



**MUSEU NACIONAL**  
**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO**

**FORÇAS REGULADORAS DO BIOVOLUME TOTAL E DOS GRUPOS  
FUNCIONAIS DO FITOPLÂNCTON EM RIOS TROPICAIS (SUDESTE DO  
BRASIL): FATORES HIDROLÓGICOS E USOS DO SOLO.**

**ELEONORA APPEL NÓBREGA DE ANDRADE**

**RIO DE JANEIRO**

**Abril de 2010**

**Eleonora Appel Nóbrega de Andrade**

**FORÇAS REGULADORAS DO BIOVOLUME TOTAL E DOS GRUPOS  
FUNCIONAIS DO FITOPLÂNCTON EM RIOS TROPICAIS (SUDESTE DO  
BRASIL): FATORES HIDROLÓGICOS E USOS DO SOLO.**

01 volume

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Botânica), Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Botânica)

Orientador: Dra. Vera Lúcia de Moraes Huszar

RIO DE JANEIRO

Abril de 2010

## FICHA CATALOGRÁFICA

Appel, Eleonora Nóbrega de Andrade.

Forças reguladoras do biovolume total e dos grupos funcionais do fitoplâncton em rios tropicais (Sudeste do Brasil): fatores hidrológicos e usos do solo. /

Eleonora Appel Nóbrega de Andrade - 2010.

i-xvi, 78f.: 26il.; 5,0 cm.

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas - Botânica )

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Museu Nacional,

Rio de Janeiro, 2010.

Referências bibliográficas 55-66

Orientador: Dra. Vera Lúcia de Moraes Huszar

1. Fitoplâncton. 2. Grupos funcionais. 3. Rios. 4. Forças reguladoras.

5. Usos do solo. – Dissertação. I. Huszar, Vera Lúcia de Moraes (Orient.). II.

Universidade Federal do Rio de Janeiro. Museu Nacional. III. Título.

Eleonora Appel Nóbrega de Andrade

FORÇAS REGULADORAS DO BIOVOLUME TOTAL E DOS GRUPOS  
FUNCIONAIS DO FITOPLÂNCTON EM RIOS TROPICAIS (SUDESTE DO BRASIL):  
FATORES HIDROLÓGICOS E USOS DO SOLO.

01 volume

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Botânica), Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Botânica)

Aprovada em:

---

(Dra. Lúcia Helena Sampaio da Silva, UFRJ)

---

(Dr. Luiz Antonio Martinelli, CENA-USP)

---

(Dra. Maria Carolina S. Soares, UFJF)

*“Num estado de ausência de estresse, o conhecedor, o  
conhecimento e o conhecido se tornam um”*

*B.K.S. Iyengar  
(yogui)*

## Agradecimentos

---

Agradeço primeiramente a querida Vera Huszar, quem com muita dedicação e competência me orientou nesse trabalho. Sua orientação vai além de seu profissionalismo e conhecimento científico. Minha gratidão a você, Vera, por tudo que pude vivenciar nesses anos.

Contei com o apoio financeiro, através de uma bolsa de mestrado (CNPq-MCT), no último ano desse trabalho. Também contei com o apoio do programa BIOTA FAPESP através do projeto “Estrutura e Funcionamento de Bacias Hidrográficas de Micro e Meso Escalas do Estado de São Paulo: Bases para Gerar e Sustentar a Biodiversidade” coordenado pelo Prof. Luis Antônio Martinelli do CENA-USP Piracicaba.

Minha gratidão ao Prof. Martinelli pelo apoio e participação na construção do artigo referente ao capítulo 1 e aos colegas de sua equipe pelo fornecimento dos dados de usos do solo, físicos e químicos e pelas coletas das amostras do fitoplâncton.

Ao Marcos Salomão pelas inúmeras dúvidas esclarecidas e pela participação na construção do artigo referente ao capítulo 1.

Ao Caco Appel (La Collor) pela arte do mapa da área de estudo.

Ao Prof. Marcelo M. Marinho pela revisão da dissertação.

Ao Programa de Pós-Graduação em Botânica do Museu Nacional e à coordenadora Mariângela Menezes por todo o apoio disciplinar.

Ao Laboratório de Ficologia do Museu Nacional (LabFico) pela infra estrutura proporcionada para a quantificação das amostras, análise dos dados e realização da construção desse trabalho.

O LabFico é um laboratório de pessoas especiais sem as quais, trabalhar, seria chaaaaatooooo. Minha eterna gratidão pelas amizades que construímos: Amanditas, Carolzinha tchê Gabix, Gian, Jãdiçu parceiros de disciplinas e questionamentos ecológicos; Juba e Lula hoooo (irmãs gêmeulas queridas, o importante é que emoções eu vivi...ao lado de vocês); Léo, Lu Costa obrigada por todo o suporte científico, dúvidas tiradas, mas principalmente pelo apoio emocional e pela amizade compartilhada; Mari Appel, minha eterna gratidão por compartilhar de coração os momentos mais difíceis (os de assimilação, aceitação e superação); Marina- Marineth sempre presente, Nikson, irmão Robert, Sue são sempre conversas enriquecedoras; Tati, Valerinha, Venessa Becker e Carol Soares obrigada pelo conhecimento científico compartilhado.

Um especial agradecimento à Graça Sophia por tanto que me faltam palavras para listar. Mas se tem algo que não esquecerei é de seu eterno e terno sorriso de rosto inteiro, de seu colo tão maternal e de seus biscoitos de altíssima qualidade indispensáveis para meu cérebro pensar.

À profa. Lúcia Helena Sampaio pela paciência em tirar inúmeras dúvidas e pelo auxílio nas horas necessárias.

À Ana Luiza Burliga (orientadora na graduação), quem muito me encorajou a voltar para o Rio de Janeiro e continuar a jornada acadêmica que mudaria todo o curso de minha história e de minha família. Gratidão por todos os conselhos, suporte emocional, conversas on-line e experiências científicas trocadas.

Aos mestres com carinho um obrigada pela formação: Ana Petri, Jean Valentin, Lúcia Helena, Mariângela Menezes, Lygia, Simone Maciel, Marcia Creed, Vera Huszar.

“Família é nunca ter que abandonar” (Lilo & Stich-WaltDisney). Minha eterna gratidão a todos os meus familiares e amigos por todo o suporte sem o qual jamais teria conseguido: à vó querida seu amor transborda, todos cabem no seu coração. Obrigada pelo meu espaço dentro dele; a minha mãe e ao meu pai, meus amores, pelo incentivo e orgulho que nunca teria coragem de desapontar; aos meus sogros por me acolherem em sua casa durante todo o processo e a Vivi, não agüentaria além de mãe, esposa, estudante, ser dona de casa nessa hora. Vivi obrigada pelo incentivo, torcida além do apoio; aos meus irmãos (em especial ao brothinho) e primos, Pedrão, Tutu, Fê, Paulinha e Vivi pelos momentos de distração necessários e às amigas queridas (8L4E!), pela compreensão do sumiço estratégico.

Minha eterna gratidão aos filhos lindos que tenho (Meme e Pepê), pela companhia nos finais de semana de trabalho, pela colaboração, pelos momentos de descontração e pelo amor que me faz crescer e ter vontade de viver cada dia alegremente.

Ao Luiz poderia agradecer por um milhão de coisas que incluíram todo o suporte e apoio que tive. Mas minha eterna gratidão é por você ter me proporcionado um novo caminho, por ser mais do que marido e ser também amigo, parceiro de montanha, professor de yoga, etc. Tive muitos bons momentos durante todo esse processo. Gratidão e amor por você.

Gratidão à vida!

## Resumo

---

### **FORÇAS REGULADORAS DO BIOVOLUME TOTAL E DOS GRUPOS FUNCIONAIS DO FITOPLÂNCTON EM RIOS TROPICAIS (SUDESTE DO BRASIL): FATORES HIDROLÓGICOS E USOS DO SOLO.**

Eleonora Appel Nóbrega de Andrade

Orientadora: Vera Lúcia de Moraes Huszar

Resumo da Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Botânica), Museu Nacional, da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Botânica).

Em águas correntes a vazão tem sido reconhecida como o macrofator que promove modificações na biomassa e composição do fitoplâncton. Além disso, considerar grupos funcionais (GF) tem sido uma alternativa, principalmente em lagos, para melhor capturar a relação entre populações fitoplanctônicas e ambiente onde vivem. Com o objetivo de reconhecer os padrões temporais e espaciais da comunidade fitoplanctônica e de identificar os principais direcionadores de seu biovolume total do fitoplâncton (BV) e dos GF, foram estudados 10 rios submetidos a diferentes usos e ocupação do solo no Estado de São Paulo, sudeste do Brasil (19°46' e 25°18' S; 44°06' e 53°04' W). Nossas principais hipóteses foram que: i) a vazão será o fator preponderante no direcionamento do biovolume fitoplanctônico total nos rios estudados; ii) os grupos funcionais dominantes serão aqueles adaptados ao fluxo unidirecional dos rios, à baixa luminosidade e aos ambientes enriquecidos; e iii) uma vez que os usos do solo se refletem sobre as condições limnológicas, espera-se que tais usos se relacionem com o BV e com os GF dominantes nos rios estudados. Para tanto foram coletadas mensalmente (abril de 2001 a março de 2002) 119 amostras de água sub-superficial em um ponto no centro da calha dos rios. Variáveis limnológicas, usos do solo e biovolume total e dos grupos funcionais foram investigados. Como em outros rios do mundo o BV foi baixo (mediana= 0,39 mm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup>), variando de zero (11 amostras sendo a maioria em um rio particular) durante a estação quente-chuvosa a 3,22 mm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup> durante a estação seca-fria. A vazão, (correlação negativa) e fósforo (correlação positiva) foram os principais direcionadores do BV. Além disso, menores valores ocorreram em bacias com alguns usos do solo em particular (solo exposto e cana-de-açúcar). Foram identificadas 103 espécies de algas, das quais 37 contribuíram com mais de 4% para o BV, as quais se

distribuíram em 18 GF. Estes grupos foram aqueles descritos para lagos rasos enriquecidos de regiões temperadas (A, C, D, H1, J, K, L0, M, MP, N, P, S1, W2, X1, X3 e Y) além de outros descritos para rios (T<sub>B</sub> e T<sub>C</sub>). Entretanto, dentre estes, apenas cinco (K, S1, X1, Y e T<sub>B</sub>) foram considerados importantes em BV e mostraram-se adaptados às condições impostas pela vazão e pelo regime de luz (sólidos em suspensão como medida de sensibilidade ou tolerância a não disponibilidade de luz). Desta forma, fatores hidrológicos, nutrientes e regime de luz regulam o BV e GF dominantes do fitoplâncton nos rios estudados. Cobertura por cana de açúcar e solo exposto foram os usos de solo mais importantes que se relacionaram negativamente tanto com o biovolume total como com alguns grupos funcionais dominantes.

**Palavras-chave:** fitoplâncton, biovolume, grupos funcionais, rios, usos e ocupação do solo

## Abstract

---

### **DRIVING FORCES ON TOTAL BIOVOLUME AND FUNCTIONAL GROUPS OF PHYTOPLANKTON IN 10 TROPICAL RIVERS (SOUTHEAST BRAZIL): DISCHARGE AND LAND USE.**

Eleonora Appel Nóbrega de Andrade

Orientadora: Vera Lúcia de Moraes Huszar

Abstract da Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Botânica), Museu Nacional, da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Botânica).

Discharge has been recognized as a central role leading to shifts in phytoplankton biomass and composition in running waters. Furthermore, phytoplankton functional groups (FG) have been considered, mainly for lakes, as an alternative approach to better understand the relationship between phytoplankton population and environmental conditions. With aim to recognize the temporal and spatial patterns of phytoplankton community and to identify their main driving forces, 10 rivers under different land uses in the state of São Paulo, (Southeast Brazil) were studied (19°46' and 25°18'S; 44°06' and 53°04'W). Our hypothesis were that: i) discharge will be the main driver acting upon total phytoplankton biovolume (BV); ii) dominant FG will be those adapted to the unidirectional flux, to low light availability and to the enriched environments; and iii) because limnological conditions in rivers are closely related to land uses, relationships between land uses and BV and dominant FG are expected. We monthly collect 119 samples in sub-surface waters (April 2001 to March 2002) in one sampling station at the center of the canal in each river. Limnological variables, land cover, total phytoplankton biovolume (BV) and FG were also estimated. As expected, a low average biovolume (median=0.39 mm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup>) was found, which is similar to other rivers worldwide. BV ranged from zero (11 sampling dates, mostly in one particular river) during the warm-rainy season, to 3.22 mm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup> during the dry-winter season. Discharge, (negative correlation) and bottom-up control by phosphorus (positive correlation) were the main driving forces. Furthermore, lower BV occurred in watersheds with some particular uses, such as higher bare-soil and sugarcane land cover. A total of 103 species were identified. Among them, 37 contributed more than 4% to BV,

which were distributed in 18 GF. Those FG were the same previously found in enriched shallow lakes from temperate regions (A, C, D, H1, J, K, L0, M, MP, N, P, S1, W2, X1, X3 and Y), and those described for rivers (T<sub>B</sub> and T<sub>C</sub>). However, among these only five (K, S1, X1, Y and T<sub>B</sub>) were considered important in BV (annual mean > 4% tot toal BV). They were adapted to the conditions imposed by discharge and the light regime (suspended solids as a proxy). Thus, hydrologic factors, nutrients and light regulate total BV and the dominant FG in the studied rivers. Coverage by sugar cane and bare soils were the most important land uses negative related to both total BV and the dominant FG.

**Key-words:** phytoplankton, biovolume, functional groups, rivers, land uses.

## Sumário

---

	<b>páginas</b>
Lista de figuras.....	xiv
Lista de tabelas.....	xvi
Apresentação da dissertação.....	1
Introdução geral.....	2
Área de estudo.....	9
Capítulo 1 – Fatores hidrológicos e fósforo como direcionadores do biovolume total do fitoplâncton em 10 rios do Sudeste do Brasil, SP.....	13
Introdução.....	14
Métodos.....	16
Resultados.....	20
Discussão.....	29
Capítulo 2 - Grupos funcionais fitoplanctônicos em rios submetidos a diferentes usos e ocupação do solo.....	32
Introdução.....	34
Métodos.....	38
Resultados.....	41
Discussão.....	52
Discussão geral.....	58
Conclusões gerais.....	61
Referências bibliográficas.....	62
Anexo 1: Lista de táxons e os respectivos grupos funcionais em que foram inseridas.....	74
Anexo 2: Grupos funcionais em diferentes sistemas submetidos ao fluxo da massa de água.....	76

## Lista de figuras

- Figura 1: Localização da área de estudo, assinaladas as bacias hidrográficas e os pontos de amostragem (círculos brancos). Martinelli *et al.* 2002 modificado.....9
- Figura 2: (a) Urbanização (%) e (b) Esgoto tratado (%) no Estado de São Paulo. Fonte: Martinelli *et al.* 2002.....10
- Figura 3: Mapa dos usos do solo nas bacias hidrográficas estudadas. Fonte: Da Silva *et al.* 2007.....11
- Figura 4: Variação da vazão nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo. A variação em cada rio é ocasionada pela sazonalidade, que é expressa por “box whisker plots”, nos quais as linhas das caixas indicam a mediana, os limites, traços e pontos abrangem 75, 90 e 95% dos dados, respectivamente. Letras similares significam ausência de diferença estatística. A abreviação dos rios encontra-se na Tabela 1.....19
- Figura 5: Relação entre log da vazão média anual e log da área das 10 bacias hidrográficas do estado de São Paulo (n=10). 1= ITA, 2=PAR, 3=API, 4=TAQ, 5= PEI, 6=AGU, 7=SJD, 8=TUR, 9=MOG e 10=PIR.....20
- Figura 6: Variáveis limnológicas nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo. A variação em cada rio é ocasionada pela sazonalidade, expressa pelos “box whisker plots”, nos quais as linhas das caixas indicam as medianas, os limites, traços e pontos abrangem 75, 90 e 95% dos dados, respectivamente. As linhas verticais indicam os grupos de bacias de acordo com o “Land Use Index” (LUI). STS= sólidos totais em suspensão, NID= nitrogênio inorgânico dissolvido e PSR= fósforo solúvel reativo. 1= LUI<20, 2= LUI 20<50 e 3= LUI>50. Nas figuras i e j as linhas pontilhadas indicam as concentrações limitantes para o crescimento fitoplanctônico de acordo com REYNOLDS (1992). A abreviação dos rios encontra-se na Tabela 1.....22
- Figura 7: Biovolume total fitoplanctônico nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo. A variação é ocasionada pela sazonalidade, expressa por “box whiskers plots”, nos quais as linhas das caixas indicam a mediana, os limites, traços e pontos abrangem 75, 90 e 95% dos dados, respectivamente. Um *outlier* em TAQ foi retirado. Letras similares indicam ausência de diferenças estatísticas. 1= LUI<20, 2= LUI 20<50 e 3= LUI>50. A abreviação dos rios conforme Tabela 1.....23
- Figura 8: Variação sazonal no biovolume total fitoplanctônico (linhas sólidas) e vazão (linhas pontilhadas) nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo durante o período de abril de 2001 a março de 2002. Para melhor visualização dos ciclos sazonais a escala no eixo Y é diferente em ITA, TAQ e PIR. “Baixa” e “Alta” estão relacionadas com os períodos da vazão.....24
- Figura 9: Diagrama de ordenação derivados da Análise de Componentes Principais (ACP) aplicado às variáveis ambientais e ao biovolume total do fitoplâncton em nove rios do Estado de São Paulo (rio Piracicaba excluído da análise devido a sua forte eutrofização se comparada aos demais rios), durante os períodos de chuva (símbolos em preto) e seca

## Lista de figuras (continuação)

---

(símbolos em branco). Amostras (rios) foram agrupadas de acordo com as categorias do índice integrado de uso do solo (LUI, ver texto). O eixo foi girado 135°. A abreviação dos rios está na Tabela 1. WT= temperatura da água, DO= oxigênio dissolvido, Cond= condutividade, CO<sub>2</sub>= dióxido de carbono livre, N NO<sub>3</sub>= nitrato, TSS= sólidos totais em suspensão, Q=vazão, SRP=fósforo solúvel reativo, BV= biovolume total do fitoplâncton.

.....26

Figura 10: Relações entre log volume de esgoto gerado e log vazão, log densidade populacional e log área, nas 10 bacias hidrográficas estudadas no Estado de São Paulo entre abril de 2001 e março de 2002. 1=ITA, 2=PAR, 3=API, 4=TAQ, 5=PEI, 6=AGU, 7=SJD, 8=TUR, 9=MOG e 10=PIR. Abreviações dos nomes dos rios conforme Tabela 1.

.....41

Figura 11: Percentual de espécies fitoplanctônicas por classe taxonômica nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo, no período de abril de 2001 a março de 2002 (Cian = cianobactérias, Crip = criptofíceas, Dino = dinoflagelados, Cris=crisofíceas, Xant = xantofíceas, Diat = diatomáceas, Eugl=euglenóides, Clor=clorofíceas e Zign=zignematofíceas).....45

Figura 12: Média anual do biovolume dos cinco principais grupos taxonômicos nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo durante o período de abril de 2001 a março de 2002. Outras = zignematofíceas, xantofíceas, crisofíceas e euglenóides. Abreviação dos nomes dos rios conforme Tabela 1 e dos nomes das classes taxonômicas conforme figura 11.....46

Figura 13: Média anual do biovolume relativo e absoluto dos 18 principais grupos funcionais (painéis superiores) e agrupamento gerado a partir do biovolume absoluto desses grupos (painel inferior) nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo durante o período de abril de 2001 a março de 2002.....50

## Lista de tabelas

Tabela 1: Localização e características gerais das 10 bacias hidrográficas estudadas no Estado de São Paulo. DP= densidade populacional; EG= volume de esgoto gerado e ET= percentual de esgoto tratado. Adaptado de Salomão 2004.....	10
Tabela 2: Cobertura do solo (%) nas 10 bacias hidrográficas estudadas no Estado de São Paulo. P=pastagem; S=silvicultura; F=floresta; CA=cana-de-açúcar; CP=cultura perene; CAn=cultura anual; SE=solo exposto e U=urbanização. Adaptado de Silva <i>et al.</i> 2007. Abreviações dos nomes dos rios conforme Tabela 1.....	12
Tabela 3: Pesos dos usos do solo usados para construir o índice “Land Use Index”(LUI). Fonte: Ometto <i>et al.</i> 2000.....	18
Tabela 4: Grupos das bacias hidrográficas de acordo com o índice integrado (Land use index- LUI. A abreviação dos rios conforme a Tabela 1.....	20
Tabela 5: Matriz de correlação gerada pela análise de ordenação (autovetores=variáveis) e porcentagem da variância explicada pelos quatro primeiros eixos.....	25
Tabela 6: Correlações entre biovolume total e variáveis limnológicas e os usos do solo nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo de abril de 2001 a março de 2002. Nível de significância (0,05). N=119. * Marginalmente significativo.....	27
Tabela 7: Correlação entre LUI, biovolume e variáveis limnológicas em 10 rios do estado de São Paulo durante o período de abril de 2001 a março de 2002. (n=119; p<0,0001). NID=nitrogênio inorgânico dissolvido e FSR= fósforo solúvel reativo. NS=não significativo.....	28
Tabela 8: Intervalos (mín-máx) e medianas (med) das variáveis limnológicas na baixa (I) e na alta vazão (II) nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo durante o período de abril de 2001 a março de 2002. A abreviação dos nomes dos rios conforme Tabela 1.....	43
Tabela 9: Intervalos (mín-máx) e medianas (med) dos nutrientes na baixa (I) e na alta vazão (II) nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo durante o período de abril de 2001 a março de 2002. Abreviação dos nomes dos rios conforme Tabela 1.....	44
Tabela 10: Espécies com contribuição >4%, classes taxonômicas a que pertencem, grupos funcionais (GF), porcentagem de contribuição e total da porcentagem de contribuição dos GF ocorridos nos 10 rios do Estado de São Paulo durante o período de abril de 2001 a março de 2002.....	47
Tabela 11: Média anual do biovolume absoluto (bv-mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> ) e relativo (%) dos 18 grupos funcionais (GF) em cada rio e média total no conjunto dos dados (méd) do biovolume relativo dos GF em ordem decrescente de contribuição. Em negrito os cinco GF que mais contribuíram para o biovolume.....	49

## Lista de tabelas (continuação)

---

Tabela 12: Correlação entre o biovolume dos principais grupos funcionais e os principais usos do solo, atributos das bacias hidrográficas e variáveis limnológicas nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo durante o período de abril de 2001 a março de 2002.  $P < 0,05$  e  $*p < 0,0001$ .  $N=119$ . NID= nitrogênio solúvel reativo; PSR=fósforo solúvel reativo; Cond=condutividade; STS=sólidos totais em suspensão; DBO= demanda bioquímica de oxigênio e OD=oxigênio dissolvido.....51

Tabela 13: Grupos Funcionais (GF), habitat para os quais foram descritos, representantes típicos e suas tolerâncias e sensibilidade de acordo com Reynolds *et al.* (2002) e Borics *et al.* (2007).....53

## **Apresentação da dissertação**

---

Este trabalho foi realizado na Universidade Federal do Rio de Janeiro, junto ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Botânica) e ao Laboratório de Ficologia do Departamento de Botânica do Museu Nacional, sob a orientação da Profa. Vera Lúcia de Moraes Huszar. Contou com a colaboração do Prof. Luiz A. Martinelli do Centro de Energia Nuclear na Agricultura, CENA/USP, Piracicaba, SP, como coordenador geral do projeto temático “Estrutura e Funcionamento de Bacias Hidrográficas de Micro e Meso Escalas do Estado de São Paulo: Bases para Gerar e Sustentar a Biodiversidade” dentro do programa BIOTA-FAPESP no qual esse trabalho se insere. O projeto conta já com uma série de publicações que inclui uma caracterização detalhada da área de estudo no que concerne aos usos e ocupação do solo e à biogeoquímica da água de 10 rios no Estado de São Paulo.

Aceitei o desafio em trabalhar com plâncton de águas correntes por já ter tido alguma experiência com epilítton de rios sob a orientação da Profa. Ana Luiza Burliga, da Universidade do Vale do Itajaí, SC, quando de minha Monografia de Bacharelado. Para desenvolver o estudo sobre o fitoplâncton dos rios de São Paulo, contei com um ano de bolsa de mestrado entre março de 2009 a fevereiro de 2010, através do projeto “Influência de diferentes usos e ocupação do solo sobre a dinâmica do fitoplâncton em bacias hidrográficas do Estado de São Paulo, Brasil” (Edital MCT/CNPq Nº 70/2008). Foram selecionados 10 pontos amostrais, um em cada rio, com coletas mensais de abril de 2001 a março de 2002, com o objetivo de reconhecer os padrões da comunidade fitoplanctônica e de identificar os principais direcionadores de sua biomassa total e dos grupos funcionais. Essa dissertação consta de dois capítulos. No *Capítulo 1* são apresentados os padrões e os principais direcionadores do biovolume total do fitoplâncton nos 10 rios, assim como possíveis influências dos usos e ocupação do solo sobre essa comunidade, e no *Capítulo 2* apresentam-se os padrões temporais e espaciais e os principais direcionadores do biovolume dos grupos funcionais fitoplanctônicos dominantes, utilizados como ferramenta para resumir as extensas listas de espécies comuns em estudos dessa natureza.

## Introdução geral

---

### A dinâmica dos rios e a comunidade fitoplanctônica

Os rios são, em geral, caracterizados pelo reduzido tempo de residência da água, turbulência constante, coluna d'água normalmente não estratificada, alto aporte de nutrientes e sedimento da bacia de drenagem o que acarreta em elevadas concentrações de material em suspensão (DESCY, 1987) e flutuações marcantes da intensidade luminosa subaquática (REYNOLDS *et al.*, 1994). O fluxo unidirecional das águas correntes constitui uma importante força direcionadora da comunidade fitoplanctônica (REYNOLDS, 1994). Para tanto, as populações fitoplanctônicas necessitam estar adaptadas a essa condição física (REYNOLDS 2000), sendo então reguladas não só pelo controle ascendente por recursos (luz e nutrientes), mas principalmente pelo fluxo turbulento e unidirecional da massa de água (REYNOLDS *et al.* 1994).

Sabe-se que os nutrientes em rios estão comumente em maiores concentrações do que aquelas requeridas pelas algas (WEHR & DESCY 1998). Além disso, a biomassa fitoplanctônica relaciona-se inversamente com a vazão (SCHMIDT 1994), porém os mecanismos pelos os quais o fitoplâncton consegue manter-se no fluxo, mesmo sendo constantemente removido, não estão claros e necessitam de maior investigação (REYNOLDS 2000). O verdadeiro plâncton de rios, entretanto, o potamoplâncton (ZACHARIAS 1898), é representado por aquelas espécies aparentemente originadas no rio ou provenientes de sistemas lênticos adjacentes, mas que sejam capazes de crescerem e de se reproduzirem ao longo desses sistemas (REYNOLDS & DESCY, 1996).

Por outro lado os mecanismos de perdas do fitoplâncton conhecidos em razão do fluxo são: o escoamento para regiões mais baixas e lênticas dos rios (transporte “downstream”) (REYNOLDS & GLAISTER 1993), e os processos de diluição (REYNOLDS 2000; PADISÀK 2003) e de sedimentação (REYNOLDS 1995). Como consequência, é baixa a contribuição (em biomassa) da comunidade fitoplanctônica (TRIFONOVA & PAVLOVA 2004) assim como do plâncton em geral (MINSHALL 1988).

### **Um breve histórico da ecologia de rios e as comunidades bióticas**

Segundo MINSHALL (1988), estudos com as comunidades planctônicas foram precursores em rios no que chamou de “Era Limnológica- 1800 a 1900”, marcada pelos trabalhos de ZACHARIAS (1898) e KOFOID (1903, 1908). ZACHARIAS (1898) cunhou o termo potamoplâncton para o plâncton de rios. Sem ter a intenção, contribuiu para o declínio dos estudos com essa comunidade em rios, quando seus esforços despendidos resultaram no entendimento desapontador de que os organismos planctônicos em águas correntes são originados de ambientes circundantes, ou de zonas mais lênticas (zonas mortas), ou derivados acidentalmente do desprendimento da comunidade bentônica (MINSHALL 1988). Com isso a comunidade bentônica, principalmente a de macroinvertebrados, tornou-se o principal foco de ecólogos de rios a partir do final do século XIX (MINSHALL 1988).

