



DENISE DE CAMPOS BICUDO<sup>1</sup>  
MARIA CRISTINA FORTI<sup>2</sup>  
CLÓVIS FERREIRA DO CARMO<sup>1</sup>  
CHRISTINE BOUROTTE<sup>3</sup>  
CARLOS EDUARDO DE MATTOS BICUDO<sup>4</sup>,  
ADOLPHO J. MELFI<sup>5</sup> &  
Y. LUCAS<sup>6</sup>

10

## A ATMOSFERA, AS ÁGUAS SUPERFICIAIS E OS RESERVATÓRIOS NO PEFI: CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA

1. Instituto de Botânica, Seção de Ecologia  
Caixa postal 4005 01061-970 São Paulo, SP  
E-mail: dbicudo@terra.com.br e carmo-rafa@ig.com.br

2. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, LMO/CPTEC  
Caixa postal 515 12201-970 São José dos Campos, SP  
E-mail: forti@cptec.inpe.br

3. Universidade de São Paulo, Programa de Pós-Graduação  
IG-USP, NUPEGEL/USP  
E-mail: chrisbourotte@yahoo.com.br

4. Instituto de Botânica, Seção de Fisiologia  
Caixa postal 4005 01061-970 São Paulo, SP  
E-mail: cbicudo@terra.com.br

5. Departamento de Solos e Nutrição das Plantas  
Universidade de São Paulo, ESALQ-NUPEGEL  
Caixa postal 09 13418-900 Piracicaba, SP  
E-mail: ajmelfi@usp.br

6. Laboratoire des Echanges Particulaires aux Interfaces (LEPI)  
Université de Toulon et du Var  
Av. George Pompidou, BP 56 83162 La Valette du Var Cédex, França  
E-mail: lucas@isitiv.univ-tln.fr





foto: Roney Perez



## 1. INTRODUÇÃO



É oportuno iniciar este capítulo com as reflexões de Rebouças (1999) sobre a idéia-chave da Teoria de Gaia, que mostra o estreito entrosamento entre as partes vivas (plantas, microrganismos e animais) e as partes não-vivas (rochas, água e atmosfera) do planeta. Conforme o autor citado, o ciclo todo é caracterizado por um fluxo permanente de energia e matéria que ligam o ciclo das águas, das rochas e da vida. Consequentemente, todos os subsistemas estão interligados, de forma que alterações ocorridas em uma esfera interferem em várias outras. Esta visão sistêmica mostra que as propriedades das partes só podem ser entendidas dentro do contexto do todo. Para tanto, é necessário reunir diferentes disciplinas como a geologia, a hidrologia, a biologia, a meteorologia, a física, a química, entre outras, o que constitui, claramente, um dos grandes desafios da atualidade.

Neste capítulo, são apresentados resultados sobre as espécies químicas nas interfaces ar-terra-água superficial. Considerando que os diferentes estudos foram delineados separadamente e, por isso, fora do contexto interdisciplinar, as espécies dosadas não foram, necessariamente, as mesmas ao longo das diferentes interfaces. Desta forma, não se buscou a almejada compreensão integrada do transporte das espécies químicas desde a atmosfera e através da vegetação, do sistema solo e águas correntes até os lagos. Buscou-se, isto sim, sinalizar para a extrema necessidade de avançar para essa visão sistêmica.

O trabalho foi dividido em três partes. Na primeira, apresenta-se a caracterização física e química dos aerossóis presentes na atmosfera do PEFI e regiões circunvizinhas. Na segunda, apresenta-se a composição química das águas de chuva, da transprecipitação (chuva que atravessa as copas das árvores) e das águas de um curso d'água, discutindo as modificações na composição química dessas águas ao percolar através do sistema solo. Na terceira e última parte, três reservatórios inseridos no PEFI são caracterizados através de seus aspectos físicos e químicos, sendo classificados com relação à estrutura térmica e condição trófica (concentração de nutrientes).

Vale ressaltar, também, que o ecossistema lacustre (águas lânticas) está intimamente ligado ao solo que o rodeia e à sua área de drenagem, bem como às águas correntes (lóticas), as quais transportam e metabolizam componentes terrestres em seu percurso com destino ao lago ou reservatório (Wetzel, 1993). Desta forma, o ecossistema aquático não pode ser visto isoladamente, mas sim como elemento integrado de sua paisagem e, até mesmo, como coletor dos eventos no meio circundante.

## 2. A ATMOSFERA

### 2.1. Estudos sobre a atmosfera urbana de São Paulo

O material particulado atmosférico da Região Metropolitana de São Paulo começou a ser estudado a partir dos anos 1980 com os trabalhos de Orsini *et al.* (1984, 1986), Artaxo & Orsini (1987), etc. Esses autores determinaram a composição elementar do particulado inalável (<10 µm) e suas características granulométricas, comparando as observações realizadas em áreas urbanas com outras naturais. Os resultados desses estudos evidenciaram que em áreas naturais as concentrações do material particulado eram baixas em contraste com as encontradas em áreas urbanas. Verificaram ainda que as concentrações do material particulado são, em geral, maiores durante o inverno do que no verão e que também são maiores na fração grossa do que na fração fina.

Outros autores estudaram a fração solúvel de aerossóis atmosféricos comparando os resultados obtidos em regiões naturais com os de áreas industrializadas do estado de São Paulo (Tavares *et al.*, 1983; Vieira *et al.*, 1988; Forti *et al.*, 1990). Entretanto, estes estudos limitaram-se a avaliar o comportamento dos cátions maiores e do cloreto, mostrando que,



nas áreas naturais, a fonte principal de  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{Cl}^-$  é marinha, com concentrações decrescentes no sentido do interior do continente. Nas áreas urbanas, os referidos autores verificaram a existência de forte enriquecimento do  $\text{Ca}^{2+}$  e o atribuíram à alta densidade de construções civis existentes na época.

Estudos que buscaram identificar as fontes principais do material particulado atmosférico encontrado na cidade de São Paulo, bem como sua relação com parâmetros meteorológicos foram realizados por Andrade (1986, 1993) e Andrade *et al.* (1994). Nestes três trabalhos, os autores mostraram que as indústrias, os processos de incineração e de queima, bem como o solo foram os maiores contribuintes para a fração fina do aerossol. A fração grossa foi associada, principalmente, ao sal marinho e à ressuspensão de poeira.

Foi verificado por Tabacniks *et al.* (1994) que existe oscilação semanal da variação de concentração dos aerossóis relacionada à intensidade do tráfego de veículos. Assim, as concentrações são maiores durante os dias da semana e apresentam valores mínimos durante os finais de semana. Este estudo mostrou também a existência de um ciclo diurno de concentração do material particulado, com um pico maior de concentração situado na parte da manhã e outro, menor, no final da tarde. O primeiro pico ocorre porque a atmosfera é mais estável pela manhã, enquanto o tráfego de veículos e as atividades industriais já se iniciaram. O segundo pico deve-se, provavelmente, ao aumento de tráfego no final da tarde.

Sanchez-Ccoyllo (1998) estudou a interação entre os poluentes atmosféricos e a circulação das massas de ar na cidade de São Paulo. O autor mostrou que o alto índice de acumulação de poluentes na cidade está ligado à formação de frentes frias no sul do Brasil e à presença de anticiclone subtropical a leste de São Paulo, sobre o Oceano Atlântico. Esses sistemas geram baixa umidade relativa (<50%), muito pouca precipitação e altura da camada de mistura abaixo de 300 m. Essa situação limita o volume da atmosfera que contém poluente e, embora com um volume menor, a concentração do poluente por unidade de volume torna-se maior. Além disso, o referido autor observou também que a concentração de poluentes é menor quando a condição meteorológica é caracterizada pela presença de uma frente ao norte de São Paulo e um anticiclone ao Sul do Brasil. Nestas condições, os ventos são intensos, a umidade relativa é superior a 50%, as precipitações aumentam e a camada de mistura localiza-se acima de 1.200 m. Estas condições, além de oferecer um volume atmosférico maior, pois o limite da camada de mistura é alto, favorecem a dispersão dos poluentes pelos ventos fortes.

Castanho (1999) comparou o comportamento do material particulado em São Paulo durante as estações de inverno e verão e mostrou que as emissões veiculares contribuíram com 28% e 24% do material particulado fino durante o inverno e o verão, respectivamente. A ressuspensão da poeira do solo representou 25% e 30%, os processos industriais, 5% e 6% e os sulfatos (oriundos da conversão gás-partícula) explicaram 23% e 17%, respectivamente, para o inverno e o verão.

Os poluentes orgânicos também têm sido estudados na atmosfera urbana de São Paulo. Martinis (1997) estudou os extratos orgânicos do material particulado coletado na cidade e identificou várias classes deles, tais como: cetonas, aldeídos, piridinas, furanos, amidas, aminas, quinolinas e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. Estudos sobre ácidos carboxílicos (acético, fórmico, oxálico, pirúvico e glicólico) foram realizados por Souza & Carvalho (1997), que mostraram que uma fração importante (22%) desses ácidos foi encontrada sob forma particulada no carbono orgânico total. Foi avaliada também a distribuição diurna e noturna desses ácidos e concluiu-se que a produção fotoquímica parece ser uma fonte provável dos ácidos acético e fórmico na fase gasosa (Souza *et al.*, 1998).

Embora estudos sobre a qualidade da atmosfera na região do PEFI tenham sido iniciados em 1998, poucos resultados estão disponíveis. Esses estudos têm buscado a caracterização física e química de materiais como águas de chuva, aerossóis e gases. As águas de chuva são apresentadas no próximo item deste capítulo, mas os resultados sobre os gases ainda não estão disponíveis.



## 2.2. Particulado atmosférico no PEFI

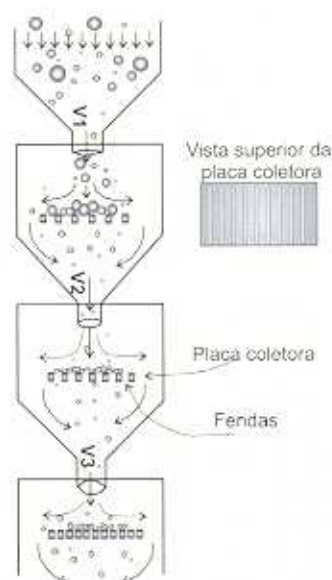
O material particulado em suspensão encontrado na atmosfera do PEFI foi estudado sob diferentes condições meteorológicas (período seco de inverno e período chuvoso de verão), determinando-se a variação de concentração, a morfologia e sua distribuição por tamanho. Essa caracterização permitiu estabelecer relações entre os diferentes parâmetros descritivos do material particulado em suspensão na atmosfera, associados às variações decorrentes das condições meteorológicas e da atividade antrópica.

O material particulado atmosférico foi coletado com um amostrador para grandes volumes denominado HiVol (Sierra High Volume 235), equipado com um impactador de cascata que permite a separação do material particulado por diferentes tamanhos (Fig.1). O amostrador HiVol coleta grande quantidade de aerossóis atmosféricos aspirando o ar ambiente por meio de uma bomba com fluxo alto que, neste caso, foi de  $68 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ . O impactador de cascata separa as partículas do aerossol nos seguintes tamanhos:  $>7,2 \mu\text{m}$ ,  $7,2\text{-}3 \mu\text{m}$ ,  $3\text{-}1,5 \mu\text{m}$ ,  $1,5\text{-}0,95 \mu\text{m}$ ,  $0,95\text{-}0,49 \mu\text{m}$  e  $<0,49 \mu\text{m}$ . Na fig. 1, apresenta-se um esquema do impactador de cascata mostrando as trajetórias das partículas e o princípio de sua separação. O equipamento é composto por cinco placas arranjadas em série. As placas possuem fendas segundo o esquema 1a e estão arranjadas com as fendas intercaladas. A largura das fendas diminui no sentido da base do impactador. As larguras são, respectivamente, 4 mm, 1,6 mm, 0,9 mm, 0,4 mm e 0,2 mm. O impacto das partículas sobre os substratos de coleta tem como base princípios físicos da mecânica dos fluidos. A separação das partículas ocorre em função da inércia das partículas carregadas por um fluxo de ar, isto é, os tamanhos de separação são, teoricamente, estimados considerando que as partículas são esféricas. A essas "esferas" são atribuídos um diâmetro aerodinâmico  $D_p$  e uma densidade unitária. Devido ao fluxo de ar, as partículas são aceleradas através das fendas e aquelas que têm inércia maior ( $D_p$  grande) colidem com o substrato enquanto que as que possuem inércia menor são carregadas pelo fluxo de ar para o próximo estágio e, assim, sucessivamente até o estágio inferior. Abaixo das placas impactadoras com fendas coloca-se um filtro de fibras de vidro, onde é depositado todo o material que não foi aprisionado pelas placas superiores. Esse filtro é chamado de filtro absoluto.

Para substratos de impactação foram escolhidas folhas de alumínio comum, o que permitiu facilitar a observação do material ao microscópio e minimizar a sensibilidade dos filtros de fibras de vidro à umidade. Todos os substratos de impactação e o filtro foram pesados antes e depois da coleta numa balança de precisão, a fim de determinar a quantidade de material particulado recolhido durante a amostragem.

O equipamento foi instalado num gramado, livre de qualquer obstáculo (vegetação abundante, árvores, prédios, etc.), no ponto mais alto do Instituto Astronômico e Geofísico, ao lado da estação meteorológica.

As amostragens foram realizadas em intervalos de 12 horas, separando os períodos diurno e noturno. Foram realizadas quatro campanhas de coletas assim distribuídas: final do inverno de 1998 (18-28/setembro/1998), verão de 1999 (23/fevereiro-07/março/1999), inverno de 1999 (16-



**Fig. 1**  
Esquema de um impactador de cascata mostrando seu princípio de funcionamento (Quiseft & Gaudichet, 1998).

25/junho/1999) e verão de 2000 (10-20/fevereiro/2000). As estatísticas para as concentrações totais obtidas para cada estágio, para os diferentes períodos de coleta, estão na tab. 1. Esses valores, exceto para o filtro absoluto, também estão apresentados em forma gráfica na fig. 2.

**Tabela 1**

Estatísticas para as concentrações totais de material particulado em suspensão ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) no PEFI, para os diferentes estágios.

Min = valor mínimo;

Max = valor máximo;

Geom = média geométrica,

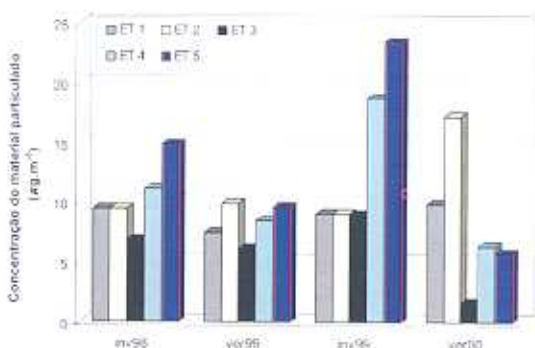
Desv = desvio padrão; e

F. ABS = filtro absoluto.

Período/Valor	Estágio 1 ( $>7,2 \mu\text{m}$ )	Estágio 2 ( $7,2-3 \mu\text{m}$ )	Estágio 3 ( $3-1,5 \mu\text{m}$ )	Estágio 4 ( $1,5-0,95 \mu\text{m}$ )	Estágio 5 ( $0,95-0,49 \mu\text{m}$ )	F. ABS. ( $<0,49 \mu\text{m}$ )
<b>Inverno de 1998 (18-28/setembro/1998)</b>						
Min	4,01	2,37	3,34	3,32	3,87	21,91
Max	14,32	17,76	12,99	41,66	45,83	112,90
Geom	9,49	9,49	6,89	11,13	14,85	63,86
Desv	3,83	6,28	3,96	13,52	15,29	31,88
<b>Verão de 1999 (23/fevereiro-07/março/1999)</b>						
Min	4,72	7,08	4,27	4,82	5,74	41,00
Max	14,99	18,46	19,03	16,10	19,71	94,82
Geom	7,47	9,87	6,14	8,48	9,56	61,53
Desv	3,36	3,58	4,30	3,39	4,20	19,35
<b>Inverno de 1999 (16-25/junho/1999)</b>						
Min	2,94	3,74	2,54	4,21	5,46	35,84
Max	25,66	19,58	23,14	50,87	58,78	159,08
Geom	9,05	9,03	8,95	18,74	23,47	73,74
Desv	8,06	6,09	7,31	17,43	20,35	45,46
<b>Verão de 2000 (10-20/fevereiro/2000)</b>						
Min	5,25	5,68	1,01	2,84	2,73	15,77
Max	18,70	32,90	2,13	15,59	19,40	69,35
Geom	9,90	17,24	1,61	6,30	5,75	31,28
Desv	5,97	11,66	0,34	4,85	6,19	19,15

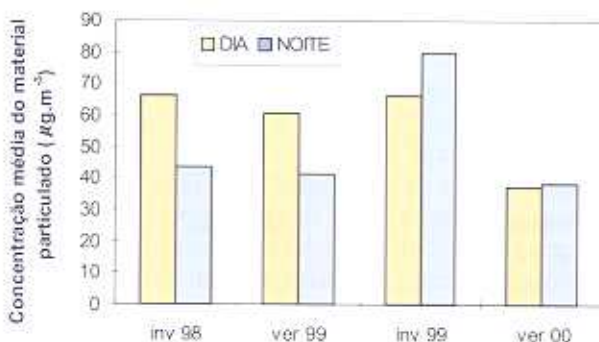
**Fig. 2**

Concentrações médias totais de material particulado ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) obtidas durante cada período de coleta no PEFI.



**Fig. 3**

Concentração média de material particulado ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) obtidas para cada período de amostragem no PEFI.





As concentrações de material particulado apresentaram-se relativamente mais altas no inverno do que no verão. Isso ocorreu porque durante o verão as altas precipitações removeram eficientemente o particulado. Além disso, os resultados mostraram que as concentrações do material particulado são mais altas nos estágios mais finos (4 e 5) do impactador durante o inverno, o que indica uma contribuição maior originária de fontes antrópicas (produzem particulado fino). Durante o verão, o material particulado apresentou concentrações mais altas nos primeiros estágios do impactador (1 e 2). Essa diferença foi atribuída à umidade relativa mais alta durante esse período, o que induz o crescimento higroscópico das partículas aumentando, assim, seu tamanho.

