

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Ecologia
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**A COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA
E A RESTAURAÇÃO
DO LAGO PARANOÁ, BRASÍLIA-DF**

MARIANA GOMES PHILOMENO

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia, da Universidade de Brasília como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Orientadora: Dra. Claudia Padovesi Fonseca

Brasília-DF, novembro de 2007

SUMÁRIO

<i>ABSTRACT</i>	3
<i>RESUMO</i>	4
<i>DEDICATÓRIA</i>	5
<i>AGRADECIMENTOS</i>	7
<i>INTRODUÇÃO GERAL</i>	8
<i>HIPÓTESES E OBJETIVOS</i>	17
<i>ÁREA DE ESTUDO E MATERIAL E MÉTODOS</i>	19
Histórico de Trabalhos no Lago Paranoá	19
Área de Estudo	26
Material e Métodos	27
<i>Capítulo 1. VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA E A OLIGOTROFIZAÇÃO DO LAGO PARANOÁ-DF</i>	35
1.1. Dados Mensais – 2005	35
1.1.1. RESULTADOS	36
1.1.2. DISCUSSÃO	44
1.2. Dados da Série Temporal – Anos: 1997, 1998, 1999, 2000 e 2005	52
1.2.1. RESULTADOS	53
1.2.2. DISCUSSÃO	94
<i>Capítulo 2. A COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E A OLIGOTROFIZAÇÃO DO LAGO PARANOÁ-DF</i>	110
2.1. RESULTADOS	110
2.2. DISCUSSÃO	164
<i>Capítulo 3. CYLINDROSPERMOPSIS RACIBORSKII (CYANOBACTERIA) E O LAGO PARANOÁ-DF</i>	186
3.1. RESULTADOS	186
3.2. DISCUSSÃO	190
<i>CONCLUSÕES GERAIS</i>	201
<i>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</i>	202

ABSTRACT

Located at the urban area of Brasília-DF, the Paranoá lake is undertaking a restoration process. The nutrient reduction process started with a ternary sewage treatment (1993). Although it is a very efficient process, only after the flushing (late 1998), the lake presented some indications of oligotrophication with some noticeable modifications to the physical, chemical and biological water variables (such as a water transparency increase and chlorophyll-a decrease). Weekly gatherings were made on the Riacho Fundo's branch on the three restoration phases, at the climatic periods of drought and rain: Phase 1 – Before the flushing (1997/1998), Phase 2 – right after the flushing (1999/2000) and Phase 3 (2005) – six years after the procedure. To subsidize the weekly interval selection, in the year of 2005, the environmental variable samples were gathered monthly. Physical and chemical parameters were analyzed: water transparency, pH, electrical conductivity, water temperature, dissolved oxygen, total phosphorus and three forms of nitrogen, and biological parameters – related to the phytoplanktonic community: chlorophyll-a, composition, richness, density of organisms, occurrence frequency, relative abundance, similarity and individual grouping. Statistic tests showed the correlations between the periods and the variables. With the exception of the nutrients, the Phases 1 and 2 differ from among the majority of the abiotic and biotic factors. Only a few phytoplanktonic taxons presented high densities on the phase 1. On the phase 2, the substitution of Cyanobacteria by some alga was noticeable with a relatively homogeneous distribution (some more descriptor taxons and functional groups coexisting) and a smaller total density. Between phases 2 and 3, there is resemblance in the water transparency, electrical conductivity, and the chlorophyll-a but the phytoplanktonic community of the phase 3 shows a lesser homogeneous distribution, a greater proportion of Cyanobacteria and an elevation of the total organism density. The phases 1 and 3 are analogous towards the pH and dissolved oxygen, besides the reappear of the Cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* (absent on the phase 2) and, as on the beginning of the phase 1, a greater contribution by the *Synechocystis aquatilis* to the total phytoplankton. On the phase 1, the total phytoplankton correlates to dissolved oxygen, temperature, total nitrogen, and nitrate and, on the phase 3 with the electric conductivity and chlorophyll-a. The analysis suggests the ambient is on a transitional phase, some factors denote a water condition improvement although others might suggest a system's vocation to a return to the conditions prior to the flushing (eutrophication).

RESUMO

O lago Paranoá situa-se na área urbana de Brasília-DF, e está em processo de restauração. A redução de nutrientes (em 1993) iniciou-se com o tratamento terciário de efluentes e, apesar da eficiência do processo, somente após o *flushing* (final de 1998) o lago apresentou indicação de oligotrofização, com modificações marcantes nas variáveis físicas, químicas e biológicas da água (como aumento da transparência da água e queda da clorofila-a). Foram realizadas coletas semanais no braço do Riacho Fundo em três fases da restauração, nos períodos climáticos de seca e de chuva: FASE 1 – antes do *flushing* (1997/1998), FASE 2 – logo após o *flushing* (1999/2000), e FASE 3 (2005) – seis anos após o procedimento. Para subsidiar a escolha do intervalo semanal, coletaram-se amostras de variáveis ambientais mensalmente em 2005. Foram analisados parâmetros físicos e químicos: transparência da água, pH, condutividade elétrica, temperatura da água, oxigênio dissolvido, fósforo total e três formas de nitrogênio; e parâmetros biológicos – relacionados à comunidade fitoplanctônica: clorofila-a, composição, riqueza, densidade de organismos, frequência de ocorrência, abundância relativa, similaridade e agrupamento de indivíduos. Testes estatísticos mostraram correlações entre os períodos e entre as variáveis. As fases 1 e 2 diferem na maioria dos fatores abióticos e bióticos, exceto nutrientes. Poucos táxons fitoplanctônicos apresentavam elevadas densidades na fase 1 e, na fase 2, foi notória a substituição de Cyanobacteria por diversas algas, com distribuição relativamente homogênea (mais táxons descritores e grupos funcionais coexistindo) e menor densidade total. Entre as fases 2 e 3 há semelhança entre transparência da água, condutividade elétrica e clorofila-a, porém a comunidade fitoplanctônica apresenta distribuição menos homogênea na fase 3, Cyanobacteria em maior proporção e elevação da densidade total de organismos. As fases 1 e 3 são análogas com relação a pH e oxigênio dissolvido, além do reaparecimento da Cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* (ausente na fase 2) e maior contribuição por *Synechocystis aquatilis* para o fitoplâncton total, como no início da fase 1. Na fase 1 o fitoplâncton total se correlaciona com oxigênio dissolvido, temperatura, nitrogênio total e nitrato, e na fase 3 com condutividade elétrica e clorofila-a. As análises sugerem que o ambiente está em fase de transição, alguns fatores indicam melhoria na qualidade da água, porém outros podem sugerir vocação do sistema ao retorno às condições anteriores ao *flushing* (eutrofização).

DEDICATÓRIA

*À minha família,
amores e amigos,
essenciais
para esta realização*

**“Life is what happens to you
while you’re busy making other plans”**

John Lennon

“As pausas sempre dependem do tempo,
E nos instantes mudos se escondem as maiores variações,
Surge algo sublime, com o fim do silêncio:
É a melodia incompreendida na outra fase do movimento.”

Mariana Gomes Philomeno

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UnB pela oportunidade, especialmente ao Professor Dr John Hay pela postura a frente do PPG/ECL e tratamento pessoal, e aos funcionários atenciosos; à CAPES pela bolsa concedida no início do curso;

À Orientadora Professora Dra Claudia Padovesi Fonseca pela oportunidade de crescimento, orientação, carinho e amizade durante os 10 anos de trabalho em conjunto;

Aos membros da banca pelas sugestões, contribuições e críticas ao trabalho;

À Professora Dra Bárbara Fonseca pelo auxílio na identificação e contagem dos organismos fitoplanctônicos, tratamento dos dados (ao Clayton também!), sugestões de planejamento e crítica do trabalho (obrigada pela atenção nas etapas mais importantes!);

Aos Professores pela instrução (Professoras Dras Claudia Padovesi Fonseca-UnB, Bárbara Fonseca-UCB, Vera Huszar-UFRJ e June Springer de Freitas-UnB), auxílios diversos durante o trabalho (Professores Drs Ina Nogueira-UFG, Luciana de Mendonça Galvão-UCB, Maria Júlia Martins-UnB, M. das Graças Machado de Souza-UnB, M. do Socorro Rodrigues-UnB e L. Maurício Bini-UFG) e disponibilização de equipamentos (Professora Dra Mercedes Bustamante-UnB e Professor Dr Geraldo Boaventura-UnB) e de bibliografia (Professoras Dras Bárbara Fonseca-UCB, Vera Huszar-UFRJ e June S. de Freitas-UnB). Agradeço especialmente aos professores do Departamento de Ecologia-UnB;

A todos os colegas do Laboratório de Limnologia, pelo auxílio, amizade verdadeira e companhia: Luciana, Clayton e Bárbara (essenciais nas diferentes fases do trabalho), Bruno, Cristina, Adriana, Thiago, Dayani, Diogo, Braz, Eliza, Ciro, Gustavo, e aos demais.

À Agência Nacional de Águas e aos “colegas-amigos” da instituição que sempre me apoiaram e me incentivaram num ambiente que propiciou valiosas contribuições ao estudo;

À CAESB, à CETESB e à ANA pela disponibilização de dados diversos;

Aos 1^o BBS e 2^o SAER – Batalhões de Busca e Salvamento. Ao Pelotão Lacustre;

Às pessoas mais importantes da minha vida, familiares e grandes amigos, pelo apoio, incentivo, compreensão, paciência (me agüentaram!), e pelo amor e carinho durante toda a caminhada: Therezinha e José Antonio Philomeno (os culpados!), Felipe, Eliana, Fernanda; Daniel, Clayton, Barbarela, Guto, Carol, Chel, Flay, Indi, Rê, Vê, Lelê, Nik, Cris, Lú; Nati, Márcia e Mil (e familiares); Cristina e Milton Barbosa; entre tantos...

INTRODUÇÃO GERAL

As algas constituem um grupo polifilético onde os tipos e as combinações dos pigmentos, a natureza química dos produtos armazenados e as paredes das células são considerados essenciais para sua classificação. Algas livre-flutuantes compõem a comunidade fitoplanctônica dos ecossistemas aquáticos, base da cadeia trófica desses ambientes. A composição da comunidade fitoplanctônica pode apresentar efeitos marcantes sobre as reservas energéticas do zooplâncton (Pinto-Coelho *et al.*, 2005).

As condições ambientais controlam a produção primária em ecossistemas aquáticos continentais. Entre elas, destacam-se, a luz – relacionada diretamente à temperatura –, a disponibilidade de fósforo e de sílica (esse último para as diatomáceas) e, ocasionalmente, nitrogênio e ferro.

Reservatórios diferem de lagos (naturais) em sua origem, idade, propriedades morfométricas e tempo de residência. Além das variações climáticas, os reservatórios estão sujeitos também à manipulação de vazão da barragem, que, em conjunto, resultam em grandes variações nas condições hidrológicas. Conseqüentemente, o tempo de residência da água tende a ser mais curto do que o dos lagos, com a produção de pulsos rápidos decorrentes da manipulação de vazão do reservatório (Straskraba, 1999). O desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica sofre interrupções, que resultam em uma série de conseqüências nos reservatórios com níveis muito elevados de trofia e com diferentes tipos de uso da água (Padisák *et al.*, 1999).

Apesar de sua relevância, o conhecimento sobre a ecologia e distribuição espaço-temporal de organismos planctônicos na região tropical é limitado (Haberyan *et al.*, 1995).

A baixa previsibilidade dos eventos sazonais nestas regiões é decorrente das condições climáticas, incluindo a intensidade da radiação solar, que tende a apresentar uma menor amplitude de variação ao longo do ano. Em consequência, as estações climáticas (também nas regiões tropicais e subtropicais) são demarcadas pelo regime de chuvas e temperatura ambiental, o que leva muitos autores a desconsiderarem a sazonalidade nos trópicos.

Entretanto, grande parte da região tropical tem ao menos uma estação chuvosa, podendo em muitas regiões considerar períodos de estiagem e de chuva. Vários estudos consideram essas estações climáticas, como Calijuri *et al.* (2002), onde são evidenciadas mudanças temporais na estrutura das comunidades fitoplanctônicas nesses períodos, em reservatório eutrofizado no sudeste brasileiro, encontrando a maior riqueza de organismos em julho e a menor em abril.

Diversos autores têm procurado ligar as associações das comunidades fitoplanctônicas com diferentes condições ambientais. Reynolds *et al.* (2002) sugere que haja relação entre as associações desses organismos e o tamanho/profundidade do lago, regime de mistura, turbidez, disponibilidade de nutrientes, disponibilidade de luz e de carbono, entre outros fatores. Foram sugeridas, até o momento do estudo supracitado, 31 associações (representadas por um ou dois caracteres alfanuméricos), que consistem em grupos polifiléticos de espécies que respondem similarmente a um determinado conjunto de condições ambientais. A um mesmo grupo funcional podem estar relacionados vários táxons. Sommer (1986) elaborou resumo de dominância sazonal de algas na Europa Central, utilizando a proposição dos grupos funcionais, tornando mais comparativos os dados desses ambientes. O trabalho com os grupos funcionais pode auxiliar na previsão das distribuições e dinâmicas de populações naturais, sendo, assim, ferramenta preditiva mais

eficiente do que a específica, especialmente para os tomadores de decisão (Reynolds, 2000).

Nos ambientes aquáticos continentais, alterações de ordem quantitativa e qualitativa na estrutura da comunidade fitoplanctônica têm importante significado para os diversos componentes do ecossistema. A comunidade como um todo pode ser influenciada por mudanças com escalas temporais diferentes e de ocorrência simultânea, em certas ocasiões. A periodicidade de alterações não é necessariamente gerada por ciclos sazonais ou anuais, mas também por mudanças de períodos mais curtos, como semanal ou diário, podendo muitas vezes, serem mais importantes na dinâmica do ambiente. A estrutura da comunidade fitoplanctônica resulta de crescimento, reprodução, competição, pressão de predação, condições físico-químicas do ambiente e disponibilidade de nutrientes para o exercício e manutenção de suas atividades. Assim, as populações podem indicar possíveis mudanças tanto das condições ambientais, quanto das condições trófico-dinâmicas do ecossistema aquático (Blancher, 1984; De Bernardi, 1984; Santos & Calijuri, 1997).

A eutrofização pode ser considerada como o aumento progressivo na concentração de nutrientes, que leva a um enriquecimento de organismos vivos e matéria orgânica em corpos e cursos d'água (Smith, 2003). Em várias regiões do mundo foram realizados estudos relacionando a qualidade das águas de reservatórios e lagos com o enriquecimento por nutrientes. Estes nutrientes limitantes da produtividade dos ecossistemas aquáticos diferem daqueles associados ao ambiente terrestre (Jaworski *et al.*, 2003). São freqüentes as publicações evidenciando fatores além dos nutrientes (físicos, químicos e biológicos) que influenciam as respostas dos organismos fitoplanctônicos, muitas vezes com a associação de mais de uma variável (Litchman *et al.*, 2003).

Bartram *et al.* (1999) estimam que cerca de 41% dos lagos e represas localizados na América do Sul poderiam ser considerados eutrofizados, onde cepas de Cyanobacteria potencialmente tóxicas poderiam estar no ambiente, inviabilizando a utilização dessa água para diversos fins.

No Brasil o aumento dos impactos antrópicos em ambientes aquáticos e suas conseqüências têm mostrado a necessidade de estudos mais profundos, incluindo monitoramento desses ecossistemas. Nos últimos trinta anos, foram formados grandes reservatórios de água nos centros urbanos do país, ocasionando a satisfação de algumas necessidades inerentes de grandes concentrações populacionais, como infra-estrutura e locais para lazer, essenciais à elevação da qualidade de vida humana local.

Entretanto, com o aumento na ocupação urbana das bacias de drenagem, houve uma conseqüente degradação da qualidade da água. As atividades exercidas na área da bacia podem ter seus resultados detectados pela análise das propriedades físicas, químicas e biológicas nos ecossistemas aquáticos, particularmente nos reservatórios (Tundisi *et al.*, 1988; Tundisi, 1999). Wetzel (1990) aponta a eutrofização como um problema crescente nas áreas tropicais.

A eutrofização provoca aumento acentuado da biomassa de algas e de macrófitas aquáticas, impedindo a utilização múltipla do recurso hídrico. Segundo Mehner & Benndorf (1995), como resultados indiretos desse processo, pode haver alterações na estrutura de todas as comunidades aquáticas, decréscimo das concentrações de oxigênio dissolvido, formação de gás sulfídrico, mortandade massiva de peixes, entre outros eventos. As causas da eutrofização só foram reconhecidas na década de 60, quando surgiram os primeiros modelos quantitativos relacionando a eutrofização às concentrações e aportes de fósforo (Vollenweider, 1968). É relevante citar o padrão seguido pela maior parte dos

lagos, onde o aumento da densidade fitoplanctônica vem acompanhado a diminuição dos valores de transparência e dos níveis de oxigênio na região hipolimnética. Nesses casos, verifica-se a mudança das espécies dominantes para formas mais conservativas e persistentes, como espécies de Cyanophyta.

As Cyanophyta (ou Cyanobacteria) são encontradas sob as mais diversas condições e são sensíveis às alterações ambientais. As peculiaridades inerentes ao grupo são objeto de estudo freqüente, notadamente relacionadas às estratégias / produção de toxinas. É importante, quando da detecção dessas algas, o monitoramento criterioso do corpo d'água.

Principalmente as populações dos países do hemisfério norte e do Japão, com especialistas e autoridades competentes, buscam restaurar os corpos d'água, visto que a degradação de recursos hídricos pela eutrofização resulta em perda dos importantes serviços que esses possam fornecer (Carpenter *et al.*, 1998). Várias técnicas para controlar a eutrofização de reservatórios foram resumidas e sugeridas por Uhlman (1982).

A oligotrofização e a re-oligotrofização consistem em processo de diminuição de nutrientes em ecossistemas aquáticos. Como conseqüência, infere-se que haja redução líquida na produtividade biológica. Deste modo, seria como o inverso da eutrofização. Utiliza-se a expressão re-oligotrofização para corpos hídricos que estão retornando ao estado original de (menor) trofia, diferentemente da oligotrofização, que consiste no processo de diminuição de nutrientes em corpos hídricos que não apresentam indícios de já terem experimentado menor grau de trofia.

O estudo em questão desenvolve-se no lago Paranoá, Brasília-DF (figura 1), e é provável que as maiores mudanças das variáveis físicas e químicas da água, com indicações de melhoria de qualidade de água, no final do ano de 1998, tenham ocorrido ocasionalmente, por meio de uma manobra operacional da companhia de eletricidade local

(CEB), resultando na redução do tempo de residência do reservatório (*flushing*). Estas mudanças no ambiente, com as alterações na estrutura da comunidade aquática, como as mudanças na composição (e densidade) dos táxons e a ausência temporária da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* e seu posterior retorno, evidenciam processo de redução do nível trófico do sistema aquático (oligotrofização).

Desde a sua criação, vários atos e empreendimentos foram experimentados com intuito de melhorar as condições de qualidade das águas do lago Paranoá, culminando no programa de restauração, focado na redução de nutrientes por meio da ampliação e modernização das duas estações de tratamento de esgoto em 1993, proporcionando tratamento terciário à água. Verificou-se redução progressiva nos valores de nutrientes, redução da clorofila-a e elevação nos valores de transparência da água. O trabalho realizado por Felizatto *et al.* (2000) mostra estatisticamente mudanças nas condições de trofia no lago Paranoá, Brasília-DF, entre os anos 1992 e 1999, com base em dados físicos, químicos e biológicos, porém, as comunidades aquáticas não apresentaram resposta a esse importante fato até o final do ano de 1998 (Mendonça-Galvão, 2001; Philomeno, 2003; Padovesi-Fonseca & Philomeno, 2004).

A Companhia de Saneamento local (CAESB) cita o Projeto de manipulação do tempo de residência (iniciado em 1998) e o Programa de biomanipulação (a partir de 1999) como contribuintes favoráveis à melhoria da qualidade da água. Pode não ter havido intenção direta, por parte de órgãos responsáveis pela qualidade da água do ecossistema em provocar a oligotrofização por meio da ação que de fato deve ter desencadeado esse processo (a abertura de comportas é um processo rotineiro, realizado anualmente antes da época de chuvas, mas que perdurou por tempo mais longo no final do ano de 1998, porém não existem dados oficiais disponíveis), resultando em alterações marcantes na estrutura

das comunidades aquáticas, constatadas a partir do início de 1999 (Padovesi-Fonseca *et al.*, 2002; Fonseca, 2001; Pereira, 2001).

As respostas rápidas das comunidades aquáticas, por meio de modificações na estrutura e na dinâmica da comunidade – composição de espécies e flutuações nas densidades ao longo do tempo, entre outros fatores – produzem mudanças relevantes capazes de refletir as alterações nas condições físicas, químicas e biológicas, da dinâmica do ambiente. E como não existem estudos que assegurem a permanência do estado de oligotrofia em reservatórios que estão constantemente sujeitos à eutrofização por influência antrópica, o monitoramento das condições do ambiente, especialmente aporte de nutrientes e análises da comunidade fitoplanctônica, mostra-se, ainda a opção mais segura de previsão das alterações indesejadas no ambiente. A CAESB continua monitorando os efluentes das estações de tratamento de esgoto e a qualidade da água em vários pontos do lago.

Diante do contexto apresentado, o processo de oligotrofização a que o lago Paranoá foi (e está sendo) sujeito abrange aspectos inéditos de estudo, tanto para o país como também em termos mundiais, uma vez que o conhecimento atual das etapas e características do processo de restauração se aplica para reservatórios individualmente, mesmo onde as análises vêm sendo realizadas há mais de duas décadas na região temperada (Ruggiu *et al.*, 1998; Garnier, 1992; Gaedke & Schweizer, 1993; Sommer *et al.*, 1993, Hoehn & Schmidthalewicz, 1995; Horn, 2003; Anderson *et al.*, 2005; Jeppesen *et al.* 2005b; Köhler *et al.*, 2005; Sondergaard *et al.*, 2005), e na região subtropical (Coveney *et al.*, 2005). Em região tipicamente tropical não há conhecimento sobre relato de experiências ou inferências às possibilidades de sucesso na restauração de corpos lênticos, especialmente por não se conhecer estudo publicado com série longa de dados bióticos e

abióticos comparativos relacionados ao processo, o que evidencia a importância do desenvolvimento e divulgação de estudos sobre o assunto (Jeppesen *et al.*, 2005a).

O Brasil começa a experimentar a falta de água em quantidade e qualidade para ser empregada em usos mais nobres, como o consumo humano, devido principalmente ao uso inadequado dos recursos hídricos. Soluções relativas às alternativas de restauração de corpos hídricos que se apresentem economicamente viáveis e tecnicamente confiáveis estão sendo buscadas em todo o mundo, bem como as maneiras de propiciar a manutenção das boas condições de utilização dos mananciais. Tais aspectos afetam diretamente todos os segmentos sociais, uma vez que a água disponível pode ser taxada e há custos relevantes associados ao tratamento para a sua utilização e para o seu descarte, após os usos.

É relevante ressaltar os seguintes pontos relativos ao estudo:

- O presente trabalho é inédito em reservatório urbano tropical e consiste em contribuição indispensável ao conhecimento do acompanhamento das alterações nas comunidades aquáticas em resposta às mudanças nos parâmetros: tentativa de estabelecimento de relação de “causa e consequência” existente entre as condições ambientais (variáveis físicas e químicas) e a biota (algas fitoplanctônicas).
- O processo de oligotrofização a que o lago foi sujeito abrange novos aspectos de estudo e com o desenvolvimento do presente trabalho há possibilidades de fornecer resultados/subsídios essenciais para o gerenciamento adequado de bacias hidrográficas tropicais, especialmente aquelas localizadas em grandes centros urbanos.
- As mudanças das condições ambientais do lago Paranoá, somadas às verificadas nas comunidades aquáticas, estão inseridas no processo de oligotrofização, já provocado em vários lagos no mundo e sempre caracterizado por seu caráter dispendioso. O diferencial, no caso do lago Paranoá, é a provável ‘casualidade’ da real ação

desencadeadora do efeito mais efetivo (*flushing*), ocorrida em um corpo d'água tipicamente tropical.

- As alterações na composição taxonômica da comunidade, na densidade de organismos fitoplanctônicos e na biomassa algal são fatores importantes que refletem alterações nas condições bióticas e abióticas, da dinâmica do ambiente.
- Não são conhecidos estudos que proponham metodologia eficaz para garantir a manutenção das novas e melhores condições de qualidade geradas pela oligotrofização, especialmente em reservatórios constantemente influenciados por ações antrópicas. Assim, o conhecimento do comportamento verificado em corpos hídricos com diferentes características torna-se indispensável para subsidiar sugestões conservativas.

Como produto deste trabalho, espera-se o fornecimento de importantes subsídios teóricos básicos para o entendimento da dinâmica do processo de restauração de reservatórios e lagos tropicais, os quais, em sua maioria, encontram-se eutrofizados principalmente devido ao marcante aporte de efluentes provenientes de esgotos domésticos sem tratamento adequado, que resulta na imposição de limitações aos usos múltiplos. Poder-se-á, ainda, tentar extrapolar os resultados, adaptando-os para corpos d'água lóticos, observando cuidadosamente as características que diferem rios e lagos (Wetzel, 2001).

HIPÓTESES E OBJETIVOS

Hipóteses

- 1- A estrutura da comunidade fitoplanctônica apresenta diferenças nos períodos amostrados do lago – FASE 1: antes (anos 1997 e 1998), FASE 2: logo após melhoria nas condições ambientais (anos 1999 e 2000) e na FASE 3: seis anos após o *flushing* (ano 2005) – sendo assim, dependente das variáveis ambientais (qualidade da água). A comunidade, inicialmente dominada por Cyanobacteria, responde ao decréscimo de nutrientes com a substituição de espécies. Na fase 1 é esperada a menor riqueza e diversidade de espécies, porém maior densidade, devido à contribuição por Cyanobacteria. Os fatores ambientais apresentam diferença relativa à mudança no grau de trofia entre as fases.
- 2- Associados à mudança na qualidade da água, os períodos climáticos regionais – seca e chuva –, também exercem influência sobre a estrutura da comunidade e na qualidade de água do lago, visto que as características das duas estações climáticas bem definidas interferem no metabolismo aquático. As diferentes espécies de algas presentes no ecossistema relacionam-se às combinações diversas dos fatores (condições ambientais próprias/específicas). Dessa forma, há diferenças nos fatores bióticos e abióticos tanto entre as três fases quanto entre a seca e a chuva de cada uma das etapas da restauração.
- 3- A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) esteve presente nas fases 1 e 3, apresentando morfologia e densidade diversa nessas fases e respectivos períodos climáticos devido às mudanças nos fatores ambientais, na estrutura da comunidade fitoplanctônica e interferências antrópicas.

Objetivos

O presente trabalho tem como objetivos:

- 1) Analisar as variações experimentadas pela comunidade fitoplanctônica ao longo do processo de oligotrofização (restauração da qualidade da água do lago), nos períodos de estudo antes e após o evento que desencadeou o processo (*flushing* no final do ano de 1998);
- 2) Estudar a variação temporal e aspectos da estrutura da comunidade fitoplanctônica, durante os períodos de seca e de chuva;
- 3) Relacionar a variação (na composição de espécies e na densidade) das populações fitoplanctônicas com os fatores físicos e químicos da água, considerando o processo de oligotrofização;
- 4) Analisar as diferenças (em morfologia e em densidade) entre as populações de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) nas fases em que esta espécie foi registrada na comunidade fitoplanctônica.

ÁREA DE ESTUDO E MATERIAL E MÉTODOS

Histórico de Trabalhos no Lago Paranoá

O lago Paranoá está localizado na área urbana de Brasília, Distrito Federal, entre 15°48'S e 47°47'W (tabela 1), e foi originado pela barragem do rio Paranoá (iniciada em 1957). Desde a década de 60 do século XX, logo após o seu enchimento, o lago Paranoá tem sido objeto de vários estudos.

A inauguração do lago foi em 1960 e no ano seguinte houve o início das atividades da estação de tratamento de esgotos no braço do Riacho Fundo - ETE-Sul, contando com tratamento convencional (baixa remoção de nutrientes).

Em 1965, foram realizadas análises da qualidade da água e da biota aquática no braço do Ribeirão do Torto, mostrando que à época o lago apresentava transparência de Secchi de 2 metros, águas sem poluição e a abundância de desmídeas na comunidade fitoplanctônica. Já em 1968, observou-se dominância de Cyanobacteria, com florações aparentes no braço do Bananal, e classificou seu braço do Riacho Fundo como a parte mais poluída, devido ao lançamento de esgotos sem tratamento (Oliveira & Krau, 1970). A transparência da água era de 40 cm e o braço do Riacho Fundo foi classificado como fortemente eutrófico, com poucas espécies e elevada densidade destas.

Em 1969, foi inaugurada estação de tratamento de esgotos norte - ETE-Norte, com tratamento convencional. A Cyanobacteria dominante era *Aphanizomenon flos-aquae* (Palmer, 1969).

A partir do ano seguinte, foram criados vários programas e grupos de estudos com o objetivo de recuperar (despoluir) o lago (PLANIDRO/CAESB, GEP/CAESB). Em 1975, a

contaminação bacteriológica do lago tornava 50% de sua área (superfície) imprópria para a balneabilidade. Foram propostas mudanças nas estações de tratamento de esgotos (Ferreira & Ovídio, 1975; Marais, 1975).

No início da década de 70, a partir de análises físicas e químicas do reservatório, constatou-se no lago um acelerado processo de eutrofização (Branco, 1976).

A CAESB iniciou o monitoramento limnológico em 1976. Foi firmado um convênio com o PNUD para a recuperação do lago Paranoá. Foi proposto o controle ecológico do lago (Branco, 1976). À época, constatou-se a dominância da Cyanobacteria *Anabaenopsis raciborskii* (Cronberg, 1976, 1977). Em 1977, relacionou-se a eutrofização às cargas de nutrientes provenientes das estações de tratamento de esgotos e do Riacho Fundo (Enell, 1977). No ano seguinte, houve floração de *Microcystis aeruginosa* e mortandade maciça de peixes. Começaram a serem realizados, então, testes para a precipitação de fósforo solúvel (sulfato de alumínio) e para aumentar concentração de oxigênio dissolvido (aerador flutuante).

De fato a contaminação bacteriológica também se tornou um problema para o lago Paranoá. Em 1979, extensas áreas comprometidas foram apontadas. Neste mesmo ano, projeto de recuperação do lago recomenda estudo do fito e do zooplâncton, destacando a presença *Anabaenopsis raciborskii* em densidade expressiva (Bjork, 1975, 1979). Foram realizados estudos do perifíton (Rocha, 1979), da velocidade da re-aeração e fixação de gás carbônico no lago (Félix *et al.*, 1979) e de aspectos ecológicos do lago e problemática (Almeida, 1979).

Em 1980, iniciou-se a prática do lançamento de toneladas de algicida (sulfato de cobre) para controlar as florações de *Microcystis aeruginosa*. O lago era dominado por *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis aeruginosa*. Verificou-se o aparecimento de

aguapés (*Eichhornia crassipes*). Nos anos seguintes, as florações de *Microcystis aeruginosa* e mortandades de peixes tornaram-se freqüentes, bem como o lançamento de algicida - desde 1980 até 1998, em quantidades diferentes e em épocas destacadas das florações de Cyanobacteria.

Foi realizado, em 1981, um estudo do balanço das cargas de fósforo e fontes do nutriente, onde se encontra a informação de que o lançamento das estações de tratamento de esgotos era a de 233 kg por dia (Cordeiro-Netto & Dutra-Filho, 1981).

Quatro estudos limnológicos importantes datam de 1983 e de 1984: 1) Pinto-Coelho (1983) analisou as relações fito-zooplancônicas (verificou predomínio de microzooplâncton), 2) Freitas (1983) estudou a variação sazonal e a distribuição vertical de microcrustáceos, 3) Elmoor-Loureiro (1984) estudou a morfologia de cladóceros e concentração de nutrientes, 4) Giani (1984) analisou a distribuição horizontal do fito e do zooplâncton.

Em 1985, estudo reafirma que as fontes principais de fósforo são as ETEs (Pereira, 1985). No ano seguinte, Toledo (1986) trás a análise da produção primária anual do lago, Mattos *et al.* (1986) apresentam trabalho com fatores sazonais e eutrofização e Giani & Pinto-Coelho (1986) mostram descrição taxonômica de algas. No âmbito do convênio entre a CAESB e o PNUD é apresentada a avaliação sanitária e ambiental do lago Paranoá.

O ano de 1989 conta com três trabalhos relevantes: estudo da influência dos nutrientes sobre fitoplâncton (Ibañez, 1989), estudo da ictiofauna do lago (Grando, 1989) e estudo sobre peixes plancófagos, comunidade planctônica e qualidade da água (Starling, 1989). Em 1990, estudo apontou que as áreas mais eutrofizadas do lago Paranoá são o braço do Riacho Fundo e do Bananal. Starling & Rocha (1990) apresentam seqüência de estudos de biomanipulação com peixes em limnocurrais e Branco (1991) trás estudo do fito

e zooplâncton em vários pontos do lago, evidenciando eutrofização, dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* e microzooplâncton.

O tratamento terciário, com maior remoção de nutrientes, foi implantado na estação de tratamento de esgotos sul (ETE-sul) em 1993. No ano seguinte, também a ETE-norte passou a contar com a melhoria.

Em 1995 estimou-se que o lançamento total de fósforo no lago até então havia sido de mais de 240 toneladas, desde seu enchimento.

Estudo apresenta as conseqüências do sulfato de cobre lançado em 1997 para controlar florações de Cyanobacteria, predomínio de *Cylindrospermopsis raciborskii* na comunidade fitoplanctônica (Padovesi-Fonseca & Philomeno, 2004). Observa-se o aumento da área ocupada por bancos de aguapés no braço do Riacho Fundo.

Em 1998 apontou-se a dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Philomeno, 2003), o elevado grau de assoreamento de partes do lago, a redução da área ocupada por sedimento orgânico (3,51 km²) (3 m de altura da coluna de sedimento) e a expressiva população de *Thermocyclops decipiens* - zooplâncton (Padovesi-Fonseca *et al.*, 2002).

No final do ano de 1998, houve o deplecionamento do lago, resultando na redução do tempo de residência (*flushing*). Em decorrência de tal procedimento, a transparência da água aumentou, a concentração de clorofila-a diminuiu e foram observadas mudanças na comunidade planctônica, como densidades aumentadas de *Aulacoseira* spp., *Cyclotella* sp., *Dinobryon*, *Peridinium*, *Staurastrum* spp. (no fitoplâncton) e de *Daphnia* e Calanoida (no zooplâncton) (Pereira, 2001; Elmoor-Loureiro *et al.* 2004; Mendonça-Galvão, 2001).

Em 1999 houve despesca de 4 toneladas de peixes no braço do Riacho Fundo e a pesca profissional foi liberada nos braços do Riacho Fundo e do Bananal.

A partir de então, passou-se a considerar o lago Paranoá como um copo d'água com tendência à mesotrofia. Fonseca (2001) e Mendonça-Galvão (2005) apresentam informações sobre a oligotrofização do lago, enfatizando as mudanças nas comunidades aquáticas. O último estudo conhecido no lago foi realizado por Andreoni-Batista (2007), e mostra a relação entre a qualidade da água (aspectos físicos e químicos) e a comunidade zooplancônica na seca e na chuva de 2005. Como uma das conclusões, afirma-se que o sistema encontra-se em fase de transição, apresentando “indícios de melhoria da qualidade do ambiente intercalados a outros de padrão oposto”.

Vários estudos destacaram a expressiva contribuição no enriquecimento das águas com nitrogênio e fósforo proveniente das estações de tratamento de esgoto, do escoamento superficial urbano e de tributários, nas cargas afluentes ao sistema (Cordeiro-Netto & Dutra-Filho, 1981, Cavalcante *et al.*, 1990 e Fernandes & Crisman, 1994). Esses trabalhos também foram relevantes por apontar o acúmulo de nutrientes no sedimento e o longo tempo de retenção da massa d'água como fatores de incremento e aceleração da eutrofização do reservatório.

Desde 1965 têm sido realizados estudos limnológicos enfocando a comunidade fitoplancônica do lago, uma vez que essa reflete o incremento da situação trófica do ecossistema. Porém, não se conhece análises envolvendo nutrientes datadas dessa época. Oliveira & Krau (1970) verificaram o predomínio de algas desmidiáceas no fitoplâncton. Amostras feitas pelos mesmos autores em 1969 constataram o predomínio de Cyanobacteria filamentosa, o que caracterizou o lago como eutrófico. Palmer (1969) e Branco (1976) denominaram a Cyanobacteria dominante de *Aphanizomenon flos-aquae*, então presente nas partes mais impactadas do reservatório, em especial no braço do Riacho Fundo, apresentando florações com o aporte elevado de nutrientes. Após, esta

Cyanobacteria foi re-identificada como *Anabaenopsis raciborskii* (Cronberg, 1976; 1977, Anderson *et al.*, 1976 e Bjork, 1975; 1979). Na década de 80, a sua dominância foi elevada, e denominada de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Pinto-Coelho, 1983; Giani, 1984; Alves *et al.*, 1988 e Starling, 1989).

A importância dessa dominância para a dinâmica do sistema aquático tem sido salientada sob diversos aspectos. Segundo Branco & Senna (1996), Philomeno (2003) e Padovesi-Fonseca & Philomeno (2004), os elevados valores de densidade de *C. raciborskii* são responsáveis pela alta densidade fitoplanctônica no lago Paranoá. Também foi observada relação direta entre a densidade de *C. raciborskii* e os valores de clorofila-a, entre outros parâmetros (Giani, 1984; Toledo, 1986; Mattos *et al.*, 1986; Padovesi-Fonseca & Philomeno, 2004). Toledo (1986) não encontrou marcada variação sazonal com relação à produtividade analisada.

Estudos anteriores detectaram uma elevada riqueza no fitoplâncton (Giani & Pinto-Coelho, 1986 e Branco, 1991). Porém, Philomeno (2003) verificou que a dominância da Cyanobacteria pode estar resultando em (relativa) baixa riqueza de espécies. Observou, ainda, que a maioria dos táxons fitoplanctônicos do lago Paranoá pertence à divisão Chlorophyta, pouco abundantes, segundo critério de Lôbo & Leighton (1986).

Philomeno (2003) verificou diferenças marcantes relacionadas às propriedades físicas e químicas em dois pontos de coleta no lago, nos braços do Riacho Fundo e no braço do Ribeirão do Torto, e nos dois períodos sazonais amostrados, exercendo influência na estrutura da comunidade fitoplanctônica. A densidade de *Microcystis aeruginosa* e de *C. raciborskii* (Cyanophyta) foram correlacionadas positivamente com pH e oxigênio dissolvido, enquanto a densidade das algas Oscillatoriales (Cyanophyta), e Divisões Chlorophyta, Pyrrophyta e Chrysophyta foram positivamente correlacionadas à temperatura

da água e à condutividade elétrica. Briand *et al.* (2004) sugerem que a colonização do ambiente por *Cylindrospermopsis raciborskii* em médias latitudes pode resultar da combinação da habilidade para tolerar grandes mudanças nas condições climáticas e do fenômeno do aquecimento global, que supre essa espécie com as melhores condições ambientais para seu crescimento.

Padovesi-Fonseca & Philomeno (2004) revelaram que o efeito da aplicação de algicida, utilizado para o controle da produção algal no lago, consiste em flutuações na comunidade fitoplanctônica. Como as coletas foram intensas, com intervalos muito curtos (bissemanais), variações na densidade e composição de espécies puderam ser verificadas, evidenciando alternância nas densidades de Cyanobacteria e algas Chlorophyta.

Tabela 1. Características gerais do lago Paranoá-DF (Fonseca, 2001).

Variável	Valor
Bacia de drenagem	1034,07 km ²
Área superficial	37,50 m ²
Volume total	≅ 5.10 ⁸ m ³
Profundidade média	12,42 m
Profundidade máxima	38 m
Perímetro	111,87 km
Comprimento	40 km
Largura máxima	5 km
Vazão média afluyente dos principais cursos d'água	11,29 m ³ s ⁻¹
Vazão média efluente	19,80 m ³ s ⁻¹
Tempo de retenção	299 dias

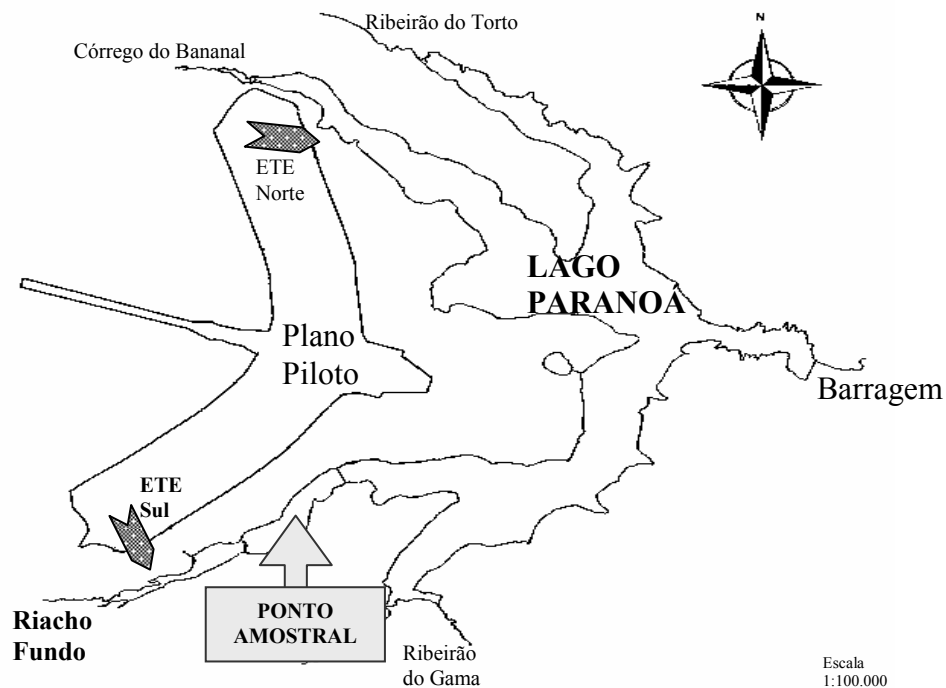


Figura 1. Lago Paranoá-DF, evidenciando o ponto de coleta no braço do Riacho Fundo.

Área de Estudo

O estudo foi realizado no lago Paranoá, na cidade de Brasília-DF, capital Federal. A região apresenta clima tropical de savana, na classificação de Köppen.

Localizado entre 15°48'S e 47°47'W (tabela 1), com 4 (quatro) principais tributários, o lago pode ser classificado como um sistema polimítico, onde há mistura na coluna da água durante todo o ano. São relatadas microestratificações não persistentes (Pereira, 2001; Philomeno, 2003), devido a pequenas diferenças de temperatura entre a

região da superfície (os primeiros centímetros na coluna) e a temperatura abaixo da profundidade de 1,5 metro.

As coletas foram feitas na região limnética do braço do Riacho Fundo (15°49'35.8"S e 47°53'10.2"W), cuja área é de 225,48 km², a extensão de seu curso principal é de 13 km e a vazão média é de 4,04 m³s⁻¹. O tributário possui três afluentes principais: Córrego Coqueiros (margem direita), Vicente Pires e Guará (margem esquerda).

A escolha do braço do Riacho Fundo para o presente estudo se justifica pelo fato de representar a parte do lago Paranoá mais impactada (figura 2). O tributário de mesmo nome, localizado na região sudoeste da bacia (provavelmente a área de maior taxa de crescimento populacional), tem sido considerado o contribuinte mais expressivo para o aporte de nitrogênio e fósforo para o lago e também de substanciais concentrações de bactérias, segundo trabalho desenvolvido por Branco (1991). Além disso, logo a montante do ponto há a ETE-sul (estação de tratamento de esgoto, nível terciário).

Material e Métodos

Estudos realizados sobre a estrutura do fitoplâncton em reservatórios artificiais urbanos tropicais devem utilizar critérios adequados em relação às escalas temporais de eventos sazonais. Sendo os períodos de estiagem e chuvoso as duas estações climáticas definidas para esta região, coletas mais intensivas ao longo destes dois períodos climáticos sazonais representam abordagem de estudo mais adequada às variações temporais dos organismos fitoplanctônicos. Especialmente em reservatórios urbanos sujeitos à eutrofização antrópica e com flutuações marcantes de nível de água e de vazões, como o lago Paranoá.

a) COLETAS

As coletas foram realizadas em três ciclos sazonais, “antes, durante e depois” do processo de oligotrofização, em região limnética do braço do Riacho Fundo. Para fins didáticos, serão denominadas fases 1 (seca de 1997 e chuva de 1998), fase 2 (seca de 1999 e chuva de 2000) e fase 3 (chuva e seca de 2005-ordem cronológica das coletas). Amostras da água e de fitoplâncton foram coletadas semanalmente, durante os meses de agosto e setembro de 1997 (fase 1), de 1999 (fase 2) e de 2005 (fase 3), para o período de estiagem; e durante os meses de janeiro e fevereiro de 1998 (fase 1) e fevereiro e março de 2000 (fase 2) e de 2005 (fase 3), para o período chuvoso. Foram realizadas comparações mais consistentes, com relação à dinâmica do processo de oligotrofização e ao provável restabelecimento gradual das condições de trofia, semelhantes às anteriores à melhoria, uma vez que as ações pontuais e difusas não transformam a condição essencial à qual o corpo hídrico está sujeito, estando situado em um grande centro urbano, na capital brasileira.

Para a determinação da periodicidade das coletas observou-se trabalhos como Reynolds (1993), que sugere que o tempo de uma geração da maior parte das algas fitoplanctônicas é de 0,5 a 5 dias, sendo necessários 12 a 16 gerações de algas para que ocorra a produção de uma população dominante. Assim, a execução de coletas semanais foi escolhida para os meses de fevereiro e março – chuva – e de agosto e setembro – estiagem.

b) ANÁLISE DAS AMOSTRAS

Variáveis Ambientais

A associação da estrutura da comunidade fitoplanctônica com as variáveis ambientais proporciona análises mais completas da dinâmica do ecossistema. Dessa forma, foram eleitos aspectos físicos, químicos e biológicos pertinentes às perguntas do trabalho.

Os dados de pluviosidade de todos os períodos (acumulados em meses e apresentados por ano) e os dados de nutrientes inorgânicos dissolvidos e totais mensais até 2000 foram fornecidos pela Companhia de Saneamento do Distrito Federal (CAESB), uma vez que o ponto de amostragem da instituição, com tal periodicidade, é coincidente com o ponto eleito para as amostras do presente trabalho. Foram realizadas análises de nitrogênio total, nitrato, íon amônio e fósforo total em 2005, semanalmente.

A transparência da água pode ser considerada, opticamente, como o oposto da turbidez, auxiliando na determinação da zona eufótica e permitindo inferências acerca de parâmetros com sólidos em suspensão, matéria orgânica e inorgânica (Preisendorfer, 1986). A medida da transparência da água foi feita com a utilização do disco de Secchi (Hutchinson, 1957), seguindo as recomendações de Lind (1974). A partir dos valores de transparência, calculou-se a profundidade da zona eufótica, que consiste em 2,7 vezes a profundidade de desaparecimento do disco de Secchi, segundo orientação de Cole (1994).

A temperatura da água regula o metabolismo biológico e influencia as reações dos compostos químicos na água. Além disso, relaciona-se com a circulação de massas d'água. Temperaturas mais elevadas, como observadas nos trópicos, produzem aumento nas taxas das reações químicas e biológicas, servindo de catalisador no meio aquático. Pode-se

verificar diminuição da solubilidade e aumento da taxa de transferência de gases, podendo haver liberação de gases dotados de odores desagradáveis (Von Sperling, 1996). Assim, para um mesmo suprimento de nutrientes, o grau de trofia de lagos tropicais será bem superior aos daqueles que se localizam em latitudes mais elevadas (Kilham & Kilham, 1990; Lewis, 1996).

Um perfil térmico da coluna d'água foi realizado com auxílio do aparelho YSI (precisão de 0,5°C).

Para a determinação do material em suspensão total foram coletadas amostras de 500 ml a um litro, a 1 m de profundidade e utilizada a técnica gravimétrica (Wetzel & Likens, 1991). Vale informar que somente as amostras de 2005 (último período estudado) contêm dados de material em suspensão consistentes, portanto tal variável foi utilizada apenas no capítulo 4, item 4.1.

Foram efetuadas coletas com garrafa de Van Dorn (5 L) a 1, 3 e 6 metros de profundidade para medidas de pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido.

A concentração hidrogeniônica indica a intensidade do caráter ácido ou básico de uma solução, a certa temperatura. Os sólidos e os gases dissolvidos são responsáveis pela concentração de íons de hidrogênio presentes na água. De maneira natural, os valores de pH são influenciados pela dissolução de rochas, absorção de gases atmosféricos, oxidação da matéria orgânica e pela atividade fotossintética das algas e plantas aquáticas.

A atividade do íon hidrogênio foi determinada por meio do aparelho pHmetro, marca Micronal, constantemente calibrado com soluções-tampão de diferentes valores de pH.

A condutividade elétrica, medida da capacidade da uma solução conduzir eletricidade, está relacionada à temperatura, à natureza e à concentração das substâncias ionizadas presentes na solução.

A condutividade elétrica foi mensurada por meio de condutivímetro, marca Digimed, calibrado previamente ao uso.

Os teores de oxigênio dissolvido relacionam-se diretamente com a fotossíntese e a respiração dos organismos aquáticos, bem como com a decomposição da matéria orgânica e a oxidação de íons metálicos, entre outros eventos.

O oxigênio dissolvido (OD) foi determinado pelo método de Winkler, descrito em Golterman *et al.* (1978). Atualmente existem vários métodos para determinação dos teores de oxigênio por técnicas polarográficas, colorimétricas, enzimáticas, entre outras. Porém, o método de referência continua a ser o de Winkler, com a modificação pela azida (APHA, 1985).

A metodologia para a determinação dos nutrientes foi: nitrogênio total – método de digestão com persulfato; nitrato – método de redução com cádmio; íon amônio – método de Nessler; e fósforo total – método de digestão com ácido ascórbico (PhosVer®). O aparelho utilizado foi o DR/2500 e todos os métodos citados têm equivalente na última edição do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA).

Comunidade Fitoplanctônica

Por meio das concentrações dos pigmentos fotossintéticos (clorofila-a) pode-se estimar a biomassa das populações fitoplanctônicas (Glooschenko & Blaton, 1977; Wetzel & Likens, 1991). O pigmento total foi coletado a um metro de profundidade e determinado

com extração de acetona 90%, segundo o método de Golterman *et al.* (1978), com acondicionamento seguindo as recomendações de Holm-Hansen & Reimann (1978).

Para a análise qualitativa do fitoplâncton utilizou-se rede de plâncton de 23 µm de malha e 15 cm de raio, em arrasto vertical a um metro. Amostras de fitoplâncton a fresco forneceram suporte essencial à identificação dos organismos. Para a análise quantitativa, as coletas foram realizadas com garrafa de Van Dorn de 5 litros de capacidade, a um metro de profundidade. Tais amostras foram fixadas com formol a 4% e réplicas em lugol acético (preservação de estruturas).

A profundidade de 1 metro foi adotada devido aos baixos valores de transparência da água relatados em estudos anteriores (Giani, 1984; Branco, 1991; Philomeno, 2003) e por corresponder ao ponto da zona eufótica de maior produtividade do lago, suficientemente profunda para evitar interferências de distúrbios superficiais inibidores, como o vento e a radiação solar (Ruttner, 1966; Wetzel, 2001). Assim, mesmo com o aumento nos valores de transparência da água, a partir de dezembro de 1998, preferiu-se permanecer com coletas a 1 metro de profundidade, a fim de tornar os resultados comparativos.