A partir de meados do século XX (1950-1980), quando da “era” da produção primária, do fluxo energético e das relações tróficas, abriram-se novamente as portas para a comunidade fitoplanctônica. As abordagens a respeito da compreensão do funcionamento e da dinâmica dos rios sobre a comunidade biótica também retomou seu desenvolvimento (MINSHALL 1998). A partir de então e até a época atual, o conhecimento da comunidade e as consequências sobre elas impostas pelos fatores hidrológicos tornou-se foco dos estudos com o fitoplâncton em águas correntes (REYNOLDS 1994, 1995; REYNOLDS & DESCY 1996; REYNOLDS 2000).

O fim dessa “era” foi marcado pelo entendimento de que a bacia hidrográfica é a escala ideal para os rios serem estudados (HYNES 1976; VANNOTE *et al.* 1980). O histórico trabalho de VANNOTE *et al.* (1980): O conceito de “continuum” em rios (River Continuum Concept, RCC) culmina em uma teoria que pela primeira vez na história da ecologia aquática mundial mostra a contínua integração do conhecimento sobre o sistema lótico ao longo de toda a bacia hidrográfica da micro para a meso e da meso para a macro escala (CUMMINS *et al.* 2005). A partir daí novas teorias se desdobraram sendo duas as mais difundidas. A de MINSHALL *et al.* 1983 (Espiralamento - “Spiraling”), que postula o efeito das diferentes interações entre a distância da foz do rio (“downstream”, velocidade vs. tempo) e a medida das atividades biológicas como respiração da comunidade bentônica, sobre a matéria orgânica. A reciclagem da matéria nos rios é controlada pela combinação entre fatores abióticos e bióticos e o padrão geral é, em grande parte uma função do fluxo (CUMMINS *et al.* 2005). Assim o tamanho da espiral é inverso à atividade biológica (>

“looping”, menor atividade biológica). O segundo, o conceito de pulso de inundação de JUNK *et al.* 1989 (“Flood Pulse Concept”- FPC), onde é postulado que não todos os rios podem ser considerados à luz do RCC, mas que lagos de planícies de inundação estão submetidos também a uma forte interação horizontal com a planície e que a zona de transição aquático-terrestre (ATTZ) exerce importante influência na estrutura e funcionamento dos rios. Prediz ainda que o pulso de inundação é fundamental na reorganização das comunidades aquáticas e da zona de transição (DEVERCELLI 2010).

Além dessas, outras teorias incluem o conhecimento de mosaicos e habitat e a importância dos distúrbios em águas correntes (“Patch Dynamics Concept - PDC”- TOWNSEND 1989) e mais recentemente um novo conceito/modelo a partir do RCC (CUMMINS *et al.* 2005). O RCC seria sensível ao número de rios que se inserem em cada ordem e por conta disso seria um modelo linear. Já o modelo em rede (Network Dynamic Hypothesis, NDH, BENDA *et al.* 2004) explica a distribuição dos organismos não através da ordem do rio, mas a partir da dimensão espacial da ciclagem de material para a foz do rio (CUMMINS *et al.* 2005), como no modelo de espiral.

Todos esses estudos reforçam o entendimento de que esses sistemas devem ser estudados com perspectivas espacial e temporal, levando-se em consideração a bacia de drenagem onde se inserem, incluindo a paisagem de entorno (TOCKNER *et al.*, 2002; WIENS, 2002).

### **O cenário na bacia de drenagem**

O trabalho de HYNES (1976) é tido como precursor no entendimento de que a bacia de drenagem pode influenciar diretamente a qualidade da água através do escoamento superficial e do fluxo unidirecional dos rios. A partir de então, os rios têm sido crescentemente investigados sobre a perspectiva da paisagem (ALLAN 2004).

Entende-se com isso que as duas maiores ameaças aos sistemas lóticos são as atividades agrícolas e a urbanização (FOLEY *et al.* 2005; TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Essas atividades são as principais fontes de aumento nas concentrações de nitrogênio e fósforo que aceleram o processo de eutrofização em rios (DUPAS *et al.*, 2006). Além disso, a erosão dos solos causada pela agricultura carrega para as águas sedimento e produtos químicos como fertilizantes e agrotóxicos (FOLEY *et al.*, 2005; COOPER & TESTA, 2006). A substituição de floresta nativa por culturas agrícolas também promove alterações nas fontes disponíveis de matéria orgânica a serem carregadas

(SALOMÃO *et al.* 2008). No entanto a mais aguda produtora de fontes pontuais de poluição é a urbanização através dos esgotos domésticos e efluentes industriais (TUNDISI *et al.* 2006; TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Muito embora existam publicações recentes a respeito das ações humanas sobre os recursos hídricos (FOLEY *et al.*, 2005) e sobre possíveis causas e efeitos da eutrofização em sistemas aquáticos (TUNDISI *et al.*, 2006; DODDS, 2006; SOARES *et al.*, 2007; TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008), no Brasil a maioria dos estudos referem-se a reservatórios de abastecimento humano (HENRY & TUNDISI, 1983; NOGUEIRA 2000; CALIJURI & DOS SANTOS 2001, CALIJURI *et al.* 2002; FIGUEREDO & GIANI, 2001) e poucos são os estudos em escala mundial que utilizem Sistemas de Informações Geográficas (SIG), (CUMMINS *et al.* 2005), e que integrem rios e paisagens como partes de um sistema comum (WIENS, 2002; TURNER & RABALIS, 2003) e que abordam as bacias de drenagem em meso-escalas ( $10^3$  a  $10^4$  km<sup>2</sup>) (CUMMINS *et al.* 2005), Essas bacias são geralmente aquelas que se inserem em centros urbanos e pequenas cidades e cujos rios são extensivamente usados para abastecimento de água e agricultura, além de receberem esgotos de áreas adjacentes sem tratamento prévio (CUMMINS *et al.*. 2005).

### **O Estado de São Paulo: os rios e suas paisagens**

É reconhecida a profunda modificação da paisagem no Estado de São Paulo, alterada em virtude dos diversos usos do solo (DA SILVA *et al.*, 2007). Em sua maioria, os rios encontram-se fortemente poluídos em razão da alta carga de esgotos sem tratamento que recebem (MARTINELLI *et al.* 1999). Além disso, a remoção da camada superficial dos solos em regiões agrícolas atinge 20 toneladas por hectare a cada ano (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008). O rio Tietê, a maior bacia hidrográfica do Estado de São Paulo, por exemplo, é um dos rios com grande número de barramentos em cascata e recebe forte carga de esgotos da cidade de São Paulo. O rio Piracicaba recebe descargas urbanas de um milhão de habitantes sem tratamento prévio (KRUSCHER *et al.*, 2002) e possui 34% de sua área ocupada por cultivo de cana-de-açúcar (SALOMÃO, 2004). Como resultado, observa-se uma forte depleção de oxigênio dissolvido como raramente documentada em outros rios (sub) tropicais (BALLESTER *et al.*, 1999). Outras conseqüências decorrentes do uso inadequado do solo, bem como do uso não sustentável dos recursos hídricos no Estado de São Paulo, são as alterações nas comunidades de peixes (BARRELA & PETRULE, 2003) e de macroinvertebrados (OMETTO *et al.*, 2000;

BRANDIMARTE *et al.*, 2003), as altas concentrações de mercúrio (FOSTIER *et al.* 2005; TOMAZELLI *et al.*, 2007) e de outros metais pesados (SALOMÃO *et al.*, 2003), as mudanças na composição do material particulado em suspensão (MARTINELLI *et al.* 2002), as mudanças na composição química da água (LARA *et al.* 2001, WILLIAMS *et al.* 2001, DANIEL *et al.* 2002, FILOSO *et al.* 2003) e o desvio e barramento dos cursos de água (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008), entre outras.

### **O fitoplâncton de rios em um cenário atual**

Mesmo considerando-se (i) o número de rios no mundo e no Brasil (ii) a importância da comunidade planctônica em responder a um estado de saúde de um ambiente e (iii) a importância dos rios enquanto recursos hídricos disponíveis e utilizados para diversas práticas humanas (p.ex. abastecimento público, abrigo para animais e vegetais que serão utilizados para a alimentação humana, irrigação, recreação, navegação, etc.), o fitoplâncton de rios tem recebido, ao longo dos tempos, pouca atenção. No Brasil, dentre os trabalhos para sistemas continentais e marinhos, os estudos limnológicos em sistemas lóticos (rios e riachos) somam apenas 18 %, se comparados aos 44% de estudos em sistemas lênticos (lagos e reservatórios) e 26% em ambientes marinhos incluindo lagoas costeiras (MELO *et al.* 2006). Muito embora os estudos com o fitoplâncton em geral tenham crescido na última década, o Brasil, México e Argentina juntos participam ainda com apenas 4,3 % das publicações mundiais (CARNEIRO *et al.* 2008).

Os trabalhos com o fitoplâncton de rios são diversificados envolvendo, inclusive, monitoramentos ambientais de séries históricas que abrangem décadas (IBELINGS *et al.* 1998) nos quais se percebe que a comunidade fitoplanctônica muda sua composição ao longo do tempo e pode indicar as condições de saúde de um sistema. De uma forma geral, no entanto, se investiga as mudanças na composição taxonômica da comunidade e de espécies em diferentes cenários como canais de rios (AL-SAADI & AL-LAMI 1996), em conectividade rio-lagos (BADILAK & PHILIPS 2004; BAHNWARD *et al.* 1999), em diferentes trechos de um rio (IZAGUIRRE *et al.* 2001; HA *et al.* 2002) com (RUSE & LOVE 1997; SOARES *et al.* 2007; ZENG *et al.* 2007) ou sem influência de barragens (MERCADO 2003), sobre condições de pressão por herbivoria (GOSSELAIN *et al.* 1994). Poucos trabalhos de cunho ecológico, no entanto, identificam padrões do fitoplâncton enquanto comunidade e/ou abordam o rio como ambiente de fluxo contínuo, sem a influência de barragens e lagos.

Uma importante abordagem que visa capturar melhor a ecologia das populações fitoplanctônicas através do conhecimento de suas tolerâncias e sensibilidades às condições bióticas e abióticas é a abordagem dos grupos funcionais desenvolvida por REYNOLDS (REYNOLDS 1988, 1997, 2006, REYNOLDS *et al.* 2002). Embora tenha sido desenvolvida com base em dados de lagos de regiões temperadas, sua aplicação em rios (SOARES *et al.* 2007; BORICS *et al.* 2007) vem sendo mostrada como promissora. A vantagem dessa abordagem é a de resumir extensas listas de espécies (PADISÁK *et al.* 2008) agrupando populações que compartilham "traits" semelhantes (p.ex. taxas de crescimento, taxas de sedimentação, constantes de semi-saturação para absorção de nutrientes) e que apresentam adaptações a condições ambientais similares (REYNOLDS 1997). "Traits" são aqui reconhecidos como características fisiológicas, morfológicas e fenológicas que governam o desempenho ecológico das espécies (MC GILL 2006; VIOLLE *et al.* 2007).

Levando-se em consideração as diferentes abordagens mostradas no presente estudo, o uso de informações geográficas para obtenção do percentual de uso e ocupação do solo, a ausência de influência de barragens e de sistemas lênticos (reservatórios e lagos marginais), a escala temporal de estudo e o número significativo de amostras analisadas, esse trabalho configura-se como pioneiro em utilizar o biovolume fitoplanctônico total e dos grupos funcionais em rios tropicais.

**Objetivo geral**

Reconhecer os padrões espaciais e temporais das comunidades fitoplanctônicas de 10 rios do Estado de São Paulo e identificar os principais fatores que regulam sua biomassa total e dos grupos funcionais dominantes.

**Objetivos específicos**

i) Quantificar o biovolume total e dos grupos funcionais do fitoplâncton nos rios estudados.

ii) Relacionar as variáveis hidrológicas, climatológicas e limnológicas com o biovolume total e dos principais grupos funcionais dos rios estudados.

iii) Identificar os principais usos do solo que se relacionam com o biovolume total e dos grupos funcionais fitoplanctônicos.

**Hipóteses**

Com base na literatura e no conhecimento prévio da área de estudo, foram elaboradas as seguintes hipóteses para esse trabalho:

i) A vazão será o fator preponderante no controle do biovolume fitoplanctônico total nos rios estudados.

ii) Os grupos funcionais dominantes serão aqueles adaptados ao fluxo unidirecional, à baixa luminosidade e a ambientes enriquecidos.

iii) Uma vez que os usos do solo se refletem sobre as condições limnológicas dos rios, espera-se que tais usos se relacionem com o biovolume total e dos grupos funcionais dominantes nos ambientes estudados.

## Área de estudo

O Estado de São Paulo localiza-se na região sudeste do Brasil, ocupa uma área de 248.173 km<sup>2</sup> e tem uma população de 37.035.456 habitantes (22 % da população do país e cerca de 2,9 % do território brasileiro) (IBGE, 2003). É um dos Estados mais urbanizados e industrializados sendo responsável por 41% do produto interno bruto da nação. As densidades populacionais variam de 30 a 340 habitantes por km<sup>2</sup> e sua terra é utilizada para agricultura (com destaque para a citricultura e a cultura da cana-de-açúcar), pecuária e reflorestamento (principalmente relacionado à indústria de papel e celulose) (DA SILVA *et al.* 2007).

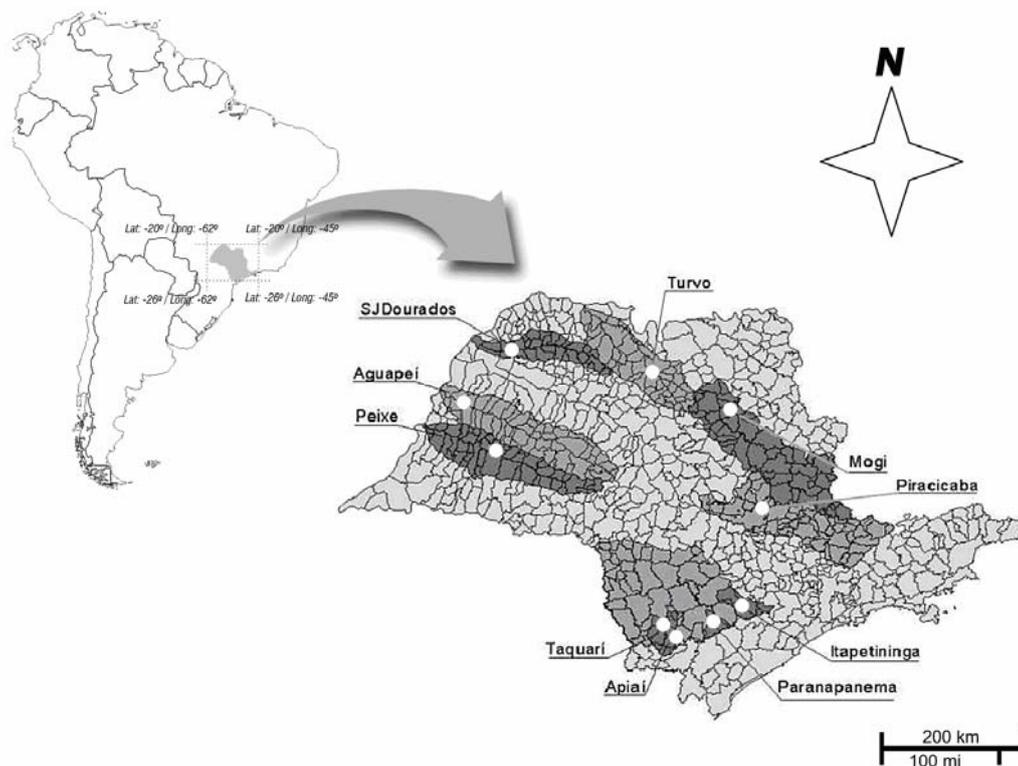


Figura 1: Localização da área de estudo, assinaladas as bacias hidrográficas e os pontos de amostragem (círculos brancos). Martinelli *et al.* 2002 modificado.

Tabela 1: Localização e características gerais das 10 bacias hidrográficas estudadas no Estado de São Paulo. DP= densidade populacional; EG.=volume de esgoto gerado ET=percentual de esgoto tratado. Adaptado de Salomão 2004.

Bacias hidrográficas		Coordenadas geográficas		Área (km <sup>2</sup> )	DP (hab km <sup>-2</sup> )	EG (m <sup>3</sup> dia <sup>-1</sup> )	ET (%)
		°S	°W				
Itapetininga	(ITA)	23°38'4.51"	48° 6'37.40"	1535,5	58,0	21473,0	86
Alto Paranapanema	(PAR)	23°53'48.00"	48°15'31.70"	710,4	31,0	7818,0	48
Apiaiá-Guaçu	(API)	23°55'39.18"	48°39'23.04"	899,7	34,0	12635,0	86
Taquari	(TAQ)	23°57'47.82"	48°56'57.36"	828,1	38,0	10621,0	11
Piracicaba	(PIR)	22°41'21.64"	47°35'0.49"	12652,0	341,0	384818,0	12
Mogi-Guaçu	(MOG)	21° 0'49.58"	48°10'13.56"	15390,0	96,0	200681,0	20
Turvo	(TUR)	20°44'34.50"	49° 6'10.00"	9882,0	84,0	145860,0	18
São José dos Dourados	(SJD)	20°30'27.50"	50°31'17.00"	5270,0	61,0	25315,0	63
Aguapeí	(AGU)	21°25'56.88"	51° 0'50.00"	12209,0	74,0	53335,0	36
Peixe	(PEI)	21°49'30.86"	51°11'51.63"	10127,0	110,0	72760,0	29

A temperatura média anual varia entre 20 e 22°C e a precipitação pluviométrica anual média entre 1000 a 2000 mm (SALOMÃO 2004), com períodos de chuvas nos meses mais quentes (setembro a março) e de estiagem nos meses mais frios (abril a agosto) (MARTINELLI *et al.* 2002, BALLESTER *et al.* 1998).

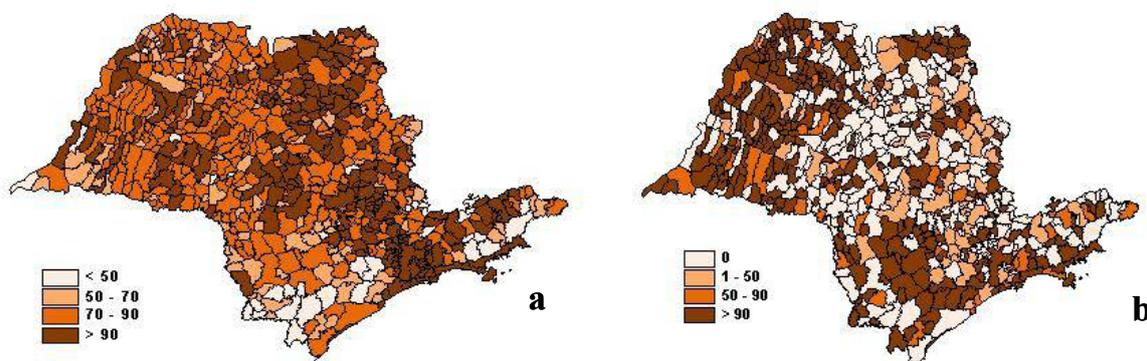


Figura 2: (a) Urbanização (%) e (b) Esgoto tratado (%) no Estado de São Paulo. Fonte: Martinelli *et al.* 2002.

Foram amostrados 10 rios, cujas bacias abrangem uma cobertura total de aproximadamente 35 % da área do Estado de São Paulo (Figura 1, Tabela 1). Essas bacias abrangem áreas com diferentes graus de perturbação antrópica, resultantes principalmente das diferentes densidades populacionais, do percentual de esgoto tratado e dos diferentes usos dos solos.

As maiores bacias (Piracicaba, Mogi-Guaçu e Turvo) têm urbanização entre 75 e 95 % e as demais, entre 64 e 85 %. Dentre todas as bacias estudadas somente três tratam mais que 60 % do esgoto gerado (Itapetininga, Apiaí e São José dos Dourados), três tratam menos que 20% (Taquari, Piracicaba e Turvo), as demais (Peixe, Aguapeí, Paranapanema e Mogi-Guaçu), entre 39 a 48 % (MARTINELLI *et al.* 2002) (Figura 2). Como consequência, a maior parte do esgoto gerado nestas bacias alcança os rios sem nenhum tratamento prévio (MARTINELLI *et al.*, 2002). O volume de esgoto gerado varia de 7.878 m<sup>3</sup>dia<sup>-1</sup> no alto rio Paranapanema a 384.818 m<sup>3</sup>dia<sup>-1</sup> na bacia do rio Piracicaba (MARTINELLI *et al.* 1999, Tabela 1).

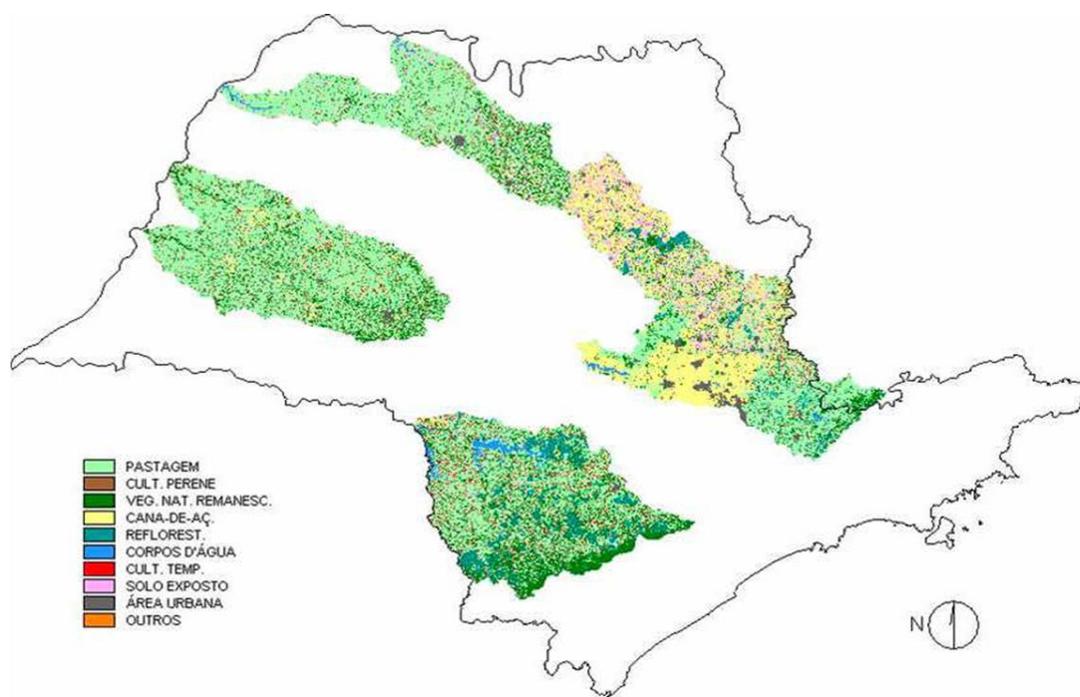


Figura 3: Mapa dos usos do solo nas bacias hidrográficas estudadas. Fonte: DA SILVA *et al.* 2007.

Em todas as bacias há alterações na cobertura do solo com substituição da vegetação natural por agricultura, pastagens e urbanização (DA SILVA *et al.*, 2007, Figura 3, Tabela 2). O mapeamento dos usos do solo das bacias de drenagem abordadas neste estudo foi executado previamente por DA SILVA *et al.* (2007), sendo a classificação feita com uma resolução de 30 metros. As classes de cobertura do solo estabelecidas foram: pastagens, florestas remanescentes (abrangendo a Mata Atlântica e as diversas fisionomias de Cerrado), áreas urbanas, culturas perenes (principalmente representadas pela citricultura, café e seringueiras), culturas anuais (principalmente milho e soja), silvicultura

(*Eucalyptus* spp. e *Pinnus* spp.), cana-de-açúcar, corpos aquáticos, solos expostos e outros (DA SILVA *et al.* 2007, SALOMÃO *et al.* 2008, Tabela 2).

Tabela 2: Cobertura do solo (%) das bacias hidrográficas estudadas no Estado de São Paulo. P=pastagem; S=silvicultura;F= floresta; CA=cana de açúcar; CP=cultura perene;CAn=cultura anual; SE=solo exposto; U=urbanização. Adaptado de Silva *et al* 2007. Abreviação dos rios está na Tabela 1.

<b>Bacias</b>	<b>P</b>	<b>S</b>	<b>F</b>	<b>CA</b>	<b>CP</b>	<b>CAn</b>	<b>SE</b>	<b>U</b>	<b>Água</b>	<b>outros</b>
<b>TAQ</b>	25,6	17,3	47,3	0,4	3,5	3,2	2,4	0,0	0,2	0,3
<b>API</b>	31,1	4,6	55,0	0,4	2,9	3,5	2,1	0,0	0,4	0,1
<b>PAR</b>	23,4	15,4	56,3	0,1	2,6	0,7	1,3	0,0	0,0	0,2
<b>ITA</b>	39,1	17,2	35,0	0,1	4,1	2,9	1,1	0,3	0,1	0,1
<b>PIR</b>	43,2	4,2	10,1	33,7	0,1	1,1	0,3	5,7	1,7	0,0
<b>MOG</b>	19,6	4,3	9,6	38,9	1,5	0,7	21,5	1,7	0,6	1,5
<b>TUR</b>	44,4	0,2	25,7	12,6	3,6	0,8	11,0	1,6	0,1	0,0
<b>SJD</b>	76,7	0,0	9,3	2,6	3,7	0,2	7,0	0,4	0,0	0,0
<b>AGU</b>	72,6	0,2	13,4	3,4	4,4	3,1	2,0	0,8	0,0	0,0
<b>PEI</b>	62,8	0,2	18,6	3,8	10,5	0,2	2,8	1,1	0,0	0,0

---

## **Fatores hidrológicos e fósforo como reguladores do biovolume total do fitoplâncton em 10 rios do Sudeste do Brasil**

**Resumo** - Com o objetivo de entender os padrões sazonais e as forças reguladoras do biovolume total do fitoplâncton (BV), foram coletadas mensalmente (abril de 2001 a março de 2002) amostras de águas sub-superficiais (n=119) em 10 rios do Estado de São Paulo, sudeste do Brasil (19°46' e 25°18' S; 44°06' e 53°04' W). Com base na literatura e no conhecimento prévio da área de estudo nossa hipótese é que a vazão será a força direcionadora principal atuando sobre o biovolume fitoplanctônico nesses rios. Todas as 10 bacias hidrográficas são antropogênicamente impactadas, porém sem barramentos, e são submetidas a diferentes intensidades de urbanização e agricultura. O fitoplâncton foi quantificado por técnicas convencionais em microscópio invertido. Foi avaliada a climatologia, variáveis limnológicas e usos do solo incluindo um índice integrado (Land Use Index-LUI, Ometto *et al.* 2000 *Freshwater Biology* 44:327-337). O BV variou de zero (11 amostras sendo a maioria em um rio particular) durante a estação quente-chuvosa a  $3,22 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  durante a estação seca-fria. De acordo com o LUI três grupos de bacias hidrográficas foram identificados: bacias com baixa, intermediária e alta influência antropogênica. Os resultados da Análise de Componentes Principais-ACP, excluído a bacia do rio Piracicaba com intensa influência antrópica, mostraram que o primeiro componente está relacionado com um gradiente de sazonalidade através da intensidade da vazão e da temperatura da água e o segundo componente está relacionado com um gradiente de influência antrópica separando as bacias com baixa influência daquelas com maior ou influência intermediária, principalmente através da concentração de nitrogênio e fósforo inorgânicos dissolvido. No conjunto total de bacias, a variabilidade do BV, embora fraca ( $R^2_{\text{ajust}}=0,10$ ), foi significativamente explicada pela vazão e pelo fósforo inorgânico dissolvido. Além disso, menor BV ocorreu em bacias com solo exposto e cana-de-açúcar e maior, tanto na bacia com maior influência antrópica como na mais preservada, indicando que não apenas a eutrofização contribui para maiores biomassas, mas também baixas vazões podem permitir o acúmulo de biomassa fitoplanctônica nos rios.