Na fig. 3, apresenta-se o padrão de separação do material particulado entre dia e noite. Este padrão mostra que a concentração do material particulado atmosférico foi mais alta durante o dia do que durante a noite. Esse comportamento é esperado, uma vez que o tráfego de veículos, fonte dominante de partículas para a atmosfera urbana, é menor durante o período noturno. Entretanto, durante o inverno de 1999 esse comportamento foi invertido e o aumento de concentração do material particulado durante a noite pode ter ocorrido devido a uma situação de inversão térmica, que provocou diminuição do volume da atmosfera pelo rebaixamento do limite da camada de mistura e, assim, induziu a um aumento na concentração do material particulado (Domingos *et al.*, capítulo 13 deste livro). Durante o verão de 2000, os valores das concentrações para os períodos diurno e noturno foram equivalentes. Esse comportamento foi atribuído ao fato de que as precipitações diurna e noturna foram equivalentes em volume e intensidade controlando, assim, a acumulação de material particulado na atmosfera.

Para estudar as formas e tamanhos das partículas empregou-se a técnica de microscopia eletrônica de varredura (MEV). Para tal, utilizou-se equipamento JEOL JSM-5600-LV acoplado a um espectrômetro de dispersão de energia (EDS) instalados no NUPEGEL-ESALQ/USP.

O estudo da morfologia das partículas permite determinar sua superfície ativa, a qual é um parâmetro que indica a efetividade da interação dessas partículas com o meio circundante. Segundo Masclat & Cachier (1998), o aerossol é constituído por um núcleo de carbono amorfo e de metais ou óxidos metálicos; uma camada espessa de íons hidrossolúveis, como os de sulfatos; uma camada de compostos orgânicos oriundos ou não de reações fotoquímicas com os gases adsorvidos e depositados sobre a camada de íons; e na parte externa, água.

Em todos os estágios do impactador verificou-se a presença de partículas de todos os tamanhos, porque a separação granulométrica no impactador não é rigorosa. Entretanto, em cada um dos estágios dominaram as partículas com o diâmetro de corte correspondente. Nos primeiros estágios (onde são depositadas as partículas maiores), as partículas foram predominantemente de origens biogênicas e terrígenas. Exemplos da morfologia das partículas são apresentados nas fig. 4a-g.

As partículas terrígenas oriundas do solo são minerais compostos, principalmente, de alumino-silicatos (Fig. 4a). As partículas ricas em Si e Al são, provavelmente, de caolinita ( $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_2$ ). Os alumino-silicatos contendo K e Fe em fragmentos e placas (5-10  $\mu\text{m}$ ) podem ser illita-muscovita [ $\text{K}_x\text{Al}_2\text{Si}_{(6-x)}\text{Al}_{(x-1)}\text{O}_{10}(\text{OH})_2$  -  $\text{KAl}_2\text{AlSi}_3\text{O}_{10}(\text{OH})_2$ ] ou ortoclásio ( $\text{KAlSi}_3\text{O}_8$ ). Aqueles contendo Na e Ca e que apresentam forma alongada foram identificados como feldspatos plagioclásios ( $(\text{Na}, \text{Ca})\text{Al}(\text{Si}, \text{Al})\text{Si}_2\text{O}_8$ ). Foram observados alguns fragmentos contendo associação entre Mg, K, Fe, Ti, o que sugere a presença de biotita [ $(\text{K}(\text{Mg}, \text{Fe}), \text{Al})\text{Si}_3\text{O}_{10}(\text{OH})_2$ ]. Essas partículas apresentaram várias formas, principalmente angulosas e irregulares e, em geral, 5  $\mu\text{m}$  a 10  $\mu\text{m}$  de diâmetro. Partículas desse tamanho são produzidas, em geral, por fontes naturais, como a ressuspensão de poeiras do solo pelo vento. Observou-se também algumas partículas de quartzo ( $\text{SiO}_2$ ) com diâmetros variando entre 5  $\mu\text{m}$  e 40  $\mu\text{m}$ . Essas partículas também foram encontradas nos estágios inferiores, são menores (5  $\mu\text{m}$ ) e apresentam aspecto mais alterado.

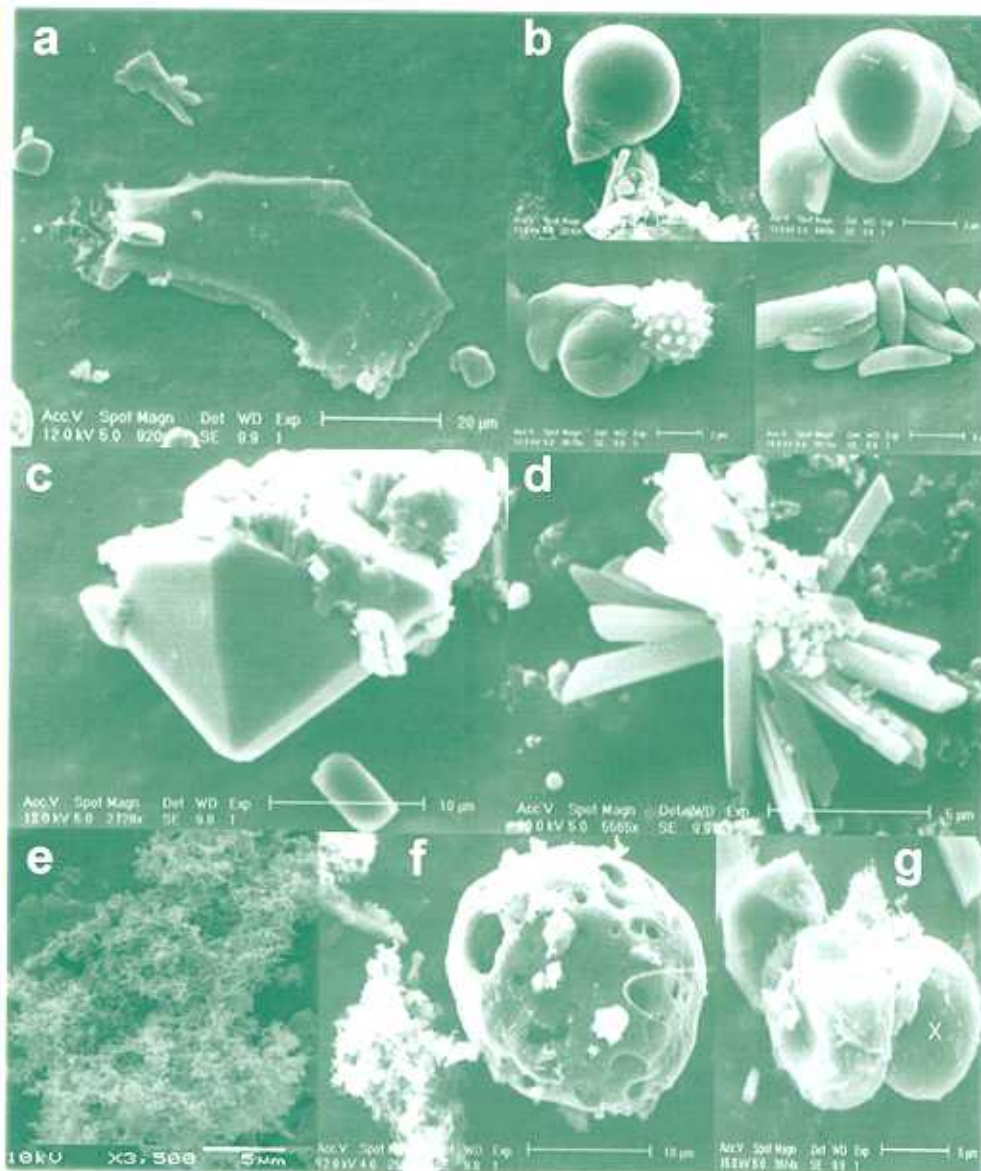
As partículas biogênicas foram encontradas em praticamente todos os estágios (Fig. 4b) sendo facilmente reconhecíveis. Essas partículas têm morfologia típica como, por exemplo, as



Fig. 4

Imagens do material particulado coletado no PEFI obtidas através da microscopia eletrônica de varredura:

- (a) partículas terrígenas oriundas do solo;
- (b) partículas biogênicas;
- (c) partículas de origem marinha (cristal de sal);
- (d) partícula de sulfato de cálcio;
- (e) partícula esponjosa oriunda de processos de combustão incompletos;
- (f) partícula de carbono ('soot') de origem antrópica; e
- (g) partícula esférica de ferro.



dos grãos de pólen, que são características de sua própria espécie. Nessas amostras, vários tipos foram observados apresentando diferentes formas como a esférica, a ovalada, a bola murcha e a coberta ou não de alvéolos ou espinhos. Podem ser encontrados também esporos, restos vegetais, fungos e bactérias. O tamanho destas partículas varia desde próximo de 2  $\mu\text{m}$  até 20  $\mu\text{m}$ .

Nessas amostras, também foram identificadas partículas de sal ( $\text{NaCl}$ ) e sulfatos que se apresentaram isoladas ou em aglomerados. O  $\text{NaCl}$  cristalizado é representado pela forma cúbica característica da halita, cujo tamanho varia entre 2 e 10  $\mu\text{m}$  (Fig. 4c). O  $\text{NaCl}$  é, principalmente, de origem marinha, sendo transportado pelas brisas marítimas que adentram o continente e trazem essas partículas para a cidade de São Paulo e, conseqüentemente, para o PEFI. Em algumas partículas observou-se potássio associado ao cloreto, o que sugere a presença de silvita ( $\text{KCl}$ ). Entre as partículas de sulfato, quando  $\text{Na}$ ,  $\text{Cl}$ ,  $\text{S}$ ,  $\text{Ca}$ ,  $\text{K}$  e  $\text{Mg}$  estão associados, podem ocorrer a polihalita [ $\text{K}_2\text{MgCa}_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ], gipso ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) ou anidrita ( $\text{CaSO}_4$ ). Uma associação com o sódio pode sugerir a presença de glauberita [ $\text{Na}_2\text{Ca}(\text{SO}_4)_2$ ] também identificada no aerossol marinho. A morfologia destas partículas é muito diversificada e pode ser cúbica, hexagonal, arredondada ou em baquetas ou inflorescências (Fig. 4d).



Além da origem marinha, esse material pode advir de fontes antrópicas ou de transformações físicas e químicas atmosféricas. A presença de anidrita, cuja forma característica é de um bastão, pode ser explicada pelo alto índice de construções civis da cidade de São Paulo circunferando o PEFI. Os sulfatos de cálcio e amônio têm como origem a reação dos sulfatos ácidos com a calcita ( $\text{CaCO}_3$ ) presente no cimento. O gesso presente nessas amostras ocorre devido à interação do  $\text{SO}_2$  com o calcário dos edifícios em condições úmidas (Ausset *et al.*, 1994; Xavier, 1987).

As partículas de origem antrópica foram, como seria de se esperar, acumuladas nos estágios mais finos. Esse tipo de partículas apresentou formas irregulares e aspecto esponjoso (Fig. 4e). Elas são constituídas de partículas muito pequenas ( $<0,5 \mu\text{m}$ ) associadas entre si e são ricas em C e S. Às vezes, detecta-se também a presença de Fe, Cu e Zn, que são oriundos da combustão incompleta de óleo diesel e da gasolina. Foram observadas partículas esféricas de carbono, as quais apresentaram cavidades, são chamadas de 'soot' e também provêm dos processos de combustão (Fig. 4f).

Ainda nos estágios mais finos, foram encontradas partículas esféricas ( $<1 \mu\text{m}$ ) de ferro individualizadas ou associadas a outras (Fig. 4g). Essas partículas foram, principalmente, oriundas dos processos de combustão industrial ou de atividades relacionadas à metalurgia. Encontrou-se também partículas de ferro (óxidos de ferro) com diâmetro maior que  $5 \mu\text{m}$ , que sugerem uma proveniência natural (solo).

Durante o período de verão, observou-se a presença de numerosas partículas de origens diversas (gesso, halita, alumino-silicatos, partículas biogênicas, esponjosas, metálicas, etc.) associadas entre si. O tipo principal de partículas individualizadas encontrou-se também associado em aglomerados de  $25-40 \mu\text{m}$  de diâmetro. As partículas cristalinas são menores do que aquelas observadas durante o inverno e bem menos angulosas. Partículas biogênicas estiveram ainda presentes. Durante os dois períodos, observou-se pouca quantidade de partículas de gesso e as partículas de sal apresentaram figuras de dissolução.

Os resultados da observação do material particulado atmosférico coletado no PEFI indicaram a presença de vários tipos de partículas, cujos tamanho, morfologia e composição auxiliaram na determinação de sua origem natural ou antrópica. Assim, ficou clara a influência antrópica da cidade de São Paulo na área do PEFI através da presença de partículas oriundas dos processos de combustão veicular ou industrial (partículas esponjosas, metálicas e 'soots'), bem como do componente natural do material particulado atmosférico através de partículas de alumino-silicatos e biogênicas. A influência das entradas da brisa marítima traduziu-se, principalmente, pela presença de partículas de sal. São essas partículas de diversas origens que podem influir, direta ou indiretamente (depositando-se sobre o solo), sobre a vegetação da floresta urbana do PEFI.

### 3. CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DAS ÁGUAS QUE PERCOLAM ATRAVÉS DE UMA PEQUENA BACIA HIDROGRÁFICA NO PEFI

Dividir uma bacia hidrográfica, que é uma unidade hidrológica, em compartimentos é, ao mesmo tempo, inevitável e útil, pois é difícil compreender os mecanismos que ocorrem em uma entidade tão complexa como uma bacia hidrográfica sem, primeiro, focalizar como cada uma de suas partes funcionam. Entretanto, esta abordagem pode dificultar a obtenção de uma 'imagem' integrada da bacia e, conseqüentemente, a compreensão da mesma como uma unidade do ambiente da superfície da Terra.

O objetivo deste subcapítulo é apresentar, de forma sucinta, os processos principais que podem estar atuando na química das águas que percolam através de uma sub-bacia hidrográfica no interior do PEFI. Em primeiro lugar, são apresentados os métodos de coleta e de análises químicas das águas. A seguir, a composição das águas considerando um volume



elementar de água (VEA) que 'viaja' através de diferentes partes da bacia até ingressar num lago ou reservatório.

Este estudo vem sendo desenvolvido desde maio de 1999 com o objetivo principal de caracterizar as transferências de várias espécies químicas como nitrato, sulfato, amônio, cloreto, cátions básicos ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ ) e alguns metais (Al, Fe, Mn e Zn) nas interfaces atmosfera-vegetação-solo-água num período de tempo longo (mínimo de cinco anos). Após caracterizar as transferências, será possível relacioná-las ao estado da vegetação.

Para cumprir com o objetivo acima, estão sendo estudadas as águas de chuva, as águas que atravessam o dossel (transprecipitação), as águas do solo e subterrâneas, as águas de um curso d'água e os solos. Até o momento, foram quimicamente caracterizadas as águas de chuva, de transprecipitação e de um riacho, durante os períodos de junho de 1999 a julho de 2000. Além das medidas de pH, foram dosadas as seguintes espécies químicas: nitrato, sulfato, amônio, cloreto, cátions básicos, Al, Fe, Mn e Zn.

### 3.1. Coleta e análise química das águas

Entre junho de 1999 e julho de 2000, foram coletadas 24 amostras de águas de chuva, 24 de transprecipitação e 40 de águas de um riacho. A sub-bacia estudada foi denominada "bacia A". Esta bacia, juntamente com a instrumentação a ela associada, está localizada à montante do reservatório do IAG, conforme fig. 1 em Pereira-Filho *et al.* (capítulo 11 deste livro).

Dois tipos de coletores foram utilizados para a coleta das águas de chuva, os quais estão instalados sobre a caixa d'água do Instituto Astronômico e Geofísico da Universidade de São Paulo. Os coletores são do tipo 'bulk' (fig. 5), que permanecem abertos durante todo o intervalo de tempo das coletas e do tipo 'wet-only', que abrem automaticamente quando inicia o evento de chuva (fig. 6).

As amostras de transprecipitação foram tomadas em coletores do tipo 'bulk' instalados sob a mata. O coletor de chuva ('bulk') é composto por uma garrafa de polietileno com capacidade de cinco litros, em cuja boca, foi adaptado um funil com  $167,42 \text{ cm}^2$  de diâmetro, protegido por uma tela de náilon (tecido para cortina, com malha de aberturas médias de  $\pm 5 \text{ mm}$ ) para evitar a entrada de insetos, galhos e folhas na garrafa de coleta.

As amostras foram acumuladas durante o período de sete dias se houver precipitação suficiente. Após um período de seca superior a 15 dias, os recipientes coletores foram substituídos por recipientes limpos. Desta forma, a deposição seca acumulada sobre os coletores pôde ser minimizada. As parcelas de transprecipitação foram constituídas por uma área de  $25 \times 25 \text{ m}$ , com 36 pontos, separados entre si por 5 m de distância. Em cada ponto da malha foi instalada uma estaca de madeira (com  $\pm 1,5 \text{ m}$  de altura) torneada na extremidade superior, onde foi adaptado o suporte do coletor de chuva. Esse suporte foi construído com canos de PVC (fig. 7) e numerados de 1 a 36. Sobre o mesmo foi instalado um coletor de chuva do tipo 'bulk'. A cada período de coleta foram sorteadas 10 posições diferentes através da geração de 10 números aleatórios de 1 a 36.

Fig. 5

Fotografia do coletor tipo 'bulk' instalado sob a floresta na parcela de coleta de transprecipitação do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo (foto M.C. Forti).





**Fig. 6**  
Fotografia do coletor tipo 'wet-only' (marca MTX Itália)  
instalado sobre a caixa d'água do Instituto de  
Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas  
(Foto M.C. Forti).



**Fig. 7**  
Fotografia do conjunto de coletores instalados sob a  
floresta, na parcela para coleta das amostras de  
transprecipitação (Foto M.C. Forti).



**Fig. 8**  
Fotografia da plataforma e do vertedouro do riacho A  
no PEFI (Foto M.C. Forti).





A cada coleta, os volumes amostrados foram medidos para todas as amostras de chuva. Para a transprecipitação, após determinação do volume de cada coletor, as amostras foram proporcionalmente misturadas formando uma única para efetuar as dosagens das diferentes espécies químicas.

As coletas de água do riacho foram realizadas a cada sete dias, a partir de uma plataforma construída sobre o curso d'água (fig. 8), aonde uma garrafa de polietileno de um litro de capacidade foi mergulhada e a qual foi preenchida e esvaziada completamente para, em seguida, ser realizada a coleta um pouco mais a jusante.

Imediatamente após a coleta, as amostras foram transportadas para o laboratório onde foi medido o pH e, em seguida, preparadas e armazenadas para realização das dosagens químicas. Todas as amostras foram esterilizadas mediante filtração em filtros de membrana de 0,2  $\mu\text{m}$  de diâmetro de poro. Em seguida, foram preservadas segundo protocolo adaptado de Appelo & Postma (1993) e armazenadas sob refrigeração a 4°C.

