		PT ≥ 30 µg.L ⁻¹	PT ≥ 50 µg.L ⁻¹	
Ultraoligotrófica	≤ 2,0	< 1%	< 1%	< 1%	≤ 15,9	17%	8%	≤ 51,1
Oligotrófica	2,1 – 3,9	8%	5%	2%	16,0 – 23,8	37%	17%	51,2 – 53,1
Mesotrófica	4,0 – 10,0	9%	4%	< 1%	23,9 – 36,7	68%	30%	53,2 – 55,7
Eutrófica	10,1 – 20,2	45%	24%	9%	36,8 – 63,7	86%	54%	55,8 – 58,1
Supereutrófica	≥ 20,3	76%	63%	34%	≥ 63,8	99%	88%	≥ 58,2

Cla: clorofila-a; PT: fósforo total

Os índices de estado trófico podem oferecer suporte à otimização de programas de monitoramento. Galvez-Cloutier e Sanchez (2007), por exemplo, avaliaram o grau de enriquecimento de 154 lagos no Canadá por meio do IET proposto por Carlson (1977) e identificaram, assim, 22 cursos de água em situação mais crítica e que requerem medidas de controle de nutrientes mais efetivas. Yang *et al.* (2012), em estudo em reservatórios subtropicais chineses, também aplicaram o IET de Carlson e observaram correlação positiva entre o IET e a diversidade de algas e cianobactérias. O novo IET_{rs} proposto nesta pesquisa foi aplicado ao reservatório de Itupararanga com base nas médias geométricas de fósforo total e clorofila-a obtidas com os dados das seis coletas (Tabela 32).

Tabela 32 – Médias geométricas anuais das concentrações de clorofila-a (Mgeo Cla) e fósforo total (Mgeo PT) ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e valores do IET_{rs} nas estações de coleta no reservatório de Itupararanga, sua respectiva classificação do nível trófico e uma comparação com os respectivos valores e classificações resultantes do cálculo do Índice de Estado Trófico (IET) proposto por Lamparelli (2004) e por Carlson (1977)

Estações de amostragem no reservatório	Presente estudo				Lamparelli (2004) [†]		Carlson (1977)	
	Mgeo Cla ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Mgeo PT ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	IET _{rs} [*]	Classificação	IET ^{**}	Classificação	IET ^{**}	Classificação ¹
Trans	10,3	63,2	56,8	Eutrófica	59,0	Mesotrófica	59,0	Eutrófica
Br1	16,9	35,6	56,6	Eutrófica	58,1	Mesotrófica	56,5	Eutrófica
Br2	21,1	39,8	57,2	Eutrófica	59,2	Eutrófica	58,8	Eutrófica
Br3	16,6	45,2	57,0	Eutrófica	58,6	Mesotrófica	57,8	Eutrófica
Br4	10,9	33,9	55,7	Mesotrófica	56,7	Mesotrófica	53,6	Eutrófica
Ec1	18,6	29,2	56,4	Eutrófica	57,5	Mesotrófica	55,1	Eutrófica
Ec2	12,6	31,0	55,7	Mesotrófica	57,3	Mesotrófica	54,6	Eutrófica
Ec3	16,0	19,6	55,3	Mesotrófica	55,8	Mesotrófica	51,2	Eutrófica

*Valor único calculado com base nas médias geométricas anuais (seis coletas) de fósforo total e clorofila-a em cada estação de coleta (para amostras de superfície); **Média aritmética dos valores de IET calculados para cada período de amostragem nas diferentes estações de coleta (considerando apenas amostras de superfície); [†]Modificado por CETESB; ¹Carlson e Simpson (1996)

Os braços do reservatório foram classificados como eutróficos, à exceção de Br4, mesotrófico. No eixo central, observou-se eutrofia (Ec1) ou mesotrofia (Ec2 e Ec3). O índice proposto por Carlson (1977) classificou todas as estações de amostragem em Itupararanga como eutróficas. Por ter sido desenvolvido para ambientes temperados, o IET de Carlson foi muito restritivo e não refletiu as condições do sistema aquático. O IET de Lamparelli (2004), por sua vez, foi menos restritivo e classificou praticamente todas as estações como mesotróficas. O IET_{rs}, proposto pela presente pesquisa, resultou mais “cauteloso” que o IET de Lamparelli (2004) e se mostrou interessante por conseguir captar nuances entre as estações de amostragem em Itupararanga e separar os casos de mesotrofia e eutrofia, refletindo adequadamente as condições observadas em campo. A abordagem probabilística de episódios pontuais de determinadas concentrações de fósforo total e clorofila-a se mostrou interessante do ponto de vista de gerenciamento e manejo dos reservatórios.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A avaliação da heterogeneidade espacial e da variabilidade temporal do reservatório de Itupararanga (SP) e dos seus principais tributários permitiu que fossem estabelecidas conclusões e recomendações em relação a seis tópicos distintos. A presente pesquisa se baseou em quatro hipóteses. Pelas razões explicitadas a seguir, as três primeiras foram integralmente confirmadas e a quarta, considerada parcialmente válida:

1) Em relação à macro-escala espacial:

- i. Na maior parte do tempo, o reservatório de Itupararanga atuou como exportador de carbono e nitrogênio e sumidouro de fósforo e sólidos suspensos totais, o que ressaltou a participação do sistema aquático nos ciclos biogeoquímicos. Apesar da intensificação das cargas afluentes nos períodos mais chuvosos, a retenção de fósforo e sólidos suspensos não diminuiu nesses períodos de maior precipitação, como era esperado. Isso indica que mesmo os relativamente pequenos TDH observados (3-4 meses) foram suficientes para possibilitar a retenção dessas duas variáveis pelo reservatório;
- ii. Embora o reservatório tenha retido sólidos, as estimativas sugeriram que o aporte desse material pela contribuição dos rios formadores não propiciou diminuição do volume útil do reservatório (i.e assoreamento) em níveis preocupantes. Entretanto, o acompanhamento batimétrico do sistema aquático pode ser conveniente para identificar regiões mais problemáticas, como por exemplo, aquelas sob influência direta do escoamento superficial de áreas agrícolas e da lixiviação de solo exposto;
- iii. As cargas provenientes dos rios formadores e afluentes ao reservatório calculadas pela presente pesquisa foram maiores que as cargas de fontes difusas (agricultura) estimadas por Secchin (2012), o que sugere que o déficit de coleta e tratamento de esgotos domésticos é o principal responsável pelo enriquecimento do reservatório. Isso não significa que as atividades agrícolas desenvolvidas extensivamente nas suas margens devam ser ignoradas. O controle da aplicação de pesticidas e a implantação de técnicas adequadas de uso do solo também devem ser incentivados;

2) Em relação à micro-escala espacial vertical:

- i. Em comparação às demais escalas avaliadas, as diferentes profundidades amostradas na coluna de água apresentaram pequena variação na maior parte dos fatores ambientais investigados, sobretudo nos braços do sistema aquático. Isso sugere que em futuras campanhas de monitoramento, o esforço amostral pode ser menor. Dependendo dos objetivos do estudo, pode ser desnecessário efetuar coletas em seis profundidades da coluna de água;
- ii. O reservatório de Itupararanga apresentou padrão polimítico durante o intervalo de tempo analisado, uma vez que foram observados cinco períodos com circulação (desestratificação) e um período com estratificação térmica. A ocorrência de anoxia no fundo da coluna de água durante o período de estratificação pode influenciar a mobilização de substâncias/compostos aprisionados no sedimento e originar cargas internas de nutrientes e contaminantes;

3) Em relação à micro-escala espacial horizontal:

- i. Foi possível visualizar o modelo de compartimentalização proposto por Thornton *et al.* (1990) e identificar as zonas fluvial, de transição e lacustre no reservatório de Itupararanga. A existência desses compartimentos indicou, direta ou indiretamente, os processos de sedimentação, transição de regime lótico para lêntico, produção primária e utilização de recursos pelas comunidades biológicas ao longo do eixo longitudinal. A análise de *cluster*, no entanto, não segregou as estações do eixo central na maioria das coletas. De modo geral, os três grupos identificados nessa análise refletiram os contrastes existentes entre 1) a cabeceira do reservatório, 2) os braços que possuem tributários e 3) o eixo central somado ao braço com maior profundidade;
- ii. A identificação de compartimentos ou grupos espaciais, seja pelo modelo de Thornton, seja com suporte de análises estatísticas, pode permitir a identificação de estratégias específicas para cada compartimento, aumentar o poder de predição da qualidade da água e reduzir os custos do monitoramento. No reservatório de Itupararanga, a influência das formas de uso e ocupação e das atividades antrópicas na bacia de

drenagem sobre as variáveis estudadas foi mais evidente nos braços sujeitos ao deságue de tributários, o que denota que esses locais estão mais vulneráveis à degradação ambiental. Assim, o monitoramento deve ser prioritário nos braços do sistema aquático, sobretudo na cabeceira, onde deságuam os principais tributários, e nos braços do Paruru e Ressaca;

4) Em relação à escala temporal:

- i. As variáveis bióticas e abióticas no reservatório e nos rios apresentaram significativa variação sazonal. Em geral, houve diferenças marcantes entre os meses mais chuvosos (outubro e dezembro de 2009 e fevereiro de 2010) e os períodos mais secos (agosto de 2009 e abril e junho de 2010), embora nem sempre se tenha observado um padrão definido de causa-efeito
- ii. Destacou-se, no reservatório, a alternância temporal entre as Chlorophyceae e as Cyanobacteria. Esses foram os grupos fitoplanctônicos que apresentaram maiores densidades e que, portanto, devem receber atenção especial em futuros estudos sobre o estado trófico do reservatório;

5) Em relação à comunidade fitoplanctônica:

- i. A presente pesquisa não procurou esgotar todos os possíveis fatores intervenientes na heterogeneidade espacial e variabilidade temporal fitoplanctônicas, mas identificar, com auxílio de ferramentas estatísticas, algumas evidências do papel das condições ambientais sobre a estrutura comunidade. Um conjunto de elementos, com maior ou menor intensidade no espaço e no tempo, contribuiu para controlar o fitoplâncton em seus aspectos qualitativos e quantitativos. Dentre eles, destacaram-se: possível co-limitação por nutrientes e disponibilidade de radiação subaquática em diferentes compartimentos espaciais do reservatório, tempo de residência da água, circulação/estratificação da coluna de água, regime de fluxo (lótico ou lêntico), *grazing* pelo zooplâncton e presença de macrófitas aquáticas flutuantes;
- ii. Embora a comunidade fitoplanctônica dos sistemas aquáticos tenha apresentado elevada diversidade, conforme sugerido pelo índice de

diversidade e pelo número de grupos funcionais observados, as maiores abundâncias relativas foram frequentemente atribuídas às Cyanobacteria e Chlorophyceae, principalmente *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Monoraphidium contortum*. Por se tratar de uma espécie oportunista e potencialmente produtora de toxinas, as densidades de *Cylindrospermopsis raciborskii* devem ser continuamente monitoradas;

6) Em relação aos subsídios para o manejo sustentável dos recursos hídricos da bacia do rio Sorocaba (SP):

- i. As curvas de permanência de qualidade da água revelaram a situação crítica do reservatório em relação ao fósforo total. Em aproximadamente dois terços (62%) das amostras de água analisadas, as concentrações do nutriente excederam o limite superior correspondente ao seu enquadramento legal (Classe 2) (BRASIL, 2005), o que sugere que essa variável pode ser uma das principais responsáveis pela eutrofização artificial em curso no sistema aquático;
- ii. O cálculo das concentrações basais se mostrou útil por indicar, a título de orientação, que as concentrações médias de fósforo e nitrogênio totais no reservatório de Itupararanga deveriam ser reduzidas, no mínimo, em 67% e 25%, respectivamente, caso se deseje atingir as concentrações de referência desses nutrientes. Nos rios, reduções percentuais ainda maiores seriam necessárias, em especial no rio Una (76% e 75%, respectivamente);
- iii. O novo IET_{rs} (Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais), proposto pela presente pesquisa, refletiu de maneira bastante satisfatória as condições observadas em campo e captou as nuances de estado trófico entre as diferentes estações de amostragem. Concluiu-se que a aplicação do IET de Carlson (1977) a ambientes subtropicais não é indicada e pode superestimar as condições de enriquecimento de sistemas não temperados. Recomenda-se que o uso do IET_{rs} seja estendido a outros ambientes para confirmar a sua adequabilidade. Além disso, a proposta de inclusão das porcentagens de risco de ocorrência de episódios pontuais de concentrações críticas de fósforo e clorofila-a é um importante avanço e pode contribuir para decisões de ordem prática no que concerne ao gerenciamento de reservatórios;

- iv. Recomenda-se que, com base nos dados gerados, futuras pesquisas na área se concentrem nos seguintes itens: i) determinação de cargas admissíveis de sólidos e nutrientes e metas de redução de cargas poluidoras afluentes a Itupararanga; ii) avaliação da ocorrência de fixação de nitrogênio atmosférico pelas cianobactérias no reservatório; iii) uso de traçadores (por exemplo, isótopos ^{15}N) para estimativa da assimilação de diferentes formas de nitrogênio pelo fitoplâncton (e.g. nitrato, amônio e ureia);

- v. Programas de recuperação ambiental do reservatório de Itupararanga são imperativos. Em um horizonte temporal reduzido, de apenas 15 anos, o acelerado ritmo de aumento do grau de trofia do reservatório é incompatível com a sua importância ecológica, social e econômica. Coleta e tratamento abrangente de esgotos domésticos, monitoramento contínuo e revitalização dos rios Una, Sorocabuçu, Sorocamirim e de outros córregos tributários, recuperação de áreas degradadas no entorno do reservatório, controle e fiscalização das atividades antrópicas desenvolvidas em suas margens, em especial a agricultura e os loteamentos residenciais, e acompanhamento da comunidade fitoplanctônica, sobretudo das cianobactérias potencialmente tóxicas, são alguns itens fundamentais para que se garanta a perenidade dos serviços ambientais desempenhados pelo reservatório de Itupararanga e se assegurem os diversos usos da água, diretos e indiretos, a ele associados.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ao todo, foram consultadas 392 referências bibliográficas, cujos detalhes são apresentados a seguir, com predomínio de artigos publicados em periódicos científicos (74%) e de referências datadas dos últimos cinco anos, ou seja, entre 2008 e 2012 (53%) (Figura 66).