Para a determinação taxonômica das algas foi utilizada bibliografia especializada e auxílio de especialistas. A determinação quantitativa do fitoplâncton foi realizada segundo método de Utermöhl, descrito em Wetzel & Likens (1991).

c) ANÁLISE DOS DADOS

Comunidade Fitoplanctônica

As análises efetuadas a partir das determinações quali e quantitativas dos organismos fitoplanctônicos, são: densidade de organismos e de grupos, abundância relativa dos grupos fitoplanctônicos, frequência de ocorrência, riqueza específica, diversidade de Shannon (Shannon & Weaver, 1949; Wiener, 1948), equitabilidade (Pielou, 1975), similaridade de Sorensen, identificação de táxons descritores da comunidade e grupos funcionais fitoplanctônicos (Reynolds *et al.*, 2002). Para a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* foi realizado cálculo de biovolume (capítulo 6), com a utilização da fórmula do volume do cilindro, devido à morfologia análoga da alga.

Dados abióticos e dados bióticos

Para verificar variação temporal nos parâmetros físicos, químicos e biológicos, e diferenças e relações nas variáveis físicas, químicas e biológicas, foram aplicados, testes estatísticos. O teste de Kolmogorov-Smirnov foi aplicado para verificação de normalidade ou não na distribuição dos dados, e a partir dos resultados obtidos por meio deste foi possível eleger as análises, correlações e testes mais apropriados aos dados. O pacote estatístico utilizado foi SPSS for Windows 10.0.

Para dados de um mesmo período e diferentes variáveis, buscou-se o coeficiente de correlação de Spearman (r_s), que consiste em uma prova não-paramétrica para determinar o grau de associação entre duas variáveis. Para estações climáticas diferentes e uma mesma variável, foi realizado o teste de Wilcoxon (teste T), que é uma prova não-paramétrica que

compara dados pareados de uma amostra obtidos em ocasiões distintas (equivalente ao teste *t* de *Student* para dados relacionados, mas aplicado a dados mensurados pelo menos a nível ordinal, baseando-se no sentido e na magnitude das diferenças entre os pares amostrais) (Ayres *et al.*, 2000). O pacote estatístico utilizado foi SPSS for Windows 10.0.

A Análise de Variância (ANOVA), one-way, foi utilizada para comparar a magnitude das variações das amostras das diferentes períodos climáticos e fases 1, 2 e 3. Foi realizado o teste *F* (Fisher), demonstrando a comparação das variações entre os tratamentos (α : 0,05). Aplicou-se o teste de Tukey, sugerido em Zar (1999), para evidenciar as diferenças significativas. O pacote estatístico utilizado foi SPSS for Windows 10.0.

Foram utilizadas: Análise de Componentes Principais (para relacionar as variáveis abióticas) e Análise de Correspondência Canônica (para relacionar comunidades fitoplanctônicas e fatores abióticos em conjunto). Tais análises consistem em um teste interpretativo e indicam a significância relativa das variáveis preditivas, considerando diversas variáveis aleatórias de modo simultâneo. O pacote estatístico utilizado foi PC-ORD versão 4.10.

Capítulo 1. VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA E A OLIGOTROFIZAÇÃO DO LAGO PARANOÁ-DF

O presente capítulo tem como objetivo verificar a flutuação temporal e análises dos valores atribuídos às variáveis físicas e químicas da água (e clorofila-a), nos períodos de seca e de chuva ao longo do processo de oligotrofização (subitem 1.2) - e mensalmente no ano de 2005 (subitem 1.1) - e estabelecer relações entre os parâmetros por pares de estações (seca e chuva) e fases do processo de oligotrofização.

1.1. Dados Mensais – 2005

O item apresenta breve análise do comportamento dos dados obtidos em coletas mensais, no ano de 2005, no lago Paranoá-DF. Tal ano corresponde à terceira fase do processo de oligotrofização, para o presente estudo.

1.1.1 RESULTADOS

A tabela 1.1 mostra a estatística descritiva dos dados de 2005: valores de média, desvio padrão, valor mínimo e máximo das variáveis abióticas e de clorofila-a mensuradas mensalmente no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF, a um metro de profundidade (exceto transparência).

Tabela 1.1. Valores de médias e desvios padrões (DP), valores mínimos e valores máximos e coeficientes de variação (CV%) das variáveis mensuradas mensalmente em 2005 no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF (n=12).

Variável	Média e DP	Valor Mínimo	Valor Máximo	CV (%)
Temperatura (°C)	24,9±2,2	21,8	29,0	9
pH	7,2±0,2	6,8	7,6	3
Condutividade Elétrica (μScm^{-1})	115,5±12,9	98,1	134,7	11
Oxigênio Dissolvido (mgL^{-1})	6,3±0,8	5,3	7,7	12
Clorofila-a (μgL^{-1})	6,9±4,5	2,2	17,4	65
Transparência da água (m)	1,5±0,3	1,1	1,9	21
Fósforo Total (μgL^{-1})	26,0±0,0	2	62,0	58
Nitrogênio Total (μgL^{-1})	2774,9±0,9	1653,0	4380,0	31
Nitrato (μgL^{-1})	290,1±0,1	143,0	404,0	24
Íon amônio (μgL^{-1})	1969,4±1,1	197,0	3638,0	55

Para aprofundar as comparações entre as variáveis obtidas mensalmente (temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, clorofila-a, transparência da água, fósforo total, nitrogênio total, nitrato e íon amônio), após utilização do teste de Kolmogorov-Smirnov (para verificar se os dados contam com distribuição normal), foi aplicada a correlação de Spearman.

Os dados de chuva (figura 1.1 A) consistem na acumulação mensal da precipitação na área do estudo, e não em dados pontuais obtidos no mesmo dia da coleta. Ainda assim, experimentou-se estabelecer relação entre a chuva e as variáveis ambientais. Verificou-se

que a precipitação (acumulada nos meses) apresentou correlação significativa ($p < 0,05$) positiva com a temperatura da água (Spearman; $r_s = 0,802$) e negativa com oxigênio dissolvido (Spearman; $r_s = - 0,696$). Não é usual a utilização desses dados (somatório) na comparação com dados pontuais, portanto, registra-se como informação, sem maior análise.

A transparência da água (figura 1.1 B) mensurada mensalmente apresentou média de $1,5 \pm 0,3$ m, com valores fluando entre 1,1 (maio) e 1,9 (agosto) m, com coeficiente de variação de 21%. Nota-se decréscimo dos valores no final da seca, e manutenção dessa condição nos meses do início do período chuvoso. Não foi observada correlação significativa entre esta e as demais variáveis.

O potencial hidrogeniônico (pH) (figura 1.1 C) apresentou a menor variação, entre os parâmetros (3% de coeficiente de variação), e os valores flutuaram entre 6,8 (em novembro) e 7,6 (em abril), com média $7,2 \pm 0,2$. Não foi encontrada correlação significativa entre pH e as demais variáveis no estudo.

A condutividade elétrica (figura 1.1 C) apresentou valores entre 98,1 (julho) e 134,7 (outubro) μScm^{-1} e média $115,5 \pm 12,9$ μScm^{-1} . O coeficiente de variação encontrado foi 11%. Observa-se tendência de elevação dos valores durante o estudo. A condutividade elétrica foi correlacionada significativamente, de forma positiva, com clorofila-a (Spearman; $r_s = 0,825$), nitrato (Spearman; $r_s = 0,678$) e íon amônio (Spearman; $r_s = 0,594$).

A temperatura da água (figura 1.1 D) mensurada a um metro de profundidade apresentou valores entre 21,8 e 29⁰C, com média de $24,9 \pm 2,2$ ⁰C e coeficiente de variação de 9%. Nos meses de chuva foram encontrados os maiores valores (máximo em fevereiro). Foi encontrada correlação significativa positiva entre temperatura e nitrogênio total (Spearman; $r_s = 0,614$) (além da relação com a chuva acumulada).

Os valores de oxigênio dissolvido (figura 1.1 D) variaram entre 5,3 e 7,7 mgL⁻¹, com média 6,3±0,8 mgL⁻¹ coeficiente de variação de 12%. Verifica-se tendência à elevação dos valores nos primeiros meses de seca (maio a agosto). Não foi encontrada correlação significativa entre oxigênio dissolvido e as demais variáveis (exceto chuva acumulada).

Com relação aos nutrientes, da série nitrogenada optou-se por mensurar nitrogênio total, nitrato e íon amônio (figura 1.1 E). Os teores de nitrogênio total apresentaram coeficiente de variação de 31%, e valores entre 1653,0 e 4380,0 µgL⁻¹, média 2774,9±0,9 µgL⁻¹. Observa-se tendência ao declínio nos valores na figura 1.1.1 E, apesar da flutuação dos dados, com pico em abril (início da seca). O nitrogênio total correlacionou-se somente com a temperatura (supracitado).

Os valores referentes ao nitrato variaram de 143,0 a 404,0 µgL⁻¹, média 290,1±0,1 µgL⁻¹ e coeficiente de variação de 24%. Comparado às demais formas de nitrogênio obtidas no estudo, os valores de nitrato foram os que menos variaram, com pequena elevação no mês de novembro. Observou-se correlação negativa significativa entre nitrato e íon amônio (Spearman; $r_s = -0,741$).

O teor de íon amônio na água apresentou coeficiente de variação de 55% e os valores variaram entre 197,0 (em novembro) e 3638 (em abril) µgL⁻¹, e média de 1969,4±1,1 µgL⁻¹. Como o nitrogênio total, apresenta tendência à queda ao longo do ano. Verificou-se correlação significativa positiva com condutividade elétrica e com clorofila-a (Spearman; $r_s = 0,720$), e negativa somente com nitrato.

Os valores de fósforo total (figura 1.1 F) apresentaram coeficiente de variação de 58%. A média encontrada foi 26,0±0,0 µgL⁻¹ (escala não permite melhor informação do

desvio-padrão), com valores entre 2 (dezembro) e 62 (maio) μgL^{-1} . A variável não mostrou correlação significativa com as demais.

A estimativa da biomassa algal, por meio da clorofila-a (figura 1.1 F), apresentou a maior flutuação dentre os parâmetros estudados, com coeficiente de variação de 65%. Os dados flutuaram entre 2,2 (fevereiro) e 17,4 (outubro) μgL^{-1} e a média $6,9 \pm 4,5 \mu\text{gL}^{-1}$. A clorofila-a apresentou correlação significativa (positiva) com condutividade elétrica, nitrato e íon amônio.

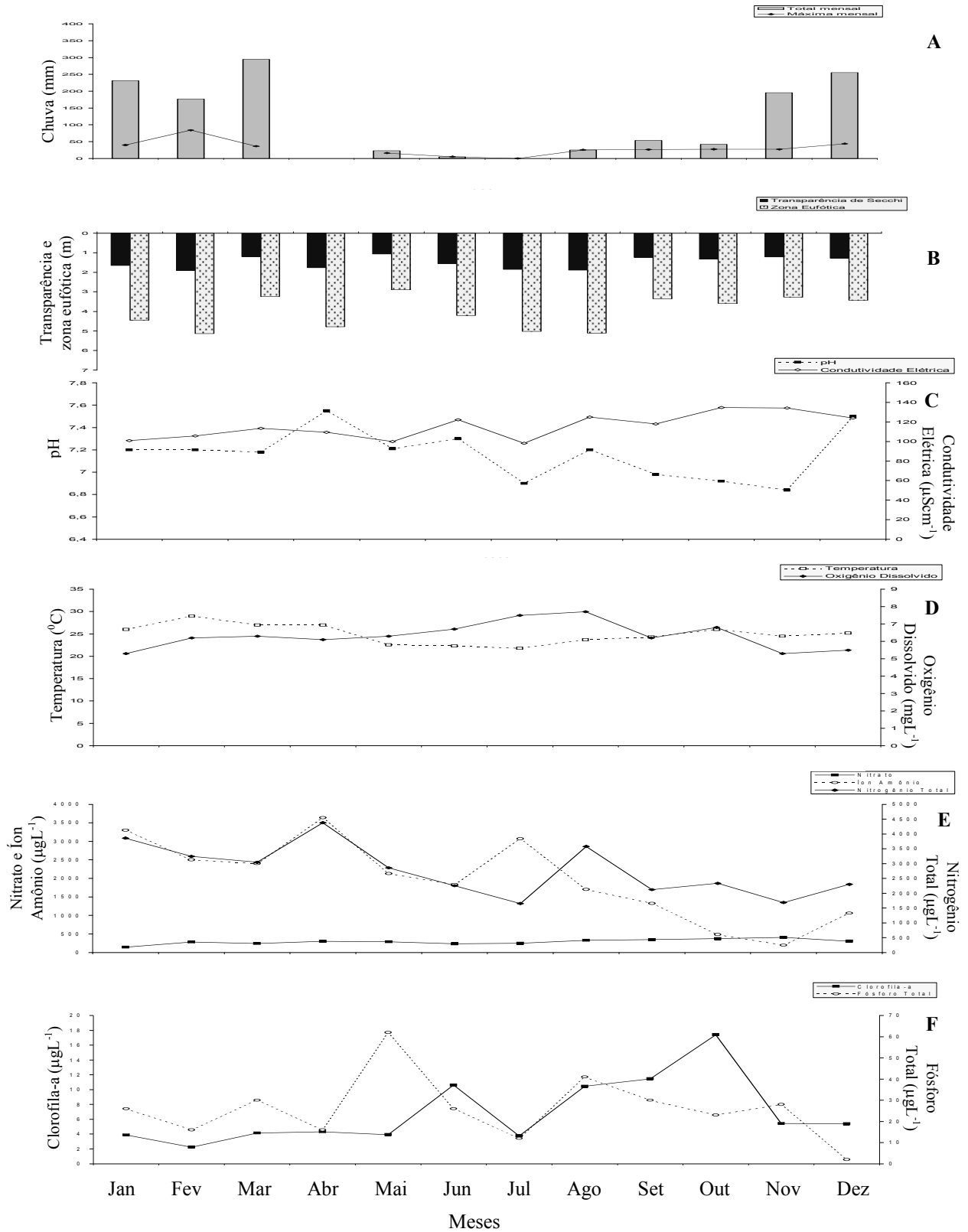


Figura 1.1. Flutuação temporal mensal de precipitação (A); transparência da água e zona eufótica (B); pH e condutividade elétrica (C); temperatura e oxigênio dissolvido (D); nitrogênio total, nitrato e ion amônio (E); fósforo total e clorofila-a (F), no Riacho Fundo do lago Paranoá-DF, no ano de 2005.

Na figura 1.2 está representado o perfil térmico mensal ao longo de 2005. Observam-se microestratificações durante todo o ano, iniciado com circulação até os primeiros 5-8 metros, depois circulação completa (abril e maio) e retorno à situação inicial, contando com estratificações nas camadas mais profundas. São observadas temperaturas mais baixas nas maiores profundidades e nos meses de abril a agosto.

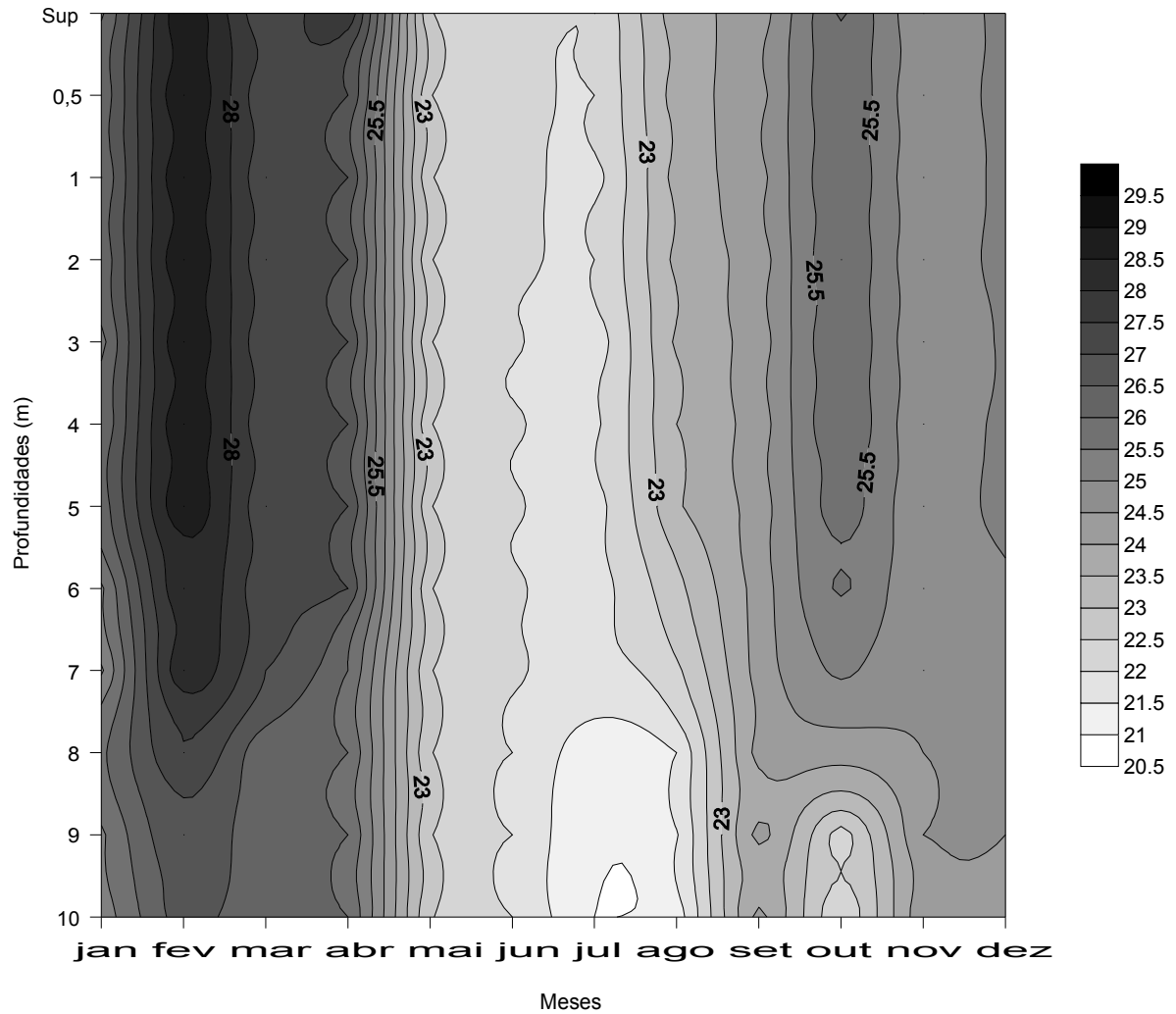


Figura 1.2. Estrutura térmica mensal de 2005, braço do Riacho Fundo, braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

A figura 1.3 mostra ordenação das unidades amostrais (em função da variabilidade temporal-meses), por meio de Análise de Componentes Principais, a relação entre as variáveis físicas e químicas e a clorofila-a, em coletas mensais. Observa-se nítida separação entre os meses de seca e de chuva, com exceção do mês de julho, que não está contido em nenhum dos dois grupos, segundo a mostra a figura.

Com relação ao eixo 1, que representou 39,8% da variabilidade dos dados, as unidades amostrais referentes aos meses de janeiro, fevereiro, março e abril posicionaram-se à esquerda, apresentando correlação negativa com as variáveis íon amônio ($r = -0,452$) – correlação significativa –, nitrogênio total ($r = -0,322$), e mais sutilmente, pH, zona eufótica e temperatura da água. As unidades amostrais dos meses de setembro, outubro e novembro (meio e final da seca), encontram-se à direita do eixo 1, e estão correlacionadas positivamente (porém não significativamente, então com $r < 0,4$) com condutividade elétrica ($r = 0,383$), e mais fracamente com clorofila-a ($r = 0,349$), nitrato ($r = 0,348$) e material em suspensão ($r = 0,345$).

Já com relação ao eixo 2, que representou 16,9% da variabilidade dos dados, foram obtidos os maiores valores de correlação. Pode ser evidenciado um grupo formado pelas unidades amostrais dos meses do início da estação seca – maio, junho e agosto, parte negativa do eixo 2 enquanto o mês de dezembro se posicionou no lado positivo do eixo 2. O eixo 2 apresenta correlação negativa (significativa) com o oxigênio dissolvido ($r = -0,558$), e correlação positiva (significativa) com temperatura ($r = 0,592$).

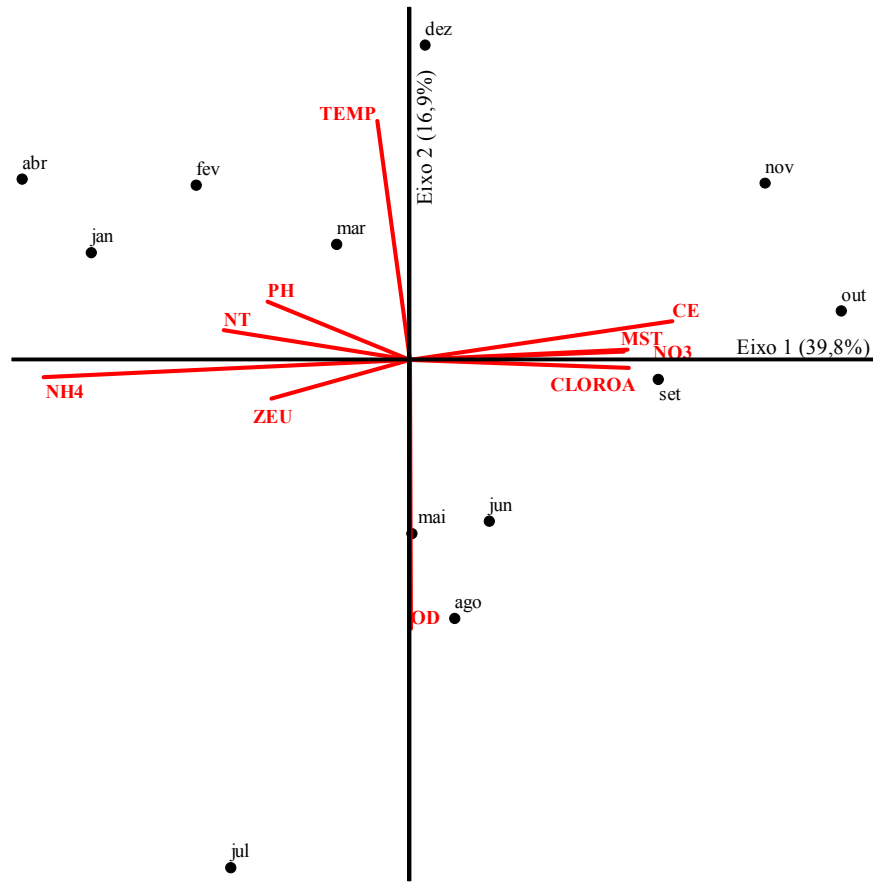


Figura 1.3. Diagrama de ordenação – Análise de Componentes Principais (PCA) – integrada das variáveis abióticas e clorofila-a, com dados mensais de 2005, braço do Riacho Fundo, lago Paranoá-DF.

Tabela 1.2. Coeficientes de correlação de Pearson e Kendall entre as variáveis analisadas mensalmente em 2005, no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF, eixos 1 e 2 da ordenação. (Em negrito $r > 0,4$.)

Variável	Abreviação	Componente Principal	
		I	II
Temperatura	TEMP	-0,134	0,558
Zona Eufótica	ZEU	-0,277	-0,226
Material em Suspensão Total	MST	0,345	0,103
pH	pH	-0,281	0,275
Condutividade Elétrica	CE	0,383	0,226
Oxigênio Dissolvido	OD	0,027	-0,592
Clorofila-a	CLOROA	0,349	-0,102
Nitrato	NO3	0,348	0,117
Íon Amônio	NH4	-0,452	-0,149
Fósforo Total	PT	0,101	-0,254
Nitrogênio Total	NT	-0,322	0,197
Explicabilidade		39,8%	16,9%

1.1.2. DISCUSSÃO

O presente capítulo foi produzido com intuito de verificar a validade da amostragem mensal, nos meses de 2005, e confrontá-la com a opção escolhida para o trabalho no lago Paranoá-DF desde 1997, com amostragens semanais, intensas nos meses caracteristicamente de estiagem e de chuvas. Pode ser incluída como uma parte de caráter descritivo, que busca prioritariamente fornecer subsídios para corroborar o desenho do projeto original de pesquisa.

A maioria dos estudos de monitoramento limnológico apresenta periodicidade mensal de coleta de dados, inclusive em países de clima tropical, que sabidamente contam com duas estações bem definidas: seca e chuva. Tal fato pode ser devido à ausência de recursos financeiros ou logísticos suficientes para as análises em intervalos menores e mais apropriados ao tipo de amostragem e objetivo.

Um inconveniente da amostragem mensal é a perda de informações sobre a comunidade planctônica, especialmente em relação ao fitoplâncton, visto que os seres apresentam ciclos de vida curtos – o tempo de geração da maior parte das algas é de 0,5 a 5 dias, segundo Reynolds (1993) – e as amostragens com intervalos muito superiores a esse período tendem à perda de informações valiosas relativas à dinâmica das comunidades, não observando os processos de sucessão e dominância, e outros atributos.

Ainda considerando as sugestões de coletas semanais, método amplamente praticado atualmente, optou-se por analisar também dados de coletas mensais, não somente como subsídio às amostragens intensificadas em meses tipicamente secos e chuvosos, mas

principalmente pelo fornecimento de informações interessantes acerca do comportamento dos parâmetros ao longo do ano e a possibilidade de observar os limites entre as estações climáticas e as mudanças nas variáveis ambientais em suas faixas de transição, se houver.

Segundo os dados obtidos em 2005 no lago Paranoá, a clorofila-a, o fósforo total e o íon amônio foram as variáveis que apresentaram maiores coeficientes de variação durante o ano de 2005. Foi encontrada alta correlação positiva entre clorofila-a e íon amônio, também positiva entre clorofila-a e nitrato (em menor nível), mas não foi observada correlação significativa entre clorofila-a e fósforo total (fósforo não apresentou correlação significativa com as demais variáveis). Também entre clorofila-a e condutividade elétrica foi verificada alta correlação positiva.

Inúmeros trabalhos em ambientes aquáticos em processo de oligotrofização tentam linearizar a questão e, em alguns deles, são propostos modelos de resposta (preditiva) do sistema como imagem da diminuição na concentração de nutrientes (Sas, 1989; Gaedkle & Schweizer, 1993; Gaedkle, 1998). Porém, é de se esperar que as particularidades dos sistemas invalidem a generalização e o próprio processo de mudança tende a tornar o ambiente instável e imprevisível.

A associação da redução nas concentrações (e cargas) de nutrientes (fósforo e nitrogênio) e a resposta pronta ou tardia de alteração da biomassa algal está sendo comumente encontrada nas experiências.

Phillips *et al.* (2005) consideraram os valores de clorofila-a consistentemente menores a cada seis anos após a redução de nutrientes, especialmente durante a primavera e o início do verão. Opostamente, Horn (2003) verificou que a média anual da biomassa fitoplanctônica quase duplicou, mesmo com a queda na produtividade primária e mudanças na dinâmica da comunidade fitoplanctônica, a partir da redução das cargas nutrientes.

Com a finalidade de quantificar tal relação entre fósforo e biomassa algal pode ser citado o trabalho de Vollenweider & Kerekes (1982), que propuseram modelo de previsibilidade da densidade fitoplanctônica, a partir da concentração de fósforo total, bastante difundido (desenvolvido com a Organização para Cooperação Econômica e Desenvolvimento-OECD). Neste modelo, a concentração de clorofila-a é utilizada como estimativa da densidade fitoplanctônica e os resultados indicaram que para cada 1µg de fósforo total (aproximadamente), a média anual da biomassa fitoplanctônica corresponderia a 0,25µg de clorofila-a (máximo esperado=1µg de clorofila-a). Com base nesse modelo, utilizando os dados do lago Paranoá em 2005, o resultado esperado para 26 µg de fósforo total seriam 6,5 µg de clorofila-a. A relação aplicada aos dados do lago nesse período mostrou-se interessante, pois a diferença encontrada foi mínima (0,4 µg a menor) entre o cálculo proposto pelo modelo – 6,5 µg – e a média anual da estimativa da biomassa real, obtida por meio de análises laboratoriais, que foi de 6,9 µg de clorofila-a.

No presente estudo, a clorofila-a apresentou valores mais elevados na estação seca, a partir de agosto de 2005, mesmo sem aumento nas concentrações de fósforo nem de nitrogênio, que poderiam ser esperados para explicar o aumento da clorofila-a. Nota-se, entretanto, que o aumento da clorofila-a pode consistir em resposta tardia aos picos de fósforo total, por meio da observação da flutuação temporal comparativa.

Foi verificada correlação significativa positiva entre clorofila-a e nitrato e entre clorofila-a e íon amônio (além da negativa entre essas duas formas de nitrogênio). O mesmo teste não apontou correlação entre a estimativa de biomassa algal e fósforo ou nitrogênio total. Não foram verificados outros elementos que garantam e/ou avalizem tal relação, também pelo fato das coletas ora apresentadas terem sido realizadas mensalmente,

intervalo considerado relativamente longo para permitir confiabilidade em associações de causa-efeito dessa natureza.

Na estiagem, período em que foram encontrados os maiores valores de clorofila-a, nota-se queda na temperatura da água, circulação da coluna e a presença de microestratificações (por meio da observação do perfil térmico), fatos comuns ao lago (Philomeno, 2003) e à região e encontrados em vários trabalhos brasileiros (Fonseca, 2005). O fenômeno ocorre porque os valores inferiores de temperatura do ar provocam aumento na densidade da água e conseqüente circulação desta até as maiores profundidades. Dentre as diferenças associadas a essa estação, observou-se sutil elevação da condutividade elétrica e do oxigênio dissolvido. Ainda a transparência da água (e o comprimento da zona eufótica) mostraram maiores valores em julho e agosto, o que pode também ter contribuído para a maior produtividade algal.

Os dados de precipitação sugerem que a estação seca de 2005 pode ter permanecido por tempo superior ao usual, mesmo com a ausência de dados em abril, e nota-se em outubro valores de precipitação inferiores aos comumente obtidos para esse mês. Com base nos parâmetros obtidos, poder-se-ia inferir que houve pouca ou nenhuma precipitação em abril, inclusive pelos dados de pH, que não apresentaram flutuação expressiva senão pelo pico máximo observado em abril. Essa variável não apresentou correlação significativa com as demais variáveis (vide resultados). Dessa forma, pode-se associar ao efeito de concentração – naturalmente esperado nesse período, em decorrência da ausência de chuvas – o fato do teor de clorofila-a nos meses de seca serem marcadamente mais elevados.

É importante informar que o lago está passando por um processo de oligotrofização, iniciado em 1993 – com redução na carga de nutrientes (Felizatto *et al.*, 2000) –, e que, portanto, os dados obtidos para os meses podem não estar retratando a realidade típica de

reservatórios urbanos sujeitos à ação antrópica e nem serem comparáveis àqueles dados esperados para um corpo lântico com as concentrações de nutrientes encontradas neste. No presente estudo, a média de fósforo total encontrada foi de $26 \mu\text{g L}^{-1}$ de fósforo total, correspondente à um ambiente aquático tropical com características mesotróficas (Salas & Martino, 1990). Porém, a flutuação dos dados foi tão expressiva que contou com o mínimo de $2 \mu\text{g L}^{-1}$ de fósforo total (no mês de dezembro), própria de ambiente oligotrófico, e com o máximo de $62 \mu\text{g L}^{-1}$ de fósforo total (no mês de maio), que corresponde à concentração de sistema tipicamente eutrofizado. Os dados de pluviosidade podem estar relacionados a esses dois extremos encontrados (efeito de diluição).

Também com a utilização de um outro critério, a clorofila-a, para os mesmos autores, o lago Paranoá apresenta oscilação entre momentos oligo, meso e eutrófico, com valores médios sugerindo mesotrofia. A classificação de Salas & Martino (1990) não considera nitrogênio para avaliação, como métodos desenvolvidos para clima temperado (Sakamoto, 1966; Nürnberg, 1996) e, portanto, não adequados à comparações com dados do lago Paranoá.

A flutuação dos dados físicos e químicos sugere que o ambiente esteja em um momento de “transição”, isso porque apresenta valores próprios de lagos mesotróficos e para outras variáveis (ou para as mesmas, porém em meses diferentes no mesmo ano), outros caracteristicamente eutróficos.

Branco (1991) realizou estudo sobre a comunidade planctônica e a qualidade da água no lago Paranoá com coletas mensais em vários pontos do lago (de março de 1988 a março de 1989). O estudo, por seu caráter abrangente, foi utilizado como referência à época. O local de coleta coincidente com o ponto no braço do Riacho Fundo do presente

trabalho apresenta algumas diferenças marcantes quanto às variáveis ambientais deste estudo, realizado entre 9 a 17 anos depois. A temperatura da água mensurada (Branco, 1991) foi inferior nos meses tipicamente secos (junho e julho), e superiores na estação chuvosa (janeiro). No perfil térmico a tendência é semelhante, exceto em outubro, pois as primeiras profundidades apresentam estratificação em 1988 e 1989 (não se evidencia microestratificações, provavelmente por diferença na precisão do equipamento).

A condutividade elétrica apresentou maior oscilação e menor valor em março (em 2005 foram em janeiro, maio e julho, sendo que baixos valores foram encontrados em janeiro em ambos os estudos) e somente o valor mais elevado, em dezembro de 1988, é similar àqueles encontrados em 2005.

Os valores de pH apresentam alta variação, com tendência à alcalinidade, e são mais elevados a partir de setembro (Branco, 1991). O oposto ocorre em 2005 (onde valores inferiores são relacionados a setembro, outubro e novembro), e os dados mostram tendência à neutralidade, com pequena variação ao longo do ano.

A transparência da água foi mais elevada na seca em ambos os estudos, porém em 2005 houve um pico em fevereiro (estação chuvosa), mês em que a precipitação foi inferior ao mês anterior e ao subsequente, o que pode corroborar a elevação na transparência. Nos meses de chuvas, a variável apresentou os menores valores. Nota-se que em 1988 e 1989 a transparência era expressivamente inferior àquela mensurada em 2005, e o valor máximo, em outubro de 1988 é semelhante ao mínimo do ano de 2005 (em maio).

Quanto ao oxigênio dissolvido na água, valores superiores foram encontrados na seca (principais picos em setembro de 1988 e em agosto de 2005), porém o menor valor no estudo anterior foi obtido em maio e, em 2005, em novembro.

De maio a setembro de 1989 foram mensurados os maiores valores de íon amônio, enquanto os picos em 2005 foram nos meses de janeiro, maio e julho. O menor valor do estudo anterior foi encontrado em janeiro de 1989 e no presente estudo foi em novembro. Excetuando-se o pico em janeiro de 2005, a tendência dos dados dos dois estudos é similar. A diferença mais evidente é que os maiores valores do estudo anterior se assemelham à média de íon amônio do presente estudo, e enquanto o pico em Branco (1991) foi de aproximadamente $2500\mu\text{gL}^{-1}$, em 2005 encontrou-se até $3638\mu\text{gL}^{-1}$.

O nitrato apresentou valores inferiores a $40\mu\text{gL}^{-1}$ exceto em outubro de 1988 (cerca de $230\mu\text{gL}^{-1}$), enquanto em 2005 estes variaram de 143 a $404\mu\text{gL}^{-1}$, com pico em novembro. Nota-se, então, a elevação expressiva dos valores médios nas coletas de 2005.

Os valores de fósforo total de Branco (1991) oscilaram entre 45 e $100\mu\text{gL}^{-1}$ e os do presente estudo, entre 2 e $62\mu\text{gL}^{-1}$ (média: $26\mu\text{gL}^{-1}$). Os picos relacionaram-se com a estação seca: em 1988 foram em junho e em setembro, enquanto em 2005, maio e agosto.

Com relação à concentração de clorofila-a, além da discrepância dos valores marcadamente superiores em 1988 e 1989, o menor valor encontrado em Branco (1991) coincide com o mês de um dos picos mais elevados em 2005: junho. Os meses com valores mais elevados em Branco (1991) foram novembro, dezembro e janeiro (os valores variaram entre 25 a $63\mu\text{gL}^{-1}$) e em 2005, foram junho, agosto, setembro e outubro (no período observou-se valores entre 3,8 a $17,4\mu\text{gL}^{-1}$). É válido informar que no mês de outubro de 2005 a precipitação apresentou valores inferiores aos usuais para a época e que o estudo anterior contou com biomassa superior nos meses de chuva, apesar dos valores de fósforo total elevados na seca, neste ponto amostral.

Há várias discrepâncias entre os valores obtidos em 1988/1989 e 2005, para as variáveis ambientais do lago no mesmo ponto amostral do lago. Supõem-se que as mudanças na bacia de drenagem (principalmente quanto ao uso e à ocupação do solo) e as modificações na qualidade da água – provenientes das melhorias nas estações de tratamento de esgoto –, além da dinâmica interna do sistema, sejam os fatores de maior influência para a obtenção dos resultados de 2005.

Atualmente sabe-se que a amostragem mensal não é indicada para organismos com curtos ciclos de vida e ambientes dinâmicos, especialmente tropicais, pois pode subestimar dados referentes à comunidade aquática e às variáveis físicas e químicas da água, com a perda de dados de eventos importantes. Além disso, a análise exploratória realizada para os dados mensais mostra notável a separação dos meses das duas estações climáticas regionais (período de estiagem e período chuvoso), verificada claramente na figura 1.3. Tal resultado pode ser considerado como um subsídio que corrobora a escolha de coletas mais intensas (semanais) especialmente em meses tipicamente de seca e de chuva, com intuito de obter estimativas mais seguras da dinâmica do ambiente e sobre as comunidades presentes neste.

Conclusão

O lago Paranoá pode estar em uma fase intermediária do processo de restauração, que justificaria a presença de peculiaridades de um e de outro estado trófico (meso e eutrófico), com um pseudo-equilíbrio deslocado de forma alternada, podendo prevalecer características ora de um, ora de outro nível de trofia.

1.2. Dados da Série Temporal – Anos: 1997, 1998, 1999, 2000 e 2005

O presente item tem como objetivo verificar a flutuação temporal das variáveis físicas e químicas da água (e clorofila-a), em períodos de seca e de chuva ao longo do processo de oligotrofização e estabelecer relações entre os parâmetros por pares de estações (seca e chuva) e por fases do processo de oligotrofização.

O estudo abrange dados obtidos desde quando o ponto braço do Riacho Fundo do lago Paranoá apresentava as condições de qualidade de água características de ambiente eutrofizado – FASE 1: seca de 1997 e chuva de 1998 –, passando por uma melhoria constatada por vários indicadores – FASE 2: seca de 1999 e chuva de 2000 –e, após essa etapa, um período onde há sinais de conservação das características obtidas a partir de 1999 (oligotrofização) e, ao mesmo tempo, indícios de regresso às condições de degradação similares àquelas dos anos anteriores à 1999 (provável fase de transição) – FASE 3: chuva de 2005 e seca de 2005. Dessa forma, todas as figuras apresentarão os dados semanais dos períodos supracitados, em ordem cronológica.

1.2.1. RESULTADOS

Dados Climatológicos

Pluviosidade anual (fonte dos dados: sistema HIDRO-ANA/CAESB)

A figura a seguir (1.4 A, B, C, D e E) contam com dados de precipitação obtidos para a área de influência do objeto do presente estudo nos anos de 1997, 1998, 1999, 2000 e 2005. A chuva é representada pelo acúmulo mensal e valor máximo, para melhor visualização da separação marcante e repetitiva (anualmente) entre o comportamento desta variável nas estações do ano que baseiam o estudo – seca e chuva.

Os dados da estação pluviométrica estão descritos na tabela 1.3.

Tabela 1.3. Dados da estação pluviométrica – rio Paranoá-DF.

Referência	Dado
Código	01547008
Nome	ETE SUL
Código Adicional	P02
Bacia	RIO PARANÁ (6)
Sub-bacia	RIO PARANAÍBA (60)
Rio	RIO PARANOÁ
Estado	DISTRITO FEDERAL
Município	BRASÍLIA
Responsável	CAESB
Operadora	CAESB
Latitude	-15:50:29
Longitude	-47:54:31
Altitude (m)	1005

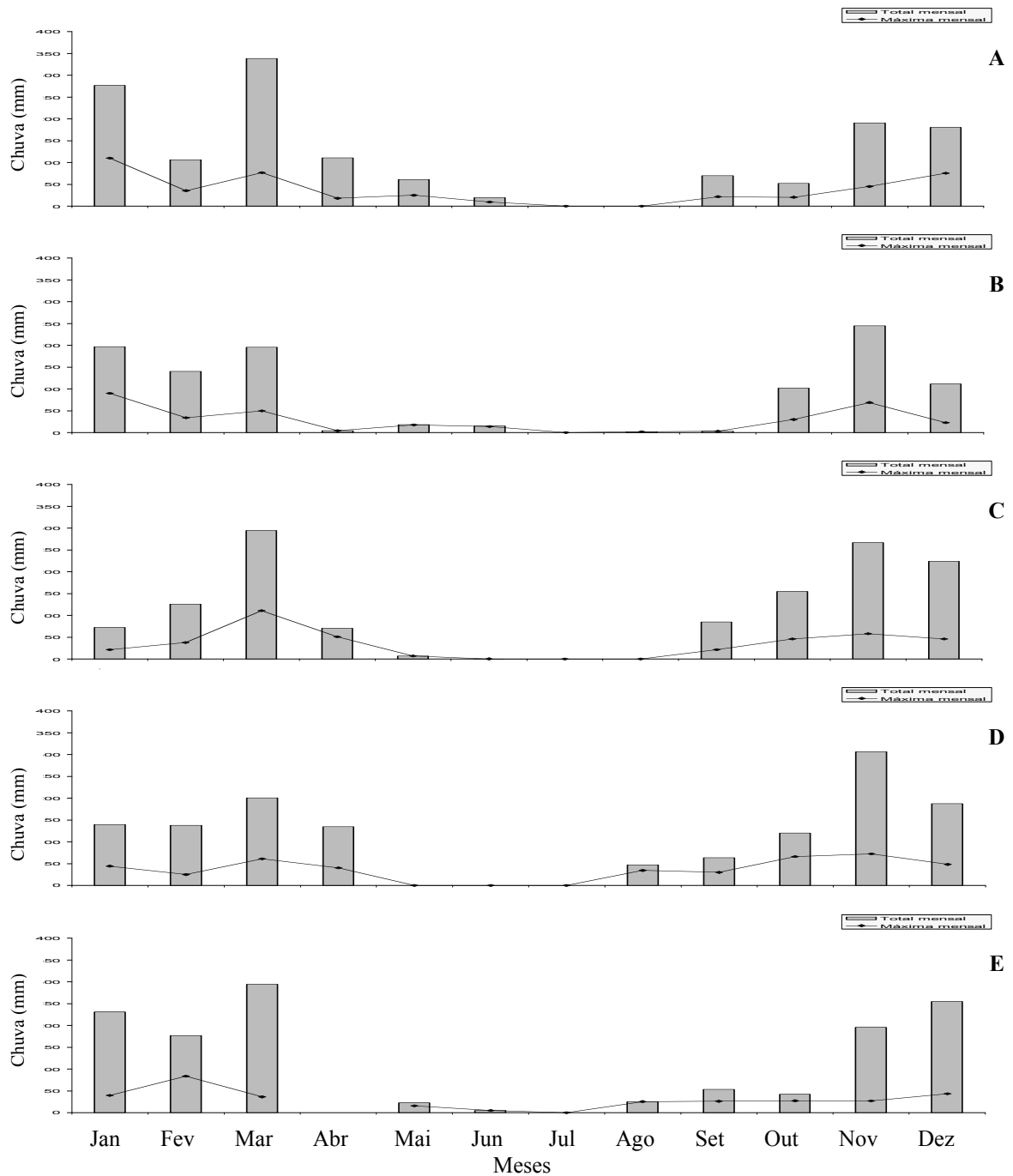


Figura 1.4. Precipitação mensal acumulada e valor máximo na área do estudo, Brasília-DF, nos anos de 1997 (A), 1998 (B), 1999 (C), 2000 (D) e 2005 (E). (Dados cedidos pela CAESB.)

FLUTUAÇÃO TEMPORAL DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS (1m de profundidade)

As tabelas 1.4, 1.5 e 1.6 mostram a estatística descritiva das variáveis físicas e químicas da água, incluindo a clorofila-a, para os períodos de seca e de chuva das três fases da restauração do lago Paranoá, no braço do Riacho Fundo a um metro de profundidade (exceto transparência da água).

Os parâmetros foram analisados individualmente, comparados por pares de estações em cada fase e entre as fases por meio da aplicação do teste de Wilcoxon e correlacionados entre si pela correlação de Spearman.

Tabela 1.4. Valores de médias e desvios padrões (DP), valores mínimos e valores máximos e coeficientes de variação (CV%) das variáveis mensuradas na fase 1: estação seca de 1997 (n=8) e estação chuvosa de 1998 (n=8) no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

	Variável	Média e DP	Valor Mínimo	Valor Máximo	CV (%)
Seca de 1997	Temperatura (°C)	23,8±1,4	22,0	26,0	6
	pH	7,4±0,9	6,6	8,8	12
	Condutividade Elétrica (µScm ⁻¹)	82,1±15,8	61,2	109,0	19
	Oxigênio Dissolvido (mgL ⁻¹)	8,7±1,2	7,5	10,5	13
	Clorofila-a (µgL ⁻¹)	55,7±35,1	25,5	135,4	63
	Transparência da água (m)	0,8±0,2	0,5	1,1	27
	Fósforo Total (µgL ⁻¹)	49,5±0,0	37,0	57,0	21
	Nitrogênio Total (µgL ⁻¹)	1617,5±0,2	1280,0	1860,0	15
	Nitrato (µgL ⁻¹)	286,8±0,1	163,0	336,0	27
	Íon amônio (µgL ⁻¹)	286,6±0,2	71,0	500,0	69
Chuva de 1998	Temperatura (°C)	27,3±1,6	25,0	30,0	6
	pH	6,8±1,0	5,7	9,0	15
	Condutividade Elétrica (µScm ⁻¹)	78,9±5,6	74,1	88,0	7
	Oxigênio Dissolvido (mgL ⁻¹)	6,4±1,1	5,0	8,4	18
	Clorofila-a (µgL ⁻¹)	28,7±11,0	12,3	44,8	38
	Transparência da água (m)	0,7±0,3	0,25	1,0	41
	Fósforo Total (µgL ⁻¹)	48,0±0,0	35,0	61,0	29
	Nitrogênio Total (µgL ⁻¹)	1915,0±0,0	1890,0	1940,0	1
	Nitrato (µgL ⁻¹)	96,5±0,0	69,0	124,0	30
	Íon amônio (µgL ⁻¹)	62,0±0,0	45,0	79,0	29

Tabela 1.5. Valores de médias e desvios padrões (DP), valores mínimos e valores máximos e coeficientes de variação (CV%) das variáveis mensuradas na fase 2: estação seca de 1999 (n=8) e estação chuvosa de 2000 (n=8) no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Variável		Média e DP	Valor Mínimo	Valor Máximo	CV (%)
Seca de 1999	Temperatura (°C)	23,5±1,4	21,5	25,5	6
	pH	7,9±0,6	7,2	8,9	8
	Condutividade Elétrica (µScm ⁻¹)	96,3±35,6	11,6	122,8	37
	Oxigênio Dissolvido (mgL ⁻¹)	4,4±0,4	3,9	4,8	8
	Clorofila-a (µgL ⁻¹)	7,7±2,1	5,2	11,6	27
	Transparência da água (m)	1,4±0,3	0,8	1,9	24
	Fósforo Total (µgL ⁻¹)	34,7±0,0	16,0	46,0	45
	Nitrogênio Total (µgL ⁻¹)	2943,7±0,0	2940,0	2950,0	0
	Nitrato (µgL ⁻¹)	998,8±0,0	942,0	1033,0	5
Íon amônio (µgL ⁻¹)	789,0±0,6	348,0	1524,0	77	
Chuva de 2000	Temperatura (°C)	25,6±2,1	20,5	27,0	8
	pH	7,4±0,6	6,9	8,6	8
	Condutividade Elétrica (µScm ⁻¹)	86,9±15,0	73,0	115,1	17
	Oxigênio Dissolvido (mgL ⁻¹)	5,4±0,3	4,8	5,7	6
	Clorofila-a (µgL ⁻¹)	7,1±0,8	6,2	8,4	11
	Transparência da água (m)	1,4±0,4	1,0	2,3	27
	Fósforo Total (µgL ⁻¹)	30,8±0,0	19,0	38,0	32
	Nitrogênio Total (µgL ⁻¹)	1164,3±0,0	1155,0	1180,0	1
	Nitrato (µgL ⁻¹)	246,6±0,0	235,0	266,0	7
Íon amônio (µgL ⁻¹)	110,0±0,0	80,0	128,0	23	

Tabela 1.6. Valores de médias e desvios padrões (DP), valores mínimos e valores máximos e coeficientes de variação (CV%) das variáveis mensuradas na fase 3: estação chuva de 2005 (n=8) e estação de seca de 2005 (n=8) no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Variável		Média e DP	Valor Mínimo	Valor Máximo	CV (%)
Chuva de 2005	Temperatura (°C)	26,9±1,5	25,0	29,0	5
	pH	7,1±0,2	6,8	7,5	3
	Condutividade Elétrica (µScm ⁻¹)	101,1±3,6	94,6	105,8	9
	Oxigênio Dissolvido (mgL ⁻¹)	6,4±1,2	4,7	7,9	11
	Clorofila-a (µgL ⁻¹)	5,0±0,7	3,4	5,5	36
	Transparência da água (m)	1,6±0,5	0,9	2,4	22
	Fósforo Total (µgL ⁻¹)	19,3±0,0	8,0	30,0	34
	Nitrogênio Total (µgL ⁻¹)	3601,6±0,6	2858,0	4342,0	19
	Nitrato (µgL ⁻¹)	207,0±0,1	110,0	282,0	33
Íon amônio (µgL ⁻¹)	2975,0±0,6	2200,0	3700,0	25	
Seca de 2005	Temperatura (°C)	24,0±1,1	22	25,5	6
	pH	7,2±0,2	7,0	7,6	3
	Condutividade Elétrica (µScm ⁻¹)	121,1±10,4	100,0	135,0	4
	Oxigênio Dissolvido (mgL ⁻¹)	7,5±0,8	6,2	8,6	19
	Clorofila-a (µgL ⁻¹)	10,6±3,8	4,5	14,2	13
	Transparência da água (m)	1,7±0,4	1,1	2,1	28
	Fósforo Total (µgL ⁻¹)	27,3±0,0	16,0	41,0	38
	Nitrogênio Total (µgL ⁻¹)	2656,8±0,5	2027,0	3577,0	16
	Nitrato (µgL ⁻¹)	415,0±0,1	328,0	743,0	27
Íon amônio (µgL ⁻¹)	1623,6±0,4	948,0	2315,0	20	

FASE 1

CHUVA

Tabela 1.8. Correlações significativas (r_s de Spearman; $p < 0,05$) entre as variáveis ambientais da chuva de 1998 (fase 1), braço do Riacho Fundo, lago Paranoá-DF (Observação: as correlações negativas apresentam indicação por meio do sinal matemático correspondente).

Variáveis	Temperatura	pH	Condutividade Elétrica	Oxigênio Dissolvido	Clorofila-a	Transparência/zona eufótica	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Nitrato	Íon amônio
Temperatura										
pH							- 0,768	- 0,768	- 0,768	0,768
Condutividade Elétrica										
Oxigênio Dissolvido										
Clorofila-a										
Transparência/zona eufótica							0,930	0,930	0,930	- 0,930
Fósforo Total		- 0,768				0,930				
Nitrogênio Total		- 0,768				0,930				
Nitrato		- 0,768				0,930				
Íon amônio		0,768				- 0,930				

FASE 2

SECA

Tabela 1.9. Correlações significativas (r , de Spearman; $p < 0,05$) entre as variáveis ambientais da seca de 1999 (fase 2), braço do Riacho Fundo, lago Paranoá-DF (Observação: as correlações negativas apresentam indicação por meio do sinal matemático correspondente).