A dosagem das espécies químicas foi efetuada pela técnica de cromatografia líquida de íons, utilizando equipamento Dionex DX-500, disponível no laboratório do Núcleo de Pesquisas em Geoquímica e Geofísica da Litosfera (NUPEGEL) da Universidade de São Paulo. Para os cátions básicos e amônio, foi utilizada coluna separadora CS12 e ácido metanosulfônico como eluente; e para os ânions, coluna separadora AS4A e carbonato/bicarbonato de sódio como eluente, com um detector eletroquímico. Para os metais, foi utilizado detector UV/Vis, coluna separadora CS5A, reação pós-coluna com 4-(2-piridilazo) resorcinol, eluente PDCA (piridina ácido dicarboxílico) e comprimento de onda de 530 nm; para o  $\text{Al}^{3+}$ , a coluna separadora foi a mesma utilizada para metais em geral, mas o eluente foi uma solução de ácido sulfúrico/sulfato de amônio e a reação pós coluna em pirocatecol violeta e comprimento de onda de 530 nm. A precisão dessas análises depende da configuração do sistema, da faixa de concentração das amostras e do elemento analisado. Em média, a precisão obtida vem sendo sempre melhor do que 90%. A acuracidade foi medida utilizando amostras de referência (Forti *et al.*, 2000).

### 3.2. O caminho do volume elementar de água (VEA)

A água permanece, por ser um meio móvel, em contato com muitas partes da bacia hidrográfica que, de outro modo, não poderiam interagir diretamente entre si. Exemplos são o húmus e a adubação ou a atmosfera e a rocha sob o solo. Deste modo, um dos mecanismos fundamentais para os processos geoquímicos e hidrológicos em uma bacia hidrológica é o ciclo da água. A precipitação que cai, por exemplo, como chuva, neblina ou neve, é parcialmente evaporada ou evapotranspirada, armazenada em organismos vivos e nos solos, recarregada como água subterrânea e transferida para águas superficiais através do escoamento superficial ou sub-superficial.

Macroscopicamente, na escala da bacia, os aspectos físicos ou hidrológicos da dinâmica da água são relativamente bem conhecidos. Entretanto, o mesmo não pode ser dito com relação à geoquímica. Por exemplo, pode se tornar muito complicado prever a química das águas de drenagem ao longo do tempo se a heterogeneidade do solo da bacia for considerada. É evidente que o ciclo da água não é o único que controla a natureza, a taxa e a extensão dos processos geoquímicos que ocorrem em uma bacia hidrográfica. A influência dos ciclos de energia (estações do ano), das variações e/ou mudanças do clima e, em escalas de tempo longas, o ciclo geológico também têm sua importância.

Entretanto, como a escala de tempo de interesse em estudos geoquímicos em bacias hidrográficas varia de um ano a até décadas, é possível acompanhar, mesmo que simplificada, como a composição química de um VEA varia desde o momento de sua queda como água de chuva até sua saída no leito do riacho.

A floresta, objeto deste estudo, é um fragmento de Mata Atlântica, cercada por uma das maiores áreas urbano-industriais da América Latina. Considerando o período de inver-



no, é necessário lembrar que, nessa região, existem longos períodos de estiagem, durante os quais os gases e partículas oriundos da região circunvizinha são depositados e interagem com a vegetação. Além disso, a atmosfera torna-se carregada de aerossóis em suspensão que, normalmente, nessa época do ano (julho a setembro), não são facilmente dispersados devido às características climáticas específicas descritas por Marques-dos-Santos & Funari (capítulo 2 deste livro).

A chuva no período de inverno está associada, principalmente, à penetração de frentes frias. Esses sistemas transportam aerossóis gerados na atmosfera marinha e continental, além daqueles provenientes das atmosferas possivelmente poluídas. Esses sistemas de precipitação incorporam, ao se formarem, aerossóis que estavam em suspensão na atmosfera e que servem de núcleos de condensação em nuvens. Tais núcleos têm origem natural (sal marinho, partículas biogênicas e poeira do solo) e antropogênica (produtos da queima de combustíveis fósseis, conversão gás-partícula, processos industriais, etc.). Além das espécies químicas que vêm dentro da nuvem, a água de chuva pode, ao precipitar, tanto arrastar como incorporar os aerossóis que se encontram em suspensão entre a base da nuvem e a superfície receptora da mesma.

Se for considerado o período de verão, a chuva associada aos sistemas sinóticos ou locais é tipicamente convectiva, intensa e freqüente. Não existem longos períodos de estiagem entre os diferentes eventos. O clima é favorável à dispersão de poluentes e a taxa de remoção dos aerossóis é alta.

Na tab. 2, são apresentadas as estatísticas calculadas para a composição da água de chuva durante o período total de observação (junho 1999 a julho 2000), para o período de alta precipitação (verão: outubro a abril) e para o período de baixa precipitação (inverno: maio a agosto).

Íons	Período Total (pH = 4,31)			Verão (pH = 4,27)				Inverno (pH = 5,21)				
	N	MEDP	MIN μMol	MAX	N	MEDP	MIN μMol	MAX	N	MEDP	MIN μMol	MAX
H <sup>+</sup>	25	48,7	0,01	166	21	53,7	0,03	166	4	6,16	0,01	10,7
Na <sup>+</sup>	25	21,0	0,74	233	21	18,2	0,74	129	4	44,9	1,27	233
K <sup>+</sup>	25	18,9	0,70	155	21	17,9	0,70	134	4	26,8	4,67	155
Mg <sup>2+</sup>	25	5,37	0,60	90,2	21	4,05	0,60	37,0	4	16,6	1,17	90,2
Ca <sup>2+</sup>	25	15,8	1,25	214	21	12,9	1,25	119	4	40,5	3,56	214
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	25	81,3	7,12	491	21	84,7	7,12	491	4	52,2	8,04	102
Cl <sup>-</sup>	25	35,3	4,72	345	21	31,5	4,72	254	4	67,0	2,40	345
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	25	31,5	5,83	207	21	32,6	11,2	207	4	21,8	5,83	54,5
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	25	27,4	5,80	126	21	26,9	5,80	126	4	31,5	12,6	105
Al <sup>3+</sup>	25	0,01	0,00	1,86	21	0,01	0,00	1,86	4	0,00	0,00	0,00
Fe <sup>3+</sup>	20	0,20	0,06	0,65	16	0,20	0,06	0,65	4	0,16	0,07	0,27
Mn <sup>2+</sup>	17	0,18	0,11	0,89	13	0,17	0,11	0,89	4	0,12	0,13	0,23
Zn <sup>2+</sup>	23	1,36	0,19	6,01	19	1,32	0,19	4,27	4	1,71	0,25	6,01

**Tabela 2**

Estatística para as concentrações iônicas (μMol) das águas de chuva precipitadas sobre a sub-bacia A do IAG no PEFI, entre junho de 1999 e julho de 2000, para o período total, verão e inverno. MEDP = média ponderada; N = número de amostras; MIN = valor mínimo observado; e MAX = valor máximo observado.

Como pode ser visto da tabela acima, as águas têm valores médios elevados de concentrações iônicas e pH baixo. Tais valores são várias vezes superiores àqueles encontrados em regiões naturais (tab. 3).

Na sub-bacia em estudo, observou-se que a precipitação esteve acidificada, com valores médios de pH = 4,31. A acidificação decorreu da presença, principalmente, de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de origem antropogênica. Essas espécies são, em geral, oriundas dos óxidos de S e N. Notou-se que, durante o inverno, a precipitação foi menos ácida do que no verão porque



nessa época do ano, além dos aerossóis acidificantes, existiu um componente de poeira urbana contendo íons básicos como  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ . Pela mesma razão, durante um evento de precipitação, seu início foi menos ácido do que o final, pois, durante os primeiros minutos, a água de chuva removeu a poeira que estava em suspensão (partículas básicas) entre a base da nuvem e a superfície da Terra.

Tabela 3

Alguns valores de concentrações iônicas médias ( $\mu\text{Mol}$ ) para algumas regiões do Brasil.

Íons	Amazônia Central (Lesack & Melack, 1991)	Nordeste da Amazônia (Forti <i>et al.</i> , 2000)		Cunha (Arcova & Cicco, 1998)
		Serra do Navio	Tartarugalzinho	
$\text{H}^+$	12,9	8,21	3,11	---
$\text{Na}^+$	2,5	16,60	28,0	46,10
$\text{K}^+$	0,7	4,72	2,76	8,95
$\text{Mg}^{2+}$	1,5	4,77	3,21	3,29
$\text{Ca}^{2+}$	2,1	6,35	3,90	6,73
$\text{NH}_4^+$	6,6	3,47	15,60	---
$\text{Cl}^-$	4,7	16,9	25,50	---
$\text{NO}_3^-$	3,5	6,09	4,58	---
$\text{SO}_4^{2-}$	4,5	3,12	2,75	---
$\text{Al}^{3+}$	---	2,35	0,57	---
$\text{Fe}^{3+}$	---	0,28	0,06	---
$\text{Mn}^{2+}$	---	0,58	0,07	---
$\text{Zn}^{2+}$	---	2,46	1,89	---

Quanto aos outros íons, pode-se dizer que todos tiveram uma fração de origem natural. Na região do PEFI, as fontes naturais foram o solo, a vegetação e o mar, entretanto, a fração dominante de cada íon foi a antrópica. Durante o período de verão, observou-se que os valores das concentrações foram menores, porém, essas chuvas foram mais ácidas do que as do inverno.

O VEA alcançou as copas das árvores, onde foi interceptada pelo dossel. As estatísticas para as concentrações iônicas encontradas nessas águas estão apresentadas na tab. 4.

Tabela 4

Estatística para as concentrações iônicas ( $\mu\text{Mol}$ ) da transprecipitação na bacia A do PEFI entre junho de 1999 e julho de 2000 para o período total, verão e inverno. O número de amostras N é o mesmo da chuva. MEDP = média ponderada; MIN = valor mínimo observado; MAX = valor máximo observado; e FE = fator de enriquecimento (valores entre parênteses referem-se ao enriquecimento da chuva em relação à transprecipitação).

Íons	Período Total (pH = 5,25)				Verão (pH = 5,19)				Inverno (pH = 6,24)			
	FE	MEDP	MIN $\mu\text{Mol}$	MAX	FE	MEDP	MIN $\mu\text{Mol}$	MAX	FE	MEDP	MIN $\mu\text{Mol}$	MAX
$\text{H}^+$	(0,88)	5,65	0,04	30,1	(0,88)	6,47	0,04	30,1	(0,91)	0,57	0,08	1,05
$\text{Na}^+$	0,50	42,0	10,3	154	0,47	34,6	10,3	148	0,49	88,4	23,9	154
$\text{K}^+$	0,91	219	56,1	741	0,90	186	56,1	741	0,94	424	177	625
$\text{Mg}^{2+}$	0,80	27,0	7,17	115	0,82	22,0	7,17	115	0,71	57,6	14,0	115
$\text{Ca}^{2+}$	0,65	44,7	10,3	234	0,64	36,1	10,3	234	0,59	98,6	24,7	217
$\text{NH}_4^+$	0,33	122	14,6	1822	0,34	128	22,9	1822	0,37	83,0	14,6	135
$\text{Cl}^-$	0,66	104	25,9	403	0,60	79,7	25,9	341	0,74	255	37,1	403
$\text{NO}_3^-$	0,42	54,6	21,0	212	0,34	49,2	21,0	212	0,75	88,3	27,8	138
$\text{SO}_4^{2-}$	0,63	74,0	22,4	228	0,59	65,1	22,4	228	0,76	129	53,9	209
$\text{Al}^{3+}$	0,67	0,03	0,00	1,49	0,67	0,03	0,00	1,49	0,00	0,00	0,00	0,00
$\text{Fe}^{3+}$	(0,60)	0,08	0,02	0,37	(0,60)	0,08	0,02	0,37	(0,50)	0,08	0,05	0,12
$\text{Mn}^{2+}$	0,80	0,88	0,22	4,04	0,76	0,72	0,22	3,85	0,94	1,90	0,61	4,04
$\text{Zn}^{2+}$	0,46	0,74	0,32	1,55	(0,44)	0,74	0,32	1,55	(0,56)	0,75	1,44	1,44



Os resultados mostraram que a concentração de cátions básicos, nitrato, sulfato e cloro aumentaram várias vezes em relação à água da chuva. Essas espécies foram enriquecidas devido à interação da água de chuva com as plantas. A chuva lavou o material depositado sobre a vegetação e solubilizou espécies químicas dos tecidos vegetais. Além disso, a solução pôde ter sido concentrada devido à evaporação sobre a superfície foliar. Ao mesmo tempo em que se observou o enriquecimento iônico, também foi visto que o pH aumentou para 5,25 devido à incorporação de bases pela água.

A água de chuva que alcança o solo após atravessar a cobertura vegetal é descrita como transprecipitação ou pluviolixiviado. Essa água incorpora espécies químicas resultantes das trocas iônicas nas superfícies das folhas, da lavagem do material exudado e da solubilização de material depositado sobre as mesmas.

É preciso ressaltar que a água de chuva que precipita sobre o dossel é, na verdade, uma solução aquosa que, em regiões naturais, transporta nutrientes, mas que, numa floresta, pode apresentar concentrações elevadas de todos os íons, podendo transportar também espécies deletérias à vegetação. As soluções aquosas devem manter o equilíbrio iônico. Assim sendo, para manter esse equilíbrio, a interação da solução com as superfícies foliares pode remover nutrientes do tecido vegetal e causar deficiência de alguns ou de todos os nutrientes deixando, assim, as partes aéreas vulneráveis ao ataque de doenças variadas.

Para avaliar o quanto da espécie química considerada é acrescentado à solução que atravessa o dossel utiliza-se o chamado fator de enriquecimento (FE), que é calculado segundo as expressões abaixo:

$$FE = ([C]_{TH} - [C]_{LW}) / [C]_{RH} \text{ (quando } [C]_{TH} > [C]_{RH} \text{)}$$

e

$$(FE) = ([C]_{CH} - [C]_{RH}) / [C]_{RH} \text{ (quando } [C]_{CH} > [C]_{RH} \text{)}$$

onde:

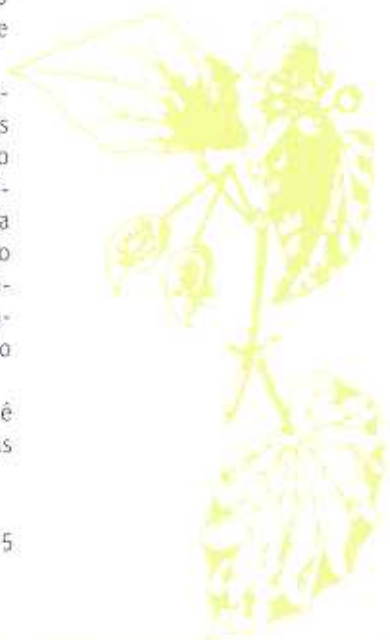
$[C]_{LW}$  = concentração da espécie química na transprecipitação.

$[C]_{CH}$  = concentração da espécie química na chuva.

O FE para a floresta do PEFI é mostrado na tab. 4. Verificou-se que a solução perde prótons ao atravessar o dossel devido à lixiviação de íons básicos. Observou-se também a perda de  $Fe^{3+}$  e  $Zn^{2+}$  provavelmente precipitados devido ao aumento do pH. Comparados os períodos chuvoso e seco, verificou-se que o FE tem valores aproximadamente equivalentes para o  $Na^+$ ,  $K^+$  e  $NH_4^+$  porque estas são as espécies mais solúveis e mais facilmente lixiviadas dos tecidos vegetais. O  $Mg^{2+}$  e o  $Ca^{2+}$  tiveram o FE menor durante o período seco, ao que tudo indica, porque essas espécies constituem a maior parte da estrutura dos tecidos vegetais estando, por isso, mais disponíveis para lixiviação durante o período de senescência foliar, no final do verão. O  $Cl^-$ , o  $NO_3^-$  e o  $SO_4^{2-}$  apresentaram FE maiores durante o inverno (seco) o que significa sua origem, ao que tudo indica, principalmente da solubilização de material particulado atmosférico e da conversão gás-partícula.

Os processos dominantes que controlam a interação precipitação-dossel são, basicamente, os mesmos. A diferença é que, no verão, o acúmulo de deposição seca sobre as folhas é menor do que durante o período mais seco (inverno), pois, devido à alta pluviosidade do período, o material depositado é permanentemente removido. Entretanto, o efeito de concentração devido à evaporação pode ser maior porque a superfície foliar permanece umedecida durante um período mais longo e a temperatura do ar é elevada, ocorrendo a evaporação tão logo a chuva cesse. Os processos de lixiviação e absorção também são mais intensos. Todavia, durante o inverno (seco) a remoção e conseqüente solubilização do material depositado sobre a folhagem é menor. Esse material permanece, entretanto, mais tempo em contato com a vegetação permitindo, dessa forma, uma interação mais intensa.

Após atravessar o dossel, o VEA percola a camada de serapilheira. Esta camada é composta por folhas e restos de vegetação em vários estágios de decomposição, diversas





espécies animais (principalmente detritívoros), fungos, etc. O VEA adere temporariamente à serapilheira por forças capilares, onde ocorrem trocas iônicas e deslocamentos de espécies mais solúveis. Depois de percolar a serapilheira, o VEA atinge a zona de raízes, onde o processo de absorção radicular extrai da solução o máximo de macronutrientes (exemplos: S, N e K) e micronutrientes (exemplo: Mn).

Ao percolar essas camadas, o VEA interage com as plantas que, além de absorverem nutrientes em excesso, também absorvem as espécies tóxicas. Da mesma forma, outras espécies químicas são transferidas para esse VEA. Durante esse processo, a vegetação pode, lentamente, estar sendo intoxicada. Algumas espécies vegetais se perdem e outras, mais resistentes, começam a tornar-se dominantes.

Considerando o caminho para o interior do solo, no sentido da água subterrânea, o VEA perde, seletivamente, alguns elementos para o sistema radicular. Assim, sua concentração é modificada devido à percolação, à dissolução de material oriundo da deposição seca e às trocas iônicas ao longo do percurso.