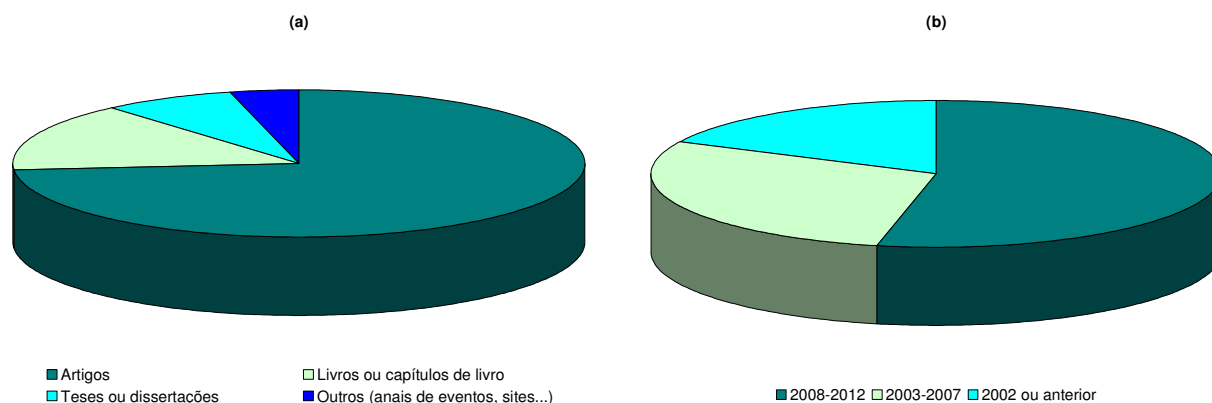


Figura 66 – Distribuição porcentual das referências bibliográficas consultadas em relação ao tipo de referência (a) e ao ano de publicação (b)

Albay, M.; Akçaalan, R. (2003). Factors influencing the phytoplankton steady state assemblages in a drinking-water reservoir (Ömerli reservoir, Istanbul). **Hydrobiologia** 502(1-3), 85-95.

Alcocer, J.; Oseguera, L.A.; Escobar, E.; Peralta, L.; Lugo, A. (2004). Phytoplankton biomass and water chemistry in two high-mountain tropical lakes in Central Mexico. **Arctic, Antarctic and Alpine Research** 36(3), 342-346.

Alves-de-Souza, C.; Menezes, M.; Huszar, V.L.M. (2006). Phytoplankton composition and functional groups in a tropical humid coastal lagoon, Brazil. **Acta Botanica Brasilica** 20(3), 701-708.

An, K.G.; Jones, J.R. (2000). Temporal and spatial patterns in salinity and suspended solids in a reservoir influenced by the Asian monsoon. **Hydrobiologia** 436(1-3) 179-189.

Anagnostidis, K.; Komarék, J. (1986). Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 2 – Chlorococcales. **Algological Studies** 73, 157-226.

Anagnostidis, K.; Komarék, J. (1988). Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 3 – Oscillatoriales. **Algological Studies** 50-53, 327-472.

Anagnostidis, K.; Komarék, J. (1989). Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 4 – Nostocales. **Algological Studies** 82, 247-345.

Andersen, J.M. (1976). An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. **Water Resources** 10, 329-331.

Anderson, N.J.; Jeppesen, E.; Sondergaard, M. (2005). Ecological effects of reduced nutrient loading (oligotrophication) on lakes: an introduction. **Freshwater Biology** 50(10), 1589-1593.

ANEEL (2004). **Resolução homologatória nº 45, 22 de março de 2004**. Agência Nacional de Energia Elétrica. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/cedoc/reh2004045.pdf>. Acesso: julho de 2012.

APHA (2005). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 25th Edition. Washington, APHA.

Arhonditsis, G.B.; Qian, S.S.; Stow, C.A.; Lamon, E.C.; Reckhow, K.H. (2007). Eutrophication risk assessment using Bayesian calibration of process-based models: application to a mesotrophic lake. **Ecological Modelling** 208(2-4), 215-229.

Asaeda T.; Trung, V.K.; Manatunge, J.; Van Bon, T. (2001). Modelling macrophyte–nutrient–phytoplankton interactions in shallow eutrophic lakes and the evaluation of environmental impacts. **Ecological Engineering** 16(3), 341-357.

Bakker, E.S.; Van Donk, E.; Declerck, S.A.J.; Helmsing, N.R.; Hidding, B.; Nolet, B.A. (2010). Effect of macrophyte community composition and nutrient enrichment on plant biomass and algal blooms. **Basic and Applied Ecology** 11(5), 432-439.

Baldwin, D.S.; Gigney, H.; Wilson, J.S.; Watson, G.; Boulding, A.N. (2008). Drivers of water quality in a large water storage reservoir during a period of extreme drawdown. **Water Research** 42(19), 4711-4724.

Bambi, P.; Silva, V.P. (2000). Produção primária do fitoplâncton e as relações com as principais variáveis limnológicas da Baía das Pedras, Pirizal, Pantanal, MT. **Anais do III Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal**, 15p.

Barillier, A.; Garnier, J.; Coste, M. (1993). Experimental reservoir water release: Impact on the water quality on a river 60 km downstream (upper Seine river, France). **Water Research** 27(4), 635-643.

Barros, C.F.A.; Souza, M.B.G.; Barbosa, F.A.R. (2006). Seasonal mechanisms driving phytoplankton size structure in a tropical deep lake (Dom Helvécio Lake, South-East Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia** 18(1), 55-66.

Bergström, A.K. (2010). The use of TN:TP and DIN:TP ratios as indicators for phytoplankton nutrient limitation in oligotrophic lakes affected by N deposition. **Aquatic Sciences** 72(3), 277-281.

Bernardi, I. (2011). **A implantação da APA de Itupararanga e seus reflexos nas políticas públicas e na conservação dos recursos naturais**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). 115p.

Beu, S.E.; Misato, M.T.; Hahn, C.M. (2011). APA de Itupararanga. In: Beu, S.E.; dos Santos, A.C.A.; Casali, S. (orgs.). **Biodiversidade na APA Itupararanga**. SMA/FF/UFSCar/CCR-Via Oeste: São Paulo, p. 33-49.

Bianchini Jr., I.; Cunha-Santino, M.B.; Panhota, R.S. (2011). Oxygen uptake from aquatic macrophyte decomposition from Piraju Reservoir (Piraju, SP, Brazil). **Brazilian Journal of Biology** 71(1), 27-35.

Bianchini Jr., I.; Silva, R.H.; Cunha-Santino, M.B.; Panhota, R.S. (2010). Aerobic and anaerobic decomposition of *Pistia stratiotes* leachates from a tropical eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP, Brazil). **Brazilian Journal of Biology** 70(3), 559-568.

Bicudo, C.E.M.; Menezes, M. (2006). **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil – chave para identificação e descrições**. RiMa: São Carlos, 502p.

Bilotta, G.S.; Brazier, R.E. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. **Water Research** 42(12), 2849-2861.

Biskaborn, B.K.; Herzschuh, U.; Bolshiyarov, D.Y.; Savelieva, L.A.; Diekmann, B. (2012). Environmental variability in northeastern Siberia during the last ~13300 yr inferred from lake diatoms

and sediment-geochemical parameters. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology** 329-330, 22-36.

Bollmann, H.A.; Carneiro, C.; Pegorini, E.S. (2005). Qualidade da água e dinâmica de nutrientes. In: Andreoli, C.V.; Carneiro, C. (eds.). **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados**. Editora Graf. Capital: Curitiba, 500p.

Borges, P.A.F.; Train, S.; Rodrigues, L.C. (2008). Estrutura do fitoplâncton, em curto período de tempo, em um braço do reservatório de Rosana (ribeirão do Corvo, Paraná, Brasil). **Acta Scientiarum Biological Sciences** 30(1), 57-65.

Borghi, T.C. (2010). **Diatomáceas (Ochrophyta) no plâncton do rio Sorocaba, estado de São Paulo: levantamento florístico**. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso). Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). 56p.

Bottino, F. (2012). **Diversidade, biomassa e decomposição de macrófitas aquáticas no reservatório Ituparanga – SP**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo (USP). 128p.

Bourrely, P. (1972a). **Les algues d'eau douce – initiation à la systématique – les algues vertes**, v. 1. Paris: N. Boubée.

Bourrely, P. (1972b). **Les algues d'eau douce – les algues bleues et rouges – les eugléniens, péridiniens et cryptomonadines**, v. 3. Paris: N. Boubée.

Bourrely, P. (1981). **Les algues d'eau douce – les algues jaunes et brunes**, v. 2. Paris: N. Boubée.

Bowes, M.J.; Gozzard, E.; Johnson, A.C.; Scarlett, P.M.; Roberts, C.; Read, D.S.; Armstrong, L.K.; Harman, S.A.; Wickham, H.D. (2012). Spatial and temporal changes in chlorophyll-a concentrations in the River Thames basin, UK: Are phosphorus concentrations beginning to limit phytoplankton biomass? **Science of The Total Environment** 426(1), 45-55.

Bramorsky, J. (2004). **Avaliação da qualidade de sedimentos dos rios Tietê e Piracicaba nos seus compartimentos de entrada no reservatório de Barra Bonita, SP**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo (USP). 135p.

Branco, C.W.C.; Kozłowsky-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(3), 175-191

Brandimarte, A.L.; Anaya, M.; Shimizu, G.Y. (2005). Downstream impact of Mogi-Guaçu River damming on the benthic invertebrates (São Paulo State, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia** 17(1), 27-36.

Brasil (2005). **Resolução CONAMA 357, 17 de março de 2005**. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Disponível em: www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf. Acesso: dezembro de 2010.

Brasil (2011). **Portaria 2.914, 12 de dezembro de 2011**. Ministério da Saúde. Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html. Acesso: janeiro de 2012.

Briand, J.F.; Le Boulanger, C.; Humbert, J.-F.; Bernard, C.; Dufour, P. (2004). *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming? **Journal of Phycology** 40(2), 231-238.

Briand, J.F.; Robillot, C.; Quiblier-Lloberas, C.; Humbert, J.F.; Coute, A. (2002). Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. **Water Research** 36(13), 3183-3192.

Bryhn, A.C.; Girel, C.; Paolini, G.; Jacquet, S. (2010). Predicting future effects from nutrient abatement and climate change on phosphorus concentrations in Lake Bourget, France. **Ecological Modelling** 221(10), 1440-1450.

Buck, S.; Dodds, W.K.; Fisher, J.; Hart, D.; Parker, A.; Stevenson, J.; Watson, V.; Welch, E. (2000). **Nutrient criteria technical guidance manual: rivers and streams**. United States Environmental Protection Agency, USEPA. Disponível em: www.epa.gov/waterscience/criteria/nutrient/guidance/rivers/rivers-streams-full.pdf. Acesso: dezembro de 2010.

Bunn, S.E.; Arthington, A.H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environmental Management** 30(4), 492-507.