Variáveis	Temperatura	pH	Condutividade Elétrica	Oxigênio Dissolvido	Clorofila-a	Transparência/zona eufótica	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Nitrato	Íon amônio
Temperatura						0,715	- 0,798	0,798	- 0,798	0,798
pH						0,739	- 0,798	0,798	- 0,798	0,798
Condutividade Elétrica										
Oxigênio Dissolvido										
Clorofila-a										
Transparência/zona eufótica	0,715	0,739					- 0,850	0,850	- 0,850	0,850
Fósforo Total	- 0,798	- 0,798				- 0,850				
Nitrogênio Total	0,798	0,798				0,850				
Nitrato	- 0,798	- 0,798				- 0,850				
Íon amônio	0,798	0,798				0,850				

FASE 2

CHUVA

Tabela 1.10. Correlações significativas (r , de Spearman; $p < 0,05$) entre as variáveis ambientais da chuva de 2000 (fase 2), braço do Riacho Fundo, lago Paranoá-DF (Observação: as correlações negativas apresentam indicação por meio do sinal matemático correspondente).

Variáveis	Temperatura	pH	Condutividade Elétrica	Oxigênio Dissolvido	Clorofila-a	Transparência/zona eufótica	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Nitrato	Íon amônio
Temperatura		0,824	0,792							
pH	0,824		0,830			0,767				
Condutividade Elétrica	0,792	0,830								
Oxigênio Dissolvido										
Clorofila-a										
Transparência/zona eufótica		0,767					- 0,755	0,755	0,755	- 0,755
Fósforo Total							- 0,755			
Nitrogênio Total								0,755		
Nitrato									0,755	
Íon amônio										- 0,755

FASE 3

CHUVA

Tabela 1.11. Correlações significativas (*r*, de Spearman; $p < 0,05$) entre as variáveis ambientais da chuva de 2005 (fase 3), braço do Riacho Fundo, lago Paranoá-DF (Observação: as correlações negativas apresentam indicação por meio do sinal matemático correspondente).

Variáveis	Temperatura	pH	Condutividade Elétrica	Oxigênio Dissolvido	Clorofila-a	Transparência/zona eufótica	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Nitrato	Íon amônio
Temperatura									0,735	
pH				- 0,835			0,749	- 0,761		- 0,784
Condutividade Elétrica										
Oxigênio Dissolvido		- 0,835					- 0,714			
Clorofila-a							0,898			
Transparência/zona eufótica										
Fósforo Total		0,749		- 0,714	0,898					
Nitrogênio Total		- 0,761								0,994
Nitrato	0,735									
Íon amônio		- 0,784							0,994	

FASE 3

SECA

Tabela 1.12. Correlações significativas (r_s de Spearman; $p < 0,05$) entre as variáveis ambientais da seca de 2005 (fase 3), braço do Riacho Fundo, lago Paranoá-DF (Observação: as correlações negativas apresentam indicação por meio do sinal matemático correspondente).

Variáveis	Temperatura	pH	Condutividade Elétrica	Oxigênio Dissolvido	Clorofila-a	Transparência/zona eufótica	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Nitrato	Íon amônio
Temperatura					0,857					
pH									0,723	
Condutividade Elétrica				0,731	0,833					
Oxigênio Dissolvido			0,731							
Clorofila-a	0,857		0,833							
Transparência/zona eufótica										
Fósforo Total										
Nitrogênio Total										
Nitrato		0,723								
Íon amônio										

CORRELAÇÕES – CONJUNTOS DOS DADOS DAS TRÊS FASES DA RESTAURAÇÃO

Tabela 1.13. Correlações significativas (r_s de Spearman; $p < 0,05$) do conjunto dos dados das três fases do processo de oligotrofização do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo) (de 1997 a 2005). Legenda: (-)=correlação negativa.

Variáveis	pH	Condutividade Elétrica	Oxigênio Dissolvido	Temperatura	Clorofila-a	Transparência/zona eufótica	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Nitrato	Íon Amônio
pH		0,444					-0,391		0,341	
Condutividade Elétrica	0,444				-0,359	0,581	-0,508	0,673	0,386	0,696
Oxigênio Dissolvido					0,420				-0,424	
Temperatura										-0,325
Clorofila-a		-0,359	0,420			-0,667	0,418	-0,329	-0,479	-0,469
Transparência/zeu		0,581			-0,667		-0,604	0,497	0,329	0,638
Fósforo Total	-0,391	-0,508			0,418	-0,604		-0,393		-0,538
Nitrogênio Total		0,673			-0,329	0,497	-0,393			0,729
Nitrato	0,341	0,386	-0,424		-0,479	0,329				0,309
Íon Amônio		0,696		-0,325	-0,469	0,638	-0,538	0,729	0,309	

Regime Físico

Estrutura térmica

Na figura 1.5 estão representados os perfis térmicos dos períodos analisados, compreendido entre 1997 e 2005. As escalas variam de acordo com valores de cada gráfico.

Na seca de 1997 (figura 1.5a), no período inicial, observa-se circulação até 3-4 metros e, da metade para o final da estação, a presença de estratificações em diferentes profundidades, aumentando gradativamente em quantidade até o final do período.

No início da estação chuvosa de 1998 (figura 1.5b), há marcada estratificação da coluna d'água, seguida de períodos apresentando estratificação a partir da profundidade de 5 metros. Pouco depois do meio do período de chuva observa-se estratificação, seguida de circulação exceto nas maiores profundidades e próximo à superfície, ao final. Nota-se microestratificações durante o período.

O período seco de 1999 (figura 1.5c) é marcado por estratificações, nitidamente em zonas (de profundidades). Não há verificação de padrão no perfil térmico, pois as estratificações se dão em profundidades diversas (ao longo do período) e há zonas de circulação de comprimentos variados (metros) entre elas.

Na estação chuvosa de 2000 (figura 1.5d), nota-se circulação no período inicial, com estratificação nas maiores profundidades, seguida de período extenso apresentando estratificações marcantes e em diferentes profundidades. Ao final da estação, verifica-se circulação e término do período com circulação semi-completa, contando com estratificação no fundo.

No período chuvoso de 2005 (figura 1.5e) notam-se estratificações em diferentes profundidades, principalmente nas áreas mais próximas ao fundo, durante toda a estação. Em seu início, observam-se temperaturas mais baixas e estratificação nas primeiras profundidades. Também no final do período notam-se tais estratificações. Há presença de zonas de circulação de até cerca de 7 metros durante todo o período de chuva. Podem ser verificadas microestratificações em todas as profundidades ao longo da estação estudada.

Também na estação seca de 2005 (figura 1.5f) verificam-se microestratificações. Até a metade do período, observa-se estratificação nas maiores profundidades e temperatura pouco variada nas primeiras profundidades, indicando circulação, com tendência a aumento da temperatura ao longo do período. No final da estação, verifica-se estratificação expressiva em toda a coluna d'água.

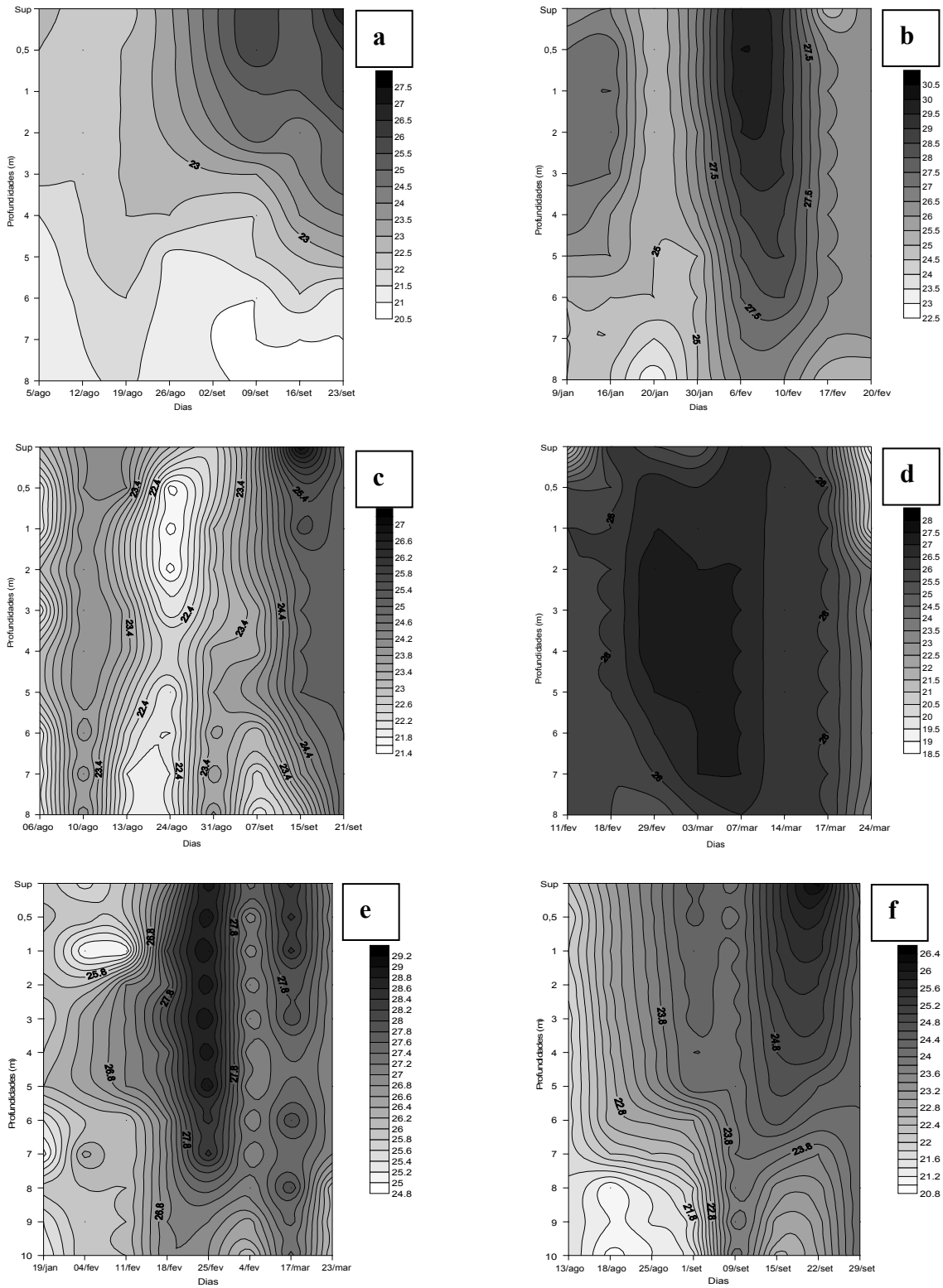


Figura 1.5. Estrutura térmica nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF, braço do Riacho Fundo (fase 1: a= seca de 1997; b= chuva de 1998; fase 2: c= seca de 1999; d= chuva de 2000; e fase 3: e= chuva de 2005; f= seca de 2005).

Transparência da água e Zona Eufótica

A relação direta entre as variáveis transparência da água e comprimento da zona eufótica torna redundante a apresentação dos dados (e discussão) de ambas as variáveis em todas as partes do presente trabalho. O presente item mostra ambas representadas na figura 1.6, para mostrar os valores obtidos para a transparência da água e calculados para a zona eufótica, nos 3 períodos de estudo (entre 1997 e 2005), pois há divergências quanto à adoção de uma ou outra medida. Em alguns itens, optou-se por assumir zona eufótica (para as análises exploratórias), por consistir na camada preferencialmente associada aos organismos fotossintetizantes.

Há diferença significativa ($p < 0,05$) entre os valores de zona eufótica das três fases do trabalho (ANOVA, $F=9,699$), especialmente entre as fases 1 e 2 (Wilcoxon, $Z= - 3,410$) e fases 1 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 3,466$), com valores marcadamente inferiores na fase 1.

A fase 1 apresenta valores de transparência da água semelhantes (média na seca= $0,8 \pm 0,2m$; média na chuva= $0,7 \pm 0,3m$), com flutuação marcadamente superior na chuva, como pode ser verificado por meio do coeficiente de variação (CV) dos referidos dados (CV=41%). Na fase 2 os valores também foram similares (média na seca= $1,4 \pm 0,3m$; média na chuva= $1,4 \pm 0,4m$), bem como a variação dos dados (CVseca=24% e CVchuva=27%). Na fase 3 observou-se a mesma situação, com média na seca= $1,6 \pm 0,5m$ e média na chuva= $1,7 \pm 0,4m$ e CVseca=22% e CVchuva=28% (tabelas 1.4, 1.5 e 1.6).

Entre os três períodos de estiagem observa-se diferença significativa nas seguintes relações: seca da fase 1 e seca da fase 2 (Wilcoxon, $Z= - 2,524$), e seca da fase 1 e seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z= - 2,533$), pertencendo à fase 1 os menores valores médios. Entre as

estações chuvosas, nota-se diferença entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,380$), com valores mais elevados na fase 3.

Observou-se correlação significativa ($p < 0,05$) entre a transparência da água/zona eufótica e outros parâmetros (teste de Spearman), como mostrado nas tabelas 1.7, 1.8, 1.9 e 1.10 – seca da fase 1: correlação negativa com oxigênio dissolvido; chuva da fase 1: positiva com fósforo total, nitrogênio total e nitrato e negativa com íon amônio; seca da fase 2: positiva com temperatura, pH, nitrogênio total e íon amônio e negativa com fósforo total e nitrato; e chuva da fase 2: positiva com pH, nitrogênio total e nitrato e negativa com fósforo total e íon amônio. A tabela 1.13 apresenta o conjunto dos dados de transparência da água das três fases da restauração relacionada significativamente a seis dos nove demais parâmetros analisados no estudo.

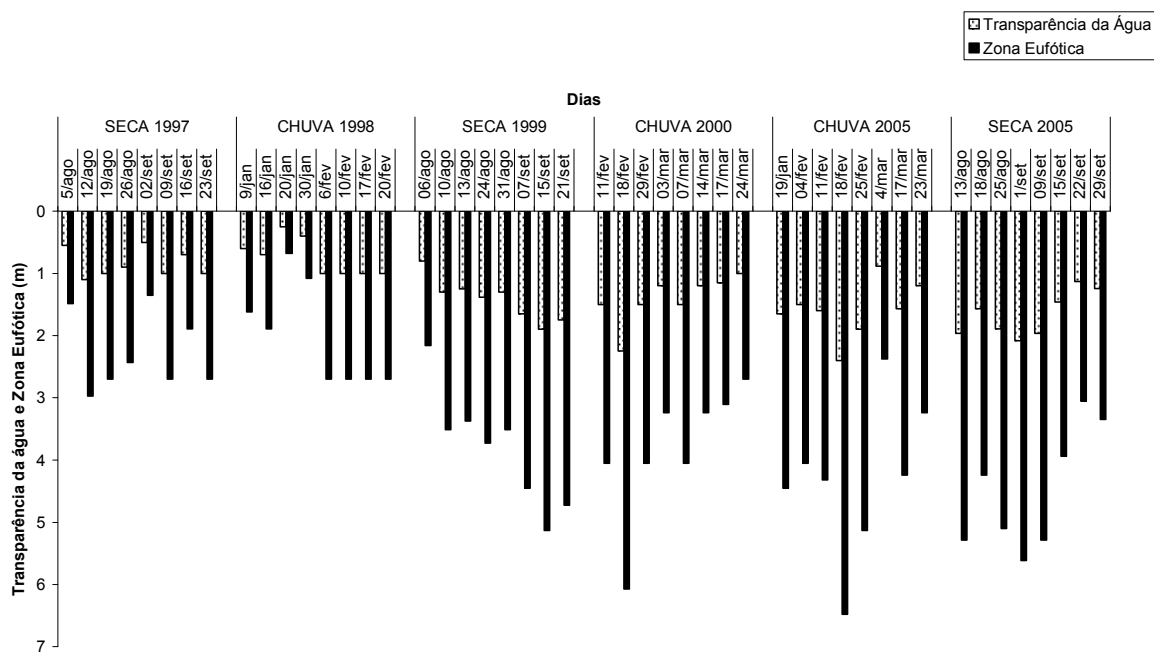


Figura 1.6. Valores de transparência da água e zona eufótica das três fases da restauração (fase 1: 1997/1998; fase 2: 1999/2000; fase 3: 2005), no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Química da Água

pH e Condutividade Elétrica

A representação da flutuação temporal dos dados das variáveis pH e condutividade elétricas pode ser observada por meio da figura 1.7. As tabelas 1.4, 1.5 e 1.6 apresentam a estatística descritiva dos parâmetros.

pH

Quanto ao pH, há diferença significativa ($p < 0,05$) entre os valores das três fases do trabalho (ANOVA, $F=2,465$), especialmente entre as fases 1 e 2 (Wilcoxon, $Z = - 2,251$) e fases 2 e 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,329$). Os valores superiores foram verificados na fase 2, para ambas as comparações entre fases.

A fase 1 apresenta valores médios de pH superiores na seca (média na seca= $7,4 \pm 0,9$; média na chuva= $6,8 \pm 1,0$), com variação semelhante nos dois períodos ($CV_{seca}=12\%$, $CV_{chuva}=15\%$). Na fase 2 os valores também foram mais elevados na seca (média na seca= $7,9 \pm 0,6$; média na chuva= $7,4 \pm 0,6$), e variação idêntica dos dados (CV_{seca} e $CV_{chuva}=8\%$). Na fase 3 observou-se valores médios e flutuação dos dados similares nos dois períodos (média na seca= $7,1 \pm 0,2$ e média na chuva= $7,2 \pm 0,2$; CV_{seca} e $CV_{chuva}=2\%$). Não foi encontrada diferença significativa entre os pares de estações climáticas nas fases.

Entre os três períodos de seca observa-se diferença nas seguintes relações: seca da fase 2 e seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,366$), com valores superiores na fase 2. Na comparação entre as estações chuvosas, não foi encontrada diferença significativa.

As correlações significativas ($p < 0,05$) entre pH e demais parâmetros estão nas tabelas 1.8, 1.9, 1.10, 1.11 e 1.12 (correlação de Spearman) – chuva da fase 1: correlação positiva com íon amônio e negativa com fósforo total, nitrogênio total e nitrato; seca da fase 2: positiva com transparência, nitrogênio total e íon amônio, e negativa com fósforo total e nitrato; chuva da fase 2: positiva com temperatura, condutividade elétrica e transparência da água; chuva da fase 3: positiva com fósforo total e negativa com oxigênio dissolvido, nitrogênio total e íon amônio; e seca da fase 3: positiva com nitrato. Na tabela 1.13 mostra a relação entre o conjunto dos dados de pH das três fases da restauração e três dos nove outros parâmetros analisados no estudo.

Condutividade Elétrica

Entre os valores de condutividade elétrica mensurados das três fases do trabalho, verificou-se diferença significativa ($p < 0,05$) (ANOVA, $F=18,463$), especialmente entre as fases 1 e 2 (Wilcoxon, $Z= - 2,792$) e fases 1 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 3,309$). Os valores superiores foram verificados na fase 3, seguidos por aqueles encontrados na fase 2.

Nas três fases da restauração do lago Paranoá, observou-se valores médios de condutividade elétrica mais elevados na seca, bem como também, na mesma estação climática, a superior variação dos dados (fase 1: média na seca= $82,1 \pm 15,8 \mu\text{Scm}^{-1}$ e média na chuva= $78,9 \pm 5,6 \mu\text{Scm}^{-1}$, $\text{CVseca}=19\%$ e $\text{CVchuva}=7\%$; fase 2: média na seca= $96,3 \pm 35,6 \mu\text{Scm}^{-1}$ e média na chuva= $86,9 \pm 15,0 \mu\text{Scm}^{-1}$, $\text{CVseca}=37\%$ e $\text{CVchuva}=17\%$; fase 3: média na seca= $121,1 \pm 10,4 \mu\text{Scm}^{-1}$ e média na chuva: $101,1 \pm 3,6 \mu\text{Scm}^{-1}$; $\text{CVseca}=4\%$ e $\text{CVchuva}=9\%$). Há diferença significativa ($p < 0,05$) entre

os valores de condutividade elétrica dos pares das estações climáticas (seca e chuva) na fase 2 (Wilcoxon, $Z = -2,103$) e na fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,380$).

Entre os períodos de seca das três fases do estudo, observa-se diferença em todas as comparações realizadas: seca da fase 1 e seca da fase 2 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) - onde os valores superiores estão relacionados à fase 2.; seca da fase 1 e seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) - com valores mais elevados na fase 3 -; e seca da fase 2 e seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,240$) - maiores valores na fase 3. Quanto aos períodos chuvosos das fases, verificou-se diferença significativa entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,521$), - valores mais elevados na fase 2-; e entre a chuva da fase 2 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,240$), - com valores superiores referentes à fase 3.

Verificou-se correlação significativa ($p < 0,05$) entre condutividade elétrica e algumas variáveis (correlação de Spearman) – chuva da fase 2: correlação positiva com temperatura e pH; e seca da fase 3: positiva com oxigênio dissolvido e clorofila-a (tabelas 1.10 e 1.12). A tabela 1.13 mostra correlações do conjunto dos dados de condutividade elétrica das três fases da restauração e sete das nove demais variáveis do estudo.

Na relação entre a flutuação dos valores de pH e de condutividade elétrica de todo o período estudado, observa-se, na figura 1.6, que em certos momentos há acompanhamento de picos por ambos os parâmetros. Porém, não foi encontrada relação persistente e direta entre estas, e somente na chuva da fase 2 foi obtida correlação significativa (positiva) entre as duas variáveis (Spearman, $r_s = 0,830$), conforme tabela 1.10.

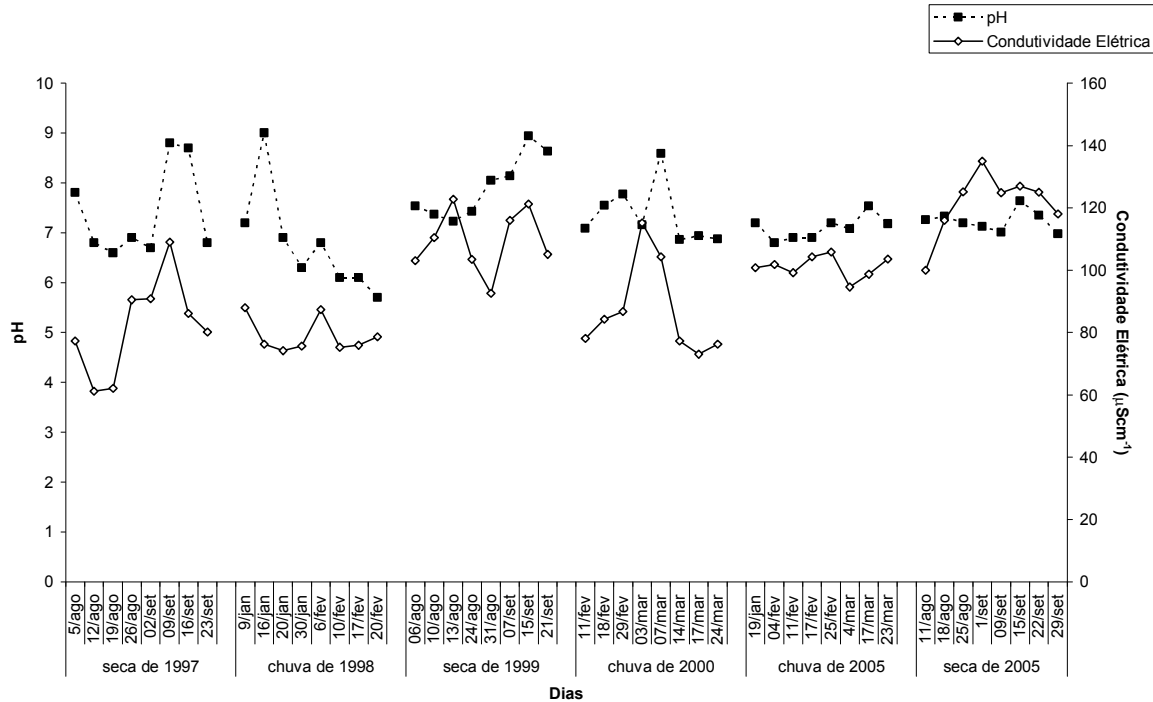


Figura 1.7. Valores de pH e de condutividade elétrica das três fases da restauração (fase 1: 1997/1998; fase 2: 1999/2000; fase 3: 2005), no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Oxigênio Dissolvido e Temperatura da Água

A literatura apresenta relação entre a variável oxigênio dissolvido e temperatura da água. A figura 1.8 mostra a variação temporal do oxigênio dissolvido e da temperatura da água, mensurados a 1 metro, durante as três fases da oligotrofização do lago Paranoá. Nas tabelas 1.4, 1.5 e 1.6 verifica-se a estatística descritiva das variáveis ambientais.

Oxigênio Dissolvido

Os valores de oxigênio dissolvido foram superiores na fase 1, seguidos pelos encontrados na fase 3 (figura 1.8). Verificou-se diferença significativa ($p < 0,05$) entre os teores mensurados nas três fases do trabalho (ANOVA, $F=21,870$), notadamente entre as

fases 1 e 2 (Wilcoxon, $Z = -3,408$) - valores superiores na fase 1 -; e fases 2 e 3 (Wilcoxon, $Z = -3,410$) - com valores mais elevados na fase 3.

Nas três fases do estudo, verificam-se valores de oxigênio dissolvido significativamente distintos entre os períodos de estiagem e de chuva (fase 1: Wilcoxon, $Z = -2,521$; fase 2: Wilcoxon, $Z = -2,521$; e fase 3: Wilcoxon, $Z = -2,100$). Na fase 1, os valores médios são superiores na seca (média na seca= $8,7 \pm 1,2 \text{mgL}^{-1}$; média na chuva= $6,4 \pm 1,1 \text{mgL}^{-1}$), com variação semelhante nos dois períodos ($CV_{seca}=13\%$, $CV_{chuva}=18\%$). Na fase 2 os valores mais elevados foram encontrados na chuva (média na seca= $4,4 \pm 0,4 \text{mgL}^{-1}$; média na chuva= $5,4 \pm 0,3 \text{mgL}^{-1}$), e flutuação dos dados semelhante ($CV_{seca}=8\%$ e $CV_{chuva}=6\%$). Na fase 3, como na fase 1, observou-se maiores valores médios na estação seca (média na seca= $7,5 \pm 0,8 \text{mgL}^{-1}$ e média na chuva= $6,4 \pm 1,2 \text{mgL}^{-1}$) e maior variação dos dados na fase seca ($CV_{seca}=19\%$ e $CV_{chuva}=11\%$).

Na comparação entre os três períodos de seca, verifica-se diferença entre a seca da fase 1 e a seca da fase 2 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) - com valores superiores na fase 1; e entre a seca da fase 2 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) - maiores teores na fase 3. Entre as estações chuvosas, há diferença significativa entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 2 (Wilcoxon, $Z = -2,366$) - com valores superiores na fase 1; e entre a chuva da fase 2 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,100$) - maiores teores na fase 3.

Observou-se correlação significativa ($p < 0,05$) entre oxigênio dissolvido e os fatores mostrados nas tabelas 1.7, 1.11 e 1.12 (correlação de Spearman) – seca da fase 1: correlação negativa com transparência da água; chuva da fase 3: negativa com pH, fósforo total; e seca da fase 3: positiva com condutividade elétrica. A tabela 1.13 apresenta correlações do conjunto dos dados de oxigênio dissolvido das três fases da restauração e duas das nove outras variáveis ambientais.

Temperatura da água

A temperatura da água não apresenta diferença significativa entre as fases da restauração (teste de Wilcoxon). Nas três fases observam-se os maiores valores da variável na fase chuvosa, com diferença significativa ($p < 0,05$) entre a seca e a chuva da fase 1 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) e da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,521$).

Na fase 1 verifica-se similar variação dos dados (CV_{seca} e $CV_{chuva} = 6\%$), média na seca = $23,8 \pm 1,4^{\circ}\text{C}$ e média na chuva = $27,3 \pm 1,6^{\circ}\text{C}$. A fase 2 a temperatura também se caracteriza pela variação semelhante entre os períodos, com $CV_{seca} = 6\%$ e $CV_{chuva} = 8\%$, média na seca = $23,5 \pm 1,4^{\circ}\text{C}$ e média na chuva = $25,6 \pm 2,1^{\circ}\text{C}$. Na fase 3 ainda observou-se flutuação dos dados similares nos dois períodos ($CV_{seca} = 6\%$ e $CV_{chuva} = 5\%$), média na seca = $24,0 \pm 1,1^{\circ}\text{C}$ e média na chuva = $26,9 \pm 1,5^{\circ}\text{C}$.

Não foi observada diferença significativa entre os três períodos de estiagem, nem entre os três períodos chuvosos (teste de Wilcoxon).

As correlações significativas ($p < 0,05$) entre a temperatura da água e outros parâmetros físicos, químicos e clorofila-a estão representadas nas tabelas 1.7, 1.9, 1.10, 1.11 e 1.12 (correlação de Spearman) – seca da fase 1: correlação positiva com nitrato e negativa com fósforo total; seca da fase 2: positiva com transparência, nitrogênio total e íon amônio e negativa com fósforo total e nitrato; chuva da fase 2: positiva com pH e condutividade elétrica; chuva da fase 3: positiva com nitrato; e seca da fase 3: positiva com clorofila-a. Na tabela 1.13 nota-se as relações do conjunto dos dados de temperatura da água das três fases da restauração e um dos fatores analisados do presente estudo.

Os dados apresentados na figura 1.8 não sugerem relação direta entre as variáveis oxigênio dissolvido e temperatura da água. Em alguns momentos, como na chuva de 1998,

observa-se que os parâmetros estão positivamente relacionados, mas o teste estatístico aplicado não confirmara (Correlação de Spearman).

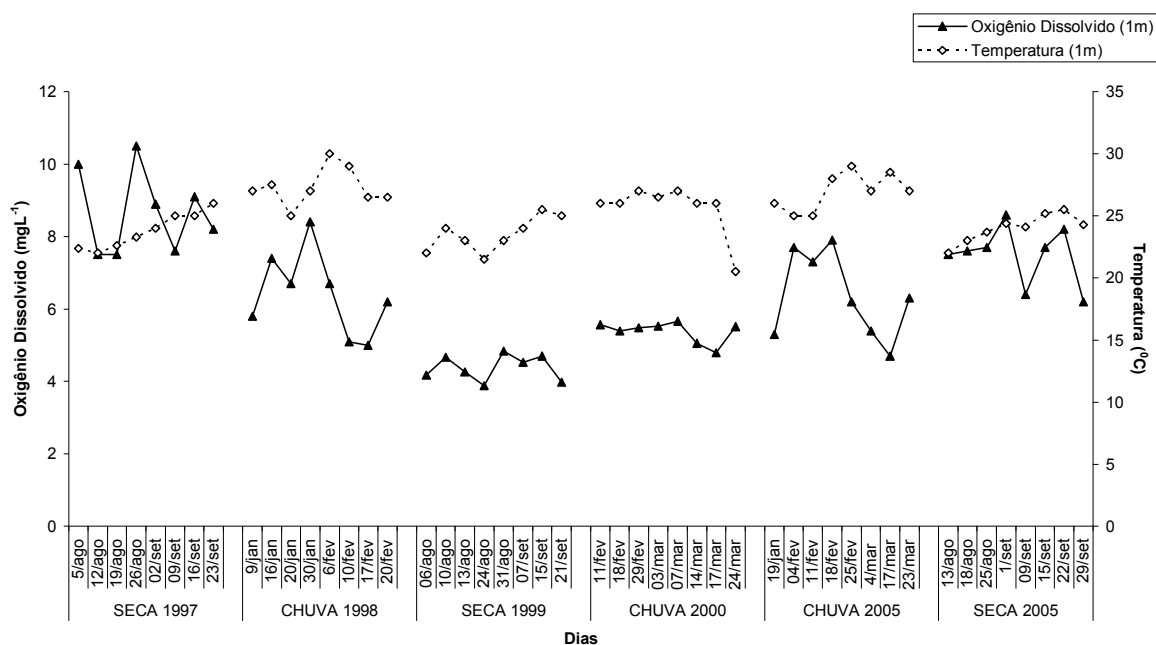


Figura 1.8. Valores de temperatura da água e oxigênio dissolvido das três fases da restauração (fase 1: 1997/1998; fase 2: 1999/2000; fase 3: 2005), no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Nitrogênio Total, Nitrato e Íon Amônio

Optou-se por confeccionar uma única figura com a flutuação temporal das três formas de nitrogênio estudadas (nitrogênio total, nitrato e íon amônio) para facilitar a comparação entre elas (figura 1.9). Os períodos de 1997 a 2000 contam com dados fornecidos pela CAESB, em mensurações mensais, o que explica a ausência de flutuações expressivas para nitrogênio total, como as que se observa nos dados referentes às coletas semanais da fase 3 (2005), em que os valores dos coeficientes de variação na chuva de na seca são 19 e 16%, respectivamente. As coletas da CAESB não foram todas coincidentes com as do presente estudo, portanto foram acrescentadas as datas reais das mensurações.

A figura 1.9 mostra que nos períodos anteriores a 2005 (que equivale à fase 3), pode ter havido contribuição principal alternada para o nitrogênio total: ora íon amônio, ora nitrato apresenta maior relação com o nitrogênio total, além de haver período de contribuição por ambas as formas. Quanto aos valores de nitrato, na fase 3 verifica-se valores inferiores e tendência à estabilidade. Na mesma fase, a contribuição do íon amônio para o nitrogênio total é acentuada, e os maiores valores de nitrogênio total e de íon amônio estão associados à estação chuvosa. A estatística descritiva dos fatores está representada nas tabelas 1.4, 1.5 e 1.6.

Nitrogênio Total

Os valores de nitrogênio total foram, em média, superiores na fase 3. Há diferença significativa entre as três fases (ANOVA, $F=62,569$), especialmente entre as fases 2 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 2,068$) e fases 1 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 3,516$).

Entre as estações de estiagem e de chuva das três fases da restauração do lago Paranoá foi verificada diferença significativa entre os valores atribuídos ao nitrogênio total (fase 1: Wilcoxon, $Z= - 2,539$; fase 2: Wilcoxon, $Z= - 2,549$; e fase 3: Wilcoxon, $Z= - 2,380$). Na fase 1, a maior variação dos dados ocorreu na estação seca ($CV_{seca}=15\%$ e $CV_{chuva}=1\%$) e a média na chuva foi superior (média na seca= $1617,5\pm 0,2\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $1915,0\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$). A fase 2, onde a flutuação dos dados obtidos é mínima ($CV_{seca}=0\%$ e $CV_{chuva}=1\%$), apresenta tendência inversa e os dados mais elevados são referentes à estação seca (média na seca= $2943,7\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $1164,3\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$). Na fase 3, como na primeira fase, os maiores valores foram encontrados na estação chuvosa (média na seca= $2656,8\pm 0,5\mu\text{gL}^{-1}$ e média na

chuva=3601,6±0,6µgL⁻¹), e a maior variabilidade dos dados se deve às coletas terem ocorrido semanalmente (CVseca=16% e CVchuva=19%).

Em confronto entre os três períodos de seca, verifica-se diferença entre a seca da fase 1 e a seca da fase 2 (Wilcoxon, Z= - 2,549) - com valores superiores na fase 2; e entre a seca da fase 1 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, Z= - 2,521) - maiores teores na fase 3. Entre os períodos de chuvas, existe diferença significativa entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 2 (Wilcoxon, Z= - 2,565) - com valores superiores na fase 1; entre a chuva da fase 2 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, Z= - 2,521) - com valores mais elevados na fase 3; e entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, Z= - 2,521) - maiores valores na fase 3.

Verificou-se correlação significativa ($p < 0,05$) entre nitrogênio total e os parâmetros indicados nas tabelas 1.8, 1.9, 1.10 e 1.11 (correlação de Spearman) – chuva da fase 1: correlação positiva com transparência da água e negativa com pH; seca da fase 2: positiva com pH, temperatura e transparência da água; chuva da fase 2: positiva com transparência da água; e chuva da fase 3: positiva com íon amônio e negativa com pH. Na tabela 1.13 verificam-se correlações do conjunto dos dados de nitrogênio total das três fases da restauração e cinco das nove outras variáveis do estudo.

Nitrato

Os valores de nitrato apresentaram a seguinte ordem decrescente de valores médios: fase 2, fase 3 e fase 1. Há diferença significativa entre as três fases (ANOVA, F=163,165): entre as fases 1 e 2 (Wilcoxon, Z= - 3,530), as fases 2 e 3 (Wilcoxon, Z= - 3,103) e fases 1 e 3 (Wilcoxon, Z= - 3,516).

Em todas as fases os valores médios mais elevados foram verificados nos períodos de seca e houve diferença significativa entre os valores de nitrato das estações climáticas (fase 1: Wilcoxon, $Z = - 2,539$; fase 2: Wilcoxon, $Z = - 2,549$; e fase 3: Wilcoxon, $Z = - 2,521$). Na fase 1, a variação dos dados foi semelhante ($CV_{seca}=27\%$ e $CV_{chuva}=30\%$) e a média na seca= $286,8\pm 0,1\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $96,5\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$). A fase 2 apresentou a menor flutuação dos dados ($CV_{seca}=5\%$ e $CV_{chuva}=7\%$), e o maior valor médio do estudo na estação seca (média na seca= $998,8\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $246,6\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$). Na fase 3 os valores variaram mais como na fase 1 ($CV_{seca}=27\%$ e $CV_{chuva}=33\%$), com média na seca= $415,8\pm 0,1\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $207,0\pm 0,1\mu\text{gL}^{-1}$. A variabilidade superior dos dados na fase 3 pode ser associada à periodicidade das coletas, em intervalos menores de tempo.

Com os três períodos de estiagem correlacionados, nota-se diferença entre os valores de nitrato da seca da fase 1 e a seca da fase 2 (Wilcoxon, $Z = - 2,549$) - onde os maiores valores relacionam-se à fase 2; entre a seca da fase 2 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,521$) - com teores mais elevados na fase 2; e entre a seca da fase 1 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,521$) - valores superiores na fase 3. Entre os períodos de chuvas, obteve-se diferença significativa entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 2 (Wilcoxon, $Z = -2,565$) - com valores superiores na fase 2; e entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,521$) - mais elevados na fase 3.

Há correlação significativa ($p < 0,05$) entre nitrato e as variáveis ambientais, conforme as tabelas 1.7, 1.8, 1.9, 1.10, 1.11 e 1.12 (correlação de Spearman) – seca da fase 1: correlação positiva com temperatura e negativa com clorofila-a; chuva da fase 1: positiva com transparência da água e negativa com pH; seca da fase 2: negativa com pH,

temperatura e transparência da água; chuva da fase 2: positiva com transparência da água; chuva da fase 3: positiva com temperatura da água; e seca da fase 3: positiva com pH. A tabela 1.13 apresenta relações do conjunto dos dados de nitrato das três fases da restauração e seis das nove demais variáveis do estudo.

Íon Amônio

Os valores de íon amônio apresentaram diferença significativa entre as três fases (ANOVA, $F=68,341$): entre as fases 1 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 3,517$), e as fases 2 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 3,309$). Na fase 3 foram encontrados os teores mais elevados para a variável, em média.

Nas fases 1 e 2 os valores médios mais elevados foram observados nos períodos secos (o oposto ocorreu na fase 3) e foi verificada diferença significativa entre os valores de íon amônio das estações de seca e de chuva das três fases (fase 1: Wilcoxon, $Z= - 2,539$; fase 2: Wilcoxon, $Z= - 2,549$; e fase 3: Wilcoxon, $Z= - 2,521$). Na fase 1, a variação dos dados superior na seca ($CV_{seca}=69\%$ e $CV_{chuva}=29\%$), com média na seca= $286,6\pm 0,2\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $62,0\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$). Na fase 2 a flutuação dos teores foi muito elevada na seca ($CV_{seca}=77\%$ e $CV_{chuva}=23\%$), média na seca= $789,0\pm 0,6\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $110,0\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$). Na fase 3, onde os maiores valores foram observados, a variação foi moderada, apesar das coletas mais intensivas ($CV_{seca}=20\%$ e $CV_{chuva}=25\%$), e o maior valor médio, dentre aqueles relativos ao íon amônio no presentes, foi observado na chuva (média na seca= $1623,0\pm 0,6\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $2975,0\pm 0,6\mu\text{gL}^{-1}$).

Comparando as três estações de seca, verifica-se diferença significativa entre os teores de íon amônio da seca da fase 1 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,521$) – com valores médios superiores na fase 3; e entre a seca da fase 2 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 1,960$) – valores mais elevados na fase 3. Entre os períodos chuvosos, há diferença significativa entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 2 (Wilcoxon, $Z = - 2,565$) – com maiores valores na fase 2; entre a chuva da fase 2 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,521$) – teores mais elevados na fase 3; e entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,524$) – superiores na fase 3.

Observa-se correlação significativa ($p < 0,05$) entre o íon amônio e outros fatores, como mostrado nas tabelas 1.8, 1.9, 1.10 e 1.11 (correlação de Spearman) – chuva da fase 1: correlação positiva com pH e negativa com transparência da água; seca da fase 2: positiva negativa com pH, temperatura e transparência da água; chuva da fase 2: positiva com temperatura, pH e transparência da água; chuva da fase 3: negativa com transparência da água. Na tabela 1.13 observam-se correlações do conjunto dos dados de íon amônio das três fases da restauração e sete dos nove demais parâmetros.

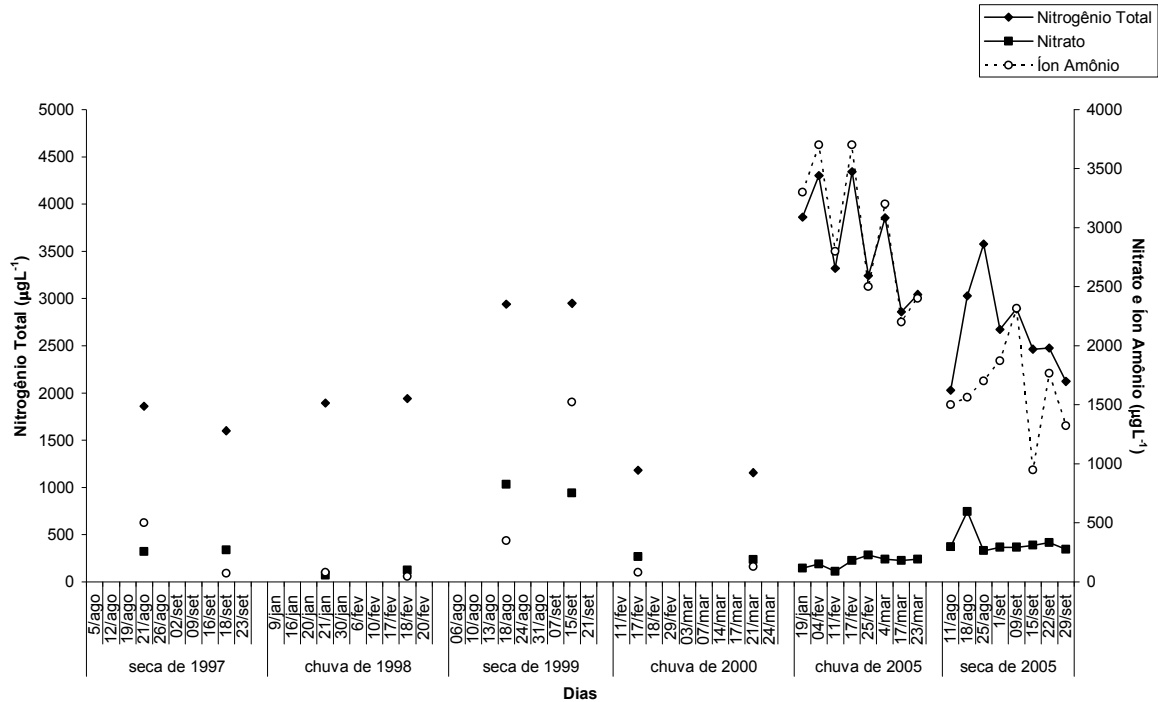


Figura 1.9. Valores de nitrogênio total, nitrato e íon amônio das três fases da restauração (fase 1: 1997/1998; fase 2: 1999/2000; fase 3: 2005), no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF. (Observação: de 1997 até 2000 os dados eram coletados mensalmente.)

Fósforo Total e Clorofila-a

A figura 1.10 apresenta a variação temporal do fósforo total e da clorofila-a, fatores diretamente relacionados. Os períodos de 1997 a 2000 contam com dados fornecidos pela CAESB, em mensurações mensais, o que explica a ausência de flutuações expressivas para fósforo total, como as que se observa nos dados referentes às coletas semanais da fase 3 (2005), a despeito dos valores dos coeficientes de variação. As coletas da CAESB não foram todas coincidentes com as do presente estudo, portanto foram acrescentadas as datas reais das mensurações. Verifica-se a estatística descritiva das variáveis ambientais nas tabelas 1.4, 1.5 e 1.6.

Fósforo Total

Os valores de fósforo total mensurados mostram-se, em média, superiores na fase 1 e sistematicamente menores ao longo das três fases. Há diferença significativa entre as três fases (ANOVA, $F=8,700$), entre as fases 1 e 2 (Wilcoxon, $Z= - 3,487$), entre as fases 2 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 1,992$) e fases 1 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 3,516$).

Em todas as fases, observam-se os valores mais elevados na estação de estiagem. A fase 1 apresenta os valores médios semelhantes (média na seca= $49,5\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $48,0\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$) e variação dos dados superior na estação de chuvas ($CV_{seca}=21\%$ e $CV_{chuva}=29\%$). Na fase 2 verifica-se maior flutuação dos dados na estação seca ($CV_{seca}=45\%$ e $CV_{chuva}=32\%$), média na seca= $34,7\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $30,8\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$). Na fase 3 a variação dos dados é semelhante ($CV_{seca}=38\%$ e $CV_{chuva}=34\%$), com média na seca= $27,3\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $19,3\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$).

Na comparação entre os três períodos de seca, verifica-se diferença entre a seca da fase 1 e a seca da fase 2 (Wilcoxon, $Z= - 2,598$) – com valores mais elevados na fase 1; e entre a seca da fase 1 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z= - 2,521$) - maiores valores na fase 1. Entre os períodos de chuva, há diferença significativa entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 2 (Wilcoxon, $Z= - 2,422$) - maiores valores na fase 1; entre a chuva da fase 2 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z= - 2,100$) - valores superiores na fase 2; e entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z= - 2,521$) - mais elevados na fase 1.

Foram verificadas correlações significativas ($p<0,05$) entre fósforo total e as variáveis mostradas nas tabelas 1.7, 1.8, 1.9, 1.10 e 1.11 (correlação de Spearman) – seca da fase 1: correlação negativa com temperatura; chuva da fase 1: positiva com transparência da água e negativa com pH; seca da fase 2: negativa com temperatura, pH e

transparência da água; chuva da fase 2: negativa com transparência da água; e chuva da fase 3: positiva com pH e clorofila-a e negativa com oxigênio dissolvido. A tabela 1.13 apresenta relações do conjunto dos dados de fósforo total das três fases da restauração e seis das nove demais variáveis ambientais do estudo.

Clorofila-a

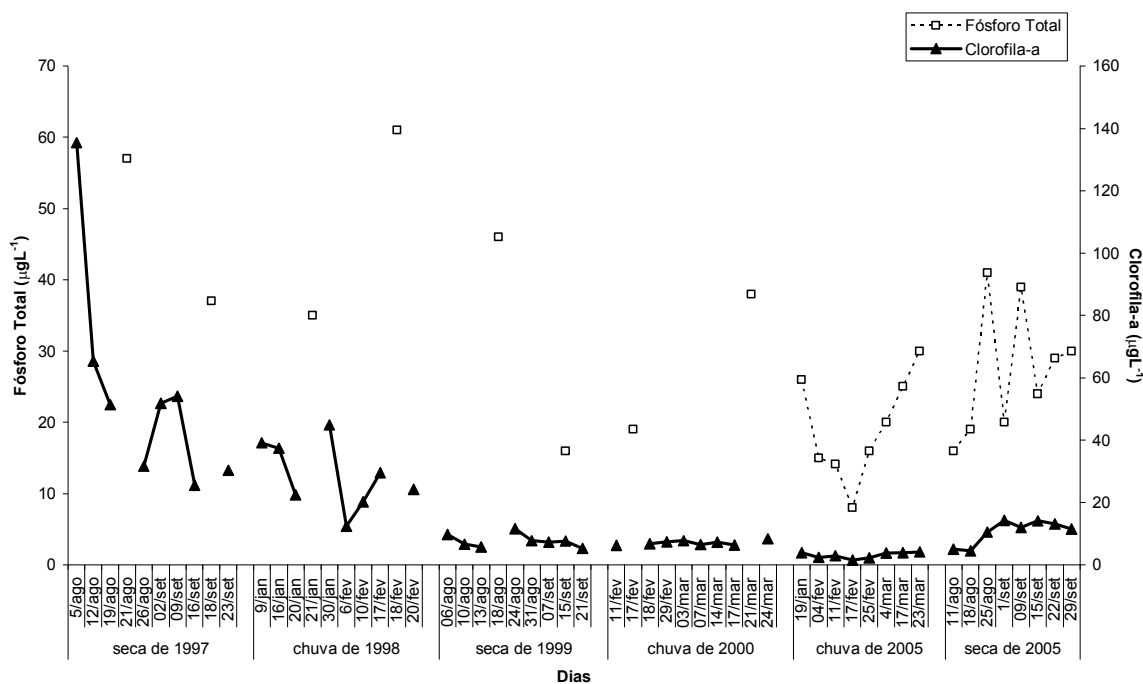
Os teores de clorofila-a nas fases da restauração do lago são superiores nas estações secas e os maiores valores referem-se à fase 1, notadamente no período seco. Foi verificada diferença significativa entre as três fases (ANOVA, $F=23,247$), especialmente entre as fases 1 e 2 (Wilcoxon, $Z= - 3,516$) e fases 1 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 3,516$).

Na fase 1, para clorofila-a, observa-se diferença entre os valores médios da seca e da chuva (Wilcoxon, $Z= - 1,960$), sendo expressivamente mais elevados na seca (média na seca= $55,7\pm 35,1\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $28,7\pm 11,0\mu\text{gL}^{-1}$) e variação dos dados superior na estação de estiagem ($CV_{seca}=63\%$ e $CV_{chuva}=38\%$). Na fase 2 verifica-se médias semelhantes (média na seca= $7,7\pm 2,1\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $7,1\pm 0,8\mu\text{gL}^{-1}$) e maior flutuação dos dados na estação seca ($CV_{seca}=27\%$ e $CV_{chuva}=11\%$). Na fase 3 há diferença entre os valores de clorofila-a da seca e da chuva (Wilcoxon, $Z= - 2,521$), e teores mais elevados na seca (média na seca= $10,6\pm 3,8\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $5,0\pm 0,7\mu\text{gL}^{-1}$) e a variação dos dados é maior no período chuvoso ($CV_{seca}=13\%$ e $CV_{chuva}=36\%$).

Entre os três períodos de estiagem, verifica-se diferença entre a seca da fase 1 e a seca da fase 2 (Wilcoxon, $Z= - 2,521$) – com valores mais elevados na fase 1; e entre a seca da fase 1 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z= - 2,521$) - maiores valores na fase 1. Comparando os períodos de chuva das três fases, há diferença significativa entre a chuva da

fase 1 e a chuva da fase 2 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) - maiores valores na fase 1; entre a chuva da fase 2 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) - valores superiores na fase 2; e entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) - mais elevados na fase 1.

Foram observadas correlações significativas ($p < 0,05$) entre clorofila-a e as variáveis ambientais indicadas nas tabelas 1.7, 1.11 e 1.12 (correlação de Spearman) – seca da fase 1: correlação negativa com nitrato; chuva da fase 3: positiva com fósforo total; e seca da fase 3: positiva com temperatura da água e condutividade elétrica. Na tabela 1.13 estão indicadas as correlações do conjunto dos dados de clorofila-a das três fases da restauração e sete dos nove outros parâmetros mensurados.