**Palavras-chaves:** biovolume do fitoplâncton, rios, forças direcionadoras, uso do solo.

## Introdução

---

Os estudos sobre o fitoplâncton de rios têm sido focados nas respostas ecológicas da comunidade ao ambiente (DESCY 1993, DESCY & GOSSELAIN 1994; SOARES *et al.* 2007) e nas variações sazonais e suas forças direcionadoras (REYNOLDS & GLAISTER 1993, REYNOLDS & DESCY 1996; IZAGUIRRE *et al.* 2001). Mesmo assim o fitoplâncton de rios tem recebido pouca atenção se comparado aos estudos em lagos e outros sistemas aquáticos (MELO *et al.* 2006). Atualmente as investigações abordam a composição e a diversidade de uma forma geral (ROJO *et al.* 1994; PIIRSOO *et al.* 2007, ZENG *et al.* 2007); durante monitoramentos de séries históricas (IBELINGS *et al.* 1998); em conseqüências do fluxo dos rios sobre lagos ou reservatórios (NOGUEIRA 2000, BADYLAK & PHILIPS 2004, TRIFONOVA & PAVLOVA 2004, PIIRSOO *et al.* 2008, TABASUM & TRISTAL 2008); ou sobre a influência dos rios nos oceanos (BLEDSOÉ & PHILIPS 2000, RETAMAL *et al.* 2008, VADRUCCI *et al.* 2008).

A comunidade biótica em rios, no entanto, não pode ser corretamente compreendida sem um conhecimento prévio das paisagens nas quais os rios se inserem (HYNES 1976, NAIMAN & SEDELL 1981, TOCKNER *et al.* 2002, WIENS 2002, SILVA *et al.* 2007). Além disso, poucos estudos são direcionados para rios com bacias de médio porte ( $10^3$  to  $10^4$  km<sup>2</sup>), que são aquelas extensivamente usadas para abastecimento de água e agricultura e cujos rios inserem-se em centros urbanos e pequenas cidades além de receberem esgotos de áreas adjacentes sem tratamento prévio (CUMMINS *et al.* 2006). Por outro lado os padrões do fitoplâncton descritos na literatura para águas temperadas precisam ainda ser mais bem entendidos em outras eco-regiões do mundo.

Um aspecto importante em relação à ecologia do plâncton são as variações sazonais no fluxo da água (REYNOLDS 1994, REYNOLDS 2000). Mudanças na biomassa planctônica em sistemas abertos podem ser atribuída, principalmente a variações na vazão (DESCY 1993, WEHR & DESCY 1998). Correlação negativa entre biomassa fitoplanctônica e vazão tem sido registrada em diferentes rios (SCHMIDT 1994). Contudo outros fatores podem direcionar a biomassa fitoplanctônica como o controle ascendente por nutrientes (REYNOLDS *et al.* 1994, WEHR & DESCY 1998) e luz (REYNOLDS *et al.* 1994, REYNOLDS & DESCY 1996, REYNOLDS 1997), e até mesmo o controle descendente por herbivoria (CARACO *et al.* 1997, DESCY *et al.* 2003, LELAND 2003). Dessa forma o baixo biovolume do fitoplâncton em rios pode ser resumido como conseqüência: i) do fluxo unidirecional que não permite seu acúmulo no curso de água

(REYNOLDS 1994); e ii) das baixas intensidades luminosas decorrentes das altas concentrações de sólidos em suspensão que diminuem a luz disponível para as atividades fotossintetizantes (DESCY 1987, REYNOLDS *et al.* 1994).

Uma vez que a vazão está relacionada diretamente com o tamanho da área da bacia, é esperada uma relação inversa entre a biomassa fitoplanctônica e a área da bacia (WEHR & DESCY 1998). Aliado a isso existe um consenso de que a bacia hidrográfica é a unidade ideal em se tratando de estudos em rios devido a sua influência sobre os processos físicos e químicos na água (PAERLS *et al.* 2005) e, conseqüentemente, sobre a estrutura e funcionamento das comunidades (HYNES 1976, LIKENS *et al.* 1977, KALFF 2002). Por essa razão, a cobertura do solo nas áreas adjacentes aos rios, como a urbanização e o conseqüente aumento de nutrientes, e os solos agrícolas com o conseqüente aumento de sedimentos carregados para os rios podem influenciar a física e química das águas e os componentes bióticos que nelas vivem (ALLAN & FLECKER 1993, HUNSAKER & LEVINE 1995). Apesar da relevância da bacia hidrográfica nos estudos em rios a relação entre o fitoplâncton e a área de drenagem ainda permanece obscura (GABELLONE *et al.* 2005). Existe uma forte heterogeneidade entre os usos do solo no Brasil, que podem variar de áreas fortemente urbanizadas a áreas florestadas. O estado de São Paulo em particular, é considerado como uma área “desenvolvida” em um país em “desenvolvimento” e combina sistemas complexos de agricultura como, cana-de-acúcar, pastagem e citricultura (SALOMÃO *et al.* 2008). A maior parte da população vive em centros urbanos (90%) (SILVA *et al.* 2007) e 80% dela é abastecida com sistema de esgoto, porém apenas 17% do total de esgoto gerado, é tratado antes de serem lançados nos rios (MARTINELLI *et al.* 2002), sendo 83% do esgoto urbano lançado nos rios sem tratamento prévio (MARTINELLI *et al.* 1990). Uma clara relação entre cobertura do solo e a concentração de íons maiores (exceto os nutrientes de plantas nitrato e fósforo) é encontrada nos rios desse estudo, o que indica uma forte influência antrópica na química das águas desses rios (Martinelli dados não publicados).

Com bases na literatura e no conhecimento prévio da área de estudo, nossa hipótese é que a vazão direcionará o biovolume fitoplanctônico nos rios estudados. Além disso, espera-se uma correlação do fitoplâncton com alguns dos usos do solo. Assim, nosso objetivo é reconhecer os padrões espaciais e temporais, bem como as forças direcionadoras do biovolume fitoplanctônico em rios inseridos em bacias submetidas a diferentes usos e ocupação do solo no Estado de São Paulo.

## Métodos

---

**Amostragem** - Foram realizadas coletas mensais de abril de 2001 a março de 2002 em 10 estações amostrais distribuídas nas 10 bacias de drenagem, num total de 119 amostras. Para a seleção dos pontos de amostragem foi levada em consideração a existência de estações de medição de vazão do departamento de águas e energia elétrica do Estado de São Paulo (DAEE). As amostras para análises quantitativas do fitoplâncton foram coletadas com uma garrafa do tipo “Niskin” de cinco litros de capacidade, a partir de pontes no centro do leito dos rios, e fixadas com solução de Lugol. Ainda no campo as amostras foram filtradas em filtro de acetato de celulose de 0,45 $\mu$ m (Whatman) para as análises do carbono inorgânico dissolvido, cátions e ânions (N NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). As amostras foram estocadas em frascos de polietileno de alta densidade (Nalgene) e preservadas com tymol para cessar a atividade microbológica. Os frascos foram cuidadosamente preenchidos até a boca para evitar a formação de bolhas e a presença de ar. No laboratório as amostras foram mantidas refrigeradas a 4°C até o momento da análise. Para a determinação da concentração de sólidos totais em suspensão (STS) cerca de dez litros de amostra foram passados por uma peneira de aço inoxidável de 63 $\mu$ m de malha. Esse material era transferido usando água destilada para frascos de polietileno. O material que passava pela peneira era homogeneizado e posteriormente filtrado no laboratório usando membranas de acetato de celulose (0,45 $\mu$ m de poro).

**Análise das amostras** - No momento da coleta foram realizadas as medições de pH com o pehagâmetro Orion 250A, condutividade elétrica com um condutivímetro Amber Science 2052, oxigênio dissolvido e temperatura com sonda Yellow Springs 58.

As análises de carbono orgânico e inorgânico dissolvido (CID) foram efetuadas em um analisador de carbono Shimadzu TOC-5000A, sendo sua especiação CO<sub>2</sub> calculada a partir dos valores de pH, temperatura e da concentração do CID (BUTLER, 1991). Os demais ânions, nitrato e nitrito, e o cátion, amônio foram determinados por cromatografia iônica (DIONEX DX – 500).

A identificação das populações fitoplanctônicas foi feita em microscópio Olympus BH-2, equipado com contraste de fase e analisador de imagens (Media Cybernetics Image Pro-plus), através da análise de características morfológicas e morfométricas das fases vegetativa e reprodutiva. A densidade das populações fitoplanctônicas (ind e cel mL<sup>-1</sup>)

foram estimadas pelo método da sedimentação de UTERMÖHL (1958), em microscópio invertido Zeiss Oberkochen, modelo Axiovert 10, a 400 aumentos. O volume sedimentado foi definido de acordo com a concentração de algas e/ou de detrito. O tempo de sedimentação foi de pelo menos três horas para cada centímetro de altura da câmara (MARGALEF 1983). Os indivíduos (células, colônias, filamentos) foram enumerados em campos aleatórios (UHELINGER 1964), em número suficiente para alcançar 100 indivíduos da espécie mais freqüente, sendo o erro inferior a 20%, ( $p < 0,05$ ) (LUND et al. 1958). Quando não foi possível utilizar esse critério (amostras com algas escassas e detrito abundante), foram enumerados indivíduos em tantos campos aleatórios quantos os necessários para que se estabilize o número de espécies adicionadas por campo (método da área mínima), a fim de garantir uma representatividade qualitativa mínima das espécies.

**Análise de dados** - O biovolume de cada espécie foi estimado multiplicando-se as densidades de cada espécie pelo volume médio dos organismos, sempre que possível considerando as dimensões médias de cerca de 10 indivíduos. O volume de cada organismo foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados à forma dos indivíduos (HILLEBRAND *et al.*, 1999).

Os indicadores utilizados para avaliar o potencial de limitação do crescimento fitoplânctônico por nitrogênio e fósforo foram aqueles propostos por MORRIS (1998), SAS (1989) e REYNOLDS (1999): i) razão entre as concentrações de NID e PSR (abaixo de 13 molar o fitoplâncton é considerado N-limitado e acima de 50, P-limitado MORRIS 1998; e ii) NID e PSR foram comparados com as concentrações que são consideradas pela literatura limitantes para o crescimento do fitoplâncton [fósforo é considerado limitante abaixo de  $10 \mu\text{g P L}^{-1}$  ( $0.3 \mu\text{mol P L}^{-1}$ , SAS 1989) e nitrogênio abaixo de  $100 \mu\text{g N L}^{-1}$  ( $6-7 \mu\text{mol N L}^{-1}$ )]. Claramente essas são somente aproximações na medida em que dependem das afinidades e da capacidade de armazenamento das espécies individuais.

Um índice integrador do uso do solo (Land Use Index –LUI) OMETTO *et al.* (2002) foi aplicado com o objetivo de resumir os múltiplos usos do solo nas bacias hidrográficas e verificar se as bacias podem ser agrupadas de acordo com os usos do solo em comum. Para isso atribuí-se pesos aos usos do solo considerando que o uso do solo mais impactante reflete ação antropogênica (urbanização e solo exposto), seguindo-se pela agricultura em ordem decrescente cana de açúcar, silvicultura, pastagem e culturas anuais e perenes. Floresta e água foram consideradas naturais e tiveram peso 0,0 atribuído. Os valores do índice variam de 0 a

100. Os pesos para cada uso do solo foram estabelecidos por OMETTO *et al.* (2002), exceto o uso solo exposto OMETTO (comunicação pessoal, 2009) (Tabela 3).

Tabela 3: Pesos dos usos do solo usados para construir o índice "Land Use Index"(LUI). Fonte: Ometto *et al.* 2000.

<b>Uso do solo</b>	<b>Peso</b>
Água	0,00
Floresta	0,00
Annual	0,15
Perene	0,15
Pastagem	0,20
Silvicultura	0,30
Cana de açúcar	0,50
Solo exposto	3,00
Urbanização	5,00

Uma Análise de Componentes Principais (ACP) foi usada com o objetivo de identificar gradientes nas variações espaciais e/ou sazonais das condições físicas e químicas da água e do fitoplâncton em relação às amostras (PC-Ord 5.1, MC CUNE & MEFFORD 1999). As variáveis utilizadas foram: biovolume total fitoplanctônico (BV), vazão (Q), temperatura da água (WT), oxigênio dissolvido (DO), pH, condutividade (Cond), CO<sub>2</sub>, nitrato (N NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), e fósforo solúvel reativo (SRP). Todas as variáveis foram transformadas em Log<sub>10</sub>(x+1) com exceção do pH. A significância das variáveis na ACP foi determinada pela distância de cada variável ao centro do eixo:  $d \geq \sqrt{2/n}$ , onde n é o número de variáveis (LEGENDRE & LEGENDRE 1998) e no caso deste estudo  $d=0,44$ . A significância dos eixos foi estimada de acordo com critério de Kaiser Gutham (autovalores >1.0) (JACKSON 1993).

O biovolume total do fitoplâncton (BV) foi correlacionado com os usos do solo e com as variáveis limnológicas através do coeficiente de correlação de Spearman ( $p < 0,05$ ). Diferenças entre as bacias foram determinadas através de teste não paramétricos: Kruskal-Wallis. Quando as diferenças foram significativas ( $p < 0,05$ ) o teste *post-hoc* Mann-Whitney foi utilizado para identificar as similaridades. Regressões simples e múltiplas foram usadas para identificar as relações entre BV e as variáveis ambientais com transformação de Log<sub>10</sub>(x+1). Todas essas análises foram realizadas no programa StatView 5.0. Por conta da avançada eutrofização na bacia do rio Piracicaba e da conseqüente influência nos resultados, estes testes foram realizados com e sem esse rio.

## Resultados

**Fatores hidrológicos** – A precipitação média anual foi similar em todas as bacias (de 1250 a 1426 mm) e variou de acordo com a sazonalidade climática da região (inverno-seco e verão-chuvoso). A precipitação mais baixa ocorreu em TUR (Tabela 1). Considerando todos os rios juntos a mediana da vazão foi  $30,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . A menor vazão foi registrada em TAQ (mediana=  $12,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) e a mais alta em MOG (mediana=  $121,0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) (Figura 4). Dois períodos hidrológicos significativamente diferentes foram registrados ( $p = 0,0005$ ) e identificados como períodos de baixa vazão (mediana =  $21,0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) entre abril e setembro e período de alta vazão (mediana =  $40,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) entre outubro e março. Como esperado, foi encontrada uma relação positiva entre vazão e área da bacia ( $R^2_{\text{ajust}}=0,88$ ,  $p < 0,0001$ ) (Figura 5).

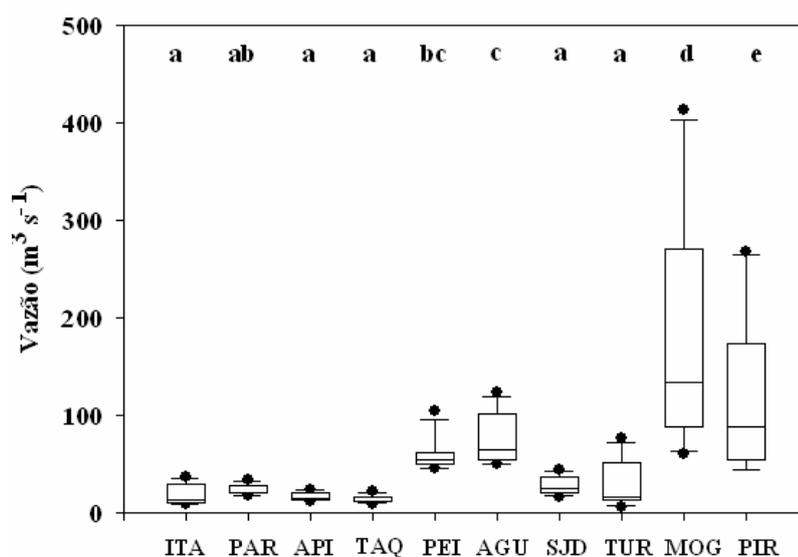


Figura 4: Variação da vazão nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo. A variação em cada rio é ocasionada pela sazonalidade, que é expressa por “box whisker plots”, nos quais as linhas das caixas indicam a mediana, os limites, traços e pontos abrangem 75, 90 e 95% dos dados, respectivamente. Letras similares significam ausência de diferença estatística. A abreviação dos rios encontra-se na Tabela 1.

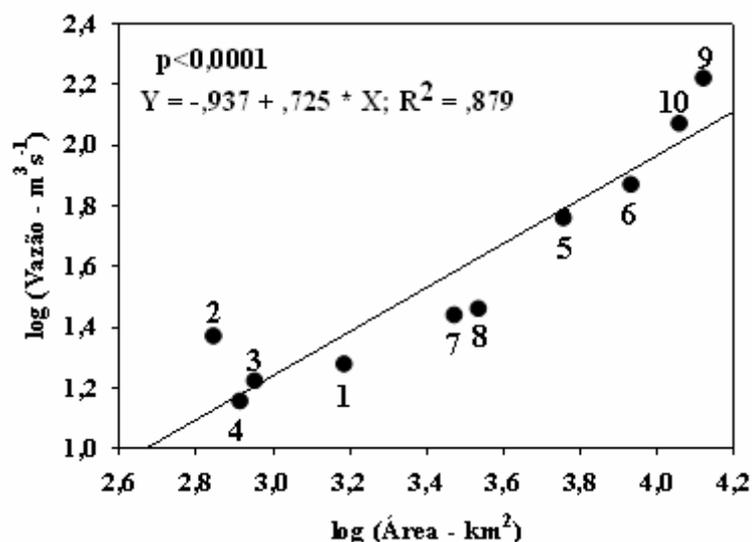


Figura 5: Relação entre log da vazão média anual e log da área das 10 bacias hidrográficas do estado de São Paulo (n=10). 1= ITA, 2=PAR, 3=API, 4=TAQ, 5= PEI, 6=AGU, 7=SJD, 8=TUR, 9=MOG e 10=PIR.

**Índice integrado de Uso do Solo “Land Use Index” (LUI)** – O índice integrado de uso do solo variou de 15,1 em API a 98,2 em MOG. As bacias do alto Paranapanema, foram consideradas com menor influência antrópica, as bacias dos rios SJD, AGU e PEI, com influência antrópica intermediária e as bacias dos rios PIR, MOG e TUR com maior influência antrópica. A partir da variação do LUI as bacias hidrográficas formaram três grupos: como menor (LUI <20), intermediária (LUI 20>50) e maior influência antrópica (LUI >50) (Tabela 4).

Tabela 4: Grupos de bacias hidrográficas de acordo com o índice integrado (Land use index- LUI). A abreviação dos rios encontra-se na Tabela 1.

LUI <20				LUI 20<50			LUI >50		
ITA	PAR	API	TAQ	SJD	AGU	PEI	PIR	MOG	TUR
19,0	13,8	15,1	18,6	40,5	27,4	30,1	56,0	98,2	56,6

**Sólidos em suspensão e química da água dos rios** - A temperatura da água variou de 13,7 °C (PAR, julho) a 30,7 °C (PEI, novembro) (Figura 6a). As concentrações de STS variaram de 2,2 mg L<sup>-1</sup> (PAR) a 406,6 mg L<sup>-1</sup> (PEI) e a mediana anual variou de 9,4 mg L<sup>-1</sup> (PIR) a 365,6 mg L<sup>-1</sup> (PEI), sendo as concentrações maiores no período de alta vazão (p<0,05) (Figura 5b). O pH da água foi circumneutro em todos os rios (6,1 PAR a 7,2 PEI) (Figura 6c) e a mediana anual da condutividade variou de 27,8 µS.cm<sup>-1</sup> (PAR) a 259,5 µS.cm<sup>-1</sup> (PIR) (Figura 6d). As porcentagens de OD mais baixas foram observadas na bacia

altamente urbanizada de PIR (24,4%) (Figura 6e). A mediana anual das concentrações de  $\text{CO}_2$  foi mais alta em PIR ( $2,7 \text{ mg L}^{-1}$ ), seguida pela registrada em TUR ( $2,6 \text{ mg L}^{-1}$ ) e SJD ( $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ ) (Figura 6f).

Altos valores de  $\text{N NH}_4^+$  foram encontrados em TUR ( $295 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) e em PIR ( $816 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) (Figuras 6g). As concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) foram elevadas se considerados os requerimentos pela maioria das espécies de algas ( $> 100 \mu\text{g L}^{-1}$ ) cujos valores medianos variaram de  $275 \mu\text{g L}^{-1}$ , na relativamente mais preservada bacia do ITA, a  $1510 \mu\text{g L}^{-1}$  na altamente urbanizada bacia do PIR (Figura 6i) indicando que o fitoplâncton não é limitado por esse nutriente. Considerando todos os rios juntos a maior parte de NID ocorreu na forma de nitrato (73%) e sua contribuição foi maior em PAR (91%) e menor em PIR (41%). Na maioria dos rios (78% das amostras), PSR ocorreu em concentrações muito baixas (abaixo do limite de detecção do método =  $1,0 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Em PIR, PSR foi 40 vezes maior do que o valor nos demais rios ( $1,5 \mu\text{g L}^{-1}$ ), indicando que somente nesse rio o fósforo não é um fator limitante para o crescimento do fitoplâncton (Figura 6j). A razão NID/PSR foi também elevada (mediana anual 35,3 em PIR a 1676,0 em TUR), indicando limitação por fósforo.

Como consequência da baixa vazão maior condutividade, OD e  $\text{CO}_2$  são encontrados durante esse período ( $p < 0,01$ ). Os rios TUR, MOG e PIR diferem dos outros por terem baixo DO e alta condutividade,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NNH}_4^+$ , NID e FSR, principalmente durante o período frio-seco. Em contrastes os API, PAR, TAQ e ITA mostraram menor concentração de nutrientes e altas DO. Os rios PEI, AGU e SJD não mostraram diferença significativa em OD,  $\text{CO}_2$ , pH, condutividade e concentração de nutrientes entre os períodos hidrológicos ( $p > 0,05$ ).

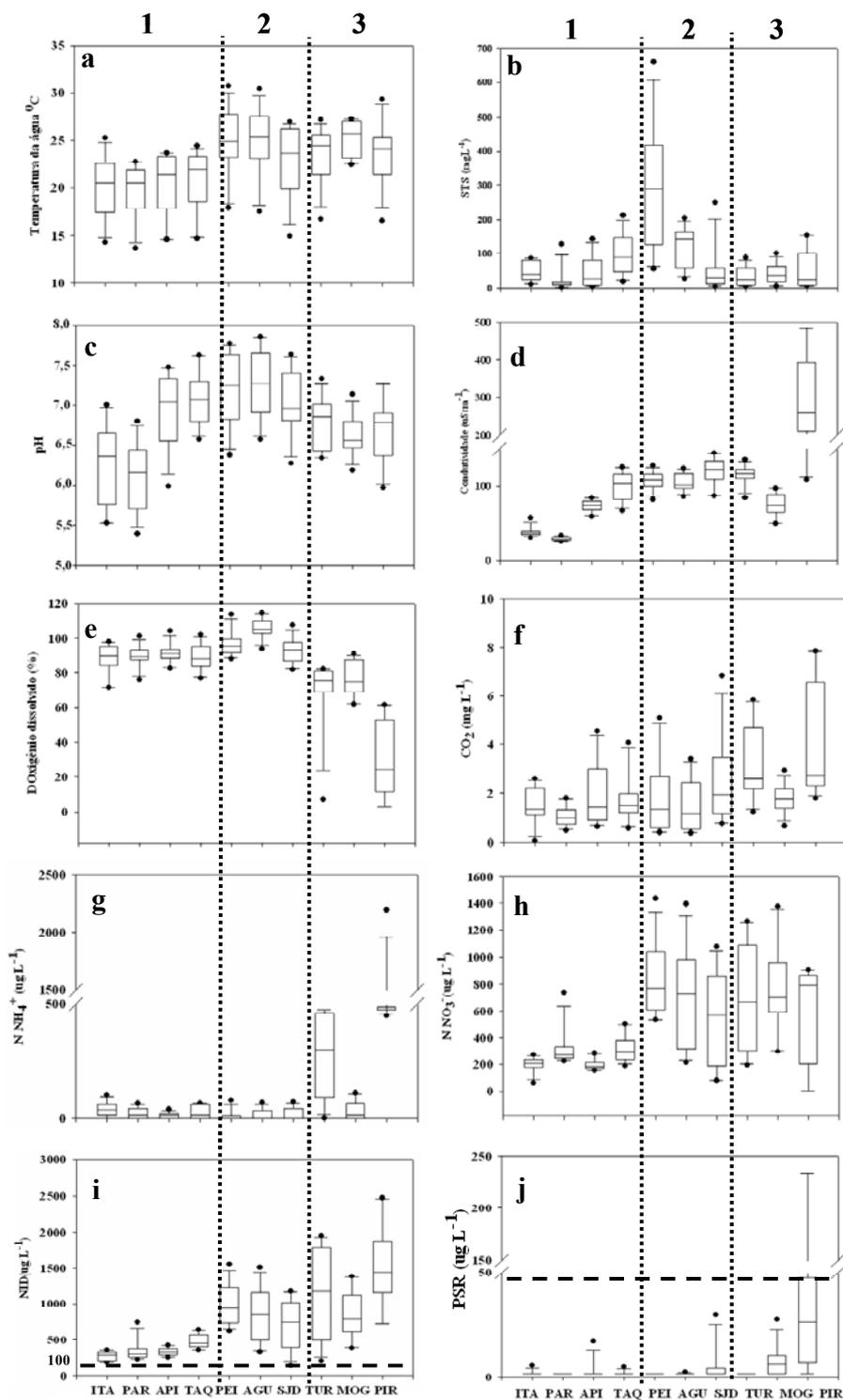


Figura 6: Variáveis limnológicas nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo. A variação em cada rio é ocasionada pela sazonalidade, expressa pelos “box whisker plots”, nos quais as linhas das caixas indicam as medianas, os limites, traços e pontos abrangem 75, 90 e 95% dos dados, respectivamente. As linhas verticais indicam os grupos de bacias de acordo com o “Land Use Index” (LUI). STS= sólidos totais em suspensão, NID= nitrogênio inorgânico dissolvido e PSR= fósforo solúvel reativo. 1= LUI<20, 2= LUI 20<50 e 3= LUI>50. Nas figuras i e j as linhas pontilhadas indicam as concentrações limitantes para o crescimento fitoplanctônico de acordo com REYNOLDS (1992). A abreviação dos rios encontra-se na Tabela 1.

**Biovolume do fitoplâncton** – Conforme esperado o BV foi baixo e esteve abaixo de  $1,0 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  em todos os rios (mediana =  $0,39 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ ). A mediana anual variou de  $0,01 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  em MOG e AGU a  $0,39 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  em PIR. Nenhum organismo fitoplanctônico foi registrado em 11 das 119 amostras principalmente nos rios AGU, SJD e TUR durante o período de chuva. A mediana do BV relativamente mais altos do que os demais rios ( $0,22$  e  $0,39 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ ) foram observados em ITA e PIR, respectivamente. Quando excluído o *outlier* do rio TAQ ( $3,22 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ ), os valores medianos dos rios ITA e PIR foram similares e significativamente mais altos que os demais rios ( $p < 0,05$ ) (Figura 7).

Devido ao rápido tempo de geração do fitoplâncton (dias) uma análise sazonal detalhada não é possível usando-se uma escala mensal. Contudo foi possível reconhecer três padrões gerais de acordo com o biovolume máximo atingido: i) ciclo sazonal unimodal na maioria dos rios, com máximo de biovolume durante o inverno (PAR e TAQ) ou durante a primavera (TUR, MOG, AGU, e SJD); ii) ciclo sazonal bimodal com máximo de biovolume durante ambos, inverno e primavera (ITA e PEI); and iii) ciclo sazonal multimodal durante o ano todo (API e PIR) (Figure 8). O BV não foi significativamente diferente entre os períodos de alta e baixa vazão ( $p = 0,1$ )

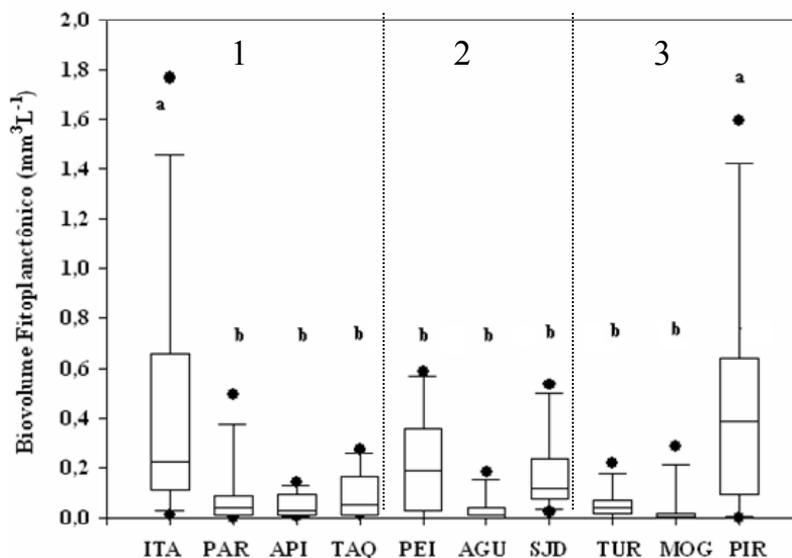


Figura 7: Biovolume total fitoplanctônico nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo. A variação é ocasionada pela sazonalidade, expressa por “box whiskers plots”, nos quais as linhas das caixas indicam a mediana, os limites, traços e pontos abrangem 75, 90 e 95% dos dados, respectivamente. Um *outlier* em TAQ foi retirado. Letras similares indicam ausência de diferenças estatísticas. 1= LUI<20, 2= LUI 20<50 e 3= LUI>50. A abreviação dos rios conforme Tabela 1.