Burford, M.A.; O'Donohue, M. (2006). A comparison of phytoplankton community assemblages in artificially and naturally mixed subtropical water reservoirs. **Freshwater Biology** 51(5), 973-982.

Calijuri, M.C. (1985). **Curvas de luz-fotossíntese e fatores ecológicos em ecossistemas artificiais e não estratificados – represa do Broa (Lobo) – São Carlos – SP**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). 220 p.

Calijuri, M.C. (1999). **Estrutura fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP)**. Tese (Livre-Docência). Universidade de São Paulo (USP). 197p.

Calijuri, M.C.; Cunha, D.G.F.; Moccellini, J. (2012). Fundamentos ecológicos e ciclos naturais. In: Calijuri, M.C.; Cunha, D.G.F. (coords.). **Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão**. Elsevier: Rio de Janeiro, p. 131-159.

Calijuri, M.C.; Cunha, D.G.F.; Povinelli, J. (2010). **Sustentabilidade: um desafio na gestão dos recursos hídricos**. EESC/USP: São Carlos, 80 p.

Calijuri, M.C.; Cunha, D.G.F.; Queiroz, L.A.; Moccellini, J.; Miwa, A.C.P. (2008). Nutrients and chlorophyll-a concentrations in tropical rivers of Ribeira de Iguape Basin, SP, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 20(2), 131-138.

Calijuri, M.C.; dos Santos, A.C.A. (2001). Temporal variations in phytoplankton primary production in a tropical reservoir (Barra Bonita, SP – Brazil). **Hydrobiologia** 445(1-3), 11-26.

Calijuri, M.C.; dos Santos, A.C.A.; Jati, S. (2002). Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, S.P. - Brazil). **Journal of Plankton Research** 24(7), 617-634.

Camargo, J.A.; Alonso, A.; de la Puente, C. (2005). Eutrophication downstream from small reservoirs in mountain rivers of Central Spain. **Water Research** 39(14), 3376-3384.

Cao, Z.; Zhang, X.; Al, N. (2011). Effect of sediment on concentration of dissolved phosphorus in the Three Gorges Reservoir. **International Journal of Sediment Research** 26(1), 87-95.

Caputo, L.; Naselli-Flores, L.; Ordonez, J.; Armengol, J. (2008). Phytoplankton distribution along trophic gradients within and among reservoirs in Catalonia (Spain). **Freshwater Biology** 53(12), 2543-2556.

Cardoso, A.C.; Solimini, A.; Premazzi, G.; Carvalho, L.; Lyche, A.; Rekolainen, S. (2007). Phosphorus reference concentrations in European lakes. **Hydrobiologia** 584(1), 3-12.

- Carlson, R.E. (1977). A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography** 22(2), 361-369.
- Carlson, R.E.; Simpson, J. (1996). **A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods**. North American Lake Management Society. 96 p.
- Carneiro, F.M. (2012). **Determinantes da estrutura de comunidades do fitoplâncton em diferentes escalas espaciais**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Goiás (UFG). 93p.
- Casali, S.P. (2012 em andamento) **A comunidade fitoplanctônica no Reservatório de Itupararanga (Bacia do Rio Sorocaba - SP)**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo (USP).
- Casamitjana, X.; Serra, T.; Colomer, J.; Baserba, C.; Pérez-Losada, J. (2003). Effects of the water withdrawal in the stratification patterns of a reservoir. **Hydrobiologia** 504(1-3), 21-28.
- Castro, A.A.J.; Bicudo, C.E.M.; Bicudo, D.C. (1991). Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas: 2 – Chryptophyceae. **Hoehnea** 18, 87-106.
- CBH-SMT (2008, 2011). **Relatórios de Situação da UGRHI 10**. Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Sorocaba e Médio Tietê. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br>. Acesso: agosto de 2012.
- CETESB (1998-2011). Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo**. Disponível em: www.cetesb.gov.br/agua/rios/publicacoes.asp. Acesso: julho de 2011.
- Chellappa, N.T.; Chellappa, T.; Câmara, F.R.A.; Rocha, O.; Chellappa, S. (2009). Impact of stress and disturbance factors on the phytoplankton communities in Northeastern Brazil reservoir. **Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters** 39(4), 273-282.
- Chen, H.; Yang, L.; Yang, Z.F.; Yu, S.W. (2012). Sustainable reservoir operations to balance upstream human needs and downstream lake ecosystem targets. **Procedia Environmental Sciences** 13, 1444-1457.
- Chen, X.; Wang, X.; Wu, D.; He, S.; Hong, H.; Kawabata, Z. (2009). Seasonal variation of mixing depth and its influence on phytoplankton dynamics in the Zeya reservoir, China. **Limnology** 10(3), 159-165.
- Cheng, K.S.; Lei, T.C. (2001). Reservoir trophic state evaluation using Landsat TM images. **Journal of the American Water Resources Association** 37(5), 1321-1334.
- Chételat, J.; Pick, F.R.; Hamilton, P.B. (2006). Potamoplankton size structure and taxonomic composition: influence of river size and nutrient concentrations. **Limnology and Oceanography** 51(1), 681-689.
- Christ, M.; Hansen, E.; Veselka, W. (2007). **A framework for rivers and streams nutrient criteria in West Virginia**. Report prepared by West Virginia Rivers Coalition. Virginia, April 2007.
- Chua, L.H.C.; Lo, E.Y.M.; Shuy, E.B.; Tan, S.B.K. (2009). Nutrients and suspended solids in dry weather and storm flows from a tropical catchment with various proportions of rural and urban land use. **Journal of Environmental Management** 90(11), 3635-3642.
- Cioffi, F.; Gallerano, F. (2012). Multi-objective analysis of dam release flows in rivers downstream from hydropower reservoirs. **Applied Mathematical Modelling** 36(7), 2868-2889.
- Coelho, J.P.; Pereira, M.E.; Duarte, A.; Pardal, M.A. (2005). Macroalgae response to a mercury contamination gradient in a temperate coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). **Estuarine, Coastal and Shelf Science** 65(3), 492-500.

Cole, J.J.; Prairie, Y.T.; Caraco, N.F.; McDowell, W.H.; Tranvik, L.J.; Striegl, R.G.; Duarte, C.M.; Kortelainen, P.; Downing, J.A.; Middelburg, J.J.; Melack, J. (2007). Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. **Ecosystems** 10(1), 171-184.

Cope, V.; Mercante, C.T.J.; Carmo, C.F.; Sendacz, S.; Monteiro Júnior, A.J. (2011). Mass balance of nutrients during the filling phase of two reservoirs of Sistema Produtor Alto Tietê (SPAT). **Acta Scientiarum Biological Sciences** 33(1), 49-57.

Costa, I.A.S.; Cunha, S.R.S.; Panosso, R.; Araújo, M.F.F.; Melo, J.L.S.; Eskinazi-Sant'Anna, E.M. (2009). Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Australis** 13(2), 382-401.

Crouzet, P.; Leonard, J.; Nixon, S.; Parr, W.; Laffon, L.; Bogestrand, J.; Kristensen, P.; Lallana, C.; Izzo, G.; Bokn, T.; Bak, J.; Lack, T.J.; Thyssen, N. (1999). **Nutrients in European Ecosystems**. Environmental Assessment Report 4, 1-156, EEA (European Environment Agency).

Cunha, D.G.F. (2007). **Avaliação do estado trófico do rio Pariquera-Açu, Vale do Ribeira de Iguape, SP, em diferentes períodos hidrológicos**. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso). Universidade de São Paulo (USP). 98p.

Cunha, D.G.F.; Calijuri, M.C. (2008). Comparação entre os teores de matéria orgânica e as concentrações de nutrientes e metais pesados no sedimento de dois sistemas lóticos do Vale do Ribeira de Iguape, SP. **Engenharia Ambiental** 5(2), 24-40.

Cunha, D.G.F.; Calijuri, M.C. (2010). Análise probabilística de ocorrência de incompatibilidade da qualidade da água com o enquadramento legal de sistemas aquáticos – estudo de caso do rio Pariquer-Açu (SP). **Engenharia Sanitária e Ambiental** 15(4), 337-346.

Cunha, D.G.F.; Calijuri, M.C. (2011a). Limiting factors for phytoplankton growth in subtropical reservoirs: the effect of light and nutrient availability in different longitudinal compartments. **Lake and Reservoir Management** 27(2), 162-172.

Cunha, D.G.F.; Calijuri, M.C. (2011b). Variação sazonal dos grupos funcionais fitoplanctônicos em braços de um reservatório tropical de usos múltiplos no estado de São Paulo (Brasil). **Acta Botanica Brasilica** 25(4), 822-831.

Cunha, D.G.F.; Calijuri, M.C. (2012a). Atribuições da engenharia ambiental e seu papel para a sustentabilidade. In: Calijuri, M.C.; Cunha, D.G.F. (coords.). **Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão**. Elsevier: Rio de Janeiro, p. 119-127.

Cunha, D.G.F.; Calijuri, M.C. (2012b). Sistemas aquáticos continentais. In: Calijuri, M.C.; Cunha, D.G.F. (coords.). **Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão**. Elsevier: Rio de Janeiro, p. 161-177.

Cunha, D.G.F.; Bottino, F.; Calijuri, M.C. (2012c). Can free-floating and emerged macrophytes influence the density and diversity of phytoplankton in subtropical reservoirs? **Lake and Reservoir Management** 28(4), 255-264.

Cunha, D.G.F.; Calijuri, M.C.; Grull, D.; Mancuso, P.C.S.; Thévenot, D. (2012a). *In situ* remediation technologies associated with sanitation improvement: an opportunity for water quality recovering in developing countries. In: Voudouris, K.; Voutsas, D. (orgs.). **Ecological Water Quality - Water Treatment and Reuse**. Intech: Rijeka, v. 1, p. 255-272.

- Cunha, D.G.F.; Dodds, W.K.; Calijuri, M.C. (2011a). Defining nutrient and biochemical oxygen demand baselines for tropical rivers and streams in São Paulo State (Brazil): a comparison between reference and impacted Sites. **Environmental Management** 48(5), 945-956.
- Cunha, D.G.F.; Grull, D.; Damato, M.; Blum, J.R.C; Lutti, J.E.I.; Eiger, S.; Mancuso, P.C.S. (2011b). Trophic state evolution in a subtropical reservoir over 34 years in response to different management procedures. **Water Science and Technology** 64(12), 2338-2344.
- Cunha, D.G.F.; Ogura, A.P.; Calijuri, M.C. (2012b). Nutrient reference concentrations and trophic state boundaries in subtropical reservoirs. **Water Science and Technology** 65(8), 1461-1467.
- Cyr, H.; McCabe, S.K.; Nürnberg, G.K. (2009). Phosphorus sorption experiments and the potential for internal phosphorus loading in littoral areas of a stratified lake. **Water Research** 43(6), 1654-1666.
- Danger, M.; Daufresne, T.; Lucas, F.; Pissard, S.; Lacroix, G. (2008). Does Liebig's Law of the Minimum scale up from species to communities? **Oikos** 117, 1741-1751.
- Dantas, E.W.; Bittencourt-Oliveira, M.C.; Moura, A.N. (2012). Dynamics of phytoplankton associations in three reservoirs in northeastern Brazil assessed using Reynolds' theory. **Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters** 42(1), 72-80.
- Dantas, E.W.; Moura, A.N.; Bittencourt-Oliveira, M.C.; Arruda Neto, J.D.T.; Cavalcanti, A.D.C. (2008). Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica** 22(4), 970-982.
- Da-Peng, L.; Yong, H. (2010). Sedimentary phosphorus fractions and bioavailability as influenced by repeated sediment resuspension. **Ecological Engineering** 36(7), 958-962.
- Das, B.; Nordin, R.; Mazuder, A. (2008). An alternative approach to reconstructing organic matter accumulation with contrasting watershed disturbance histories from lake sediments. **Environmental Pollution** 155(1), 117-124.
- David, M.B.; Wall, L.G.; Royer, T.V.; Tank, J.L. (2006). Denitrification and the nitrogen budget of a reservoir in an agricultural watershed. **Ecological Applications** 16(6), 2177-2190.
- Declerk, S.; Vanderstukken, M.; Pals, A.; Muylaert, K.; Meester, L.D. (2007). Plankton biodiversity along a gradient of productivity and its mediation by macrophytes. **Ecology** 88:2199-2210.
- Delazari-Barroso, A.; Barroso, G.F.; Huszar, V.L.M.; Azevedo, S.M.F.O. (2009). Physical regimes and nutrient limitation affecting phytoplankton growth in a meso-eutrophic water supply reservoir in southeastern Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research and Management** 14(4), 269-278.
- Devercelli, M.; O'Farrell, I. (2012). Factors affecting the structure and maintenance of phytoplankton functional groups in a nutrient rich lowland river. **Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters** (no prelo). DOI: 10.1016/j.limno.2012.05.001
- Dodds, W.K. (2007). Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. **Trends in Ecology & Evolution** 22(12), 669-676.
- Dodds, W.K.; Biggs, B.J.F. (2002). Water velocity attenuation by stream periphyton and macrophytes in relation to growth form and architecture. **Journal of The North American Benthological Society** 21(1), 2-15.
- Dodds, W.K.; Carney, E.; Angelo, R.T. (2006). Determining ecoregional reference conditions for nutrients, Secchi depth and chlorophyll a in Kansas lakes and reservoirs. **Lake and Reservoir Management** 22(2), 151-159.