FLUTUAÇÃO TEMPORAL DAS VARIÁVEIS MENSURADAS EM MÚLTIPLAS PROFUNDIDADES

pH, Condutividade Elétrica e Oxigênio Dissolvido mensurados em três profundidades

As variáveis pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido foram mensuradas a 1, 3 e 6 metros de profundidade para, juntamente com os valores de temperatura apresentados por meio dos perfis térmicos, subsidiar as inferências relativas às diferenças verticais, ou seja, aquelas encontradas ao longo da coluna d'água, que podem ter relação com a dinâmica do sistema.

pH

A figura 1.11 mostra a variação nos valores de pH ao longo do processo da restauração do lago Paranoá-DF, a 1, 3 e 6 metros de profundidade. Há diferença significativa ($p < 0,05$) entre as fases para os valores obtidos a 1m (ANOVA, $F=3,551$), 3m (ANOVA, $F=9,991$) e 6m (ANOVA, $F=18,673$). Na comparação realizada entre as três fases, verifica-se diferença entre os valores de pH de 1 e 6 metros (Wilcoxon, $Z = -4,077$) e pH das profundidades 3m e 6 m (Wilcoxon, $Z = -3,882$), com valores médios em declínio com o aumento da profundidade (pH 1m: $7,3 \pm 0,7$; pH 3m: $7,2 \pm 0,5$; pH 6m: $7,0 \pm 0,6$).

Na fase 1, nota-se valores médios mais elevados a 1 m (pH 1m: $7,1 \pm 0,9$; pH 3m: $6,8 \pm 0,5$; pH 6m: $6,5 \pm 0,4$) e diferença entre 1 e 6 m (Wilcoxon, $Z = -2,209$) e entre 3 e 6 m (Wilcoxon, $Z = -2,423$). Na fase 2, onde se verifica os maiores valores para a variável (em todas as profundidades), os intervalos das médias entre as profundidades são menores e os maiores valores referem-se à 1 m (pH 1m: $7,6 \pm 0,6$; pH 3m: $7,6 \pm 0,6$; pH 6m: $7,5 \pm 0,5$) e há diferença entre pH 1 e 6 m (Wilcoxon, $Z = -2,329$) e entre 3 e 6 m (Wilcoxon, $Z = -1,990$). Na fase 3 os valores de pH também são superiores na menor profundidade, com menores

variações (pH 1m: $7,2\pm 0,2$; pH 3m: $7,1\pm 0,2$; pH 6m: $7,0\pm 0,3$) e observa-se diferença entre os valores obtidos nas profundidades 1 e 6 (Wilcoxon, $Z = - 2,794$) e 3 e 6 metros (Wilcoxon, $Z = - 2,272$).

Condutividade Elétrica

Na figura 1.12 podem ser verificados os valores de condutividade elétrica nas fases da oligotrofização do lago, a 1, 3 e 6 metros de profundidade. Foi encontrada diferença significativa ($p < 0,05$) entre as fases para os valores obtidos a 1m (ANOVA, $F = 19,331$) e 6m (ANOVA, $F = 29,918$). Confrontando as três fases da restauração, verifica-se diferença entre os valores de condutividade elétrica 1 e 3 metros (Wilcoxon, $Z = - 2,551$), de 1 e 6 metros (Wilcoxon, $Z = - 3,556$) e das profundidades 3 e 6 (Wilcoxon, $Z = - 3,183$), visto que os valores médios de condutividade elétrica são superiores na profundidade 3 metros ($115,9\pm 162,1\mu\text{Scm}^{-1}$), intermediários na profundidade 1 m ($96,6\pm 18,7\mu\text{Scm}^{-1}$) e inferiores no fundo - 6 metros ($88,7\pm 17,6\mu\text{Scm}^{-1}$).

Na fase 1, etapa em que se observam os menores valores de condutividade elétrica (CE), os valores médios mais elevados foram obtidos a 1 m e declinam conforme a profundidade aumenta (CE 1m: $80,5\pm 11,6\mu\text{Scm}^{-1}$; CE 3m: $76,6\pm 10,7\mu\text{Scm}^{-1}$; CE 6m: $71,3\pm 12,4\mu\text{Scm}^{-1}$) e há diferença entre 1 e 6 m (Wilcoxon, $Z = - 2,379$) e entre 3 e 6 m (Wilcoxon, $Z = - 2,328$). Na fase 2, com valores superiores aos da fase anterior, a tendência de queda dos valores médios com a elevação da profundidade se repete (CE 1m: $98,1\pm 17,0\mu\text{Scm}^{-1}$; CE 3m: $96,8\pm 16,2\mu\text{Scm}^{-1}$; CE 6m: $91,8\pm 13,2\mu\text{Scm}^{-1}$) e não é constatada diferença significativa entre os valores das três profundidades estudadas (Wilcoxon). Na fase 3, onde se verifica os maiores valores para a variável (nas três profundidades), os

valores são marcadamente superiores na profundidade intermediária, bem como a variação dos dados (CE 1m: $111,2 \pm 12,8 \mu\text{Scm}^{-1}$; CE 3m: $174,2 \pm 276,3 \mu\text{Scm}^{-1}$; CE 6m: $103,1 \pm 9,4 \mu\text{Scm}^{-1}$) e observa-se diferença entre os valores de condutividade elétrica nas profundidades 1 e 6 (Wilcoxon, $Z = -1,966$).

Oxigênio Dissolvido

A figura 1.13 apresenta a oscilação dos valores do oxigênio dissolvido ao longo das três fases da oligotrofização, nas profundidades 1, 3 e 6 metros. Em todas as fases os valores encontrados a 1 metro são superiores aos demais. Observa-se que diferença significativa ($p < 0,05$) entre as fases para 1m (ANOVA, $F = 21,755$), 3m (ANOVA, $F = 10,557$) e 6m (ANOVA, $F = 13,081$). Entre as fases da restauração do lago há diferença entre os valores de oxigênio dissolvido (OD) das profundidades 1 e 3 metros (Wilcoxon, $Z = -3,882$), de 1 e 6 metros (Wilcoxon, $Z = -5,801$) e das profundidades 3 e 6 (Wilcoxon, $Z = -5,567$), com os valores médios decrescendo conforme aumenta a profundidade (OD 1m: $6,4 \pm 1,6 \text{mgL}^{-1}$, OD 3m: $5,8 \pm 1,3 \text{mgL}^{-1}$, OD 6m: $4,6 \pm 1,5 \text{mgL}^{-1}$).

Na fase 1, que corresponde à época com maior oxigenação da superfície e tendência à anoxia do hipolímnio, os valores médios são muito discrepantes nas profundidades (OD 1m: $7,5 \pm 1,6 \text{mgL}^{-1}$, OD 3m: $5,9 \pm 1,5 \text{mgL}^{-1}$, OD 6m: $3,6 \pm 1,6 \text{mgL}^{-1}$) e há diferença entre os valores de 1 e 3 m (Wilcoxon, $Z = -3,294$), entre 1 e 6 m (Wilcoxon, $Z = -3,517$) e entre 3 e 6 m (Wilcoxon, $Z = -3,352$). A fase 2, caracteriza-se por apresentar pouca variação entre os valores das distintas profundidades (OD 1m: $4,9 \pm 0,6 \text{mgL}^{-1}$, OD 3m: $4,8 \pm 0,6 \text{mgL}^{-1}$, OD 6m: $4,3 \pm 1,0 \text{mgL}^{-1}$) e verificou-se diferença significativa entre os valores das profundidades 1 e 6 m (Wilcoxon, $Z = -2,509$) e entre 3 e 6 m (Wilcoxon, $Z = -2,534$). Na

fase 3 os valores médios são superiores aos das demais, exceto a 1 metro (OD 1m: $6,9 \pm 1,1 \text{mgL}^{-1}$, OD 3m: $6,7 \pm 1,1 \text{mgL}^{-1}$, OD 6m: $5,7 \pm 0,9 \text{mgL}^{-1}$) e observa-se diferença entre os valores de oxigênio dissolvido nas profundidades 1 e 3 m (Wilcoxon, $Z = - 2,106$), entre 1 e 6 m (Wilcoxon, $Z = - 3,518$) e entre 3 e 6 m (Wilcoxon, $Z = - 3,413$).

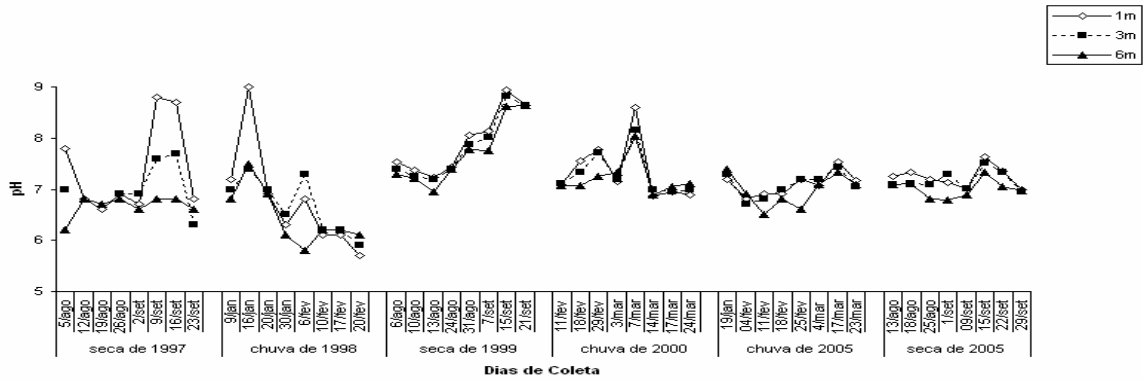


Figura 1.11. Flutuação temporal dos dados de pH a 1, 3 e 6 metros nas fases da restauração do lago Paranoá-DF, braço do Riacho Fundo.

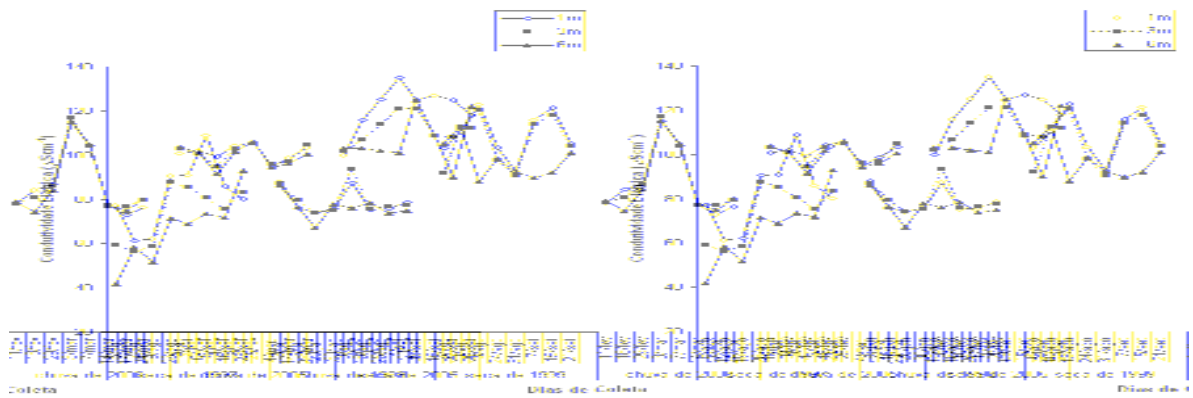


Figura 1.12. Flutuação temporal dos dados de condutividade elétrica a 1, 3 e 6 metros nas fases da restauração do lago Paranoá-DF, braço do Riacho Fundo.

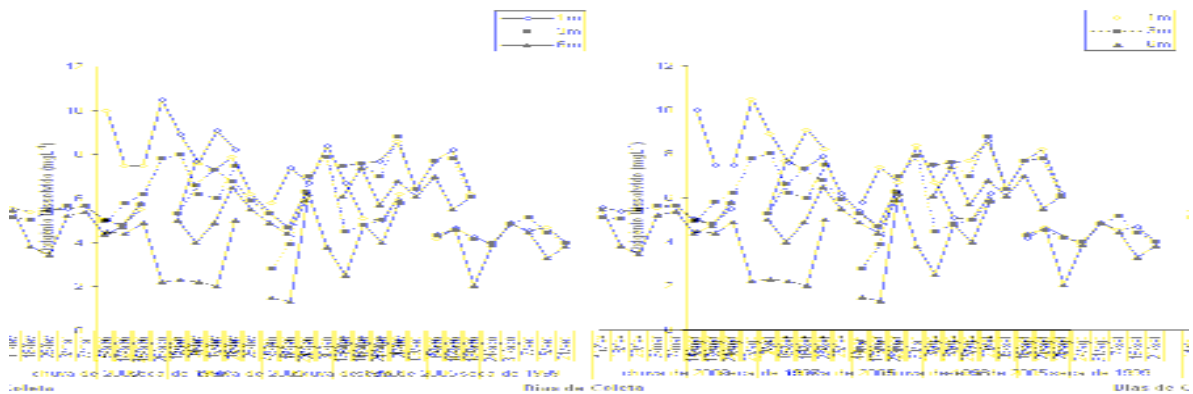


Figura 1.13. Flutuação temporal dos dados de oxigênio dissolvido a 1, 3 e 6 metros nas fases da restauração do lago Paranoá-DF, braço do Riacho Fundo.

Dados Mensais Complementares de Nitrogênio, Fósforo Total e Clorofila-a
(fonte dos dados: CAESB)

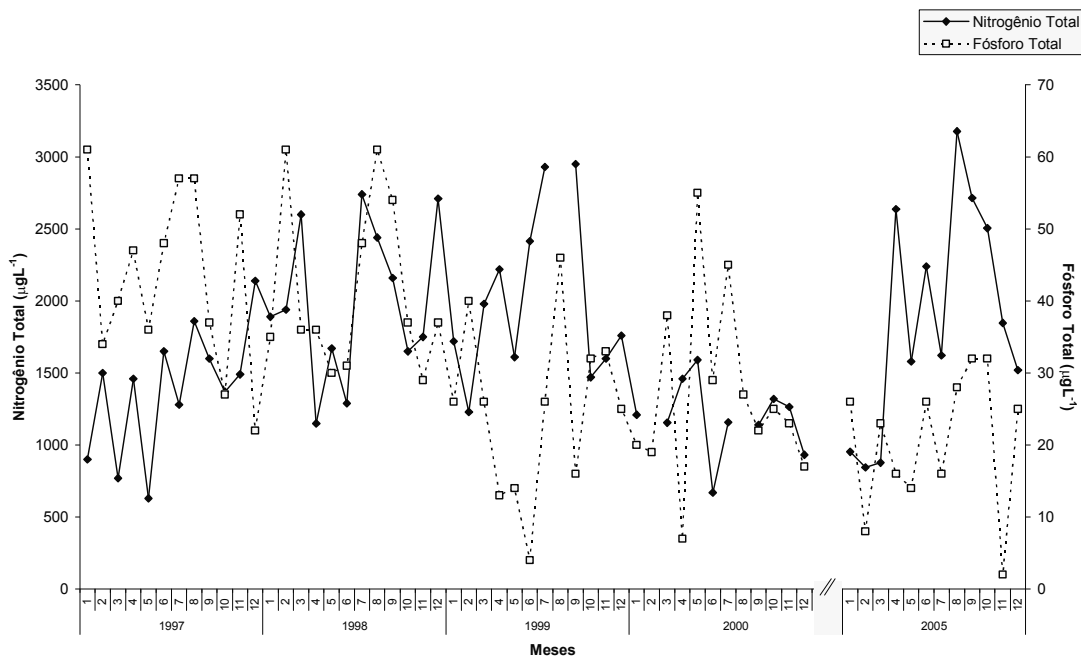


Figura 1.14. Flutuações mensais de nitrogênio total e fósforo total, braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF (dados cedidos pela CAESB).

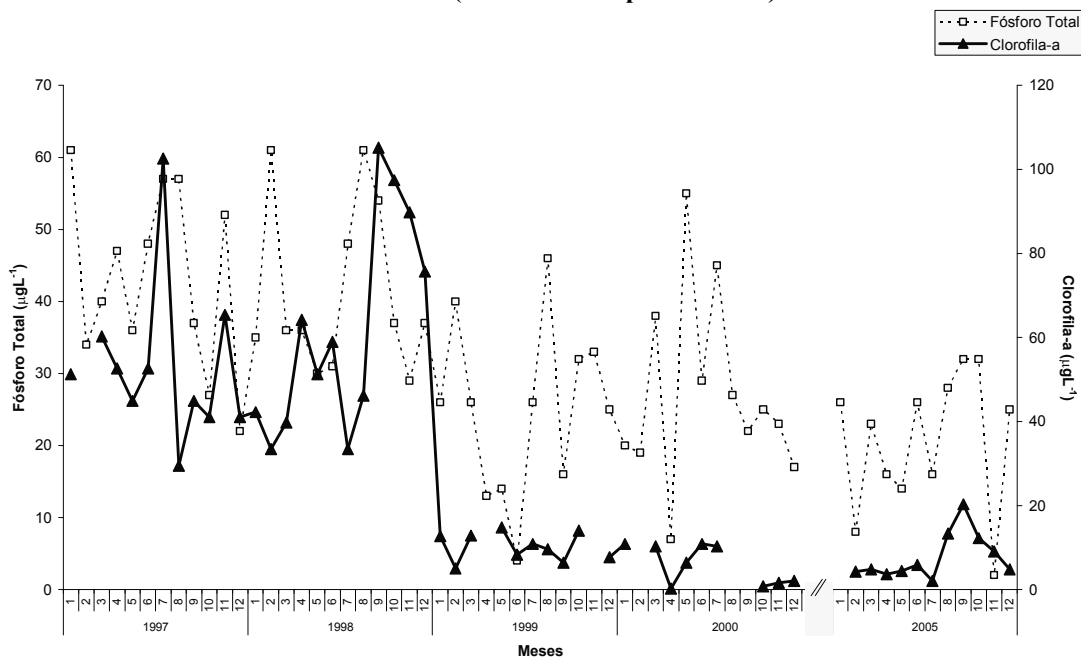


Figura 1.15. Flutuações mensais de fósforo total e clorofila-a, braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF (dados cedido pela CAESB).

Análise exploratória das variáveis abióticas e clorofila-a

A figura 1.16 apresenta os resultados da ordenação, por meio da Análise de Componentes Principais (PCA), das unidades amostrais das 3 fases da restauração do lago Paranoá-DF (por períodos de seca e de chuva) em função das variáveis físicas, químicas e clorofila-a. Na tabela 1.14 está o resumo das correlações entre as variáveis e os 2 primeiros eixos da ordenação. Os eixos 1 e 2 explicaram 56,6% da variabilidade dos dados.

As unidades amostrais dos diferentes períodos (das 3 fases) posicionaram-se formando grupos distintos na figura 1.20.

Com relação ao eixo 1, que explica 38,5% da variabilidade dos dados, as unidades amostrais da fase 1 (seca de 1997 e chuva de 1998) e da chuva de 2000 – fase 2 – posicionaram-se na parte negativa, e, em posição, àquelas relativas à fase 3 (chuva e seca de 2005) e à seca de 1999 – fase 2 – concentram-se do lado positivo do eixo.

A variável de maior correlação com a parte positiva do eixo 1 foi o comprimento da zona eufótica ($r = 0,401$). Outros fatores apresentaram correlação menos expressiva (nitrogênio total, condutividade elétrica e íon amônio, com $r < 0,4$). Correlacionaram-se à parte negativa, porém não significativamente ($r < 0,4$), fósforo total e clorofila-a.

Quanto ao eixo 2, que explicou 18,1% da variabilidade dos dados, as unidades amostrais referentes à chuva de 1998 (fase 1) e chuva de 2005 (fase 3) posicionaram-se (em sua totalidade) na parte negativa, correlacionando-se a temperatura da água ($r = -0,482$); enquanto àquelas da seca de 1999 (fase 2) encontram-se no lado positivo, apresentando maior correlação com nitrato ($r = 0,611$). A maioria das amostras da seca de 1997 (fase 1) também se concentraram na parte positiva, porém as unidades relativas à chuva de 2000 (fase 2) e seca de 2005 (fase 3) dividiram-se entre ambos os lados do eixo, ao centro.

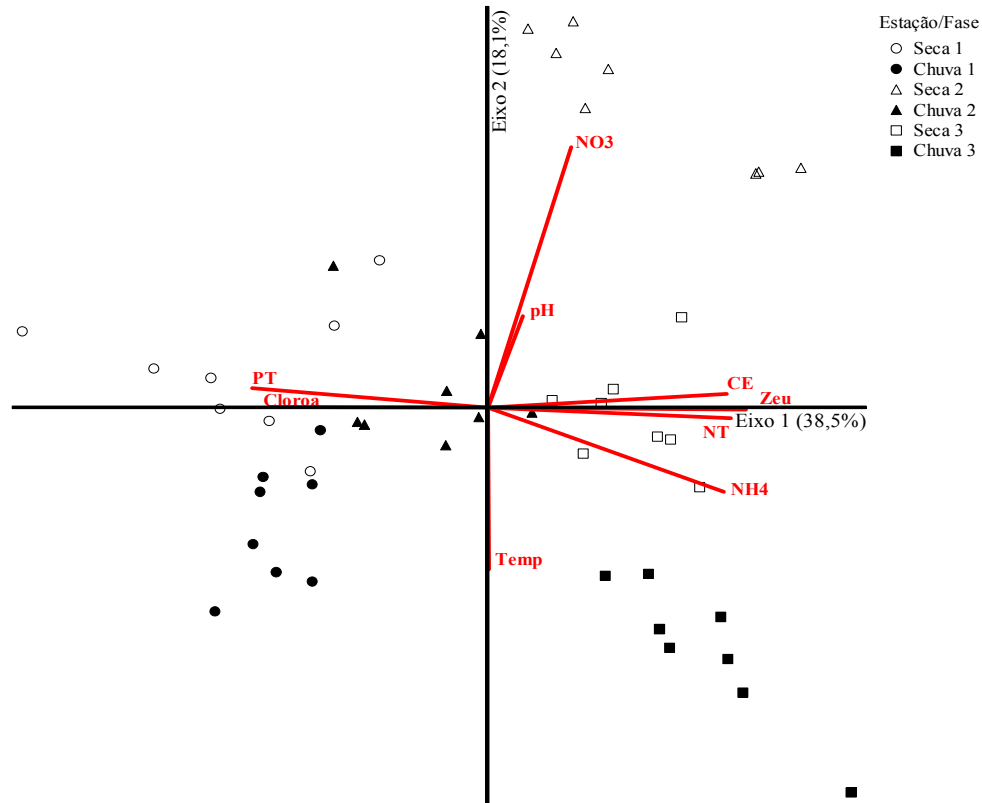


Figura 1.16. Diagrama de ordenação - Análise dos Componentes Principais (PCA) – das amostras das três fases da restauração do lago Paranoá-DF, em períodos de seca (figura vazias) e de chuva (figuras cheias), com a respectiva fase informada (legenda).

Tabela 1.14. Coeficientes de correlação de Pearson e Kendall entre as variáveis nas fases 1 (seca de 1997 e chuva de 1998), 2 (seca de 1999 e chuva de 2000) e 3 (chuva e seca de 2005) da restauração do lago Paranoá-DF. (eixos 1 e 2 da ordenação). (Em negrito $r > 0,4$.)

Variável	Abreviação	Componente Principal	
		I	II
Temperatura	TEMP	0,028	-0,482
Zona Eufótica	ZEU	0,401	-0,055
pH	pH	0,148	0,362
Condutividade Elétrica	CE	0,386	0,140
Oxigênio Dissolvido	OD	-0,171	-0,276
Clorofila-a	CLOROA	-0,371	0,038
Nitrato	NO3	0,228	0,611
Íon Amônio	NH4	0,385	-0,347
Fósforo Total	PT	-0,384	0,166
Nitrogênio Total	NT	0,390	-0,121
Explicabilidade		38,5%	18,1%

1.2.2. DISCUSSÃO

A proposta do presente sub-capítulo exposto as análises das variáveis físicas e químicas do trabalho, é de apresentar as condições da água do lago Paranoá ao longo das três fases do processo de oligotrofização [antes do *flushing* do final de 1998-fase 1, poucos meses após esse processo-fase 2 e seis anos depois do evento (no ano de 2005)-fase 3], além de servir como subsídio para a discussão da relação entre tais variáveis e os aspectos relativos à comunidade fitoplanctônica, no capítulo 2, e no capítulo 3. A importância da análise integrada é fundamental e a literatura cita estreita relação entre a disponibilidade de recursos ambientais e o crescimento e reprodução de organismos, especialmente concernente à biodiversidade (Di Castri & Younes, 1990) e ao controle biótico (Chapin *et al.*, 1997).

Nos trópicos, a radiação solar e a temperatura tendem a permanecer com valores mais elevados do que na região temperada durante o ano todo, especialmente na estação chuvosa, e valores mais baixos de temperatura são característicos da época seca.

Particularmente nesta região climática, as principais funções de força dos corpos d'água são as variações diárias da temperatura, a direção e a intensidade dos ventos, e o regime de chuvas (Hutchinson, 1957; Talling, 1969; Lewis, 1996).

No Distrito Federal, na estação seca, a diferença entre a máxima e a mínima temperatura do ar medidas diariamente é bastante expressiva. Assim como no presente trabalho, onde se constatou diferença significativa entre as estações climáticas das fases 1 e 3 para a temperatura da água (a um metro), também Branco (1991) e Philomeno (2003) observaram, no lago Paranoá, temperatura da água mais baixa na seca. Esses valores

associados à queda da umidade relativa do ar (que implicam em maiores perdas de calor para a atmosfera) podem ser responsáveis pela homogeneização da coluna d'água do lago no período, devido ao provável aumento ocorrido na densidade da água.

Os ventos observados na região são considerados de fracos a moderados, sendo mais efetivos na estação seca (Giani, 1984; Toledo, 1986). Por esta razão, dificilmente tal fator isoladamente pode provocar a mistura da coluna d'água. (Toledo, 1986; Esteves, 1998). Mendonça-Galvão (2005) calculou o Número de Wedderburn para as estações seca e na chuvosa no braço do ribeirão do torto do lago Paranoá. Tal procedimento consiste na obtenção de uma medida adimensional do potencial de mistura da coluna d'água, considerando estabilidade, vento e zona de mistura. Os resultados sugeriram que mesmo ventos bastante fracos podem romper as diferenças de densidade das camadas de água e mesclar a coluna d'água na região, tanto na seca quanto na chuva. É importante registrar que os pontos de coleta do trabalho de Mendonça-Galvão (2005) e deste apresentam diferenças marcantes quanto à ocupação da bacia de drenagem e quanto às variáveis abióticas e bióticas do sistema aquático.

As temperaturas superiores produzem elevação nas taxas das reações químicas e biológicas, servindo como catalisador no meio aquático. Em águas com maior intensidade de calor, observa-se diminuição da solubilidade e o aumento da taxa de transferência de gases, podendo inclusive ser liberados gases de odores desagradáveis (von Sperling, 1996). Então, o processo metabólico dos organismos é acelerado pela temperatura mais elevada. Nos trópicos, portanto, para um mesmo suprimento de nutrientes, o grau de trofia de corpos lênticos é nitidamente superior do que este para latitudes mais elevadas (Kilham & Kilham, 1990; Lewis, 1996).

Vários estudos foram produzidos com objetivo de estimar o grau de trofia de corpos hídricos, e a maior parte desses foi desenvolvida com dados de ambientes temperados (Sakamoto, 1966; Vollenweider, 1968; Lee *et al.*, 1981; Vollenweider & Kerekes, 1982; Nürnberg, 1996). Dentre as variáveis eleitas como descritoras das condições dos sistemas, destacam-se o fósforo total, o nitrogênio, a transparência da água e a clorofila-a. Para ambiente aquático tropical, adota-se Salas & Martino (1990), que não considera o elemento nitrogênio no método.

A figura da análise de componentes principais mostra a formação de diferentes grupos, conforme a estação climática e a fase da restauração a que pertence. Tal comportamento das unidades amostrais subsidiou a separação do presente estudo em três fases. Com isso, na discussão considera-se as discrepâncias e semelhanças tanto entre as fases como entre períodos climáticos similares (secas e chuvas como dois grupos).

Com base em dados mensais secundários, fornecidos pela empresa de saneamento local (CAESB), calculou-se o índice de estado trófico nas três fases da recuperação do lago Paranoá-DF, seguindo as sugestões de Salas & Martino (1990), primeiramente para fósforo e, em seguida, clorofila-a.

Na fase 1, na seca e na chuva as médias das concentrações de fósforo total sugere que o lago apresentava-se mesotrófico, não obstante a variação expressiva dos dados. Na fase 2 verifica-se efetivamente queda no estado trófico, com relação ao fósforo total. Na seca e na chuva da fase logo após o *flushing* (fase 2) as médias indicam oligotrofia. Para a fase 3 (5 anos após a fase 2), onde as amostras de seca e de chuva foram obtidas no mesmo ano, os resultados também sugerem menor grau de trofia, como na fase anterior.

Podem ser apontadas possíveis justificativas (além da dinâmica interna) para a oscilação/discrepância dos dados de fósforo total entre níveis de trofia diferentes, válidas

também para a tendência de aumento de íon amônio na fase 3 (na estação de chuvas): 1) a pluviosidade (precipitação) pode estar relacionada à variação marcante dos dados, devido ao efeito de diluição, ao escoamento das galerias de águas pluviais e ao carreamento da bacia de drenagem, 2) a carga de esgoto lançada, mesmo com alta eficiência da estação de tratamento de esgotos (ETE-sul), pode apresentar e provocar variações (bem como fatores inerentes ao funcionamento da ETE), e deve-se considerar a contribuição das diversas fontes de esgoto bruto a jusante da estação (oficialmente controladas), e 3) o sedimento comumente libera fósforo à coluna d'água em determinadas condições.

É fato que a precipitação interfere nas características do ambiente e os períodos de seca e de chuva são bem marcados na região, então a primeira suposição pode ser válida.

Com relação à ETE-sul, foi possível obter informações junto à companhia de saneamento responsável por sua operação, e não foi percebida (pela equipe da instituição) qualquer alteração indicativa nos dados coletados mensalmente pela CAESB.

Deve-se atentar, principalmente, ao fato da densidade populacional ter aumentado consideravelmente na bacia de drenagem e em todo o Distrito Federal. Especialmente na área de contribuição do braço do Riacho Fundo, destacam-se os bairros Águas Claras (com imóveis regularizados, parte ainda em construção, contando com projeções para abrigar grande número de habitantes), Arniqueiras (loteamentos que anteriormente eram áreas arrendadas para práticas agrícolas) e Vicente Pires (loteamento irregular), este último apresentando-se ainda com condições insatisfatórias quanto à questão sanitária (fossas). Também bairros não tão recentes (Núcleo Bandeirantes, Park Way, Riacho Fundo I e II, Areal-considerado parte de Águas Claras- e a invasão da Estrutural) contribuem marcadamente para o aumento na carga de esgotos lançada no lago Paranoá, por meio do Riacho Fundo.

O expressivo aumento populacional interfere na carga de esgotos lançada no corpo lótico Riacho Fundo e seus afluentes (Vicente Pires, Samambaia-3ª ordem- e Guará) e na carga remanescente do tratamento. Isso ocorre porque mesmo com a eficiência da ETE-sul sendo alta e monitorada diariamente, gradualmente eleva-se a quantidade de nutrientes do efluente do lago e conseqüentemente, a porcentagem de eficiência fixa corresponde a um valor de nutrientes mais elevado. Este fato pode ser a principal explicação para o aumento na concentração encontrada em 2005 de íon amônio, que quimicamente associa-se à poluição (esgoto) recente.

As fontes difusas podem ser controladas em todo o corpo hídrico, mas a fiscalização demanda disponibilidade de recursos financeiros e humanos. É comum, em vários sistemas aquáticos brasileiros, que sejam cometidas infrações/lançamentos no período noturno ou outro em que as ações do órgão responsável são dificultosas, mas não se tem conhecimento seguro sobre tais práticas poluidoras no lago Paranoá.

Quanto à questão do sedimento (aqui analisada superficialmente pela ausência de amostras da interface água-sedimento, uma vez que não faz parte do escopo do presente trabalho, podendo servir como sugestão para estudos futuros), poderia haver liberação de fósforo (ressuspensão) em caso de condições propícias ao processo (ambiente reduzido).

Foram realizadas coletas até 6 metros de profundidade, a fim de corroborar a estrutura térmica, separação ou homogeneização de massas d'água verticalmente. Poder-se-ia tentar inferir algo a partir de informações de temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido disponíveis (o lago Paranoá conta com profundidade média de 12m).

Os dados de 6 metros de profundidade mostram que os valores de pH não apresentou variação expressiva (e sim tendência à neutralidade), a condutividade elétrica conservou-se elevada como nos primeiros metros, o oxigênio dissolvido mostrou valores

relativamente elevados (cerca de 6mgL^{-1}) e perfil térmico (até 9 metros) apontou estratificação na profundidades superiores a 6 metros. Dessa forma, a partir dos dados disponíveis, não há evidência clara (exceto pela estratificação) de condição redutora e/ou ressuspensora do fósforo depositado, como verifica-se em Golterman (2001), na recuperação de lago dinamarquês.

Além disso, são várias as formas de incorporação (alóctone) de fósforo ao sistema, o que torna a investigação e a previsão ainda mais incertas. Apesar da principal fonte natural de fosfato serem as rochas da bacia de drenagem, o aporte de fosfato pode provir de material particulado presente na atmosfera e do produto da decomposição de organismos alóctones (Esteves,1998). Porém, as fontes artificiais podem ser apontadas como as mais importantes atualmente (nas regiões urbanas e rurais), onde se destacam os esgotos domésticos (notadamente produtos de limpeza) e industriais (além de material particulado atmosférico de origem industrial). Também os fertilizantes agrícolas representam grandes riscos à qualidade das águas no campo.

A relação entre o teor de fósforo no sistema aquático e aspectos relativos aos organismos é conhecida há bastante tempo. Porém, cogitou-se que as algas responderiam exclusiva ou preferencialmente à disponibilidade de nitrogênio (nitrato). Atualmente, vários trabalhos relacionam às alterações na disponibilidade de fósforo as mudanças na composição, na riqueza de espécies, na densidade populacional, entre outras alterações na comunidade fitoplanctônica (Yoshiyama & Sharp, 2006; Staehr & Sand-Jensen, 2006; Jones & Elliott, 2007).

É importante registrar que relevância desse nutriente se estende a toda a cadeia alimentar. Atualmente há evidências de mudança nas estratégias de crescimento de macrófitas em decorrência da variação de fósforo em seus tecidos (Garbey *et al.*, 2004).

Mesmo o fósforo apresentando relação direta com a biomassa algal do ecossistema, nem sua disponibilidade, nem sua taxa de reciclagem não podem ser previstas quantitativamente. O desconhecimento numérico da dinâmica do sistema a partir da concentração pode dificultar as ações envolvendo este elemento nos processos de restauração de corpos lênticos. Sas (1989) observou que os sistemas respondem de forma marcante a concentrações inferiores $5\mu\text{gL}^{-1}$ de fósforo reativo solúvel e mais estudos sobre o tema, em ambientes diversos, são necessários para sustentar e generalizar tal afirmação.

Como na maior parte dos ecossistemas aquáticos o fósforo pode ser considerado o principal de interferência na produtividade primária (Henry *et al.*, 1998, Esteves, 1998) e sua presença depende da densidade e da atividade de organismos fotossintetizantes - com assimilação e incorporação à biomassa, sugere-se que o fósforo seja o fator preponderante na eutrofização artificial (Esteves, 1998; Wetzel, 2001). É fundamental, portanto, considerar a estimativa da biomassa algal, expressa na forma de clorofila-a, para validar as suposições.

Os valores de clorofila-a mostraram-se marcadamente mais baixos após a fase 1 do estudo, com destaque para a queda brusca entre a primeira e a segunda fase. Andreoni-Batista (2007) compara os resultados da fase 3 com valores encontrados em reservatórios de menor grau de trofia, como é o caso de Ribeiro *et al.* (2005), no acompanhamento da formação de reservatório no estado do Paraná.

A aplicação do índice de Salas & Martino (1990) para valores de clorofila-a (figura 1.15) sugere, na fase 1 (anos de 1997 e 1998), que o lago Paranoá era um ambiente hipereutrófico. Na fase 2 (1999 e 2000), observa-se relevante mudança nos valores de clorofila-a, e, segundo o índice, o sistema apresenta-se mesotrófico. A fase 3 (ano de 2005) também está relacionada à mesotrofia.

Nas últimas décadas, a água passou a ser vista com o valor que de fato possui para a vida humana e dos demais seres vivos. Para sanar o processo de eutrofização (principalmente eutrofização artificial, em corpos d'água urbanos), que impede o emprego dos sistemas aquáticos para a multiplicidade de usos que estes podem prover às diversas sociedades, várias experiências têm sido realizadas em corpos aquáticos do mundo todo, especialmente na região temperada – e, segundo Jeppesen *et al.* (2005b), como subsídio para estudos em ambientes tropicais –, com o intuito de conter e reverter o processo de eutrofização a partir do controle de nutrientes. E, nesses casos, para garantir a manutenção da condição de menor trofia procura-se realizar monitoramento eficiente.

As respostas ao decréscimo nas concentrações de nutrientes foram as mais variadas, contando com cronologias de resultados diversas – especialmente em Anneville & Pelletier (2000) e em Ruggiu *et al.*, (1998), onde se pode notar atraso na resposta da comunidade fitoplancônica –, nas décadas de acompanhamento (Jeppesen *et al.*, 2005a). A convergência dos trabalhos (com sucesso) revela-se nas mudanças envolvendo a dinâmica do ambiente, o que produz reflexos evidentes em vários níveis da cadeia trófica.

É comum observar trabalhos publicados, relacionados à oligotrofização, que contam com dados de concentração de fósforo, de nitrogênio, de clorofila-a (e relações entre estes fatores) e aspectos relativos às comunidades – mais frequentemente o fitoplâncton, seguido das respostas do zooplâncton e da ictiofauna. Alguns incluem dados de temperatura da água (Köhler *et al.*, 2005), e raramente outros parâmetros físicos e/ou químicos, como pH (Sondergaard *et al.*, 2005), mesmo sendo unânime a importância do retrato mais completo do ambiente, principalmente para aqueles que experimentaram modificações, como a oligotrofização. Em Jeppesen *et al.* (2005c) e em outros estudos da equipe, por exemplo, sugere-se que a elevação da temperatura da água no verão esteja relacionada à liberação do

fósforo do sedimento para a zona pelágica (em lagos rasos), o que implica em modificações marcantes nas comunidades aquáticas como o aumento na produtividade, também observado por Phillips *et al.* (2005).

Como é arriscado comparar ambientes com características diferentes – região tropical e temperada (ousa-se confrontar dados dos trópicos apenas com aqueles obtidos no verão da região temperada, mas com muita cautela) –, a maior contribuição do presente trabalho pode ser a apresentação dos dados obtidos (com análises relevantes) para servirem de subsídio a estudos posteriores. Os dados de fatores físicos e químicos, além da clorofila-a (parâmetro biológico), obtidos em três fases do processo de restauração do lago Paranoá-DF, foram tratados de forma a subsidiar os futuros trabalhos realizados em ambientes tropicais, para que possam haver comparações e, até mesmo, posteriores generalizações e modelagens.

No lago Paranoá, as variáveis ambientais mostraram diferenças significativas entre as duas estações climáticas das três fases. Em todas as fases podem-se notar diferenças nos valores de oxigênio dissolvido, nitrogênio total, nitrato e íon amônio entre a seca e a chuva. Tal fato pode estar relacionado à dinâmica do sistema, que certamente experimentou transformações em resposta aos menores valores de fósforo e de transparência da água.

Na fase 1, soma-se também a temperatura da água e a clorofila-a como fatores discrepantes entre os períodos seco e chuvoso. Na fase 2, acrescenta-se a condutividade elétrica aos fatores comuns, citados na parágrafo anterior. Na fase 3, além de todos os parâmetros citados para a fase 1, a condutividade elétrica apresentou diferença na comparação entre períodos climáticos.

Nota-se que na fase 3 somam-se todas as variáveis que apresentaram diferença significativa nas épocas anteriores. Como uma das conseqüências da eutrofização é a

quebra da estabilidade do sistema, então o aumento na quantidade de variáveis com comportamento diverso nas estações climáticas da região (seca e chuva) pode sugerir retorno às condições de qualidade da água anteriores ao *flushing*, já que a interferência do clima sob os parâmetros pode estar aumentada na terceira fase da restauração, proporcionando indiretamente maiores alterações ao sistema aquático.

A suposta vulnerabilidade ou flexibilidade (resistência diminuída às mudanças/maior resiliência) da fase 3 pode ainda ser própria de um sistema em fase de transição, o que provavelmente se aplica ao lago pelos motivos informados a seguir. As maiores alterações em relação aos nutrientes já haviam ocorrido antes do início dos trabalhos, com a instauração do tratamento terciário (em 1993), porém sem resultar em melhoria aparente na qualidade da água, à época. Dois fatores relevantes corroboram a sugestão da oligotrofização: diminuição da clorofila-a e aumento da transparência da água (consequentemente elevação da profundidade da zona eufótica), comuns às fases 2 e 3. Em contrapartida, os teores de oxigênio dissolvido e o pH apresentaram valores semelhantes nas fases 1 e 3.

Pontualmente, as formas nitrogenadas podem apresentar valores discrepantes na seca e na chuva como efeito da diluição, somado a estrutura térmica do ambiente, que pode ser associada às diferenças de temperatura encontradas nas diferentes estações climáticas e ventos na região. Também os valores de oxigênio dissolvido provavelmente diferem nos períodos devido à estratificação ou homogeneização da coluna d'água e à temperatura, além do efeito de diluição provocado pelas chuvas. Tais razões envolvem a biomassa algal, uma vez que no lago são encontrados menos organismos na estação chuvosa e, conseqüentemente a liberação de oxigênio dissolvido na água é menor (Philomeno, 2003).

Quanto às correlações intrafásicas, nota-se que o menor número de correlações entre as variáveis ambientais foram encontradas na seca de 1997 e na seca de 2005, fases 1 e 3, respectivamente. É semelhante também o número de associações entre os parâmetros físicos e químicos obtidos nas estações de chuva dessas mesmas fases. Entretanto, poucos meses após o *flushing*, na seca da fase 2 (1999), pode-se observar quase quatro vezes mais correlações significativas entre os fatores ambientais mensurados nas secas anterior e posterior, e na estação chuvosa da fase 2 (2000) a quantidade foi similar à verificada nos períodos de chuva das fases 1 e 3.

As análises envolvendo os parâmetros (ambientais e a clorofila-a) resultaram em respostas relevantes quanto às peculiaridades das fases da restauração do lago Paranoá, fornecendo elementos embasadores para uma possível diferenciação entre as três fases.

Da fase 1 destaca-se a correlação significativa negativa existente entre o nitrato e a clorofila-a e, uma vez que se poderia esperar o contrário (Saunders, 1957; Wetzel, 2001). É válido supor que, como o lago foi, por cerca de três décadas, dominado por algas capazes suportar condições de deficiência de nitrogênio (Cyanobacteria), podem ser encontrados elevados valores de clorofila-a mesmo com baixa concentração de nitrato (Reynolds *et al.*, 2002). Ademais, o íon amônio é a forma nitrogenada de absorção energeticamente mais viável, e as formas orgânicas só são aproveitadas em caso de escassez na oferta das formas inorgânicas (Esteves, 1998).

Na fase 2, a seca de 1999 correspondeu ao primeiro período estudado após o *flushing*. Relaciona-se à esta estação climática as mudanças mais marcantes verificadas nas características físicas, químicas e biológicas do ecossistema. Contudo, é notório o número aumentado de correlações significativas associadas à seca da fase 2: as formas nitrogenadas

e o fósforo total apresentaram correlação com o comprimento da zona eufótica, com a temperatura da água e com o pH.

Do período chuvoso da fase 3 destaca-se a correlação significativa positiva entre a clorofila-a e o fósforo total, que é amplamente analisada e fundamenta os estudos de oligotrofização de reservatórios de clima temperado (Anderson *et al.*, 2005; Sondergaard *et al.*, 2005; Phillips *et al.*, 2005, entre outros).

Não somente a escolha dos testes estatísticos (Wilcoxon e Tukey) influencia os resultados, mas ainda o critério de aplicação e a análise dos resultados. Curiosamente, quando se compara isoladamente um parâmetro com relação à sua variação nas três fases da recuperação do lago, observa-se que as respostas são diversas.

Variáveis que apresentaram mudanças diretamente relacionadas ao *flushing* apontaram diferença significativa entre a primeira fase do estudo e as demais (transparência/zona eufótica e clorofila-a). E dependendo dos fatores eleitos pode-se obter informações que sugiram que a fase 2 é a que apresenta diferenças mais expressivas (pH, oxigênio dissolvido), ou que atribuam à fase 3 as maiores discrepâncias (temperatura, condutividade elétrica de e íon amônio). Além das diferenças entre as fases, a maior parte dos parâmetros mostrou que há diferença significativa entre secas das fases 1, 2 e 3, e entre as chuvas das três fases, quando comparadas.

Algumas relações relevantes foram obtidas com o agrupamento dos dados obtidos a um metro de profundidade de todas as fases. A relação direta entre condutividade elétrica e concentração de nutrientes foi verificada por Güntzel (2000). A conseqüente maior quantidade de íons dissolvidos provoca diminuição na transparência da água/zona eufótica.

É conhecida a relação direta entre oxigênio dissolvido e o metabolismo dos organismos aquáticos, como fotossíntese, respiração, decomposição de matéria orgânica,

entre outros fatores (citada em von Sperling, 1996). A relação direta entre oxigênio dissolvido e clorofila-a pode ser explicada pelo fato das coletas terem sido realizadas na profundidade onde se encontra a maioria das algas, organismos produtores de oxigênio e estimados quantitativamente pela clorofila-a. Andreoni-Batista (2007) relata supersaturação de oxigênio dissolvido na seca e sugere relação entre saturação e concentração, em detrimento da relação entre saturação e temperatura da água.

A relação direta encontrada entre clorofila-a e fósforo total justifica-se pelo fato do fósforo ser um fator limitante para grande parte das algas (Esteves, 1998, Wetzel, 2001), mas podem ocorrer episódios em que a clorofila-a não acompanha as variações nas concentrações de fósforo [Moss *et al.* (2005) e no presente estudo do lago Paranoá]. Então, por equivalência, é esperado que o fósforo apresente-se inversamente correlacionado com a transparência da água, visto que o elemento em questão trata-se de um nutriente para o fitoplâncton, e que dependendo da densidade algal pode até ser formada uma espécie de barreira, dificultando ou obstruindo a penetração da luz na água. Desta forma, é esperada a relação inversa entre clorofila-a e transparência (Sondergaard *et al.*, 2005).

É conveniente mencionar que baixos valores de transparência (comprimento de zona eufótica), como os encontrados na fase 1, podem estar relacionados a um nível de eutrofização mais elevado do ecossistema (Wetzel, 2001; Margalef, 1983), associados às florações algais características da época (Branco, 1991; Philomeno, 2003).

Na região temperada, como já se passaram muitos anos (décadas) desde o início dos processos de oligo e re-oligotrofização nos lagos, comparações entre os anos e as estações estão bem definidas, e, com o controle, as tendências foram evidenciadas.

Enquanto nos trópicos os estudos em ambientes naturais estão em fase inicial, com levantamento de dados [Mendonça-Galvão (2005) e o presente trabalho], em latitudes mais

elevadas estão sendo elaborados modelos matemáticos envolvendo o ecossistema como um todo (Heino & Soininen, 2006). Sabe-se que há modelo de balanço de massa, desenvolvido na região temperada, que prevê valores de retenção de fósforo na biota em lagos, com base em coletas semanais (Håkanson *et al.*, 2003), periodicidade eleita para o presente trabalho.

Ainda não há uma política bem definida com relação à poluição de corpos hídricos no Brasil e, a exemplo do que ocorre nas nações onde as ações têm sido empregadas com sucesso, é necessário que sejam realizados estudos profundos para o pleno conhecimento desses sistemas, antes de se eleger as ferramentas para restauração e manutenção de condições de qualidade adequadas aos usos da água, particulares de cada região.

Em estudos de restauração de lagos na região temperada, observa-se que a maioria dos lagos tem se aproximado de um novo equilíbrio nas concentrações de fósforo e de nitrogênio cerca de 10 a 15 anos (para fósforo) e 0 a 5 anos (para nitrogênio), após uma maior redução de carga, e isso sem considerar o tempo de retenção (Anderson *et al.*, 2005).

No caso do lago Paranoá – que além de estar situado em área urbana, é influenciado pelas peculiaridades do clima tropical e não contou com a remoção da vegetação antes de seu enchimento –, pode ser que as estações de tratamento de esgotos precisem ser ampliadas periodicamente, devido ao acentuado e contínuo crescimento populacional na área dos afluentes. Ainda assim, esse equilíbrio sugerido por Anderson *et al.* (2005) pode tardar ou, ainda que aconteça, pode apresentar conseqüências diferentes daquelas verificadas na região temperada (pode, por exemplo, ser instável nos trópicos), devido ao aumentado metabolismo dos sistemas tropicais. E, no caso do lago Paranoá, é necessário determinar o evento, o ponto inicial da contagem do tempo, que realmente marcou o início da modificação do sistema, pois a ETE-sul começou a operar com tratamento terciário em 1993, mas as mudanças relevantes na comunidade fitoplanctônica só foram evidenciadas

após o *flushing* do final, no ano de 1998 (como é mostrado no capítulo referente à comunidade fitoplanctônica e suas relações com as variáveis ambientais, neste trabalho).

É fato que o lago Paranoá está passando por um processo de oligotrofização, iniciado em 1993 – com redução na carga de nutrientes (Felizatto *et al.*, 2000) –, e que, portanto, os dados obtidos podem estar indicando um ambiente em transição, ainda oscilante entre características de diferentes estados tróficos. Não é possível comparar os dados adquiridos com outros dados próprios de ambiente tropical, por não ter sido encontrado relato de experiência similar. Mas, é importante enfatizar que reservatórios urbanos estão freqüente e fortemente sujeitos à ação antrópica, o que favorece o retorno às condições anteriores ao *flushing*.

Portanto, urge a necessidade de planejamento de ações futuras envolvendo não somente o lago, mas toda a bacia de drenagem, para que se proporcione condições de manutenção de meso ou oligotrofia. Pode ser que os resultados da fase 2 sejam mais convenientes do que aqueles verificados na fase 3, pois, embora as concentrações de fósforo total apresentem tendência de declínio dos valores em 2005, outros parâmetros podem indicar sutil inclinação ao aumento do grau de trofia na fase 3 comparada à fase 2 (íon amônio e clorofila-a, especialmente na estação de estiagem, e condutividade elétrica, em ambas as estações climáticas da fase 3).

Conclusões

As análises sugerem que o ambiente está em fase de transição, visto que diminuição da clorofila-a e o aumento na transparência da água indicam melhoria na qualidade da água, porém a elevação da condutividade elétrica e as semelhanças dos teores de oxigênio

dissolvido e do pH verificadas nas fases 1 e 3 podem sugerir vocação do sistema retornar às condições experimentadas antes do *flushing*.

Capítulo 2. A COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E A OLIGOTROFIZAÇÃO DO LAGO PARANOÁ-DF

O presente capítulo tem como objetivo principal a análise do processo de oligotrofização ao longo das três fases de estudo, a partir dos dados obtidos nas coletas semanais em pares de estações de seca e de chuva (seca de 1997 e chuva de 1998, seca de 1999 e chuva de 2000, e chuva e seca de 2005). A sucessão de eventos e as variações dos fatores bióticos (fitoplâncton) e abióticos são analisadas, com vistas ao estabelecimento de relações entre as variáveis e entre os diferentes estágios da restauração, apontando reflexos das condições ambientais na estrutura e na dinâmica da comunidade fitoplanctônica.

2.1. RESULTADOS

O presente trabalho conta com dados coletados em 1997 e 1998, quando o braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF apresentava-se em avançado processo de eutrofização – FASE 1, dados coletados em 1999 e 2000, época em que certa melhoria nas condições da água foi constatada por vários indicadores – FASE 2 – e, após essa fase, dados de 2005, momento em que o corpo d'água apresentou indícios de regresso ao estágio de degradação, similar àquele verificado nos anos anteriores – FASE 3. Dessa forma, os resultados (e as figuras) apresentarão os dados semanais dos períodos na seguinte ordem cronológica: seca de 1997, chuva de 1998, seca de 1999, chuva de 2000 e chuva e seca de 2005.

VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS

Optou-se por resumir, no início deste capítulo, o comportamento de algumas das variáveis ambientais nas estações das três fases, relacionando-as com a clorofila-a.

A temperatura média da água comumente promove clara distinção entre os períodos climáticos na região. Porém, na fase 2, não foi observada diferença significativa da variável entre a seca e a chuva (Wilcoxon). Também os baixos teores de oxigênio dissolvidos distinguem a fase 2 das demais etapas da oligotrofização.

Os valores de condutividade elétrica apresentaram elevação ao longo do período (ANOVA, $F=18,463$, $p<0,05$), juntamente com a transparência da água/zona eufótica (ANOVA, $F=25,396$, $p<0,05$), que apresenta correlação significativa negativa com clorofila-a (Spearman, $r_s=-0,667$).

Opostamente, as concentrações de fósforo total apresentaram tendência ao decaimento (ANOVA, $F=20,725$, $p<0,05$), apresentando valores médios mais elevados nos períodos de estiagem. Há alta correlação significativa positiva entre fósforo total e clorofila-a (Spearman, $r_s=0,419$).

Os valores de nitrogênio total mostraram diferença significativa entre as estações climáticas (ANOVA, $F=17,667$, $p<0,05$). Verificou-se os maiores valores na fase 3, com indicação de tendência à elevação dos valores médios, além de correlação significativa negativa com clorofila-a (Spearman, $r_s=-0,329$).

BIOMASSA ALGAL – CLOROFILA-A

A tabela 2.1 mostra a estatística descritiva da clorofila-a nas três fases do estudo.

Tabela 2.1. Valores de média, desvio padrão (DP), valores mínimo e máximo e coeficientes de variação (CV %) da clorofila-a no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF, nas três fases da restauração (n=8 em cada estação climática – seca/chuva).

Estatística descritiva		Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Seca de 1997		
FASE 1	Média	55,7
	Mínimo	25,5
	Máximo	135,4
	DP	35,1
	CV (%)	63
Chuva de 1998		
FASE 1	Média	28,7
	Mínimo	12,3
	Máximo	44,8
	DP	11,0
	CV (%)	38
Seca de 1999		
FASE 2	Média	7,7
	Mínimo	5,2
	Máximo	11,6
	DP	2,1
	CV (%)	27
Chuva de 2000		
FASE 2	Média	7,1
	Mínimo	6,2
	Máximo	8,4
	DP	0,8
	CV (%)	11
Chuva de 2005		
FASE 3	Média	3,1
	Mínimo	1,5
	Máximo	4,2
	DP	1,0
	CV (%)	32
Seca de 2005		
FASE 3	Média	10,6
	Mínimo	4,5
	Máximo	14,2
	DP	3,8
	CV (%)	36

Os teores de clorofila-a são notadamente mais elevados na fase 1 (ANOVA, $F=23,247$). Após a primeira aplicação de algicida ocorrida na estação seca de 1997 – que apresentou os valores superiores e a maior variação (média= $55,7 \pm 35,1 \mu\text{gL}^{-1}$ e $CV=63\%$) –, os valores declinaram expressivamente (tabela 2.1). Porém, no período chuvoso da mesma fase, os valores médios verificados são significativamente superiores aos encontrados nas fases 2 e 3 (entre as fases 1 e 2: Wilcoxon, $Z= - 3,516$ e entre as fases 1 e 3: Wilcoxon, $Z= - 3,516$).

Informações adicionais quanto à clorofila-a, como correlações desta com as demais variáveis, encontram-se noutras partes do presente trabalho, neste e no capítulo anterior (capítulo 1)

FREQÜÊNCIA DE OCORRÊNCIA DOS TÁXONS FITOPLANCTÔNICOS

A tabela 2.2 mostra a freqüência de ocorrência dos táxons fitoplanctônicos, por estação climática, nas três fases de restauração do lago.

Tabela 2.2. Freqüência de ocorrência dos táxons fitoplanctônicos, em porcentagem, separada por períodos (seca e chuva), nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF, braço do Riacho Fundo.

Táxons	Fase 1		Fase 2		Fase 3	
	Seca de 1997	Chuva de 1998	Seca de 1999	Chuva de 2000	Chuva de 2005	Seca de 2005
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	62,5	25	12,5	0	0	62,5
<i>Actinastrum</i> sp	0	25	0	0	0	0
<i>Actinotaenium</i> sp	0	0	0	0	0	12,5
<i>Acutodesmus acuminatus</i>	0	12,5	0	0	0	0
<i>Anabaena</i> sp	0	0	0	0	12,5	0
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	0	0	0	0	12,5	25
<i>Ankistrodesmus spiralis</i>	0	0	0	0	25	0
<i>Ankyra judayi</i>	0	25	75	12,5	0	12,5
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	0	0	12,5	100	100	62,5
<i>Aphanocapsa elachista</i>	0	0	75	25	37,5	25
<i>Aphanocapsa incerta</i>	0	0	12,5	0	12,5	0

<i>Aphanothece smithii</i>	0	0	25	25	0	0
<i>Aphanothece</i> sp	0	0	0	12,5	87,5	12,5
<i>Aulacoseira ambigua</i>	0	0	0	0	0	37,5
<i>Aulacoseira granulata</i>	100	0	100	12,5	0	62,5
<i>Aulacoseira itálica</i>	12,5	0	0	0	0	0
<i>Characiopsis</i> sp	0	0	12,5	0	0	0
<i>Chlamydomonas</i> sp 1	0	12,5	12,5	0	0	12,5
<i>Chlamydomonas</i> sp 2	0	25	37,5	37,5	0	12,5
<i>Chlamydomonas</i> sp 3	12,5	0	50	100	0	12,5
<i>Chlamydomonas</i> sp 4	87,5	0	0	0	0	0
<i>Chlamydomonas</i> sp 5	0	0	62,5	0	0	0
<i>Chlorella vulgaris</i>	100	87,5	100	100	87,5	100
Chlorococcales sp 1	0	0	0	0	0	25
Chlorococcales sp 2	0	12,5	0	0	0	25
Chlorococcales sp 3	0	0	0	0	0	12,5
Chlorococcales sp 4	0	0	0	25	0	0
<i>Chlorococcum infusioenum</i>	0	100	12,5	12,5	0	0
<i>Choricystis</i> sp	0	37,5	0	0	62,5	62,5
<i>Chromulina</i> sp 1	0	12,5	12,5	75	87,5	87,5
<i>Chromulina</i> sp 2	0	0	25	0	0	0
<i>Chromulina</i> sp 3	37,5	0	0	0	0	0
Chroococcales sp 1	0	0	0	0	12,5	12,5
Chroococcales sp 2	0	0	0	25	0	0
<i>Chroococcus</i> cf. <i>minutus</i>	0	0	25	0	0	0
Chrysophyceae sp 1	0	25	50	25	50	75
<i>Closteriopsis aciculare</i>	0	25	0	0	0	0
<i>Closteriopsis longissima</i> var. <i>longissima</i>	75	0	37,5	0	25	25
<i>Closterium</i> sp	0	12,5	0	0	0	0
<i>Coelastrum microporum</i>	0	12,5	0	0	12,5	25
<i>Coelastrum reticulatum</i>	0	0	62,5	25	0	25
<i>Coelastrum</i> sp	0	0	0	12,5	0	0
<i>Coenochloris</i> sp	0	0	25	75	0	0
<i>Coenocystis</i> sp	0	12,5	12,5	0	0	62,5
<i>Cosmarium</i> cf. <i>majae</i>	0	12,5	0	0	0	0
<i>Cosmarium</i> cf. <i>margaritatum</i>	0	12,5	12,5	0	0	0
<i>Cosmarium contractum</i>	87,5	25	0	0	0	0
<i>Cosmarium</i> sp 1	0	12,5	0	0	50	0
<i>Cosmarium</i> sp 2	0	25	0	0	0	0
<i>Cosmarium</i> sp 3	62,5	0	0	0	0	0
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	0	0	37,5	37,5	0	37,5
<i>Crucigeniella</i> sp	0	0	0	0	0	25
<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	0	25	50	100	0	25
<i>Cryptomonas erosa</i>	0	62,5	37,5	37,5	62,5	87,5
<i>Cryptomonas marssonii</i>	62,5	100	62,5	25	50	50
<i>Cryptomonas phaseolus</i>	37,5	25	25	50	0	0
<i>Cryptomonas tetrapirenoidosa</i>	0	0	0	0	25	37,5

<i>Cyanodiction</i> sp	25	0	0	75	25	0
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	50	25	87,5	100	50	75
<i>Cyclotella pseudosteligera</i>	0	0	0	37,5	0	0
<i>Cyclotella steligera</i>	87,5	50	75	75	75	100
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	100	100	12,5	0	87,5	75
<i>Cymbella</i> cf. <i>Affinis</i>	0	0	0	0	12,5	0
<i>Cymbella naviculiformis</i>	0	0	0	12,5	0	25
<i>Desmodesmus armatus</i>	87,5	25	12,5	12,5	0	0
<i>Desmodesmus bicaudatus</i>	0	25	12,5	0	0	0
<i>Desmodesmus brevispina</i>	0	12,5	0	37,5	0	12,5
<i>Desmodesmus opoliensis</i>	25	12,5	0	0	0	0
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	25	37,5	37,5	0	12,5	0
<i>Desmodesmus spinosus</i>	0	0	0	12,5	0	0
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	12,5	25	25	37,5	0	75
<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i>	0	0	25	12,5	0	0
<i>Dinobryon divergens</i> var. <i>schawinslandii</i>	0	0	75	0	0	37,5
<i>Dinobryon sertularia</i>	0	0	12,5	0	0	0
Dinophyta sp 1	0	12,5	87,5	62,5	0	0
<i>Elakatothryx</i> sp	12,5	0	62,5	25	87,5	87,5
<i>Eutetramorus fottii</i>	0	37,5	25	50	12,5	87,5
<i>Eutetramorus tetrasporus</i>	0	0	37,5	50	50	100
Flagelada sp 1	0	0	0	0	0	12,5
Flagelada sp 2	0	0	0	0	0	25
Flagelada sp 3	0	0	0	0	0	12,5
<i>Frustulia</i> sp	0	0	0	0	12,5	0
<i>Geitlerinema</i> sp 1	0	12,5	0	0	0	0
<i>Geitlerinema</i> sp 2	25	50	12,5	0	0	0
<i>Golenkinia radiata</i>	0	50	0	0	0	0
<i>Goniochloris mutica</i>	37,5	25	25	0	25	25
<i>Gymnodinium</i> sp 1	0	25	0	0	12,5	12,5
<i>Gymnodinium</i> sp 2	0	12,5	0	0	0	0
<i>Gymnodinium</i> sp 3	0	12,5	0	12,5	0	12,5
<i>Gymnodinium</i> sp 4	62,5	0	0	0	0	0
<i>Kirchineriella lunaris</i>	62,5	0	12,5	0	0	0
<i>Lagerheimia balatonica</i>	0	12,5	0	0	0	0
<i>Lepocinclis</i> cf. <i>ovum</i>	0	12,5	0	0	0	0
<i>Lepocinclis salina</i>	0	0	12,5	0	0	0
<i>Mallomonas</i> sp 1	0	25	37,5	37,5	12,5	50
<i>Mallomonas</i> sp 2	0	12,5	0	0	0	25
<i>Merismopedia tenuissima</i>	0	0	62,5	87,5	0	0
<i>Micractinium pusillum</i>	0	37,5	12,5	0	0	75
<i>Microcystis aeruginosa</i>	0	37,5	12,5	25	0	25
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	0	25	25	50	0	75
<i>Monoraphidium</i> cf. <i>convolutum</i>	0	0	0	0	12,5	0
<i>Monoraphidium</i> cf. <i>dybowski</i>	0	0	0	0	37,5	12,5
<i>Monoraphidium contortum</i>	100	50	62,5	50	12,5	50

<i>Monoraphidium griffithii</i>	0	0	25	25	62,5	37,5
<i>Monoraphidium irregulare</i>	0	0	0	37,5	37,5	25
<i>Monoraphidium minutum</i>	12,5	0	62,5	12,5	75	50
<i>Monoraphidium pseudobraunii</i>	0	0	12,5	0	0	0
<i>Monoraphidium tortile</i>	0	37,5	87,5	50	87,5	25
<i>Mougeotia</i> sp	0	0	12,5	50	62,5	87,5
<i>Nephrochlamys subsolitaria</i>	0	12,5	25	12,5	0	0
<i>Nephrochlamys wylleana</i>	0	12,5	0	0	0	0
<i>Nephrocytium</i> cf. <i>schilleri</i>	0	12,5	0	0	0	0
Não Identificada 1	0	0	0	0	0	12,5
Não Identificada 2	62,5	0	0	0	0	0
Não Identificada 3	0	0	0	0	0	37,5
Não Identificada 4	0	0	0	0	0	12,5
Não Identificada 5	0	12,5	0	0	0	37,5
Não Identificada 6	0	0	0	0	12,5	0
Não Identificada 7	0	12,5	12,5	0	0	0
Não Identificada 8	0	12,5	0	0	0	0
Não Identificada 9	0	0	0	62,5	0	0
Não Identificada 10	25	0	0	0	0	0
Não Identificada 11	0	0	0	0	0	37,5
<i>Nitzschia</i> cf. <i>Capitellata</i>	100	0	12,5	0	0	37,5
<i>Ochromonas danica</i>	0	0	12,5	25	0	0
<i>Ochromonas</i> sp	0	12,5	0	25	0	0
<i>Octacanthium octocorne</i>	0	0	25	0	0	0
<i>Oocystis lacustris</i>	62,5	12,5	0	12,5	0	50
<i>Oocystis rhomboidea</i>	0	0	12,5	12,5	0	0
Oscillatoriales sp 1	62,5	0	0	0	0	0
Oscillatoriales sp 2	75	25	0	0	0	0
<i>Pediastrum duplex</i>	25	0	0	0	0	0
<i>Pediastrum tetras</i>	0	0	0	50	12,5	0
<i>Peridinium gatunense</i>	0	0	75	0	0	25
<i>Peridinium</i> sp 1	0	25	0	0	0	0
<i>Peridinium</i> sp 2	25	0	0	0	0	0
<i>Peridinium umbonatum</i>	62,5	37,5	0	0	0	25
<i>Phacus</i> sp	0	0	12,5	0	0	12,5
<i>Planktothrix aghardii</i>	0	0	0	0	12,5	0
Prasinophyceae sp	0	0	0	12,5	0	0
Pseudanabaenaceae sp	0	25	0	0	0	37,5
<i>Quadrigula</i> sp	0	0	75	50	25	0
<i>Rhabdoderma sancti-pauli</i>	0	0	50	62,5	0	0
<i>Rhodomonas lacustris</i>	0	25	25	37,5	0	0
<i>Rhombocystis</i> cf. <i>lacrima</i>	0	25	0	0	0	0
<i>Scenedesmus ecornis</i>	0	12,5	62,5	87,5	75	87,5
<i>Scenedesmus obtusus</i>	0	0	12,5	0	0	0
<i>Schroederia indica</i>	75	0	0	50	37,5	87,5
<i>Schroederia setigera</i>	0	12,5	0	0	0	0
<i>Selenastrum gracile</i>	25	12,5	0	0	0	0

<i>Snowella</i> sp	0	0	12,5	50	0	12,5
<i>Sphaerocavum brasiliense</i>	0	0	0	0	0	37,5
<i>Staurastrum</i> cf. <i>muticum</i>	25	12,5	0	0	0	0
<i>Staurastrum gracile</i>	0	12,5	12,5	12,5	0	0
<i>Staurastrum paradoxum</i>	12,5	12,5	37,5	37,5	12,5	62,5
<i>Staurastrum quadrangulare</i>	50	25	0	0	0	0
<i>Staurastrum</i> sp 1	12,5	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum</i> sp 2	75	37,5	12,5	0	0	0
<i>Staurastrum tetracerum</i>	12,5	0	0	0	0	0
<i>Stauroidesmus cuspidatus</i>	25	0	12,5	12,5	0	0
<i>Synechococcus nidulans</i>	0	0	25	25	0	0
<i>Synechocystis aquatilis</i>	100	50	87,5	100	87,5	100
<i>Synedra rupens</i>	75	25	12,5	0	0	50
<i>Synura</i> sp	0	12,5	12,5	0	0	0
<i>Tetraedron caudatum</i>	25	0	25	50	0	25
<i>Tetraedron minimum</i>	75	37,5	0	12,5	0	25
<i>Tetrallantus laghereim</i>	0	0	0	12,5	0	0
<i>Tetranephris</i> cf. <i>brasiliensis</i>	62,5	0	0	0	0	12,5
<i>Tetraplekton laevis</i>	0	0	0	0	0	12,5
<i>Tetrastrum komarekii</i>	0	0	25	62,5	0	0
<i>Tetrastrum triangulare</i>	25	25	37,5	25	12,5	50
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>oblonga</i>	12,5	12,5	0	0	0	0
<i>Trachelomonas curta</i> var. <i>mínima</i>	0	12,5	0	0	0	0
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	12,5	25	50	0	0	25
<i>Treubaria triapendiculata</i>	37,5	50	0	0	0	0
Xanthophyceae sp	0	12,5	25	25	0	25

(espécies raras: $F < 10\%$, espécies comuns: $10\% < F < 50\%$, espécies constantes: $F > 50\%$ - Lobo & Leighton 1986).

Na comparação entre estações climáticas iguais (seca ou chuva) de fases diferentes (1, 2 ou 3) existe diferença significativa entre a composição e entre a frequência de ocorrência específica dos períodos chuvosos das fases 2 e 3 (Wilcoxon, $Z = -2,854$) e, no confronto entre períodos climáticos de uma mesma etapa do processo de restauração, há diferença significativa na fase 3, entre a estação de seca e de chuva (Wilcoxon, $Z = -2,845$).

SIMILARIDADE DE SORENSEN

Com a finalidade de comparar a composição específica entre as três fases estudadas ao longo do processo de oligotrofização, foi aplicado índice de similaridade de Sorensen,

conforme mostrado na tabela 2.3. A fórmula desse índice qualitativo é $2c/(a+b)$, onde **a** é o número de táxons presentes nas amostras do período “a”; **b** é o número de táxons presentes no período “b”; e **c** é o número de táxons comuns aos períodos “a” e “b”.

A maior similaridade foi encontrada entre as fases 2 e 3, ambas após o *flushing* (38%), seguida do valor encontrado para a comparação entre a fase 1 e a fase 2 (37%). A menor similaridade foi obtida entre as fases cronologicamente mais distantes (fases 1 e 3), valor de 35% de similaridade entre seus os táxons.

Tabela 2.3. Similaridade de Sorensen (em porcentagem) da composição de espécies da comunidade fitoplanctônica entre as três fases da restauração do lago Paranoá-DF, braço do Riacho Fundo.

Fases Comparadas			Similaridade de Sorensen (%)
1	E	2	37
2	E	3	38
1	E	3	35

Considerando os períodos de seca e de chuva, das diferentes fases da restauração, aplicou-se o índice de Sorensen, mais uma vez entre as comunidades fitoplanctônicas, composição específica, como pode ser observado na tabela 2.4.

Observa-se que a maior similaridade obtida relaciona-se ao cálculo efetuado com dados referentes à fase 2, estação seca e chuvosa, entre as quais há 40% de similaridade. Entre a estação de seca da fase 2 e seca da fase 3 observa-se 37% de similaridade na composição específica. Inversamente, o menor valor de similaridade encontrado foi entre a chuva da fase 2 e a chuva da fase 3 (25%), seguido do valor obtido para a comparação entre a seca da fase 1 e a seca da fase 3, o que é esperado visto que são os períodos cronologicamente mais distantes. Com relação aos pares de estações opostas, verificou-se o maior valor entre o período seco e chuvoso da fase 2, em que há 40% de similaridade.

Comparando-se a chuva e a seca da fase 3 observa-se 35% de similaridade, e entre a seca e a chuva da fase 1 existe apenas 30% de similaridade.

Tabela 2.4. Similaridade de Sorensen da comunidade fitoplanctônica entre os períodos de seca e de chuva e entre estações iguais de fases diferentes, braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Períodos Comparados (Estação, ano e fase)		Similaridade de Sorensen (%)
Seca 1997 (fase 1)	e Seca 1999 (fase 2)	29
Seca 1997 (fase 1)	e Seca 2005 (fase 3)	28
Seca 1999 (fase 2)	e Seca 2005 (fase 3)	37
Chuva 1998 (fase 1)	e Chuva 2000 (fase 2)	30
Chuva 1998 (fase 1)	e Chuva 2005 (fase 3)	32
Chuva 2000 (fase 2)	e Chuva 2005 (fase 3)	25
Seca 1997 (fase 1)	e Chuva 1998 (fase 1)	30
Seca 1999 (fase 2)	e Chuva 2000 (fase 2)	40
Seca 2005 (fase 3)	e Chuva 2005 (fase 3)	35

RIQUEZA DE ESPÉCIES, DIVERSIDADE e EQUITABILIDADE

A tabela 2.5 apresenta a estatística descritiva da riqueza de espécies, da diversidade de Shannon e da equitabilidade nas três fases do estudo.

Tabela 2.5. Valores de média, desvio padrão (DP), valores mínimo e máximo e coeficientes de variação (CV %) da riqueza de espécies, índice de diversidade de Shannon-Wiener (densidade de organismos) e equitabilidade de Pielou (densidade de organismos) no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF, nas três fases da restauração (n=8 em cada estação climática – seca/chuva).

Estatística descritiva	Riqueza (S)	H' (bits.ind ⁻¹)	J'
Seca de 1997			
Média	27	1,72	0,36
Mínimo	11	0,24	0,07
Máximo	35	2,44	0,51
DP	7	0,72	0,14
CV (%)	26	42	40
FASE 1	Chuva de 1998		
Média	22	1,26	0,27
Mínimo	5	0,13	0,05
Máximo	60	3,23	0,55
DP	20	1,15	0,18
CV (%)	89	91	70

		Seca de 1999		
FASE 2	Média	29	3,60	0,74
	Mínimo	25	2,71	0,55
	Máximo	32	4,02	0,83
	DP	2	0,43	0,09
	CV (%)	7	12	12
		Chuva de 2000		
FASE 2	Média	29	3,85	0,79
	Mínimo	22	3,20	0,72
	Máximo	32	4,27	0,85
	DP	4	0,39	0,06
	CV (%)	12	10	7
		Chuva de 2005		
FASE 3	Média	20	2,38	0,56
	Mínimo	13	1,43	0,34
	Máximo	23	3,49	0,94
	DP	3	0,65	0,18
	CV (%)	16	27	33
		Seca de 2005		
FASE 3	Média	34	3,70	0,73
	Mínimo	25	3,38	0,63
	Máximo	44	4,45	0,82
	DP	6	0,35	0,06
	CV (%)	18	10	8

a) Riqueza de Espécies

Com relação à riqueza de espécies, verificou-se que não há diferença significativa ($p < 0,05$) dos valores encontrados entre as fases da restauração do lago (ANOVA), além de não haver relação entre estação climática e número de espécies encontradas (em cada fase observa-se uma tendência diversa). Em média, a maior riqueza de espécies foi observada na seca da fase 3 (34 ± 6 spp.) e a menor, na chuva da mesma fase (20 ± 3 spp.). A maior variações nos valores relaciona-se à chuva da fase 1 ($CV=89\%$).

Na fase 1 geralmente os valores encontrados superavam 26 espécies por amostra. Na estação chuvosa, como a flutuação dos dados foi intensa, os valores variaram de 5 a 60 espécies por amostra. Na fase 2 os valores médios foram semelhantes entre os períodos

climáticos e levemente superiores aos da fase anterior, com variação maior na seca (CV=12%). A fase 3 se caracteriza pela elevada riqueza na seca (34 táxons) e por relacionar-se à estação de chuvas o menor valor médio de riqueza de espécies do estudo (figura 2.1).

Quanto à riqueza de espécies total por etapas da restauração, nas fases 1 e 3 observou-se mais táxons na seca e menos táxons em comum entre os períodos climáticos – menor similaridade entre as comunidade da seca e da chuva na mesma fase. Na fase 2 a composição específica é similar, como também a quantidade de táxons de ambas as estações climáticas aa fase. Foram encontrados 108 táxons na fase 1, sendo 54 espécies na seca de 1997 e 84 espécies na chuva de 1998, com 30 espécies em comum entre os períodos. Já a fase 2 conta com 103 espécies, 84 táxons na seca de 1999 e 72 na estação chuvosa de 2000, apresentando 53 espécies em comum entre as estações. E na fase 3 foram encontradas 96 espécies, em 2005, 83 na seca e 48 na chuva, com 35 táxons em comum.

A riqueza de espécies por grupo taxonômico, encontrada em cada uma das três fases (tabela 2.6), evidencia diferenças como o decréscimo de cerca de 50% a cada fase (comparada à fase anterior da restauração) no número de táxons de Zygnemaphyceae, o aumento na riqueza de espécies de Cyanobacteria na fase 2 e a manutenção dessa elevação na fase 3, além do decréscimo considerável da quantidade de táxons de Dinophyceae da primeira para a segunda fase e manutenção de baixa riqueza na fase 3. Destaca-se a alta riqueza de espécies de Chlorophyceae nas três fases. Para os demais grupos taxonômicos não foi percebida alteração marcante.

Em ambientes eutrofizados, geralmente os baixos valores de transparência da água se devem às altas densidades de alguns táxons, especialmente Cyanobacteria, bem como a elevada concentração de nutrientes proporciona a manutenção de tal estado de trofia. Na

fase 1, a riqueza de espécies foi diretamente relacionada com transparência da água/zona eufótica (Spearman, $r_s = 0,598$), fósforo total (Spearman, $r_s = 0,639$) e nitrato (Spearman, $r_s = 0,520$).

Como ocorreu também nas análises relativas a outros fatores, na fase 2 não foi observada correlação significativa entre riqueza e qualquer variável ambiental. Porém, nas amostras da fase posterior foram encontradas correlações significativas entre a riqueza e a maioria dos parâmetros comparados a ela. Na fase 3 verificou-se várias correlações entre a quantidade de táxons encontrados e os fatores ambientais, e foi encontrada relação direta entre riqueza e condutividade elétrica (Spearman, $r_s = 0,753$), oxigênio dissolvido (Spearman, $r_s = 0,603$), nitrogênio total (Spearman, $r_s = 0,595$), clorofila-a (Spearman, $r_s = 0,843$) e íon amônio (Spearman, $r_s = 0,752$), e relação inversa com temperatura da água (Spearman, $r_s = - 0,622$), fósforo total (Spearman, $r_s = - 0,513$), e nitrato (Spearman, $r_s = - 0,762$).

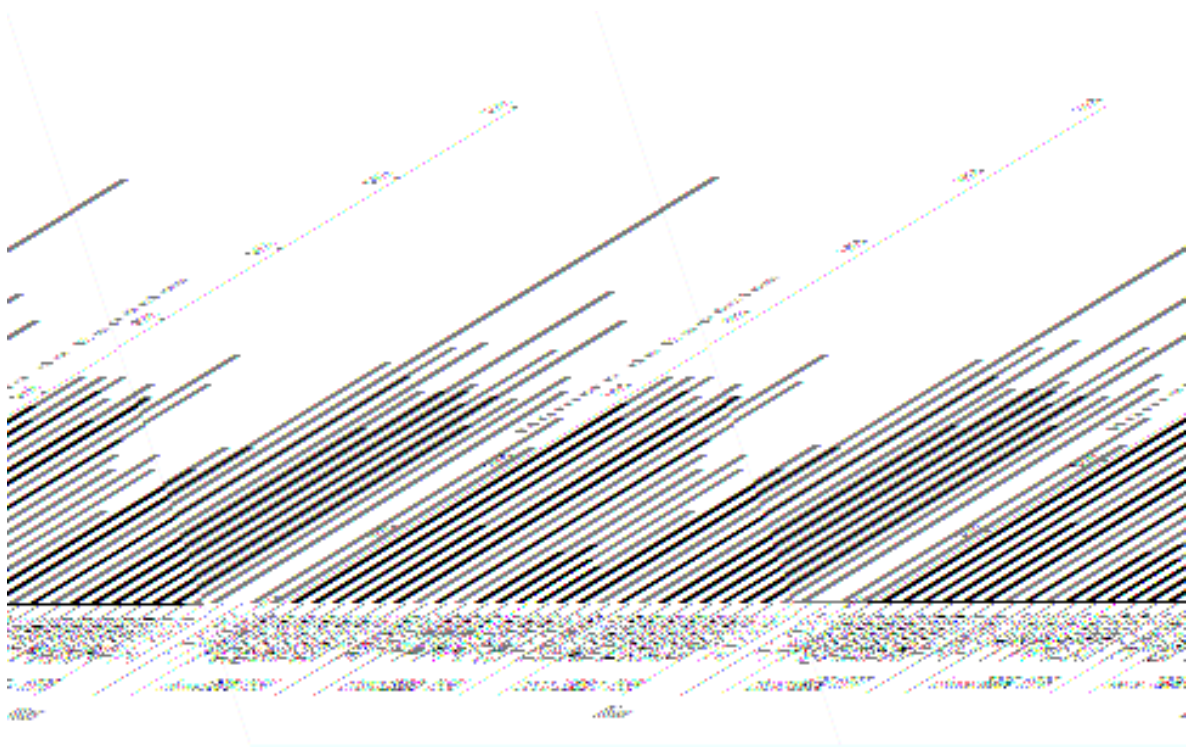


Figura 2.1. Riqueza de espécies fitoplanctônicas, braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Tabela 2.6. Riqueza de espécies, por grupo taxonômico, nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF, no braço do Riacho Fundo. (legenda: s = seca; c = chuva)

Grupo Taxonômico	Fase 1	Fase 2	Fase 3
Bacillariophyceae	7 7 (s) 4 (c)	8 6 (s) 5 (c)	10 8 (s) 4 (c)
Chlorophyceae	46 21(s) 36 (c)	47 37 (s) 37 (c)	41 36 (s) 22 (c)
Chrysophyceae	7 1 (s) 6 (c)	9 8 (s) 5 (c)	5 5 (s) 3 (c)
Cryptophyceae	6 3 (s) 5 (c)	5 5 (s) 5 (c)	4 4 (s) 3 (c)
Cyanobacteria	9 6 (s) 7 (c)	15 12 (s) 11 (c)	14 10 (s) 10 (c)
Dinophyceae	8 3 (s) 6 (c)	3 2 (s) 2 (c)	4 4 (s) 1 (c)
Euglenophyceae	4 2 (s) 4 (c)	3 3 (s) 0 (c)	2 2 (s) 0 (c)
Xanthophyceae	2 1 (s) 2 (c)	3 3 (s) 1 (c)	3 3 (s) 1 (c)
Zygnemaphyceae	15 9 (s) 11 (c)	7 7 (s) 4 (c)	4 3 (s) 3 (c)
Prasinophyceae	0 0 (s) 0 (c)	1 0 (s) 1 (c)	0 0 (s) 0 (c)
Não Identificada	4 1 (s) 3 (c)	2 1 (s) 1 (c)	9 8 (s) 1 (c)

b) Diversidade de Shannon-Wiener

A figura 2.2 mostra a relação direta existente entre a diversidade e a equitabilidade, onde os menores valores são referentes à fase 1. Como os valores e as variações parecem ser comparáveis, alguns testes foram aplicados somente para valores de diversidade.

A diversidade, calculada pelo índice desenvolvido por Shannon e Wiener, mostra diferença marcante entre as três fases (ANOVA, $F=34,861$): entre as fases 1 e 2 (Wilcoxon, $Z= - 3,516$), 2 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 1,965$) e 1 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 2,999$), com maior diversidade de espécies na fase 2 ($H'_{seca\ 2}: 3,60\pm 0,43\ \text{bits.ind}^{-1}$ e $H'_{chuva\ 2}: 3,85\pm 0,39\ \text{bits.ind}^{-1}$). O valor máximo de diversidade (pontual) foi encontrado na estação seca da fase 3, e o valor mínimo, no período de chuvas da fase 1 (tabela 2.5). A maior variação nos valores foi encontrada na chuva da fase 1 (91%), e a menor, nas estações chuva da fase 2 e seca da fase 3 (10%). Não pode ser estabelecida a relação entre estação climática e diversidade.

Como ocorreu com a riqueza de espécies na fase 1, foi observada relação direta entre diversidade e transparência da água (Spearman, $r_s= 0,664$) e entre diversidade e fósforo total (Spearman, $r_s= 0,598$). A deficiência de fósforo pode selecionar espécies e a elevação dos valores de transparência pode estar associada à oportunidade (competitiva) fornecida às algas com hábitos diversos e variações relativas à captação de luz.

Fatos análogos também são: 1) a ausência de correlação significativa nas análises da fase 2 e 2) a quantidade elevada de fatores correlacionados com a diversidade na fase 3, de forma direta [condutividade elétrica (Spearman, $r_s= 0,650$), oxigênio dissolvido (Spearman, $r_s= 0,497$), clorofila-a (Spearman, $r_s= 0,671$), nitrogênio total (Spearman, $r_s= 0,665$) e íon

amônio (Spearman, $r_s= 0,699$)] ou indireta [temperatura (Spearman, $r_s= - 0,720$), fósforo total (Spearman, $r_s= - 0,665$) e nitrato (Spearman, $r_s= - 0,671$)].

c) Equitabilidade de Pielou

Como pode ser visto na figura 2.2, a equitabilidade foi, em média, superior na fase 2 ($J'_{seca\ 2} = 0,74 \pm 0,09$ e $J'_{chuva\ 2} = 0,79 \pm 0,06$), e na chuva desta fase foi relatada a menor variação dos dados (CV=7%). O maior valor foi mensurado na chuva da fase 3 (0,94) e o menor, na chuva da fase 1 (0,05), estação climática que apresentou ainda a maior variação dos dados (CV=70%) (tabela 2.5).

Como aconteceu com a diversidade, também a equitabilidade apresenta valores muito menores na fase 1 e os maiores valores estão relacionados à fase 2 (figura 2.2).

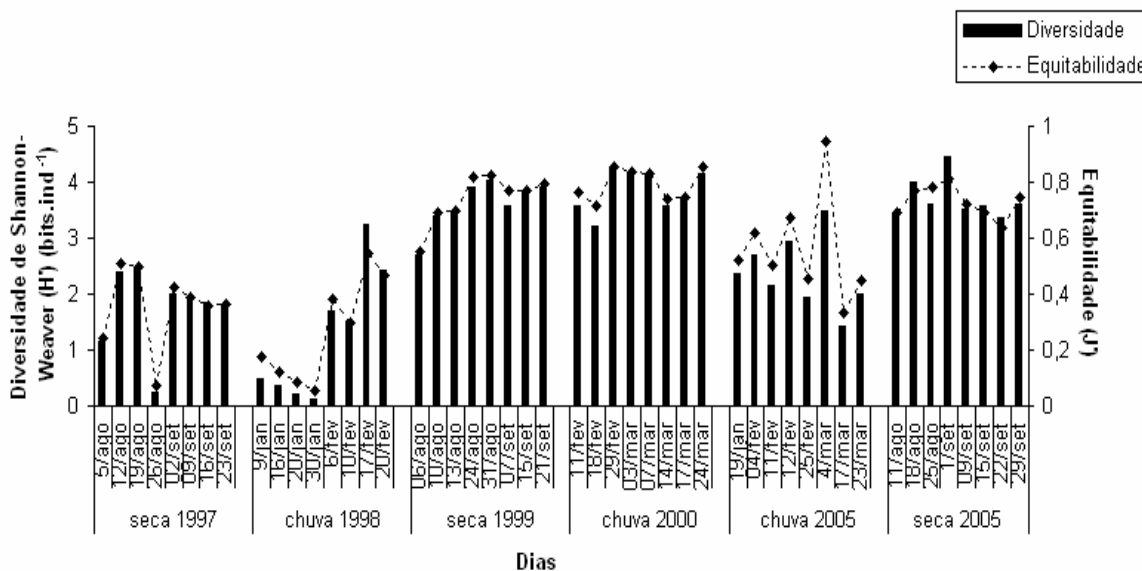


Figura 2.2. Flutuação do Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade (J') (Pielou), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

GRUPOS TAXONÔMICOS

Em contagens de indivíduos por mililitro, verificou-se mais organismos na fase 1 (seca: $2,0 \times 10^8$ ind. e chuva: $4,4 \times 10^7$ ind.) e menos organismos na fase 2 (seca: $1,3 \times 10^7$ ind. e chuva: $1,1 \times 10^7$ ind.). A densidade da fase 3 foi intermediária (seca: $1,9 \times 10^7$ ind. e chuva: $1,2 \times 10^7$ ind.) e, comparativamente, parece haver tendência à elevação dos valores no último ano do estudo (a estação de estiagem ocorreu antes da chuvosa, na última fase do estudo).

A densidade fitoplanctônica total mostrou valores diversos nas três fases da restauração (ANOVA, $F=13,027$). Os maiores valores estão associados aos períodos de chuva e a fase 1 é aquela que apresenta características mais diversas (entre as fases 1 e 2: Wilcoxon, $Z= - 3,516$ e entre as fases 1 e 3: Wilcoxon, $Z= - 3,413$).

A fase 1 é marcadamente dominada por Cyanobacteria, que apresenta densidade média elevada na seca ($2,0 \times 10^7$ indL⁻¹) e na chuva ($4,7 \times 10^6$ indL⁻¹), e seguida por Bacillariophyceae, $7,1 \times 10^4$ indL⁻¹). Na fase 2 verifica-se dominância de Chlorophyceae, na estação seca (densidade média: $6,4 \times 10^5$ indL⁻¹) e na chuvosa (densidade média: $5,1 \times 10^5$ indL⁻¹). Na fase 3 a dominância não se dá pelo mesmo grupo nos dois períodos climáticos: na estação chuvosa Cyanobacteria apresentou elevada densidade de organismos (média: $1,2 \times 10^6$ indL⁻¹) e na estação de seca a maior densidade encontrada foi de Chlorophyceae (média: $1,1 \times 10^7$ indL⁻¹).

Na estação seca da fase 1, a análise da abundância relativa dos grupos taxonômicos mostra dominância em 80% de Cyanobacteria, seguida por os outros grupos com densidades consideráveis como Bacillariophyceae (13%) e Chlorophyceae (4%). Na chuva da mesma fase, observa-se a dominância de Cyanobacteria em 87% da comunidade fitoplanctônica da chuva de 1998, seguida Chlorophyceae, com 8% de abundância relativa,

e Cryptophyceae (divisão Cryptophyta), com 3%, além de outros táxons de menores densidades.

Na fase 2, o período seco é caracterizado por uma maior distribuição de densidade entre os diferentes grupos fitoplanctônicos. Anteriormente, Cyanobacteria apresentava dominância igual ou superior a 80%. Na seca de 1999, Chlorophyceae foi responsável por 40% da comunidade, enquanto Bacillariophyceae e Chrysophyceae (divisão Heterokontophyta) contribuíram com 19% cada um. À Cyanobacteria restaram 11% da comunidade fitoplanctônica. Na chuva, nota-se distribuição de densidade entre os diferentes grupos fitoplanctônicos tendendo à homogeneidade, de forma que Chlorophyceae contribuiu com 35% do total de algas encontradas, Cyanobacteria e Bacillariophyceae com 18% cada, e Chrysophyceae e Cryptophyceae com 12% cada um. Os demais táxons presentes contribuíram com menores densidades, porém de maneira mais expressiva do que nos períodos anteriores.

Na fase 3, iniciada pela estação chuvosa, pode-se observar que novamente Cyanobacteria domina o ambiente, perfazendo 77% do total de organismos fitoplanctônicos encontrados. Chlorophyceae contribuiu com 13%, enquanto os demais táxons apresentaram densidades menores do que 5%, cada um. Diferentemente do outro período climático dessa mesma etapa, na seca da fase 3 observa-se que a distribuição das densidades volta a tender à homogeneidade, como verificado em 1999 e, principalmente, em 2000. A dominância por Cyanobacteria foi substituída pela abundância relativa de Chlorophyceae contribuindo com 47% da densidade total, somada à Cyanobacteria (24%), Bacillariophyceae (13%) e Chrysophyceae (10%). Os outros táxons contribuíram com valores iguais ou menores do que 2% da densidade total do período.

Nota-se que os grupos taxonômicos apareceram em proporções diversas nas três fases e a maioria das diferenças foram observadas entre as fases 1 e àquelas posteriores ao *flushing*. Chrysophyceae (ANOVA, $F=5,534$) apresentou densidades diferentes nas fases 1 e 2, Cryptophyceae (ANOVA, $F=3,170$) entre as fases 1 e 3; Dinophyceae (ANOVA, $F=6,127$) entre as fases 2 e 3 e Cyanobacteria (ANOVA, $F=16,275$) e Zygnemaphyceae (ANOVA, $F=6,653$) apresentaram diferenças de densidade entre as fases 1 e 2 e fases 1 e 3.

Na fase 1, houve diferença significativa no número de indivíduos pertencentes aos táxons Bacillariophyceae (ANOVA, $F=4,329$) e Cyanobacteria (ANOVA, $F=18,428$) na comparação entre as estações climáticas. Nas fases 2 e 3 não foi observada diferença na densidade dos grupos encontrados.

Com base na flutuação temporal da densidade fitoplanctônica, obteve-se relação direta com clorofila-a (Spearman, $r_s= 0,730$) e inversa com a transparência da água (Spearman, $r_s= - 0,440$). Ambas as relações são comumente encontradas nos estudos limnológicos.

Algumas variáveis ambientais apresentaram correlação significativa com a densidade total diária dos grupos fitoplanctônicos, nas diferentes fases. A fase 1 contou com o maior número de fatores, apresentando relação direta com oxigênio dissolvido (Spearman, $r_s= 0,694$) e nitrato (Spearman, $r_s= 0,643$), e inversa com temperatura (Spearman, $r_s= - 0,625$) e nitrogênio total (Spearman, $r_s= - 0,751$). Na fase 3, a densidade diária foi relacionada positivamente com condutividade elétrica (Spearman, $r_s= 0,574$) e com clorofila-a (Spearman, $r_s= 0,643$). A fase 2 não apresentou relação significativa.

A relação entre os grupos taxonômicos e as variáveis ambientais é mostrada na tabela 2.7 [que mostra as correlações significativas (r_s de Spearman; $p<0,05$) dos grupos taxonômicos com as variáveis ambientais nas três fases do processo de oligotrofização] Na

fase 3 são observadas mais relações entre as variáveis ambientais e fatores relativos à comunidade. Os táxons que mostram correlações com o maior número de variáveis são: na fase 1 Chlorophyceae (3) e Cyanobacteria (4), na fase Chlorophyceae (4) e Euglenophyceae (4) e na fase 3 Bacillariophyceae (6) e Chlorophyceae (6).

	-0,522(F3)				
Euglenophyceae		-0,617 (F2)	-0,569 (F2)	0,716 (F1)	0,516 (F1)
				0,706 (F2)	0,706 (F2)
					-0,551 (F3)
Xanthophyceae	0,671 (F2)				0,565(F2)
Zygnemaphyceae					0,535 (F1)
			0,524 (F3)		0,504 (F3)
Outras algas					

TÁXONS DESCRITORES DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

As espécies com densidade superior a 5% da densidade total de organismos – de cada amostra – foram separadas e aqui utilizadas por serem as espécies descritoras da comunidade. Como em alguns casos não foi possível identificar ao nível de espécie, denominaremos “táxons descritores” e/ou “principais táxons” fitoplanctônicos.

Para melhor visualização e discussão, os resultados serão divididos em fase e, dentro de cada uma delas, em períodos de seca e de chuva.

FASE 1

Seca de 1997

A figura 2.3 apresenta a variação temporal dos dados de percentual de contribuição de cada um dos táxons descritores da comunidade fitoplanctônica (densidade superior a 5% do total), enquanto, complementarmente, a figura 2.4 mostra a densidade dessas populações, em indivíduos por mililitro, no lago Paranoá-DF, na seca de 1997 (fase 1).

O período conta com a dominância de poucas espécies. Apenas 7 táxons dividem a representação de 95% da densidade, comumente 2 ou 3 deles em cada dia de coleta.

Observa-se que inicialmente *Cylindrospermopsis raciborskii* domina o ambiente e que com a aplicação de algicida entre a primeira e a segunda coleta – exatamente no dia 05 de agosto de 1997, na parte da tarde (pela CAESB) –, é evidente o estabelecimento de *Synechocystis aquatilis*, que passa a apresentar os valores mais elevados de densidade. Podem ser notados momentos em que até 4 espécies dividem a dominância total da comunidade, no final do período de estiagem da fase 1.

Os táxons descritores da seca da fase 1 foram: *Synechocystis aquatilis*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Achnanidium minutissimum*, *Chlorella vulgaris*, *Schroederia indica*, *Synedra rufescens* e Oscillatoriales sp 1.

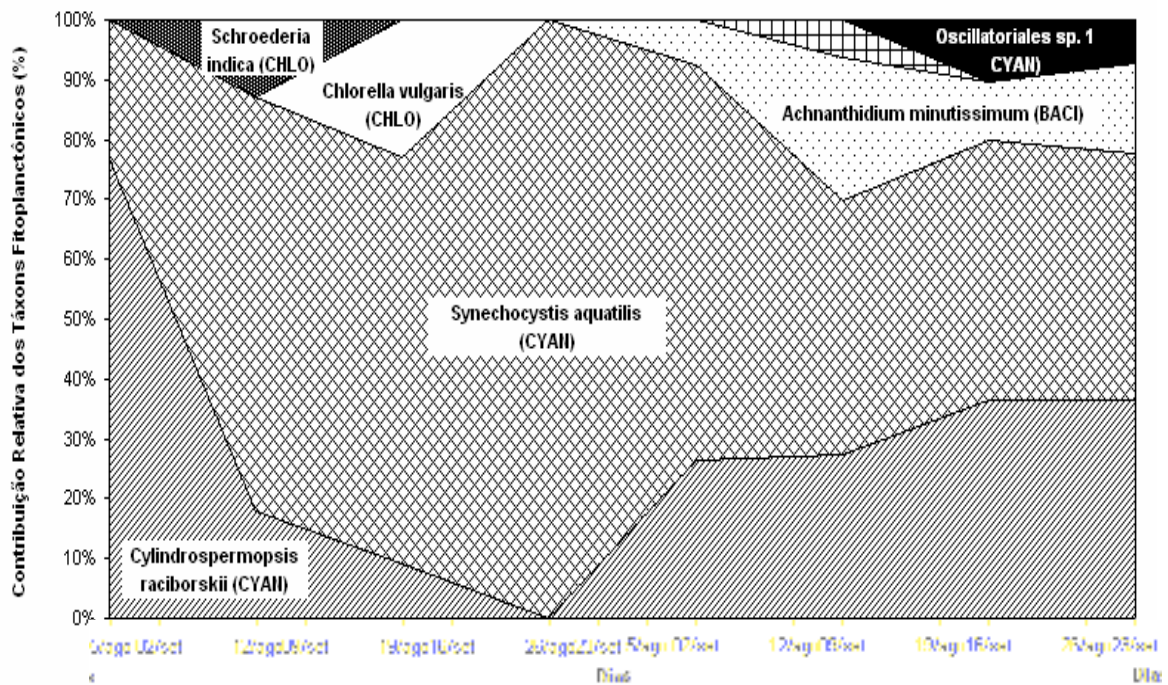


Figura 2.3. Percentual de contribuição das principais espécies fitoplantônicas (densidade), na seca de 1997 (fase 1), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

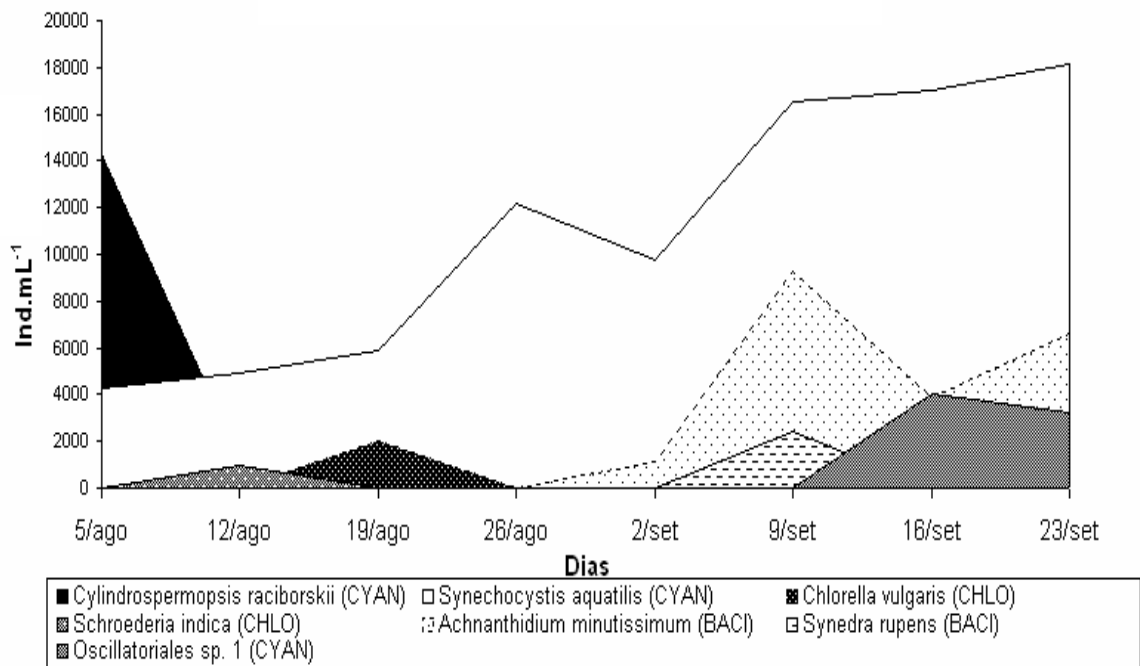


Figura 2.4. Densidade das principais espécies fitoplantônicas da seca de 1997 (fase 1), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Chuva de 1998

A figura 2.5 mostra a flutuação do percentual de contribuição individual e diária dos táxons fitoplanctônicos descritores, e, a figura 2.6, a densidade das populações destes, apresentada em indivíduos por mililitro.

A densidade (média) fitoplanctônica na chuva é menor do que a metade daquela encontrada na seca da mesma fase. Portanto, a escala do eixo 'y' é diversa nas duas estações desta fase 1, para que a visualização da flutuação temporal possa ser percebida (figuras 2.5 e 2.6). É observada densidade de Cyanobacteria inferior àquela mostrada na seca de 1997, porém, comparando com tal período da mesma fase, a contribuição de *Cylindrospermopsis raciborskii* aumenta e de *Synechocystis aquatilis* decai expressivamente. As espécies descritoras em comum aos dois períodos da fase 1 estão sublinhadas no parágrafo final desta página.

A Cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* domina o ambiente, com densidade superior a 90% durante quase toda a estação, exceto no final da estação, onde cai para cerca de 60%. Além desta espécie, somente mais uma ou duas são observadas em densidade maior do que 5% do total diário, como mostrado nas figuras supracitadas.

Poucos outros táxons descritores podem ser verificados no período, e poderiam ser tratados como “descritores secundários”, visto que sua contribuição é ínfima, quando comparados à *Cylindrospermopsis raciborskii*, são eles: *Synechocystis aquatilis*, *Oscillatoriales* sp. 2, *Geitlerinema* sp. 2, *Golenkinia radiata* e *Cryptomonas brasiliensis* (esta última esteve presente como descritora da comunidade na última coleta do período).