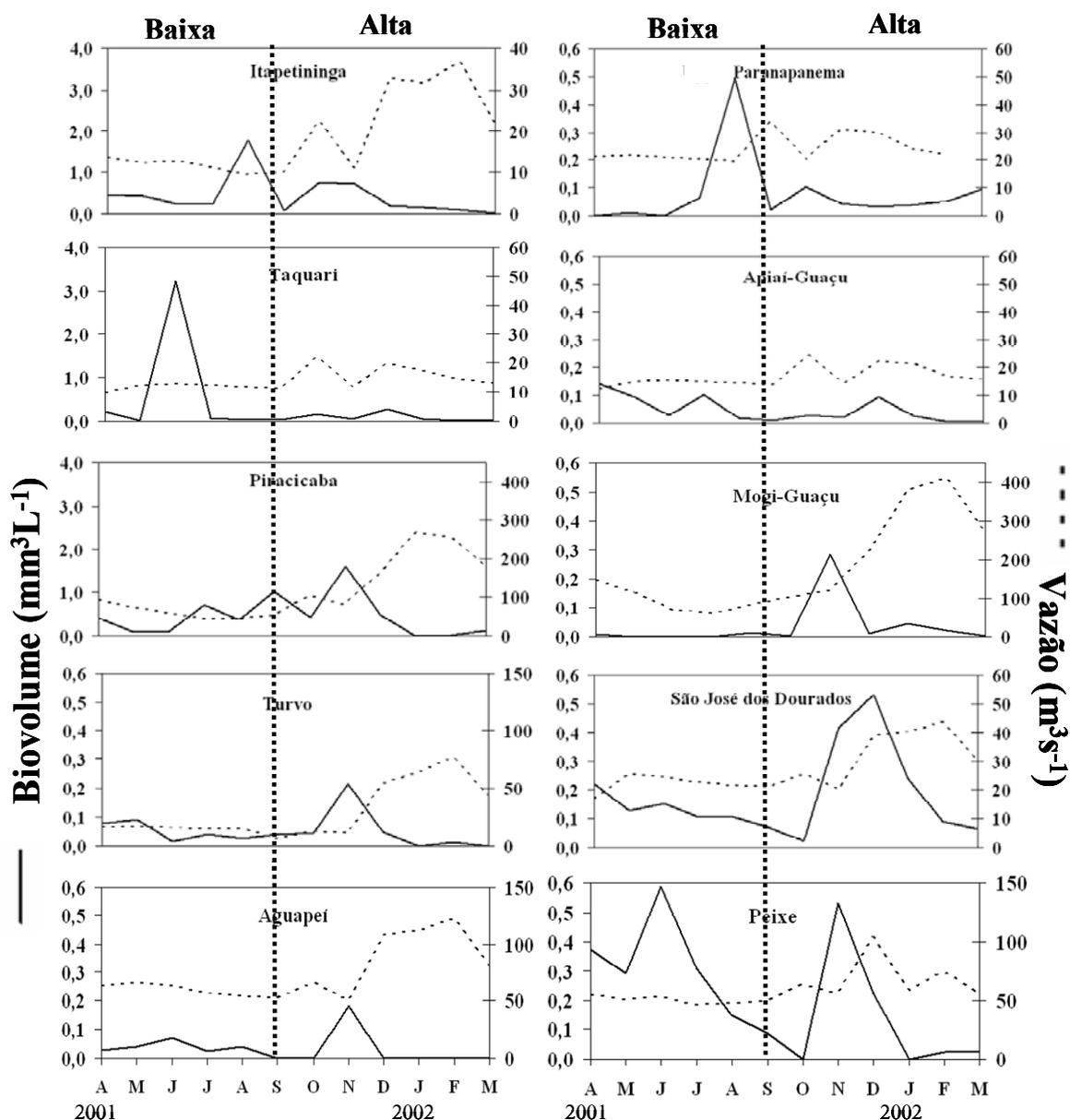


Figura 8: Variação sazonal no biovolume total fitoplânctônico (linhas sólidas) e vazão (linhas pontilhadas) nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo durante o período de abril de 2001 a março de 2002. Para melhor visualização dos ciclos sazonais a escala no eixo Y é diferente em ITA, TAQ e PIR. “Baixa” e “Alta” estão relacionadas com os períodos da vazão.

**ACP** – Por ser PIR altamente impactado com valores extremos de algumas variáveis, como por exemplo, PSR, optou-se por sua exclusão da análise de ordenação. Os quatro primeiros eixos da análise usando nove variáveis abióticas e o biovolume total do fitoplâncton, foram significantes ( $p=0,001$  e autovetores  $> 1,0$ ) e explicaram 70,6 % da variabilidade dos dados: eixo 1= 26,5; eixo 2= 16,5; eixo 3= 14,6; eixo 4= 13,0. (Figura 9).

Os resultados ACP mostraram que os rios reuniram-se de acordo com os três grupos de LUI, com o grupo 1 (LUI  $<20$ ) separando-se mais claramente dos demais. O primeiro componente da análise está relacionado com um gradiente de sazonalidade através da intensidade da vazão e da temperatura da água e o segundo componente está relacionado com um gradiente de influência antrópica, separando as bacias com baixa influência (LUI  $<20$ ) daquelas com influência intermediária (LUI  $20<50$ ) e com maior influência (LUI  $>50$ ), principalmente através das concentrações dos nutrientes inorgânicos dissolvidos (PSR e  $N NO_3^-$ ). As variáveis mais importantes e que se correlacionaram positivamente com o eixo 1 foram: vazão (0,67), temperatura da água (0,74), e condutividade (0,76). Já para o eixo 2, as variáveis mais importantes foram: oxigênio dissolvido (0,55), nitrato (0,64) e fósforo solúvel reativo (0,50), as quais relacionaram-se positivamente com a este eixo. O  $CO_2$  (0,83) e o pH (0,64) foram importantes para o eixo 3 e o biovolume do fitoplâncton (-0,52) e os sólidos totais em suspensão (- 0,55) foram importantes para o eixo 4 (Tabela 5).

Tabela 5: Matriz de correlação gerada pela análise de ordenação (autovetores = variáveis) e porcentagem da variância explicada pelos quatro primeiros eixos.

Eixos	1	2	3	4
Vazão (Q)	0,67	-0,07	0,25	0,18
Temperatura da água (WT)	0,74	-0,52	0,04	0,13
Sólidos totais em suspensão (TSS)	0,44	-0,42	0,15	-0,55
pH	0,64	0,19	-0,68	-0,10
$CO_2$	-0,06	0,15	0,83	-0,38
Condutividade (Cond)	0,76	0,36	0,00	-0,33
Oxigênio dissolvido (DO)	-0,38	0,55	-0,28	-0,43
$N NO_3^-$	0,50	0,64	0,14	-0,09
Fósforo solúvel reativo (SRP)	0,13	0,50	0,34	0,47
Biovolume do fitoplâncton (BV)	-0,24	-0,21	-0,01	-0,52
Autovalores	2,92	1,92	1,42	1,09
% da variância	26,50	16,50	14,60	13,00

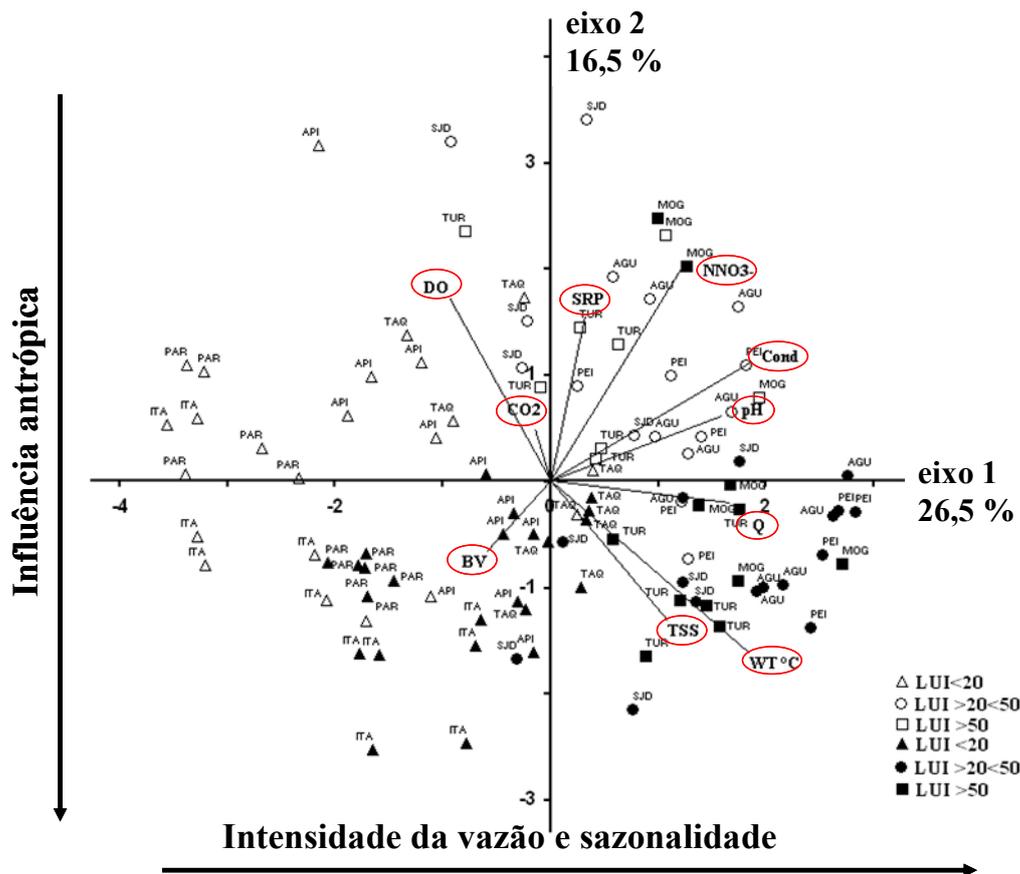


Figura 9: Diagrama de ordenação derivados da Análise de Componentes Principais (ACP) aplicado às variáveis ambientais e ao biovolume total do fitoplâncton em nove rios do Estado de São Paulo (rio Piracicaba excluído da análise devido a sua forte eutrofização se comparada aos demais rios), durante os períodos de chuva (símbolos em preto) e seca (símbolos em branco). Amostras (rios) foram agrupadas de acordo com as categorias do índice integrado de uso do solo (LUI, ver texto). O eixo foi girado 135°. A abreviação dos rios está na Tabela 1. WT= temperatura da água, DO= oxigênio dissolvido, Cond= condutividade, CO<sub>2</sub>= dióxido de carbono livre, N NO<sub>3</sub>= nitrato, TSS= sólidos totais em suspensão, Q=vazão, SRP=fósforo solúvel reativo, BV= biovolume total do fitoplâncton.

**Correlações** – Quanto aos usos do solo o BV correlacionou-se negativamente com a área da bacia e com alguns usos do solo como cana-de açúcar e solo exposto e correlacionou-se positivamente com a pastagem (Tabela 6). Em relação às variáveis limnológicas o BV correlacionou-se positivamente com a condutividade, CO<sub>2</sub>, PSR, e precipitação e negativamente com a vazão (Tabela 6).

Além da correlação de Spearman, foi encontrado um modelo linear simples entre vazão e biovolume (BV) com relação negativa fraca, porém significativa, após exclusão da análise dos dados de PIR:  $(\log BV + 1 = -0,901^{(0,015)} - 0,488^{(0,088)} \log \text{vazão} + 1)$ ; valores de  $p$  estão superescritos;  $R^2_{\text{ajust}} = 0,05$ ,  $n=107$ ). No entanto, combinando todas as bacias

(incluindo PIR) um outro modelo a partir de uma regressão múltipla com vazão e SRP explicou 10% da variabilidade do biovolume ( $\log BV+1 = 0,052^{(0,1615)} + 0,064^{(0,0009)} \log SRP + 1 - 0,052^{(0,0221)} \log \text{vazão} + 1$ ;  $R^2_{\text{ajust}} = 0,10$ ,  $p < 0,0018$ ,  $n=119$ ; valores de  $p$  estão superescritos).

Tabela 6: Correlação entre biovolume total, variáveis limnológicas e o uso do solo nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo durante de abril de 2001 a março de 2002. Nível de significância (0,05).  $n=119$ . \*marginamente significativo.

	<i>r</i>	<i>p</i>
Condutividade ( $\mu\text{Scm}^{-1}$ )	0,15	0,09*
CO <sub>2</sub> ( $\text{mgL}^{-1}$ )	0,23	0,01
Fósforo solúvel reativo ( $\mu\text{gL}^{-1}$ )	0,32	0,0004
Precipitation (mm)	0,21	0,006
Vazão ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )	-0,21	0,02
Área da bacia ( $\text{km}^2$ )	-0,24	0,007
Pastagem (%)	0,17	0,05
Cana de açúcar (%)	-0,16	0,07*
Solo exposto (%)	-0,25	0,006

O LUI se correlacionou positivamente com os nutrientes, nitrogênio e fósforo, com a vazão e com a densidade populacional e se correlacionou negativamente com o oxigênio dissolvido e com o percentual de esgoto tratado. Porém, o LUI não se correlacionou com o biovolume do fitoplâncton (Tabela 7).

Tabela 7: Correlação entre LUI, biovolume e variáveis limnológicas em 10 rios no estado de São Paulo durante abril de 2001 a março de 2002. (n=119;  $p < 0.0001$ ). NID=nitrogênio inorgânico dissolvido e FSR=fósforo solúvel reativo. NS=não significativo.

Variáveis	r
Oxigênio dissolvido (%)	-0,41
CO <sub>2</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	0,40
NID (μg L <sup>-1</sup> )	0,63
NNO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (μg L <sup>-1</sup> )	0,50
NNH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (μg L <sup>-1</sup> )	0,34
FSR (μg L <sup>-1</sup> )	0,52
Biovolume do fitoplâncton	NS
Vazão (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	0.53
Densidade populacional (hab. km <sup>-2</sup> )	0.83
Esgoto tratado (%)	-0,42

## Discussão

---

Uma vez que a comunidade fitoplanctônica submete-se ao constante fluxo unidirecional, não são esperados que os controles ascendentes por recursos (nutrientes e luz) e o descendente por herbívoros e peixes atuem em rios (GOSSELAIN *et al.* 1994). Em função disso, a vazão se configura como a principal força controladora da comunidade fitoplanctônica através das perdas por diluição (REYNOLDS 2000; PADISÁK 2003). Nos rios deste estudo, o biovolume foi sempre muito baixo e direcionado pela vazão (negativamente) porém também pelas concentrações de fósforo (positivamente). Dessa forma, se considera como cenário do fitoplâncton em rios: i) a forte e direta relação entre área da bacia e vazão ( $R^2_{\text{ajust}} = 0,88$ ,  $p < 0,0001$ ) e ii) a importância da cobertura do solo para o processo de eutrofização dos rios através do aumento de fósforo pela urbanização e pelo processo de erosão que ocasiona o acréscimo de sólidos em suspensão nas águas (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI 2008).

A maioria dos rios nesse estudo, pode ser considerado como rios pequenos ( $Q < 100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , Kalff, 2002). A exceção é o rio MOG (mediana =  $121,0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), de tamanho médio ( $Q > 100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). Em relação ao tamanho das bacias hidrográficas, todas são de meso-escalas ( $10^2$  to  $10^3 \text{ km}^2$ , O'Neil *et al.* 1988, Cushing *et al.* 2005). Nesse estudo a vazão foi diretamente relacionada a área da bacia sendo os rios da bacia do alto Paranapanema (ITA, API, TAQ e PAR) de menores vazões e os rios MOG e PIR de maiores vazões. Nessa escala, o maior biovolume fitoplanctônico ocorreu i) em baixa vazão, mesmo quando o fósforo foi considerado fator limitante (ITA) e ii) em alta vazão, quando o fósforo não foi considerado um fator limitante (PIR). Esse resultado, nos mostra que tanto a vazão quanto o fósforo são importantes fatores envolvidos no crescimento das populações fitoplanctônicas. O esperado seria que a vazão fosse o fator preponderante na dinâmica da comunidade fitoplanctônica (REYNOLDS 2000; WEHR & DESCY 1998). Entretanto, por um lado as altas concentrações de fósforo em PIR, permitiram o aumento do biovolume do fitoplâncton mesmo em altas vazões e, por outro, a baixa vazão em ITA permitiu o aumento do biovolume mesmo em condições de limitação por fósforo. Devido às altas concentrações de fósforo e o maior biovolume em PIR a relação inversa entre biovolume do fitoplâncton e vazão (SCHMIDT 1994) só foi estatisticamente significativa quando retirado esse rio da análise ( $R^2_{\text{ajust}} = 0,05$ ). Tal resultado mostra a influência da eutrofização através do aporte de esgotos para o rio como responsável pelo enriquecimento

dos cursos de água. Porém ao inserir PIR, a vazão e o fósforo juntos explicaram apenas 10% da variabilidade do biovolume (regressão múltipla  $R^2_{ajust}=0,10$ ). A baixa explicabilidade dessa relação (10%) sugere que outros fatores estão influenciando o biovolume total nesse cenário. Como exemplo, cabe mencionar o biovolume de ITA estatisticamente igual ao de PIR, porém onde ocorreu baixa vazão ao longo do ano e concentrações de PSR baixas. No entanto, essas condições são semelhantes aos rios API, TAQ e PAR, onde o biovolume foi baixo e estatisticamente diferente de ITA e PIR. O fósforo exerce papel importante na ecologia do fitoplâncton (REYNOLDS 2006) e usualmente é encontrado em menores concentrações do que o nitrogênio (CARACO, 1995). Nos rios deste estudo, o biovolume foi positivamente correlacionado com o PSR sugerindo, em parte, por ocorrer em concentrações limitantes ao crescimento do fitoplâncton. Além disso, as altas concentrações absolutas de NID e a alta razão NID:SRP apontam para uma limitação por P e não por N.

O índice integrado do uso do solo (LUI) foi uma excelente ferramenta para analisar a influência antrópica nas bacias de drenagem. No entanto, considerando o biovolume fitoplanctônico em particular não se observou correlação com o referido índice, embora tenha se relacionado significativa e negativamente com alguns usos do solo em particular como cana-de-açúcar e solo exposto. De fato, o aumento da cobertura de cana de açúcar tem sido expressivo no Estado de São Paulo, como por exemplo, na bacia de TUR, onde a cultura de cana cresceu de 7% para 26% entre 1997 e 2007 (MARTINELLI & FILOSO 2008). Dentre os problemas associados ao cultivo de cana está a degradação do solo pela erosão devido às extensas áreas de solo exposto resultantes das práticas de manejo desta cultura (MARTINELLI & FILOSO 2008). Como consequência tem-se o aumento de sólidos em suspensão carregados através da vazão, com a consequente redução da luminosidade, configurando como uma restrição ao crescimento do fitoplâncton (REYNOLDS 2006). O LUI também se correlacionou positivamente com variáveis que indicam eutrofização como os nutrientes inorgânicos dissolvidos (nitrogênio e fósforo), com a vazão que é o carreador desses nutrientes e com a densidade populacional que é um indicador de urbanização. A correlação positiva indica o grau de influência antrópica. Já a correlação negativa com o oxigênio dissolvido e com o percentual de esgoto tratado evidencia que a urbanização e a falta de tratamento de esgoto configuram-se como maiores danos para os rios do estado de São Paulo. Sendo assim, esse estudo corrobora com o uso desse índice como ferramenta para avaliar o grau antrópico nas bacias hidrográficas.

A ACP evidencia que a vazão e a temperatura da água, através do primeiro componente e os nutrientes (principalmente o fósforo por ser limitante), através do segundo componente são os fatores preponderantes na dinâmica do biovolume fitoplanctônico. Esse resultado mostra um gradiente sazonal através dos períodos hidrológicos (quente-chuvoso e frio-seco). Embora somente se tenha uma média anual da precipitação, os períodos hidrológicos nessa área de estudo foram previamente definidos como influenciados diretamente pela chuva (BALLESTER et al 1999), como consequência tem-se o acréscimo de sólidos em suspensão, aumento no pH e condutividade. O segundo gradiente evidencia um enriquecimento por fósforo e nitrato. Esse enriquecimento se dá mais pelo acréscimo de esgoto doméstico nos corpos d'água (urbanização) do que por acréscimo de fertilizantes na agricultura (MARTINELLI *et al.* 2002, 2006). Quando incluído o rio Piracicaba na análise, esse rio se separa dos demais principalmente através da variável PSR. Além disso, as bacias se agruparam de acordo com o LUI. Com isso, foi possível se ter uma ferramenta de análise do grau do impacto sobre uma determinada bacia ao utilizar-se o conhecimento sobre os usos do solo. Dessa forma, as condições da qualidade da água em ecossistemas lóticos são dependentes da dinâmica e interação entre vazão, uso do solo e processos biológicos (WISHART & DAVIES 2002).

As correlações entre o biovolume e as variáveis limnológicas reforçam esses resultados tendo a vazão, a área da bacia e os uso cana de açúcar e solo exposto se correlacionado negativamente com o biovolume.

Conforme esperado para rios, nossos dados mostraram que o biovolume fitoplanctônico total foi baixo ao longo do ciclo anual e que foi condicionado, sobretudo pela vazão e pelas concentrações de fósforo. Além disso, menor biovolume ocorreu em bacias de drenagem com alguns usos do solo em particular, como a maior proporção de solos expostos ou com cobertura por cana de açúcar, onde maior erosão e, conseqüentemente, menor disponibilidade de luz são esperadas. Esse resultado aponta para as conseqüências da urbanização e da agricultura sobre os rios, configurando esses usos como os dois mais prejudiciais aos corpos d'água no Brasil (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI 2008). Os usos do solo nas bacias de drenagem influenciaram diretamente a química da água (SALOMÃO et al 2008), mas não o biovolume do fitoplâncton, o qual está sendo direcionado principalmente pela vazão (SCHMIDT 1994, REYNOLDS 2000) e por outros fatores ligados às condições limnológicas dos rios, como por exemplo, a limitação por nutrientes, temperatura da água (sazonalidade) e disponibilidade de luz.

---

## Grupos funcionais fitoplanctônicos em rios submetidos a diferentes usos e ocupação do solo.

**Resumo** – O estudo de comunidades através de seus grupos funcionais (GF) tem sido uma alternativa para melhor capturar a relação entre espécies e ambiente. Em sistemas lóticos, entretanto, os estudos com GF fitoplanctônicos são escassos e necessitam de maior investigação. Dadas às semelhanças em turbulência e turbidez da água, GF de rios são próximos a aqueles encontrados em lagos rasos. Com o objetivo de conhecer os padrões de ocorrência dos GF e as forças que regulam suas dominâncias, foram estudados 10 rios tropicais submetidos a diferentes usos e ocupação do solo em uma região com forte influência antrópica (Estado de São Paulo, Brasil), através de coletas mensais (abril de 2001 a março de 2002, n=119). Os GF fitoplanctônicos foram analisados de acordo com o esquema proposto por Reynolds *et al.*. 2002 (J. Pl. Res. 24: 417-428) e revisto por Padisak *et al.* 2009 (Hydrobiologia 621:1-19). Os usos e a ocupação do solo nas bacias hidrográficas e as condições físicas e químicas da água foram também avaliados. Com base na literatura sobre GF fitoplanctônicos de lagos rasos e de rios, elaboraram-se as seguintes hipóteses para este estudo: os GF dominantes serão: i) aqueles que tenham altas taxas de crescimento, os quais foram descritos também, para lagos rasos (**X1, X2, X3**); ii) aqueles aptos a se desenvolverem em ambientes eutrofizados, túrbidos (**S1, S2, Sn, Y**) e turbulentos (**D, P, N, K, MP**); e/ou iii) aqueles provenientes de comunidades aquáticas não planctônicas (**T<sub>B</sub>, T<sub>C</sub>, T<sub>D</sub>, MP**). Espera-se que os GF dominantes se associem as variáveis relacionadas à vazão e a baixas luminosidades típicas de ambientes lóticos e, dada sua localização em região com expressiva influência antrópica, ao grau de eutrofização dos sistemas. Foram documentadas 103 espécies principalmente clorofíceas e diatomáceas. Desse total, 37 espécies contribuíram com biovolume > 4% em pelo menos em uma data de coleta, as quais se distribuíram em 18 GF e cinco GF foram considerados mais importantes (média total no conjunto dos dados > 4% de biovolume): **X1, Y, K, S1 e T<sub>B</sub>**. Os principais grupos funcionais relacionaram-se com a precipitação (**Y, S1, T<sub>B</sub>**), vazão, (**X1, K, T<sub>B</sub>**), e com recursos como luz, tendo como medida de sensibilidade/tolerância às concentrações de sólidos em suspensão (**Y, S1**) e nutrientes (**T<sub>B</sub>, X1, K, S1 e T<sub>B</sub>**). Esses GF são em parte os mesmos encontrados em outros ambientes turbulentos, túrbidos e

alguns deles eutrofizados. Embora o esquema tenha sido baseado em ambientes lênticos e de regiões temperadas, este estudo confirma a adequação do uso dessa abordagem dos GF para sistemas lóticos tropicais.

**Palavras chaves:** grupos funcionais, fitoplâncton, rios, uso e ocupação do solo.

## Introdução

---

Grupos funcionais fitoplanctônicos *sensu* (REYNOLDS *et al.*, 2002) são conjuntos de espécies de microorganismos fotossintetizantes que compartilham “traits” semelhantes (p.ex. taxas de crescimento, taxas de sedimentação, constantes de semi-saturação para absorção de nutrientes) e que apresentam adaptações a condições ambientais similares, o que permite sua sobrevivência no meio pelágico de diferentes sistemas aquáticos (REYNOLDS 1997). “Traits” abrangem características fisiológicas, morfológicas e fenológicas que governam o desempenho ecológico das espécies (MC GILL *et al.*, 2006; VIOLLE *et al.*, 2007).

Informações sobre “traits” inexistem para a grande maioria das espécies, mas sua morfologia tem sido considerada um bom preditor da fisiologia das espécies (KRUK *et al.*, 2009). REYNOLDS (1997, 1988) construiu uma abordagem morfológica-funcional para a vegetação pelágica, com base no modelo das três estratégias das espécies proposto por GRIME (1979) (C-invasivas, S-estresse-tolerantes e R-ruderais) para a vegetação terrestre. Levou-se em conta ainda os aspectos morfológicos sobre o princípio da conservação da razão superfície/volume das espécies de algas, primeiramente apontados por LEWIS (1976). Nessa abordagem as populações podem potencialmente dominar ou codominar em determinados ambientes de acordo com suas tolerâncias e sensibilidades (REYNOLDS 1997). Agregando as bases dos estudos fitossociológicos de BRAUN-BLANQUET (1935) ao modelo de três estratégias de GRIME (1979), REYNOLDS (1997) consolidou essa abordagem para diversos lagos ingleses, resumindo as populações dominantes em 31 grupos funcionais, formados por espécies independentemente de suas afinidades filogenéticas, os quais foram identificados através de códigos alfa-numéricos. O referido esquema foi atualizado por REYNOLDS *et al.* (2002) e posteriormente por PADISÁK *et al.* (2008), quando então 38 grupos funcionais são reconhecidos.