Dodds, W.K.; Oakes, R.M. (2004). A technique for establishing reference nutrient concentrations across watersheds affected by humans. **Limnology and Oceanography: Methods** 2, 333-341.

Dodds, W.K.; Smith, V.H.; Lohman, K. (2002) Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 59, 865-874.

Dodds, W.K.; Welch, E.B. (2000). Establishing nutrient criteria in streams. **Journal of the North American Benthological Society** 19(1):186–196.

Dodds, W.K.; Whiles, M. (2010). **Freshwater Ecology: Concepts & Environmental Applications of Limnology**. Academic Press, 829p.

Dos Santos, A.C.A. (2003). **Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal de dois reservatórios com diferentes graus de trofia no estado de São Paulo**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo (USP). 225p.

Dzialowski, A.R.; Wang, S.H.; Lim N.C; Spotts W.W.; Huggins, D.G. (2005). Nutrient limitation of phytoplankton growth in central plains reservoirs, USA. **Journal of Plankton Research** 27(6), 587-595.

Eggleton, J.; Thomas, K.V. (2004). A review of the factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. **Environmental International** 30(7), 973-980.

Elçi, S. (2008). Effects of thermal stratification and mixing on reservoir water quality. **Limnology** 9(2), 135-142.

Elliott, J.A. (2012). Is the future blue-green? A review of the current model predictions of how climate change could affect pelagic freshwater cyanobacteria. **Water Research** 46(5), 1364-1371.

Elliott, J.A.; Thackeray, S.J. (2004). The simulation of phytoplankton in shallow and deep lakes using Protech. **Ecological Modelling** 178(3-4), 357-369.

Elser, J.J.; Bracken, M.E.S.; Cleland, E.E.; Gruner, D.S.; Harpole, W.S.; Hillebrand, H.; Ngai, J.T.; Seabloom, E.W.; Shurin, J.B.; Smith, J.E. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. **Ecology Letters** 10(12), 1135-1142.

Erhard, D.; Gross, E.M. (2006). Allelopathic activity of *Elodea canadensis* and *Elodea nuttallii* against epiphytes and phytoplankton. **Aquatic Botany** 85(3), 203-211.

Everson, S.; Fabbro, L.; Kinnear, S.; Wright, P. (2011). Extreme differences in akinete, heterocyte and cylindrospermopsin concentrations with depth in a successive bloom involving *Aphanizomenon ovalisporum* (Forti) and *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya and Subba Raju. **Harmful Algae** 10(3), 265-276.

Feresin, E.G.; Arcifa, M.S.; Silva, L.H.S.; Esguícero, A.L.H. (2010). Primary productivity of the phytoplankton in a tropical Brazilian shallow lake: experiments in the lake and in mesocosms. **Acta Limnologica Brasiliensia** 22(4), 384-396.

Figueiredo, D.M.; Bianchini Jr., I. (2008). Limnological patterns of the filling and stabilization phases in the Manso multiple-use reservoir (MT). **Acta Limnologica Brasiliensia** 20(4), 277-290.

Figueiredo, C.C.; Giani, A. (2009). Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): Conditions favoring a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters** 39(4), 264-272.

- Fiore, M.F.; Neilan, B.A.; Copp, J.N.; Rodrigues, J.L.M.; Tsai, S.M.; Lee, H.; Trevors, J.T. (2005). Characterization of nitrogen-fixing cyanobacteria in the Brazilian Amazon floodplain. **Water Research** 39(2), 5017-5026.
- Fonseca, B.M.; Bicudo, C.E.M. (2008). Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). **Hydrobiologia** 600(1), 267-282.
- Fonseca, B.M.; Bicudo, C.E.M. (2010). How important can the presence/absence of macrophytes be in determining phytoplankton strategies in two tropical shallow reservoirs with different trophic status? **Journal of Plankton Research** 32(1), 31-46.
- Fonseca, B.M.; Bicudo, C.E.M. (2011). Phytoplankton seasonal and vertical variations in a tropical shallow reservoir with abundant macrophytes (Ninféias Pond, Brazil). **Hydrobiologia** 665(1), 229-245.
- Fornarelli, R.; Antenucci, J.P. (2011). The impact of transfers on water quality and the disturbance regime in a reservoir. **Water Research** 45(18), 5873-5885.
- Fragoso Jr., C.R.; Marques, D.M.L.M.; Collischonn, W.; Tucci, C.E.M.; Van Nes, E.H. (2008). Modelling spatial heterogeneity of phytoplankton in Lake Mangueira, a large shallow subtropical lake in South Brazil. **Ecological Modelling** 219(1-2), 125-137.
- Freeman, A.M.; Lamon III, E. C.; Stow, C.A. (2009). Nutrient criteria for lakes, ponds, and reservoirs: a Bayesian TREED model approach. **Ecological Modelling** 220(5), 630-639.
- Freire, R.H.F.; Calijuri, M.C.; Santaella, S.T. (2009). Longitudinal patterns and variations in water quality in a reservoir in the semiarid region of NE Brazil: responses to hydrological and climatic changes. **Acta Limnologica Brasiliensia** 21(2), 251-262.
- Friedrich, G.; Pohlmann, M. (2009). Long-term plankton studies at the lower Rhine/Germany. **Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters** 39(1), 14-39.
- Galvez-Cloutier, R.; Sanchez, M. (2007). Trophic status evaluation for 154 lakes in Quebec, Canada: monitoring and recommendations. **Water Quality Research Journal of Canada** 42(4), 252-268.
- Gantzer, P.A.; Bryant, L.D.; Little, J.C. (2009). Effect of hypolimnetic oxygenation on oxygen depletion rates in two water-supply reservoirs. **Water Research** 43(6), 1700-1710.
- Gianesella-Galvão, S.M. (1985). Primary production in ten reservoirs in southern Brazil. **Hydrobiologia** 122(1), 81-88.
- Giatti, L.L. (2000). **Reservatório Paiva Castro – Mairiporã – SP: avaliação da qualidade da água sobre alguns parâmetros físicos, químicos e biológicos**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo (USP). 85p.
- Gil-Gil, F.; Ferragut, C.; Bicudo, C.E.M. (2011). Do phytoplankton fractions <20 µm dominate in tropical reservoirs independent of their trophic? **Limnetica** 30(1), 143-158.
- Gillor, O.; Hadas, O.; Post, A.F.; Belkin, S. (2002). Phosphorus bioavailability monitoring by a bioluminescent cyanobacterial sensor strain. **Journal of Phycology**, 38(1), 107-115.
- Gimenes, K.Z.; Cunha-Santino, M.B.; Bianchini Jr., I. (2010). Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Australis** 14(4), 1075-1112.
- Giron, A. (2012 em andamento). **Análise preliminar da dinâmica sazonal da comunidade zooplancônica do reservatório de Itupararanga, com ênfase em Cladocera e Copepoda**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos (UFSCar).
- Gonzalez, N.A.; Swain, N.R.; Obregon, O.; Williams, G.P.; Nelson, E.J.; Eggett, D.L. (2012). **Water Quality Assessment of Small Water Supply Reservoir Using Statistical and Analytical Methods**.

Disponível em: http://hydrologydays.colostate.edu/Papers_2012/Gonzalez_paper.pdf. Acesso: agosto de 2012.

Granado, D.C. (2008). **Influência da variação hidrométrica na comunidade fitoplanctônica na região de transição rio Paranapanema – reservatório de Jurumirim (SP)**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo (USP). 213p.

Guildford, S.J.; Hecky, R.E. (2000). Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? **Limnology and Oceanography** 45(6), 1213-1223.

Haande, S.; Rohlack, T.; Semyalo, R.P.; Brettum, P.; Edvardsen, B.; Lyche-Solheim, A.; Sorensen, K.; Larsson, P. (2011). Phytoplankton dynamics and cyanobacterial dominance in Murchison Bay of Lake Victoria (Uganda) in relation to environmental conditions. **Limnologica** 41(1), 20-29.

Hakanson, L.; Bryhn, A.C.; Hytteborn, J.K. (2007). On the issue of limiting nutrient and predictions of cyanobacteria in aquatic systems. **Science of The Total Environment** 379(1), 89-108.

Hardin, G. (1960). The competitive exclusion principle. **Science** 131, 1292-1297.

Haregeweyn, N.; Poesen, J.; Deckers, J.; Nyssen, J.; Haile, M.; Govers, G.; Verstraeten, G.; Moeyersons, J. (2008). Sediment-bound nutrient export from micro-dam catchments in Northern Ethiopia. **Land Degradation & Development** 19(2), 136-152.

Hargan, K.E.; Paterson, A.M.; Dillon, P.J. (2011). A total phosphorus budget for the Lake of the Woods and the Rainy River catchment. **Journal of Great Lakes Research** 37(4), 753-763.

Harpole, W.S.; Ngai, J.T.; Cleland, E.E.; Seabloom, E.W.; Borer, E.T.; Bracken, M.E.S.; Elser, J.J.; Gruner, D.S.; Hillebrand, H.; Shurin, J.B.; Smith, J.E. (2011). Nutrient co-limitation of primary producer communities. **Ecology Letters** 14(9), 852- 862

Harrison, J.A.; Maranger, R.J.; Alexander, R.B.; Giblin, A.E.; Jacinthe, P.A.; Mayorga, E.; Seitzinger, S.P.; Sobota, D.J.; Wollheim, W.M. (2009). The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs. **Biogeochemistry** 93(1-2), 143-157.

Hawkins, C.P.; Olson, J.R.; Hill, R.A. (2010). The reference condition: predicting benchmarks for ecological and water-quality assessments. **Journal of The North American Benthological Society** 29(1), 312-343.

Hayami, Y.; Ohmori, K.; Yoshino, K.; Garno, Y.S. (2008). Observation of anoxic water mass in a tropical reservoir: the Cirata Reservoir in Java, Indonesia. **Limnology** 9(1), 81-97.

He, T.; Feng, X.; Guo, Y.; Qiu, G.; Li, Z.; Liang, L.; Lu, J. (2008). The impact of eutrophication on the biogeochemical cycling of mercury species in a reservoir: a case study from Hongfeng Reservoir, Guizhou, China. **Environmental Pollution** 154(1), 56-67.

Helweg, O.J. (1992). **Recursos hidráulicos: planeación y administración**. John Wiley & Sons Inc. 407p.

Hemond, H.F.; Lin, K. (2010). Nitrate suppresses internal phosphorus loading in an eutrophic lake. **Water Research** 44(12), 3645-3650.

Henry, R. (2009). Annual changes in sediment entrapment efficiency in lakes lateral to a river (Paranapanema River, São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia** 21(1), 25-34.

Henry, R.; Carmo, C.F.; Bicudo, D.C. (2004). Trophic status of a Brazilian urban reservoir and prognosis about the recovery of water quality. **Acta Limnologica Brasiliensia** 16(3), 251-262.

Henry, R.; Nogueira, M.G.; Pompeo, M.L.M.; Moschini-Carlos, V. (2006). Annual and short-term variability in primary productivity by phytoplankton and correlated abiotic factors in the Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). **Brazilian Journal of Biology** 66(1B), 239-261.

Henry, R.; Nunes, M.A.; Mitsuka, P.M.; Lima, N.; Casanova, S.M.C. (1998). Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim (rio Paranapanema, SP). **Revista Brasileira de Biologia** 58(4), 571-590.

Hilderbrand, R.H.; Utz, R.M.; Stranko, S.A.; Raesly, R.L. (2010). Applying thresholds to forecast potential biodiversity loss from human development. **Journal of the North American Benthological Society** 29(3), 1009-1016.

Hillebrand, H.; Dürselen, C.D.; Kirschtel, D.; Pollinger, U.; Zohary, T. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology** 35, 403-424.

Hilt, S.; Gross, E.M. (2008). Can allelopathically active submerged macrophytes stabilise clear-water states in shallow lakes? **Basic and Applied Ecology** 9(4), 422-432.