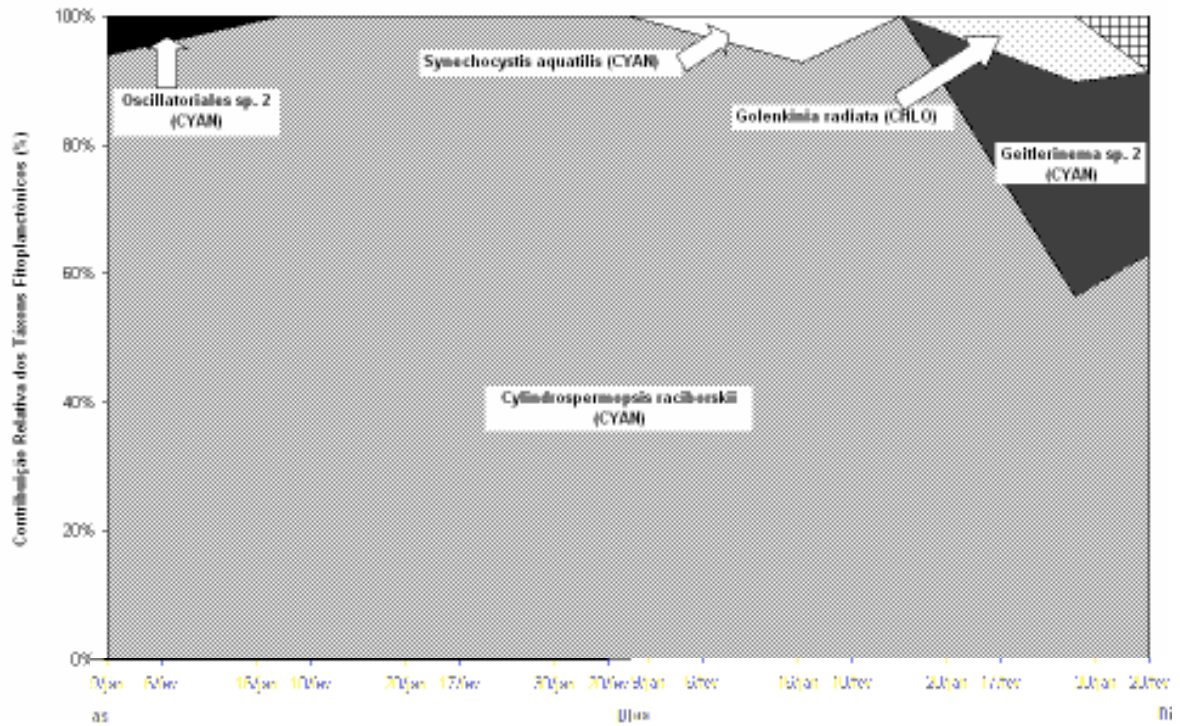


Figura 2.5. Percentual de contribuição das principais espécies fitoplanctônicas (densidade), na chuva de 1998 (fase 1), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

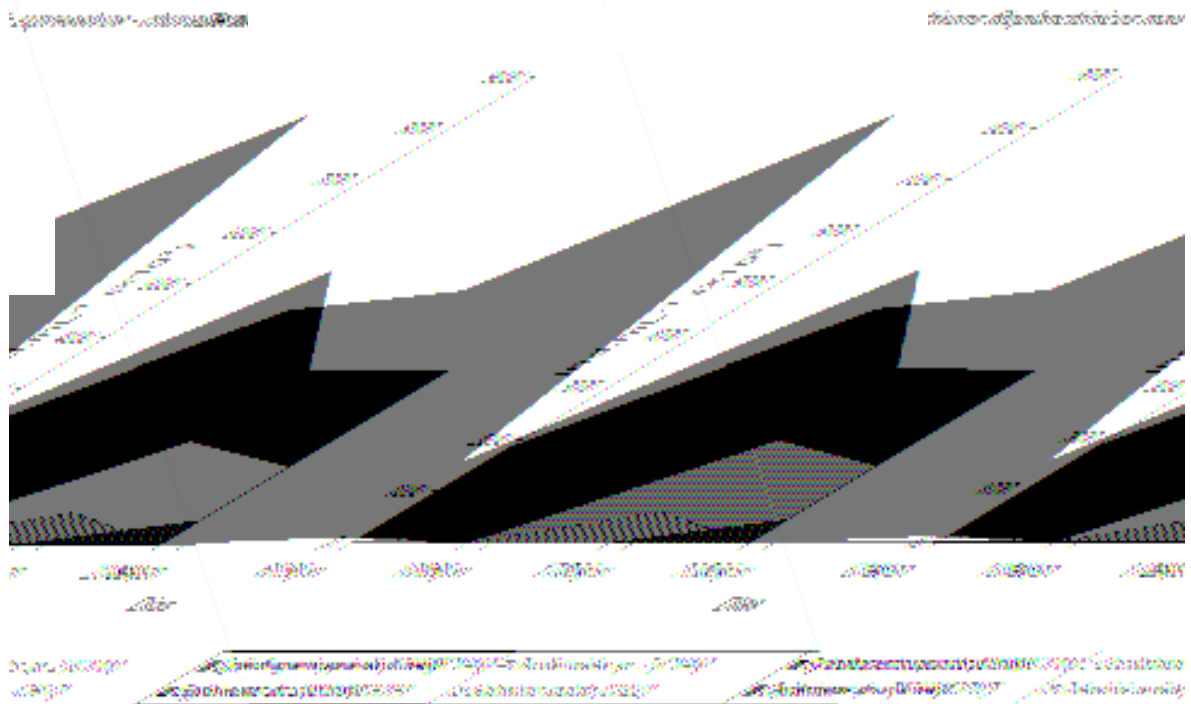


Figura 2.6. Densidade das principais espécies fitoplanctônicas da chuva de 1998 (fase 1), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

FASE 2

Seca de 1999

Gráficos complementares representam os dados da flutuação temporal das principais espécies fitoplanctônicas na seca de 1999, fase 2 no lago Paranoá-DF. Na figura 2.7 está o percentual de contribuição dos táxons descritores para a comunidade fitoplanctônica e na figura 2.8, a densidade individual dessas populações, em indivíduos por mililitro.

Em comparação com a fase 1, nota-se uma maior distribuição de importância entre diversos táxons, ou seja, agora várias espécies contribuem com 95% da densidade total, apresentando elevação e diminuição de densidade ao longo do período, que implica em diluição de importância entre os táxons, exceto no final da seca da fase 2 (figura 2.7).

Há dominância alternada e pontual de várias espécies (durante pouco tempo). São 15 (quinze) táxons dividindo 95% da densidade diária. Nota-se a coexistência de 3 a 8 táxons descritores diariamente. As primeiras e as últimas amostras contam com menos táxons descritores, destacando-se Chrysophyceae sp. 1 e *Cyclotella steligera* nas primeiras coletas e, ao final da estação, pode ser verificada densidade expressiva da Chlorophyceae *Chlamydomonas* sp 3 (> 45% da densidade total), dominando o ambiente (de 7 a 21/09/99).

Synechocystis aquatilis, destaque na fase 1, contribuiu como espécie descritora neste período, e a *Cylindrospermopsis raciborskii*, abundante durante a fase 1 e dominante na chuva de 1998, não foi observada na fase 2. Os táxons descritores da seca da fase 2 foram: Chrysophyceae sp. 1, *Cyclotella steligera*, *Cyclotella meneghiniana*, *Synechocystis aquatilis*, *Chlorella vulgaris*, *Chromulina* sp. 1, *Monoraphidium tortile*, *Aulacoseira granulata*, *Dinobryon divergens* var. *schawinslandii*, *Cryptomonas brasiliensis*, Dinophyta sp. 1, *Chlamydomonas* sp. 3, Xanthophyceae sp., *Quadrigula* sp. e *Scenedesmus ecornis*.

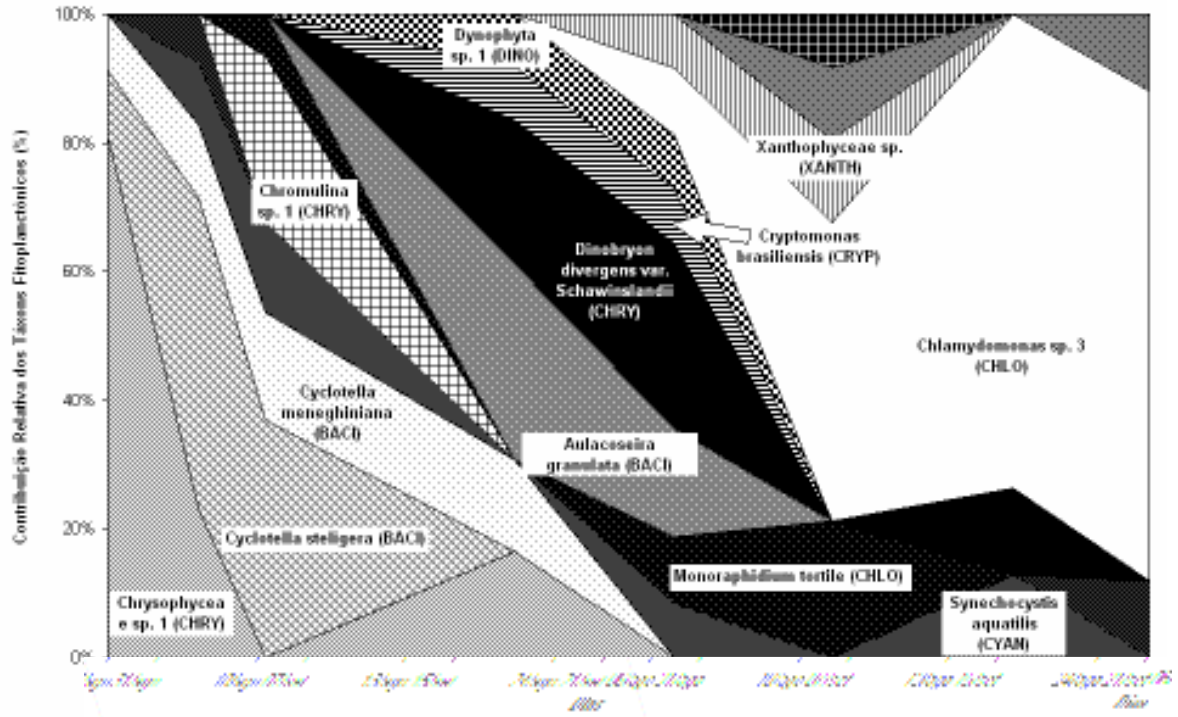


Figura 2.7. Percentual de contribuição das principais espécies fitoplancônicas (densidade), na seca de 1999 (fase 2), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

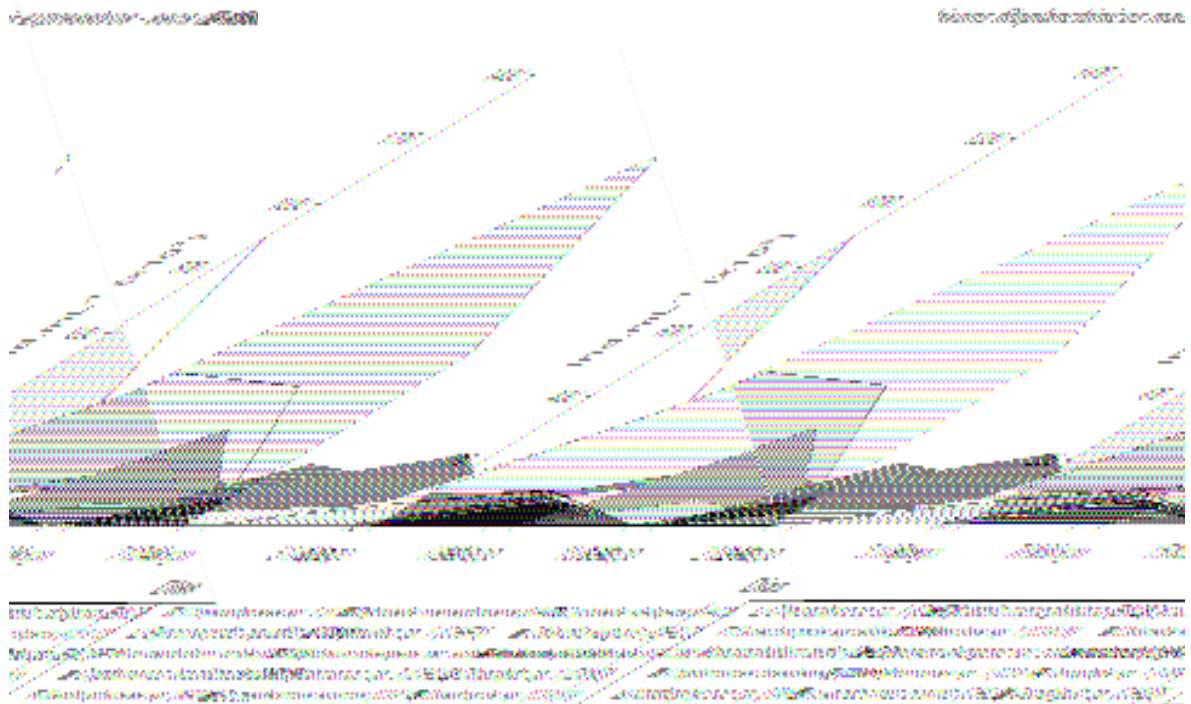


Figura 2.8. Densidade das principais espécies fitoplancônicas da seca de 1999 (fase 2), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Chuva de 2000

O percentual de contribuição diária dos táxons descritores da comunidade fitoplanctônica na chuva de 2000 (fase 2) é mostrada na figura 2.9, e a variação temporal das densidades dessas populações está na figura 2.10, em indivíduos por mililitro.

Como ocorreu na fase 1, também na fase 2 a densidade (média) fitoplanctônica encontrada na seca é cerca de duas vezes a da estação chuvosa, o que explica as escalas diferentes empregadas à melhor visualização da variação da densidade (figuras 2.8 e 2.10).

Confrontando os dados das duas estações da fase 2, nota-se que também na chuva de 2000 foram 15 (quinze) táxons descritores, 9 deles coincidentes (sublinhados na listagem do parágrafo final desta página). Observa-se, porém, que na chuva da fase 2 a maioria dos táxons persistiu por mais tempo contribuindo com a densidade da comunidade, destacando-se *Cyclotella meneghiniana*. Não se encontrou *Cylindrospermopsis raciborskii*.

São observados de 4 a 8 táxons dominantes por dia de análise, perfazendo 95% da densidade da comunidade algal. Com exceção de *Eutetramorus fottii* (que contribuiu com 60% da densidade algal na primeira amostra) e *Chromulina* sp. 1 (responsável por 55% da densidade de uma das últimas amostras da estação de chuvas de 2000), as demais populações e datas evidenciam a dominância do ambiente por muitas espécies, uma distribuição mais homogênea envolvendo mais táxons do que na seca da fase 2.

Os táxons descritores da chuva da fase 2 foram: *Eutetramorus fottii*, *Cyclotella meneghiniana*, *Synechocystis aquatilis*, *Coenochloris* sp., *Cryptomonas brasiliensis*, *Chrysophyceae* sp. 1, *Aphanocapsa delicatissima*, *Chlorella vulgaris*, *Chromulina* sp. 1, *Cyanodiction* sp., *Chlamydomonas* sp. 3, *Schroederia indica*, *Quadrigula* sp., *Aphanocapsa elachista* e *Dinophyta* sp. 1.

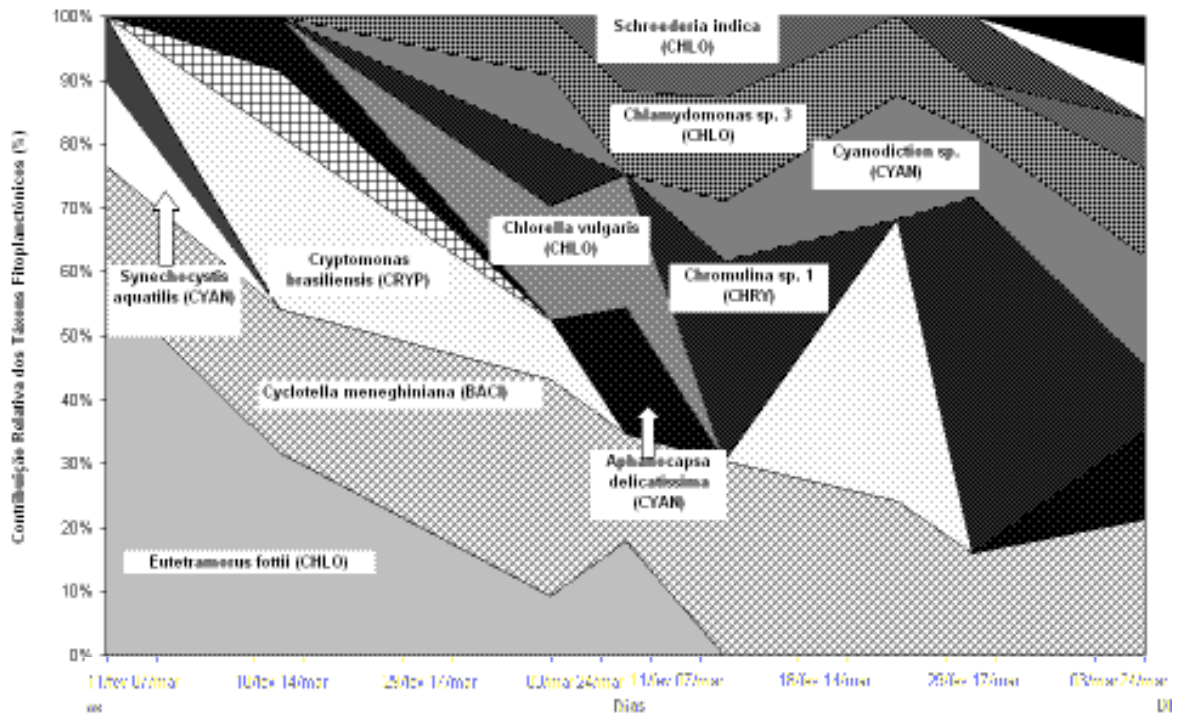


Figura 2.9. Percentual de contribuição das principais espécies fitoplanctônicas (densidade), na chuva de 2000 (fase 2), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

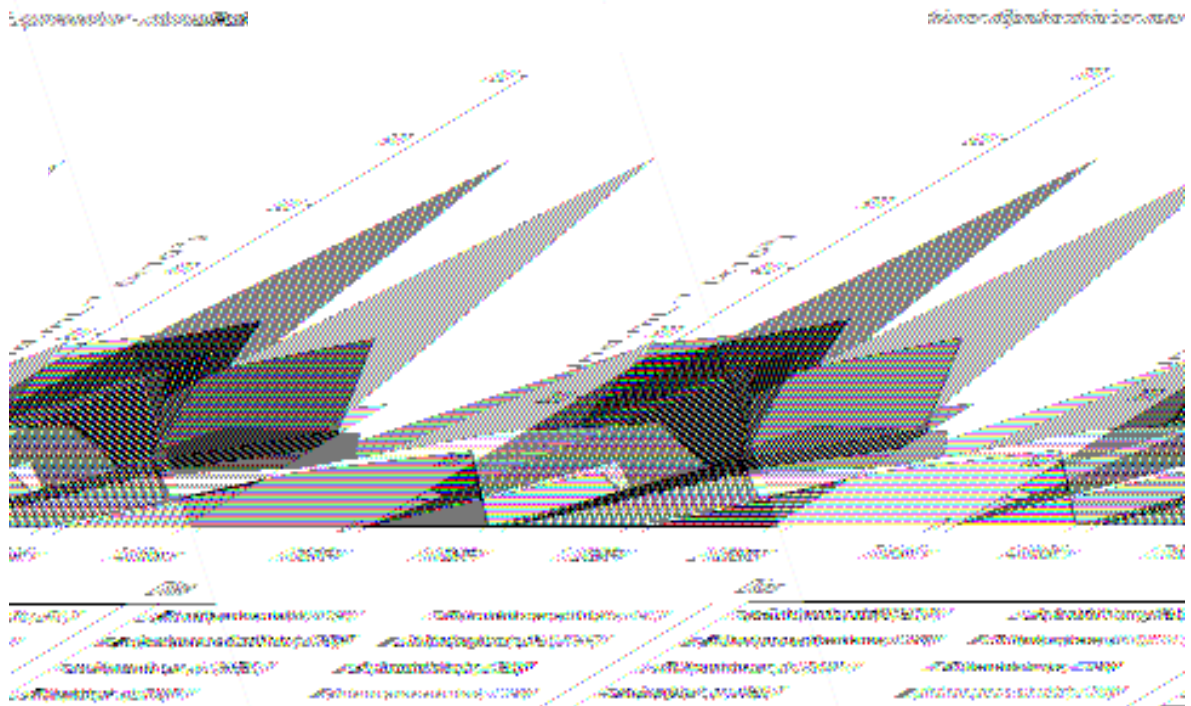


Figura 2.10. Densidade das principais espécies fitoplanctônicas da chuva de 2000 (fase 2), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

FASE 3

Chuva de 2005

A figura 2.11 mostra o percentual de contribuição individual dos táxons descritores da comunidade fitoplanctônica e na figura 2.12 apresenta a densidade dessas populações, em indivíduos por mililitro, para chuva de 2005, fase 3 da restauração do lago Paranoá-DF.

Comparando com a estação chuvosa das fases 1 e 2, observa-se que não há diferença marcante entre as densidades (médias) da chuva e da seca, então as escalas dos gráficos de densidade dos táxons descritivos são semelhantes. Há, inclusive, densidade maior de organismos na estação de chuvas nesta fase 3.

A variação encontrada no número de táxons que compõem 95% da densidade diária, neste período de chuva, variou de 1 a 9 espécies principais. Mas, na maior parte das coletas *Synechocystis aquatilis* dominou o ambiente, com densidade superior a 60% da total, exceto no dia 04/03/05, em que não foi encontrado nenhum indivíduo desta espécie e nove outras se somaram como descritoras.

Apesar de serem 14 (quatorze) táxons principais, 6 deles (em negrito no último parágrafo) apareceram apenas na amostra em que *Synechocystis aquatilis* estava ausente. A análise das figuras 2.11 e 2.12 remete à dominância por poucas espécies, como na fase 1.

Novamente, como na fase 1, observa-se *Cylindrospermopsis raciborskii* presente na maioria das amostras, e em média, contribuindo com 10% da densidade (quando presente).

Os táxons descritores da chuva da fase 3 foram: *Synechocystis aquatilis*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Chlorella vulgaris*, *Aphanocapsa delicatissima*, *Aphanothece* sp., *Chromulina* sp. 1, *Monoraphidium tortile*, *Cyclotella steligera*, ***Monoraphidium cf. convolutum***, ***Cyanodiction* sp.**, ***Elakatothryx* sp.**, ***Monoraphidium irregulare***, *Cryptomonas erosa* e *Cryptomonas marssonii*.

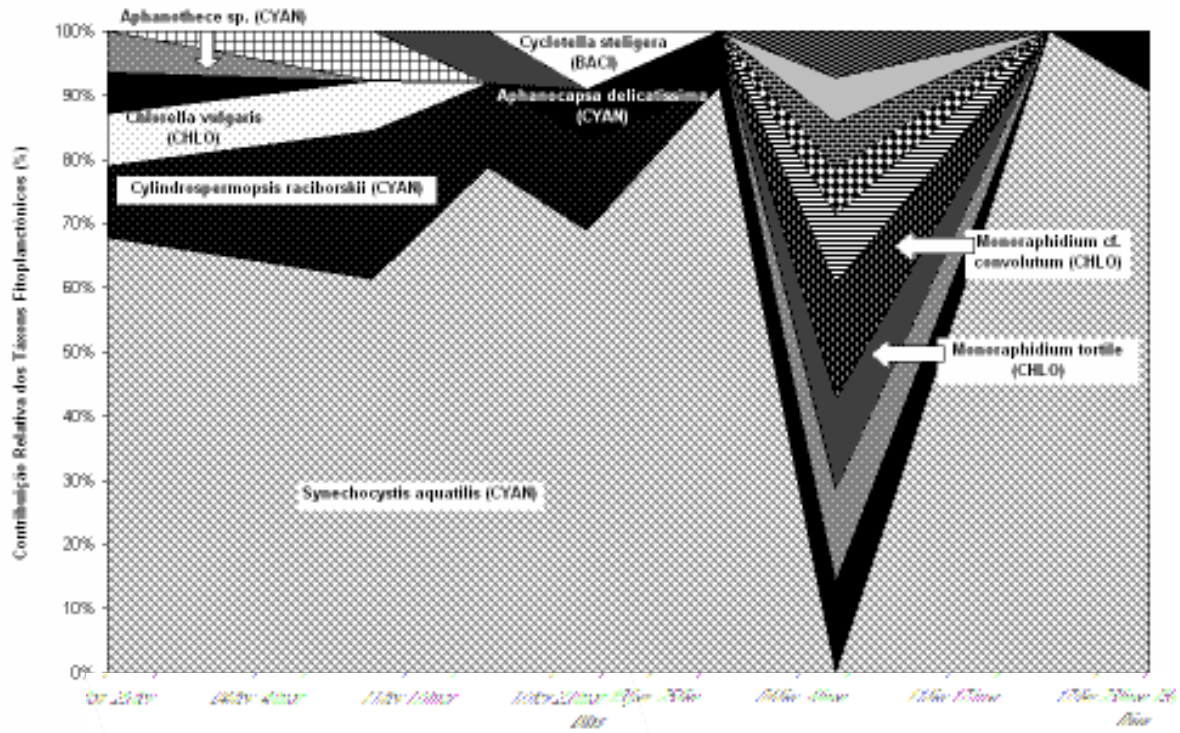


Figura 2.11. Percentual de contribuição das principais espécies fitoplanctônicas (densidade), na chuva de 2005 (fase 3), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

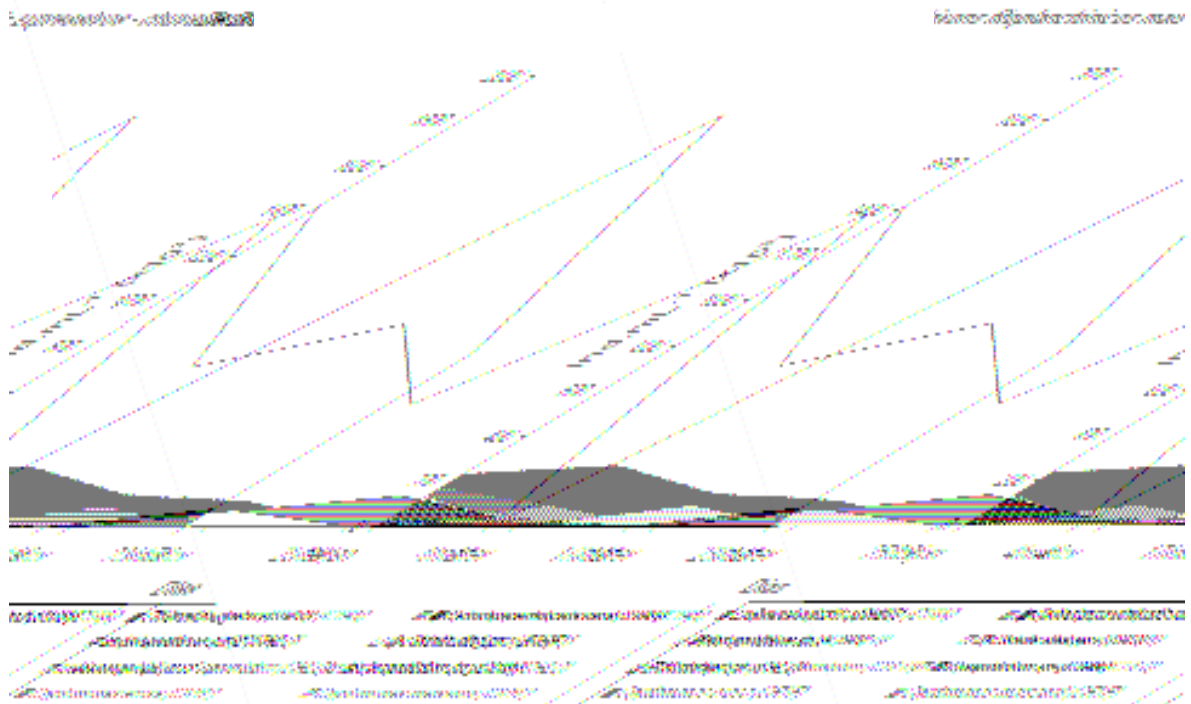


Figura 2.12. Densidade das principais espécies fitoplanctônicas da chuva de 2005 (fase 3), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Seca de 2005

As figuras 2.13 e 2.14 mostram, respectivamente, o percentual de contribuição individual dos táxons descritores da comunidade fitoplanctônica e a densidade dessas populações, em indivíduos por mililitro, na seca de 2005 (fase 3).

No início do período, nota-se dominância por *Chromulina* sp. 1 (55% da densidade total diária), seguida pela substituição de dominância por *Synechocystis aquatilis* (40%), depois *Eutetramorus tetrasporus* (entre 38-60%) e novamente *S. aquatilis* (60%) no final do período. O número de táxons dividindo 95% da densidade diária variou de 3 a 7.

Como na estação de estiagem desta fase 3, *Cylindrospermopsis raciborskii* esteve presente como uma das principais espécies (densidade), mas aqui na metade das amostras.

Pode ser comparada a fase 1 e a fase 3, com relação à flutuação dos dados de percentagem de contribuição dos táxons descritores. Na estação chuvosa de ambas, nota-se dominância expressiva de Cyanobacteria e, na seca, uma distribuição da densidade total principalmente por poucos táxons, com dominância de poucas espécies, entre elas, coincidentemente, *Synechocystis aquatilis*.

Na seca de 2005, populações de apenas 11 (onze) táxons contribuíram com densidade superior a 5% da total. Contam-se 6 táxons presentes em ambos dois períodos (chuva e seca de 2005) da fase 3 (sublinhados na listagem do parágrafo final desta página).

É importante destacar a elevada densidade de *E. tetrasporus* no final desse período.

Os táxons descritores da seca da fase 3 foram: *Chromulina* sp. 1, *Synechocystis aquatilis*, *Eutetramorus tetrasporus*, *Trachelomonas volvocinopsis*, *Eutetramorus fottii*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Cyclotella steligera*, *Cyclotella meneghiniana*, Chrysophyceae sp. 1, *Monoraphidium tortile* e *Chlorella vulgaris*.

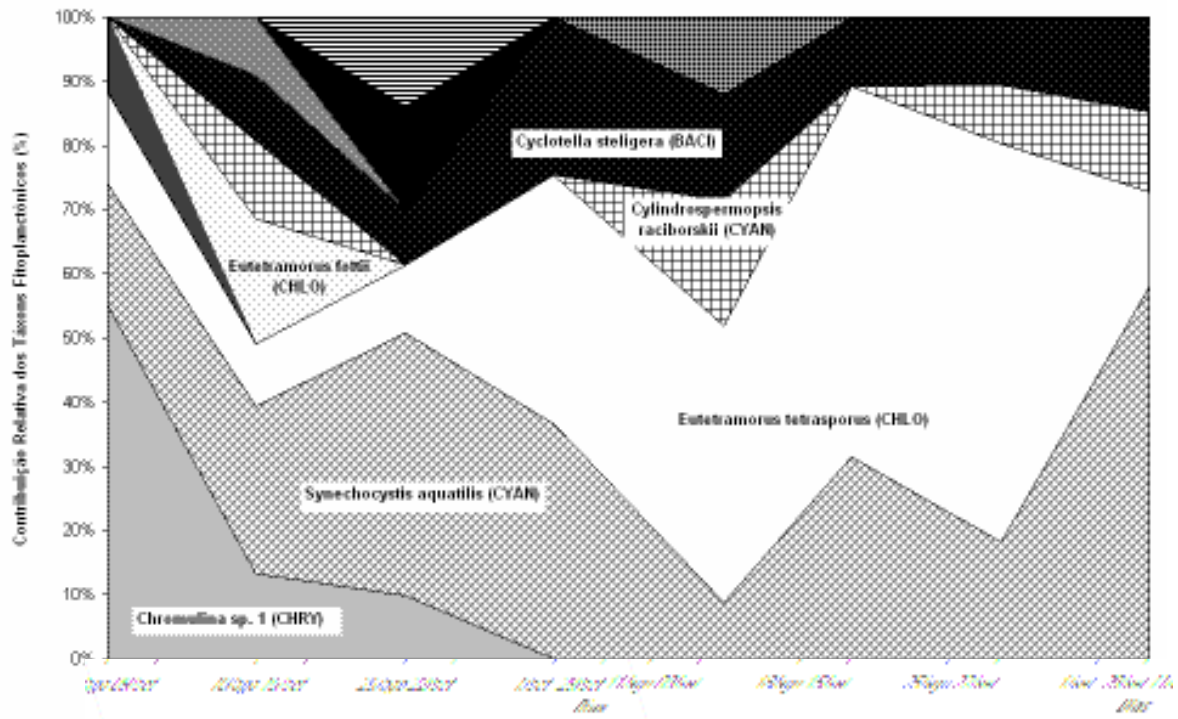


Figura 2.13. Percentual de contribuição das principais espécies fitoplanctônicas (densidade), na seca de 2005 (fase 3), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

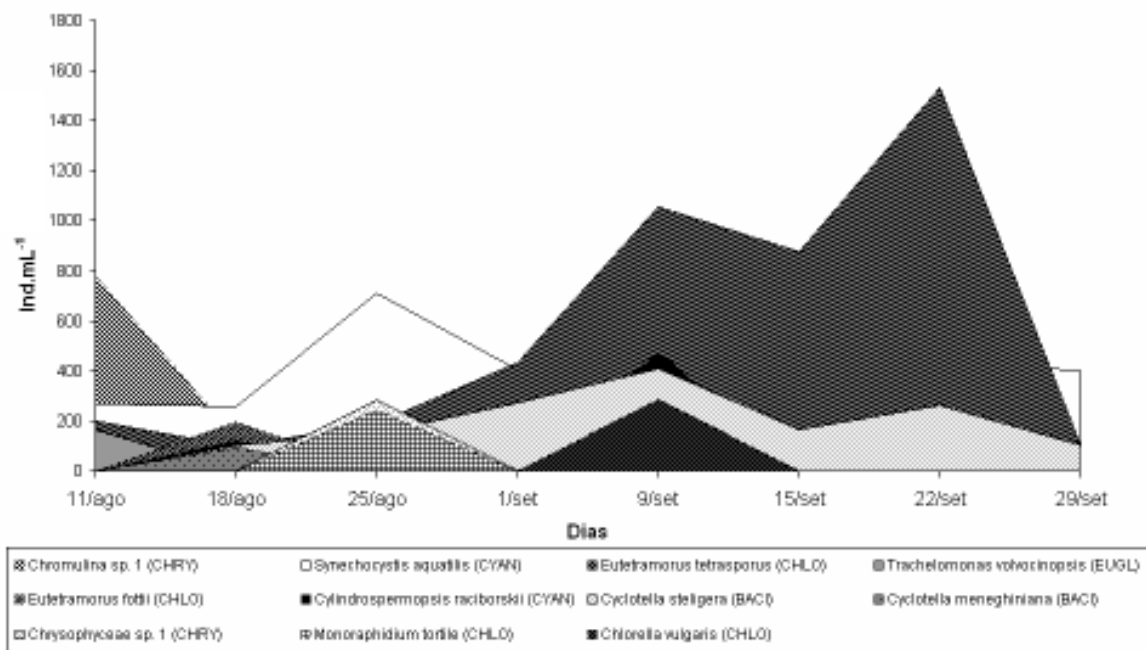


Figura 2.14. Densidade das principais espécies fitoplanctônicas da seca de 2005 (fase 3), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

GRUPOS FUNCIONAIS

A tabela 2.7 mostra os agrupamentos dos táxons fitoplanctônicos, segundo Reynolds *et al.* (2002).

Tabela 2.7. Espécies fitoplanctônicas descritoras das comunidades (densidade > 5% do total diário) e respectivas estratégias nos diferentes períodos de estudo, braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Períodos	Espécies descritoras	Estratégias	Grupos Funcionais
Seca de 1997	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	R	S_n
	<i>Oscillatoriales</i> sp. 1	R	S₁
	<i>Chlorella vulgaris</i>	C	X₁
	<i>Synechocystis aquatilis</i>		
	<i>Synedra rupens</i>	R	D
Chuva de 1998	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	R	S_n
	<i>Oscillatoriales</i> sp. 2	R	S₁
	<i>Geitlerinema</i> sp. 2		
	<i>Golenkinia radiata</i>	C	J
	<i>Synechocystis aquatilis</i>	C	X₁
<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	C	Y	
Seca de 1999	<i>Chlorella vulgaris</i>	C	X₁
	<i>Monoraphidium tortile</i>		
	<i>Scenedesmus ecornis</i>		
	<i>Synechocystis aquatilis</i>		
	<i>Chrysophyceae</i> sp. 1		
	<i>Chromulina</i> sp. 1		
<i>Aulacoseira granulata</i>	R	P	

	<i>Dinobryon divergens</i> var.	C	E
	<i>schawinslandii</i>		
	<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	C	Y
	<i>Dinophyta</i> sp. 1	S	L ₀
	<i>Chlamydomonas</i> sp. 3	C	W ₁
	<i>Synechococcus nidulans</i>	C	Z
	<i>Coenochloris</i> sp.	S	F
	<i>Eutetramorus fottii</i>		
	<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	C	Y
	<i>Chlorella vulgaris</i>	C	X ₁
	<i>Synechocystis aquatilis</i>		
Chuva de	<i>Chrysophyceae</i> sp. 1	C	X ₃
2000	<i>Chromulina</i> sp. 1		
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>		
	<i>Cyanodiction</i> sp.	C	K
	<i>Aphanocapsa elachista</i>		
	<i>Chlamydomonas</i> sp. 3	C	W ₁
	<i>Dinophyta</i> sp. 1	S	L ₀
Chuva de	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	R	S _n
2005	<i>Chlorella vulgaris</i>	C	X ₁
	<i>Synechocystis aquatilis</i>		
	<i>Monoraphidium tortile</i>		

Monoraphidium cf. convolutum

Monoraphidium irregulare

Elakatothryx sp.

Chromulina sp. 1

C

X₃

Aphanocapsa delicatissima

Aphanothece sp.

C

K

Cyanodiction sp.

Cryptomonas erosa

C

Y

Cryptomonas marssonii

Monoraphidium tortile

Chlorella vulgaris

C

X₁

Synechocystis aquatilis

Seca de

Chromulina sp. 1

C

X₃

2005

Chrysophyceae sp. 1

Eutetramorus tetrasporus

S

F

Trachelomonas volvocinopsis

C

W₂

Cylindrospermopsis raciborskii

R

S_n

(Reynolds *et al.*, 2002)

Associações de Organismos – Combinações de Grupos Funcionais

Com base na composição específica diária foram observadas várias combinações de grupos funcionais encontrados em uma mesma amostra. Devido ao grau de eutrofização, poucos grupos funcionais foram verificados na fase 1, e apenas associados dois a dois. A fase 2 apresentou o maior número de grupos de indivíduos (no máximo 5) com características diferentes coexistindo (assembléias).

Na tabela 2.8 estão relacionadas as combinações de grupos funcionais, separadas por fases e estações climáticas (seca e chuva).

Tabela 2.8. Combinações das assembléias fitoplancônicas encontradas simultaneamente nas amostras coletadas no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF no diferentes períodos climáticos das três fases da restauração.

Fases	Períodos Climáticos	Assembléias
<u>FASE 1</u>	Seca de 1997	$S_n / X_1 / S_1$
		$S_n / X_1 / D$
	Chuva de 1998	S_n / S_1
		S_n / X_1
		S_n / J
<u>FASE 2</u>	Seca de 1999	S_n / Y
		X_1 / X_3
	Chuva de 2000	$X_1 / P / E / Y / X_3 / L_0$
		$W_1 / X_1 / E / L_0 / Y$
		W_1 / X_1
	$Z / W_1 / E$	
	$K / Y / X_3$	
	$X_1 / X_3 / K / F / W_1$	

		$X_1 / K / F / W_1$
		$X_3 / K / W_1$
		$Y / K / W_1$
		$X_3 / K / W_1$
		$X_3 / K / W_1 / L_0 / X_1$
		$S_n / X_1 / K$
		$S_n / X_1 / X_3$
	Chuva de 2005	S_n / X_1
		$X_1 / S_n / K$
<u>FASE 3</u>		$X_1 / K / Y$
		$X_1 / X_3 / F / W_2$
	Seca de 2005	$X_1 / S_n / X_3 / F$
		$X_1 / X_3 / F$
		$S_n / X_1 / F$

DENSIDADE DOS TÁXONS DESCRITORES, POR GRUPO TAXÔNOMICO

A figura 2.15 A, B, C, D e E mostra a flutuação da densidade dos principais táxons fitoplanctônicos (densidade superior à 5% da densidade total diária), disposta por grupos taxonômicos, durante todo o período de estudo. Os resultados a seguir foram separados por fases e, em cada uma delas, por estação climática.

FASE 1

Seca de 1997

Na estação seca da fase 1 (1997), houve a aplicação de algicida (sulfato de cobre) em 3 datas distintas: 1000kg em 05/08 (a tarde), 700kg em 08/09 e 300kg em 16/09/97 (informação obtida da CAESB).

Após a aplicação do algicida, entre a primeira e a segunda amostragem da estação, observa-se queda marcante na densidade dos dois principais táxons de Cyanobacteria e elevação na densidade de Chlorophyceae (2 espécies, em 2 dias). Da metade ao final do período, verifica-se que as Chlorophyceae descritoras se ausentam e Bacillariophyceae assume, com pico de uma das espécies de maior densidade (figura 2.15). Os principais táxons pertencentes aos grupos Chrysophyceae, Dinophyceae Euglenophyceae e Xanthophyceae não foram encontrados nas amostras.

Chuva de 1998

A densidade dos (dois) principais táxons de Cyanobacteria foi menor do que na seca da fase 1, mas que persistiu durante todo o período chuvoso (figura 2.15). Foi observado pico na densidade de táxons descritor pertencente ao grupo Chlorophyceae no final dessa estação (1 espécie), como ocorreu também com Chrysophyceae, estando ausentes nas

demais amostras (anteriores). Os principais táxons dos grupos Bacillariophyceae, Dinophyceae Euglenophyceae e Xanthophyceae não foram observados.

FASE 2

Seca de 1999

Verifica-se que a menor densidade de táxons descritores pertencentes ao grupo Cyanobacteria foi encontrada na seca da fase 2 (figura 2.15). Os táxons de Chlorophyceae, persistentes durante os períodos, mostram diversidade superior à encontrada na fase anterior e pico de densidade no final do período seco de 1999. Os principais táxons dos grupos Bacillariophyceae só foram observados no início da estação e em densidade baixa. Os táxons descritores relativos a Chrysophyceae mostraram, neste período, a maior diversidade do estudo todo e persistiram durante a totalidade da seca da fase 2. Verificou-se táxons de densidade importante pertencentes a Dinophyceae e a Xanthophyceae em algumas datas, no meio da estação. Os principais táxons de Euglenophyceae não constaram nas amostras.

Chuva de 2000

Também na chuva da fase 2 a densidade de táxons descritores pertencentes ao grupo Cyanobacteria foi baixa, mas não tanto quanto na seca da mesma fase (figura 2.15). Quanto as Chlorophyceae descritoras, observou-se elevada densidade e diversidade de espécies (persistentes durante todo o período), porém menores do que as verificadas na seca de 1999. encontrada na seca de 1999. Nota-se que o principal táxon descritor pertencente a Bacillariophyceae apresentou baixa densidade, apesar de ser encontrado durante toda a estação. A densidade dos táxons de Chrysophyceae descritores da comunidade foi

semelhante àquela observada na seca de 1999, e menos persistente. Estavam ausentes os principais táxons de Dinophyceae, Xanthophyceae e Euglenophyceae.

FASE 3

Chuva de 2005

Na chuva da fase 3 os táxons de Cyanobacteria descritores apresentam densidade superior àquela verificada na fase 2, mas, inferior àquela da fase 1, destacando-se 2 espécies persistentes (figura 2.15). Com relação aos principais táxons de Chlorophyceae, a densidade e a diversidade de espécies encontradas foram baixas, porém freqüentes. Nas datas de pico de Cyanobacteria Chlorophyceae estava ausente. Uma espécie de Bacillariophyceae, das mais relevantes, mostrou baixa densidade e somente esteve presente no dia em que não se observaram Chlorophyceae descritoras. Táxons importantes de Chrysophyceae apresentaram as menores densidades, comparadas às demais estações em que esteve presente, e foram observados somente em dois dias. Não foram observados indivíduos dos táxons descritores pertencentes aos grupos Dinophyceae, Xanthophyceae e Euglenophyceae.

Seca de 2005

Em comparação com a chuva da mesma fase (3), os principais táxons pertencentes a Cyanobacteria apresentaram densidade inferior, com distribuição de sua densidade total entre mais espécies (maior diversidade) e persistência durante o período (figura 2.15). As principais espécies de Chlorophyceae mostraram densidade mais elevada do que na chuva, aumentando no final da seca da fase 3, com poucos táxons durante o período. O táxon descritor pertencente ao grupo Bacillariophyceae demonstrou freqüência elevada e densidade

superior àquela encontrada na estação chuvosa desta fase. As duas principais espécies de Chrysophyceae mostraram alta densidade no início do período e ausência a partir da metade da seca. Tal ausência foi coincidente com o pico de Chlorophyceae descrito acima. Um táxon relevante de Euglenophyceae apareceu somente na primeira amostra da seca de 2005. Os táxons descritores pertencentes a Xanthophyceae e Dinophyceae estiveram ausentes nesta estação seca.

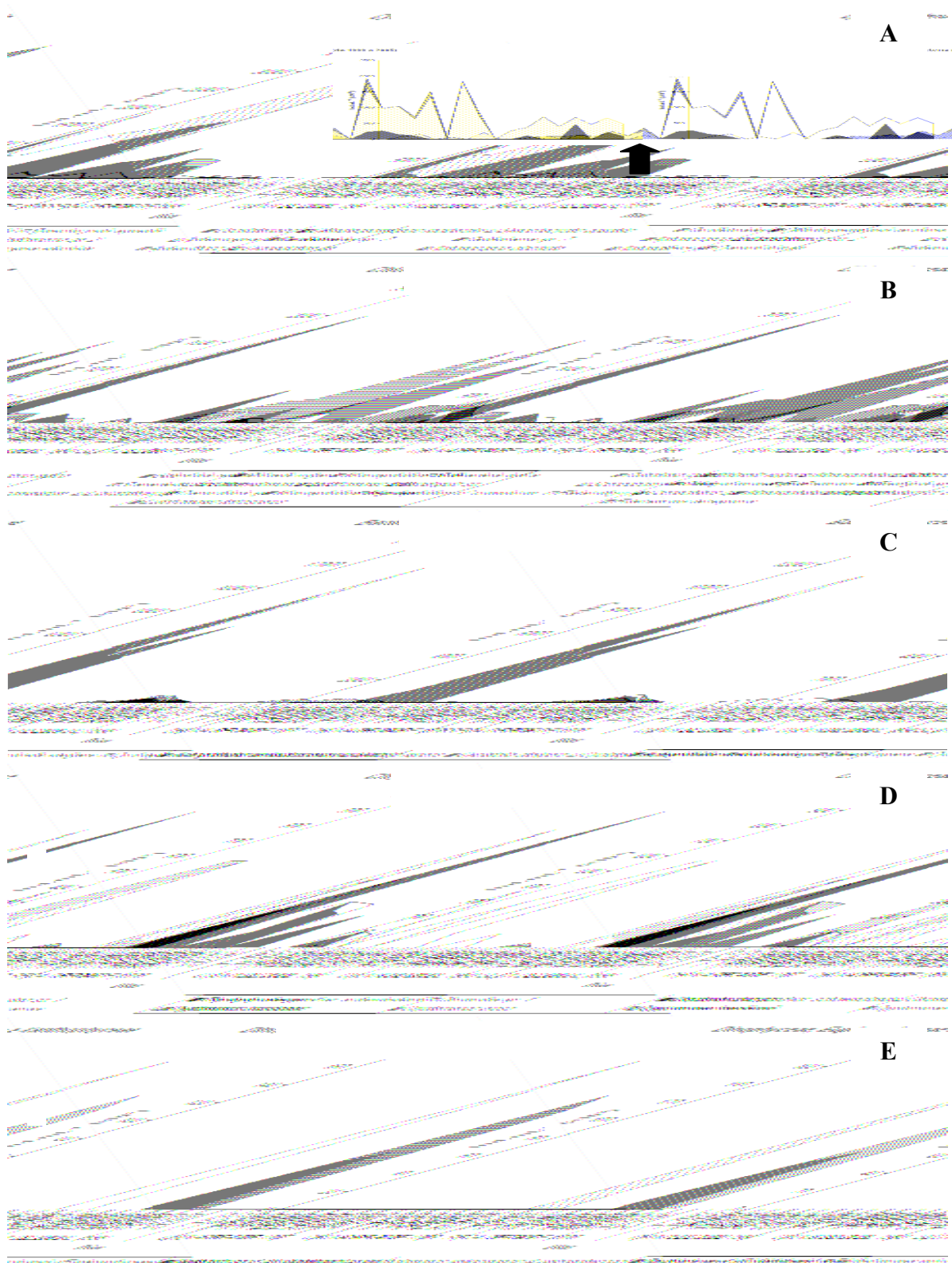


Figura 2.15. Variação temporal dos grupos fitoplancônicos nas três fases da restauração, braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF. (secas e chuvas). (A=Cyanobacteria; B=Chlorophyceae; C=Bacillariophyceae; D=Chrysophyceae e E=Dinophyceae, Euglenophyceae e Xanthophyceae.)

ANÁLISES EXPLORATÓRIAS

Grupos taxonômicos fitoplanctônicos e variáveis ambientais

A figura 2.16 e as tabelas 2.9 e 2.10 mostram os resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as variáveis ambientais e os grupos taxonômicos da comunidade fitoplanctônica nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF. As amostras estão divididas em períodos de seca e de chuva, para melhor visualização das semelhanças e diferenças.

A tabela 2.9 mostra que as ordenações relativas aos eixos 1 e 2 foram estatisticamente significativas ($p < 0,01$), segundo o teste de Monte Carlo (com 999 permutações). Os dois primeiros eixos representam 48,8 % da variabilidade dos dados.

De acordo com a figura 2.16, verifica-se que há nítida separação entre os períodos climáticos e entre as diferentes fases (1, 2 e 3) da restauração, com relação à combinação das variáveis físicas, químicas e biológicas (grupos taxonômicos). As unidades amostrais relativas à fase 1 posicionaram-se mais à esquerda do gráfico, ao centro e deslocadas sutilmente à parte superior, com algumas amostras na parte inferior. Àquelas referentes à fase 2 encontram-se à direita e abaixo, com duas unidades apenas na parte superior. Já as unidades amostrais da fase 3, estas estão posicionadas à direita, na parte superior da figura. Tal distribuição denota a diferença entre as três fases, e principalmente na fase 2 há clara separação entre as unidades amostras das estações de seca e de chuva. Nas fases 1 e 3 observa-se tendência de separação, mas os grupos das unidades encontram-se muito próximas e, na fase 1, quase coincidentes.

Com relação ao eixo 1, que explica 39,2% da variabilidade dos dados, as amostras relativas à fase 1 se posicionaram (preferencialmente) na parte negativo do eixo e as amostras das fases 2 e 3, do lado positivo.

Dentre as variáveis do conjunto dos aspectos abióticos e clorofila-a, os fatores que apresentaram maior correlação com a parte negativa do eixo 1 foram oxigênio dissolvido ($r = -0,804$) e clorofila-a ($r = -0,498$), e com a parte positiva foram zona eufótica ($r = 0,752$), nitrato ($r = 0,607$) e íon amônio ($r = 0,486$).

O grupo taxonômico da comunidade fitoplanctônica mais correlacionado com parte negativa do eixo 1 foi Cyanobacteria ($r = -0,515$). Com a parte positiva, destaca-se a correlação com Chrysophyceae ($r = 0,442$), e mais fracamente com Xanthophyceae ($r = 0,376$) e Dinophyceae ($r = 0,320$). Os outros grupos não apresentaram correlação expressiva, mas estão presentes na figura para compor a ilustração das características próprias de cada fase da recuperação.