O dióxido de carbono derivado da decomposição das plantas e da atividade bacteriana pode representar grande porcentagem da fase gasosa (100 a 1000 vezes sua abundância atmosférica), especialmente nos micro-ambientes próximos às raízes. Nessa região, o sulfato pode ser reduzido a sulfito de hidrogênio ou pirita e o nitrato a nitrogênio gasoso ou óxido de nitrogênio decrescendo, então, a quantidade de enxofre e nitrogênio presentes nessa região. Enquanto o VEA está passando pela camada de raízes, o oxigênio e alguns nutrientes como, por exemplo, os compostos de nitrogênio e fosfato são absorvidos pela vegetação. Nessa zona, os elementos absorvidos pelas raízes serão armazenados na vegetação e parte da água retornará para a atmosfera via (evapo)transpiração, o que aumenta a concentração das espécies químicas na água do solo. O  $\text{CO}_2$  transformado em ácido carbônico irá, subseqüentemente, acelerar as reações de intemperismo mineral.

Após a camada de serapilheira, o VEA atravessará as diferentes camadas do solo, deixando a região superior dominada pela matéria orgânica e bem aerada, onde esteve em contato com uma massa de compostos orgânicos derivados da degradação vegetal e espécies químicas oriundas da poluição atmosférica. A essa solução são incorporados também cátions básicos, prótons livres, nitrogênio e enxofre, além de uma série de íons, moléculas orgânicas e de dióxido de carbono oriundo da respiração microbiana. Esse VEA transforma-se, então, em solução do solo, entrando na porção mais mineral do mesmo. Na camada eluvial (onde predomina o movimento descendente) o VEA incorpora alumínio, ferro e manganês. Os cátions básicos ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{Ca}^{2+}$ ) serão, se disponíveis, lixiviados.

Quando o VEA atinge a franja capilar e entra no lençol freático ocorre um divisor geoquímico importante, porque não há mais contato com a atmosfera. O VEA está, então, fora da influência do material vegetal e as condições prevalentes serão mais anaeróbicas. O regime hidrológico também muda, pois a água subterrânea é um corpo contínuo que apresenta um fluxo lateral importante, diferentemente da zona insaturada, onde o fluxo vertical é predominante. Na sub-bacia estudada, as soluções que percolaram através das zonas insaturada e saturada ainda não foram estudadas e, portanto, a influência da poluição urbana sobre as mesmas ainda é desconhecida. Entretanto, pode-se esperar que, por exemplo, como a solução se torna anaeróbica, o  $\text{Fe}^{3+}$  seja reduzido a  $\text{Fe}^{2+}$  (solúvel em água) pela ação do carbono orgânico e o sulfato possa ser reduzido a sulfitos metálicos ou a  $\text{H}_2\text{S}$ , os quais podem deixar a fase aquosa. Devido ao intemperismo mineral, muitos solutos maiores, tais como os cátions básicos, podem ser incorporados ao VEA, resultando em aumento do pH. Na medida em que o pH aumenta, diminui a intensidade do intemperismo. O VEA, agora água subterrânea, pode fluir por um material poroso ou por fraturas, migrando para baixo segundo um fluxo que pode ser lento ou rápido dependendo do tamanho das fraturas/poros. No primeiro caso, a transformação química é maior, tornando o VEA salino.

Toda a água infiltrada deve, em algum ponto, ressurgir na superfície e as áreas de descarga são, normalmente, muito menores do que as de recarga. Assim, a água subterrânea



flui vigorosamente para fora do solo nas zonas de descarga. As áreas ao longo do leito do rio são zonas naturais de descarga de água subterrânea, bem como o são as fontes de água e as regiões de infiltração. Nas zonas de descarga, devem ocorrer reações de troca iônica dentro da zona de raízes, pois há necessidade de ser mantido o equilíbrio iônico com a água subterrânea relativamente salina. A água que está sendo descarregada pode também solubilizar substâncias orgânicas.

O VEA chega, finalmente, ao leito do riacho. Ao entrar novamente em contato com a atmosfera, a geoquímica desse VEA é bastante alterada. Os gases presentes nessa solução aquosa fluem para a atmosfera alterando o pH e as mudanças nas condições redox podem levar à oxidação de alguns metais. Em períodos de baixo deflúvio, durante o inverno, o curso d'água estudado apresentou os valores médios de concentração e pH mostrados na tab. 5. Os valores apresentados são médias aritméticas calculadas para os diferentes períodos. Não foi possível calcular as médias ponderadas porque, no cálculo dessas médias, os pesos estatísticos são a vazão correspondente a cada amostra e esta informação ainda não estava disponibilizada. Desta forma, o efeito de diluição provocado pelas variações do deflúvio do riacho não foi incorporado aos presentes resultados.

Íons	Período Total (pH = 5,25)				Verão (pH = 5,19)				Inverno (pH = 6,24)			
	N	MEAR	MIN μMol	MAX	N	MEAR	MIN μMol	MAX	N	MEAR	MIN μMol	MAX
H <sup>+</sup>	40	13,2	1,17	44,7	31	15,6	1,17	44,7	9	4,80	1,45	15,9
Na <sup>+</sup>	40	73,2	62,8	83,2	31	72,7	62,8	83,2	9	74,5	70,6	77,7
K <sup>+</sup>	40	22,7	10,2	59,4	31	23,2	10,2	59,4	9	20,9	12,0	40,5
Mg <sup>2+</sup>	40	16,8	11,7	28,1	31	16,9	12,0	28,1	9	16,5	11,7	19,3
Ca <sup>2+</sup>	40	11,2	2,51	39,2	31	11,5	3,08	39,2	9	10,2	2,51	17,5
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	40	1,83	0,00	25,4	31	1,91	0,00	25,4	9	1,63	0,00	6,33
Cl <sup>-</sup>	40	69,7	54,6	111	31	70,7	54,6	104	9	65,1	54,6	111
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	40	14,7	0,26	48,2	31	15,7	0,26	48,2	9	10,7	5,92	21,0
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	40	14,9	5,44	34,4	31	15,2	5,44	34,4	9	13,5	9,44	30,2
Al <sup>3+</sup>	40	0,93	0,00	5,34	31	0,92	0,00	2,97	9	0,89	0,07	5,34
Fe <sup>3+</sup>	33	0,55	0,15	1,06	27	0,57	0,15	1,06	6	0,44	0,18	0,60
Mn <sup>2+</sup>	33	0,48	0,13	1,11	27	0,52	0,19	1,11	6	0,24	0,13	0,31
Zn <sup>2+</sup>	33	0,17	0,02	0,56	27	0,16	0,02	0,56	6	0,22	0,05	0,53

**Tabela 5** - Estatística para as concentrações iônicas (μMol) nas águas do riacho da bacia A no PEFI, entre junho de 1999 e julho de 2000, para o período total, verão e inverno. N = número de elementos amostrais; MEAR = média aritmética; MIN = valor mínimo observado; e MAX = valor máximo observado.

As águas do riacho apresentaram valores médios de pH considerados ácidos. Isto indica que o sistema solo pode já não estar mais retendo os ânions acidificantes como NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. Durante o período mais seco, as entradas de água não foram significativas, uma vez que as chuvas foram escassas e esparsas. Desta forma, esperou-se que as águas do riacho refletissem a composição das águas subterrâneas. Entretanto, durante os meses de verão, quando a bacia recebeu chuvas intensas e frequentes, tanto as águas do riacho quanto as subterrâneas foram quimicamente distintas.

Os valores médios das concentrações das diferentes espécies químicas são, ao longo de sua trajetória, resultantes das diferentes interações da solução aquosa (VEA) com os diferentes meios. Dependem também da quantidade de água circulando e do tempo de contato com cada ambiente. Desta forma, de modo geral, quanto mais água circula e quanto maior a velocidade de circulação, menor será a concentração de solutos nessa solução.

Na medida em que as águas fluem rio abaixo, elas podem misturar-se com águas que possuem diferentes assinaturas geoquímicas. Dependendo da composição geoquímica das águas de mistura, as mudanças podem incluir diluição, concentração, precipitação, dissolução, (des) complexação, (des)floculação, oxidação, redução e troca iônica. A presença de matéria orgânica



como plantas aquáticas (macrófitas aquáticas, algas, musgos, etc.) pode modificar, dentro de certos limites, a química da água do rio através da absorção, adsorção, captura ou troca iônica. Nitrogênio, fósforo, potássio, sílica e certos elementos-traço estão primeiramente implicados nesses processos. As águas do rio também interagem com o leito e com as bordas, onde organismos que vivem entre as pedras e os pedregulhos podem absorver nutrientes.

O VEA segue agora seu curso em direção a um reservatório (localmente chamado 'lago'), onde será modificado em função da geoquímica do mesmo. É importante conhecer, neste momento, a quantidade de cada espécie que está sendo transferida entre as interfaces da unidade hidrológica e dela mesma para o reservatório. Para estimar esses valores, é necessário conhecer o volume de água que atravessa cada interface e a concentração de cada espécie nessas águas. As quantidades transferidas por unidade de área são calculadas multiplicando o volume de água por unidade de área pela concentração de massa por unidade de volume de água.

Na unidade hidrológica presentemente considerada, esses dois parâmetros foram medidos para a água de chuva e para a transprecipitação. Para o riacho as concentrações foram medidas, porém o deflúvio foi estimado a partir da equação abaixo:

$$P = Q - ET$$

onde:

P = precipitação sobre a bacia (medido).

Q = deflúvio (a ser calculado).

ET = evapotranspiração (estimada).

Considera-se que o cloro é conservativo, isto é, que a concentração média de cloro nas águas que entram na bacia é aproximadamente a mesma das águas que saem. Como parte da água é evapotranspirada, conseqüentemente, as águas do riacho devem apresentar um valor de concentração médio, concentrado por um fator proporcional à ET, em relação à água de chuva (Claassen & Halm, 1996). A expressão para essa relação é a seguinte:

$$[Cl]_r = (1-ET) \cdot [Cl]_{chuva}$$

onde:

$[Cl]_r$  = concentração média de cloreto na água de chuva.

$[Cl]_{rio}$  = concentração média de cloreto na água do riacho.

Para o período de observação aqui considerado, o valor de ET obtido pela expressão acima foi 37%, isto é, do total de água precipitada na bacia ao longo do ano, cerca de 37% evapotranspirou e o restante deixou a sub-bacia como deflúvio. Os valores medidos para a precipitação e transprecipitação foram, respectivamente, 1.191 mm e 1.001 mm e o valor de deflúvio calculado foi 829 mm. As quantidades em  $kg \cdot ha^{-1}$  transferidas de cada espécie estão apresentadas esquematicamente na fig. 9. Nessa figura, são apresentados, de um lado, os principais caminhos da água indicando os fluxos que devem ser quantificados para permitir a determinação das quantidades das espécies químicas que estão sendo transferidas através das diferentes interfaces; e do outro lado são apresentadas as quantidades estimadas de cada espécie química que foram transferidas ao longo do ano de observação. As quantidades que saem nas águas do riacho são as exportadas da unidade hidrográfica e vão contribuir com as águas do reservatório.

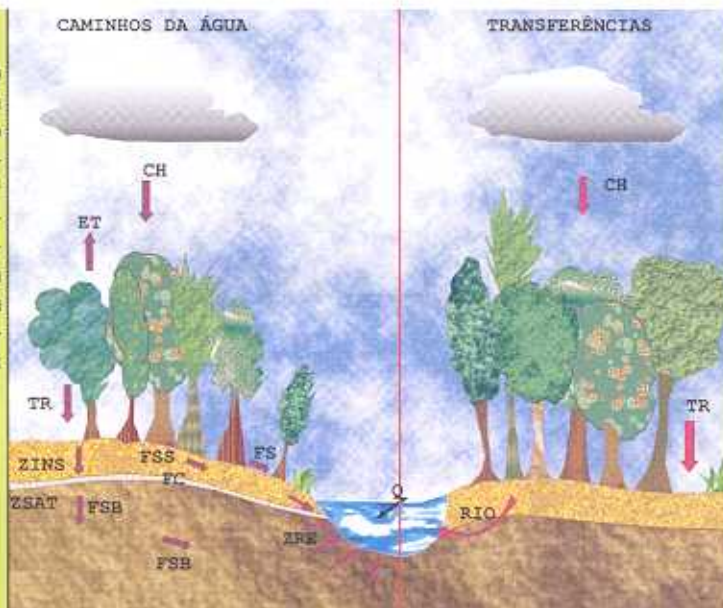


#### 4. CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DE TRÊS RESERVATÓRIOS DO PEFI

Os reservatórios são considerados ecossistemas artificiais que se comportam como intermediários entre rios e lagos naturais. Tais sistemas funcionam como 'coletores de informações', constituindo importantes pontos de convergência das diferentes atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica, inclusive de seus usos, aspectos econômicos e sociais. As alterações introduzidas no reservatório interferem, por sua vez, nos processos de organização das comunidades aquáticas, bem como na composição química da água e do sedimento. Assim, a qualidade da água dos reservatórios reflete as múltiplas atividades humanas e seus impactos (Rebouças, 1999).

O objetivo principal deste item é caracterizar, em seus aspectos físicos e químicos, três reservatórios situados no PEFI. Ao final, os mesmos são classificados segundo sua estrutura térmica e condição trófica (concentração de nutrientes). Ambas classificações fornecem uma caracterização limnológica básica sobre a estrutura e o funcionamento de tais sistemas, informação esta absolutamente imprescindível para nortear qualquer medida corretiva relacionada com a aplicação que se queira dar ao ecossistema,

**Fig. 9** - Esquema mostrando os principais caminhos da água em uma bacia hidrográfica (lado esquerdo). Quantidades de espécies químicas em  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  transferidos da atmosfera através da chuva (CH) para superfície da floresta, através da transprecipitação (TR) para a superfície do chão e saídas através do riacho (RIO) (Ilustração: M.C. Forti).



LEGENDA:

##### CAMINHOS DA ÁGUA

CH	Precipitação (P) (1.191 mm)
ET	Evapotranspiração
TR	Interceptação / Transprecipitação (1.001 mm)
FS	Escoamento superficial (RUNOFF)
FC	Franja capilar / Nível do lençol freático
FSS	Escoamento sub-superficial
ZINS	Zona insaturada
ZSAT	Zona saturada
FSB	Escoamento subterrâneo
ZRE	Zona de recarga
Q(RIO)	Deflúvio (829 mm)

##### TRANSFERÊNCIAS

Íons	CH $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$	TR $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$	RIO $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$
$\text{H}^+$	0,58	0,07	0,11
$\text{Na}^+$	5,75	9,66	14,0
$\text{K}^+$	8,80	85,7	7,36
$\text{Mg}^{2+}$	1,55	6,56	3,38
$\text{Ca}^{2+}$	7,55	17,9	3,72
$\text{NH}_4^+$	17,4	22,0	0,27
$\text{Cl}^-$	14,9	36,9	20,5
$\text{NO}_3^-$	23,3	33,9	7,56
$\text{SO}_4^{2-}$	31,4	71,2	11,9
$\text{Al}^{3+}$	0,003	0,01	0,21
$\text{Fe}^{3+}$	0,13	0,04	0,25
$\text{Mn}^{2+}$	0,12	0,48	0,22
$\text{Zn}^{2+}$	1,06	0,48	0,09





**Fig. 10**  
Aspecto geral do Lago do IAG (foto Denise de C. Bícudo).

#### 4.1. Coleta e análise química da água

Os reservatórios incluídos neste estudo são conhecidos como Lago do IAG (fig. 10), Lago das Ninféias (fig. 11) e Lago das Garças (fig. 12). A situação geográfica no PEFI e as características morfométricas dos mesmos foram detalhadamente descritas por Bícudo *et al.* (capítulo 9 deste livro).

As coletas foram feitas com garrafa do tipo Van Dorn, em réplicas ( $n = 2$ ) e com periodicidade mensal na região mais profunda dos sistemas, em cinco profundidades (subsuperfície, 1 m, 2 m, 3 m e fundo) nos lagos do IAG e das Garças e em quatro no Lago das Ninféias (subsuperfície, 1 m, 2 m e fundo).

As variáveis analisadas foram: perfil térmico a cada 10 cm de profundidade (termistor FAC, modelo 400, ou multissonda YSI, modelo 610-D); transparência da água (profundidade de desaparecimento do disco de Secchi); condutividade elétrica (condutivímetro Digimed, modelo CD-21); pH (potenciômetro Jenway, modelo 3020); oxigênio dissolvido, dióxido de carbono a partir de alcalinidade e pH; formas dissolvidas de nutrientes e forma total de nitrogênio e fósforo. A biomassa fitoplanctônica foi medida pela determinação da clorofila *a* corrigida da feofitina, utilizando etanol a quente. As análises foram processadas no dia da coleta, exceto o nitrogênio total, o fósforo total e a clorofila *a*, cujas amostras foram mantidas em 'freezer' ( $-20^{\circ}\text{C}$ ) para posterior análise no período máximo de um mês no caso da clorofila *a*. Para determinação dos nutrientes dissolvidos e da clorofila *a*, as amostras foram imediatamente filtradas sob baixa pressão (0,5 atm) utilizando filtros pré-calcinados GF/F (0,6-0,7  $\mu\text{m}$  de porosidade). As variáveis analisadas e seus respectivos métodos constam da tab. 6.





**Fig. 11**  
Aspecto geral do Lago das Ninféias (foto Susana P. Schetty).

**Fig. 12**  
Aspecto geral do Lago das Garças (foto Carlos E. de M. Bicudo).





Tabela 6 - Variáveis medidas e seus respectivos métodos analíticos.

Variável	Método
Oxigênio dissolvido (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	Golterman <i>et al.</i> (1978)
Alcalinidade (mEq.L <sup>-1</sup> )	Golterman & Clymo (1969)
Dióxido de carbono livre (mg CO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	Mackereth <i>et al.</i> (1978)
Amônio (µg N-NH <sub>4</sub> .L <sup>-1</sup> )	Solorzano (1969)
Nitrito (µg N-NO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	Mackereth <i>et al.</i> (1978)
Nitrato (µg N-NO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	Mackereth <i>et al.</i> (1978)
NT (µg NT.L <sup>-1</sup> )	Valderrama (1981)
Ortofosfato (µg P-PO <sub>4</sub> .L <sup>-1</sup> )	Strickland & Parsons (1965)
Fósforo total dissolvido (µg PDT.L <sup>-1</sup> )	Strickland & Parsons (1965)
Fósforo total (µg PT.L <sup>-1</sup> )	Valderrama (1981)
Silica solúvel reativa (mg Si.L <sup>-1</sup> )	Golterman <i>et al.</i> (1978)
Clorofila-a (µg Clo-a.L <sup>-1</sup> )	Sartory & Grobbelaar (1984)

A zona de mistura da água foi considerada a profundidade sujeita à mistura turbulenta, ou seja, a camada que se estende desde a superfície até aquela em que o gradiente de densidade ultrapassa  $2 \times 10^{-3} \text{ kg.m}^{-3}.\text{m}^{-1}$  ( $= 2 \times 10^{-3} \text{ g.cm}^{-3}.\text{m}^{-1}$ ), conforme Reynolds (1984). Os valores de densidade da água foram extraídos das tabelas de temperatura e densidade em Hutchinson (1957).