Hiriart-Baer, V.P.; Milne, J.E.; Marvin, C.H. (2011). Temporal trends in phosphorus and lacustrine productivity in Lake Simcoe inferred from lake sediment. **Journal of Great Lakes Research** 37(4), 764-771.

Holeck, K.T.; Watkins, J.M.; Mills, E.L.; Johannsson, O.; Millard, S.; Richardson, V.; Bowen, K. (2008). Spatial and long-term temporal assessment of Lake Ontario water clarity, nutrients, chlorophyll *a* and zooplankton. **Aquatic Ecosystem Health & Management** 11(4), 377-391.

Holland, D.P.; Pantorno, A.; Orr, P.T.; Stojkovic, S.; Beardall, J. (2012). The impacts of a high CO₂ environment on a bicarbonate user: The cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Water Research** 46(5), 1430-1437.

Hrdinka, T.; Novický, O.; Hanslík, E.; Rieder, M. (2012). Possible impacts of floods and droughts on water quality. **Journal of Hydro-environment Research** 6(2), 145-150.

Hu, C.P.; Hu, W.P.; Zhang, F.B.; Hu, Z.X.; Li, X.H.; Chen, Y.G. (2006). Sediment resuspension in the Lake Taihu, China. **Chinese Science Bulletin** 51(6), 731-737.

Huang, J.; Gao, J.; Hörmann, G. (2012). Hydrodynamic-phytoplankton model for short-term forecasts of phytoplankton in Lake Taihu, China. **Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters** 42(1), 7-18.

Huisman, J.; Weissing, F.J. (1999). Biodiversity of plankton by species oscillations and chaos. **Nature** 402, 407-410.

Huo, S.; Zan, F.; Chen, Q.; Xi, B.; Su, J.; Ji, D.; Xu, Q. (2012). Determining reference conditions for nutrients, chlorophyll *a* and Secchi depth in Yungui Plateau ecoregion lakes, China. **Water and Environment Journal** 26(3), 324-334.

Huszar, V.L.M.; Caraco, N.F.; Roland, F.; Cole, J. (2006). Nutrient-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit? **Biogeochemistry** 79(1-2), 239-250.

Huszar, V.L.M.; Silva, L.H.S.; Domingos, P.; Marinho, M.; Melo, S. (1998). Phytoplankton species composition is more sensitive than OECD criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. **Hydrobiologia** 369-370(0), 59-71.

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** 424(1-3), 67-77.

Hutchinson, G.E. (1961). The paradox of phytoplankton. **The American Naturalist** 95(882), 137-145.

INMET (2009, 2010). **Dados meteorológicos (temperatura do ar, precipitação e ventos) do Instituto Nacional de Meteorologia em um posto em Sorocaba (SP)**. Disponível em: www.inmet.gov.br. Acesso: janeiro de 2011.

IPT-CBH-SMT (2006). **Plano de Bacia – Mapa de Demandas (Escala: 1:250.000)**. CETAE-LABGEO, Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo e Comitê da Bacia Hidrográfica do rio Sorocaba e Médio Tietê.

Jansson, M.; Olsson, H.; Pettersson, K. (1988). Phosphatases: origin, characteristics and functioning in lakes. **Hydrobiologia** 170(1), 157-175.

Jeppesen, E.; Sondergaard, M.; Jensen, J.P.; Havens, K.E.; Anneville, O.; Carvalho, L.; Coveney, M.F.; Deneke, R.; Dokulil, M.T.; Foy, B.; Gerdeaux, D.; Hampton, S.E.; Hilt, S.; Kangur, K.; Köhler, J.; Lammens, E.H.H.R.; Lauridsen, T.L.; Manca, M.; Miracle, M.R.; Moss, B.; Nöges, P.; Persson, G.; Phillips, G.; Portielje, R.; Romo, S.; Schelske, C.L.; Straile, D.; Tatrai, I.; Willén, E.; Winder, M. (2005). Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. **Freshwater Biology** 50(10), 1747-1771.

Johnson, L.; Tank, J.; Dodds, W.K. (2009). The influence of land use on stream biofilm nutrient limitation across eight North American ecoregions. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 66, 1081-1094.

Jones, J.R.; Knowlton, M.F. (2005). Suspended solids in Missouri reservoirs in relation to catchment features and internal processes. **Water Research** 39(15), 3629-3635.

Jones, J.R.; Knowlton, M.F.; Obrecht, D.V.; Thorpe, A.P.; Harlan, J.D. (2009). Role of contemporary and historic vegetation on nutrients in Missouri reservoirs: implications for developing nutrient criteria. **Lake and Reservoir Management** 25(1), 111-118.

Jossette, G., Leporcq, B., Sanchez, N.; Philippon (1999). Biogeochemical mass-balances (C, N, P, Si) in three large reservoirs of the Seine basin (France). **Biogeochemistry** 47(2), 119-146.

Justus, B. (2010). Water quality of least-impaired lakes in eastern and southern Arkansas. **Environmental Monitoring and Assessment** 168(1–4), 363-383.

Karr, J.R.; Fausch, K.D.; Angermeier, P.L.; Yant, P.R.; Schlosser, I.J. (1986). **Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale**. Special publication 5. Illinois Natural History Survey.

Kawara, O.; Yura, E.; Fujii, S.; Matsumoto, T. (1998). A study on the role of hydraulic retention time in eutrophication of the Asahi River Dam reservoir. **Water Science and Technology** 37(2), 245-252.

Kennedy, R.H.; Walker, W.W. (1990). Reservoir Nutrient Dynamics. In: Thornton, K. W.; Kimmel, B.L.; Payne, F.E. (eds). **Reservoir limnology, Ecological Perspectives**. New York, United States of America.

Kentzer, A.; Dembowska, E.; Gizinski, A.; Napiorkowski, P. (2010). Influence of the Włocławek Reservoir on hydrochemistry and plankton of a large, lowland river (the Lower Vistula River, Poland). **Ecological Engineering** 36(12), 1747-1753.

Kim, H.S.; Hwang, S.J.; Shin, J.K.; An, K.G.; Yoon, C.G. (2007). Effects of limiting nutrients and N:P ratios on the phytoplankton growth in a shallow hypertrophic reservoir. **Hydrobiologia** 581(1), 255-267.

- Kimmel, B.L.; Groeger, A.W. (1984). **Factors controlling phytoplankton production in lakes and reservoirs: a perspective**. EPA, Environmental Protection Agency, Estados Unidos, p. 277-281.
- Klaver, G.; van Os, B.; Negrel, P.; Petelet-Giraud, E. (2007). Influence of hydropower dams on the composition of the suspended and riverbank sediments in the Danube. **Environmental Pollution** 148(3), 718-728.
- Knowlton, M.F.; Jones, J.R. (2006). Natural variability in lakes and reservoirs should be recognized in setting nutrient criteria. **Lake and Reservoir Management** 22(2), 161-166.
- Komarék, J.; Fott, B. (1983). Chlorophyceae (Grünalgen). Ordnung: Chlorococcales. In: Huber-Pestalozzi, G. **Das phytoplankton des süßwassers: systematic and biologie**. E. Schweizerbat'sche Verlagsbuch – handlung. Stuttgart, 1440p.
- Komatsu, E.; Fukushima, T.; Shiraishi, H. (2006). Modeling of P-dynamics and algal growth in a stratified reservoir - mechanisms of P-cycle in water and interaction between overlying water and sediment. **Ecological Modelling** 197(3-4), 331-349
- Köppen, W.; Geiger, R. (1928). **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes.
- Kotut, K.; Njuguna, S.G.; Muthuri, F.M.; Krienitz, L. (1999). The physico-chemical conditions of Turkwel Gorge Reservoir, a new man-made lake in Northern Kenya. **Limnologica** 29(4), 377-392.
- Krasa, J.; Dostal, T.; Van Rompaey, A.; Vaska, J.; Vrana, K. (2005). Reservoirs' siltation measurements and sediment transport assessment in the Czech Republic, the Vrchlice catchment study. **CATENA** 64(2-3), 348-362
- Kratina, P.; Greig, H.S.; Thompson, P.L.; Carvalho-Pereira, T.S.; Shurin, J.B. (2012). Warming modifies trophic cascades and eutrophication in experimental freshwater communities. **Ecology** 93(6), 1421-1430.
- Lai, J.; Yu, Z.; Song, X.; Cao, X.; Han, X. (2011). Responses of the growth and biochemical composition of *Prorocentrum donghaiense* to different nitrogen and phosphorus concentrations. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** 405(1-2), 6-17.
- Lamparelli, M.C. (2004). **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo (USP). 238p.
- Laux, M.; Torgan, L.C. (2011). Diatomáceas com plastídeos no plâncton da foz dos rios do Delta do Jacuí, sul do Brasil: um complemento à taxonomia tradicional. **Iheringia** 66(1), 109-132.
- Lee, R.E. (2008). **Phycology**. Cambridge University Press: New York. 561p.
- Legendre, L.; Legendre, P. (1983). **Numerical Ecology: developments in environmental modeling**, 3. Elsevier Scient. Publ. Co., Amsterdam. 435p.
- 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(15), 4487-4496.
- Leite, M.A. (2002). **Análise do aporte, da taxa de sedimentação e da concentração de metais na água, plâncton e sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana-SP**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo (USP). 215p.
- Lerman, A.; Stumm, W. (1989). CO₂ storage and alkalinity trends in lakes. **Water Research** 23(2), 139-146.
- Lewis, W.M. Jr. (2000). Basis for the protection and management of tropical lakes. **Lake & Reservoirs: Resources and Management** 5, 35-48.

Lewis, W.M. Jr. 2002. Causes for the high frequency of nitrogen limitation in tropical lakes. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie** 28, 210-213.

Li, Z.; Guo, J.; Fang, F.; Gao, X.; Long, M.; Liu, Z. (2012). The nutrients-phytoplankton relationship under artificial reservoir operation: a case study in tributaries of the Three Gorges Reservoir, China. **Tropical and Sub-Tropical Reservoir Limnology in China Monographiae Biologicae** 91(2), 193-210.

Liboriussen, S.; Sondergaard, M.; Jeppesen, E.; Thorsgaard, I.; Grünfeld, S.; Jakobsen, T.S.; Hansen, K. (2009). Effects of hypolimnetic oxygenation on water quality: results from five Danish lakes. **Hydrobiologia** 625(1), 157-172.

Lindim, C.; Pinho, J.L.; Vieira, J.M.P. (2011). Analysis of spatial and temporal patterns in a large reservoir using water quality and hydrodynamic modeling. **Ecological Modelling** 222(14), 2485-2494.

Lituo, C.; Zhiwei, L. (2011). The relationship between TN:TP ratio and phytoplankton nutrient limitation in Yanghe Reservoir. **Anais do Water Resource and Environmental Protection International Symposium**, p. 1238-1240.

Liu, L.; Liu, D.; Johnson, D.M.; Yi, Z.; Huang, Y. (2012). Effects of vertical mixing on phytoplankton blooms in Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir: Implications for management. **Water Research** 46(7), 2121-2130.

Liu, W.C.; Chen, W.B.; Kimura, N. (2009). Impact of phosphorus load reduction on water quality in a stratified reservoir – eutrophication modeling study. **Environmental Monitoring and Assessment** 159(1-4), 393-406.

Lopes, A.G.D. (2007). **Estudo da comunidade fitoplanctônica como bioindicador de poluição em três reservatórios em série do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), São Paulo, SP**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo (USP). 137p.

Lopes, M.R.M.; Bicudo, C.E.M. (2001). Short term variations of physical characteristics of shallow subtropical oligotrophic reservoir, southeast Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia** 13(2), 87-98.

López-Tarazón, J.A.; Batalla, R.J.; Vericat, D.; Francke, T. (2009). Suspended sediment transport in a highly erodible catchment: The River Isábena (Southern Pyrenees). **Geomorphology** 109 (3-4), 210-221.

Lorenzo-Lacruz, J.; Vicente-Serrano, S.M.; López-Moreno, J.I.; Beguería, S.; García-Ruiz, J.M. (2010). The impact of droughts and water management on various hydrological systems in the headwaters of the Tagus River (central Spain). **Journal of Hydrology** 386 (1-4), 13-26.

Loverde-Oliveira, S.M.; Huszar, V.L.M. (2007). Phytoplankton ecological responses to the flood pulse in a Pantanal lake, Central Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia** 19(2), 117-130.

Luzia, A.P. (2009). **Estrutura organizacional do fitoplâncton nos sistemas lóticos e lênticos da bacia do Tietê-Jacaré (UGRHI Tietê-Jacaré) em relação à qualidade da água e estado trófico**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). 186p.