O eixo 2 explica apenas 9,6% da variabilidade dos dados. Com relação a este eixo, as unidades amostrais referentes à fase 1 (68,75% destas) e à fase 3 (integralmente) se posicionaram do lado positivo, enquanto àquelas da fase 2 (87,5% destas), posicionaram-se na parte negativa.

Com relação às variáveis ambientais (algumas não representadas no gráfico), a parte positiva do eixo 2 apresentou maior correlação com íon amônio ($r = 0,426$) e a parte negativa, com condutividade elétrica ($r = -0,494$), nitrato ($r = -0,498$) e pH ($r = -0,469$).

Não foi encontrada correlação expressiva ($r > 0,4$) com qualquer grupo taxonômico, apesar da significância estatística, por meio do teste de Monte Carlo.

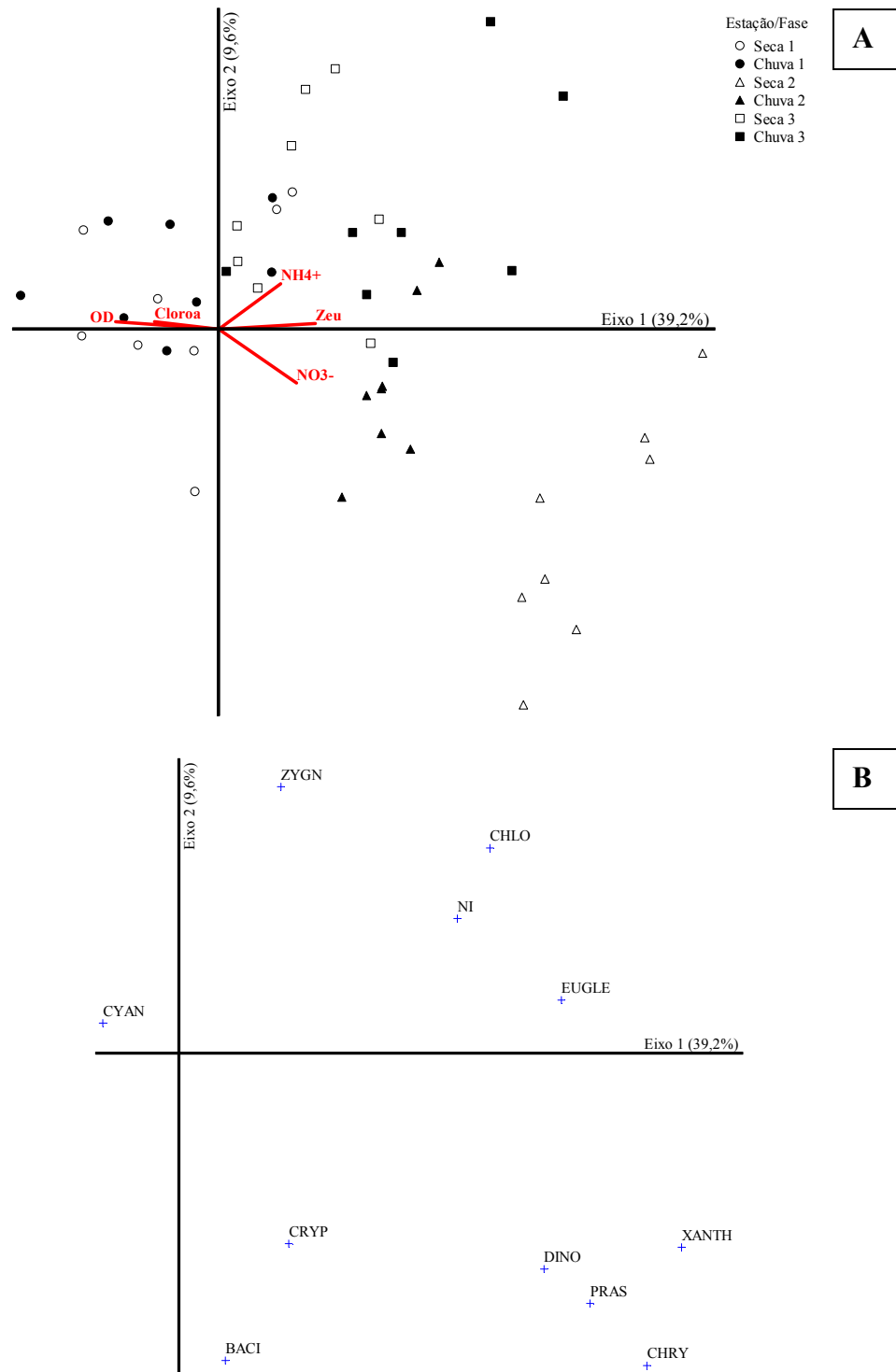


Figura 2.16. Diagrama de ordenação – Análise de Correspondência Canônica (CCA) – das amostras das três fases da restauração do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo), a partir das variáveis ambientais (A) e dos grupos taxonômicos da comunidade fitoplanctônica (B) – legenda na tabela 2.10. (figuras vazias=seca, figuras cheias=chuva. O número da fase da recuperação do lago consta após a indicação da estação climática correspondente.)

Tabela 2.9. Resumo dos resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as variáveis ambientais e os grupos taxonômicos da comunidade fitoplanctônica nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo).

Síntese da CCA / Variável	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	0,325	0,080
% da variância de explicação	39,2	9,6
Correlação espécie-ambiente (Pearson)	0,897	0,776
Teste de Monte Carlo (autovalores) – p	0,001	0,001
Teste de Monte Carlo (correlações espécie-ambiente) – p	0,001	0,014

Tabela 2.10. Correlações de Pearson e de Kendall considerando os dois primeiros eixos da ordenação – Análise de Correspondência Canônica (CCA) – entre as variáveis ambientais e os grupos taxonômicos da comunidade fitoplanctônica nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo) (detacados em negrito os grupos com $r > 0,4$).

Grupo Taxonômico Fitoplanctônico	Abreviação	Eixo	
		1 (r)	2 (r)
Bacillariophyceae	BACI	-0,215	-0,188
Chlorophyceae	CHLO	0,232	0,263
Chrysophyceae	CHRY	0,442	-0,329
Cryptophyceae	CRYP	-0,197	-0,170
Cyanobacteria	CYAN	-0,515	-0,006
Dinophyceae	DINO	0,320	-0,314
Euglenophyceae	EUGLE	0,128	0,007
Algas não identificadas	NI	0,065	0,078
Prasinophyceae	PRAS	0,113	-0,092
Xanthophyceae	XANTH	0,376	-0,161
Zygnemaphyceae	ZYGN	-0,215	0,175

Táxons descritores da comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais

Os resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as variáveis ambientais (abordadas no item 4.2) e os táxons descritores da comunidade fitoplanctônica nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF estão apresentados na figura 2.17 e nas tabelas 2.11 e 2.12. As amostras foram separadas em períodos de seca e de chuva, para melhor visualização do comportamento das unidades amostrais (na legenda).

A tabela 2.11 mostra que as ordenações relativas aos eixos 1 e 2 foram estatisticamente significativas ($p < 0,01$), segundo o teste de Monte Carlo (com 999 permutações). Os dois primeiros eixos representam 14,5 % da variabilidade dos dados.

Na figura 2.17 nota-se separação entre os períodos climáticos e entre as diferentes fases (1, 2 e 3) da restauração, com relação à combinação das variáveis físicas, químicas e biológicas (táxons descritores).

Quanto ao eixo 1, que explicou 9,1% da variabilidade dos dados, as unidades amostrais relativas à fase 1 posicionaram-se mais à esquerda do gráfico, na parte inferior e no centro, mostrando maior correlação com a parte negativa do eixo 1, e com algumas deslocadas para a direita (18,75% delas) – parte positiva desse eixo. As amostras da chuva de 1998 concentraram-se na parte inferior, fortemente correlacionadas com a parte negativa do eixo 1, e, as da estação seca, posicionaram-se ao centro, permeando ambos os lados do eixo 1 (positivo e negativo), mas, sem tendência definida. Há nítida separação entre os períodos da fase 1.

Àquelas referentes à fase 2 encontram-se à direita do gráfico, na parte positiva do eixo 1, separando-se a seca de 1999 – na parte inferior – e a chuva de 2000 – na parte superior.

As unidades amostrais da fase 3, estão posicionadas à direita do eixo 1, na parte superior da figura (exceto 12,5% das amostras). As amostras da seca de 2005 posicionaram-se mais acima, formando grupo mais bem delineado do que daquelas referentes à estação chuvosa.

Entre as variáveis do conjunto dos aspectos abióticos e da clorofila-a, apresentaram maior correlação com a parte positiva do eixo 1 nitrato ($r = 0,713$), zona eufótica ($r = 0,695$), nitrogênio total ($r = 0,634$), íon amônio ($r = 0,607$) e condutividade elétrica ($r = 0,512$). Com a parte negativa do eixo 1, as maiores correlações foram com oxigênio dissolvido ($r = -0,479$), clorofila-a ($r = -0,417$) e fósforo total ($r = -0,407$).

O principal táxon da comunidade fitoplanctônica mais correlacionado com parte positiva do eixo 1 foi *Dinobryon divergens* var. *schawinslandii* - Chrysophyceae - ($r = 0,407$), enquanto *Cylindrospermopsis raciborskii* - Cyanobacteria - correlaciona-se fortemente com a parte negativa desse eixo 1 ($r = -0,524$).

Com relação ao eixo 2, que explica 5,4% da variabilidade dos dados, as amostras relativas à fase 1 se posicionaram na parte negativo do eixo (exceto 12,5%). As amostras da fase 2 dividiram-se da seguinte forma no eixo 2: as unidades amostrais referentes à seca posicionaram-se na parte negativa e àquelas relativas à chuva estão no lado positivo. As amostras da fase 3 se posicionaram na parte positiva do eixo 2, em ambas as estações climáticas (exceto 12,5%).

Das variáveis do conjunto dos fatores abióticos e da clorofila-a, o íon amônio foi a que apresentou maior correlação com a parte positiva do eixo 2 ($r = 0,627$), enquanto nitrato correlacionou-se com o lado negativo do eixo 2 ($r = -0,421$). As demais variáveis não mostraram correlação significativa com o eixo em questão (preestabelecida com $r > 0,4$).

O táxon descritor que mostrou maior correlação com parte positiva do eixo 2 foi *Eutetramorus tetrasporus* - Chlorophyceae - ($r = 0,458$), e, com a parte negativa, encontrou-se forte correlação com Dinophyta sp. 1 - Dinophyceae - ($r = -0,463$), *Aulacoseira granulata* - Bacillariophyceae - ($r = -0,454$) e *Dinobryon divergens* var. *schawinslandii* - Chrysophyceae - ($r = -0,448$).

Nota-se a separação entre as três fases, porém menos evidente do que a divisão observada por meio da CCA com os grupos algais (na figura 2.16), provavelmente devido ao nível taxonômico aqui utilizado e a elevada quantidade de variáveis (espécies), que pode ter aproximado as unidades amostrais, tornando alguns grupos de dados quase coincidentes.

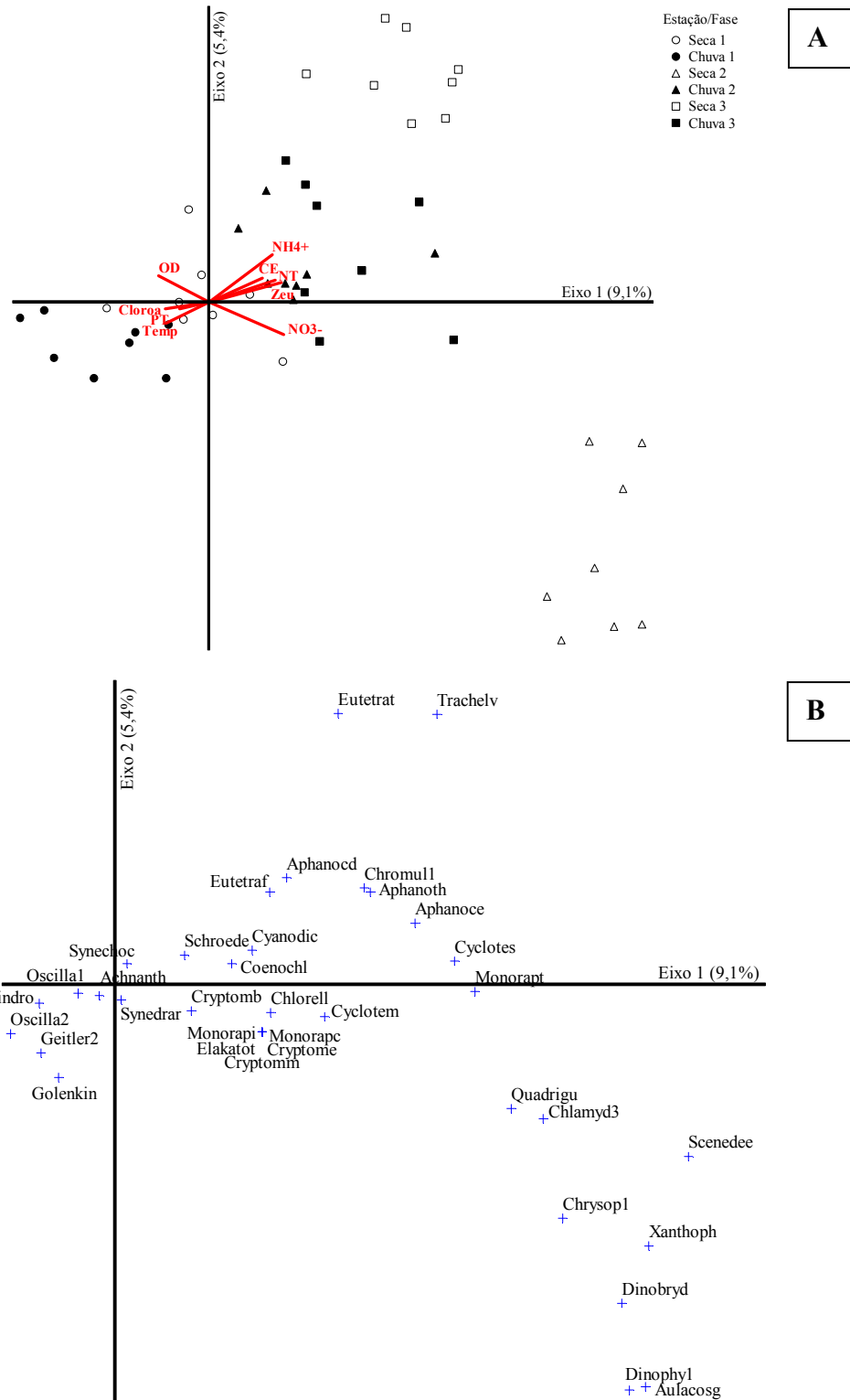


Figura 2.17. Diagrama de ordenação – Análise de Correspondência Canônica (CCA) – das amostras das três fases da restauração do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo), a partir de variáveis ambientais (A) e espécies descritoras fitoplancônicas (B), com densidade superior a 5% da total. (figuras vazias=estação seca, figuras cheias=estação chuvosa).

Tabela 2.11. Resumo dos resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as variáveis ambientais e as espécies descritoras da comunidade fitoplanctônica nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo).

Síntese da CCA / Variável	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	0,582	0,347
% da variância de explicação	9,1	5,4
Correlação espécie-ambiente (Pearson)	0,886	0,803
Teste de Monte Carlo (autovalores) – p	0,001	0,001
Teste de Monte Carlo (correlações espécie-ambiente) – p	0,003	0,037

Tabela 2.12. Correlações de Pearson e Kendall considerando os dois primeiros eixos da ordenação da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as variáveis ambientais e as espécies descritoras da comunidade fitoplanctônica nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo) (em negrito encontram-se os táxons que apresentaram $r > 0,4$).

Táxon Fitoplanctônico/Grupo	Abreviação	Eixo	
		1 (r)	2 (r)
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (CYAN)	Cylindro	-0,524	-0,069
<i>Synechocystis aquatilis</i> (CYAN)	Synechoc	-0,297	0,034
<i>Chlorella vulgaris</i> (CHLO)	Chlorell	0,001	-0,042
<i>Schroederia indica</i> (CHLO)	Schroede	-0,073	0,023
<i>Achnanthydium minutissimum</i> (BACI)	Achnanth	-0,200	-0,026
<i>Synedra rupens</i> (BACI)	Synedrar	-0,099	-0,018
Oscillatoriales sp. 1 (CYAN)	Oscilla1	-0,181	-0,018
Oscillatoriales sp. 2 (CYAN)	Oscilla2	-0,173	-0,044
<i>Geitlerinema</i> sp. 2 (CYAN)	Geitler2	-0,215	-0,085
<i>Golenkinia radiata</i> (CHLO)	Golenkin	-0,141	-0,079
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> (CRYP)	Cryptomb	-0,102	-0,051
Chrysophyceae sp. 1 (CHRY)	Chrysop1	0,327	-0,318
<i>Cyclotella steligera</i> (BACI)	Cyclotes	0,378	0,041
<i>Cyclotella meneghiniana</i> (BACI)	Cyclotem	0,133	-0,115
<i>Chromulina</i> sp. 1 (CHRY)	Chromul1	0,153	0,172
<i>Monoraphidium tortile</i> (CHLO)	Monorapt	0,296	-0,023
<i>Aulacoseira granulata</i> (BACI)	Aulacosg	0,351	-0,454
<i>Dinobryon divergens</i> var. <i>schawinslandii</i> (CHRY)	Dinobryd	0,407	-0,448
Dinophyta sp. 1 (DINO)	Dinophy1	0,340	-0,463
<i>Chlamydomonas</i> sp. 3 (CHLO)	Chlamyd3	0,394	-0,240
Xanthophyceae sp. (XANT)	Xanthoph	0,349	-0,293
<i>Quadrigula</i> sp. (CHLO)	Quadrigu	0,284	-0,183
<i>Scenedesmus ecornis</i> (CHLO)	Scenedee	0,279	-0,142
<i>Eutetramorus fottii</i> (CHLO)	Eutetra1	0,000	0,143
<i>Coenochloris</i> sp. (CHLO)	Coenochl	-0,025	0,011
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> (CYAN)	Aphanocd	0,032	0,224
<i>Cyanodiction</i> sp. (CYAN)	Cyanodic	-0,026	0,048
<i>Aphanocapsa elachista</i> (CYAN)	Aphanoce	0,097	0,043
<i>Aphanothece</i> sp. (CYAN)	Aphanoth	0,080	0,081
<i>Monoraphidium</i> cf. <i>convolutum</i> (CHLO)	Monorapc	-0,005	-0,043
<i>Elakatothryx</i> sp. (CHLO)	Elakatot	-0,005	-0,043
<i>Monoraphidium irregulare</i> (CHLO)	Monorapi	-0,005	-0,043
<i>Cryptomonas erosa</i> (CRYP)	Cryptome	-0,005	-0,043
<i>Cryptomonas marssonii</i> (CRYP)	Cryptomm	-0,005	-0,043
<i>Eutetramorus tetrasporus</i> (CHLO)	Eutetrat	0,100	0,458
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> (EUGL)	Trachelv	0,111	0,208

BACI=Bacillariophyceae; CHRO=Chlorophyceae; CHRY=Chrysophyceae;
 CRYP=Cryptophyceae; CYAN=Cyanobacteria; DINO=Dinophyceae;
 EUGL=Euglenophyceae; XANT=Xanthophyceae.

2.2. DISCUSSÃO

A opção por um capítulo mais abrangente, envolvendo aspectos da comunidade fitoplanctônica relacionados às variáveis ambientais, pode ser justificada pelo fato de os parâmetros físicos e químicos da água serem capazes de influenciar a estrutura da comunidade fitoplanctônica, bem como sofrerem modificações devido ao metabolismo das algas presentes. Neste item, cabe maior ênfase ao fitoplâncton, e as variáveis ambientais fornecem valioso suporte.

Quanto às teorias e modelos matemáticos relacionados às dinâmicas tróficas, são importantes os conceitos de controle das comunidades fitoplanctônicas descendente e ascendente, originariamente de Porter (1977), em que na primeira forma de controle assume-se que o fitoplâncton é controlado por herbivoria (padrões de biomassa sazonais), e, na segunda, sustenta-se que o fitoplâncton é fundamentalmente controlado pelos nutrientes, mais do que pela herbivoria.

Com base no trabalho de Van de Bund *et al.* (2004), que sugere que a biomassa fitoplanctônica é mais influenciada por nutrientes do que pela densidade de peixes planctívoros, preferiu-se aqui enfatizar a importância das variáveis ambientais na resposta do fitoplâncton, em detrimento da conhecida ação reguladora proveniente dos níveis superiores da teia alimentar (controle descendente). O mesmo experimento infere que a clorofila-a é um parâmetro mais preciso do que o biovolume algal para quantificar a biomassa fitoplanctônica, e neste estudo realizado no lago Paranoá, optou-se por utilizar densidade algal e clorofila-a, além do esforço elevado para a correta identificação das algas.

Diferentes aspectos da ecologia do fitoplâncton ocorrem em diferentes escalas de tempo e espaço: as taxas de crescimento em escala de horas ou dias, enquanto a sucessão de espécies ocorre em escala de estações inteiras e bacias inteiras. Embora uma espécie fitoplanctônica possa ser rara em um corpo hídrico, em determinado tempo, a importância na escala temporal na ecologia do fitoplâncton garante que pode não permanecer assim por muito tempo. Vários eventos envolvendo fitoplâncton ocorrem em pequenas escalas de tempo e, para a amostragem, deve-se observar tal particularidade e fenômeno de perder importantes eventos pela amostragem em escala inapropriada é chamado, em inglês, de “aliasing” (Graham & Wilcox, 2000).

Assim, o intervalo semanal entre as coletas (caracterizado em limnologia como curto espaço de tempo) foi escolhido com base no ciclo de vida das algas (Reynolds, 1993), em resultados de trabalhos anteriores em ambientes temperados (ex: Madgwick *et al.*, 2006) e tropicais (ex: Calijuri *et al.*, 2002) e na necessidade apontada em estudos anteriores em ambientes tropicais, como na represa de Barra Bonita-SP (De Filippo, 1987). Tendo em vista a intensa variabilidade sazonal, amostras em intervalos menores de tempo são capazes de fornecer elementos para a elucidação de episódios de sucessão fitoplanctônica, sua evolução e regressão, especialmente em reservatórios tropicais eutrofizados.

As algas fitoplanctônicas, grupo polifilético, diferem entre si sob vários aspectos. Apresentam vários tamanhos e formas, com diferentes modos de vida, células solitárias e colônias, e diversas estratégias adaptativas, podendo ser encontradas estruturas que conferem motilidade (como flagelos) e toxinas (capítulo 3), entre outras características.

Os pigmentos próprios de cada grupo de algas proporcionam a distinção destas na análise por meio da técnica de detecção HPLC. Fietz & Nicklisch (2004) obtiveram

estimativa eficaz de indicação de abundância e distribuição espacial do fitoplâncton, similar (não idêntica) à contagem de células, com a utilização de pigmentos diferenciadores.

O tamanho do organismo pode ser considerado como a característica individual mais importante na ecologia do fitoplâncton (Graham & Wilcox, 2000) e, em ambientes temperados, espécies de pequeno porte e de crescimento rápido são características do início da sucessão sazonal, enquanto as espécies que dominam no final do processo tendem a ser maiores, tolerantes à sombra e de crescimento lento, capazes de conservar biomassa e nutrientes – como a Cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii*, abundante na fase 1, ausente na fase 2 e em pequena quantidade na fase 3 da restauração do lago Paranoá-DF.

Nas três fases do estudo observou-se a coexistência de algas de diversas dimensões, formas e hábitos. Na fase 1, Cyanobacteria contribuiu para a maior densidade do fitoplâncton e na fase 2 verificou-se queda na densidade total, especialmente de Cyanobacteria, e outras algas puderam se estabelecer. Com isso, mesmo sem diferença entre a riqueza de táxons das etapas, as densidades relativas aos grupos taxonômicos, a partir da fase 2, mostrou distribuição mais homogênea (exceto na chuva da fase 3).

Geralmente, em ambientes de clima temperado, a seqüência de grupos algais do curso da sucessão depende de fatores ambientais (como a disponibilidade de nutrientes), diferindo ano a ano, porém obedecendo a um mesmo padrão (Sommer *et al.*, 1986). Dessa forma, as comunidades planctônicas podem nunca estar em equilíbrio no ambiente natural – especialmente devido à dinâmica irregular em nível de espécie, predação e competição (observadas *in vitro*) e flutuações ambientais (Scheffer *et al.*, 2003).

Além das variações naturais, interferências antrópicas provocam mudanças nas condições do sistema. Na fase 1 (na seca de 1997) do lago Paranoá houve três aplicações de algicida (sulfato de cobre) – prática anteriormente corriqueira da empresa de saneamento

local. Consequentemente, logo o primeiro episódio com o algicida, pode ser observada queda abrupta na densidade de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria filamentosa) e elevação imediata na densidade de *Synechocystis aquatilis* (pequena Cyanobacteria esférica persistente durante as 3 fases). A substituição pode ser explicada pelo estágio então criado e haver relação entre o tamanho da célula e a resposta à disponibilidade de nutrientes no ambiente (oportunistas), visto que as células pequenas podem responder, ainda, a um pulso de nutrientes com uma rápida explosão de crescimento. Há estreita relação entre o volume da célula e a taxa máxima de reprodução, onde geralmente células maiores e colônias tentem a apresentar baixas taxas de reprodução (Graham & Wilcox, 2000).

Quanto à predação, o tamanho da célula relaciona-se com a pastagem zooplancônica. Protozoários, rotíferos e crustáceos costumam consumir células pequenas rapidamente. As células de tamanho intermediário possivelmente estão livres de predação por protozoários, mas não por crustáceos. A maioria das células maiores e das colônias (com diâmetro superior a 50 micrômetros) não são predadas por crustáceos, mas estão propensas a serem atacadas por parasitas. Há relato de bactérias fixadas na superfície de colônias de Cyanobacteria ou de filamentos – agrupados ou soltos (Eiler *et al.*, 2006; Padovesi-Fonseca & Philomeno, 2004; Bell *et al.*, 1983).

As interações entre os organismos muitas vezes são relevantes fatores ecológicos responsáveis por modificações e/ou adaptações até em nível de comunidade. *In vitro* Jang *et al.* (2003) relatam aumento (em cinco vezes) na produção de toxinas (microcistina) por Cyanobacteria (linhagens de *Microcystis aeruginosa*) em reação à exposição direta das algas à predação por *Moina macrocopa*, *Daphnia magna* e *Daphnia pulex*, podendo ser uma defesa imediata induzida pela liberação de info-químicos pelo zooplâncton. A espécie *Microcystis aeruginosa* não foi observada no presente estudo, como ocorreu nos demais na

fase 1 (Philomeno, 2003; Padovesi-Fonseca & Philomeno, 2004), provavelmente pela profundidade de coleta eleita ser superior àquela em que este táxon está presente.

As estratégias competitivas e adaptações intermediárias estão associadas à dimensão das células fitoplanctônicas. Células maiores tendem a afundar mais rapidamente, mas a questão da baixa capacidade de flutuabilidade pode ser minimizada por meio de adaptações para reduzir a densidade ou aumentar fisicamente (forma) a resistência ao fundamento, notadamente em células maiores e colônias. A resistência ao afundamento relaciona-se também ao formato da célula e sua posição física no ambiente. Conforme resultados obtidos em experimento laboratorial para verificar as diferenças na velocidade de afundamento em moldes de diversos formatos, Padisák *et al.* (2003) relatam diferenças de celeridade condicionadas à forma e posição da alga no meio aquático (horizontal, vertical ou transversal), à presença e características de prolongamentos (e espinhos) e ao estado vital das células (vivas são mais morosas), entre outras variáveis. No trabalho, as formas de resistência (ao afundamento) são citadas como fator contribuinte para a evolução das espécies planctônicas e seleção de assembléias, atribuindo a estas o desenvolvimento de parte da diversidade morfológica do plâncton (força direcionadora).

Algumas adaptações para reduzir a taxa de afundamento também exercem papel contra a herbivoria. Além da forma própria da *Cylindrospermopsis raciborskii* – espécie que dominou a comunidade fitoplanctônica do lago Paranoá por mais de três décadas, até a ocasião do *flushing* no final de 1998 (fase 1) –, o fato de se caracterizar pelo baixo conteúdo nutricional para o zooplâncton (Silva, 2004), é pertinente que se associe à vantagem competitiva a manutenção da predominância, com possibilidade de retorno da condição observada na fase 1. O capítulo 3 aborda a questão com mais detalhes.

Para caracterizar a ecologia do fitoplâncton foram desenvolvidas várias teorias e modelos matemáticos, principalmente sobre competição e dinâmicas tróficas. O trabalho de Hutchinson (1961) inova com o conceito do paradoxo do plâncton, indo de encontro ao princípio da exclusão competitiva e à teoria do nicho, uma vez que não se pode assumir que comunidades em que as espécies estão perto de sua densidade máxima e que têm como regra geral a exclusão competitiva possam apresentar de 50 a 100 espécies fitoplanctônicas coexistindo em poucos mililitros de água nos sistemas aquáticos. Então a concepção de equilíbrio assume que as espécies mais bem adaptadas podem ser eventualmente selecionadas por competição (e coexistindo em situação de limitação de recursos), excluindo todas as demais (Hardin, 1960). Um destaque do estudo de Grime (1973) é que a competição pode ser o fator causal mais relevante na manutenção da baixa diversidade – vegetal, no caso –, apesar da baixa incidência de espécies competitivas em habitats floristicamente ricos. Hutchinson (1961) sugere que a biodiversidade inesperada no plâncton provavelmente está relacionada ao fato de que as comunidades nunca estão em equilíbrio. Porém, num processo de restauração, o desequilíbrio pode ser ainda mais marcante do que no caso de um sistema que não está sendo forçado a se adaptar às novas condições demandadas.

Na fase 2 da restauração do lago Paranoá, várias mudanças foram experimentadas pela comunidade fitoplanctônica. O aumento da diversidade e da equitabilidade, bem como a abundância relativa das algas distribuída de maneira mais homogênea entre os grupos taxonômicos (especialmente Chlorophyceae e Chrysophyceae) e a elevação observada na quantidade de assembléias fitoplanctônicas, podem ter sido provocados pelas marcantes transformações envolvendo fatores ambientais. Além dos baixos teores de fósforo, até mesmo a semelhança nas temperaturas da água mensuradas na seca e na chuva (na fase 2)

pode ter contribuído para a composição florística diferenciada a partir dessa etapa, mesmo com valores inalterados de riqueza de espécies.

A fase 3 apresenta-se com algumas características observadas na fase 1 e outras próprias da fase 2, inclusive com diferenças entre seca e chuva relativas à proporção das densidade encontradas nos grupos taxonômicos. Marcante foi o retorno de *Cylindrospermopsis raciborskii* (em pequena quantidade), ausente na fase 2, e a elevação da contribuição de *Synechocystis aquatilis* (também Cyanobacteria) para a densidade total.

Vários modelos sugerem que até mesmo em ambientes homogêneos (e constantes) o plâncton nunca estará em equilíbrio, pois interações entre muitas espécies podem originar constante crescimento e diminuição de espécies dentro da comunidade – oscilações e caos. Para Scheffer *et al.* (2003), as estações climáticas e o tempo podem ser considerados ruídos externos, enquanto o caos pode ser considerado ruído interno. A sazonalidade pode dificultar ou impedir o real “equilíbrio da natureza” e, nos modelos em ecologia, seu papel tem sido negligenciado.

O comportamento caótico – por fatores oscilantes (em constante mudança), onde não há repetição do mesmo padrão, ainda que a periodicidade possa ser detectável – sugere que as dinâmicas do plâncton sejam imprevisíveis intrinsecamente quando vistas em detalhes. Portanto, sistemas aquáticos sujeitos às ações antrópicas (degradantes), notadamente aqueles que se localizam em áreas urbanas ou de influência das mesmas – como o lago Paranoá –, devem ser monitorados com frequência, pois os efeitos de perturbações (de qualquer magnitude) podem ser expressivos em longo prazo.

Entretanto, a previsibilidade aumenta com o nível de agregação, o que pode ser sugerido pela afirmação de que a força sazonal é suficiente para levar sistemas biológicos a tornarem-se fechados em um ciclo sazonal, onde há repetição das mesmas dinâmicas todos

os anos, com a mesma duração (tempo). Assim, em um nível de agregação mais elevado as dinâmicas sazonais podem ser previsíveis e indicadores, como a biomassa algal total que tende a permanecer constante mesmo com flutuações irregulares no nível de espécies, podem mostrar padrões bastante regulares, os quais podem vir a ser reproduzidos por modelos simples (Scheffer *et al.*, 2003).

No caso do lago Paranoá, as estratégias competitivas de certas algas (prejudiciais ao processo de restauração, como as Cyanobacteria) podem independer da oferta nutricional do sistema e se, somado a esse fato, o ambiente apresentar aspectos propícios ao retorno da comunidade nas condições observadas na fase 1, todo o esforço para a manutenção do menor grau de trofia, concentrado na diminuição do aporte de nutrientes, pode ser em vão. É importante relatar o crescimento populacional na área de influência da bacia, principalmente da porção sul, que provoca aumento na carga de esgotos (nutrientes) e a eficiência da estação de tratamento pode ser a mesma, porém, a percentagem de ‘falha’ (cerca de 5%, segundo a CAESB) agora equivale à carga superior de esgoto aportado.

Numa análise geral da estrutura da comunidade fitoplanctônica entre as três fases da restauração, para grande parte dos fatores analisados pode-se observar maior similaridade entre as fases cronologicamente mais distantes, em detrimento das fases 1 e 2, uma vez que o *flushing* deve ter desempenhado papel mais efetivo do que o tempo, na comunidade e no sistema aquático como um todo. Segundo Scheffer *et al.* (2003), o tempo parece ser um fator importante na manutenção da diversidade e dinâmica da comunidade algal e pode-se pensar que a ausência de qualquer perturbação externa permita que seja atingido um estado estável na sucessão de algas. Porém, o que se observa em sistemas naturais é o comportamento de um sistema caótico intrinsecamente em um ambiente flutuante.

A conservação de valores mais elevados de diversidade nas fases após o *flushing* – apontado como provável desencadeador das mudanças efetivas no sistema – pode ser reflexo do surgimento (ou aparecimento em densidade detectável) de outras espécies com determinadas características vantajosas (competitivamente) na comunidade fitoplanctônica.

Mudanças na diversidade têm relação com o fato da comunidade não se encontrar em um estado estático (especialmente para ambientes com grau de trofia mais elevado), contando com as variações na dinâmica intrínseca ao sistema – alterações abióticas típicas das estações de seca e de chuva, mudanças diárias da temperatura e intensidade e direção de ventos, motivadoras de estratificação e mistura da coluna d'água, entre outros fatores – e/ou com as variações externas que originam transformações ao ambiente – como o funcionamento das estações de tratamento das águas, contribuições de nutrientes provenientes da bacia de drenagem pelo crescimento populacional na área de influência da bacia, entre outras.

Pode ser incoerente o fato de os valores da riqueza de espécies não terem apresentado diferença significativa entre as diferentes etapas da restauração, visto que foram marcantes as modificações na estrutura e na dinâmica da comunidade algal nas fases e que a literatura relaciona a riqueza de espécies planctônicas ao estado trófico do reservatório (Matsumura-Tundisi & Tundisi, 2005). Na fase 1, com características de ambiente eutrofizado, a riqueza apresentou correlação significativa positiva com fósforo total e nitrato, e, conforme esperado, também com valores de comprimento de zona eufótica, pois é provável que as Cyanophyta interferissem no acesso das outras algas à luz solar (somado fatores vantajosos competitivamente, peculiares a este grupo), impedindo que houvesse aumento na riqueza.

Também a heterogeneidade espacial na estrutura vertical e horizontal – térmica, física e química – e a frequência e o grau de mistura (e estratificação) da coluna d’água influenciam a riqueza do plâncton (Matsumura-Tundisi & Tundisi, 2005) e a composição de espécies fitoplanctônicas do sistema (Reynolds *et al.*, 2002; Madgwick *et al.*, 2006).

Quanto à composição de espécies, com estratégias ecológicas diversas, em resposta às condições ambientais, Grime (1977) desenvolveu a concepção C-S-R para plantas terrestres, que posteriormente foi adaptada ao fitoplâncton por Reynolds (1988) – “Grupos Funcionais” –, e utilizada no presente trabalho no lago Paranoá baseada na versão mais atual em Reynolds *et al.* (2002).

A aplicação de grupos funcionais teve o intuito de servir como uma ferramenta descritiva das interações entre as populações algais e o ambiente, que mostrou diferenças nas fases da restauração. Pensou-se nos grupos funcionais como um modo de elucidar as alterações na comunidade fitoplanctônica do lago Paranoá, com a pretensão de entender as fases e as ocorrências diversas no decorrer do processo experimentado pelo sistema. A fase 1 caracterizou-se pela presença de poucas assembléias, enquanto a fase 2 apresentou grande número de grupos funcionais, sempre coexistindo, e a fase 3 se assemelha à segunda, porém contando com menos associações.

Em alguns trabalhos envolvendo associações de grupos funcionais podem ser evidenciadas relações entre mudanças na estrutura térmica – hetero ou homogeneização da coluna d’água – e composição fitoplanctônica, características fotossintéticas (Frenette *et al.*, 1996), além de aspectos relativos à diversidade e à dominância de espécies detentoras de estratégias distintas (Madgwick *et al.*, 2006). Vários estudos sobre sucessão têm considerado a aplicação dos grupos funcionais, nas diferentes latitudes (Lindensmidt &

Chorus, 1998; Melo & Huszar, 2000; Anneville *et al.*, 2004; Fonseca, 2005; Mendonça-Galvão, 2005).

O trabalho de Madgwick *et al.* (2006), produzido no hemisfério norte (Inglaterra) com coletas semanais (como o presente estudo), avaliou se a dominância das espécies do grupo S (tolerantes a estresse) é afetada pela diminuição na estabilidade do sistema e se tal quebra afeta a diversidade. Devido às similaridades na metodologia, os resultados de Esthwaite Water podem ser comparados aos encontrados para o lago Paranoá, mas com ressalvas por serem ambientes de latitudes diferentes. Os valores de fósforo em ambos os corpos água se parecem, especialmente aqueles relativos às fases 2 e 3 no lago Paranoá (20-40 μgL^{-1}).

Com a estratificação, Madgwick *et al.* (2006) observaram que as espécies Sc (tolerantes a estresse e de crescimento rápido) são favorecidas pela estabilidade, estratificação (no verão) e radiação solar mais elevada, o que os levou a associar o aumento na abundância de Sc ao decréscimo na diversidade de espécies (Shannon). No caso do lago Paranoá não é possível visualizar tal comportamento para comparar com o estudo, uma vez que ocorrem episódios de estratificação efetiva a partir do 6º metro, mas nas camadas superiores não há, com na região temperada, separação de estações climáticas por meio de características relacionadas à homogeneização da coluna d'água. Microestratificações são comuns em ambas as estações. É importante registrar que, quanto à diversidade de Shannon, o aumento na abundância de algas está relacionado à baixa diversidade de espécies (fase 1).

No lago Paranoá, observou-se que na fase 1 poucos grupos funcionais distintos coexistiam no sistema, enquanto na fase 2 esse número foi aumentado expressivamente. Na

fase 3, ainda foram encontradas muitas combinações de grupos, um pouco a menos do que na fase anterior, mas ainda em quantidade bastante superior àquela da fase 1. Também as oscilações na presença/ausência, quantidade e abundância relativa das algas, entre outros aspectos da comunidade analisados nas diferentes fases da restauração, podem sugerir que o ecossistema ainda procura se adaptar às mudanças e que a flutuação é uma etapa do processo, ou indicar que as ações foram eficazes por um determinado tempo, para um espectro limitado de variáveis (resiliência do sistema sugere a possibilidade de retorno às condições da fase 1).

A oligotrofização e a re-oligotrofização (retorno à condição de menor trofia) são processos baseados na diminuição de nutrientes nos sistemas aquáticos e esperada redução na produtividade biológica, inversamente à eutrofização.

Para restaurar corpos d'água existem técnicas de manipulação das condições biológicas. Entretanto, como ocorre com a maioria das interferências humanas, há possibilidade de complicações, sobretudo no controle da rede alimentar e na introdução de mecanismos intra e interespecíficos de alteração. Com a modificação do tempo de residência podem ser alteradas as condições de reprodução e o nível da biomassa algal, proporcionando amplas possibilidades de manejo e controle ligadas à mecanismos de operação hidráulica.

Pode-se praticar, ainda, a contenção física de componentes biológicos (remoção de macrófitas) e a aplicação de substâncias químicas, para remover algas e macrófitas (compostos orgânicos sintéticos, principalmente). Esta última alternativa foi utilizada sem muito critério até a última década, interferindo na qualidade das águas destinadas ao abastecimento humano, irrigação e contato primário da população humana, como o lago Paranoá-DF.

Em nível de comunidade, Padovesi-Fonseca & Philomeno (2004) revelaram que o efeito da aplicação de algicida (utilizado para o controle da produção algal no lago Paranoá-DF) consiste em flutuações na comunidade fitoplanctônica. Como as coletas foram intensas, com intervalos muito curtos (bissemanais), puderam ser verificadas variações na densidade e composição de espécies, evidenciando alternância nas densidades de Cyanobacteria e algas pertencentes à divisão Chlorophyta.

Atualmente, o foco dos estudos de oligotrofização tem sido os lagos temperados (Marsden, 1989; Sas, 1989; Jeppesen *et al.*, 2005a), apesar da magnitude atual (quantidade e grau de eutrofização) de sistemas lênticos eutrofizados nos trópicos. Ainda não há registro legítimo de experiência de oligotrofização em ambientes naturais nos trópicos, apenas experimentos (Crossetti & Bicudo, 2005) e suposições (Jeppesen *et al.*, 2005b).

Vários lagos e reservatórios em regiões de clima temperado têm sido palco de medidas com vistas à restauração. Sas (1989) defende que a diminuição das concentrações de nutrientes inicialmente afeta a biomassa e posteriormente verifica-se transformações na estrutura da comunidade. Porém, é provável que não haja tal ordem e sucessão de acontecimentos, pois no lago Albufera (Romo *et al.*, 2005), assim como em outros na mesma região (Jeppesen *et al.*, 2000; Köhler *et al.*, 2000), observou-se modificações na composição de espécies, com alterações marcantes na comunidade fitoplanctônica, indo de encontro com a cronologia de eventos.

Desde os primeiros estudos, é comum verificar declínio na biomassa (Garnier, 1992; Gaedke & Schweizer, 1993; Sommer *et al.*, 1993, Hoehn & Schmidthalewicz, 1995; Ruggiu *et al.*, 1998) e, assim, decréscimo na produção algal (Garnier, 1992), quando as concentrações de fósforo se tornam expressivamente menores no ambiente aquático. Porém, contrariamente, Horn (2003) verificou que a média anual da biomassa

fitoplanctônica quase duplicou, com a queda na produtividade primária. O trabalho mostra relevantes mudanças na dinâmica da comunidade fitoplanctônica, como o controle de florações indesejadas de diatomáceas e Cyanobacteria.

Em geral, o decréscimo na produção e na biomassa fitoplanctônica são respostas rápidas à redução de nutrientes e mudanças hidrológicas. Mas essas mudanças podem se apresentar sem que haja modificações mais visíveis na estrutura da comunidade. Garnier (1992) verificou que, com as mudanças no estado trófico do lago, a comunidade permaneceu dominada por pequenas diatomáceas, Chlorophyceae e Cryptophyceae.

A profundidade dos corpos hídricos exerce influência ímpar adicional aos fatores comuns do processo, e conseqüente diferença na resposta à redução de nutrientes, sazonal e anualmente. Na comparação de 12 lagos dinamarqueses, os lagos mais profundos mostraram maior variabilidade na flutuação dos dados de clorofila-a, com elevação marcante de julho a setembro e posterior retorno a valores inferiores (Sondergaard *et al.*, 2005). Os autores buscavam evidenciar mudanças sazonais com as análises de resultados obtidos durante 13 anos de redução do fósforo do sistema. Verificou-se que há diferenças na liberação interna do nutriente, que declinou em lagos rasos na primavera, início do verão e outono (provavelmente pela ausência de estratificação), e diminuiu de maio a agosto em lagos profundos. Houve indicação de que o aporte interno de fósforo pode atrasar por anos a recuperação de um lago, após a redução da carga, especialmente em lagos rasos.

Mudanças mais específicas na comunidade fitoplanctônicas foram estudadas por Gaedke & Schweizer (1993), que observaram declínio na biomassa na mesma proporção que nas concentrações de fósforo (SRP), nas estações verão e inverno na primeira década de restauração do lago Constance. Verificaram, ainda, que houve alteração do pico da

concentração de biomassa do verão para a primavera e que a variabilidade temporal da biomassa algal decaiu no verão e no outono, mas não na primavera.

Sommer *et al.* (1993) observaram, na primavera, elevação na proporção de diatomáceas, Chlorophyta e Chrysophyta, enquanto a proporção de Cryptophyta decaiu. No verão, foi verificado aumento na biomassa de Cryptophyta, Chrysophyta, com pico de Chlorophyta durante o verão de 1 dos 10 anos do estudo no lago Constance, e diminuição de diatomáceas. Os autores atribuem o incremento de diatomáceas na primavera à performance competitiva destas com um aumento das razões Si:P. Alteração no biovolume algal foi relatada por Jeppesen *et al.* (2005), que verificou decaimento do valores de março a junho, e por Köhler *et al.* (2005), que observou resposta imediata com queda do biovolume fitoplanctônico no verão em decorrência dos valores mais baixos de fósforo e nitrogênio.

Em grande parte dos ecossistemas aquáticos estudados no hemisfério norte, a resposta da comunidade fitoplanctônica se dá quase logo após o decréscimo nas concentrações de fósforo. Porém, não é possível estabelecer regras preditivas, uma vez que diferentes espécies podem responder em tempos distintos às alterações ambientais.

Em diferentes lagos do continente europeu, têm sido comumente relatados atrasos nas respostas das comunidades aquáticas à redução de fósforo (Anneville & Pelletier, 2000; Ruggiu *et al.*, 1998; Polli & Simona, 1992), como ocorreu no lago Paranoá, que após 6 anos do início do decréscimo marcante das concentrações de nutrientes, e logo em seguida ao *flushing* (no final do ano de 1998), apresentou mudanças expressivas no fitoplâncton (Fonseca, 2001). Da mesma forma, no lago Mondsee, na Áustria, observou-se redução no biovolume fitoplanctônico com atraso de 5 anos. Foram verificadas respostas em tempos diferentes, dependendo as espécies e com relação à espécie *Planktothrix rubescens* (que

surgiu em determinada fase do estudo em que as concentrações de fósforo se elevaram e foi considerada invasora) declinou ao mesmo tempo em que acontecia o decréscimo nas concentrações de fósforo (Dokulil & Teubner, 2005).

Ruggiu *et al.* (1998) relatam que durante o processo de redução drástica dos valores de fósforo total no lago Maggiore (Itália) na década de 70, observou-se estabilidade na comunidade fitoplanctônica durante vários anos e, somente duas décadas depois do início da re-oligotrofização, quando o fósforo total foi reduzido em dois terços, foi possível verificar-se mudanças definitivas na diversidade e composição de espécies dessa comunidade. Pode-se comparar tal ocorrência com o lago Paranoá, que experimentou por vários anos a permanência da comunidade fitoplanctônica característica de ambientes onde as concentrações desse nutriente são bastante elevadas, mesmo com marcante decréscimo nas concentrações de fósforo na água, e somente após expressiva queda no nível de água do lago, com o *flushing*.

O processo de oligotrofização envolve mudanças claras nas propriedades físicas e químicas do lago Paranoá (Mendonça-Galvão, 2005; Felizatto *et al.*, 2000), refletidas na estrutura da comunidade algal. Em análise de correspondência canônica observa-se a nítida separação das unidades amostrais das diferentes fases e das estações climáticas de cada uma dessas fases da restauração do lago, sugerindo que as associações dos fatores abióticos e bióticos próprias de cada seca e chuva, de cada uma das fases, apresentam-se em diferentes momentos, como se fossem fotografias registrando objetos distintos num mesmo local. Tal fato ocorre quando são considerados os grupos fitoplanctônicos e quando são consideradas as espécies descritoras (em menor grau).

As mudanças na comunidade fitoplanctônica em lagos tropicais, em decorrência de processos que objetivem a melhoria na qualidade da água, são pouco conhecidas quando

comparadas àquelas ocorridas em ambiente temperado e a dificuldade na comparação de dados obtidos na região temperada para aqueles próprios da região tropical pode ser atribuída às diferenças na amplitude e na periodicidade das variações climáticas (Talling, 1969) e suas conseqüências para o ambiente e para as comunidades aquáticas. Outra particularidade desses locais são as importantes variações em períodos mais curtos de tempo, como as variações diárias, que parecem ser dominantes nos trópicos (Ganf, 1974).

Os trópicos diferem da região temperada também com relação à intensidade luminosa e período de persistência desta (comprimento do dia). Litchman *et al.* (2003) compararam as respostas do fitoplâncton (selecionaram uma espécie de diatomácea, uma de clorofíceas e uma de cianobactéria) ao comprimento do dia e à limitação de fósforo, mensurando a concentração de clorofila-a celular. Segundo o estudo realizado na Suíça, os efeitos da limitação de fósforo na fotossíntese podem ser menos pronunciados no início da primavera e outono. Não há como fazer analogia com a região tropical, neste caso, pois não há equivalência de estação climática, mesmo sendo admitido, por alguns autores, que as condições características do verão da região temperada possuem semelhanças com aquelas encontradas em região de clima tropical.

Os estudos da dinâmica dos ecossistemas tropicais em recuperação poderiam auxiliar na elucidação de pontos ainda não compreendidos no processo de restauração de lagos temperados. Há dificuldade para comparar dos resultados dos inúmeros trabalhos realizados em região temperada com aqueles efetuados nos trópicos, pois há diferenças consideráveis com relação à dinâmica do ambiente aquático - altas temperaturas da água na região tropical e diferenças marcantes na duração da estação de crescimento e na estrutura da cadeia alimentar (Lewis, 1996, Lazzaro *et al.*, 2003).

Uma diferença evidente entre os ambientes aquáticos situados em região temperada, se comparados àqueles próprios de áreas tropicais, é que as marcadas quatro estações climáticas na região temperada provocam diferenças na dinâmica dos ecossistemas aquáticos. Na tentativa de comparar diferentes latitudes, foi apontada similaridade entre as comunidades fitoplanctônicas de lagos tropicais e àquelas comunidades de lagos temperados no verão, na Austrália. O mesmo trabalho mostra, na região, a existência de um gradiente altitudinal com diferenças marcantes na composição algal – espécies tipicamente tropicais sendo gradualmente substituídas por táxons característicos de condições climáticas opostas, com temperaturas mais baixas (Vyverman, 1996).

Vários estudos mostram possíveis relações entre os fatores climáticos e as comunidades planctônicas. Hoehn & Schmidthalewicz (1995) sugerem que prevalece controle descendente dos grupos planctônicos no verão (devido à pastagem da *Daphnia longispina*) e ascendente nas outras estações (devido à carga de nutrientes). Também a composição florística do fitoplâncton, proporções entre os grupos e biomassa estão fortemente associados às estações climáticas no hemisfério norte. Existem evidências de que o padrão sazonal da biomassa planctônica seja menos pronunciado em lagos tropicais, se comparados aos temperados (Melak, 1979, Lewis, 1990). Ainda assim, são notadas comumente diferenças relevantes na comunidade planctônica entre as estações de seca e de chuva (Mendonça-Galvão, 2001, 2005, Philomeno, 2003, Talling, 2001, Townsend, 2000, Nwankwo, 1998, Padovesi-Fonseca, 1996, Branco, 1991, De Filippo, 1987).