A simplificação das extensas e tradicionais listas de espécies em uma lista com cerca de três dezenas de grupos funcionais com respostas ecológicas similares configura-se como uma das vantagens dessa abordagem (PADISÁK *et al.*, 2008). A dependência de um acurado reconhecimento das espécies e do conhecimento das características do sistema para incluir novas espécies que não constam no esquema original, têm sido apontados como fragilidades do esquema (KRUK *et al.*, 2009). Na tentativa de solucionar esses pontos, um novo esquema de GF do fitoplâncton foi proposto tendo como base exclusivamente as características morfológicas, que comprovadamente se relacionam com

a fisiologia das espécies (KRUK *et al.* 2009). Apesar dessas fragilidades, consideramos que o esquema de REYNOLDS *et al.* (2002) é suficientemente robusto para ser rejeitado. Por outro lado o novo esquema de KRUK *et al.* (2009) considera características que não são levadas em consideração em um ambiente no qual as espécies são selecionadas mais pela sua capacidade de manterem sua biomassa durante o fluxo constante e dependem mais da habilidade das espécies em se adaptarem às condições impostas do que importam somente suas características morfológicas levadas em conta no esquema sugerido por KRUK *et al.* (2009)

A biota planctônica de lagos rasos e rios tem sido reconhecida como similar uma vez que as espécies são selecionadas não somente por ambos serem sistemas turbulentos, mas também e principalmente por mecanismos em comum impostos pelas restrições do regime de luz (REYNOLDS *et al.* 1994). Os estudos sobre grupos funcionais do fitoplâncton em sistemas rasos têm sido desenvolvidos tanto para lagos e reservatórios de regiões temperadas (p.ex.: ÇELIK & ONGUN. 2008; ALVES-DE-SOUZA *et al.* 2008, HUSZAR *et al.* 2003, HOYER *et al.* 2009; PADISÁK & REYNOLDS 2003; PADISÁK *et al.* 2006), subtropicais (p.ex.: KRUK *et al.* 2002; BORGES *et al.* 2008; BECKER *et al.* 2009 a, b) e tropicais (p.ex.: CROSSETTI & BICUDO 2008 a, b; FONSECA & BICUDO, 2008; FONSECA & BICUDO 2010; RANGEL *et al.* 2008), como também a partir de trabalhos experimentais em mesocosmos (ROMO e VILHENA 2005, TEZANOS *et al.* 2007).

Apesar de ter sido desenvolvida principalmente para sistemas lênticos, essa abordagem já foi demonstrada como promissora para ambientes semi-lóticos (HUSZAR & REYNOLDS 1997; MELO & HUSZAR 2000; NABOUT & NOGUEIRA 2006; NABOUT *et al.* 2006; BOVO-SCOMPARIN & TRAIN 2008, COSTA *et al.* 2009) e, mais raramente para sistemas lóticos (SOARES *et al.* 2007; BORICS *et al.* 2007; DEVERCELLI 2006, 2010). As principais conclusões desses estudos indicaram que a alta afinidade por nutrientes e adaptações a baixa luminosidade são os principais fatores que selecionam determinados grupos funcionais fitoplanctônicos em rios. Em águas correntes os GF estariam representados: i) por espécies com altas taxas de crescimento (**X1, X2, X3**, COSTA *et al.* 2009, DEVERCELLI 2006, 2010) e adaptadas a altos fluxos (**K**, SOARES *et al.* 2007); e/ou ii) por espécies adaptadas a sistemas turbulentos com baixas intensidades luminosas, em geral com elevadas concentrações de sólidos em suspensão (**Y**, BORGES *et al.* 2008; BOVO-SCOMPARIN & TRAIN 2008; DEVERCELLI 2006,2010; NABOUT *et*

*al.* 2006) ou que ocorram em elevadas biomassa levando ao auto-sombreamento (**Sn**, SOARES *et al.* 2007).

Além desses grupos, BORICS *et al.* (2007) observou que a composição das espécies em rios recebe contribuição de organismos pertencentes à comunidade bentônica e propôs três novos GF de acordo com os grupos taxonômicos a que pertencem, sendo **T<sub>C</sub>**, **T<sub>D</sub>** e **T<sub>B</sub>**, respectivamente, cianobactérias, desmídias e diatomáceas. Outros GF descritos para lagos turbulentos e com altas concentrações de nutrientes como **MP** (BOVO-SCOMPAREN & TRAIN 2008), **P** (SOARES *et al.* 2007, COSTA *et al.* 2009; DEVERCELLI 2010) e **D** (DEVERCELLI 2006) também são encontrados em sistemas lóticos e semi-lóticos.

Uma vez que as peculiaridades na bacia de drenagem de cada rio podem delimitar diferenças na qualidade da água entre sistemas (SOARES *et al.* 2007) inclusive nos rios ora estudados (Martinelli comunicação pessoal 2010), torna-se importante o estudo dos usos e ocupação do solo nas bacias de drenagem em relação às comunidades fitoplanctônicas. Existe uma grande heterogeneidade nos usos do solo no Brasil que varia desde áreas prístinas a áreas fortemente desenvolvidas (SILVA *et al.* 2007). O Estado de São Paulo localizado no sudeste do país é considerado uma área desenvolvida dentro de um país em desenvolvimento. Nos centros urbanos 80% da população possui rede de esgotos, porém somente 17% do total do volume de esgoto gerado recebem tratamento (somente primário) (MARTINELLI *et al.* 2002). Dessa forma, aproximadamente 83% do esgoto urbano produzido no Estado de São Paulo é lançado nos corpos da água sem tratamento prévio (MARTINELLI *et al.* 1999). Uma clara relação entre cobertura do solo e íons maiores nas bacias hidrográficas do Estado, indicando uma forte influência antropogênica sobre a química da água, mas não sobre as concentrações dos nutrientes utilizados pelas algas (nitrogênio e fósforo) foi reportada por MARTINELLI (comunicação pessoal 2010).

Conforme documentado também para outros rios do mundo (ROJO *et al.* 1994; TRIFONOVA & PAVLOVA 2004), baixo biovolume fitoplanctônico (mediana =  $0.39 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ ) foi encontrado também nos rios estudados (capítulo 1). Hidrologia através da vazão (relação negativa) e fósforo (relação positiva) foram os principais fatores direcionadores do biovolume total. Foi possível observar também um menor biovolume total em bacias com determinados usos do solo, como solo exposto e solos com cobertura de cana de açúcar.

Com base na literatura sobre grupos funcionais fitoplanctônicos e no que se conhece sobre a região estudada, espera-se que, além dos GF típicos de rios, sejam

encontrados GF descritos para lagos rasos eutrofizados como aqueles que i) tenham altas taxas de crescimento (**X1, X2, X3**); ii) sejam aptos a se desenvolverem em ambientes túrbidos (**S1, S2, Sn, Y**) e turbulentos (**D, P, N, K, MP**); e iii) sejam provenientes de comunidades não planctônicas (**T<sub>B</sub>, T<sub>C</sub>, T<sub>D</sub>, MP**). Dessa forma, espera-se que os GF dominantes se associem às variáveis relacionadas à vazão e à baixa luminosidade típica de ambientes lóticos, bem como com nutrientes e determinados usos do solo. O objetivo deste trabalho é, portanto, reconhecer os padrões de ocorrência dos GF bem como suas forças direcionadoras, em 10 rios com diferentes graus de influência antrópica no sudeste do Brasil (São Paulo).

## Métodos

---

**Amostragem** - Foram realizadas coletas mensais de abril de 2001 a março de 2002 em 10 estações amostrais distribuídas nas 10 bacias de drenagem, num total de 119 amostras. Para a seleção dos pontos de amostragem foi levada em consideração a existência de estações de medição de vazão do Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo (DAEE). As amostras para análises quantitativas do fitoplâncton foram coletadas com uma garrafa do tipo Niskin de cinco litros de capacidade, a partir de pontes no centro do leito dos rios, e fixadas com solução de Lugol. Ainda no campo as amostras foram filtradas em filtro de acetato de celulose de 0,45  $\mu\text{m}$  (Whatman) para as análises do carbono inorgânico dissolvido e nitrogênio inorgânico dissolvido ( $\text{N NH}_4^+$ ,  $\text{N NO}_2^-$  e  $\text{N NO}_3^-$ ). As amostras foram estocadas em frascos de polietileno de alta densidade (Nalgene) e preservadas com tymol para cessar a atividade microbiológica. Os frascos foram cuidadosamente preenchidos até a boca para evitar a formação de bolhas e a presença de ar. As amostras foram mantidas refrigeradas a 4°C até o momento da análise em laboratório. Para a determinação da concentração de sólidos totais em suspensão (STS) cerca de dez litros das amostras foram passados por uma peneira de aço inoxidável de 63 $\mu\text{m}$  de malha. Esse material era transferido usando água destilada para frascos de polietileno. O material que passava pela peneira era homogeneizado filtrado no laboratório usando membranas de acetato de celulose (0,45 $\mu\text{m}$  de poro).

**Análise das amostras** - As medições de pH (Orion 250A) foram realizadas no momento da coleta, bem como de condutividade elétrica (Amber Science 2052), oxigênio dissolvido e temperatura (Yellow Springs 58). As análises de carbono orgânico (COD) e inorgânico (CID) dissolvidos foram efetuadas em um analisador de carbono Shimadzu TOC-5000A, sendo sua especiação  $\text{CO}_2$  calculada a partir dos valores de pH, temperatura e da concentração do CID (BUTLER, 1991).  $\text{N NH}_4^+$ ,  $\text{N NO}_2^-$  e  $\text{N NO}_3^-$  foram avaliados por cromatografia iônica (DIONEX DX – 500).

A identificação das populações fitoplanctônicas foi feita em microscópio Olympus BH-2, equipado com contraste de fase e analisador de imagens (Media Cybernetics Image Pro-plus), através da análise de características morfológicas e morfométricas das fases vegetativa e reprodutiva. As densidades das populações fitoplanctônicas ( $\text{ind mL}^{-1}$ ) foram estimadas pelo método da sedimentação de UTERMÖHL (1958), em microscópio

invertido Zeiss Oberkochen, modelo Axiovert 10, a 400 aumentos. O volume sedimentado foi definido de acordo com as concentrações de algas e/ou detritos. O tempo de sedimentação foi de pelo menos três horas para cada centímetro de altura da câmara (MARGALEF 1983). Os indivíduos (células, colônias, filamentos) foram enumerados em campos aleatórios (UHELINGER 1964), em número suficiente para alcançar, sempre que possível, 100 indivíduos da espécie mais freqüente, sendo o erro inferior a 20%, ( $p < 0,05$ ) (LUND *et al.* 1958). Quando não foi possível utilizar esse critério (amostras com algas escassas e detrito abundante), foram enumerados indivíduos em tantos campos aleatórios quantos os necessários para que se estabilizasse o número de espécies adicionadas por campo (método da área mínima), a fim de garantir uma representatividade qualitativa mínima das espécies.

**Análise de dados** - As concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) foram obtidas pela soma das concentrações de  $N\ NH_4^+$ ,  $N\ NO_2^-$  e  $N\ NO_3^-$ . As concentrações de sólidos totais em suspensão (STS) foram utilizadas nesse estudo como medida de sensibilidade ou tolerância a não disponibilidade de luz na massa de água.

O arranjo adotado dos níveis taxonômicos maiores seguiu VAN DEN HOECK *et al.* (1997) para Cryptophyceae (criptofíceas), Dinophyceae (dinoflagelados), Chrysophyceae (crisofíceas), Xanthophyceae (xantofíceas), Euglenophyceae (euglenóides), Chlorophyceae (clorofíceas) e Zygnematophyceae (zignematofíceas). Exceção foram as Bacillariophyceae (diatomáceas), que seguiram o arranjo de ROUND *et al.* (1990) e Cyanobacteria (cianobactérias), o arranjo de KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS (1999 e 2005).

O biovolume de cada espécie foi estimado multiplicando-se a abundância de cada espécie pelo volume médio dos organismos, sempre que possível considerando as dimensões médias de cerca de 10 indivíduos. O volume de cada organismo foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados à forma dos indivíduos (HILLEBRAND *et al.* 1999).

Os grupos funcionais fitoplancctônicos (GF) foram classificados de acordo com REYNOLDS *et al.* (2002) e atualizados por PADISÁK *et al.* (2008). Foram consideradas importantes às espécies que contribuíram com média  $> 4\%$  do biovolume total (SOARES *et al.* 2007) em pelo menos um dos rios, e como GF mais importantes àqueles que tiveram uma contribuição em biovolume  $> 4\%$  na média anual de cada rio. Com o objetivo de

resumir os grupos funcionais mais adaptados às condições impostas pelos rios em geral, uma média total no conjunto dos dados foi aplicada e aqueles grupos com contribuição > 4 % foram considerados os mais adaptados.

As correlações entre o biovolume dos principais GF e as condições físicas e químicas da água dos rios e os usos do solo foram avaliadas através do coeficiente de correlação de Spearman ( $p < 0,05$ ). Diferenças no biovolume dos GF e das classes taxonômicas entre as bacias e entre os períodos hidrológicos foram determinadas através do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ) e então o teste *post-hoc* Mann-Whitney foi usado para identificar as similaridades. Todas as análises estatísticas foram feitas usando o programa Stview 5.0.

Com o objetivo de detectar a similaridade entre os rios de acordo com os grupos funcionais foi realizada uma análise de agrupamento (Distância Euclidiana), utilizando o programa PC-ORD versão 5 (MCCUNE & MEFFORD, 1997). A base de dados considerou os valores médios anuais em cada rio, sendo a matriz composta por 10 objetos (amostras=rios) e 18 (grupos funcionais) descritores.

## Resultados

**Fatores hidrológicos e química da água dos rios** – A vazão anual média das 10 bacias estudadas variou de  $14 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  (TAQ) a  $167 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  (MOG). As vazões médias foram significativamente menores ( $p < 0,0001$ ) entre abril e setembro de 2001 (baixa vazão, mediana =  $21,0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ) do que entre outubro de 2001 e março de 2002 (alta vazão, mediana =  $40,3 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ) (Tabela 8). O volume de esgoto gerado se relacionou diretamente à vazão ( $p = 0,0007$ ), a densidade populacional ( $p = 0,0005$ ) e a área da bacia ( $p = 0,0003$ ), indicando um gradiente de eutrofização dos cursos de água via esgotos lançados diretamente nos rios (Figura 10).

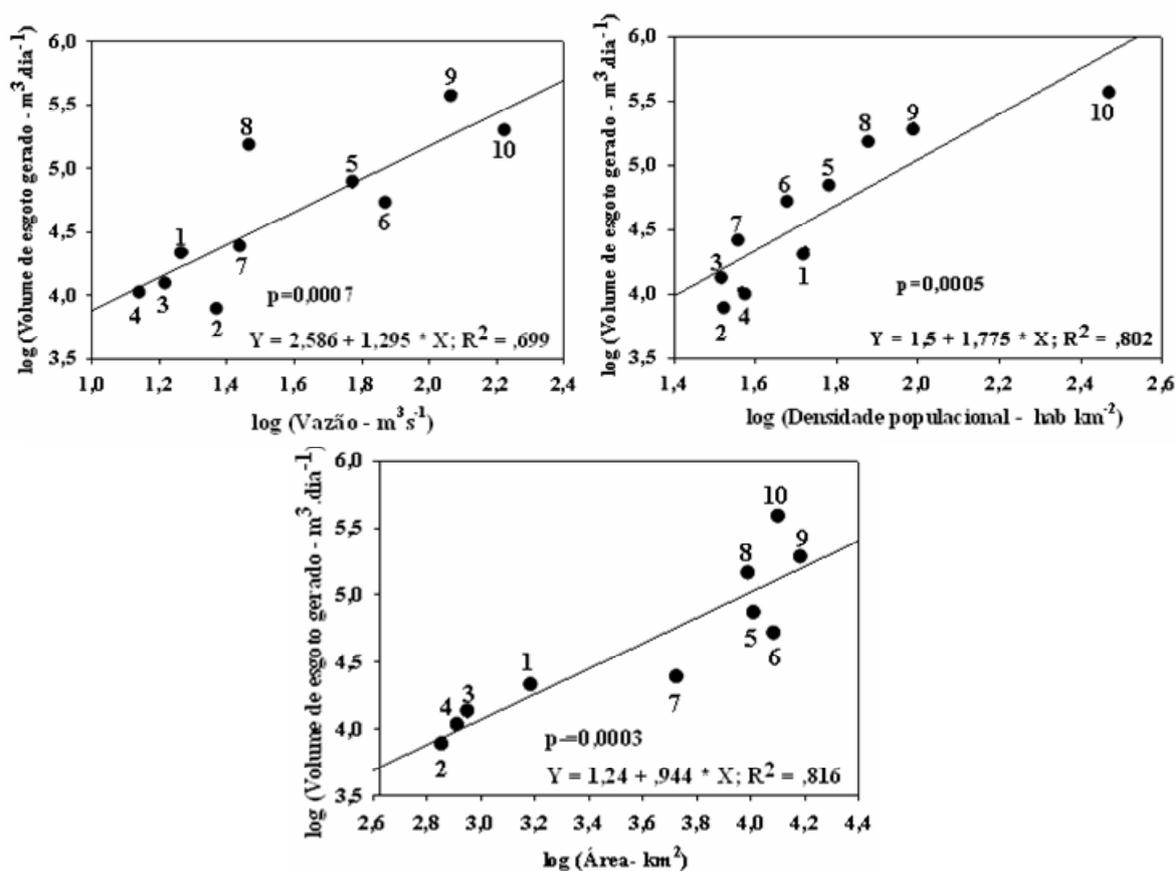


Figura 10: Relações entre log volume de esgoto gerado e log vazão, log densidade populacional e log área, nas 10 bacias hidrográficas estudadas no Estado de São Paulo entre abril de 2001 e março de 2002. 1=ITA, 2=PAR, 3=API, 4=TAQ, 5=PEI, 6=AGU, 7=SJD, 8=TUR, 9=MOG e 10=PIR. Abreviações dos nomes dos rios conforme Tabela 1.

As concentrações de STS foram altas em todos os rios e as medianas anuais variaram de  $9,4 \text{ mg L}^{-1}$  (PIR) a  $365,6 \text{ mg L}^{-1}$  (PEI). O nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) foi alto se considerado o requerimento da maioria das espécies de algas (ver

Métodos) e suas medianas variaram de 275  $\mu\text{g L}^{-1}$  no relativamente preservado ITA a 1510  $\mu\text{g L}^{-1}$  no urbanizado PIR. Considerando todos os rios juntos, a maior parte do NID ocorreu na forma de  $\text{N NO}_3^-$  (73%) e essa proporção foi maior em PAR (91%) e menor em PIR (41%). Altos valores de  $\text{N NH}_4^+$  foram encontrados em TUR (295  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e PIR (816  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ). Na maioria dos rios (78% das amostras), PSR ocorreu em concentrações muito baixas (abaixo do limite de detecção do método = 1.0  $\mu\text{g L}^{-1}$ ). Porém em PIR, essa variável atingiu 40 vezes a concentração de outros rios (1407  $\mu\text{g L}^{-1}$ ). Em PEI, AGU, SJD e TUR, PSR eventualmente atingiu concentrações entre 29,8 e 304,0  $\mu\text{g L}^{-1}$  (Tabela 9).

ITA, PAR, API e TAQ pertencem às menores bacias hidrográficas e têm portanto menor vazão (mediana de 11,7 a 27,1  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ), menor densidade populacional (<60 hab  $\text{km}^{-2}$ ) e menor volume de esgoto gerado (mediana de 7.818 a 21.473  $\text{m}^3 \text{dia}^{-1}$ ) em relação aos demais rios. A bacia de PIR foi a de maior densidade populacional (341 hab  $\text{km}^{-2}$ ) e com maior volume de esgoto gerado (384.818  $\text{m}^3 \text{dia}^{-1}$ ) (Tabela 1, Figura 2). PIR e MOG apresentaram as maiores vazões médias (118,0 e 181,5  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ , respectivamente). A relação direta entre área da bacia e o volume de esgoto gerado aponta para o grau de eutrofização do ambiente em relação a sua ocupação (urbanização) (Figura 10).

Tabela 8: Intervalos (mín-máx) e medianas (med) das variáveis limnológicas na baixa (I) e na alta vazão (II) nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo durante o período de abril de 2001 a março de 2002. STS= sólidos totais em suspensão; T. água= temperatura da água; Cond = condutividade e OD= oxigênio dissolvido. A abreviação dos nomes dos rios conforme na Tabela 1.

		Vazão (m <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> )		STS (mgL <sup>-1</sup> )		T. água (°C)		Cond (µScm <sup>-1</sup> )		OD (%)	
		mín-máx	med	mín-máx	med	mín-máx	med	mín-máx	med	mín-máx	med
<b>ITA</b>	<b>I</b>	9,5-13,8	11,7	11,1-33,9	23,9	14,3-19,9	17,7	33,6-57,0	36,4	85,4-98,0	90,1
	<b>II</b>	10,7-36,8	27,1	42,6-86,9	78,9	21,1-25,2	22,6	29,8-39,3	36,4	71,8-97,4	85,9
<b>PAR</b>	<b>I</b>	18,0-21,8	20,7	2,2-128,5	10,5	13,7-21,5	18,3	24,9-33,2	31,0	82,7-101,3	91,2
	<b>II</b>	20,3-34,0	27,2	9,1-23,6	13,9	20,5-22,7	21,5	25,7-29,8	27,4	76,2-94,9	88,3
<b>API</b>	<b>I</b>	12,5-15,3	14,5	5,3-143,9	26,1	14,6-21,9	18,3	68,4-84,5	74,1	84,1-104,3	92,8
	<b>II</b>	14,2-24,3	19,3	33,2-212,3	72,2	20,9-23,7	23,3	59,3-80,1	73,8	82,8-93,9	90,0
<b>TAQ</b>	<b>I</b>	9,8-12,7	11,9	18,7-161,7	100,4	14,7-24,4	18,7	77,8-124,8	115,5	77,0-102,1	94,2
	<b>II</b>	11,6-21,9	15,9	33,2-212,3	72,2	21,7-23,5	22,5	66,8-108,8	86,9	79,0-87,9	84,9
<b>PEI</b>	<b>I</b>	46,0-55,1	49,8	56,3-406,6	235,1	17,9-26,8	23,5	99,8-116,4	109,6	94,3-113,5	98,1
	<b>II</b>	54,9-105,0	60,9	120,8-661,4	365,6	24,0-30,7	27,3	81,8-127,5	108,6	88,0-105,3	91,8
<b>AGU</b>	<b>I</b>	52,2-66,3	60,0	27,5-162,6	99,6	17,5-26,3	23,2	96,9-123,0	102,7	101,6-113,3	109,0
	<b>II</b>	20,3-44,0	34,6	25,7-250,6	58,0	24,4-30,4	27,2	86,2-1120,1	99,0	93,8-105,6	104,1
<b>SJD</b>	<b>I</b>	16,9-25,5	22,0	4,2-30,5	12,9	14,9-23,9	20,1	112,6-144,1	125,5	91,5-98,1	97,2
	<b>II</b>	20,3-44,0	34,6	25,7-250,6	58,0	22,9-26,9	26,2	86,9-134,0	109,9	81,9-107,3	87,0
<b>TUR</b>	<b>I</b>	6,8-17,2	15,6	5,1-27,4	11,0	16,7-24,9	21,5	110,8-134,8	119,2	7,2-82,3	80,7
	<b>II</b>	11,3-76,4	48,7	22,6-87,6	55,3	24,0-27,1	25,2	84,0-121,9	112,5	63,0-79,8	73,3
<b>MOG</b>	<b>I</b>	60,0-47,4	83,3	5,2-28,0	17,1	22,4-26,2	22,9	74,4-97,2	89,8	76,4-90,6	87,6
	<b>II</b>	103,8-412,6	245,9	31,2-100,4	56,1	25,5-27,2	27,0	49,3-84,3	66,8	61,7-78,2	69,1
<b>PIR</b>	<b>I</b>	43,9-94,3	56,1	6,4-20,4	9,4	16,5-24,1	21,0	218,0-483,0	361,0	3,2-25,7	14,2
	<b>II</b>	81,5-268,0	169,9	28,0-154,6	84,4	24,1-29,3	25,3	108,4-277,0	209,5	19,1-61,5	47,1

Tabela 9: Intervalos (mín-máx) e medianas (med) dos nutrientes na baixa (I) e na alta (II) vazão nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo durante o período de abril de 2001 a março de 2002. O traço em PSR (abaixo do limite de detecção do método) em N NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (ausência de dados). NID= nitrogênio inorgânico dissolvido; PSR= fósforo solúvel reativo.

		CO <sub>2</sub> (mgL <sup>-1</sup> )		N NO <sub>3</sub> (µgL <sup>-1</sup> )		N NH <sub>4</sub> (µgL <sup>-1</sup> )		NID (µgL <sup>-1</sup> )		PSR (µgL <sup>-1</sup> )	
		mín-máx	med	mín-máx	med	mín-máx	med	mín-máx	med	mín-máx	med
<b>ITA</b>	<b>I</b>	0,7-2,6	1,9	154,9-271,0	216,0	10,3-39	16,0	204,3-338,4	248,3	-	-
	<b>II</b>	0,1-1,6	1,3	59,7-230,6	207,1	31,8-97,0	58,3	194,5-356,2	207,1	1,55-5,74	1,60
<b>PAR</b>	<b>I</b>	0,7-1,8	1,2	225,9-738,3	270,3	6,5-10,9	8,7	232,4-738,3	275,7	-	-
	<b>II</b>	0,5-1,1	0,9	231,7-402,7	268,0	17,6-63,2	38,9	269,5-495,2	268,0	-	-
<b>API</b>	<b>I</b>	0,8-4,6	2,4	161,4-284,5	203,9	1,5-4,6	2,9	288,4-419,2	326,4	-	-
	<b>II</b>	0,6-2,0	1,3	155,1-204,1	175,8	16,9-36,5	20,3	258,5-377,4	340,5	1,55-5,0	1,60
<b>TAQ</b>	<b>I</b>	0,8-4,1	1,8	289,1-500,4	381,1	0,0-30,5	-	448,9-645,7	542,6	-	-
	<b>II</b>	0,6-2,0	1,3	188,4-303,7	238,5	0,0-64,2	58,1	351,0-550,3	396,7	-	-
<b>PEI</b>	<b>I</b>	0,5-5,1	2,1	637,2-1432,2	915,4	4,9-11,4	3,3	743,8-1553,3	1100,4	1,55-29,79	3,4
	<b>II</b>	0,4-1,9	1,2	604,0-989,7	660,2	0,0-74,5	3,5	627,7-1207,3	798,4	1,55-2,50	1,60
<b>AGU</b>	<b>I</b>	0,4-3,4	1,8	622,0-1394,1	881,3	-	-	791,1-1510,9	1007,2	1,55-233,1	75,5
	<b>II</b>	0,4-1,7	1,1	212,4-880,9	328,4	0,0-66,2	21,8	330,0-1152,1	519,3	9,13-41,20	10,0
<b>SJD</b>	<b>I</b>	0,7-6,8	2,6	358,8-1076,6	835,4	-	-	480,4-1172,5	996,3	1,55-29,79	3,4
	<b>II</b>	0,8-2,9	1,9	80,2-680,7	230,3	0,0-68,7	31,5	152,7-764,0	412,9	1,55-68,7	31,5
<b>TUR</b>	<b>I</b>	2,1-5,8	3,9	784,8-1267,4	1023,0	203,7-715,7	434,4	1290,3-1954,2	1740,0	-	-
	<b>II</b>	1,2-2,9	2,6	190,4-554,7	358,7	0,0-304,9	102,9	211,1-1055,9	568,5	1,55-304,9	103,1
<b>MOG</b>	<b>I</b>	1,4-3,0	1,8	784,8-1267,4	1023,0	0,0-107,8	10,5	1290,3-1954,2	1740,0	1,55-27,54	8,9
	<b>II</b>	0,7-2,2	1,8	298,5-765,2	618,6	0,0-90,0	49,9	381,8-886,8	680,2	0,0-90,0	50,0
<b>PIR</b>	<b>I</b>	2,6-7,9	5,7	2,6-910,2	308,4	475,6-2192,2	621,2	724,7-2473,9	1281,3	25,47-233,1	88,3
	<b>II</b>	1,8-4,6	2,4	757,5-865,6	836,6	447,3-1407,8	716,7	1246,8-2434,6	1572,1	447,3-1407,8	716,7

No período de baixa vazão, concentrações médias significativamente maiores de nitrogênio inorgânico dissolvidos ( $p=0,01$ ), dióxido de carbono ( $p=0,02$ ),  $N\ NO_3^-$  ( $p=0,002$ ) e oxigênio dissolvido ( $p=0,0064$ ) foram observadas se comparadas ao período de alta vazão (Tabela 8), quando também ocorreram as maiores temperaturas ( $p<0,0001$ ), maiores concentrações de sólidos totais em suspensão ( $p<0,0001$ ) e  $N\ NH_4^+$  ( $p=0,01$ ).