Mackereth, F.J.H.; Heron, J.; Talling, J.E. (1978). **Water analysis: some revised methods for limnologists**. Freshwater Biological Association. Sci. Publ. n. 36. Titus. Wilson and sons LTDA. Kendall. 117p.

Macklin, M.G.; Brewer, P.A.; Hudson-Edwards, K.A.; Bird, G.; Coulthard, T.J.; Dennis, I.A.; Lechler, P.J.; Miller, J.R.; Turner, J.N. (2006). A geomorphological approach to the management of rivers contaminated by metal mining. **Geomorphology** 79(3-4), 423-447.

Magalhães, R.A.; dos Santos, A.C.A.; Calijuri, M.C. (2012). **Proposta e simulação de teia alimentar planctônica do reservatório de Itupararanga**. Relatório elaborado para o Projeto Temático FAPESP 2008/55636-8.

Malekmohammadi, B.; Zahraie, B.; Kerachian, R. (2011). Ranking solutions of multi-objective reservoir operation optimization models using multi-criteria decision analysis. **Expert Systems with Applications** 38 (6), 7851-7863.

Mamede, G.L. (2008). **Reservoir sedimentation in dryland catchments: modeling and management**. Tese (Doutorado). Institut für Geoökologie, Lehrstuhl für Hydrologie und Klimatologie. 120p.

Marcé, R.; Moreno-Ostos, E.; García-Barcina, J.M.; Armengol, J. (2010). Tailoring dam structures to water quality predictions in new reservoir projects: assisting decision-making using numerical modeling. **Journal of Environmental Management** 91(6), 1255-1267.

Marciano, F.T. (2005). **Composição, abundância e aspectos reprodutivos das espécies de peixes do reservatório Álvaro de Souza Lima (Bariri, SP) e sua relação com as características ambientais do sistema**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo (USP). 236p.

Margalef, R. (1972). Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity. **Transactions Connecticut Academy of Arts and Sciences** 44, 211-235.

Matsuda, Y. (2010). **Avaliação da contribuição de sólidos suspensos de sistemas lóticos para o reservatório Itupararanga, bacia hidrográfica do rio Sorocaba (SP)**. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso). Universidade de São Paulo (USP). 61p.

Mayer, B.; Wassenaar, L.I. (2012). Isotopic characterization of nitrate sources and transformations in Lake Winnipeg and its contributing rivers, Manitoba, Canada. **Journal of Great Lakes Research** 38(3), 135-146.

Mazumder, A.; Havens, K.E. (1998). Nutrient-chlorophyll-Secchi relationships under contrasting grazer communities of temperate versus subtropical lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 55(7), 1652-1662.

Meerhoff, M.; Mazzeo, N.; Moss, B.; Rodríguez-Gallego, L. (2003). The structuring role of free-floating versus submerged plants in a subtropical shallow lake. **Aquatic Ecology** 37(4), 377-391.

Merino-Ibarra, M.; Monroy-Ríos, E.; Vilaclara, G.; Castillo, F.S.; Gallegos, M.E.; Ramírez-Zierold, J. (2008). Physical and chemical limnology of a wind-swept tropical highland reservoir. **Aquatic Ecology** 42(3), 335-345

Mieleitner, J.; Reichert, P. (2008). Modelling functional groups of phytoplankton in three lakes of different trophic state. **Ecological Modelling** 211(3-4), 279-291.

Milstein, A.; Zoran, M. (2001). Effect of water withdrawal from the epilimnion on thermal stratification in deep dual purpose reservoirs for fish culture and field irrigation. **Aquaculture International** 9(1), 81-86.

Miwa, A.C.P.; Freire, R.H.F.; Calijuri, M.C. (2007). Dinâmica de nitrogênio em um sistema de lagoas de estabilização na região do Vale do Ribeira (São Paulo – Brasil). **Engenharia Sanitária e Ambiental** 12(2), 169-180.

Monbet, P.; McKelvie, I.D.; Worsfold, P.J. (2009). Dissolved organic phosphorus speciation in the waters of the Tamar estuary (SW England). **Geochimica et Cosmochimica Acta** 73(4), 1027-1038.

Monteiro Jr., A.J. (2006). **Caracterização limnológica e compartimentalização do reservatório de Ponte Nova, Alto Tietê, SP – uma contribuição ao seu manejo**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo (USP). 91p.

Moreno-Ostos, E.; Cruz-Pizarro, L.; Basanta, A.; George, D.G. (2009). The influence of wind-induced mixing on the vertical distribution of buoyant and sinking phytoplankton species. **Aquatic Ecology** 43(2), 271-284.

Moro, R.S.; Ferrari, F.; Santos, M.A.; Barros, K.F.; Schmitt, J. (2003). Heterogeneidade espacial do fitoplâncton na represa Alagados (Ponta Grossa, PR). **Ciências Biológicas e da Saúde** 9(1), 21-30.

Moura, A.N.; Bittencourt-Oliveira, M.C.; Dantas, E.W.; Arruda Neto, J.D.T. (2007). Phytoplanktonic associations: a tool to understanding dominance events in a tropical Brazilian reservoir. **Acta Botanica Brasilica** 21(3), 641-648.

Mulderij, G.; Van Nes, E.H.; Donk, E.V. (2007). Macrophyte–phytoplankton interactions: The relative importance of allelopathy versus other factors. **Ecological Modelling** 204(1-2), 85-92.

Nandalal, K.D.W.; Bogardi, J.J. (1995). Optimal operation of a reservoir for quality control using inflows and outflows. **Water Science and Technology** 31(8), 273-280.

Nascimento, R.F.F.; Alcântara, E.; Kampel, M.; Stech, J.L. (2011). Caracterização física, química, biológica e óptica da água do reservatório hidrelétrico de Itumbiara: resultados iniciais. **Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Curitiba, PR, Brasil, INPE, p. 5364-5371.

Naselli-Flores, L.; Barone, R.; Chorus, I.; Kurmayer, R. (2007). Toxic cyanobacterial blooms in reservoirs under a semiarid mediterranean climate: the magnification of a problem. **Environmental Toxicology** 22(4), 399-404.

Ncube, S.P.; Makurira, H.; Mhizha, A. (2011). Reservoir operation under variable climate: Case of Rozva Dam, Zimbabwe. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C** 36(14-15), 1112-1119.

Némery, J.; Garnier, J. (2007). Origin and fate of phosphorus in the Seine watershed (France): agricultural and hydrographic P budgets, **Journal of Geophysical Research** 112, G03012.

NEN (1981). **Nederlandse Norm NEN 6520**. Norma holandesa sobre determinação de clorofila a pelo método do etanol.

Nhiwatiwa, T.; Marshall, B.E. (2006). Seasonal and diurnal stratification in two small Zimbabwean reservoirs. **African Journal of Aquatic Science** 31(2), 185-196.

Nilsson, C.; Reidy, C.A.; Dynesius, M.; Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. **Science** 308(5720), 405-408.

Nishimura, P.Y. (2008). **Ecologia da comunidade fitoplanctônica em dois braços da Represa Billings (São Paulo, SP) com diferentes graus de trofia**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo (USP). 156p.

North, R.L.; Guildford, S.J.; Smith, R.E.H.; Havens, S.M.; Twiss, M.R. (2007). Evidence for phosphorus, nitrogen and iron colimitation of phytoplankton communities in Lake Erie. **Limnology and Oceanography** 52(1), 315-328.

Nusch, E.A. (1980). Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. **Arch. Hydrobiologia** 14, 14-36.

Ogbeibu, A.E.; Oribhabor, B.J. (2002). Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. **Water Research** 36(10), 2427-2436

- Okada, E.K.; Agostinho, A.A.; Gomes, L.C. (2005). Spatial and temporal gradients in artisanal fisheries of a large Neotropical reservoir, the Itaipu Reservoir, Brazil. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 62(3), 714-724.
- Okereke, V.I.; Bauman, E.R.; Austin, T.A.; Schulze-Lutz, D. (1988). Midwest (USA) reservoir water quality modification. III. Soluble nutrients. **Water, Air & Soil Pollution** 37(3-4), 343-54.
- Oliveira, J.B. (1999). **Solos do Estado de São Paulo: descrição das classes registradas no mapa pedológico**. IAC: Campinas, 112p. (Boletim Científico, 45).
- Oliveira, J.B.; Camargo, M.N.; Rossi, M.; Calderano Filho, B. (1999). **Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: Legenda Expandida**. Embrapa-Solos/IAC: Campinas (mapa).
- Olmanson, L.G., Bauer, M.E., Brezonik, P.L. (2008). A 20-year Landsat water clarity census of Minnesota's 10,000 lakes. **Remote Sensing of the Environment** 112(11), 4086-4097.
- Omlin, M.; Reichert, P.; Forster, R. (2001). Biogeochemical model of Lake Zürich: model equations and results **Ecological Modelling** 141(1-3), 77-103.
- Padisák, J., Reynolds, C.S.; Sommer, U. (1993). **The intermediate disturbance hypothesis in phytoplankton ecology**. Kluwer, Dordrecht. (Reprinted from *Hydrobiologia*, 249).
- Padisák, J.; Crossetti, L.O.; Naselli-Flores, L. (2009). Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia** 621(1): 1-19.
- Padisák, J.; Molnár, G.; Soróczki-Pintér, E.; Hajnal, E.; George, D.G. (2006). Four consecutive dry years in Lake Balaton (Hungary): consequences for phytoplankton biomass and composition. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie** 29, 1153-1159.
- Paerl, H. (2008). Nutrient and other environmental controls of harmful cyanobacterial blooms along the freshwater-marine continuum. **Advances in Experimental Medicine and Biology** 619, 217-237.
- Paerl, H.; Paul, V.J. (2012). Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. **Water Research** 46(5), 1349-1363.
- Pahlow, M.; Oschlies, A. (2009). Chain model of phytoplankton P, N and light colimitation. **Marine Ecology Progress Series** 376, 69-83.
- Palma, P.; Alvarenga, P.; Palma, V.L.; Fernandes, R.M.; Soares, A.M.V.M.; Barbosa, I.R. (2010). Assessment of anthropogenic sources of water pollution using multivariate statistical techniques: a case study of the Alqueva's reservoir, Portugal. **Environmental Monitoring and Assessment** 165(1-4), 539-552.
- Palmstrom, N. (2005). Development of regional nutrient criteria and implications for states and the regulated community. **Lake and Reservoir Management** 21(2), 174-185.
- Panhota, R.S. (2007). **Utilização e destino do carbono orgânico dissolvido em um reservatório eutrófico (Barra Bonita, SP)**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). 124p.
- Parinet, B.; Lhote, A.; Legube, B. (2004). Principal component analysis: an appropriate tool for water quality evaluation and management – application to a tropical lake system. **Ecological Modelling** 178(3-4), 295-311.
- Parra, O.O.; Gonzalez, M.; Dellarossa, V. (1980). **Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales com especial referencia al fitoplancton de Chile. Clase Euglenophyceae**. Concepcion: Universidad de Concepcion. 98p.

Parra, O.O.; Gonzalez, M.; Dellarossa, V. (1983). **Manual taxonómico del fitoplancton de águas continentales com especial referencia al fitoplancton de Chile. Classe Chlorophyceae.** Concepcion: Universidad de Concepcion. 151p.

Parra, O.O.; Gonzalez, M.; Dellarossa, V.; Rivera, P.; Orellana, M. (1982). **Manual taxonómico del fitoplancton de águas continentales com especial referencia al fitoplancton de Chile. Classe Cyanophyceae.** Concepcion: Universidad de Concepcion. 70p.

Passarinho, K.N. (2009). **Variações em curto prazo da comunidade fitoplanctônica de um lago da planície de inundação Amazônica (Acre, Brasil).** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Acre (UFAC).

Petrucio, M.M.; Barbosa, F.A.R.; Furtado, A.L.S. (2006). Bacterioplankton and phytoplankton production in seven lakes in the Middle Rio Doce basin, south-east Brazil. **Limnologica – Ecology and Management of Inland Waters** 36(3), 192-203.

Pierson-Wickmann, A.C.; Gruau, G.; Jardé, E.; Gaury, N.; Brient, L.; Lengronne, M.; Crocq, A.; Helle, D.; Lambert, T. (2011). Development of a combined isotopic and mass-balance approach to determine dissolved organic carbon sources in eutrophic reservoirs. **Chemosphere** 83(3), 356-366.

Pinto, P.T.; Allende, L.; O'Farrel, I. (2007). Influence of free-floating plants on structure of the natural phytoplankton assemblage: an experimental approach. **Journal of Plankton Research** 29(1), 47-56.