Para o cálculo do índice de estado trófico de Carlson modificado, foram considerados os valores de desaparecimento do disco de Secchi, os teores de PT e de clorofila *a* da subsuperfície da água. O ortofosfato não foi incluído, como originalmente proposto por Toledo *et al.* (1983), pois seus teores estiveram abaixo do limite de detecção do método.

A ordenação das unidades amostrais dos reservatórios no tempo e espaço foi feita mediante análise de componentes principais (ACP), com matriz de covariância e pelo programa PC-ORD, versão 3.0 para Windows (McCune & Mefford, 1997). Os dados foram previamente transformados pela amplitude de variação dos dados ('ranging') pelo programa FITOPAC (Shepherd, 1996). Os valores abaixo do nível de detecção do método foram padronizados para o valor do limiar de detecção.

Para avaliação da estrutura térmica e para a caracterização química dos reservatórios foram considerados dois anos de informação (1997 e 1998), pois para esse período existem dados disponíveis para os três ambientes estudados. Com relação à classificação trófica, foram considerados 24 meses (1997-1998) de informação disponível para o Lago do IAG e 48 meses (1997-2000) para os lagos das Garças e Ninfêias. Os dados obtidos em 2001 não foram incluídos por ainda não contemplarem a escala anual completa de variação. As coletas no Lago do IAG foram interrompidas por conta de obras hidráulicas que levaram à drenagem do sistema e só foram concluídas recentemente.

#### 4.2. Estrutura térmica dos reservatórios

A maior fonte de calor para os lagos é a radiação que vem do sol, sendo a maior parte absorvida diretamente pela água. A radiação de comprimento de onda maior do que 740 nm (principalmente vermelho e infravermelho) é fortemente absorvida nas primeiras camadas da coluna da água, sendo transformada em energia calórica.

Nos ecossistemas aquáticos continentais, a quase totalidade da propagação do calor ocorre por transporte de massa d'água, cuja eficiência é função da presença ou ausência de camadas de diferentes densidades. No caso de lagos que apresentam temperaturas uniformes em toda a coluna d'água, a propagação do calor através de toda massa líquida pode ocorrer de maneira muito eficiente, pois nestas condições a densidade da água é prática-



mente igual em todas as profundidades. Desta forma, não existe barreira física à circulação completa e o lago encontra-se em situação de instabilidade térmica, ou seja, em que o vento é o agente fornecedor de energia indispensável para a mistura das massas de água. Todavia, quando as diferenças de temperatura geram camadas d'água com diferentes densidades, que em si já formam uma barreira física, e quando a energia do vento não for suficiente para misturá-las, o calor não se distribui uniformemente, criando a condição de estabilidade térmica (Esteves, 1998).

Em outras palavras, a estratificação de um lago é o resultado da absorção do calor da radiação solar em ritmo mais acelerado que a difusão vertical e pode perdurar por uma estação do ano, um dia, algumas horas do dia ou até inexistir. E sua estabilidade é avaliada pela resistência aos movimentos de circulação (Wetzel, 1993).

No que se refere aos locais estudados, os gráficos de isolinhas de temperatura (fig. 13) demonstram que a escala temporal foi a principal fonte de variabilidade deste fator nos reservatórios, ou seja, a temperatura variou mais ao longo do ano do que com a profundidade dos sistemas.

De modo geral, os gradientes térmicos da coluna da água acentuaram-se progressivamente no final do inverno (agosto), mas principalmente no início da primavera (setembro-outubro). E as temperaturas mais elevadas observadas na primavera ou em parte desta, bem como no verão, foram suficientes para promover alterações de densidade nas camadas da água, levando os três sistemas à estratificação térmica.

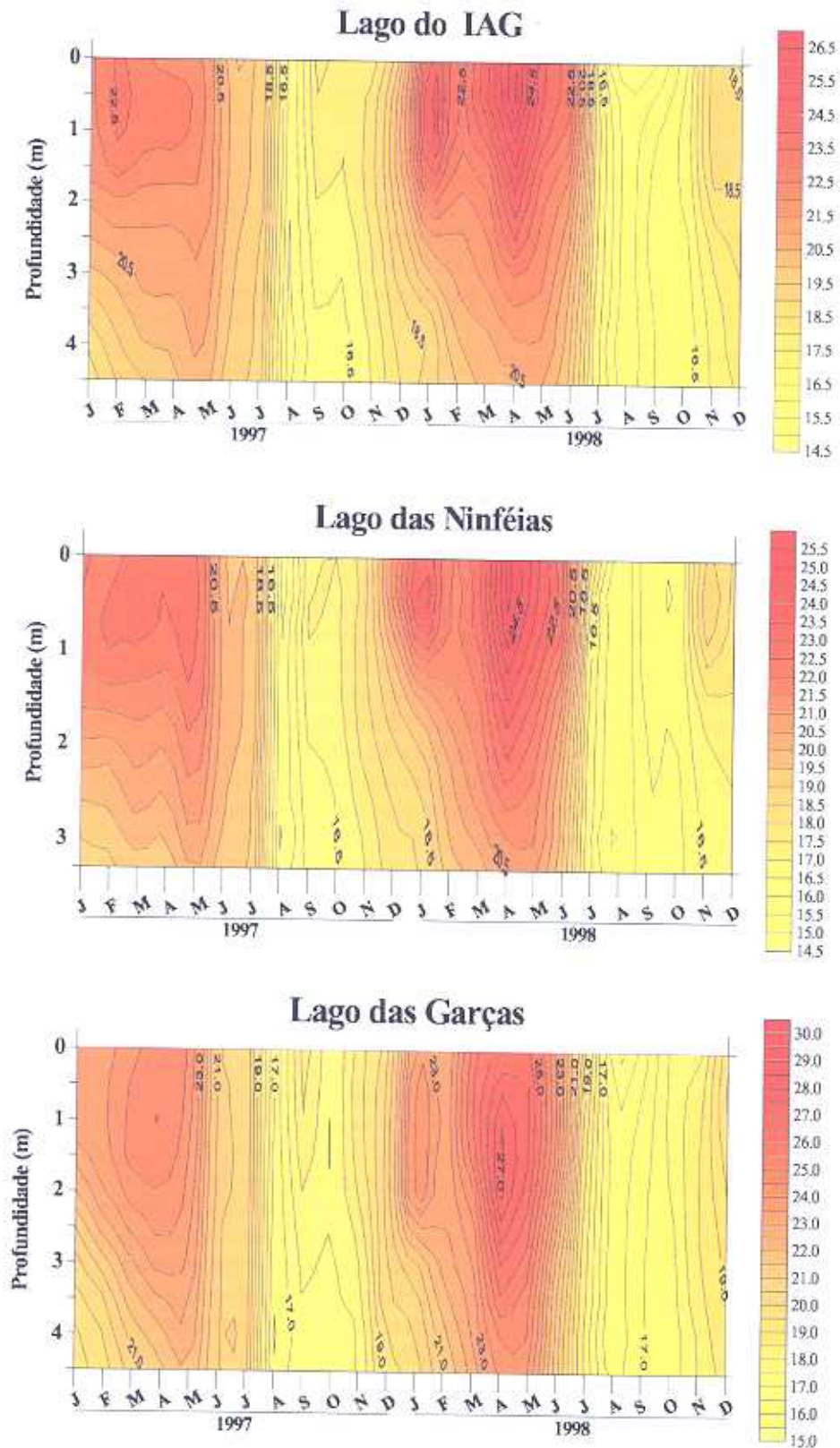
O gráfico de profundidade de zona de mistura (fig. 14) ilustra, com maior clareza, até que profundidade, a partir da superfície, a coluna da água se mistura. Pela associação dos dois gráficos acima (fig. 13-14), observa-se um primeiro período de estratificação de janeiro-março/1997 seguido por nitido período de mistura completa de abril-agosto/1997. A partir de setembro, inicia-se um processo de transição, de aquecimento da água, suficiente para iniciar outro período de estratificação de outubro/1997 (lagos do IAG e das Ninfêias) ou novembro/1997 (Lago das Garças) até abril ou maio/1998. Período de mistura completa ocorreu, novamente, até agosto/1998 (lagos do IAG e das Ninfêias) ou setembro/1998 (Lago das Garças). Após esta fase de transição (fim do inverno-início da primavera), os sistemas tornaram-se estratificados em dezembro/1998. No sistema mais raso (Lago das Ninfêias), este período foi mais pronunciado e prolongado, já que se iniciou a partir de setembro (fig. 14)

É importante considerar que a ausência de variações sazonais marcadas no comprimento do dia e na temperatura em águas de latitudes mais baixas não exclui a possibilidade de existência de ciclos sazonais distintos (Have & Carter, 1984). Apesar da escassez de estudos de longa duração em lagos tropicais, Lewis (1996) já considerava a possibilidade de recorrência sazonal dos períodos de mistura e circulação em tais sistemas, levando em conta que pequenas diferenças de temperatura, na vizinhança de 24°C, geram marcadas mudanças de densidade e, portanto, estabilidade surpreendentemente elevada. Os reservatórios estudados apresentaram, apesar de estarem em uma região de transição, de clima subtropical, temperatura próxima desta faixa de maior estabilidade térmica (Fig. 13), bem como temperatura média da coluna da água cerca de 20°C (Tab. 7).

Assim, no que se refere ao padrão de estrutura térmica, houve tendência de recorrência dos períodos de mistura e de estratificação interanual nos três reservatórios (1997-1998). Os sistemas apresentaram tendência para estratificação no período de dezembro a março/abril, bem como de mistura completa no período de abril/maio a agosto, seguido por um período de transição no início da primavera, o qual se estendeu até setembro ou novembro. As fases de transição, de estratificação para mistura e vice-versa, foram também influenciadas pelas características morfométricas de cada local, a exemplo do que aconteceu no sistema mais raso (Lago das Ninfêias), onde o aquecimento da coluna da água é mais rápido, favorecendo o estabelecimento de estratificação térmica. Fatores climáticos (precipitação e vento), morfométricos e o tempo de residência dos reservatórios talvez tenham influência

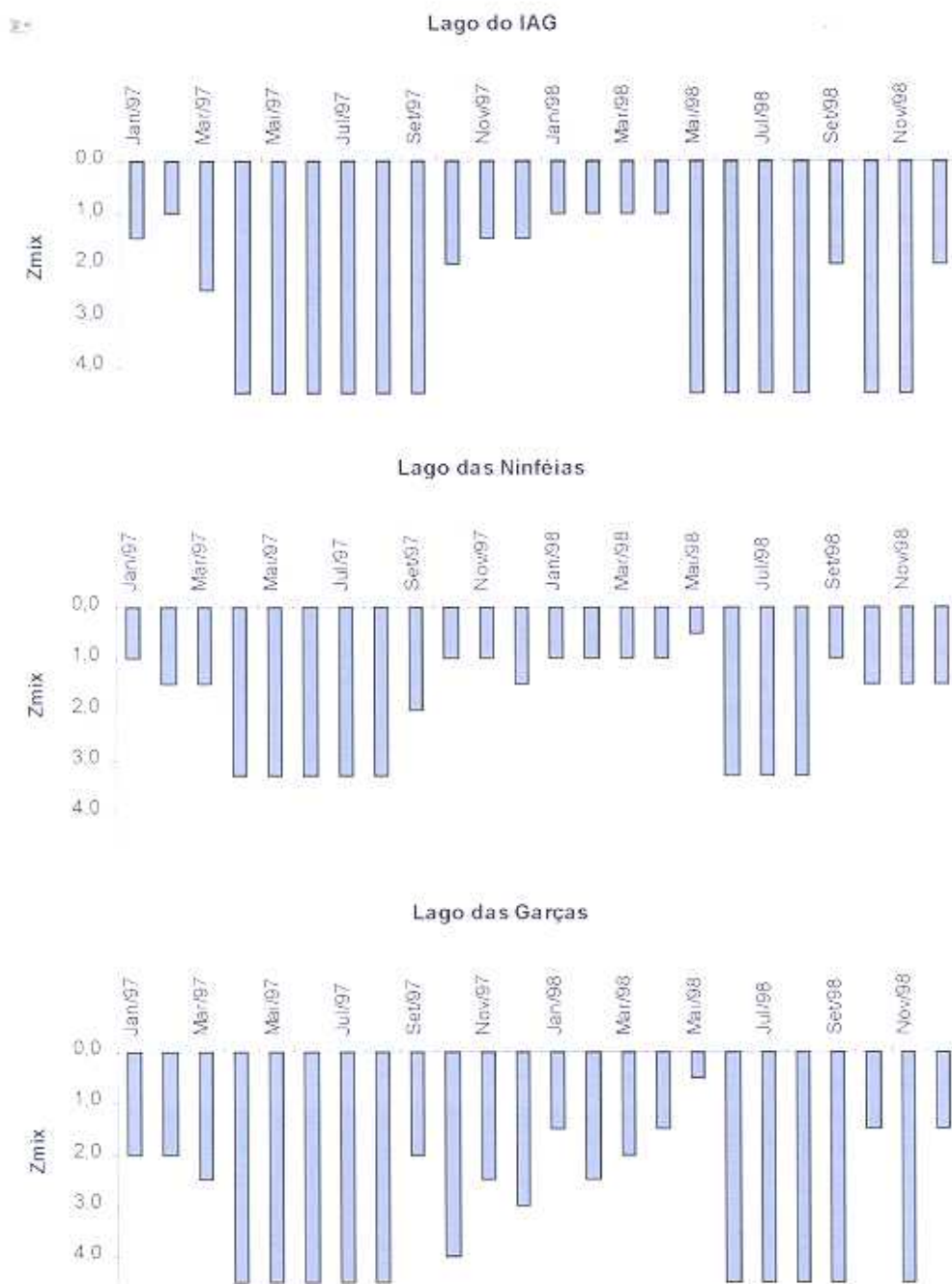


Fig. 13 - Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas de temperatura da água (°C) em três reservatórios situados no PEFI no período de janeiro de 1997 a dezembro de 1998.





**Fig. 14** - Variação mensal da profundidade da zona de mistura (m) em três reservatórios situados no PEFI no período de janeiro de 1997 a dezembro de 1998.





mais acentuada, principalmente, nesta fase de mudança. Além disto, fatores autogênicos também podem influenciar o padrão de mistura e estratificação de um sistema, como foi verificado no Lago das Garças particularmente a partir de abril/1998, quando houve grande proliferação de *Eichhornia crassipes* (aguapé), que culminou com a cobertura de 40-50% da superfície do reservatório. Como as macrófitas funcionam como anteparo para a penetração subaquática da energia solar, os gradientes térmicos observados na primavera (setembro-novembro/98) não foram suficientemente elevados para gerar estratificação térmica como a verificada no ano anterior nesse mesmo período (fig. 13-14).

Na maioria dos casos, a estratificação térmica condiciona a estratificação química, mormente em lagos de regiões temperadas. Todavia, em sistemas tropicais/subtropicais, é comum observar-se estratificação química, especialmente do oxigênio, independente da estratificação térmica. Conforme Esteves (1998), dois fatores principais atuam na magnitude dos déficits de oxigênio dissolvido na coluna da água de lagos tropicais, quais sejam: (1) a extensão do período de estratificação e (2) a concentração de matéria orgânica (dissolvida e particulada) da água.

Nos três reservatórios estudados, notou-se que o padrão de estrutura térmica teve influência sobre a distribuição espacial (profundidade) e temporal (sazonal e interanual) do oxigênio dissolvido, com gradiente acentuado nos períodos de estratificação térmica (fig. 15). Deve-se considerar também a influência da condição trófica dos reservatórios, de forma que no Lago do IAG (sistema oligotrófico, mais pobre em nutrientes) os teores de oxigênio foram mais elevados e os gradientes verticais de sua distribuição menos acentuados.

Pode-se afirmar que a extensão do período de estratificação afetou, de forma decisiva, a distribuição do oxigênio dissolvido, já que nestes períodos houve gradientes químicos extremamente pronunciados que levaram à drástica redução ou, até mesmo, à anoxia nas camadas mais profundas dos três reservatórios. E que este déficit de oxigênio ocorreu mesmo no ambiente pobre em nutrientes (Lago do IAG), a exemplo do que é comumente verificado em sistemas tropicais como resultado das altas taxas de consumo de oxigênio durante os processos de decomposição da matéria orgânica.

Vale considerar que o oxigênio dissolvido é uma das variáveis fundamentais nos lagos, já que é essencial ao metabolismo de todos os organismos aquáticos aeróbios. Assim, a solubilidade e especialmente a dinâmica da distribuição deste gás nos lagos formam a base de compreensão da distribuição, do comportamento e do desenvolvimento dos organismos aquáticos. Além disto, a distribuição do oxigênio exerce efeito muito forte sobre a solubilidade de muitos nutrientes inorgânicos, especialmente durante as mudanças temporais de condições aeróbias para anaeróbias em diferentes compartimentos dos lagos. As alterações na distribuição dos nutrientes propiciam, por sua vez, o desenvolvimento rápido de muitos organismos, cujas respostas podem ser transitórias ou não dependendo da extensão dessas alterações (Wetzel, 1993).