Menores temperaturas, maiores concentrações de oxigênio dissolvido e menores de  $N\ NH_4^+$  e  $N\ NO_3^-$  ( $p<0,0001$ ) ocorreram nas bacias do alto rio Paranapanema (ITA, PAR, API e TAQ). Em oposição, concentrações de fósforo e nitrogênio inorgânico dissolvidos significativamente maiores foram registradas em PIR (Tabela 9).

**Fitoplâncton** – Um total de 103 espécies de algas foram identificadas nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo, as quais se distribuíram em nove classes taxonômicas (23 cianobactérias, 3 criptofíceas, 3 dinoflagelados, 6 crisofíceas, 1 xantofíceas, 26 diatomáceas, 2 euglenóides, 33 clorofíceas e 7 zignematofíceas) (Figura 11).

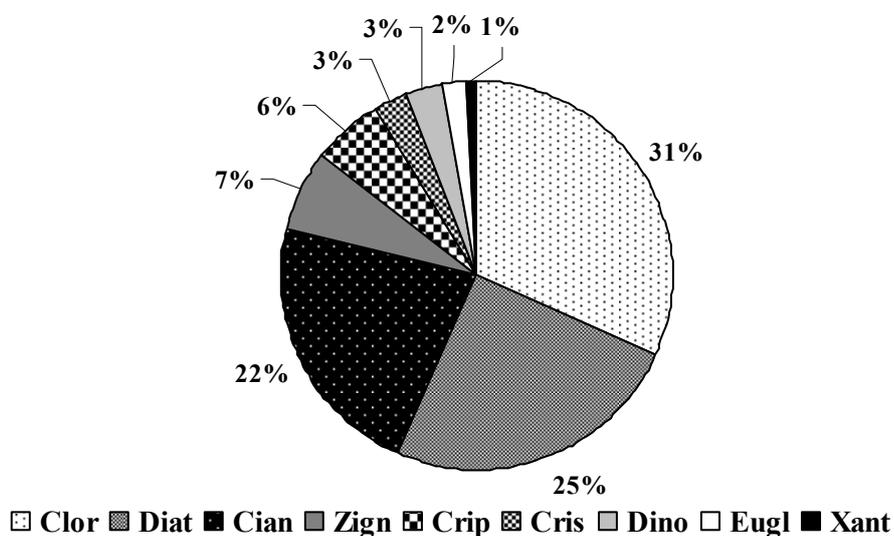


Figura 11: Percentual de espécies fitoplanctônicas por classe taxonômica nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo, no período de abril de 2001 a março de 2002 (Cian = cianobactérias, Crip = criptofíceas, Dino = dinoflagelados, Cris=crisofíceas, Xant = xantofíceas, Diat = diatomáceas, Eugl=euglenóides, Clor=clorofíceas e Zign=zignematofíceas).

Embora, clorofíceas, diatomáceas e cianobactérias tenham sido as classes com maior riqueza taxonômica, de um modo geral, apenas cianobactérias e diatomáceas foram os grupos dominantes em biovolume (Figura 12).

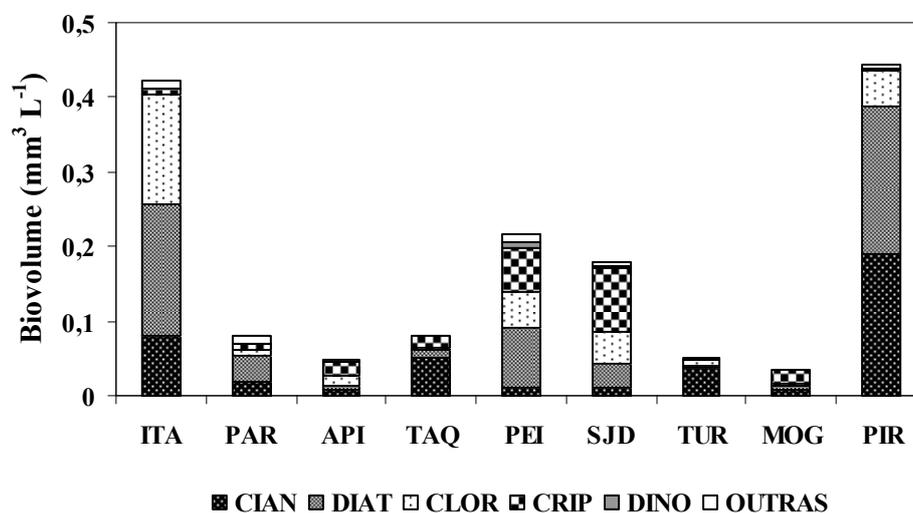


Figura 12: Média anual do biovolume dos cinco principais grupos taxonômicos nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo durante o período de abril de 2001 a março de 2002. Outras = zignematofíceas, xantofíceas, crisofíceas e euglenóides. Retirado *outlier* em TAQ. Abreviação dos nomes dos rios conforme Tabela 1 e dos nomes das classes taxonômicas conforme figura 11.

Tabela 10: Espécies com contribuição média em pelo menos um dos rios >4%, classes taxonômicas a que pertencem, grupos funcionais (GF), porcentagens de contribuição e total da porcentagem de contribuição dos GF ocorridos nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo durante o período de abril de 2001 a março de 2002. A abreviação das classes taxonômicas conforme Figura 11.

Classe	Táxon	GF	%	Classe	Táxon	GF	%
<b>Itapetininga</b>				<b>Apiáí-Guaçu</b>			
Cian	<i>Aphanocapsa incerta</i>	K	8,2	Cian	<i>Aphanocapsa incerta</i>	K	11,5
Cian	<i>Geitlerinema cf. acus</i>	S1	4,4	Cian	<i>Synechocystis aquatilis</i>	X1	7,7
Cian	<i>Jaaginema cf. homogeneous</i>	S1	5,7	Cian	<i>Synechococcus nidulans</i>	X1	5,4
Cian	<i>Synechocystis aquatilis</i>	X1	12,1	Eugl	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	W2	7,9
Diat	<i>Aulacoseira granulata</i>	P	8,7	Crip	<i>Cryptomonas</i> sp.1	Y	11,0
Diat	<i>Cymbella tunida</i>	T <sub>B</sub>	6,2	Crip	<i>Cryptomonas</i> sp.2	Y	10,6
Diat	<i>Urosolenia eriensis var. morsa</i>	A	9,5	Crip	<i>Cryptomonas</i> sp.3	Y	7,4
Clor	<i>Koliella</i> sp.	X3	5,6	Clor	<i>Chlorella minutissima</i>	X1	5,7
Clor	<i>Chlorella minutissima</i>	X1	4,3	Clor	<i>Choricystis chodatii</i>	X1	14,5
Clor	<i>Chlorella vulgaris</i>	X1	7,9	Clor	<i>Choricystis cylindracea</i>	X1	4,8
<b>Total ..... 72,6</b>				<b>Total ..... 86,4</b>			
<b>Paranapanema</b>				<b>Taquari</b>			
Cian	<i>Aphanocapsa incerta</i>	K	15,4	Cian	<i>Aphanocapsa elachista</i>	K	4,6
Cian	<i>Chroococcus minutus</i>	K	8,6	Cian	<i>Merismopedia tenuissima</i>	LO	12,0
Cian	<i>Synechococcus nidulans</i>	X1	7,5	Cian	<i>Jaaginema cf. homogeneous</i>	S1	8,3
Crip	<i>Cryptomonas</i> sp.1	Y	21,4	Cian	<i>Romeria gracilis</i>	S1	18,8
Crip	<i>Cryptomonas</i> sp.3	Y	5,1	Cian	<i>Synechococcus nidulans</i>	X1	21,5
Diat	<i>Sellaphora</i> sp.	T <sub>B</sub>	5,3	Crip	<i>Cryptomonas</i> sp.1	Y	21,6
Zign	<i>Staurodesmus dickei</i>	N	5,9	Diat	<i>Gyrosigma</i> sp.	T <sub>B</sub>	5,3
<b>Total ..... 69,2</b>				<b>Total ..... 87,6</b>			
<b>Peixe</b>				<b>Aguapeí</b>			
Cian	<i>Synechocystis aquatilis</i>	X1	6,6	Cian	<i>Cyanobacterium</i> sp.	X1	8,7
Cian	<i>Cryptomonas</i> sp.1	Y	11,5	Cian	<i>Merismopedia hyalina</i>	LO	4,7
Cian	<i>Cryptomonas</i> sp.2	Y	16,4	Cian	<i>Merismopedia tenuissima</i>	LO	5,8
Xant	<i>Goniochloris mutica</i>	X1	5,1	Cian	<i>Synechococcus nidulans</i>	X1	10,3
Diat	<i>Dyploneis cf. disparilis</i>	T <sub>B</sub>	6,5	Crip	<i>Cryptomonas</i> sp.1	Y	10,4
Diat	<i>Nitzschia palea</i>	MP	6,2	Crip	<i>Cryptomonas</i> sp.2	Y	4,3
Clor	<i>Chlorella vulgaris</i>	X1	8,2	Diat	<i>Nitzschia palea</i>	MP	4,5
Clor	<i>Choricystis chodatii</i>	X1	4,0	<b>Total ..... 48,9</b>			
<b>Total ..... 64,4</b>				<b>Piracicaba</b>			
<b>São José Dourados</b>				Cian	<i>Anabaena circinalis</i>	H1	4,0
Cian	<i>Aphanocapsa incerta</i>	K	5,7	Cian	<i>Microcystis novacekii</i>	M	4,6
Crip	<i>Cryptomonas</i> sp.1	Y	13,2	Cian	<i>Oscillatoria cf. annae</i>	T <sub>C</sub>	13,5
Crip	<i>Cryptomonas</i> sp.2	Y	10,6	Crip	<i>Cryptomonas</i> sp.1	Y	9,6
Crip	<i>Cryptomonas</i> sp.3	Y	12,1	Diat	<i>Aulacoseira granulata</i>	P	23,2
Xant	<i>Goniochloris mutica</i>	X1	4,3	Diat	<i>Luticola goeppertiana</i>	T <sub>B</sub>	4,3
Diat	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	C	4,3	Diat	<i>Fragilaria cf. goulardii</i>	D	4,1
Clor	<i>Chlorella vulgaris</i>	X1	4,4	Clor	<i>Coelastrum microporum</i>	J	6,1
Clor	<i>Choricystis chodatii</i>	X1	29,5	<b>Total ..... 69,3</b>			
<b>Total ..... 84,2</b>				<b>Turvo</b>			
<b>Mogi-Guaçu</b>				Cian	<i>Aphanocapsa incerta</i>	K	14,9
Cian	<i>Synechococcus nidulans</i>	X1	4,1	Cian	<i>Synechocystis aquatilis</i>	X1	36,3
Crip	<i>Cryptomonas</i> sp.1	Y	4,8	Clor	<i>Chlorella vulgaris</i>	X1	7,2
Crip	<i>Cryptomonas</i> sp.2	Y	21,8	Clor	<i>Choricystis chodatii</i>	X1	4,6
Crip	<i>Cryptomonas</i> sp.3	Y	33,2	<b>Total ..... 63,0</b>			
Cris	<i>Kephyrion</i> sp.	X3	6,2				
<b>Total ..... 65,9</b>							

As 103 espécies registradas distribuíram-se em um total de 24 grupos funcionais (Anexo 1). Destas, 37 espécies contribuíram com mais de 4,0 % para o biovolume total em pelo menos um dos rios e foram alocadas em 18 GF, a maioria típicos de lagos mesclados ou rios (**A, C, D, H1, J, K, L0, M, MP, N, P, S1, T<sub>B</sub>, T<sub>C</sub>, W2, X1, X3 e Y**) (Figura 13 e Tabela 10). A contribuição total dessas 37 espécies correspondeu, em média, entre 63 e 88 % do biovolume total na grande maioria dos rios (Tabela 10). A única exceção ocorreu em AGU, onde o método de quantificação utilizado não permitiu registrar uma única espécie de alga em seis das 12 amostras mensais reduzindo o valor médio anual da contribuição total das espécies descritoras a apenas 49 %.

No conjunto total dos dados cinco GF ocorreram com médias de biovolume > 4,0 % **X1** (26,12 %), **Y** (23,40 %), **K** (7,70 %), **S1** (4,87 %) e **T<sub>B</sub>** (4,11 %), os quais foram considerados mais adaptados às condições ambientais (Tabela 11).

Os grupos funcionais que mais contribuíram para o biovolume total foram **X1** e **Y** que ocorreram simultaneamente em semelhantes contribuições principalmente em API, PAR, TAQ, MOG, AGU, TUR PEI e SJD. Esses rios se agruparam com similaridade > 90 % (Figura 11). Porém esse dois últimos (PEI e SJD) tiveram maior similaridade entre si. Os principais representantes de **X1** foram *Synechocystis aquatilis*, *Synechococcus nidulans*, *Chlorella minutissima*, *Chlorella vulgaris*, *Choricystis cylindracea* e *Choricystis chodatii*. O grupo **Y** foi formado por espécies do gênero *Cryptomonas*. Vale ressaltar que embora a matriz para o agrupamento tenha levado em conta os 18 GF, foi com base nos cinco principais GF mencionados que as amostras se agruparam.

ITA e PIR separaram dos demais por apresentarem maior diversidade e peculiaridades em seus GF. A composição fitoplanctônica em PIR recebeu contribuição de diferentes GF. **T<sub>c</sub>** e **H1** foram exclusivos nesse rio representados por cianobactérias (*Oscillatoria annae*, *Anabaena circinalis*) e o GF **A** foi exclusivo de ITA, representado pela espécie *Urosolenia eriensis* var. *morsa*. O GF **P** representado pela espécie *Aulacoseira granulata* foi exclusivo simultaneamente nesses dois rios (Figura 13, Tabela 11).

O biovolume de alguns grupos funcionais (**K, L0, X1, T<sub>B</sub>**) e taxonômicos (diatomáceas, clorofíceas e dinoflagelados) foram menores em alguns meses do período de alta vazão ( $p < 0,05$ ), que coincidem com os meses de verão, época de maiores precipitações.

Tabela 11: Média anual do biovolume absoluto (bv-mm<sup>3</sup>L<sup>-1</sup>) e relativo (%) dos 18 grupos funcionais (GF) em cada rio e média total no conjunto de dados (méd) do biovolume relativo dos GF em ordem decrescente de contribuição. Em negrito os GF que mais contribuíram para o biovolume.

		<b>ITA</b>	<b>PAR</b>	<b>API</b>	<b>TAQ</b>	<b>PEI</b>	<b>AGU</b>	<b>SJD</b>	<b>TUR</b>	<b>MOG</b>	<b>PIR</b>	<b>méd</b>
<b>X1</b>	bv	0,06	0,01	0,02	0,01	0,06	0,01	0,05	0,02	0,01	0,01	
	%	27,14	9,62	40,67	24,74	29,94	21,99	41,26	51,34	8,22	4,77	<b>26,12</b>
<b>Y</b>	bv	0,01	0,01	0,02	0,02	0,06	0,01	0,09	0,00	0,02	0,00	
	%	2,08	27,57	29,50	22,27	30,52	15,63	35,90	3,61	59,74	10,25	<b>23,40</b>
<b>K</b>	bv	0,02	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02	0,00	0,00	
	%	10,03	24,03	12,08	6,13	0,03	0,00	5,76	14,93	0,00	3,38	<b>7,70</b>
<b>S1</b>	bv	0,04	0,00	0,00	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	
	%	10,25	3,87	0,00	27,70	0,00	0,21	1,08	4,10	0,00	1,09	<b>4,87</b>
<b>TB</b>	bv	0,04	0,03	0,00	0,01	0,05	0,00	0,01	0,00	0,00	0,04	
	%	9,36	5,68	3,85	5,29	9,47	0,00	2,80	0,00	0,00	4,26	<b>4,11</b>
<b>P</b>	bv	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	
	%	10,66	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	23,17	3,41
<b>L0</b>	bv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
	%	0,85	1,91	0,00	12,02	1,78	10,57	1,80	1,45	2,94	0,00	3,33
<b>C</b>	bv	0,02	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01	
	%	4,39	3,89	0,00	0,00	1,18	3,43	4,32	0,00	1,93	3,73	2,29
<b>MP</b>	bv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	
	%	0,00	0,00	3,74	0,00	6,19	4,52	0,00	2,96	0,00	3,34	2,09
<b>X3</b>	bv	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
	%	6,17	0,23	0,00	1,23	0,15	1,99	0,54	0,00	8,46	0,98	1,92
<b>TC</b>	bv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	
	%	0,34	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	2,49	0,00	13,45	1,66
<b>J</b>	bv	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	
	%	5,12	0,14	0,00	0,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,96	1,38
<b>N</b>	bv	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
	%	0,98	9,70	0,66	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,14
<b>A</b>	bv	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
	%	9,54	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,31	1,09
<b>W2</b>	bv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
	%	0,66	0,00	7,87	0,00	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,04
<b>D</b>	bv	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,02	
	%	0,97	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,94	0,00	0,00	4,41	1,04
<b>M</b>	bv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	
	%	0,08	0,84	0,00	0,00	1,12	0,00	0,00	0,00	0,00	4,58	0,67
<b>H1</b>	bv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	
	%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,03	0,41

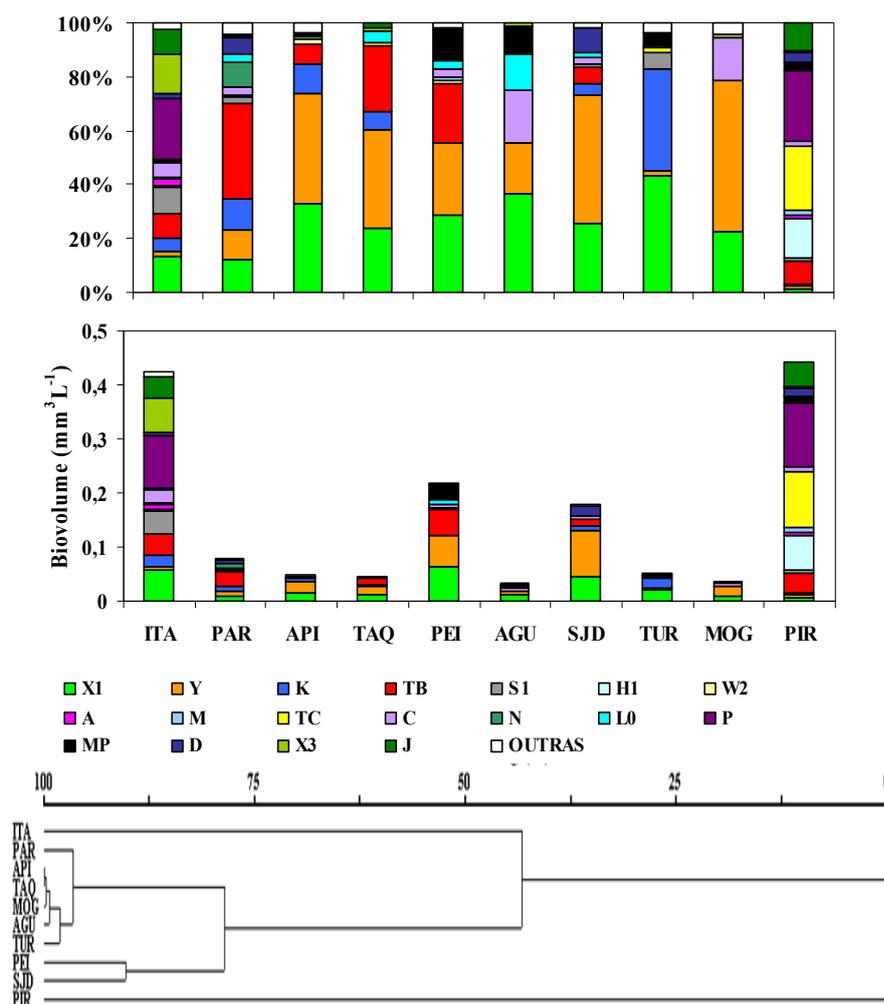


Figura 13: Média anual do biovolume relativo e absoluto dos 18 principais grupos funcionais (painéis superiores) e agrupamento gerado a partir do biovolume absoluto desses grupos (painel inferior) nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo durante o período de abril de 2001 a março de 2002. Abreviação dos nomes dos rios conforme Tabela 1.

**Correlações** – Os grupos **X1** e **K** se correlacionaram negativamente com a vazão e com variáveis associadas com urbanização e eutrofização como número de habitantes, volume de esgotos gerado e DBO, além da porcentagem de cana de açúcar. Já os grupos funcionais **Y**, **S1** e **TB** se relacionaram positivamente com quase todos os usos do solo (exceto culturas temporárias, que se associaram negativamente com **Y**, com variáveis vinculadas ao regime de luz (STS) e à eutrofização ( $\text{N NO}_3^-$  e  $\text{N NH}_4^+$ , DBO) além da condutividade. Esses GF, com exceção de **Y**, também se correlacionaram positivamente com PSR (Tabela 12).

Tabela 12: Correlação entre o biovolume dos principais Grupos Funcionais e os principais usos do solo, atributos das bacias hidrográficas e variáveis limnológicas nos 10 rios estudados no Estado de São Paulo durante o período de abril de 2001 a março de 2002.  $p < 0,05$  e\*  $p < 0,0001$ .  $n=119$ . NID=nitrogênio inorgânico dissolvido; PSR= fósforo solúvel reativo; Cond= condutividade; STS=sólidos totais em suspensão;DBO=demanda bioquímica de oxigênio e OD= oxigênio dissolvido.

	<b>X1</b>	<b>K</b>	<b>Y</b>	<b>S1</b>	<b>T<sub>B</sub></b>
Pastagem (%)	0,30			0,21	0,37*
Floresta (%)		0,32		0,31	0,39
Cana de açúcar (%)	-0,20	-0,31			0,29
Solo exposto (%)			0,19		0,27
DP (hab km <sup>-2</sup> )				0,28	0,38*
EG (m <sup>3</sup> dia <sup>-1</sup> )		-0,21		0,18	
Area (km <sup>2</sup> )					0,33
Precipitação (mm)			0,37*	0,23	0,42*
Vazão (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	-0,33	-0,32			0,26
STS (mgL <sup>-1</sup> )			0,23	0,23	0,32
Cond (µScm <sup>-1</sup> )				0,25	0,37*
DBO (T DBOdia <sup>-1</sup> )	-0,23	-0,26			0,33
OD (%)			0,24	0,19	0,41*
CO <sub>2</sub> (mgL <sup>-1</sup> )				0,36*	0,41*
NID (µgL <sup>-1</sup> )		-0,20		0,20	0,31
PSR (µgL <sup>-1</sup> )	0,17	0,25		0,48*	0,60*

## Discussão

---

Em ambientes lóticos, as espécies são constantemente selecionadas através do fluxo unidirecional e do regime de luz imposto. Além disso, compõem o potamfitoplâncton espécies comumente provenientes de outras comunidades que não a planctônica (WETZEL 1993). Com isso, diatomáceas, por se desprenderem do perifiton através do fluxo e por terem frústulas silicosas de alta densidade e dependerem da turbulência para se manterem na coluna de água, são os grupos taxonômicos dominantes a serem esperados em rios. De fato, esse foi o grupo dominante nos rios do Estado de São Paulo, mas ao contrário de nossas expectativas cianobactérias e não clorofíceas foram a segunda classe taxonômica com maior contribuição para o biovolume total neste estudo. Outros autores têm sido também, eventualmente, reportado as cianobactérias como um grupo importante em rios tropicais (p. ex. TABASUM & TRISTAL 2008).

Os GF registrados nos rios tropicais estudados incluem representantes descritos para lagos rasos, adaptados a ambientes enriquecidos, turbulentos e turbidos (A, C, D, H1, J, K, L0, M, MP, N, P, S1, W2, X1, X3 e Y), além daqueles descritos para ambientes lóticos (T<sub>B</sub> e T<sub>C</sub>). As 103 espécies documentadas nos rios do Estado de São Paulo inseriram-se em 24 de um total de 38 GF mencionados na revisão de PADISÁK *et al.* (2008) e dentre esses, 18 GF resumiram um total de 37 espécies com maior contribuição em biovolume confirmando a vantagem dessa abordagem em resumir as extensas listas de espécies resultantes de estudos dessa natureza (PADISÁK *et al.* 2008).

Os GF que ocorrem em rios não são necessariamente diferentes daqueles encontrados em lagos rasos (REYNOLD 1997), uma vez que sua seleção em ambos os sistemas dá-se em função, principalmente, da turbulência e das restrições impostas pelo regime de luz (REYNOLDS 1994). Em rios, essa turbulência é definida pelo fluxo unidirecional constante e em lagos rasos, pela mescla vertical da coluna de água (REYNOLDS 1994) (Tabela 13). Assim, hidrologia e disponibilidade de luz em rios são fatores preponderantes tanto para a seleção das espécies quanto para sua dinâmica. Em função do fluxo hidráulico e das restrições impostas pelas baixas intensidades luminosas, um baixo biovolume é

freqüentemente encontrado em rios, fato este também registrado nos sistemas estudados (ver capítulo1).

Tabela 13: Grupos funcionais (GF), habitat para os quais foram descritos, representantes típicos e suas tolerâncias e sensibilidades de acordo com Reynolds *et al.* (2002) e Borics *et al.* (2007)\* .

GF	Habitat	Representantes típicos	Tolerâncias	Sensibilidade
<b>Y</b>	usualmente lagos pequenos enriquecidos	<i>Cryptomonas</i>	baixa luminosidade	herbívoria
<b>S1</b>	camadas mescladas e túrbidas	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redekei</i> <i>Pseudanabaena</i>	altas deficiências luminosas	fluxo
<b>T<sub>B</sub>*</b>	ambientes lóticos	Diatomáceas ticoplanctônicas		
<b>X1</b>	camadas rasas mescladas em condições enriquecidas	<i>Chlorella</i> , <i>Ankyra</i> <i>Monoraphidium</i>	estratificação	deficiência de nutrientes filtradores
<b>K</b>	camadas rasas mescladas e enriquecidas	<i>Aphanothece</i> <i>Aphanocapsa</i>		mescla profunda

Poucas espécies e conseqüentemente poucos GF são favorecidas pelas condições restritivas típicas de rios e se destacam por sua biomassa. Apenas cinco GF representados por 19 espécies foram importantes em biomassa (grupos com média total no conjunto dos dados > 4%). Conforme esperado, a maioria desses GF (**X1**, **Y**, **S1**, **K**) são os mesmos também selecionados para lagos rasos (REYNOLDS *et al.* 2002). O peso desses GF na composição dos rios estudados ficou evidenciado na análise de agrupamento. Esses grupos têm também sido encontrados em outros ambientes enriquecidos, túrbidos e turbulentos como lagos de inundação e estuários de rios (Anexo 2). Acresce-se a esses o GF **T<sub>B</sub>**, particularmente descrito para rios (BORICS *et al.* 2007). De um modo geral, esses GF nos rios de São Paulo se relacionaram tanto com a climatologia da região (precipitação), quanto com a hidrologia (vazão), com as concentrações de sólidos totais em suspensão (STS) e com as concentrações de nutrientes dissolvidos (NID e PSR).

**X1** formado por clorofíceas e cianobactérias do nanoplâncton (<20µm) e **Y** por fitoflagelados da classe das criptofíceas ocorreram em todos os rios estudados e contribuíram com médias anuais mais elevadas para o biovolume total. **X1** teve contribuição média anual variando de 4,7% em PIR a 51% em TUR e **Y** de 2,0% em ITA a 60% em MOG. **Y** atingiu 60% em MOG, 30% em PEI e **X1** atingiu 51% em TUR, 40% em API e 30% em PEI onde co-dominou associado a **Y**. Nenhum outro GF atingiu contribuições relativas tão elevadas evidenciando que esses são os grupos melhor adaptados às condições ambientais dos rios de São Paulo.

Desta forma, esses GF tiveram dominância ou não de acordo com as condições impostas do ambiente e para os rios estudados a vazão é o fator direcionador preponderante: **X1** atingiu a menor (4,7%) e a maior (51%) contribuição média para o biovolume em rios com maiores (PIR-88,0m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>) e menores (TUR- 16,2m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>) vazões médias, comportamento inverso ao GF **Y** que teve a menor (2,0%) e a maior (60%) contribuição média nos rios com menores (ITA -13,2 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>) e maiores (MOG-120,0 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>) médias da vazão. Evidenciando a não tolerância de X1 e a tolerância de Y a velocidade do fluxo.