Pivato, B.M.; Train, S.; Rodrigues, L.C. (2006). Dinâmica nictemeral das assembléias fitoplanctônicas em um reservatório tropical (reservatório de Corumbá, Estado de Goiás, Brasil), em dois períodos do ciclo hidrológico. **Acta Scientiarum Biological Sciences** 28(1), 19-29.

Potapova, M.; Charles, D.F. (2007). Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. **Ecological Indicators** 7(1), 48-70.

Qin, H.P.; Khu, S.T.; Yu, X.Y. (2010). Spatial variations of storm runoff pollution and their correlation with land-use in a rapidly urbanizing catchment in China. **Science of The Total Environment** 408(20), 4613-4623.

Rangel, L.M.; Silva, L.H.S.; Arcifa, M.S.; Peticarrari, A. (2009). Driving forces of the diel distribution of phytoplankton functional groups in a shallow tropical lake (Lake Monte Alegre, Southeast Brazil). **Brazilian Journal of Biology** 69(1), 75-85.

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** 693(1), 13-28.

Redfield, A.C. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. **American Scientist** 46(3), 205-221.

Reichwaldt, E.S.; Ghadouani, A. (2012). Effects of rainfall patterns on toxic cyanobacterial blooms in a changing climate: between simplistic scenarios and complex dynamics. **Water Research** 46(5), 1372-93

Reynolds, C.S. (1984). Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. **Freshwater Biology** 14(2), 111-142.

Reynolds, C.S. (1997). **Vegetation Processes in the Pelagic. A Model for Ecosystem Theory.** ECI, Oldendorf.

Reynolds, C.S. (2006). **The Ecology of Phytoplankton.** Cambridge University Press. 530p.

- Reynolds, C.S.; Huszar, V.; Kruk, C.; Naselli-Flores, L. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research** 24(5): 417-428.
- Reynolds, C.S.; Irish, A.E.; Elliott, J.A. (2001). The ecological basis for simulating phytoplankton responses to environmental change (PROTECH). **Ecological Modelling** 140(3), 271-291.
- Ribeiro Filho, R.A. (2006). **Relações tróficas e limnológicas no reservatório de Itaipu: uma análise do impacto da biomassa pesqueira nas comunidades planctônicas**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo (USP). 154p.
- Righetto, A.M. (1998). **Hidrologia e recursos hídricos**. EESC/USP: São Carlos, 840 p.
- Rigosi, A.; Rueda, F.J. (2012). Hydraulic control of short-term successional changes in the phytoplankton assemblage in stratified reservoirs. **Ecological Engineering** 44, 216-226.
- Rohm, C.M.; Omernik, J.M.; Woods, A.J.; Stoddard, J.L. (2002). Regional characteristics of nutrient concentrations in streams and their application to nutrient criteria development. **Journal of the American Water Resources Association** 38(1), 213-239.
- Romo, S.; Soria, J.; Fernández, F.; Ouahid, Y.; Barón-Solá, A. (2012). Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. **Freshwater Biology** (no prelo). DOI: 10.1111/j.1365-2427.2012.02734.x
- Rueda, F.; Moreno-Ostos, E.; Armengol, J. (2006). The residence time of river water in reservoirs. **Ecological Modelling** 191(2), 260-274.
- Rychtecký, P.; Znachor, P. (2011). Spatial heterogeneity and seasonal succession of phytoplankton along the longitudinal gradient in a eutrophic reservoir. **Hydrobiologia** 663(1), 175-186.
- Sabater, S.; Artigas, J.; Duran, C.; Pardos, M.; Romani, A.M.; Tornés, E.; Ylla, I. (2008). Longitudinal development of chlorophyll and phytoplankton assemblages in a regulated large river (the Ebro River). **Science of The Total Environment** 404(1), 196-206.
- SABESP (2012). **Sistema Produtor São Lourenço**. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaId=485>. Acesso: julho de 2012.
- Salas, H.J.; Martino, P. (1991). A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Water Research** 25(3), 341-350.
- Salmaso, N.; Padisák, J. (2007). Morpho-Functional Groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). **Hydrobiologia** 578(1), 97-112.
- Sand-Jensen, K.; Mebus, J.R. (1996). Fine-scale patterns of water quality velocity within macrophyte patches in streams. **Oikos** 76,169-180.
- Sang-Jae, L.; An, K.G. (2008). Empirical relations of nutrients, N:P ratios and chlorophyll in the drinking water supplying dam and agricultural reservoirs. Korean **Journal of Limnology** 41(4), 512-518.
- Sant'Anna, C.L.; Azevedo, M.T.P.; Agujaro, L.F.; Carvalho, M.C.; Carvalho, L.R.; Souza, R.C.R. (2006). **Manual ilustrado para identificação e contagem de Cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras**. Interciência: Rio de Janeiro, 58p.
- Sanudo-Wilhemly, S.A. (2006). A phosphate alternative. **Nature** 439, 25-26
- SÃO PAULO (1994). **Lei nº 9.034, 27 de dezembro de 1994**. Governo do estado de São Paulo. Disponível em: <http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/Lei-9034-94.pdf>. Acesso: dezembro de 2011.

SÃO PAULO (1998). **Lei nº 10.100, 01 de dezembro de 1998**. Governo do estado de São Paulo. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/legislacao/estadual/leis/1998%20Lei%2010100.pdf>. Acesso: dezembro de 2011.

SÃO PAULO (2003). **Lei no 11.579, 02 de dezembro de 2003**. Governo do estado de São Paulo. Disponível em: <http://www.camaraibiuna.sp.gov.br/leis/legislacao>. Acesso: dezembro de 2011.

Sardinha, D.S.; Conceição, F.T.; Bonotto, D.M.; Salles, M.H.D.; Angelucci, V.A. (2008). Avaliação de balanço anual de cátions e ânions na bacia do Alto Sorocaba (SP). **Revista Brasileira de Geociências** 38(4), 730-740.

Sarmiento, H.; Descy, J.P. (2008). Use of marker pigments and functional groups for assessing the status of phytoplankton assemblages in lakes. **Journal of Applied Phycology** 20(6), 1011-1011.

Sarmiento, H.; Isumbisho, M.; Descy, J.P. (2006). Phytoplankton ecology of Lake Kivu (eastern Africa). **Journal of Plankton Research** 28(9), 815-829.

Schaaning, M.T.; Hylland, K.; Eriksen, G.O.; Bergan, T.D.; Gunnarsson, J.S.; Skei, J.M. (1996). Interaction between eutrophication and contaminants. II. Mobilization and bioaccumulation of Hg and Cd from marine sediments. **Marine Pollution Bulletin** 33, 71-80.

Schafer, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Editora da UFRGS: Porto Alegre. 532p.

Schoch, A.L., Schilling, K.E., Chan, K.S. (2009). Time-series modeling of reservoir effects on river nitrate concentrations. **Advances in Water Resources** 32(8), 1197-1205.

Scott, J.T.; Stanley, J.K.; Doyle, R.D.; Forbes, M.G.; Brooks, B.W. (2009). River-reservoir transition zones are nitrogen fixation hot spots regardless of ecosystem trophic state. **Hydrobiologia** 625(1), 61-68.

SEADE (2000, 2003, 2005, 2007, 2010) – **População e estatísticas vitais**. Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados. Disponível em: <http://www.seade.gov.br>. Acesso: outubro de 2010.

Secchin, L.F. (2012). **Caracterização ambiental e avaliação da produção de cargas difusas da área de drenagem da represa de Itupararanga, SP**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo (EESC-USP).

Semenchenko, V.P.; Razlutskiy, V.I. (2010). New multimetric index for determination of the trophic status and the ecological condition of lentic waters. **Doklady Natsional'noi Akademii Nauk Belarusi** 51(1), 72-74.

Shannon, C.E.; Weaver, W. (1963). **The Mathematical Theory of Communication**. Urbana, Univ. of Illinois Press, 173p.

Sheela, A.M.; Letha, J.; Joseph, S.; Ramachandran, K.K.; Sanalkumar, S.P. (2011). Trophic state index of a lake system using IRS (P6-LISS III) satellite imagery. **Environmental Monitoring and Assessment** 177(1-4), 575-592.

Shuchun, Y.; Bin, X. (2010). Nutrients and heavy metals in multi-cores from Zhushan Bay at Taihu Lake, the largest shallow lake in the Yangtze Delta, China. **Quaternary International** 226(1-2), 23-28.

Silva Filho, P.A. (2007). **Diagnóstico operacional de lagoas de estabilização**. Dissertação (Mestrado). Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN). 169p.

Silva, C.A.; Train, S.; Rodrigues, L.C. (2005). Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system. **Hydrobiologia** 537(1-3), 99-109.

- Sinha, R.; Pearson, L.A.; Davis, T.W.; Burford, M.A.; Orr, P.T.; Neilan, B.A. (2012). Increased incidence of *Cylindrospermopsis raciborskii* in temperate zones: Is climate change responsible? **Water Research** 46(5), 1408-1419.
- Sinistro, R.; Sánchez, M.L.; Marinone, M.C.; Izaguirre, I. (2007). Experimental study of the zooplankton impact on the trophic structure of phytoplankton and the microbial assemblages in a temperate wetland (Argentina). **Limnologia** 37(1), 88-99.
- Skei, J.; Larsson, P.; Rosenberg, R.; Jonsson, P.; Olsson, M.; Broman, D. (2000). Eutrophication and contaminants in aquatic systems. **Ambio** 29(4-5), 184-194.
- Skidmore, R.E.; Maberly, S.C.; Whitton, B.A. (1998). Patterns of spatial and temporal variation in phytoplankton chlorophyll a in the River Trent and its tributaries. **Science of The Total Environment** 210-211, 357-365.
- Smith, A.J.; Tran, C.P. (2010). A weight-of-evidence approach to define nutrient criteria protective of aquatic life in large rivers. **Journal of the North American Benthological Society** 29(3), 875-891
- Smith, R.A.; Alexander, R.B.; Schwarz, G.E. (2003) Natural background concentrations of nutrients in streams and rivers of the conterminous United States. **Environmental Science & Technology** 37(14), 3039-3047.
- Smith, W.S.; Petre Jr., M. (2008). Spatial and temporal patterns and their influence on fish community at Itupararanga Reservoir, Brazil. **International Journal of Tropical Biology** 56(4), 2005-2020.
- Soares, M.C.S.; Huszar, V.L.M.; Roland, F. (2007). Phytoplankton dynamics in two tropical rivers with different degrees of human impact (Southeast Brazil). **River Research and Applications** 23, 698-714.
- Soininen, J.; Korhonen, J.J.; Karhu, J.; Vatterli, A. (2011). Disentangling the spatial patterns in community composition of prokaryotic and eukaryotic lake plankton. **Limnology and Oceanography** 56(2), 508-520.
- Solheim, A.L. (2005). **Reference Conditions of European Lakes**. Disponível em: www.rbm-toolbox.net/3.1713.D7-uusi.pdf. Acesso: agosto de 2011
- Soltani, F.; Kerachian, R.; Shirangi, E. (2010). Developing operating rules for reservoirs considering the water quality issues: Application of ANFIS-based surrogate models. **Expert Systems with Applications** 37(9), 6639-6645.
- Sommer, U. (1989). The role of resource competition in phytoplankton succession, p. 57-106. In: Sommer, U. (ed.). **Plankton ecology: Succession in plankton communities**. Springer, p. 57-106.
- Søndegaard, M.; Moss, B. (1998). Impact of submerged macrophytes on phytoplankton in shallow freshwater lakes. In: Jeppensen, E.; Søndegaard, M.; Christoffersen, K. (eds.). **The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes**. Ecological Studies 131. Springer Verlag, NY.
- Soranno, P.A.; Cheruvellil, K.S.; Stevenson, R.J.; Rollins, S.L.; Holden, S.W.; Heaton, S.; Torng, E. (2008). A framework for developing ecosystem-specific nutrient criteria: integrating biological thresholds with predictive modeling. **Limnology and Oceanography** 53(2), 773-787.
- Soranno, P.A.; Wagner, T.; Martin, S.L.; McLean, C.; Novitski, L.N.; Provence, C.D.; Rober, A.R. (2011). Quantifying regional reference conditions for freshwater ecosystem management: A comparison of approaches and future research needs. **Lake and Reservoir Management** 27(2), 138-148.

Souza, M.B.G.; Barros, C.F.A.; Barbosa, F.; Hajnal, E.; Padisák, J. (2008). Role of atelomixis in replacement of phytoplankton assemblages in Dom Helvécio Lake, South-East Brazil. **Hydrobiologia** 607(1), 211-224.

Specchiulli, A.; Focardi, S.; Renzi, M.; Scirocco, T.; Cilenti, L.; Breber, P.; Bastianoni, S. (2008). Environmental heterogeneity patterns and assessment of trophic levels in two Mediterranean lagoons: Orbetello and Varano, Italy. **Science of The Total Environment** 402(2-3): 285-298.