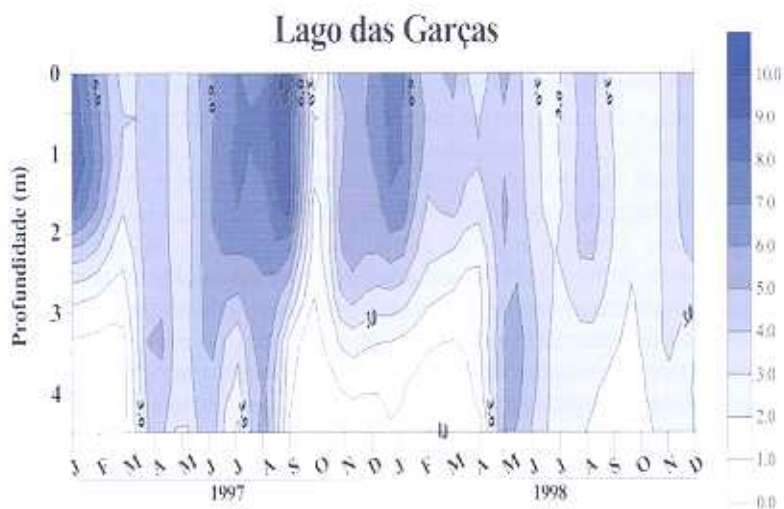
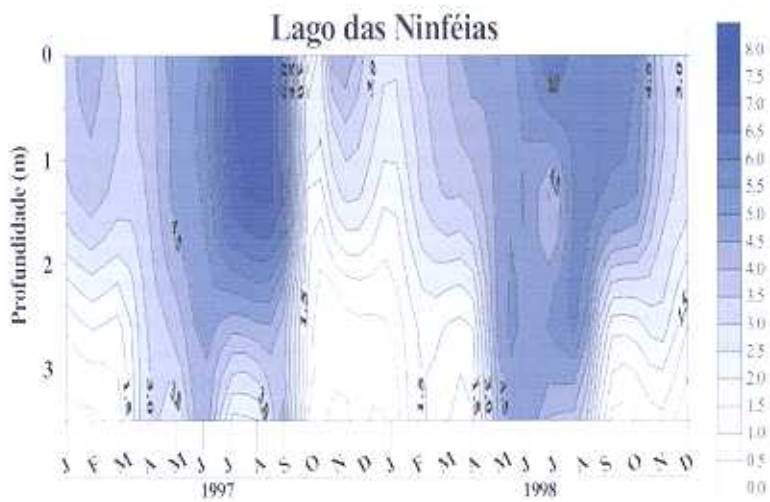
Para o Lago das Garças, Nogueira (1997) demonstrou o papel da estabilidade térmica estabelecida na primavera/1994 como um fator determinante e controlador das demais variáveis ambientais que influenciaram o estabelecimento da floração de cianobactérias no sistema. Para o mesmo reservatório, Bicudo *et al.* (1999) concluíram que a variação espacial e temporal das características limnológicas abióticas foi, basicamente, determinada pela alternância do ciclo mistura/estabilidade térmica e da ocorrência de florações de cianobactérias.

Assim, o estudo do padrão de estrutura térmica dos sistemas aquáticos é fundamental, uma vez que a distribuição dos nutrientes, dos gases e dos organismos planctônicos na coluna da água está intimamente relacionada com a estabilidade do sistema. Conforme Talling (1966), um dos principais efeitos da alternância de períodos de estratificação e mistura em sistemas aquáticos é o transporte de nutrientes acumulados no fundo durante o período de estratificação e sua distribuição na zona eufótica, com conseqüente aumento da biomassa de algas fitoplanctônicas.



Fig. 15 - Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas de oxigênio dissolvido ( $\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$ ) em três reservatórios situados no PEFI no período de janeiro de 1997 a dezembro de 1998.

Σ-





No presente estudo, os três reservatórios apresentaram comportamento térmico influenciado por eventos sazonais climáticos. A extensão da profundidade da zona de mistura foi usualmente menor nos períodos de verão e em parte da primavera e do outono. Mistura completa sempre ocorreu no inverno, mas também em parte do outono e no início da primavera, dependendo do sistema. Conforme Henry (1999), na maioria dos lagos artificiais o desenvolvimento de estratificação térmica é muito evidente em reservatórios que apresentam tempo de residência da água superior a 40 dias, como é o caso do Lago das Garças (Bicudo *et al.*, capítulo 9 deste livro). Entretanto, as estratificações também foram muito pronunciadas nos outros dois reservatórios (tempo médio de residência <10 dias) sendo, provavelmente, mais prolongadas no caso do sistema mais raso.

A grande maioria dos lagos/reservatórios rasos brasileiros apresenta mais de duas misturas ao ano, sendo classificados como polimíticos quentes (Esteves, 1998). A separação entre os tipos polimítico quente *contínuo* e polimítico quente *descontínuo* tem como base a extensão do período de estratificação, que traz conseqüências funcionais para o sistema (Lewis, 1983). A estratificação que persiste por dias ou semanas (polimítico descontínuo) dura um intervalo suficientemente mais longo do que o tempo de geração de muitos organismos planctônicos, ou seja, é longa o suficiente para conferir vantagens competitivas para algumas espécies. Tal situação não ocorre quando a estratificação/mistura é diária (polimítico contínuo).

Uma análise mais detalhada do perfil térmico dos três reservatórios, realizada em intervalos curtos de tempo, seria recomendada para a classificação segura dos sistemas, particularmente para separação entre os tipos polimítico quente contínuo e descontínuo. Lopes (1999) observou, durante sete dias consecutivos no Lago do IAG, estratificação e mistura diárias durante o inverno e estratificação contínua durante o verão. Para o Lago das Garças, Ramírez (1996) verificou que os períodos de estratificação podem durar dias ou semanas, com base em medidas nictemerais (diferentes intervalos em 24 horas) realizadas em quatro épocas do ano, sendo que maior estabilidade foi detectada na primavera.

Os presentes resultados juntamente com os de Lopes (1999) e Ramírez (1996) permitem considerar os três reservatórios como do tipo "polimítico quente descontínuo", conforme o modelo de Lewis (1983), ou seja, com períodos de dias ou semanas de estratificação, mas com mais de um período de mistura no ano.

Finalmente, vale salientar que assim como os lagos/reservatórios tropicais/subtropicais estratificam mais prontamente do que os de região temperada, os mesmos também se misturam mais rapidamente, em resposta a mudanças na força do vento ou na reversão do fluxo de calor. Esta característica tem importante significado para a eficiência desses sistemas na reciclagem de nutrientes e no estabelecimento do reinício do processo sucessional das comunidades planctônicas (Lewis, 1996). Consequentemente, a identificação dos fatores que interferem com a estabilidade da coluna da água e de sua variabilidade são fundamentais para compreensão da dinâmica das variáveis limnológicas particularmente em regiões tropicais/subtropicais.

#### 4.3: Caracterização química dos reservatórios

O entendimento do metabolismo dos ecossistemas aquáticos, ou seja, de sua estrutura e de seu funcionamento, envolve três etapas principais, quais sejam: produção, consumo e decomposição (Esteves, 1998).

Todos esses processos metabólicos ocorrem simultaneamente na água de forma equilibrada quando o meio é ecologicamente estável. Quando o equilíbrio se rompe, por exemplo, por contaminação com matéria orgânica, os processos de decomposição e fotossíntese aceleram, causando um desequilíbrio no ecossistema que afeta, enfim, sua estabilidade e as comunidades (biota) que aí vivem. Considerando que a biota está intimamente ligada à



dinâmica de muitos elementos químicos e, em particular, à distribuição dos nutrientes e à sua regulação biogeoquímica, torna-se clara a importância da caracterização química do meio como etapa inicial dos estudos limnológicos.

22\* O nitrogênio e o fósforo constituem os elementos mais importantes para a produtividade dos ecossistemas aquáticos, já que são usualmente tidos como os fatores limitantes de sua produtividade primária.

Tal como o terrestre, o ecossistema aquático também é resultado da interação água-atmosfera-terra-organismos vivos. Assim, as principais fontes naturais de nitrogênio são a precipitação que cai diretamente sobre a superfície do lago, a fixação molecular biológica de nitrogênio na água e nos sedimentos e as entradas de material orgânico e inorgânico provenientes da drenagem superficial e subterrânea. O nitrogênio ocorre na água sob várias formas, tais como: nitrogênio molecular em solução ( $N_2$ ), amônia [principalmente íon amônio ( $NH_4^+$ ) e hidróxido de amônio ( $NH_4OH$ )], nitrito ( $NO_2^-$ ), nitrato ( $NO_3^-$ ) e compostos de nitrogênio orgânico e seus produtos de decomposição. O fósforo provém, por sua vez, da dissolução de rochas fosfatadas e da mineralização da matéria orgânica, que retorna ao meio o fósforo inorgânico através de processos de decomposição microbiana. Trata-se do menos abundante de todos os elementos nutricionais e estruturalmente importantes para a biota (C, H, N, O, S) sendo, portanto, o que mais limita a produtividade biológica. Contrastando com as inúmeras formas de nitrogênio que têm importância nos lagos, a forma mais significativa de fósforo inorgânico é o ortofosfato ( $PO_4^{3-}$ ). Grande proporção (>90%) do fósforo no ambiente existe sob a forma de fosfatos orgânicos e constituintes celulares dos organismos, adsorvido a partículas inorgânicas e aos detritos (Wetzel, 1993).

Os reservatórios do PEFI vêm sendo monitorados, mensalmente, desde 1997. Com base nos dois primeiros anos de informação, os teores de alguns fatores limnológicos abióticos e da clorofila *a* medidos na região pelágica (mais profunda) dos três sistemas estudados estão apresentados na tab. 7. Representam os valores médios mensais para a coluna da água e a amplitude de variação desses valores médios.

Para avaliar as principais tendências de variação dos fatores limnológicos considerando a distribuição dos mesmos ao longo da coluna da água (perfil vertical), ao longo do tempo (24 meses) e nos três reservatórios, foi realizada uma análise multivariada exploratória (análise de componentes principais - ACP).

A análise resumiu 56% da variabilidade conjunta dos dados em seus dois primeiros eixos de ordenação (fig. 16). A tabela de correlação das variáveis com os eixos da ACP (tab. 8) permite observar, nitidamente, que quatro variáveis contribuíram mais ( $r > 0,7$ ) para a ordenação no eixo 1. Estas são, pela ordem, condutividade (Cond), fósforo total (PT), transparência (Secchi; profundidade de desaparecimento do disco de Secchi) e biomassa fitoplanctônica (Cl- $\alpha$ : clorofila  $\alpha$ ). Em seguida, também pesaram as variáveis pH, fósforo total dissolvido (PDT), dióxido de carbono livre ( $CO_2L$ ) e oxigênio dissolvido ( $O_2$ ), com valores de correlação acima de 0,5. No eixo 2, temperatura da água ( $r > 0,7$ ) e dióxido de carbono livre ( $r > 0,5$ ) foram as variáveis que mais pesaram na ordenação.

Em outras palavras, os maiores valores de condutividade, fósforo total e clorofila  $\alpha$ , bem como o menor de transparência estiveram associados ao Lago das Garças, cujas unidades amostrais posicionaram-se à direita do eixo 1 (fig. 16). O oposto pode ser afirmado em relação ao Lago do IAG, cuja ordenação se deu do lado esquerdo deste eixo. Percebe-se, também, que neste gradiente se situou o Lago das Ninféias.

No eixo 2, as unidades amostrais ordenaram-se em função da época do ano, independentemente das profundidades nos sistemas e do reservatório considerado, como aparece facilmente indicado pelo peso da temperatura na ordenação deste eixo ( $r = 0,8$ , tab. 8). Do lado superior do eixo, posicionaram-se as unidades de diferentes profundidades relativas aos meses mais quentes do ano, particularmente os de janeiro a março, mas também de novembro e dezembro. Do lado negativo do eixo (inferior), situaram-se as unidades amostrais dos meses mais frios, especialmente os de maio a agosto, independentemente da profundidade.



**Tabela 7** - Variáveis limnológicas de três reservatórios no PEFI. Valores máximos, mínimos e, entre parênteses, média e erro padrão, incluindo valores médios mensais da coluna da água ao longo do período de 1997-1998 (n = 24).

Variável limnológica	Lago do IAG	Lago das Ninféias	Lago das Garças
Temperatura da água (°C)	15,0-23,5 (19,2 ± 3,9)	14,9-23,3 (18,9 ± 3,8)	15,9-25,8 (20,4 ± 4,2)
Transparência (m) (disco de Secchi)	0,87-2,40 (1,64 ± 0,33)	0,48-1,90 (1,14 ± 0,23)	0,10-1,08 (0,76 ± 0,16)
pH	5,3-6,6 (5,9 ± 1,2)	5,5-6,5 (6,2 ± 1,2)	5,8-7,8 (6,8 ± 1,4)
Condutividade (µS.cm <sup>-1</sup> )	30,5-53,7 (37,2 ± 7,6)	46,6-95,8 (61,9 ± 12,6)	138,3-172,1 (149,4 ± 30,5)
Oxigênio dissolvido (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	0,5-8,2 (6,2 ± 1,3)	0,4-5,6 (3,2 ± 0,7)	1,8-6,1 (3,7 ± 0,8)
Dióxido de carbono livre (mgCO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	50,9-278,5 (171,0 ± 34,9)	8,8-130,9 (26,0 ± 5,3)	4,4-126,4 (22,9 ± 4,7)
Ortofósforo (µg P-PO <sub>4</sub> .L <sup>-1</sup> )	< 10	< 10	< 10
Fósforo total dissolvido (µgPTD.L <sup>-1</sup> )	<10	< 10-13,1 ( $< 10$ )	< 10-29,4 (16,8 ± 3,4)
Fósforo total (µgPT.L <sup>-1</sup> )	< 10-42,7 (17,3 ± 3,5)	< 10-50,4 (20,9 ± 4,3)	70,7-178,8 (110,7 ± 22,6)
Nitrato (µgN-NO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	10,9-520,4 (144,3 ± 29,4)	8,0-912,4 (176,8 ± 36,8)	7,0-520,9 (140,9 ± 28,8)
Amônio (µgN-NH <sub>4</sub> .L <sup>-1</sup> )	12,2-424,2 (103,0 ± 21,0)	7,9-609,2 (177,8 ± 36,3)	20,6-2590,7 (876,8 ± 179,0)
Nitrogênio total (µgNT.L <sup>-1</sup> )	35,2-958,9 (269,6 ± 55,4)	33,7-4034,0 (406,3 ± 82,9)	95,6-3229,4 (846,3 ± 172,7)
Silica solúvel reativa (mg.L <sup>-1</sup> )	1,0-5,4 (2,5 ± 0,5)	2,0-3,4 (2,6 ± 0,5)	1,0-2,8 (1,9 ± 0,4)
NT / PT (razão molar)	4-201 (49 ± 10)	4-992 (75 ± 15)	3-104 (20 ± 4)
Clorofila <i>a</i> (µgClo- <i>a</i> .L <sup>-1</sup> )	1,5-32,2 (6,3 ± 1,3)	2,1-29,5 (10,9 ± 2,2)	23,8-122,8 (55,4 ± 11,3)

No eixo 2, em especial os teores mais elevados de dióxido de carbono livre estiveram mais associados à época de primavera (setembro-novembro) dos dois anos no Lago do IAG. No eixo 3 (tab. 8, fig. 17), duas variáveis principais participaram da ordenação, com tendências opostas de variação. As mesmas estiveram associadas com a profundidade dos sistemas, de forma que os maiores teores de oxigênio dissolvido ( $r = -0,77$ ) se associaram às camadas mais superficiais dos reservatórios, particularmente no Lago do IAG, e as maiores concentrações de sílica solúvel reativa ( $S_r$ ,  $r = 0,57$ ) às camadas mais profundas, em especial, dos lagos do IAG e das Ninféias.

Pode-se concluir que o eixo 1 da ACP representa o gradiente trófico (concentração de nutrientes) dos reservatórios, o qual aumenta da esquerda para a direita do eixo, isto é, do Lago do IAG (esquerda do gráfico) para o Lago das Garças (direita do gráfico). O eixo 2 representa, por sua vez, o período climático, demarcado pela temperatura (chuvoso/seco). Finalmente, o eixo 3 representa o gradiente químico observado com a profundidade dos sistemas. Em síntese, a maior fonte de variabilidade dos fatores limnológicos decorreu da condição trófica dos reservatórios; em seguida, pelo período climático chuvoso/seco; e, finalmente, pela profundidade dos sistemas.



Fig. 16

'Biplot' da ACP, com ordenação nos eixos 1 e 2, das unidades amostrais dos lagos do IAG, das Ninféias e das Garças relativas às escalas espacial (profundidade) e temporal (mensal) durante dois anos (1997-1998). Abreviações dos vetores conforme tab. 7.

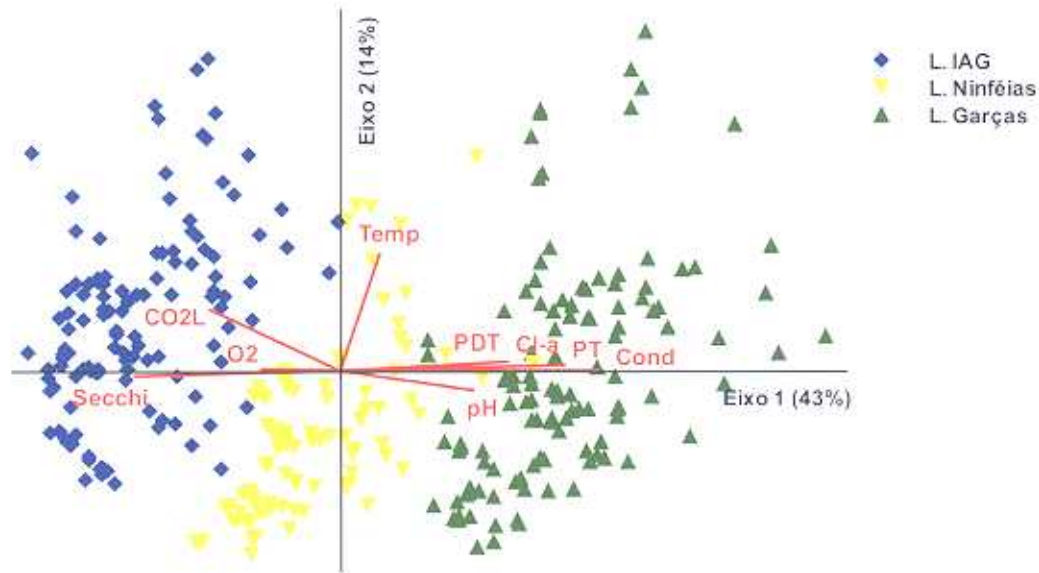


Fig. 17

'Biplot' da ACP, com ordenação nos eixos 1 e 3, das unidades amostrais dos lagos do IAG, das Ninféias e das Garças relativas às escalas espacial (profundidade) e temporal (mensal) durante dois anos (1997-1998). Abreviações dos vetores conforme tab. 8.