**Y** relacionou-se positivamente com precipitação e STS e foi dominante no rio com maior vazão média anual (MOG). Dominância de **Y** tem sido reportada para outros rios tropicais em período chuvoso (rios Paraibuna e Pomba, Brasil, SOARES *et al.* 2007) e em regiões subtropicais durante níveis hidrométricos intermediários (rio Paraná, Argentina, DEVERCELLI 2006). Ocorre também em lagos de inundação sempre associado aos períodos de águas altas (NABOUT *et al.* 2006; BOVO-SCOMPARINI & TRAIN 2008), quando é maior a influência dos rios sobre os lagos (HUSZAR & REYNOLDS 1997) (ver anexo 3). O GF **Y**, cujos representantes são espécies do gênero *Cryptomonas*, são organismos adaptados a condições de baixa luminosidade (SOMMER, 1988; KLAVENESS, 1988) que em rios é dada principalmente pela alta concentração de sólidos na água.

**X1** correlacionou-se negativamente com a vazão e seu menor biovolume ocorreu em MOG e PIR, rios de vazões mais elevadas. Dadas suas altas taxas de crescimento garantidas por seu pequeno tamanho e conseqüente alta razão superfície/volume (REYNOLDS 1997), esse grupo é formado por espécies adaptadas ao alto fluxo desde que recursos (luz e nutrientes) estejam disponíveis (REYNOLDS 1997). À exceção de PIR, a maioria dos rios estudados apresenta concentrações de fósforo limitantes ao crescimento do fitoplâncton, exceto em algumas datas (ver capítulo 1). A correlação positiva de **X1** com PSR é um indicativo de que as espécies desse GF podem ser selecionadas também por esse nutriente devido sua alta taxa de reprodução e conseqüente necessidade de recursos. Outros estudos mostraram que **X1** é um GF comumente registrado no plâncton de águas correntes como no rio Paraibuna, RJ (*Synechocystis aquatilis*) durante o período de maiores concentrações de nutrientes (SOARES *et al.* 2007) e em estuários como o do rio Paraíba do Sul, RJ (*Chlorella vulgaris*) durante período de

maior influência do rio (alta vazão) e conseqüente aumento nas concentrações dos nutrientes (COSTA *et al.* 2009) (ver anexo 2).

Assim como **X1**, **K** relacionou-se negativamente com a vazão e positivamente com PSR. Os principais representantes de **K** são cianobactérias coloniais formadas por células picoplanctônicas (<2µm) que, em lagos rasos temperados enriquecidos, podem ocorrer durante os meses de verão (REYNOLDS 1997). **K** é um GF também registrado em outros rios como o rio Pomba, onde ocorreu em altas contribuições (33-51% da biomassa total, SOARES *et al.* 2007).

Da mesma forma que **Y**, **S1** formado por cianobactérias filamentosas não fixadoras de nitrogênio é tolerante a altas deficiências luminosas (Scheffer *et al.* 1997). Esse GF co-dominou (27%) em alguns rios junto com **X1** (25%) e **Y** (22%). Em TAQ a concentração média de sólidos totais em suspensão pode alcançar valores muito elevados tanto em períodos de baixa (100 mg L<sup>-1</sup>) como de alta vazão (72 mg L<sup>-1</sup>). O biovolume de **S1**, no entanto, não foi significativamente diferente entre os períodos hidrológicos. A peculiaridade dos membros dos GF **S** (**Sn**, **S1** e **S2**) são suas tolerância a baixas intensidades luminosas e sensibilidade ao fluxo (REYNOLDS *et al.* 2002). De fato a vazão média em TAQ foi de apenas 11 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> durante o período de baixa vazão e 15 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> na alta vazão.

Espécies ticoplanctônicas, aquelas provenientes de outras comunidades que não a planctônica (BICUDO & MENEZES 2006), são comumente encontradas no plâncton de rios (AL-SAADI 1996). BORICS *et al.* (2007) propôs três novos GF com base na contribuição de espécies ticoplanctônicas em rios de águas calcáreas de região temperada. O presente estudo confirma a presença de **T<sub>B</sub>** (diatomáceas epilíticas) e **T<sub>C</sub>** (cianobactérias bentônicas), sendo **T<sub>B</sub>** um dos GF com importante contribuição anual. As espécies inseridas em **T<sub>B</sub>** foram previamente citadas como diatomáceas epilíticas em rios tropicais e subtropicais (*Cymbella tumida* e *Diploneis disparilis*, Burliga *et al.* 2005). Da mesma forma espécies dos gêneros *Gyrosigma* e *Sellaphora* encontradas neste estudo são comuns no epilítion de rios (LOBO *et al.* 2004 a, b BURLIGA *et al.* 2004, SALOMONI *et al.* 2006; HERMANY *et al.* 2006, WETZEL *et al.* 2002). Além disso, todas as espécies de *Gyrosigma* e *Sellaphora* registradas nos rios de São Paulo foram consideradas tolerantes a altas poluições orgânicas por aqueles autores. **T<sub>B</sub>** apresentou maiores contribuições durante o período de baixa vazão, com exceção a SJD, cuja maior

contribuição deu-se no início do período de alta vazão (outubro e novembro). Sua correlação positiva tanto com pluviosidade quanto com vazão, assim como a ocorrência ocasional das espécies formadoras desse grupo (a maioria ocorreu apenas uma vez), indica que muito provavelmente os representantes desse grupo são de fato provenientes de outras comunidades que não a comunidade planctônica. Embora **T<sub>B</sub>** tenha sido descrito para rios calcários, sugere-se adotar seu uso mesmo para rios não calcários, desde que as espécies já tenham sido previamente citadas como proveniente de outras comunidades não planctônicas em rios de eco - regiões similares.

A correlação de quase todos os principais GF com algum uso e ocupação do solo (número de habitantes e volume de esgoto gerado) mostra a relevância da bacia de drenagem sobre a biota em estudos fluviais. **X1** e **K** além de se correlacionarem negativamente com a vazão, também se correlacionaram negativamente com a DBO e com a porcentagem de cana de açúcar. Esse resultado mostra que tais GF ocorreram em maiores contribuições nos rios menos enriquecidos e em condições de menores vazões, se comparado aos demais rios. Por um lado esses grupos têm altas taxas de reprodução e, portanto, alta demanda por recursos (REYNOLDS 1997). Por outro, as altas razões superfície/volume de seus componentes, decorrentes de seu pequeno tamanho, permitem usar com maior eficiência os recursos disponíveis (PADISÁK 2003). Já **Y** se correlacionou positivamente com o percentual de solo exposto. Solos usados para o plantio de cana de açúcar costumam apresentar grande contribuição de solo exposto em certas épocas do ano, podendo conseqüentemente levar a um incremento dos sólidos em suspensão na água (FILOSO & MARTINELLI 2008). **T<sub>B</sub>** se correlacionou positivamente com todos os principais usos e ocupação do solo e também com atributos como, por exemplo, a área da bacia. Quanto maior a bacia de drenagem, maior a vazão de um rio (WEHR & DESCY 1998). Nesse sentido, os resultados sugerem que a contribuição desse grupo pode se dar, em parte, por um recrutamento de organismos provenientes de refúgios localizados nas margens ou remansos dos rios (REYNOLDS & GLAISTER 1993). Já a correlação com a densidade populacional mostra que as espécies representantes deste grupo são realmente tolerantes ao enriquecimento por nutrientes (LOBO *et al.* 2004, a,b,c).

Além dos cinco principais GF outros grupos encontrados nesse trabalho (**A, C, D, H1, J, L0, M, MP, N, P, W2 e X3**) foram descritos com base em lagos rasos enriquecidos confirmando a similaridade funcional de organismos entre rios e lagos rasos (REYNOLD *et al.* 1994). ITA (**T<sub>C</sub>, P e J**) e PIR (**P**) foram os que tiveram maiores contribuições relativas de outros GF, que não os cinco principais já mencionados.

Nossos dados mostraram que ora vazão (fluxo contínuo de rios), ora a disponibilidade de recurso, deficiência de luz (sólidos em suspensão) e enriquecimento da águas selecionaram os GF nos rios estudados. Vale ressaltar que muito embora os GF encontrados no presente estudo tenham se correlacionado tanto com a vazão quanto com a precipitação, a contribuição dos GF não se dá pelos períodos hidrológicos em si (sem diferenças significativas entre períodos), mas sim pelo fato de que suas espécies são adaptadas ao fluxo unidirecional e constante, às restrições no regime de luz e expressiva influência antrópica dado ao grau de enriquecimento dos sistemas.

Em síntese os principais grupos funcionais relacionaram-se com variáveis climatológicas (precipitação, **Y, S1, T<sub>B</sub>**), hidrológicas (vazão, **X1, K, T<sub>B</sub>**) e com recursos como luz, (**Y, S1 e T<sub>B</sub>**), e nutrientes (**X1, K, S1 e T<sub>B</sub>**). Esses GF são em parte os mesmos encontrados em outros rios e lagos rasos enriquecidos, turbulentos e túrbidos. Apesar do fitoplâncton não ser o produtor primário mais importante em rios de meso escala e embora a abordagem dos GF para o fitoplâncton tenha sido desenvolvida para lagos rasos temperados, nossos resultados suportam e confirmam a aplicação dos GF também para sistemas lóticos e localizados em regiões tropicais.

## Discussão geral

---

Rios são ecossistemas complexos dado ao fato de percorrerem longas distâncias em trechos com diferentes usos do solo (REYNOLDS *et al.* 1994). Comunidades fitoplanctônicas em rios são fortemente influenciadas pelos usos na bacia de drenagem e pelo fluxo unidirecional, o qual pode levar a diluição da biomassa (DESCY 1993, WEHR & DESCY 1998). Por conta dessa complexidade muitos fatores podem estar influenciando a comunidade biótica em ecossistemas abertos.

A hidrodinâmica dos corpos d'água influencia os dois mais importantes recursos para o crescimento do fitoplâncton: luz e nutrientes (REYNOLDS 2006). Os rios estudados apresentaram dois períodos hidrológicos (alta e baixa vazão) sendo o período de alta vazão caracterizado por maiores concentrações de sólidos na água e o de baixa vazão por maiores concentrações de nutrientes ( $p < 0,0001$ ). Por ser a vazão a força reguladora mais importante do biovolume fitoplanctônico, esperava-se um maior biovolume durante o período de baixa vazão. Contudo não houve diferença estatística no biovolume durante os dois períodos hidrológicos, embora as correlações, regressões e a análise de ordenação apontem a vazão como a variável com maior força na interação com o biovolume. Conforme esperado o biovolume do fitoplâncton e dos grupos funcionais mais adaptados estão inversamente relacionados à vazão.

Por um lado as variáveis convencionais utilizadas como ferramentas para medir o potencial de limitação do fitoplâncton mostraram que o biovolume do fitoplâncton é limitado por fósforo (relação positiva tanto do biovolume total quanto dos principais grupos funcionais) e que a vazão é um fator que impõe adaptações dessa comunidade (relação negativa da vazão com o biovolume e com os principais grupos funcionais); por outro lado tem-se apenas 10% de explicação dos dados por essas duas variáveis (regressão múltipla) indicando que outros fatores podem estar contribuindo para a dinâmica da comunidade fitoplanctônica nesses rios. Por conta desse resultado ITA, um rio florestado, de baixa vazão e limitado por fósforo e PIR, um rio fortemente urbanizado, de alta vazão e não limitado por fósforo, possuem a maior mediana de biovolume durante um ciclo anual. A diferença marcada, porém, está na composição dos grupos funcionais entre esses rios e a sazonalidade do biovolume, tendo ITA um ciclo sazonal bimodal e PIR multimodal. Os maiores biovolumes médios nesses dois rios são acompanhados por uma maior variedade de grupos funcionais e também pelas maiores riquezas de espécies e diversidade (dados

não mostrados). A espécie dominante em um ciclo anual, no rio ITA é *Synechocystis aquatilis*, nanoplâncton com alta taxa de crescimento e que precisa de disponibilidade de recursos para sua reprodução. Já em PIR a espécie dominante é *Aulacoseira granulata*, uma diatomácea colonial grande típica de ambientes lóticos, adaptada ao fluxo unidirecional, existe também uma baixa contribuição de espécies potencialmente tóxicas como *Anabaena circinalis* e *Microcystis novacekii*. Alguns estudos mostram que a composição das espécies em um período histórico de monitoramento muda e é base para a compreensão da influência dos fatores locais sobre a comunidade fitoplanctônica (IBELINGS *et al.* 1998).

Quanto aos usos do solo, a urbanização é o principal uso a interferir diretamente na qualidade das águas. Assim, em PIR, como consequência da urbanização, a eutrofização da água ocorre via esgoto doméstico e contribui para o aumento nas concentrações de fósforo na água. Dessa forma, tanto as demais variáveis, quanto os demais usos do solo, quando analisados em conjunto, tornam-se menos danosos frente à interferência da vazão, carreadora desse esgoto e com isso influenciadora da manutenção da vida aquática principalmente frente ao dano causado pelo esgoto gerado pela população humana.

De um modo geral, a importância da temperatura em regiões tropicais tem sido negligenciada como variável direcionadora da comunidade fitoplanctônica. Isso se dá principalmente pela influência dos trabalhos realizados em regiões temperadas onde a variação da temperatura ultrapassa 20°C entre estações do ano. No presente estudo, por exemplo, observou-se uma variação de 13.7 a 30.7°C nos diferentes rios e épocas.

Em rios a vazão resulta no escoamento do fitoplâncton para as regiões mais baixas da bacia, na diminuição da incidência luminosa pelas altas concentrações de sólidos provenientes da bacia de drenagem e na diluição do biovolume. Populações esparsas de algas em ambientes lóticos são comumente registradas como por exemplo, no rio Trombetas (AM-Brasil), onde o biovolume variou de 0,0001 mm<sup>3</sup>L<sup>-1</sup>, durante o período de águas altas, a 0,65 mm<sup>3</sup>L<sup>-1</sup>, durante o período de águas baixas (Huszar 1994).

Menores biomassas fitoplanctônicas foram documentadas em rios mais turbidos ou com alta vazão. Essa condição reflete-se também na composição de espécies. GF tolerantes à baixa intensidade luminosa, com os grupos Y (DEVERCELLI 2010) e S1 (REYNOLDS *et al.* 2002) ou de algas bênticas como o grupo TB. Os dois primeiros grupos são descritos como tolerantes às condições de baixa luminosidade e mistura da massa de água e o terceiro é composto por diatomáceas bênticas, ou seja, aquelas que muito provavelmente

foram desprendidas do seu substrato pela intensidade da vazão. Dessa forma estaria sendo a vazão novamente a força direcionadora desses grupos refletindo nos STS que são maiores durante o período de alta vazão.

Aqui se atribui à falta de variabilidade nos dados de uso do solo e o mesmo se aplica ao índice integrador (LUI) a não correlação desses usos com o biovolume total e dos grupos funcionais do fitoplâncton, tendo-se somente a correlação negativa do biovolume total com o solo exposto e dos grupos funcionais **X1** e **K** com cana-de-açúcar. Esse resultado, na verdade, sustenta-se e é melhor explicado se levarmos em consideração que o rio onde o biovolume médio é menor (MOG) e que possui maior percentual de solo exposto é também aquele cuja vazão média é a mais alta; e os grupos funcionais **X1** e **K** não contribuem em biomassa nos rios MOG e PIR, cujo percentual de cana-de-açúcar ultrapassa 35%. Evidencia-se então a não variabilidade dos dados como fator a interferir nos resultados diretos e a mascarar os fatores locais, esses sim influenciadores diretos da comunidade fitoplanctônica em rios.

Dessa forma, em rios, tanto as variáveis da água, como temperatura, sólidos totais e os nutrientes, quanto os diferentes usos do solo nas bacias de drenagem, configuram-se como secundários frente a intensidade da vazão sobre a diluição da comunidade fitoplanctônica. Com isso, confirma-se ser esse o fator primordial sobre a comunidade fitoplanctônica em rios.

## Conclusões gerais

---

1. Os rios estudados suportaram baixo biovolume fitoplanctônico durante um ciclo anual.

O biovolume se relacionou inversamente com a vazão nesses rios, com exceção do rio fortemente eutrofizado (PIR) onde o biovolume foi sustentado mesmo em condição de alta vazão muito provavelmente devido as elevadas concentrações de fósforo.

2. Dentre as variáveis medidas a vazão e a limitação por fósforo foram as principais forças direcionadoras do biovolume total do fitoplâncton nos rios estudados em uma relação com baixa explicabilidade (10%), porém significativa.

3. O índice de uso do solo (Land Use Index-LUI) configurou-se como uma ferramenta para analisar o grau de influência antrópica nas bacias de drenagem, se correlacionando positivamente com variáveis que indicam influência antrópica, porém não se relacionou diretamente com o biovolume total do fitoplancton.

4. Nos 10 rios estudados cinco grupos funcionais contribuíram em média com mais de 4% do biovolume no conjunto dos dados: **X1**, **K**, **S1**, **Y** e **T<sub>B</sub>**. De uma forma geral esses grupos distribuíram-se homoganeamente entre os rios que se assemelharam em cerca de 80%. Exceções foram os rios ITA e PIR que possuem pequenas porcentagens de contribuição de outros GF.

5. Pequenos organismos são os maiores contribuintes do biovolume fitoplanctônico nos rios estudados e integram principalmente os grupos funcionais **X1** e **Y**.

6. A vazão foi também a força direcionadora dos grupos funcionais fitoplactônicos selecionando os principais grupos (**X1** e **Y**) inversa e diretamente respectivamente.

7. Os usos e a ocupação do solo como variáveis métricas não influenciam diretamente o fitoplâncton, mas influenciam a composição química da água (aumento de STS pela agricultura e de nutrientes pela urbanização) que, por sua vez, correlacionaram-se com o biovolume total e com certos grupos funcionais.

## Referências bibliográficas

---

- AL-SAADI, H.A., AL-LAMI A.A., *et al.* (1996). "Algal ecology and composition in the Garmat Ali River, Iraq" *Regulated rivers: research and management* 12: 27-38.
- ALLAN, J.D. (2004). "Landscapes and Riverscapes: The influence of Land Use on Streams Ecosystems." *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 257-284.
- ALLAN, J.D. AND FLECKER A.S. (1993). "Biodiversity conservation in running waters." *BioScience* 43: 32-43.
- ALVEZ-DE-SOUZA, C., GONZÁLEZ, M.T. *et al.* (2008). "Functional groups in marine phytoplankton assemblages dominated by diatoms in fjords of southern Chile." *Journal of Plankton Research* 30(11): 1233-1243.
- BADYLAK, S. & PHILIPS, J. (2004). "Spatial and temporal patterns of phytoplankton composition in a subtropical coastal lagoon, the Indian River Lagoon, Florida, USA" *Journal of Plankton Research* 26(10): 1229–1247.
- BAHNWART, M., HÜBENER, T. *et al.* (1999). "Downstream changes in phytoplankton composition and biomass in a lowland river–lake system (Warnow River, Germany)." *Hydrobiologia* 391: 99-111.
- BALLESTER, M.V., MARTINELLI, L.A. *et al.* (1998). "Effects of increasing organic matter loading on the dissolved O<sub>2</sub>, free dissolved CO<sub>2</sub> and respiration rates in THE PIRACICABA RIVER BASIN, SOUTHEAST BRAZIL." *WATER RESEARCH* 33(9): 2119-2129.
- BARRELA, W. & PETRULE, M. (2003). "Fish community alteration due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema rivers (Brazil) ". *River research and applications*, 19(1): 59-76.
- BECKER, V., HUSZAR V.L.M., *et al.* (2009a). "Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir." *Hydrobiologia* 628: 137-151.
- BECKER, V., CARDOSO, L.D.S., *et al.* (2009b). "Diel variation of phytoplankton functional groups in a subtropical reservoir in southern Brazil during an autumnal stratification period." *Aquat. Ecol.* 43: 285-293.
- BENDA, L. POFF, N.L. MILLER, D. DUNNE, T. & REEVES, G. (2004). The network dynamics hypothesis: how channel networks structure riverine habitats. *BioScience*. 54: 413-427.
- BICUDO, C.E.M. & MEZEZES, M. (2006). *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. Chave para identificação e descrições.* Ed Rima. 489p.

- BLEDSON, E.L. & PHILIPS, E. J. (2000). "Relationships Between Phytoplankton Standing Crop and Physical, Chemical, and Biological Gradients in the Suwannee River and Plume Region, U.S.A." *Estuaries* 23(4): 458-473.
- BORGES, P.A.F., TRAIN, S. *et al.*. (2008). "Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoir." *Hydrobiologia* 607: 63-74.
- BORICS, G., VÁRBÍRÓ, G. *et al.*. (2007). "A new evaluation technique of potamoplankton for the assessment of the ecological status of rivers" . *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 17(3-4): 465-486.
- BOVO-SCOMPARIN, V.M. & TRAIN, S. (2008). "Long-term variability of the phytoplankton community in an isolated floodplain lake of the Ivinhema River State Park, Brazil." *Hydrobiologia* 610: 331-344.
- BURLIGA, A.L.M., SCHWARZBOLD, A. *et al.*. (2004). "Functional types in epilithon algae communities of the Maquiné River, Rio Grande do Sul, Brazil." *Acta. Limnol. Bras.* 16(4): 369-380.
- BURLIGA, A.L.; TORGAN, L.C., APPEL, E.N.A. *et al.* (2005). Diatomáceas epilíticas do rio Itajaí-Mirim, Santa Catarina, Brasil. *Acta Scientiarum.*v27(4):415-421`.
- BRANDIMARTE, A.L, ANAYA, M.E, SHIMIZU, G.Y. (2003). "Downstream impact of Mogi-Guaçu River damming on the benthic invertebrates (São Paulo state, Brazil)". *Acta limnologica brasiliensia.* v.15(1).27-36.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1935). *Pflanzensociologie*. Springer, Wein.
- BUTLER, J. N. (1991). *Carbon dioxide equilibria and their applications*. Michigan, Lewis Publishers.
- CALIJURI, M.C., DOS SANTOS, A.C.A., JOTI, S. (2002). "Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP- Brazil)". *Journal of Plankton Research.* 24(7): 617-634.
- 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). 165-174.
- CARACO, N.F., COLE, J.J. *et al.*. (1997). "Zebra mussel invasion in a large, turbid river: phytoplankton response to increased grazing." *Ecology* 78: 588-602.
- CARACO, N.F. (1995). Influence of human populations on P transfers to aquatic systems: a regional scale study using large rivers. *Phosphorus in the Global Environment* H. Tiessen. 14.
- CARNEIRO, F.M.; NABOUT, J.C. & BINI, L.M. (2008). "Trends in the scientific literature on phytoplankton". Research paper. *Limnology* .

- ÇELİK, K. & ONGUN, T. (2008). Spatial and temporal dynamics of the steady-state phytoplankton assemblages in a temperate shallow hypertrophic lake (Lake Manyas, Turkey). *Limnology* 9: 115–123.
- COPER, CM. & TESAT, IIS. (2006). "Water quality of Coldwater River, Mississippi, EUA: Effects of divergent land uses and stream disturbance in paired catchment"s. *International Association of Theoretical and Applied Limnology*.v29 part4, 2089-2095p.
- COSTA, L. S., HUSZAR, V.L.M. *et al.* (2009). "Phytoplankton Functional Groups in a tropical estuary: hydrological control and nutrient limitation." *Estuaries and Coasts* 32: 508-521.
- CROSSETTI, L.O. & BICUDO C.E. (2008a). "Adaptations in phytoplankton life strategies to imposed change in a shallow urban tropical eutrophic reservoir, Garças Reservoir over 8 years." *Hydrobiologia* 614: 91-105.
- CROSSETTI, L.O. & BICUDO C.E.M. (2008b). "Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garças Pond): the assemblage index application." *Hydrobiologia* 610: 161-173.
- CUMMINS, K.W., CUSHING, C.E. *et al.* (2005). "Introduction: An overview of stream ecosystems". *River and Stream Ecosystems of the World*. C. E. Cushing, K. W. Cummins and G. W. Minshal. London, England, University of California Press Ltd.: 785.
- DANIEL, M.H.B. MONTEBELO, A.A. *et al.* (2002). "Effects of urban sewage on dissolved oxygen, dissolved inorganic and organic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba River basin". *Water, Air and Soil Pollution*, v.136, p.189-206.
- DA SILVA, A.M., NALON, M.A. *et al.* (2007). "Historical land-cover/use in different slope and riparian buffer zones in watersheds of the state of São Paulo, Brazil." *Sci.Agric.* 64(4): 325-335.
- DESCY, J.P. (1987). "Phytoplankton composition and dynamics in the River Meuse (Belgium)." *Algological studies* 47: 225-245.
- DESCY, J.P. (1993). "Ecology of the phytoplankton of the River Moselle: effects of disturbances on community structure and diversity." *Hydrobiologia* 249: 111-116
- DESCY, J.P. & GOSSELAIN, V. (1994). "Development and ecological importance of phytoplankton in a large lowland river (River Meuse, Belgium)." *Hydrobiologia* 289: 139-155.
- DESCY, J.P., EVERBECQ, E. *et al.* (2003). "Modelling the impact of the benthic filter-feeders on the composition and biomass of river plankton." *Freshwater Biology* 48: 404-417.

- DEVERCELLI, M. (2006). "Phytoplankton of the middle Paraná River during an anomalous hydrological period: a morphological and functional approach." *Hydrobiologia* 563: 465-478.
- DEVERCELLI, M. (2010). "Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the middle Paraná River (Argentina)." *Hydrobiologia* 639: 5-19.
- DODDS WK. (2006). "Eutrophication and trophic state in rivers streams". *Limnology oceanographic* 51(1-2): 671-680.
- DUPAS, FA, SILVA, E SOUZA, AT, *et al.* (2006). "Indicadores ambientais no planejamento e gestão de bacias hidrográficas". Em, Tundisi, JG, Tundisi, TM e Galli, CS. *Eutrofização na América do Sul: causas, conseqüências e tecnologias para gerenciamento e controle*. p:491-506.
- FIGUEREDO CC & GIANI A. (2001). "Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir". *Hydrobiologia* 445(1-3):165-174.
- FILOSO, S., MARTINELLI, L. A. *et al.* (2003). "Land use and nitrogen export in the Piracicaba River basin, Southeast Brazil." *Biogeochemistry* 65(3): 275-294.
- FILOSO, S. & MARTINELLI, L. A. (2008). "Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: Environmental and social challenges." *Ecological Applications* 18(4): 885-898.
- FOLEY, J.A., DEFRIES, R. *et al.* (2005). "Global consequences of land use." *Science* 309: 570-574.
- FONSECA, B.M. & BICUDO, C.E.M. (2008). "Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil)." *Hydrobiologia* 600: 267-282.
- FONSECA, B.M. & BICUDO, E.M. (2010). "How important can the presence/absence of macrophytes be in determining phytoplankton strategies in two tropical shallow reservoir with different trophic status?" *Journal of Plankton Research* 32(1): 31-46.
- FOSTIER AH, FALATICO MB, *et al.* 2005. Impact of anthropogenic activity on the Hg concentrations in the Piracicaba river basin São Paulo State, Brazil. *Water air and soil pollution*. 166: (1-4):381-402.
- GOSSELAIN, V., DESCY, J.P. *et al.* (1994). "The phytoplankton community of the River Meuse, Belgium: seasonal dynamics (year 1992) and the possible incidence of zooplankton grazing." *Hydrobiologia* 289: 179-191.
- GRIME, J.P (1979) *Plant strategies and vegetation processes*. Wiley, New York

- HA, K., JONG, M.H. *et al.*. (2002). "Spatial and temporal dynamics of phytoplankton communities along a regulated river system, the Nakdong River, Korea." *Hydrobiologia* 470: 235-245.
- HENRY, R. & TUNDISI, J.G.(1983). "Responses of the phytoplankton community of a tropical reservoir (SP, Brazil) to the enrichment with nitrate, phosphate and EDTA". *International review of Hydrobiologie*. 68 (6): 853-862.
- HERMANY, G., SCHWARZBOLD, A. *et al.*. (2006). "Ecology of the epilithic diatom community in a low-order stream system of the Guaíba hydrographic region: subsidies to the environmental monitoring of southern Brazilian aquatic systems." *Acta. Limnol. Bras.* 18(1): 9-26.
- HILLEBRAND, H., DÜRSELEN, C.D. *et al.*. (1999). "Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae." *J. Phycol.* 35: 408-424.
- HUNSAKER, C.T. & LEVINE, D.A. (1995). "Hierarchical approaches to the study of water quality in rivers." *BioScience* 45: 193-203.
- HUSZAR, VLM. 1994. Fitoplâncton de um Lago Amazônico impactado por rejeito de bauxita (Lago Batata, Pará, Brasil): estrutura da comunidade, flutuações espaciais e temporais. Tesde de doutorado. Programa de Pós graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal De São Carlos. São Paulo, SP. 217 p.
- HUSZAR, V., KRUK C. & CARACO, N. (2003). Steady state of phytoplankton assemblage of phytoplankton in four temperate lakes (NE USA). *Hydrobiologia* 502: 97–109.
- HUSZAR, V. L. & REYNOLDS, C. S. (1997). Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Pará, Brazil): Responses to gradual environmental change. *Hydrobiologia* 346: 169–181.
- HYNES, H.B.N. (1976). *The Ecology of Running Waters*. Liverpool, Liverpool University Press.
- IBELINGS, B., ADMIRAAL, W. *et al.*. (1998). "Monitoring of algae in Dutch rivers: does it meet its goals?" *Journal of Applied Phycology* 10: 171-181.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA– IBGE. Senso 2000. Brasília, 2003. [www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br) (30 julho 2003).
- IZAGUIRRE, I., O'FARREL, I. *et al.*. (2001). "Variation in phytoplankton composition and limnological features in a water–water ecotone of the Lower Parana' Basin (Argentina)." *Freshwater Biology* 46: 63-74.
- JACKSON, D.A. (1993). "Stopping rules in principal component analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches." *Ecology* 74(8): 2204-2214.