Stevenson, R.J.; Hill, B.H.; Herlihy, A.T.; Yuan, L.L.; Norton, S.B. (2008). Algae-P relationships, thresholds, and frequency distributions guide nutrient criterion development. **Journal of the North American Benthological Society** 27, 783-799.

Sthapit, E.; Ochs, C.A.; Zimba, P.V. (2008). Spatial and temporal variation in phytoplankton community structure in a southeastern U.S. reservoir determined by HPLC and light microscopy. **Hydrobiologia** 600(1), 215-228.

Straskraba, M.; Dostálková, I.; Hejzlar, J.; Vyhnálek, V. (1995). The effect of reservoirs on phosphorus concentration. **Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie** 80(3), 403-413.

Stumm, W.; Morgan, J.J. (1981). **Aquatic chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibrium in natural waters**. John Wiley & Sons, 780p.

Sulis, A., Buscarinu, P., Sechi, G.M. (2011). Using reservoir trophic-state indexes in optimisation modeling of water-resource systems. **Environmental Modelling & Software** 26(6), 731-738.

Suttle, C.A.; Chan, A.M.; Cottrell, M.T. (1990). Infection of phytoplankton by viruses and reduction of primary productivity. **Nature** 347, 467-469.

Tadonlécé, R.D.; Sime-Ngando, T.; Amblard, C.; Sargos, D.; Devaux, J. (2000). Primary productivity in the recently flooded 'Sep Reservoir' (Puy-de-Dôme, France). **Journal of Plankton Research** 22(7), 1355-1375.

Takamura, N.; Kadono, Y.; Fukushima, M.; Nakagawa, M.; Kim, B.H.O. (2003). Effects of aquatic macrophytes on water quality and phytoplanktonic communities in shallow lakes. **Ecological Research** 18, 381-395.

Taniguchi, G.M.; Rocha, O.; Senna, P.A.C. (2003). A comunidade fitoplanctônica de um lago tropical no Sudeste do Brasil (Lago Dom Helvécio, estado de Minas Gerais). **Caderno de Pesquisa Série Biologia** 15(1), 29-55.

Teixeira, C. (1969). **Estudo sobre algumas características do fitoplâncton da região de Cananéia e o seu potencial fotossintético**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo (USP). 82p.

Thornton, K.W.; Kimmel, B.L.; Payne, F.E. (1990). **Reservoir Limnology: ecological perspectives**. John Wiley & Sons Inc. 246p.

Tothong, W.; Huon, S.; Janeau, J.L.; Boonsaner, A.; Rouw, A.; Planchon, O.; Bardoux, G.; Parkpian, P. (2011). Impact of land use change and rainfall on sediment and carbon accumulation in a water reservoir of North Thailand. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 140(3-4), 521-533.

Tilman, D. (1977). Resource competition between planktonic algae: An experimental and theoretical approach. **Ecology** 58(2), 338-348.

Tilman, D. (1982). **Resource competition and community structure**. Princeton University Press: New Jersey. 296p.

- Tilman, D. (1985). The resource-ratio hypothesis of plant succession. **The American Naturalist** 125(6), 827-852.
- Toledo Jr., A.P.; Talarico, M.; Chinez, S.J.; Agudo, E.G. (1983). A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. **Anais do 12º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 34p.
- Tomaszek, J.A.; Koszelnik, P. (2003). A simple model of nitrogen retention in reservoirs. **Hydrobiologia** 504(1-3), 51-58.
- Torres, I.C.; Resck, R.P.; Pinto-Coelho, R.M. (2007). Mass balance estimation of nitrogen, carbon, phosphorus and total suspended solids in the urban eutrophic, Pampulha reservoir, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia** 19(1), 79-91.
- Trolle, D.; Hamilton, D.P.; Pilditch, C.A.; Duggan, I.C.; Jeppesen, E. (2011). Predicting the effects of climate change on trophic status of three morphologically varying lakes: Implications for lake restoration and management. **Environmental Modelling & Software** 26(4), 354-370.
- Tucci, A.; Sant'Anna, C. (2003). *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 26(1), 97-112.
- Uhlmann, D. (1998). Reservoirs as Ecosystems. **International Review of Hydrobiology** 83, 13-20.
- USEPA (2001) **Ecoregional nutrient criteria documents for rivers & streams**. United States Environmental Protection Agency, USEPA. Disponível em: http://water.epa.gov/scitech/swguidance/waterquality/standards/criteria/aqlife/pollutants/nutrient/rivers_index.cfm. Acesso: dezembro de 2010.
- Uthermöhl, H. (1958). **On the perfecting of quantitative phytoplankton method**. Inst. Ass. Theor. Commum. Vol 9.
- Valle, A.C.M.; Aguiar, M.A.A.; Cruz Jr., G. (2009). The impact of water quality as an environmental constraint on operation planning of a hydro-thermal power system. **Renewable Energy** 34(3), 655-659.
- Van Donk, E.; Van de Bund, W.J. (2002). Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. **Aquatic Botany** 72 (3-4), 261-274.
- Vargas, S.R. (2012). **Influência da concentração de nutrientes na interação entre duas espécies fitoplanctônicas isoladas do reservatório de Itupararanga – SP**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo (USP). 148p.
- Velho, L.F.M.; Lansac-Tôha, F.A.; Bonecker, C.C.; Bini, L.M. Rossa, D.C. (2002). The longitudinal distribution of copepods in Corumbá Reservoir, State of Goiás, Brazil. **Developments in Hydrobiology** 156(5), 385-391.
- Viegas, V.L.R. (2010). **Fitoplâncton das Albufeiras do Divor, Monte Novo e Pêgo do Altar: contribuição para o estudo da qualidade da água**. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Portugal. 107p.
- Vitousek, P.M.; Aber, J.; Howarth, R.W.; Likens, G.E.; Matson, P.A.; Schindler, D.W.; Schlesinger, W.H.; Tilman, G.D. (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences. **Issues in Ecology** 1, 1-16.

Vollenweider, R.A. (1987). **This Week's Citation Classic**. Comments about the repercussion of the technical report produced by Vollenweider, R.A – Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development. 1968. Technical Report DAS/CS 1/68.27. 250p. Disponível em: garfield.library.upenn.edu/classics1987/A1987J64800001.pdf. Acesso: agosto de 2011.

Votorantim Energia (1914-2011). **Dados operacionais e climatológicos da barragem do reservatório de Itupararanga**. Dados internos. Votorantim Energia.

Vrede, T.; Tranvik, L.J. (2006). Iron constraints on planktonic primary production in oligotrophic lakes. **Ecosystems** 9(7), 1094-1105.

Wang, B. (2006). Cultural eutrophication in the Changjiang (Yangtze River) plume: History and perspective. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** 69(3-4), 471-477.

Wang, H.; Wang, H. (2009). Mitigation of lake eutrophication: loosen nitrogen control and focus on phosphorus abatement. **Progress in Natural Science** 19(1), 1445-1451.

Wang, L.; Cai, Q.; Zhang, M.; Tan, L.; Kong, L. (2011a). Longitudinal patterns of phytoplankton distribution in a tributary bay under reservoir operation. **Quaternary International** 244(2), 280-288.

Wang, L.; Cai, Q.-H.; Tan, L.; Kong, L.-H. (2011b). Longitudinal differences of phytoplankton community during a period of small water level fluctuations in a subtropical reservoir bay (Xiangxi Bay, Three Gorges Reservoir, China). **International Review Hydrobiology** 96(4), 381-396.

Wang, S.; Qian, X.; Han, B.P.; Luo, L.C.; Hamilton, D.P. (2012). Effects of local climate and hydrological conditions on the thermal regime of a reservoir at Tropic of Cancer, in southern China. **Water Research** 46(8), 2591-2604.

Wang, S.H.; Dzialowski, A.R.; Meyer, J.O.; deNoyelles Jr., F.; Lim, N.C.; Spotts, W.W.; Huggins, D.G. (2005). Relationships between cyanobacterial production and the physical and chemical properties of a Midwestern Reservoir, USA. **Hydrobiologia** 541(1), 29-43.

Watts, G.; Christerson, B.V.; Hannaford, J.; Lonsdale, K. (2012). Testing the resilience of water supply systems to long droughts. **Journal of Hydrology** 414-415(11), 255-267.

WCED-ONU (1987). **Our common Future**. Oxford: Oxford University Press, World Commission on Environment and Development.

Weigel, B.M.; Robertson, D.M. (2007). Identifying biotic integrity and water chemistry relations in nonwadeable rivers of Wisconsin: toward the development of nutrient criteria. **Environmental Management** 40(4), 691-708.

Weissman, L.; Garty, J.; Hochman, A. (2005). Characterization of enzymatic antioxidants in the lichen *Ramalina lacera* and their response to rehydration. **Applied and Environmental Microbiology** 71(11), 6508-6514.

Welch, E.B. (2009). Should nitrogen be reduced to manage eutrophication if it is growth limiting? Evidence from Moses Lake. **Lake and Reservoir Management** 25(4), 401-409.

Wengrat, S.; Bicudo, D.C. (2011). Spatial evaluation of water quality in an urban reservoir (Billings Complex, southeastern Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia** 23(2), 200-216.

Wetzel, R.G.; Likens, G.E. (1991). *Limnological analyses*. Springer-Verlag: New York, 391p.

- Wilhelm, S.; Adrian, R. (2008). Impact of summer warming on the thermal characteristics of a polymictic lake and consequences for oxygen, nutrients and phytoplankton. **Freshwater Biology** 53(2), 226-237.
- Willén, E. (2003). Dominance patterns of planktonic algae in Swedish forest lakes. **Hydrobiologia** 502(1-3), 315-324.
- Winter, J.G.; Eimers, M.C.; Dillon, P.J.; Scott, L.D.; Scheider, W.A.; Willox, C.C. (2007). Phosphorus Inputs to Lake Simcoe from 1990 to 2003: Declines in tributary loads and observations on lake water quality. **Journal of Great Lakes Research** 33(2), 381-396.
- Withers, P.J.A.; Jarvie, H.P. (2008). Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. **Science of The Total Environment** 400(1-3), 379-395.
- Wosiack, A.C. (2005). **Dinâmica da comunidade de cianobactérias da praia artificial de Entre Rios do Oeste, reservatório de Itaipu (PR)**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Paraná (UFPR). 86p.
- Wu, Z.; Shi, J.; Li, R. (2009). Comparative studies on photosynthesis and phosphate metabolism of *Cylindrospermopsis raciborskii* with *Microcystis aeruginosa* and *Aphanizomenon flos-aquae*. **Harmful Algae** 8(6), 910–915.
- Wu, Z.; Zeng, B.; Li, R.; Song, L. (2012). Physiological regulation of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria) in response to inorganic phosphorus limitation. **Harmful Algae** 15, 53-58.
- Wurts, W.A.; Durborow, R.M. (1992). Interactions of pH, Carbon Dioxide, Alkalinity and Hardness in Fish Ponds. **Southern Regional Aquaculture Center** 464, 1-4.
- Yang, J.; Yu, X.; Liu, L.; Zhang, W.; Guo, P. (2012). Algae community and trophic state of subtropical reservoirs in southeast Fujian, China. **Environmental Science and Pollution Research International** 19(5), 1432-1442
- Ye, L.; Cai, Q. (2011). Spring phytoplankton blooms in Xiangxi Bay of Three-Gorges Reservoir: spatiotemporal dynamics across sharp nutrient gradients. **Journal of Freshwater Ecology** 26(1), 11-18.
- Zhang, W.; Arhonditsis, G.B. (2008). Predicting the frequency of water quality standard violations using Bayesian calibration of eutrophication models. **Journal of Great Lakes Research** 34(4), 698-720.
- Zhang, X.; Xie, P.; Chen, F.; Li, S.; Qin, J. (2007). Driving forces shaping phytoplankton assemblages in two subtropical plateau lakes with contrasting trophic status. **Freshwater Biology** 52(8), 1463-1475.
- Zhu, W.; Wan, L.; Zhao, L. (2010). Effect of nutrient level on phytoplankton community structure in different water bodies. **Journal of Environmental Sciences** 22(1), 32-39
- Zingel, P.; Nõges, P.; Tuvikene, L.; Feldmann, T.; Järvalt, A.; Tõnno, I.; Agasild, H.; Tammert, H.; Luup, H.; Salujõe, J.; Nõges, T. (2006). Ecological processes in macrophyte- and phytoplankton-dominated shallow lakes. **Proceedings of the Estonian Academy of Sciences** 55(4), 280-307.