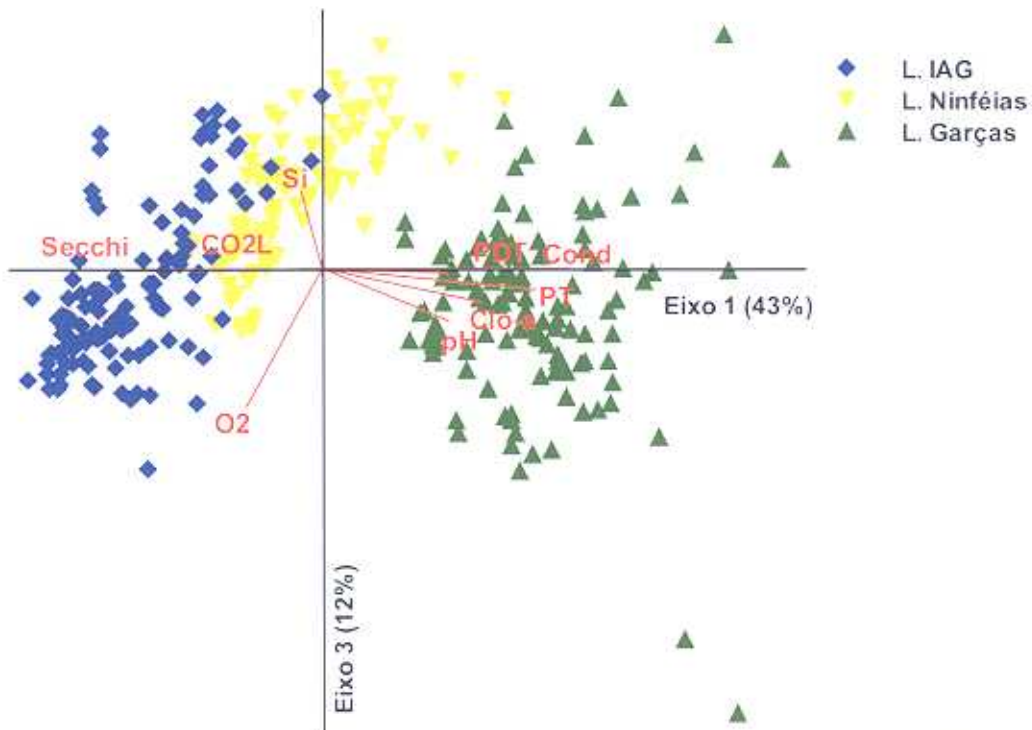




Tabela 8 - Correlação das variáveis com os componentes principais 1, 2 e 3 das fig. 16-17.

Variável	Componentes Principais		
	1	2	3
Cl- <i>a</i> (clorofila <i>a</i> fitoplâncton)	0,738	0,214	-0,374
CO <sub>2</sub> L (dióxido de carbono livre)	-0,652	0,582	-0,096
Cond (condutividade)	0,915	-0,056	-0,051
NH <sub>4</sub> (amônio)	0,416	0,154	0,289
NO <sub>3</sub> (nitrato)	-0,114	-0,148	-0,148
NT (nitrogênio total)	0,376	-0,186	0,137
O <sub>2</sub> (oxigênio dissolvido)	-0,511	0,081	-0,771
pH	0,658	-0,336	-0,472
PDT (fósforo total dissolvido)	0,656	0,167	-0,139
PT (fósforo total)	0,855	0,173	-0,293
Secchi (transparência)	-0,817	-0,166	-0,107
Si (silica solúvel reativa)	-0,271	0,181	0,575
Temp (temperatura da água)	0,357	0,799	0,096
Varição explicada	42,9%	13,54%	11,56%

As tendências apontadas acima também podem ser verificadas na tab. 7 e nas fig. 18-19, nas quais os valores médios das variáveis limnológicas para a coluna d'água foram separados pela época do ano (períodos chuvoso e seco). Os valores de biomassa das algas planctônicas (clorofila *a*) e de condutividade (fig. 18) e das formas de fósforo, fósforo total dissolvido e fósforo total (fig. 19) foram visivelmente superiores no Lago das Graças. De forma contrária, os valores de oxigênio dissolvido, dióxido de carbono livre e da transparência da água (fig. 18) sofreram redução do Lago do IAG para o Lago das Garças.

A dinâmica do metabolismo do oxigênio dissolvido é controlada pelas taxas de fornecimento de O<sub>2</sub> pela atmosfera e pela fotossíntese, as quais são contrabalançadas pelo metabolismo do consumo através das oxidações química e biológica. A quantidade de dióxido de carbono livre na água também depende da fotossíntese e da respiração (Wetzel, 1993). Ainda mais, estas atividades biológicas podem interferir na regulação do pH através de sua habilidade de diminuir ou aumentar o CO<sub>2</sub>. Desta forma, os gradientes encontrados nos três reservatórios dão indicações sobre o metabolismo desses sistemas. O Lago do IAG apresentou-se bem oxigenado e com valores elevados de dióxido de carbono livre, ou seja, características de ambiente oligotrófico. Em oposição, o Lago das Garças apresentou valores baixos de CO<sub>2</sub> e de pH levemente mais altos, indicando elevada atividade fotossintética, fato este corroborado pelas concentrações extremamente elevadas de biomassa fitoplanctônica (clorofila *a*) e baixa transparência da água decorrente da proliferação das algas. Roldán (1992) mencionou que a quantidade de CO<sub>2</sub> pode revelar a condição trófica do sistema e que, em ambientes eutróficos, o mesmo pode se esgotar durante os picos de atividade fotossintética. A interferência do metabolismo das algas na dinâmica destes gases no Lago das Garças fica mais evidente quando se consideram os valores para as camadas superficiais da água durante o pico de desenvolvimento das algas. Em setembro/1997, da superfície do lago até 1 m de profundidade, as concentrações de CO<sub>2</sub>L decresceram para 0,10 mg.L<sup>-1</sup>, o oxigênio subiu para 9,7-10,6 mg.L<sup>-1</sup> e o pH para 8,8. Neste período a biomassa algal atingiu valores extremamente elevados (150-218 µgClor-*a*.L<sup>-1</sup>) e a profundidade de desaparecimento do disco de Secchi diminuiu drasticamente para 10 cm. Já, os baixos valores de CO<sub>2</sub> no Lago das Ninfeias estiveram, provavelmente, mais associados com a dinâmica das macrófitas aquáticas, dada à biomassa algal relativamente baixa.



Fig. 18

Média (n = 24) e erro padrão dos valores médios mensais para a coluna d'água de variáveis limnológicas medidas em três reservatórios do PEFI no período de 1997-1998.

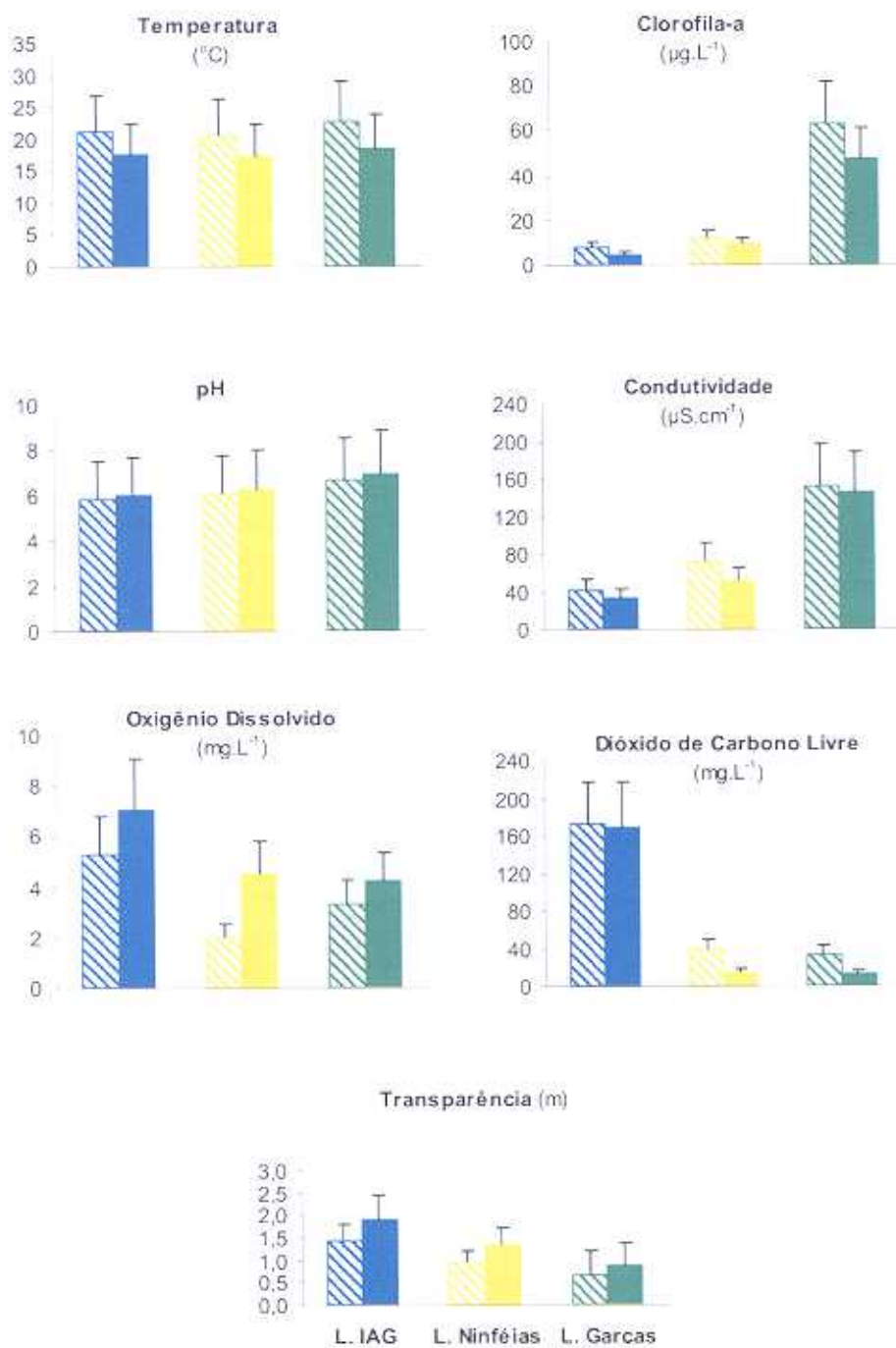
Legenda: azul = Lago do IAG;

amarelo = Lago das Ninféias;

verde = Lago das Garças;

barra achuriada = período chuvoso (outubro a março); e

barra sólida = período seco (abril a setembro).





**Fig. 19**Média ( $n = 24$ ) e erro

padrão dos valores médios mensais para a coluna d'água de variáveis limnológicas medidas em três reservatórios do PEFI no período de 1997-1998.

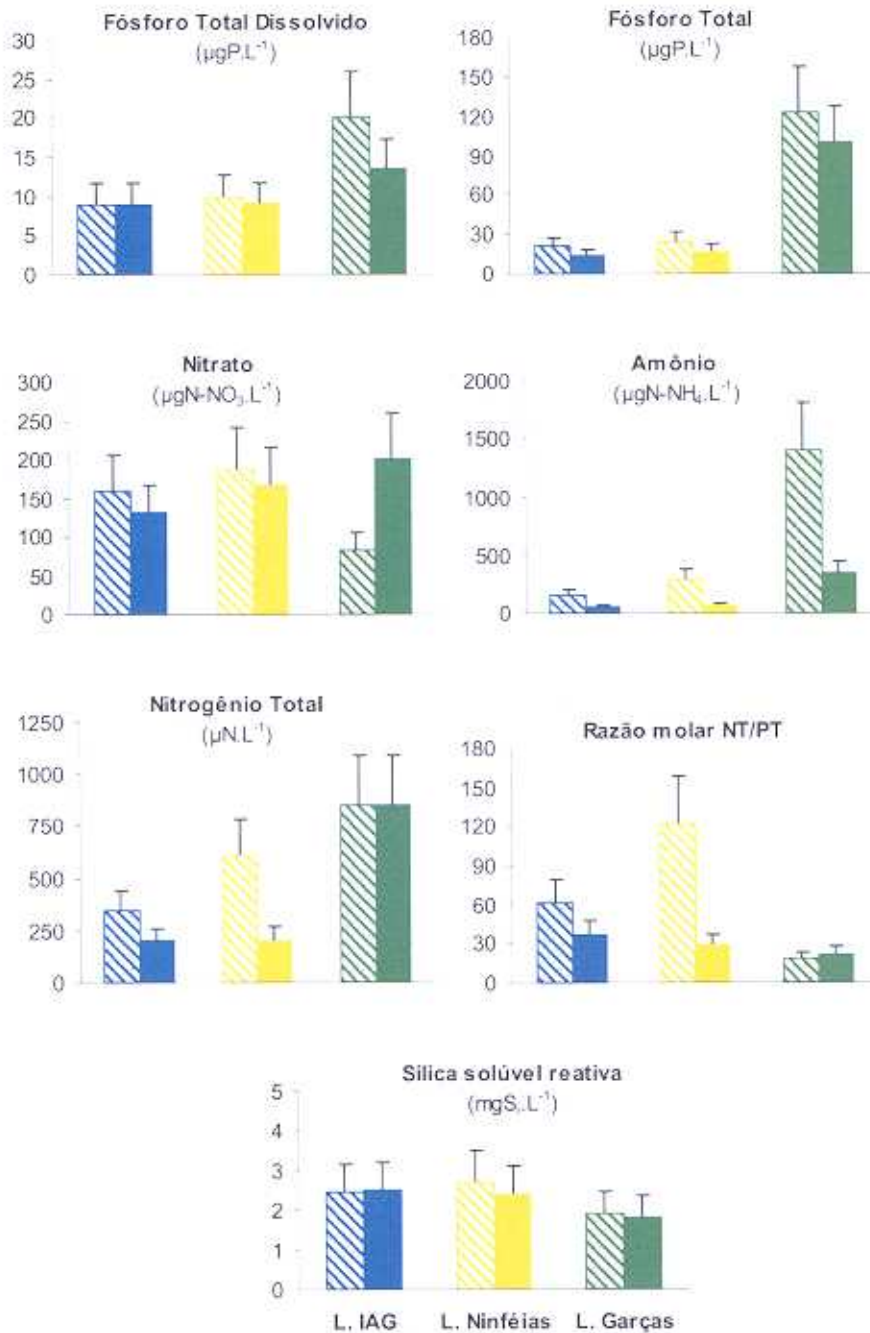
Legenda: azul = Lago do IAG;

amarelo = Lago das Ninféias;

verde = Lago das Garças;

barra achuriada = período chuvoso (outubro a março); e

barra sólida = período seco (abril a setembro).





Vale notar que o ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), principal forma de fósforo assimilada pelos vegetais aquáticos, esteve sempre presente em baixas concentrações (abaixo do nível de detecção do método), independente da condição trófica dos reservatórios. Baixos valores deste íon são comumente reportados em ambientes tropicais, nos quais as temperaturas mais elevadas propiciam altas taxas de assimilação pelos organismos (Esteves, 1998). É importante ainda considerar que a troca de fósforo entre os sedimentos e a água suprajacente é um dos componentes mais importantes do ciclo do fósforo nas águas naturais. Na maioria dos lagos existe um movimento líquido de fósforo para dentro dos sedimentos, de forma que o conteúdo deste elemento pode ser várias ordens de grandeza superior nos sedimentos do que na água. O principal fator regulador dessa barreira na interface sedimento-água é o conteúdo de oxigênio que, quando diminui, a barreira oxidada enfraquece e há liberação de fósforo para a coluna da água. Santos observou em 1996 (Calijuri, 1999) no reservatório de Barra Bonita que, a partir de  $3,35 \text{ O}_2 \text{ mg.l}^{-1}$ , as formas fosfatadas do sedimento começaram a ser liberadas, aumentando em ca. 60% as concentrações desse nutriente na água. Nos três reservatórios do PEFL, valores extremamente baixos de oxigênio foram encontrados no fundo (fig. 15) e, de forma mais acentuada, nos lagos das Ninféias e das Garças. A fig. 19 permite inferir que houve, nos meses mais quentes (chuvoso), contribuição do fósforo do sedimento para a coluna da água. É imperioso que este processo de autofertilização seja considerado em medidas de recuperação de sistemas aquáticos.

A quantidade de nitrogênio que chega aos lagos e suas bacias de drenagem vindo das fontes atmosféricas tem sido, em geral, considerada de menor importância em comparação com a quantidade proveniente das entradas pela drenagem superficial. Todavia, levando em conta as entradas exponencialmente crescentes deste elemento das fontes atmosféricas, esta entrada pode até ser significativa tanto para o ciclo do nitrogênio como para a produtividade dos sistemas aquáticos, conforme já verificado, por exemplo, para o Lago Tahoe, na região de Califórnia-Nevada, nos EUA (Wetzel, 1993).

No item 3.2. acima, sobre o caminho do VEA (volume elementar da água), foi dito que a precipitação na sub-bacia do IAG está acidificada (pH médio = 4,3) pela presença, entre outros íons, de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) de origem antrópica. Pelos valores apresentados (tab. 2), tanto o nitrato quanto o amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) apresentaram teores mais elevados no período chuvoso (verão). Na transprecipitação (tab. 4), ocorreu leve aumento de pH (5,2) e os teores dos íons amônio e nitrato aumentaram (ca. 1,6x) pela interação da água da chuva com os vegetais. Por sua vez, as águas do riacho (tab. 5) também foram consideradas ácidas (5,2), indicando que o sistema solo pode não mais estar retendo os ânions acidificantes, como o nitrato. Com relação à água da transprecipitação, as concentrações desses íons decresceram no riacho (ca. 66x e 4x, respectivamente para o amônio e nitrato). Já no Lago do IAG as águas apresentaram, em média, leve aumento de pH (pH = 5,9), o teor de amônio aumentou (ca. 5x) e o de nitrato decresceu (ca. 2x) no período chuvoso e não se alterou no período seco. Vale lembrar que a distribuição do nitrato também está relacionada à oxigenação da água, que é influenciada pelos processos de nitrificação (oxidação biológica de compostos nitrogenados inorgânicos reduzidos resultando em nitrato) e de desnitrificação e amonificação do nitrato. Somando apenas essas duas formas de nitrogênio (nitrato e amônio) não parece, ao que tudo indica, ter havido aumento de concentração do nitrogênio inorgânico no Lago do IAG (maior em ca. de 1,5x em relação ao riacho), embora a proporção entre estas duas formas tenha se alterado. Todavia, tais inferências devem ser vistas com muita cautela, pois apenas mediante uma abordagem interdisciplinar e que considere o balanço de massa dos elementos será possível quantificar as transformações das espécies químicas pelas interfaces ar-solo-água. De qualquer forma, pode-se afirmar que, em todas as fases consideradas, os teores de nitrato e amônio foram mais elevados durante a época chuvosa (excetuado o nitrato na transprecipitação).

Ainda com relação ao nitrogênio (média para a coluna d'água), as mesmas tendências foram observadas para os lagos do IAG e das Ninféias, ou seja, houve aumento das formas de



nitrato e amônio no período chuvoso, dando-se o inverso no Lago das Graças, onde ocorreu marcada redução do nitrato e aumento do amônio neste período (fig. 19).