- JUNK, W.J., BAYLEY, P.B. *et al.*. (1989). "The Flood Pulse Concept in River-Floodplain systems." *Can. J. Fish and Aquat. Sci.* 106: 110-127.
- KALFF, J. (2002). *Limnology - Inland Water Ecosystems*. New Jersey, Prentice-Hall, Inc.
- KLAVENESS, D. (1988) Ecology of the Cryptomonadida: a first review. In Sangren, C.D. (ed.), *Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 103–133.
- KOFOID, C.A. (1903). "The plankton of the Illinois River 1894-1899, with introductory notes upon the hydrography of the Illinois River and its basin. Part I. Quantitative investigation and general results." *Bulletin of the Illinois State Laboratory of Natural History* 8: 2-360.
- KOFOID, C.A. (1908). "The plankton of the Illinois River 1894-1899, with introductory notes upon the hydrography of the Illinois River and its basin. Part II. Constituent organisms and their seasonal distribution." *Bulletin of the Illinois State Laboratory of Natural History* 62: 209-218.
- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K (1999). Cyanoprokaryota I. Teil Chroococcales. In: H. Ettl, G. Gärtner, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, 19(1): Stuttgart, Gustav Fischer, Jena, 548p.
- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. 2005. Cyanoprocaryota. 2. Oscillatoriales. In: *Subwasserflora von Mitteleuropa*, 19(2). Stuttgart, Gustav Fisher, Jena, 759p, 2005.
- KRUK, C., MAZZEO, N. *et al.*. (2002). "Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement." *Journal of Plankton Research* 24(9): 901-912.
- KRUK, C., HUSZAR, V.L.M. *et al.*. (2009). "A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton." *Freshwater Biology*.
- KRUSCHE, A., MARTINELLI, L.A. *et al.*. (2002). "Composition of particulate and dissolved organic matter in a disturbed watershed of southeast Brazil (Piracicaba River basin)." *Water Research* 36: 2743-2752.
- LARA L.S., ARTAXO, P. & MARTINELLI, L.A. (2001). "Chemical composition of rainwater and anthropogenic influences in the Piracicaba River Basin, Southeast Brazil". *Atmospheric Environment*. 35: 4937-4945.
- LEGENDRE, P., & LEGENDRE, L. 1998. *Numerical Ecology*. Second English Edition. Elsevier.
- LELAND, H.V. (2003). "The influence of water depth and flow regime on phytoplankton biomass and community structure in a shallow, lowland river." *Hydrobiologia* 506: 247-255.

- LEWIS, W.M. (1976) Surface/volume ratio: implications for phytoplankton morphology. *Science*, 192, 885–887.
- LIKENS, G.E., BORMANN, F.H. *et al.*. (1977). *Biogeochemistry of a Forested Ecosystem*. New York, Springer.
- LOBO, E.A., BES, D. *et al.*. (2004a). "Water quality assessment of the Prdinho River, RS, Brazil, using epilithic diatom assemblages " *Vie Milieu* 54(2-3): 115-125.
- LOBO, E.A., CALLEGARO, V.V.L.M. *et al.*. (2004c). "Review of the use of microalgae in south America for monitoring rivers with special reference to diatoms." *Vie Milieu* 54(2-3): 105-114.
- LOBO, E.A., CALLEGARO, V.L.M. *et al.*. (2004b). "Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic systems in southern Brazil with special emphasis on eutrophication." *Acta. Limnol. Bras.* 16(1): 25-40.
- LUND JWG, KIPLING C & LECREN, ED (1958). The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. *Amsterdam, The Netherlands Hydrobiologia*, v.11: 143-170.
- MARGALEF, R. *Limnología*. 1983. Ed Omega. Barcelona. 1010 p.
- MARTINELLI, L.A., KRUSCHE, A.V. *et al.*. (1999). "Effects of sewage on the chemical composition of Piracicaba River, Brazil." *Water Air Soil Pollut* 110: 67-79.
- MARTINELLI, L.A., DA SILVA, A.M. *et al.*. (2002). "Levantamento das cargas orgânicas lançadas nos rios do estado de São Paulo" *Biota Neotropica* 2.
- MARTINELLI, L.A. & FILOSO, S. (2008). "Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: Environmental and social challenges." *Ecological Applications* 18(4): 885-898.
- MCGILL, B.J. (2006) A renaissance in the study of abundance. *Science* 314, 770–772. (doi:10.1126/science.1134920).
- MELO, A.S., BINI, L.M. *et al.*. (2006). "Brazilian articles in international journals on Limnology". *Scientometrics* 67(2): 187-199.
- MELO, S. & HUSZA, V.L.M. R (2000). "Phytoplankton in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brazil): diel variation and species strategies " *Journal of Plankton Research* 22(1): 63-76.
- MERCADO, L.M. (2003). "A comparative analysis of the phytoplankton from six pampean lotic systems (Buenos Aires, Argentina)". *Hydrobiologia* 495: 103-117.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M.J. (1999). *PC-ORD*. Multivariate analysis of ecological data, version 5.0. M. S. Design. Oregon.

- MINSHALL, G.W. (1988). "Stream ecosystem theory: a global perspective." *Journal of North American Benthological Society* 7(4): 263-288.
- MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W. *et al.* (1983). "Developments in stream ecosystem theory." *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 42: 1045-1055.
- MORRIS, S.C. (1998). "The evolution of diversity in ancient ecosystems: A review." *Biological Sciences* 353: 327-345.
- NABOUT, J.C., NOGUEIRA, I.S. *et al.* (2006). "Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River Brazil in the rainy and dry seasons." *Journal of Plankton Research* 28(2): 181-193.
- NABOUT, J. C., I. S. NOGUEIRA, *et al.* (2007). "Phytoplankton diversity (alpha, beta, and gama) from the Araguaia River tropical floodplain lakes (Central Brazil)." *Hydrobiologia* 557: 455-461.
- NAIMAN, R. J. & SEDELL, J.R. (1981). "Stream ecosystem research in a watershed perspective." *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 21: 804-811.
- NOGUEIRA, M.G. (2000). "Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Parapanema River), São Paulo, Brazil." *Hydrobiologia* 431: 115-128.
- OMETTO, J.P.H.B., MARTINELLI, L.A. *et al.* (2000). "Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil." *Freshwater Biology* 44: 327-337.
- PADISÀK, J. (2003). *Phytoplankton. The Lakes Handbook Limnological and limnetic ecology.* P. E. R. O'Sullivan, C.S., Blackwell Publishing. 1.
- PADISÀK, J., BORICS, G. *et al.* (2006). "Use phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index." *Hydrobiologia* 553: 1-14.
- PADISÀK, J., CROSSETTI, L.O. *et al.* (2008). "Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates." *Hydrobiologia* 621: 1-19.
- PAERL HW, OIEHLER MF, *et al.* (2005). "Determining anthropogenic and climatically induced change in aquatic ecosystems using microbial indicators: an integration approach". *International association of theoretical and applied limnology.* v. 29 part 1: 89-113.
- PIIRSOO, K., VILBASTE, S. *et al.* (2007). "Origin of phytoplankton and the environmental factors governing the structure of microalgal communities in lowland streams." *Aquat. Ecol.* 41: 183-194.

- PIIRSOO, K., PALL, P. *et al.*. (2008). "Temporal and spatial patterns of phytoplankton in a temperate lowland river (Emajõgi, Estonia)." *Journal of Plankton Research* 30(11): 1285-1295.
- RANGEL, L.M., SILVA, L.H.S. *et al.*. (2009). "Driving forces of the diel distribution of phytoplankton functional groups in a shallow tropical lake (Lake Monte Alegre, southeast Brazil)." *Braz. J. Biol.* 69(1): 75-85.
- RETAMAL, L., BONILLA, S. *et al.*. (2008). "Optical gradients and phytoplankton production in the Mackenzie River and the coastal Beaufort Sea." *Polar Biol.* 31(363-379).
- REYNOLDS, C.S. (1988). "The phytoplankton of an enriched, soft-water lake subject to intermittent hydraulic flushing (Grasmere, English Lake District)." *Freshwater Biology* 19: 379-404.
- REYNOLDS, C.S. (1994). "The long, the short and the stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers." *Hydrobiologia* 289: 9-14.
- REYNOLDS, C.S. (1995). *River plankton: the paradigm regained*. In *The Ecology Basis for River Management*, Harper D, Ferguson AJD (eds). Wiley: Chichester; 161-174.
- REYNOLDS, C.S. (1997). *Vegetation Processes in the pelagic: A model for ecosystems theory*. Germany, Ecology Institute.
- REYNOLDS, C.S. (1999). "Non-determinism to probability, or N:P in the community ecology of phytoplankton." *Arch. Hydrobiol.* 146(1): 23-35.
- REYNOLDS, C.S. (2000). "Hydroecology of river plankton: the role of variability in channel flow." *Hydrol. Process.* 14: 3119-3132.
- REYNOLDS C.S. (2006). *"The Ecology of Phytoplankton"*. Cambridge University Press: Cambridge, 550p.
- REYNOLDS, C.S. & GLAISTER, M.S. (1993). "Spatial and temporal changes in phytoplankton abundance in the upper and middle reaches of the River Severn." *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 101(1): 1-22.
- REYNOLDS, C.S., DESCY, J.P. *et al.*. (1994). Are phytoplankton dynamics in rivers so different from those in shallow lakes? *Phytoplankton in turbid environments: Rivers and shallow lakes*. J. P. Descy, C. S. Reynolds and J. Padisák. Holanda, Kluwer Academic Publishers. 289: 1-7.
- REYNOLDS, C. S. AND J. P. DESCY (1996). "The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers." *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 113(10): 1-4.

- REYNOLDS, C.S., HUSZAR, V.L.M. *et al.*. (2002). "Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton." *Journal of Plankton Research* 24(5): 417-428.
- ROMO, S. & VILLENA, M.J. (2005). "Phytoplankton strategies and diversity under different nutrient levels and planktivorous fish densities in a shallow Mediterranean lake." *Journal of Plankton Research* 27(12): 1273-1286.
- ROJO, C., COBELAS, M.A. *et al.*. (1994). "An elementary structural analysis of river phytoplankton." *Hydrobiologia* 289: 43-55.
- ROUND, FE, CRAWFORD, RM, MANN, DG. (1990). *The Diatoms. Biology and Morphology of Genera*. Cambridge University Press:Cambridge.
- RUSE, L. & LOVE, A. (1997). "Predicting phytoplankton composition in the River Thames, England." *Regulated rivers: research and management* 13: 171-183.
- SALOMÃO MSMB, TOMAZELLI AC, DA SILVA DML *et al.*. (2003). "Heavy metals in tropical small catchments in the state of São Paulo, Brazil". A first step towards the establishment of regional "background" levels. *Journal du physique*. part.2. 107: 1181-1184.
- SALOMÃO MSMB. (2004). "Biogeoquímica de rios do Estado de São Paulo com bacias de drenagem apresentando diferentes características de ocupação do solo". Dissertação (Doutorado Ciências- Energia Nuclear na Agricultura). Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo.
- SALOMÃO, M.S.M.B., COLE, J.J. *et al.*. (2008). "CO<sub>2</sub> and O<sub>2</sub> dynamics in human-impacted watersheds in the state of São Paulo, Brazil." *Biogeochemistry* 88(3): 271-283.
- SALOMONI, S.E., ROCHA, O. *et al.*. (2006). "Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí River, Rio Grande do Sul, Brazil." *Hydrobiologia* 559: 233-246.
- SAS, H. (1989). *Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectations, experiences, extrapolations*. Sankt Augustin, Germany, Academia Verlag Richarz GmbH.
- SCHMIDT, A. (1994). "Main of the characteristics of the phytoplankton of the Southern Hungarian section of the River Danube." *Hydrobiologia* 289: 97-108.
- SOARES, M.C.S., HUSZAR, V.L.M. *et al.*. (2007). "Phytoplankton dynamics in two tropical Rivers with different degrees of human impact (Southeast Brazil)." *RIVER RESEARCH AND APPLICATIONS* 23: 698-714.
- SOMMER, U. (1989) *Plankton Ecology: Succession in Plankton Communities*. Springer-Verlag, Berlin.
- SUN, J. & LIU, D. (2003). Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of plankton research*. V. 25: II. 1331-1346p.

- TABASUM, T. & C. L. TRISTAL (2008). "Progressive changes in phytoplankton community structure in urbanized lowland river floodplains - a multivariate approach." *River Research and Application*.
- TEZANOS, P. P., ALLEND, L. *et al.* (2007). "Influence of free-floating plants on the structure of a natural phytoplankton assemblage: an experimental approach." *Journal of Plankton Research* 29(1): 47-56.
- TOCKNER, K., WARD, J.V. *et al.* (2002). "Riverine landscapes: an introduction." *Freshwater Biology* 47: 497-500.
- TOMAZELLI, A.C., MARTINELLI, L.A., KRUG, F.S. *et al.* (2007). Mercury distribution in medium size rivers and reservoir of the São Paulo state (Southeast, Brazil). *Journal of environmental quality*. 36 (2): 478-486.
- TOWNSEND, C.R. (1989). "The patch dynamics concept of stream community ecology". *J. Am. Benthol. Soc.* 8: 35-50.
- TRIFONOVA, I.S., & PAVLOVA, O.A. (2004). "Assessment of the Trophic State of Lake Ladoga Tributaries and the Neva River by Phytoplankton." *Water Resources* 31(6): 732-741.
- TUNDISI, J.G., MATSUMURA-TUNDISI, T. & GALLI, C.S. (2006). "Eutrofização na América do Sul: causas consequências e tecnologias para gerenciamento e controle". 256p.
- TUNDISI, J.G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. (2008). *Limnologia*. São Paulo, Brasil, Oficina de Textos.
- TURNER, R.E., RABALIS, N.N. (2003). "Linking landscape and water quality in the Mississippi river basin for 200 years". *Bioscience*, v.53, p.563-572.
- UHELINGER, V. (1964). "Estude statistique des méthodes de dénombrement planctonique." *Archive des Science* 17(2): 121-123.
- UTERMÖHL, H. (1958). "Zur Vervollkomnung der quantitativen Phytoplankton-methodik." *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung Für Limnologie* 9: 1-38.
- VAN DEN HOEK C, MANN, D.G., JAHNS, H.M. (1997) *Algae*. Cambridge University Press, Cambridge, UK Sneed, E. D.; Folk, R. L. 1958: Pebbles in the lower Colorado River, Texas—a study in particle morphogenesis. *Journal of Geology* 6: 114-150.
- VANNOTE, R.L., G MINSHALL, W. *et al.* (1980). "The River Continuum Concept." *Can. J. Fish Sci.* 37: 130-137.
- VADRUCCI, M.R., SABETTA, L. *et al.* (2008). "Statistical evaluation of differences in phytoplankton richness and abundance as constrained by environmental drivers in

- transitional waters of the Mediterranean basin." *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst* 18: 88-104.
- VIOLLE, C., NAVAS, M.L. *et al.* (2007). "Let the concept of trait be functional!" *Oikos* 116: 882-892.
- WEHR, J.D. & DESCY, J.P. (1998). "Use of phytoplankton in large River management." *J. Phycol.* 34: 741-749.
- WETZEL, R.G. (1993). *Limnologia*. Ed. Fundação Calaste Guebenkion. Lisboa 2ed. ISBN: 972-31-0604-3. 919p.
- WETZEL, C.E., LOBO, E.A. *et al.* (2002). "Diatomáceas epilíticas relacionadas a fatores ambientais em diferentes trechos dos rios Pardo e Pardinho, Bacia hidrográfica do rio Pardo, RS, Brasil: resultados preliminares." *Caderno de Pesquisa Ser. Bio. Santa Cruz do Sul* 14(2): 17-38.
- WIENS, J.A. (2002). "Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water." *Freshwater Biology* 47: 501-515.
- WILLIAMS, M.R., FILOSO, S., MARTINELLI, L.A., LARA, L.B. & CAMARO, P.B. (2001). "Precipitation and river water chemistry of the Piracicaba river basin, Southeast Brazil". *Journal Environmental Quality*. 30: 967-981.
- WISHART, M.J. & DAVIES, B.R. (2002). "Considerations of scale for conserving river basin integrity in relation to inter-basin waters transfers." *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28(1): 471-474.
- ZACHARIAS, O. (1898). "Das potamoplankton." *Zoologisch Anzeiger* 21: 41-48.
- ZENG, H., SONG, L. *et al.* (2007). "Post-Impoundment Biomass and Composition of Phytoplankton in the Yangtze River." *Internat. Rev. Hydrobiol.* 92(3): 267-280.

**Anexo 1**

Anexo 1: Lista de táxons e os respectivos grupos funcionais em que foram inseridos

Táxon	GF	Táxon	GF	Táxon	GF	Táxon	GF
<i>Urosolenia eriensis</i> var. <i>morsa</i>	A	<i>Scenedesmus</i> cf. <i>dimorphus</i>	J	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	S1	<i>Synechocystis aquatilis</i>	X1
<i>Aulacoseira distans</i>	C	<i>Aphanocapsa</i> cf. <i>delicatissima</i>	K	<i>Romeria gracilis</i>	S1	<i>Synechococcus nidulans</i>	X1
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	C	<i>Aphanocapsa incerta</i>	K	<i>Mugeotia</i> sp.	T	<i>Synechococcus</i> sp.	X1
<i>Centrales</i> 1	C	<i>Aphanocapsa</i> cf. <i>elachista</i>	K	<i>Ulothrix</i> sp. 1	T	<i>Goniochloris mutica</i>	X1
<i>Nitzschia amphibia</i>	D	<i>Aphanothece minutissima</i>	K	<i>Ulothrix</i> sp. 2	T	<i>Chlorella minutissima</i>	X1
<i>Nitzschia gracilis</i>	D	<i>Chroococcus minimus</i>	K	<i>Navicula</i> sp.	T <sub>B</sub>	<i>Chlorella vulgaris</i>	X1
<i>Synedra</i> sp 1	D	<i>Chroococcus</i> cf. <i>minutus</i>	K	<i>Pennales</i> 1	T <sub>B</sub>	<i>Choricystis chodatii</i>	X1
<i>Synedra</i> sp 2	D	<i>Cyanogranis ferruginea</i>	K	<i>Pennales</i> 2	T <sub>B</sub>	<i>Choricystis cilindracea</i>	X1
<i>Fragilaria</i> cf. <i>goulardii</i>	D	<i>Merismopedia hyalina</i>	LO	<i>Pennales</i> 3	T <sub>B</sub>	<i>Chlorolobium brauni</i>	X1
<i>Ulnaria ulna</i>	D	<i>Merismopedia tenuissima</i>	LO	<i>Gyrosigma</i> sp.	T <sub>B</sub>	<i>Monoraphidium cf nanum</i>	X1
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	F	<i>Gymnodiniales</i> 1	LO	<i>Cymbella tumida</i>	T <sub>B</sub>	<i>Monoraphidium circinale</i>	X1
<i>Elakatotrix gelifacta</i>	F	<i>Peridinium</i> cf. <i>umbonatum</i>	L0	<i>Dyploneis</i> cf. <i>disparilis</i>	T <sub>B</sub>	<i>Monoraphidium contortum</i>	X1
<i>Eutetramorus planctonicus</i>	F	<i>Microcystis</i> cf. <i>novacekii</i>	M	<i>Dyploneis</i> sp.	T <sub>B</sub>	<i>Monoraphidium tortile</i>	X1
<i>Kirchneriella irregularis</i>	F	<i>Nitzschia palea</i>	MP	<i>Sellaphora</i> sp.	T <sub>B</sub>	<i>Tetraedron minimum</i>	X1
<i>Nephrochlamys subsolitaria</i>	F	<i>Gomphonema parvulum</i>	MP	<i>Encyonema</i> cf. <i>perpusilum</i>	T <sub>B</sub>	<i>Chromulina mikroplankton</i>	X3
<i>Nephrocytium</i> cf. <i>schilleri</i>	F	<i>Staurastrum</i> sp.	N	<i>Geissleria</i> cf. <i>aikenensis</i>	T <sub>B</sub>	<i>Chromulina</i> sp.	X3
<i>Volvocales</i>	G	<i>Staurodesmus</i> cf. <i>dickei</i>	N	<i>Luticola goeppertiana</i>	T <sub>B</sub>	<i>Chrysococcus punctiformis</i>	X3
<i>Anabaena</i> cf. <i>circinalis</i>	H1	<i>Staurodesmus phimus</i>	N	<i>Hydrococcaceae</i> n.i.	T <sub>C</sub>	<i>Chrysophyceae</i> n.i.	X3
<i>Coelastrum microporum</i>	J	<i>Staurodesmus</i> sp.	N	<i>Oscillatoria</i> cf. <i>annae</i>	T <sub>C</sub>	<i>Kephyrion</i> sp.	X3
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	J	<i>Cosmarium</i> sp.	N <sub>A</sub>	<i>Chlamydomonas</i> sp.	Wo	<i>Sphaleromantis</i> cf. <i>tetragona</i>	X3
<i>Desmodesmus bicaudatus</i>	J	<i>Cosmarium tinctum</i>	N <sub>A</sub>	<i>Euglena</i> sp.	W1	<i>Koliella longiseta</i> f. <i>tenuis</i>	X3
<i>Desmodesmus</i> cf. <i>comunis</i>	J	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i>	P	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	W2	<i>Koliella</i> sp.	X3
<i>Desmodesmus denticulatus</i>	J	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	P	<i>Cryptomonas</i> sp.1	Y		
<i>Francia javanica</i>	J	<i>Geitlerinema</i> cf. <i>acus</i>	S1	<i>Cryptomonas</i> sp.2	Y		
<i>Laherheimia</i> cf. <i>subsalsa</i>	J	<i>Glauco spira</i> sp.	S1	<i>Cryptomonas</i> sp.3	Y		
<i>Scenedesmus ellipticus</i>	J	<i>Jaaginema</i> cf. <i>homogeneum</i>	S1	<i>Gymnodiniales</i> n.i.	Y		
<i>Scenedesmus intermedius</i> var. <i>acaudatus</i>	J	<i>Limnothrix planctonica</i>	S1	<i>Cyanobacterium</i> sp.	X1		

**Anexo 2**

Anexo 2: Principais grupos funcionais do fitoplâncton (%) seus direcionadores sazonais e principais representantes em rios submetidos a diferentes regimes hidrológicos, quando fornecido pelo trabalho.					
Tipo de sistema	Rios	Rios de terras baixas	Rio de planície de inundação	Rio de planície de inundação	Rio de estuário
Fonte	Soares et al 2007	Borics et al 2007	Devercelli 2006	Devercelli 2010	Costa et al 2009
Nome do sistema	Rios Paraibuna e Pomba	Rios Kösely, Tisza e Danube	Rio Paraná e vale aluvial	Rio Paraná	Estuário do rio Paraiba do Sul
Eco-região	Tropical (Sudeste)	Temperado	Sub-tropica (Sul)	Sub-tropica (Sul)	Tropical (Sudeste)
Dinâmica do sistema	Fluxo contínuo e período de precipitação Influência de Reservatório e esgoto Alta densidade populacional	<b>Rios de terras baixas</b> com calcario Tisza e Danube largos rios com ↑ <b>vazões</b> (>500m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ). Rio Kösely, ↓ <b>vazão</b> (1,0 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ). ↑sólidos totais	Rio de <b>planície de inundação</b> ( ↑ vazão <b>16 000m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b> ). Vale é inundado pelo canal central nos períodos de ↑ vazão ↑sólidos totais	Três fases: <b>extrema cheia</b> -23.618 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> (El Niño); <b>extrema seca</b> -11.526 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> (La Niña) e <b>Neutral</b> - 13.220 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> . Mínimo SS e máxima transparência durante El Niño	↑ <b>vazões</b> na <b>chuva</b> (1.060,0 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ) ↓(510m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ). Vazão o fator preponderante sobre o fitoplâncton
Dinâmica do fitoplâncton	↑ densidade no <b>reservatório</b> durante período de chuva. Biovolume perto de zero nos trechos dos <b>rios</b>	Grande contribuição de diatomáceas epilíticas	↑ <b>densidades</b> durante águas altas e ↓ <b>densidades</b> durante a enchente	Menor abundância no El Niño, maior em La Niña e intermediário no Neutral <b>sempre inversa com vazão</b>	Mudança na composição do período de menor para maior vazão ↓ <b>biomassa</b> durante altas vazões
Principais grupos funcionais	<b>Rio Paraibuna (com reservatório)</b> P- 35% - <i>Closterium</i> sp. X1- 9-21% - <i>Synechocystis aquatilis</i> 44%- <i>Cosmarium regnesii</i> X2 - 26%- <i>Chlamydomonas</i> sp. Sn -24-80%- <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> Y* - <b>42%</b> - <i>Cryptomonas</i> cf. <i>brasiliensis</i> <b>Rio Pomba (sem reservatório)</b> K - 33-51% - <i>Aphanothece stagnina</i> , <i>Aphanocapsa</i> sp. e <i>Gloeocapsa punctata</i> P - 34-42% - <i>Melosira varians</i> D- 6-17% ≠ spp de diatomáceas S2* - 12-25% - <i>Leptolynbgya</i> cf. <i>notata</i> 15% <i>Oscillatoria</i> sp.	<b>Rio Kösely</b> T <sub>B</sub> . <i>Navicula rhyncocephala</i> e <i>Nitzschia palea</i> <b>Rio Tisza</b> T <sub>B</sub> . diatomáceas bênticas <b>Rio Danube</b> B, C e D <sup>#</sup> -diatomáceas cêntricas	<b>Não</b> incluiu diatomáceas <b>penadas</b> em algum GF X2 - <i>Rhodomonas minuta</i> , Chrysophyceae e <i>Chlamydomonas</i> spp. Y- <i>Cryptomonas</i> spp. D - <i>Aulacoseira distans</i> , <i>Skeletonema potamos</i> e <i>Skeletonema</i> cf. <i>subsalsum</i> P- <i>Aulacoseira granulata</i> , <i>Closterium acutum</i> e <i>Staurastrum leptocladum</i> C - ≠ spp cêntricas e <i>Nitzschia</i> spp L0, J e F <sup>#</sup> s.i.	OBS: X2 e Y tiveram grande contribuição em abundância durante os períodos extremos e P, C e J durante o período Neutral. X2- <i>Chlamydomonas</i> spp., <i>Plagioselmis nanoplanctonica</i> Y- <i>Cryptomonas</i> spp. P- <i>Aulacoseira granulata</i> C- <i>Cyclotella meneghiniana</i> e <i>Aulacoseira distans</i> J- algumas Chlorococcales	X1- 30%- <i>Chlorella vulgaris</i> X2- 7%- <i>Chlamydomonas globosa</i> H-6% - <i>Anabaena variabilis</i> P- 15-30% - <i>A. granulata</i> , <i>A. italica</i> e <i>Nitzschia</i> sp. D-6-17%- <i>Cyclotella</i> sp. e <i>Aulacoseira distans</i> F <sup>#</sup> -20% <i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i> <i>Coenochloris quadricauda</i>

\*somente no período de chuva águas altas ou altas vazões; # somente no período de seca;água baixas ou baixas vazões; si= sem informação