Considerando a proporção entre esses íons ( $\text{NH}_4/\text{NO}_3$ ) para a coluna d'água, no período chuvoso houve igual teor de amônio e nitrato no Lago do IAG e concentrações 2 e 17 vezes superiores de amônio nos lagos das Ninféias e das Garças, respectivamente. Já no período seco, o teor do nitrato foi 3 vezes superior nos lagos do IAG e das Ninféias, enquanto que no das Garças o amônio manteve-se 2 vezes mais elevado.

O processo de nitrificação foi, muito provavelmente, favorecido no Lago do IAG em ambos períodos climáticos, tendo em vista que a formação de nitrato requer local com boa disponibilidade de oxigênio, conforme foi também sugerido por Mercante (2000). Segundo Shäfer (1985) e também considerado por Lopes (1999) para o Lago do IAG, em reservatórios oligotróficos o ciclo de nitrogênio pode ser caracterizado pelo fato do nitrato ser a forma mais freqüente de nitrogênio, em decorrência da grande quantidade de oxigênio, embora o amônio também esteja presente devido ao intercâmbio direto entre amonificação e assimilação de amônio, mesmo em altas concentrações de oxigênio.

Considerando o maior aporte de matéria orgânica nos sistemas através da drenagem superficial no período chuvoso, as temperaturas mais elevadas e, conseqüentemente, as maiores taxas de decomposição, é razoável haver aumento dos teores de amônio na água, como foi observado nos três reservatórios. A predominância deste íon em ambos os períodos climáticos no Lago das Garças e, em especial, na proporção de 17 vezes em relação ao nitrato no período chuvoso e de 2 vezes na época seca, indicam a predominância dos processos de desnitrificação e amonificação neste sistema. Vale a pena mencionar o importante papel da floração de algas no Lago das Garças na dinâmica do nitrogênio. Na época de crescimento intenso (setembro/1997), os teores de amônio decresceram abruptamente nas camadas superficiais para 4,2-4,5  $\mu\text{gN.l}^{-1}$  e o de nitrato para níveis não detectados, evidenciando intensa absorção pelas algas. Embora não quantificado, também seria de esperar a influência das cianobactérias na importação de nitrogênio atmosférico, bem como na regeneração de N após colapso da floração.

Com relação ao estado trófico dos reservatórios, sua determinação também tem importância prática, uma vez que é necessário conhecer o estado de eutrofização antes de se implementar qualquer medida de recuperação. A palavra eutrofização refere-se, em geral, à riqueza de nutrientes. Nos sistemas aquáticos, o termo eutrofização tem sido definido, redefinido e usado em diferentes contextos por muitos autores para explicar o enriquecimento das águas. Segundo Harper (1992), eutrofização é o termo usado para descrever os efeitos biológicos resultantes do aumento da concentração de nutrientes no sistema aquático, tal qual o aumento de sua produtividade. Geralmente, resulta do aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo e, mais raro, de outros nutrientes como sílica, potássio, cálcio, ferro ou manganês. Como decorrência deste processo, o ecossistema aquático passa da condição de oligotrófico ou mesotrófico para eutrófico/hipereutrófico.

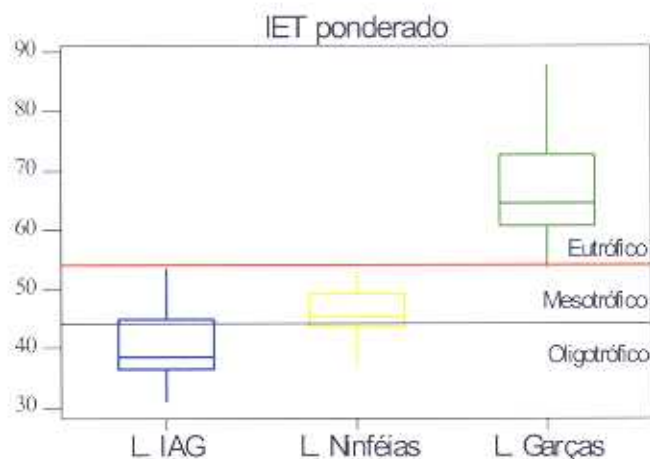
Toledo *et al.* (1983) modificaram o índice de Carlson adaptando-o para sistemas lacustres de regiões tropicais. Propuseram a utilização da média ponderada das concentrações de ortofosfato (peso 2), fósforo total (peso 2), clorofila *a* (peso 2) e profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (peso 1) para delimitação de três níveis tróficos (oligotrófico < 44; mesotrófico = 44-54; eutrófico > 54).

Este índice foi aplicado aos presentes reservatórios, porém, sem considerar o ortofosfato (valores abaixo do nível de detecção do método), com base nas informações mensais geradas durante dois anos consecutivos para o Lago do IAG e durante quatro anos para os demais lagos (fig. 20). Pela dispersão dos dados, verificou-se que nem todos os valores situaram os reservatórios (exceto Lago das Garças) em uma dada classificação trófica. No Lago do IAG, 25% dos valores interpenetraram a faixa de mesotrofia, os quais corresponderam ao período de primavera/1997-verão/1998 (setembro/1997-março/1998, exceto novembro). Esta tendência não se repetiu na primavera-verão seguinte. No Lago das Ninféias, 16% dos



Fig. 20

Gráficos de caixas esquemáticas (mediana, quartis) com os valores do índice de estado trófico ponderado para o Lago do IAG (1997-1998, n = 24), Lago das Ninféias e Lago das Garças (1997-2000, n = 48).



valores situaram-se na condição de oligotrofia, os quais ocorreram, em geral, no período seco (abril-julho) de 1998. Em 1999-2000, todos valores situaram-se na faixa de mesotrofia.

O valor médio ( $\pm$  erro padrão) do índice de estado trófico ponderado foi de 40 ( $\pm$  1,2) para o Lago do IAG, 46 ( $\pm$  0,5) para o Lago das Ninféias e de 67 ( $\pm$  1,2) para o Lago das Garças, permitindo classificar os reservatórios como oligotrófico, mesotrófico e eutrófico, respectivamente.

Finalmente, dada à proximidade entre os reservatórios, pode-se supor que estejam sob efeito muito similar da atmosfera urbana no PEFI. Desta forma, tais sistemas funcionam como sensores da ocupação e dos impactos antrópicos do entorno, fatos estes que são particularmente válidos para os lagos do IAG e das Garças, que se situam na mesma Sub-bacia das Garças e na mesma unidade geológica. Assim, os diferentes níveis de estado trófico dos reservatórios refletem a situação do entorno, conforme foi abordado por Carmo *et al.* (capítulo 16 deste livro) e Reis (capítulo 15 deste livro). Concluindo, como já foi salientado por Calijuri & Tundisi (1990), o conhecimento dos processos que ocorrem em um reservatório, considerando-se a bacia hidrográfica, não se limita apenas ao estudo limnológico e ecológico desse ecossistema, mas nos fornece também um diagnóstico real dos ecossistemas terrestres.

### Agradecimentos

Os autores agradecem à FAPESP pelos auxílios a projetos e ao CNPq pelas bolsas de produtividade em pesquisa outorgados a D.C. Bicudo (processos FAPESP 99/10695-7 e CNPq 520745/96-5), M.C. Forti (processos FAPESP 99/05204-4 e CNPq 300692/93-5), C.E.M. Bicudo (processo CNPq 304643/90-4) e A.J. Melfi (processo FAPESP 98/10356-5). Os autores também expressam seus sinceros agradecimentos à Sra. V.A.C. de Lima e MSc. R. Astolfo, ambos do Instituto Astronômico e Geofísico da Universidade de São Paulo, pela colaboração nos trabalhos de campo e laboratório. Finalmente, este trabalho não seria possível sem o apoio irrestrito das técnicas Maria Auxiliadora P. Costa (processo CNPq 520745/96-5) e Tatiane de Araújo (processo FAPESP 00/05286-0) e do trabalho integrado de vários estagiários em nível de iniciação científica e de pós-graduação do Laboratório de Ecologia Aquática da Seção de Ecologia do Instituto de Botânica, da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo.



## 5. LITERATURA CITADA

- Andrade F.; Orsini C. & Maenhaut W.** 1994. Relation between aerosol sources and meteorological parameters for inhalable atmospheric particles in São Paulo city, Brazil. *Atm. Environ.*, 28 (14): 2307-2315.
- Andrade, M.F.** 1986. Propriedades da matéria particulada inalável do aerossol atmosférico de São Paulo. Dissertação de Mestrado. São Paulo: Universidade de São Paulo, 97p.
- Andrade, M.F.** 1993. Identificação de fontes da matéria particulada do aerossol atmosférico de São Paulo. Tese de Doutorado. São Paulo: Universidade de São Paulo, 232p.
- Appelo, C.A.J. & Postma, D.** 1993. *Geochemistry, groundwater and pollution*. Rotterdam: A.A. Balkema, 536p.
- Arcova, F.S. & Cicco, V.** 1998. Pesquisas em microbacias hidrográficas no Laboratório de Hidrologia Florestal Walter Emmerich, Cunha, SP, 2: qualidade da água e geoquímica. Curitiba: Anais do Fórum de Geo-Bio-Hidrologia: estudos em vertentes e microbacias hidrológicas. p. 201-210.
- Artaxo, P. & Orsini, C.** 1987. Pixe and receptor models applied to remote aerosol source apportionment in Brazil. *Nuclear Instruments and Methods in Physics research B*, 22(1-3): 259-263.
- Ausset, P., Lefevre, R., Philippon, J. & Venet, C.** 1994. Présence constante de cendres volantes industrielles dans les croûtes noires d'altération superficielle de monuments français en calcaire compact C.R. Acad. Sci. Paris: sér. 2, 318: 493-499.
- Bicudo, D.C., Tucci, A., Ramirez, J.J., Carmo, C.F., Nogueira, N.M.C. & Bicudo, C.E.M.** 1999. Escala de amostragem e variabilidade de fatores limnológicos em reservatório eutrofizado (Lago das Garças, São Paulo). In: Henry, R. (ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO, FAPESP, p. 409-448.
- Calijuri, M.C.** 1999. A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP). Tese de Livre-Docência. São Carlos: Universidade de São Paulo, 211p.
- Calijuri, M.C. & Tundisi, J.G.** 1990. Limnologia comparada das represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita, estado de São Paulo: mecanismos de funcionamento e bases para o gerenciamento. *Rev. Brasil. Biol.*, 50(4): 893-913.
- Castanho, A.D.A.** 1999. A determinação quantitativa de fontes de material particulado na atmosfera da cidade de São Paulo. Dissertação de Mestrado. São Paulo: Universidade de São Paulo, 131p.
- Claassen, H.C. & Halm, D.R.** 1996. Estimates of evapotranspiration of effective moisture in Rick Mountain watershed from chloride ion concentration in stream baseflow. *Water Resour. Res.*, 32(2): 363-372.
- Esteves, F.A.** 1998. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Editora Interciência Ltda, 602p.
- Forti, M.C., Melfi, A.J., Astolfo, R. & Fostier, A.H.** 2000. Rainfall chemistry composition and solute deposition in two ecosystem in Northeastern Brazilian Amazon (Amapa State). *J. Geophys. Res.*, 105(D23): 28895-28905.
- Forti, M.C., Moreira-Nordemann, L.M., Andrade, M.F. & Orsini, C.Q.** 1990. Elements in the precipitation of São Paulo City (Brazil): *Atmos. Environ.*, 24B(2): 355-360.
- Golterman, H.L. & Clymo, R.S.** 1969. *Methods for chemical analysis of freshwaters*. Oxford: Blackwell Scientific Publications. International Biological Programme, 171p. (IBP Handbook nº 8).
- Golterman, H.L., Clymo, R.S. & Ohmstad, M.A.M.** 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 213p. (IBP Handbook nº 8, 2ª ed.).
- Henry, R.** 1999. Heat budgets, thermal structure and dissolved oxygen in Brazilian reservoirs. In: Tundisi, J.G. & Straškraba, M. (eds.) *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Leiden: Sciences and Backhuys Publishers, p. 125-151.
- Harper, D.** 1992. *Eutrophication of freshwater*. London: Ed. Chapman Hall, 327p.
- Have, L. & Carter, J.C.** 1984. Diel and seasonal physico-chemical fluctuations in a small natural west African lake. *Freshwater Biology*, 14: 597-610.
- Hutchinson, G.E.** 1957. *A treatise on limnology*. Vol. 1, Geography, physics and chemistry. New York: John Wiley & Sons, Inc, 1015p.



- Lesack, L.F. & Melack, J.M. 1991. The deposition, composition, and potential sources of major solutes in rain of the Central Amazon Basin. *Water Resour. Res.*, 27(11): 2953-2977.
- Lewis Jr., W.M. 1983. A revised classification of lakes based on mixing. *Canadian Journal Fish. Aquat. Sci.*, 40: 1779-1787.
- Lewis Jr., W.M. 1996. Tropical lakes: how latitude makes a difference. In: Schiemer, F. & Boland, K.T. (eds.). *Perspectives in tropical limnology*. Amsterdam: SPB Academic Publishing. p. 43-64.
- Lopes, M.R.M. 1999. Eventos perturbatórios que afetam a biomassa, a composição e a diversidade de espécies do fitoplâncton em um lago tropical oligotrófico raso (Lago do Instituto Astronômico e Geofísico, São Paulo, SP). Tese de Doutorado. São Paulo: Universidade de São Paulo. 213p.
- McCune, B. & Mefford, M.J. 1997. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 3.0. Oregon, MjM Software Design. 47p.
- Mackereth, F.J.H., Heron, J. & Talling, J.F. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Kendall: Titus Wilson & Son Ltd. 117p. (Freshwater Biological Association Scientific Publication n° 36).
- Martinis, B.S. 1997. Caracterização química e biológica das partículas respiráveis (PM10) do material particulado atmosférico coletado em um sítio urbano da cidade de São Paulo. Tese de Doutorado. São Paulo: Universidade de São Paulo. 123p.
- Masclat, P. & Cachier, H. 1998. L'aérosol atmosphérique: caractéristiques physico-chimiques. *Analysis*, 26(9): M11-M17.
- Mercante, C.T.J. 2000. Dinâmica da assimilação de amônio e nitrato do reservatório do IAG, USP. Tese de Doutorado. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 143p.
- Nogueira, N.M.C. 1997. Dinâmica populacional de *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae/Cyanobacteria) ao longo de um ano no Lago das Garças, São Paulo, SP, Brasil. Dissertação de Mestrado. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista. 109p.
- Orsini, C.Q., Artaxo, P. & Tabacniks, M.H. 1984. Trace elements in the urban aerosols of São Paulo. *Ciênc. & Cult.*, 36: 823-828.
- Orsini, C.Q., Tabacniks, M.H., Artaxo, P., Andrade, M.F. & Kerr, A.S. 1986. Characteristics of fine and coarse particles of natural and urban aerosols of Brazil. *Atmos. Environ.*, 20(11): 2259-2269.
- Quisefit, J.P. & Gaudichet, A. 1998. Prélèvement des aérosols atmosphériques et analyses inorganiques. *Analysis*, 26(9): M21-M26.
- Ramírez, J.R. 1996. Variações espacial vertical e nictemeral da estrutura da comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais em quatro dias de amostragem de diferentes épocas do ano no Lago das Garças, São Paulo. Tese de Doutorado. São Paulo: Universidade de São Paulo. 283p.
- Rebouças, A.C. 1999. Água doce no mundo e no Brasil. In: Rebouças, A.C., Braga, B. & Tundisi, J.G. (eds.). *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. São Paulo: Escrituras Editora. p. 1-37.
- Reynolds, C.S. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press. 384p.
- Roldán, G.P. 1992. *Fundamentos de Limnología Neotropical*. Antioquia: Editorial Universidad de Antioquia. 529p.
- Sanchez-Ccoyllo, O.R. 1998. Interação entre os poluentes atmosféricos e a circulação local na cidade de São Paulo. Dissertação de Mestrado. São Paulo: Universidade de São Paulo. 97p.
- Sartory, D.P. & Grobbelaar, J.U. 1984. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia*, 114: 177-187.
- Shäfer, A. 1985. *Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais*. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 533p.
- Shepherd, G.J. 1996. FITOPAC 1: manual de usuário. Campinas: Universidade Estadual de Campinas. 95p.
- Solorzano, L. 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method. *Limnol & Oceanogr.*, 14: 799-801.
- Souza, S.R. & Carvalho, L.R.F. 1997. Determinação de ácidos carboxílicos na atmosfera de São Paulo: uma abordagem analítica ambiental. *Química Nova*, 20: 245-251.



- Souza, S.R., Tavares, M.F.M. & Carvalho, L.R.F. 1998. Systematic approach to the separation of mono- and hydroxycarboxylic acids in environmental samples by ion chromatography and capillary electrophoresis. *J. Chromatogr. Anal.*, 796: 335-346.
- Strickland, J.D. & Parsons, T.R. 1965. A manual of sea water analysis. *Bull. Fish. Res. Bel. Can.*, 125: 1-185 (2<sup>a</sup> ed. rev.).
- Tabacniks, M.H., Massambani, O., Andrade, M.F. & Gonçalves, F.L.T. 1994. Diagnóstico do ciclo diurno da concentração do aerossol atmosférico na Universidade de São Paulo. *Belo Horizonte: Anais do VIII Congresso Brasileiro de Meteorologia*, 1: 108-109.
- Talling, J.F. 1966. The annual cycle of stratification and phytoplankton growth in Lake Victoria (East Africa). *Int. Ver. Ges. Hydrobiol.*, 51: 545-621.
- Tavares, M.F.M., Vieira, B.M. & Moreira-Nordemann, L.M. 1983. Análise química de tons em água de chuva de regiões naturais: correlação com aerossóis atmosféricos. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, INPE-2856-PRE/395.
- Toledo Jr., A.P., Talarico, M., Chinez, S.J. & Agudo, E.G. 1983. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. *Camboriú: Anais do Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária*. 34p.
- Valderrama, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.*, 10: 109-122.
- Vieira, B.M., Forti, M.C., Tavares, M.F.M. & Moreira-Nordemann, L.M. 1988. Na, Ca, K, Mg e Cl atmosféricos na região Leste do Estado de São Paulo. *Revta Bras. Geofis.*, 6(1): 17-23.
- Wetzel, R.G. 1993. *Limnologia*. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian. 919p (tradução para o português por Maria José Boavida).
- Xavier, A.G. 1987. Deterioration of historical buildings through acid rain in the urban region of Lisbon. *In: Perry, R., Harrison, R.M., Bell, J.N.B. & Lester, J.N (eds.). Acid rain: scientific and technical advances*. London: Selper Ltd. p. 723-732.