Alterações produzidas pela desestratificação artificial (aeração) de um lago tropical fortemente estratificado foram verificadas na Austrália (Hawkins & Griffiths, 1993). O estudo mostra que naturalmente o lago experimentava alternância na abundância relativa de grupos fitoplanctônicos – Cyanobacteria (filamentosas) nos meses de águas mornas

(correspondente à época de chuvas no Brasil), substituídas pelas Chlorophyta, Dinophyceae e Euglenophyceae após chuvas fortes, e, enfim, Bacillariophyceae (especialmente duas espécies de *Synedra*) nos meses de temperaturas mais baixas (como na estação seca, no Brasil). Com a mistura provocada pela aeração, as diatomáceas passaram a dominar até o cerceamento de sílica, o que gerou condições permissivas ao retorno de Cyanobacteria, e uma gama de Chlorophyta.

No lago das Garças, em São Paulo-SP, foi realizado estudo-diagnóstico do estado trófico (Henry *et al.*, 2004) como subsídio ao desenvolvimento de estratégias para a recuperação da qualidade da água. Em mesocosmos, Crossetti & Bicudo (2005) relatam os resultados do experimento simulando oligotrofização desse mesmo lago, com análises realizadas durante 31 dias consecutivos, onde se verificou alterações nas propriedades físicas e químicas da água, além da substituição gradual de espécies fitoplanctônicas caracteristicamente R- e S- estrategistas (*Planktothrix*, *Cylindrospermopsis* e *Microcystis*) por C-estrategistas (*Cryptomonas* spp., Chlorococcales em geral), semelhante ao que ocorreu no lago Paranoá com dados de longo prazo, com possibilidade de verificar as mudanças ocorridas em anos.

O presente trabalho mostra diferença marcante na abundância relativa da comunidade algal nas três fases, bem como na composição específica e na densidade, tanto das populações quanto na densidade total do período. São observadas discrepâncias também entre as estações climáticas das fases, o que pode ser associado à sucessão sazonal de espécies algais dependentes da temperatura, da disponibilidade de luz durante o ano (menos relevante nos trópicos) e outros fatores ambientais que apresentam comportamento distinto nas estações de seca e de chuva. Para melhor entendimento das proporções dos eventos em função do tempo no sistema aquático, Reynolds (1993) e Sommer (1991)

sugerem uma analogia entre a sucessão em vegetação terrestre e sucessão fitoplanctônica, em escalas de tempo bastante diferentes, visto que o tempo de geração das algas é aproximadamente 1000 vezes menor do que o das plantas terrestres.

É provável que as mudanças das condições ambientais do lago Paranoá, com indicações de melhoria de qualidade de água, no final do ano de 1998, tenham ocorrido ocasionalmente, após o aumento do tempo da operação para abaixamento do nível d'água do lago (procedimento adotado anualmente, sempre antes das chuvas), o que pode ser comparado à uma redução no tempo de residência do lago.

Foram notórias as diferenças entre as fases – para os fatores relativos à comunidade fitoplanctônica –, especialmente a queda na densidade de organismos (Cyanobacteria) e o incremento na diversidade e na quantidade de táxons coexistindo em proporções semelhantes (após o *flushing*), entre outras. Também interessantes foram as respostas obtidas na fase 3, como elevado número de correlações entre a comunidade e os parâmetros ambientais, o que, provavelmente devido às novas condições advindas com o *flushing* (novas ao ambiente), não foram observadas na fase 2. Também as análises multivariadas apontaram grupos distintos formados pelas unidades amostrais das fases (e períodos climáticos), corroborando as discrepâncias entre as três fases do processo de restauração.

As mudanças ambientais, junto com as alterações na estrutura da comunidade aquática, estão inseridas no processo de redução do nível trófico desse sistema aquático, que já vinha experimentando medidas como a diminuição nas concentrações de nitrogênio e fósforo, este último pelo incremento das estações de tratamento de esgoto sul e norte.

A opção por um trabalho com ênfase na descrição de resultados poderá servir como referência para os próximos estudos relacionados à restauração do lago Paranoá ou de outro corpo hídrico tropical, uma vez que são apresentadas mudanças no comportamento das

variáveis e alterações na estrutura da comunidade fitoplanctônica, ainda que não possam ser previstas as próximas ocorrências, já que os dados sugerem que o ambiente encontra-se em fase de transição, de adaptação, apresentando oscilação entre indicativos de melhoria e de piora na qualidade da água (como pode ser verificado no capítulo anterior a este).

Lamentavelmente, a preocupação com a qualidade da água de um corpo d'água surge com o aparecimento de condições impróprias ao uso e os monitoramentos se iniciam depois que os efeitos da eutrofização já se tornaram evidentes, o que implica em ações mais complexas e dispendiosas do que as necessárias à manutenção de condições meso e oligotróficas. Recomenda-se monitoramento contínuo do ambiente, com intensificação das coletas (preferencialmente semanais, para observar com mais propriedade as eventuais mudanças ocorridas na comunidade fitoplanctônica, já que os organismos têm ciclos de vida entre 0,5 e 5 dias) e análises integradas do fitoplâncton com fatores ambientais, porque há indícios de tendência de retorno à comunidade fitoplanctônica característica de ambientes impactados, como no caso da fase 1 do presente estudo.

Conclusões

Existem diferenças marcantes entre as fases da restauração do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo), com relação aos seguintes aspectos da comunidade fitoplanctônica: biomassa algal, densidade de organismos (total e flutuação temporal) e correlações desta com as variáveis ambientais, composição de espécies, diversidade e equitabilidade, abundância relativa dos grupos taxonômicos e correlações destes com as variáveis ambientais, frequência de ocorrência dos táxons, táxons descritores da comunidade fitoplanctônica e grupos funcionais (táxons componentes e combinações).

O ambiente pode estar experimentando um processo transicional, com características mescladas, envolvendo aspectos da comunidade fitoplanctônica e associações com variáveis físicas, químicas e biológicas

Deve-se proceder ao monitoramento da qualidade da água em curtos intervalos de tempo e incluindo da comunidade fitoplanctônica, pois, ainda que fossem conhecidas as regras que conduzem a comunidade e determinado precisamente o atual estado desta, a possibilidade de mudanças garante a imprevisibilidade dos eventos futuros (Scheffer *et al.*, 2003), como diversidade baixa e o retorno das altas densidades de Cyanobacteria, podendo comprometer a qualidade da água do lago Paranoá para diversos dos usos atuais.

Capítulo 3. CYLINDROSPERMOPSIS RACIBORSKII (CYANOBACTERIA) E O LAGO PARANOÁ-DF

O presente capítulo objetiva abordar a questão específica da dominância da comunidade fitoplanctônica por Cyanobacteria, especialmente a persistência da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* durante décadas.

Foram realizadas coletas semanais em dois meses de estiagem e em dois meses de chuvas em três fases distintas no lago Paranoá-DF: fase 1 – seca de 1997 e chuva de 1998; fase 2 – seca de 1999 e chuva de 2000; e fase 3 – chuva e seca de 2005.

3.1. RESULTADOS

Nas coletas efetuadas nas fases 1 e 3 foram encontrados tricomas da Cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloskynska) Seenaya et Subba Raju, ausentes durante a fase 2. Por este motivo, os dados apresentados e discutidos a seguir contam com informações da fase 1 e 3. Foram aplicadas duas toneladas do algicida sulfato de cobre (CuSO_4) na seca da fase 1: 1000kg dia 05/08/97, 700kg dia 08/09/97 e 300kg dia 16/09/97.

Varição no tamanho dos tricomas de *Cylindrospermopsis raciborskii*

A tabela 3.1 mostra a estatística descritiva da variação dimensional dos tricomas de *Cylindrospermopsis raciborskii* mensuradas nas fases 1 (seca e chuva) e 3 (chuva e seca).

Tabela 3.1. Valores de médias e desvios padrões (DP), valores mínimos e valores máximos e coeficientes de variação (CV%) das dimensões dos tricomas de *Cylindrospermopsis raciborskii* mensuradas em 1997, 1998 (fase 1) e 2005 (fase 3) no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Estação e Variável		Média e DP	Valor Mínimo	Valor Máximo	CV (%)
Seca de 1997 N=20	Comprimento	124,1±44,0	50,0	225,0	35,4
	Diâmetro	3,5±1,1	2,5	6,25	32,7
Chuva de 1998 N=20	Comprimento	109,6±47,2	47,5	202,5	43,0
	Diâmetro	2,6±0,3	2,5	3,8	11,4
Chuva de 2005 N=20	Comprimento	72,2±2,6	27,5	175,0	60,0
	Diâmetro	2,6±0,3	2,5	3,5	10,9
Seca de 2005 N=20	Comprimento	303,8±165,8	110,0	687,5	54,6
	Diâmetro	2,5±0,1	2,4	2,6	1,3

Os tricomas apresentaram tamanhos significativamente diferentes ($p < 0,05$) nos diversos períodos de coleta. Em média os comprimentos das algas da espécie mostraram-se superiores na fase 3 (Wilcoxon; $Z = -2,066$). Na comparação entre as secas das fases 1 e 3, os comprimentos da *Cylindrospermopsis raciborskii* foram maiores na seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -3,622$) e entre as chuvas dessas fases, os valores mais elevados foram encontrados na fase 1 (Wilcoxon, $Z = -2,334$). Na fase 3, os maiores valores de comprimento se referem à estação seca (Wilcoxon; $Z = -3,920$) e, na fase 1, os valores mais elevados foram mensurados na seca, mas não foi observada diferença significativa ($p < 0,005$) entre os períodos de seca e de chuva da fase. A maior variabilidade dos dados foi verificada na chuva da fase 3.

Quanto ao diâmetro das *C. raciborskii*, foram mais elevados os valores médios da fase 1, com variação mais expressiva (Wilcoxon; $Z = -2,945$). Na comparação entre as secas das fases, a seca da fase 1 apresentou os maiores valores (Wilcoxon; $Z = -2,946$). Houve diferença significativa entre os períodos climáticos de seca e de chuva na fase 1 (Wilcoxon; $Z = -2,807$) e mesmo períodos da fase 3 (Wilcoxon; $Z = -2,371$). A maior flutuação dos dados foi verificada na estação seca da fase 1 e, a menor, na seca da fase 3.

Biovolume

A figura 3.1 apresenta a variação temporal e a abundância relativa do biovolume de *Cylindrospermopsis raciborskii* nas fases em que esta esteve presente (fase 1 e fase 3).

Foi mensurado o biovolume nas fases 1 e 3. Na fase 1, os valores encontrados foram significativamente mais elevados (Wilcoxon; $Z = -3,464$). Não há diferença significativa na comparação do biovolume entre períodos climáticos (estiagem e chuva) das fases.

Quanto à abundância relativa do táxon, da totalidade (soma) de tricomas de *C. raciborskii* observados nas fases 1 e 3 do estudo, 78% relacionam-se à seca de 1997 (fase 1), 21%, à chuva de 1998 (fase 1) e o restante (1%) foi encontrado na fase 3.

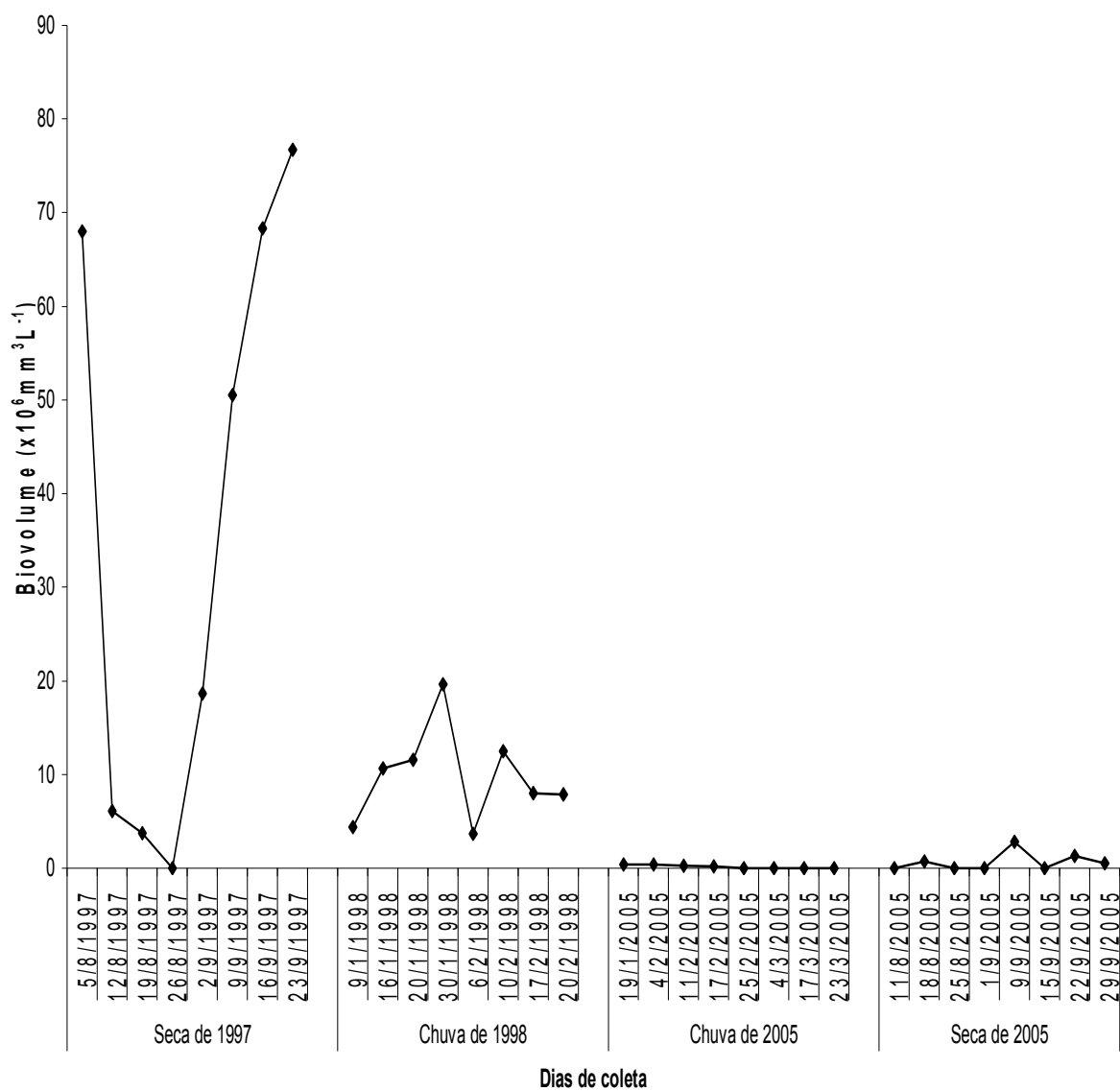


Figura 3.1. Variação temporal do biovolume de *Cylindrospermopsis raciborskii* durante as fases 1 e 3 da restauração do lago Paranoá-DF (no braço do Riacho Fundo), por estação de seca e de chuva.

3.2. DISCUSSÃO

As Cyanobacteria são organismos unicelulares, que apresentam características de bactérias e de algas. Podem ser encontradas formando colônias ou solitárias, esféricas ou filamentosas. Assim como as bactérias, as Cyanobacteria não possuem núcleo e são gram negativas. Ao mesmo tempo, como as algas, apresentam pigmentos fotossintéticos (clorofila-a, ficocianina, ficoeritrina, xantofilas). Supõe-se que Cyanobacteria tenha sido o grupo de organismos pioneiro na produção de oxigênio (O₂), possibilitando o surgimento de outros seres no planeta.

A alta competitividade/vantagem competitiva esta associada às peculiaridades apresentadas pelo grupo, conferindo inúmeros benefícios às Cyanobacteria. Tais seres não apresentam flagelos, nem reprodução sexuada, e contém cianoficina como material de reserva (substância semelhante ao glicogênio). Entre as estruturas celulares relevantes estão os aerótopos (pseudovacúolos, vacúolos gasosos para flutuação quando a alga precisa de luz - superfície).

Cyanobacteria são capazes de viver sob as mais diversas condições ambientes, e possuem notável sensibilidade à percepção das alterações ocorridas no meio (Paerl, 1988). A alta plasticidade fisiológica das Cyanobacteria pode ser notada em diversas condições. Tang *et al.* (1997) sugerem que, em ambiente polar (lagos antárticos), esses organismos não são adaptados, mas sim tolerantes à baixas temperaturas, indo de encontro à afirmação de Paerl & Pinckney (1996).

Devido às conseqüências das estratégias e do crescimento rápido inerente ao grupo (entre outras peculiaridades), várias técnicas vêm sendo desenvolvidas para a detecção, estimativa de densidade e de crescimento, e, principalmente, controle dessas algas no

ambiente. A frequência de divisões celulares tem sido utilizada (*in situ*) para estimar taxa de crescimento do gênero de Cyanobacteria *Microcystis* - *M. aeruginosa* e *M. wesenbergii* (Tsujimura, 2003) -, responsável por florações potencialmente tóxica em ecossistemas aquáticos no Mundo todo, com informações sobre os mecanismos de formação dessas florações em Oliver & Ganf (2000), Paerl (1988), Reynolds (1987).

Há autores que associam a predominância de Cyanobacteria em vários ambientes aquáticos à capacidade peculiar de fixação de nitrogênio molecular (Margalef, 1983; Pick & Lean, 1987; Paerl, 1988). Atualmente sabe-se que a fixação do nitrogênio gasoso é própria de condições extremas de escassez do elemento na forma de íon amônio – entre 82 e 98% do nitrogênio assimilado –, ou nitrato – entre 15 e 18% do total de nitrogênio adquirido pelas algas na primavera e no outono e menos do que 5% no verão, conforme experimento de Ferber *et al.* (2004).

A validade e a importância da relação entre a dominância de Cyanobacteria e a vantagem competitiva acima descrita é questionada em Ferber *et al.* (2004). Os autores sugerem, com base em estudo realizado em ambiente com limitação de luz e nitrogênio nos Estados Unidos (lagoa Shelburne, a sudoeste de Burlington, V.T.), que a dominância por Cyanobacteria pode ser devida ao monopólio das fontes bentônicas de amônio ou pela formação da espuma na camada mais superficial da coluna d'água, produzindo sombra a outras algas e assim dificultando o processo fotossintético para os demais organismos fitoplanctônicos.

Vários trabalhos foram realizados, especialmente na região temperada, com intuito de elucidar os fatores diretamente relacionados à dominância das Cyanobacteria, e existem divergências entre os autores. Reynolds (1991) atribui tal sucesso à disponibilidade de fósforo do ambiente, e reforça a alta probabilidade de florações no verão (região

temperada). Já Shapiro (1990), sugere que a elevada capacidade destas algas absorverem dióxido de carbono dissolvido, mesmo em baixas concentrações, explica o predomínio das Cyanobacteria em diversos ecossistemas. Forsberg *et al.* (1978) associam a dominância do grupo ao produto da relação entre nitrogênio e fósforo. Pearsall (1932), Schindler (1977) e Smith (1983) relacionam a habilidade de fixar nitrogênio atmosférico das Cyanobacteria em lagos eutróficos à baixa razão N : P, com limitação de nitrogênio.

Com relação à disponibilidade nutricional, elevada proporcional e diretamente com o aumento do grau de trofia, é certo que o processo de eutrofização produz mudanças quantitativas e qualitativas na comunidade fitoplanctônica – provocadas pelas variações nas propriedades físicas e químicas do ambiente (Reynolds, 1998). Nessas condições, as espécies de Cyanobacteria obtêm sucesso competitivo devido às adaptações morfo e fisiológicas. A frequência e a densidade das florações de Cyanobacteria aumentam, enquanto os outros grupos permanecem em menor número e frequência (Padisák, 1997).

A dominância permanente de Cyanobacteria pode ser considerada como a última fase da eutrofização, ocorrendo no mundo inteiro (Robarts, 1985; Jones, 1994; Pizzolon *et al.*, 1999), e há evidências que associam temperaturas elevadas ao aumento da contribuição de Cyanobacteria ao biovolume fitoplanctônico total, especialmente em lagos rasos (Van de Bund *et al.*, 2004).

O lago Paranoá apresentou dominância desse grupo fitoplanctônico durante mais de três décadas, com interrupção na fase 2 (da recuperação, após o *flushing* do final do ano de 1998) e retorno na fase 3. Foi observada novamente a dominância na chuva de 2005 (fase 3), porém não na seca do mesmo ano (mesma fase), o que pode sugerir que o sistema ainda está em processo de transição entre níveis tróficos distintos, apresentando oscilações na comunidade (supracitadas) e nas variáveis ambientais (no capítulo 4 são mostrados valores

altos de condutividade elétrica e íon amônio na fase 3, entre outras características próprias de ecossistemas com maior grau de trofia).

Ainda que associado a condições de intensa eutrofização, o referido grupo constitui um importante componente do fitoplâncton de ecossistemas oligo e mesotróficos (Hecky & Kling, 1987; Canfield *et al.*, 1989; Blomqvist *et al.*, 1994; Huszar & Caraco, 1998). Relatou-se, na Argentina, a presença de espécies de Cyanobacteria em ambientes com menor grau de trofia (oligo e mesotróficos), porém estas não dominavam a comunidade fitoplanctônica de tais ecossistemas em nenhum momento estudado (Pizzolon *et al.*, 1999), contrariamente ao que foi encontrado na fase 3 do presente trabalho (vide parágrafo anterior).

Quanto à sistemática das Cyanobacteria, tal grupo conta com uma Classe – Cyanophyceae – e com cinco ordens: Chroococcales, Pleurocapsales, Oscillatoriales, Nostocales e Stigonematales. Entre as características das Nostocales, destacam-se: filamentos unisseriados, presença de heterocitos, acinetos, pseudorramificações e hormogônios. Saunders (1957) sugere que os gêneros *Cylindrospermum* e *Nostoc* sejam heterotróficos facultativos.

No presente capítulo é abordada uma determinada espécie de Nostocales, a *Cylindrospermopsis raciborskii*, que há mais de 30 anos está presente no lago Paranoá (praticamente desde o enchimento do lago, na década de 60, nas condições próprias da fase 1, anterior ao *flushing* ocorrido no final de 1998). A espécie não foi registrada na comunidade fitoplanctônica apenas durante o período imediatamente após o *flushing* (fase 2 do processo de restauração, segundo o presente trabalho), voltando a aparecer nas amostras de modo menos expressivo (e visualmente mais delgada) na fase 3.

Uma suposição quanto à origem da *Cylindrospermopsis raciborskii* na fase 3, quando esta retornou ao epilímnio, é que durante sua ausência na comunidade, havia indivíduos no sedimento, como relata Karlsson-Elfgren *et al.* (2004) para a Cyanobacteria *Gloeotrichia echinulata*, em experimento laboratorial. Os autores mostraram que a luminosidade e a temperatura, associadas à mistura do sedimento, são capazes de recrutar essas algas, iniciando a germinação e elevando a frequência de heterocitos e colônias no fitoplâncton, principalmente (mas não exclusivamente) em lagos rasos, com variabilidade mais alta de acinetos.

Tal táxon apresenta ampla distribuição em corpos lênticos de ambiente tropical, especialmente no Brasil, onde as condições de trofia oferecem vantagem ao estabelecimento e crescimento de suas populações (Huszar *et al.*, 2000; Bouvy *et al.*, 1999, 2000; De Souza *et al.* 1998; Branco & Senna, 1994).

Originalmente *Cylindrospermopsis raciborskii* foi classificada como uma espécie tipicamente tropical e subtropical, porém, atualmente, encontram-se populações da espécie em vários corpos hídricos na região temperada, especialmente na Hungria (Tóth & Pádisak, 1986), na Áustria (Dokulil & Mayer, 1996), na França (Couté *et al.*, 1997) e na Alemanha (Krienitz & Hegewald, 1996; Fastner *et al.*, 2003), provavelmente devido ao seu comportamento (potencial) invasivo e plasticidade adaptativa.

Enquanto nos trópicos há relatos de floração permanente (durante todo o ano) de *C. raciborskii* (Philomeno, 2003; Bouvy *et al.*, 1999), o aparecimento da espécie na região temperada é observado especialmente no verão (Briand *et al.*, 2002; Dokulil & Mayer, 1996; Tóth & Pádisak, 1986), época em que a temperatura e a luminosidade tornam-se semelhantes às condições encontradas nos trópicos.

Com base no trabalho de Foy *et al.*(1976), em que se sugere a relação direta entre as taxas de crescimento de Cyanobacteria e o comprimento do dia, intensidade luminosa e temperatura, Briand *et al.* (2004) realizaram experimento com cepas de *C. raciborskii* provenientes da região temperada (França, Alemanha e Hungria) e da região tropical (Brasil, Austrália, México e Senegal), para verificar possíveis distinções nos clones encontrados as regiões, que indicassem adaptações às diferentes condições climáticas (que selecionassem determinadas linhagens), tolerância fisiológica, além de possível favorecimento ao crescimento da espécie devido às mudanças globais. Os autores observaram que a espécie apresenta crescimento máximo quando submetida à temperatura entre 29 e 31⁰C e intensidade luminosa de 80 μ mol fótons.m⁻².s⁻¹, sugerindo que a colonização de latitudes médias pode ser devida à habilidade da *C. raciborskii* de tolerar uma extensa gama de condições ambientais (temperatura e irradiação, em especial), combinada com os efeitos do fenômeno do aquecimento global.

Também Bouvy *et al.* (2000) relacionaram o gênero algal a acontecimento de maiores proporções. No nordeste brasileiro foi relatada a ocorrência e os efeitos da densidade numérica das algas do gênero *Cylindrospermopsis* em 39 reservatórios, na estação seca de 1998. Os autores associaram as condições tróficas dos ambientes estudados e a dominância pelo táxon às conseqüências do fenômeno El Niño.

As condições de crescimento e de formação de florações de Cyanobacteria são diversas em ambientes de diferentes latitudes. Tem sido comum notar a escassez ou mesmo a ausência de heterocito nos tricomas de *Cylindrospermopsis raciborskii* nos corpos d'água brasileiros.

Estudo envolvendo diversos reservatórios produtivos brasileiros, situados nas regiões sudeste e nordeste, mostra que apenas 10% dos tricomas das espécies do gênero *Cylindrospermopsis* possuíam heterocito. No reservatório de Ingazeira-PE, observou-se dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii*, onde foram observados heterocitos em 12% dos filamentos (Bouvy *et al.*, 2001). Estudo em período anterior ao que aqui se denomina fase 1, no lago Paranoá, mostrou a presença de heterocitos apenas em alguns poucos tricomas de *C. raciborskii* (Branco & Senna, 1994). Nas análises anteriores realizadas no lago Paranoá, com amostras também coletadas à época da fase 1, em dois pontos com algumas diferenças na qualidade da água (braços distantes do lago), não foi detectada a presença de tal estrutura nos organismos do táxon (Philomeno & Padovesi-Fonseca, 1998, 1999; Padovesi-Fonseca, 2004). É possível que tal estrutura adaptativa, fixadora de nitrogênio atmosférico, não seja necessária em ambientes com disponibilidade nutricional elevada, o que dispensa modos alternativos de obtenção de nutrientes (vantagens competitivas).

Não foi registrada observação de heterocito na população de *C. raciborskii* do lago em nenhuma das fases do presente estudo, como pode ser verificado em Bouvy *et al.* (2000) para ambiente com alta concentração de íon amônio. É relevante registrar o fato do retorno da espécie à comunidade fitoplanctônica do lago Paranoá ter coincidido com a elevação marcante da concentração de íon amônio no ponto amostral estudado, na estação de chuvas da fase 3. Concomitantemente, observa-se queda dos valores de fósforo total.

O lago Paranoá, antes de 1993, apresentava concentrações elevadas de fósforo total na água. Após o aumento na eficiência das estações de tratamento de esgotos, tal parâmetro apresentou gradualmente teores menores (condição da fase 1), mas o ambiente ainda era

dominado pelas Cyanobacteria e não se notava mudança estrutural na comunidade fitoplanctônica que refletisse o processo de restauração no qual o lago está inserido.

Depois do *flushing* ocorrido no final do ano de 1998 (fase 2), os valores de fósforo total diminuíram e a comunidade passou a apresentar maior heterogeneidade numérica, com queda na densidade de Cyanobacteria (a densidade total também diminuiu), e inclusive *Cylindrospermopsis raciborskii* tornou-se ausente na fase 2.

Cinco anos depois, na fase 3, o fósforo total mostrou decréscimo em média (apesar da flutuação expressiva). A tendência de queda do nutriente pode ser observada ao longo do estudo, mas, ainda assim, nota-se o retorno da dominância de Cyanobacteria (na estação de chuvas da fase 3) e presença de *C. raciborskii* novamente. Uma explicação para este último fato pode se a alta afinidade e capacidade de estocar fósforo, inerentes à *Cylindrospermopsis raciborskii*, que pode ser um dos motivos da sua presença em lagos com diferentes condições de trofia (Istvánovics *et al.*, 2000).

No lago Paranoá, nota-se que o biovolume de *C. raciborskii* é mais elevado nas estações de estiagem, especialmente na seca da fase 1, onde a abundância relativa, comparada com o total encontrado no somatório dos 4 períodos (seca e chuva da fase 1 e seca e chuva da fase 3) para o táxon é muito superior (cerca de 99% dos tricomas foram encontrados na fase 1). As condições físicas e químicas do ambiente podem estar determinando a densidade/biovolume do táxon no sistema, bem como o efeito de diluição.

No início da sucessão sazonal do fitoplâncton em ambientes temperados, podem ser observadas espécies de pequeno porte e de crescimento rápido. Já as espécies que dominam no final do processo tendem a ser maiores, tolerantes à sombra e de crescimento lento, capazes de conservar biomassa e nutrientes. Geralmente a seqüência de grupos algais do

curso da sucessão depende de fatores ambientais (como a disponibilidade de nutrientes), diferindo ano a ano, porém obedecendo a um mesmo padrão (Sommer *et al.*, 1986).

Graham & Wilcox (2000) sugerem que o tamanho das algas pode ser considerado como a característica individual mais relevante na ecologia fitoplanctônica, pois, com o crescimento do fitoplâncton, o volume se eleva ao cubo de seu raio e a área superficial cresce na proporção do quadrado do raio. Com isso, as espécies se tornam maiores, enquanto sua razão superfície-volume se torna menor.

Quanto à forma, os indivíduos da espécie *C. raciborskii* encontrados nas fases 1 e 3 diferem morfologicamente entre si com relação ao comprimento e a largura dos tricomas. A idéia da comparação surgiu a partir das verificações realizadas ao microscópio invertido, na ocasião da contagem das algas. Observou-se que quando o ambiente apresentava condições de trofia mais elevadas, a largura das algas era visivelmente maior, notadamente na seca (fase 1). Para confirmar o fato, os tricomas foram mensurados na fase 1 e na fase 3.

Assim como foram encontrados tricomas com diâmetros superiores na fase 1, esperava-se que o comprimento das algas também fosse maior nas amostras da fase, mas a aplicação de algicida (sulfato de cobre) em três dias diferentes (na seca) no início do período da amostragem provocou o rompimento dos tricomas, que foram encontrados partidos (em sua maioria em mais de duas partes) nas datas posteriores ao dia 05 de agosto de 1997 (exclusivamente nas amostras da estação seca da fase 1). Assim, além de poder ter havido superestimativa de indivíduos do táxon em voga, mesmo que os tricomas fossem realmente maiores, o registro não poderia ser feito, visto que, para a mensuração, foram amostrados tricomas de uma amostra composta de alíquotas de todas as coletas da estação.

É possível atribuir os menores valores de comprimento algal encontrados nas estações de chuva ao efeito de diluição, visto que a concentração de fósforo total é inferior nesses períodos, o que pode interferir no porte dos indivíduos.

A persistência da espécie pode ser explicada por estudo realizado por Burford *et al.* (2006) em reservatório subtropical, na Austrália, que sugere que a dominância por *Cylindrospermopsis raciborskii* se deve a sua capacidade de se nutrir e armazenar fósforo em baixas concentrações no ambiente, além de sua adaptação às condições de pouca luminosidade, provocadas pela homogeneização artificial. Os autores enfatizam que a fixação de nitrogênio atmosférico é ínfima, comparada à assimilação de íon amônio e, secundariamente, nitrato, pela espécie.

Antenucci *et al.* (2005) relatam relação entre a desestratificação e as diferenças de motivos para o domínio por *Cylindrospermopsis raciborskii*. Os autores sugerem que quanto o ambiente está estratificado, a vantagem competitiva da espécie se dá com relação ao fósforo, e quando está desestratificado, pela habilidade competitiva por luz.

Assim, ambos os estudos supracitados auxiliam na explicação da persistência da alga em períodos relativamente distintos, como são a estiagem e a estação de chuvas na região do lago Paranoá-DF, tanto na fase 1 como também no retorno da espécie na fase 3.

Na época em que o lago apresentava-se bastante eutrofizado, encontrou-se maior quantidade de *C. raciborskii* (fase 1). Moore *et al.* (2005) focaram estudo nos fatores que contribuem para o aumento na quantidade de acinetos (esporos reprodutivos), e sugerem que a grande variação (flutuação) nos valores de temperatura da água, a elevada concentração de FRP (fósforo reativo filtrável) e a intensidade luminosa aumentada produzem elevação na concentração de acinetos de *C. raciborskii*.

Assim, observa-se que a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, persistente por mais de três décadas em quantidade relevante no lago, mesmo presente em 2005 em densidade inferior às anteriormente encontradas, representa risco iminente.

Como são conhecidas as vantagens competitivas características dessas algas e, também se sabe quais os danos que elas podem causar ao ambiente, aos seres que utilizam direta ou indiretamente o sistema no qual estão presentes, especialmente no caso de haver cepas tóxicas, sugere-se que o monitoramento no lago Paranoá seja contínuo e eterno, visto que mesmo não havendo representantes desses indivíduos na coluna d'água, o sedimento ainda abriga *C. raciborskii* na forma de cistos. Sugere-se manter baixas as concentrações de fósforo e periodicamente analisar a presença e toxicidade das algas (preferencialmente em coletas semanais), considerando a possibilidade de estudar o sedimento.

Conclusões

Nas fases 1 e 3 as características da *Cylindrospermopsis raciborskii* mostraram-se diversas, tanto sob o aspecto morfológico, quanto na densidade de indivíduos.

Não podem ser previstas as próximas etapas e seus efeitos sob a população de *C. raciborskii* do lago Paranoá. Pode ser que as condições ambientais propiciem a elevação da densidade da alga, assim como é possível que o sistema não permita o retorno desta nas mesmas proporções anteriores, ou que novamente ela se ausente da comunidade (devido às condições desfavoráveis ao seu estabelecimento e crescimento).

CONCLUSÕES GERAIS

As análises sugerem que o lago Paranoá-DF encontra-se em processo de oligotrofização - tendo experimentado três fases distintas - e que o *flushing* provavelmente foi o fator desencadeador das mudanças efetivas nas condições de trofia.

A diminuição da clorofila-a e aumento na transparência da água indicam melhoria na qualidade da água, bem como a queda nos valores de fósforo total e a substituição da dominância de Cyanobacteria por vários táxons com características distintas (com distribuição tendendo à homogeneidade). Porém, semelhanças entre fatores ambientais nas fases 1 e 3 e tendências observadas na comunidade fitoplanctônicas, como o retorno da Cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* e as proporções de *Synechocystis aquatilis*, podem sugerir que iniciou-se o processo de regresso às condições experimentadas antes do *flushing*.

Os períodos sazonais (seca e chuva) das diferentes fases da restauração apresentaram diferenças marcantes, porém não comparáveis, devido ao momento em que ocorreram (fase). Nota-se que variáveis relacionadas ao ambiente físicos apresentaram semelhança, porém não pode ser feita relação entre as secas e entre as chuvas visto que as condições ambientais em cada uma das fases mostraram-se diferentes.

Após a análise de variáveis físicas, químicas e biológicas, conclui-se que as três fases da restauração do lago Paranoá são significativamente distintas e que o ambiente pode estar em estado de transição entre diferentes estágios de trofia. O fato de não haver estudo semelhante em ambiente tropical dificulta a previsibilidade das etapas futuras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, M. A. M. 1979. **Aspectos ecológicos do lago Paranoá**. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília. 182p.
- ALVES, V.R.E., CAVALCANTE, C.G.B. & MATTOS, S.P. 1988. Análise comparativa de parâmetros físicos, químicos e biológicos em um período de 24 horas no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil. **Acta Limnol. Bras. 2**: 199-218.
- AGUSTÍ, S., ALOU, E., HOYER, M. V., FRAZER, T. K., CANFIELD, D. E. 2006. Cell death in lake phytoplankton communities. **Freshwater Biology 51**: 1496-1506.
- ANDERSON, G., CRONBERG, G. & GRANÉLI, W. 1976. Destillerat vatter eller algspå – regionallimnologi och eutrofieringsproblem i Brasília. **Aquannalen 1**:11-36. *In*: Henry, R. (ed). **Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. P575-595.
- ANDREONI-BATISTA, C. 2007. **Estrutura da Comunidade Zooplancônica e Qualidade da Água no Lago Paranoá, Brasília-DF**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília-UnB. Brasília-DF. 104p.
- ANDERSON, N. G., JEPPESEN, E. & SONDERGAARD, M. 2005. Ecological effects of reduced nutrient loading (oligotrophication) on lakes: an introduction. **Freshwater Biology 50**: 1589-1593.
- ANNEVILLE, O. & PELLETIER, J.P. 2000. Recovery of Lake Geneva from eutrophication: quantitative response of phytoplankton. **Archiv für hydrobiologie, 148**: 607-624.
- ANNEVILLE, O., SOUISSI, S., GAMMETER, S. & STRAILE, D. 2004. Seasonal and inter-annual scales of variability in phytoplankton assemblages: comparison of phytoplankton dynamics in three peri-alpine lakes over a period of 28 years. **Freshwater Biology 49**: 98-115.

- ANTENUCCI, J.P., GHADOUANI, A., BURFORD, M.A. & ROMERO, J.A. 2005. The long-term effect of artificial destratification on phytoplankton species composition in a subtropical reservoir. **Freshwater Biology** **50**: 1081-1093.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 1985. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 16ed. American Water Works Association. Washington. 1268p.
- AYRES, M., AYRES Jr., M., AYRES, D.L., SANTOS, A.S. 2000. **BioEstat 2.0: Aplicações Estatísticas nas Áreas das Ciências Biológicas e Médicas**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá. Brasília: CNPq. 272p.
- BARTRAM, J., CARMICHEL, W. W., CHORUS, I., JONES, G., SKULBERG, O. M. 1999. Chapter 1: Introduction. In Chorus, I.
- BELL, R.T., AHLGREN, G.M. & AHLGREN, L. 1983. Estimating bacterioplankton production by measuring [³H]thymidine incorporation in a eutrophic Swedish lake. **Applied and Environmental Microbiology** **45**: 1709-1721.
- BJORK, S. 1975. The Lago Paranoá restoration project. Brasília, Brazil. **Preliminary report**. Project WHO/BRA/2341. 30p.
- BJORK, S. 1979. The Lago Paranoá restoration project. Brasília, Brazil. **Technical report**. Project WHO/BRA/2341. 45p.
- BLANCHER, E. C. 1984. Zooplankton-trophic state relationship in some north and central Florida lakes. **Hydrobiologia** **109**: 251-263.
- BLOMQUIST, P.; PETTERSSON, A. & HYENSTRAND, P. 1994. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. **Arch. Hydrobiol.****132**: 141-164.
- BOUVY, M.; MOLICA, R.; DE OLIVEIRA, S.; MARINHO, M. & BEKER, B. 1999. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. **Aquatic. Microbial. Ecol.** **20**: 285-297.

- BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M. & MOURA, A. 2000. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquat. Microb. Ecol.** **23**: 13-27.
- BOUVY, M.; PAGANO, M. & TROUSSELLIER, M. 2001. Effects of cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). **Aquat. Microb. Ecol.** **25**: 215-227.
- BRANCO, S. M. 1976. Análise de alguns aspectos e soluções prováveis para o Lago Paranoá. **Rev. D.A.E.** **39**: 38-45.
- BRANCO, C. W. C. 1991. **A comunidade planctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil.** Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 340p.
- BRANCO, C.W.C & SENNA, P.A.C. 1994. Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. **Algol. Stud.** **75**: 85-96.
- BRANCO, C. W. C. & SENNA, P. A. C. 1996. Plankton studies in Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. I. Relations among heterotrophic bacteria, chlorophyll-a, total zooplankton and physicochemical factors. **Hydrobiologia** **337**: 171-181.
- BRIAND, J.F., ROBILLOT, C., QUIBLER-LLOBÉRAS, C., HUMBERT, J.F., COUNTÉ, A. & BERNARD, C. 2002. Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. **Water Research** **36**: 3183-3192.
- BRIAND, J.F.; LÉBOULANGER, C.; HUMBERT, J-F.; BERNARD, C.; DUFOUR, P. 2004. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming? **Journal of Phycology** **40**: 231-238.
- BURFORD, M. A., MCNEALE, K. L., MCKENZIE-SMITH, F. J. 2006. The role of nitrogen in promoting the toxic cyanophyte *Cylindrospermopsis raciborskii* in a subtropical water reservoir. **Freshwater Biology** **51**: 2143-2153.

- CALIJURI, M. C., DOS SANTOS, A. C. A. & JATI, S. 2002. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, S.P.- Brazil). **Journal of Plankton Research** **24** (7): 617-634.
- CANFIELD, D.E.Jr.; PHILIPS, E. & DUARTE, C.M. 1989. Factors influencing the abundance of blue-green algae in Florida lakes. **Can. J. Fish. aquat. Sci.** **46**: 1232-1237.
- CARPENTER, S.R.; BOLGRIEN, D.; LATHROP, R.C.; STOW, C.A.; REED, T.; WILSON, M.A. 1998. Ecological and economic analysis of lake eutrophication by nonpoint pollution. **Australian J. Ecol.** **23**: 68-79.
- CAVALCANTE, C. G. B., COSTA, E. B. & ALVES, V. R. E. 1990. Impacto das fontes poluidoras pontuais no braço do Riacho Fundo, Lago Paranoá, Brasília-DF, **Anais do IV Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Belo Horizonte. Vol. 1, P60.
- CHAPIN, F.S., WALKER, B.H., HOBBS, R.J., HOOPER, D.U., LAWTON, J.H., SALA, O.E. & TILMAN, D. 1997. Biotic control over the functioning of ecosystems. **Science** **277**: 500-504.
- COLE, G. A. 1994. **Textbook of Limnology**. Waveland Press Inc. Illinois-USA. 491p.
- CORDEIRO-NETTO, O. M. & DUTRA-FILHO, D. 1981. O aporte de fósforo ao Lago Paranoá/Brasília. **Anais do XI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Fortaleza. P21.
- COUTÉ, A., LEITÃO, M. & MARTIN, C. 1997. Première observation du genre *Cylindrospermopsis* (Cyanophyceae, Nostocales) en France. **Cryptg. Algol.** **18**: 57-70.
- COVENEY, M. F., LOWE, E. F, BATTOE, L. E., MARZOLF, E. R. & CONROW, R. 2005. Response of a eutrophic, shallow subtropical lake to reduced nutrient loading. **Freshwater Biology** **50**: 1718-1730.
- CRONBERG, G. 1976. **The Lago Paranoá Restoration Project: Phytoplankton ecology and taxonomy**. A preliminary report. Brasília. Project FAHO/WHO/76/PW/BRA/2000. 24p.

- CRONBERG, G. 1977. **The Lago Paranoá Restoration Project: Phytoplankton ecology and taxonomy.** Final report to CAESB. Brasília. Project FAHO/WHO/76/PW/BRA/2000. 76p.
- CROSSETTI, L.O. & BICUDO, C.E.M. 2005. Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia** **541**: 71–85.
- DE BERNARDI, R. 1984. Methods for estimation of zooplankton abundance. *In*: Downing & Rigler. 1984. **A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Freshwaters.** 2.ed. Oxford, Blackwell Sci. Publ. P59-63.
- DE FILIPPO, R. 1987. **Ciclo sazonal do Fitoplâncton, Fatores climáticos e Hidrológicos na Represa de Barra Bonita, São Paulo.** Dissertação de mestrado. UFSCar. São Paulo-SP. 90p.
- DE SOUZA, R.C.R., CARVALHO, M.C. & TRUZZI, A.C. 1998. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.) Seenaya and Subba Raju (Cyanophyceae) dominance and a contribution to the knowledge of Rio Pequeno Arm, Billings Reservoir, Brazil. **Environ. Toxicol. Water Qual.** **13**: 73-81.
- DI CASTRI, F. & YOUNES, T. 1990. Fonction de la biodiversité biologique au sein de l'écosystème. **Acta Oecologica** **11**: 429-444.
- DOKULIL, M.T. & MAYER, J. 1996. Population dynamics and photosynthetic rates of a *Cylindrospermopsis-Limnothrix* association in a highly eutrophic urban lake, Alte Donau, Vienna. **Algol. Stud.** **83**: 179-195.
- DOKULIL, M.T. & TEUBNER, K. 2005. Do phytoplankton communities correctly track trophic changes? An assessment using directly measured and palaeolimnological data. **Freshwater Biology** **50**:1594-1604.
- EILER, A., OLSSON, J.A., BERTILSSON, S. 2006. Diurnal variations in the auto- and heterotrophic activity of cyanobacterial phycospheres (*Gloeotrichia echinulata*) and the identity of attached bacteria. **Freshwater Biology** **51**: 298-311.

- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. 1984. **Aspectos ecomorfológicos em Bosmina (Crustacea, Cladocera) no Lago Paranoá, Brasília – DF.** Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília. 105p.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A., MENDONÇA-GALVÃO, L., PADOVESI-FONSECA, C. 2004. New cladoceran records from lake Paranoá, Central Brazil. **Braz. J. Biol.** **64 (3A):** 415- 422.
- ENELL, M. 1977. The Lago Paranoá restoration project: **water chemistry and sediment stratigraphy. Final report.** Project PAHO-World Health Organization 77/WT/BRA/2341/04. 75p.
- ESTEVES, F.A. 1998. **Fundamentos de Limnologia.** Editora Interciência. 602p.
- FASTNER , J., HEINZE, R., HUMPAGE, A.R., MISCHKE, U., EAGLESHAM, G.K. & CHORUS, I. 2003. *Cylindrospermopsis* occurrence in two German lakes and preliminary assessment of toxicity and toxin production of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) isolates. **Toxicon** **42:** 313-321.
- FÉLIX, C. R.; DUTRA-FILHO, D. & FERNANDES, C. S. 1979. **Determinação das velocidades de reaeração e de dispersão de água-sedimento e fixação de CO₂ no lago Paranoá.** X Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Manaus. 19p.
- FELIZATTO, M. R.; ITONAGA, L. C. H.; PINTO, M. A. T.; CAVALCANTE, C. G. B. 2000. Statistical tendency analysis of Lake Paranoá limnological data (1992-1999) and its trophic state classification based on CEPIS methodology. **SIDISA, Book 2:** 33-40.
- FERBER, L. R., LEVINE, S. N., LINI, A., LIVINGSTON, G. P. 2004. Do cyanobacteria dominate in eutrophic lakes because they fix atmospheric nitrogen? **Freshwater Biology** **49:** 690-708.
- FERNANDES, C. A. & CRISMAN, T. L. 1994. Lake Paranoá, management approaches for a tropical urban reservoir. **Verh. Int. Ver. Limnol.** **25:** 1301-1305.
- FERREIRA, F. S. B., OVÍDIO, M. F. 1975. **A base de pesquisa na programação para a recuperação e manutenção do lago Paranoá, em Brasília.** VIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. Rio de Janeiro. 12p.

- FIETZ, S. & NICKLISCH, A. 2004. An HPLC analysis of the summer phytoplankton assemblage in Lake Baikal. **Freshwater Biology** **49**: 332-345.
- FONSECA, B.M. 2005. **Diversidade fitoplanctônica como discriminador ambiental em dois reservatórios rasos com diferentes estados tróficos no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo-USP. São Paulo-SP. 208p.
- FONSECA, F. O. (organizador) 2001 **Olhares sobre o Lago Paranoá**. 1ª edição. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos-SEMARH/DF. 425p.
- FORSBERG, C.; RYDING, S.; CLAEISSON, A. & FORSBERG, A. 1978. Water chemical analyses and/or algal assay?. **Mitt. Internat. Verein. Limnol.** **21**: 352-363.
- FOY, R.H., GIBSON, C.E. & SMITH, R.V. 1976. The influence of day length, light intensity and temperature on the growth rates of planktonic blue-green algae. **Br. Phycol. J.** **11**: 151-163.
- FREITAS, J. S. 1983. **Variação sazonal e distribuição vertical de microcrustáceos planctônicos no lago Paranoá, DF**. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília. 110p.
- FRENETTE, J.-J., DEMERS, S., LEGENDRE, L. & BOULÉ, M. 1996. Size-related photosynthetic characteristics of phytoplankton during periods of seasonal mixing and stratification in an oligotrophic multibasin lake system. **Journal of Plankton Research** **18**: 45-61.
- GAEDKE, U. & SCHWEIZER, A. 1993. The first decade of oligotrophication in Lake Constance. 1- The response of phytoplankton biomass and cell-size. **Oecologia** **93**: 268-275.
- GAEDKE, U. 1998. The response of the pelagic food web to re-oligotrophication of a large and deep lake (L. Constance): evidence for scale-dependent hierarchical patterns? **Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.** **53**: 317- 333.
- GANF, G.G. 1974. Diurnal mixing and the vertical distribution of phytoplankton in a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda). **Journal of Ecology** **62**:611-629.

- GARBEY, C., MURPHY, K.J., THIÉBAUT, G. & MULLER, S. 2004. Variation in P-content in aquatic plant tissues offers an efficient tool for determining plant growth strategies along a resource gradient. **Freshwater Biology** **49**: 346-356.
- GARNIER, J. 1992. Typical and atypical features of phytoplankton in changing environment – 8 years of oligotrophication in a recently created sand-pit lake (Creteil Lake, Paris suburb, France). **Archiv fur Hydrobiologie** **125(4)**: 463-478.
- GIANI, A. 1984. **Distribuição horizontal do fitoplâncton e zooplâncton no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 148p.
- GIANI, A. & PINTO-COELHO, R. M. 1986. Contribuição ao conhecimento das algas fitoplanctônicas do reservatório Paranoá, Brasília, Brasil: Chlorophyta, Euglenophyta, Pirrophyta e Schizophyta. **Revista Brasileira de Botânica** **9**: 45-62.
- GLOOSCHENKO, W.A. & BLATON, J.O. 1977. Short-term variability of chlorophyll-a concentrations in Lake Ontario. **Hydrobiologia** **53**: 203-212.
- GOLTERMAN, H. L., CLYMO, R. S., OHNSTAD, M. A. M. 1978. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters**. 2ed. IBP Handbook n8. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 213p.
- GOLTERMAN, H. L. 2001. Phosphate release from anoxic sediments or “What did Mortimer really write?” **Hydrobiologia** **450**: 99-106.
- GRAHAM, L.E. & WILCOX, L.W. 2000. **Algae**. Prentice-Hall, Inc. New Jersey. USA. 640p.
- GRANDO, J. V. 1990. **Considerações sobre o estágio atual da ictiofauna e aspectos alimentares de quatro espécies de peixes do Lago Paranoá, Brasília, DF**. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília. 115 p.
- GRIME, J.P. 1973. Competitive Exclusion in herbaceous vegetation. **Nature** **242**: 244-247.
- GRIME, J.P. 1977. Evidences for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **American Naturalist** **111**:1169-1194.
- In*: Weithoff, G. 2003. The concepts of ‘plant functional types’ and ‘functional diversity’

- in lake phytoplankton – a new understanding of phytoplankton ecology? **Freshwater Biology** **48**: 1669-1675.
- HABERYAN, K. A., G. UMAÑA V., C. COLLADO & S. P. HORN. 1995. Observations on the plankton of some Costa Rican lakes. **Hydrobiologia** **312**: 75-85.
- HARDIN, G. 1960. The competitive exclusion theory. **Science** **131**: 1292-1297.
- HÅKANSON, L., OSTAP-0,615 (F3)ENIA, A.P. & BOULION, V. 2003. A mass-balance model for phosphorus in lakes accounting for biouptake and retention in biota. **Freshwater Biology** **48**: 928-950.
- HAWKINS, P. R. & GRIFFITHS, D. J. 1993. Artificial destratification of a small tropical reservoir: effects upon the phytoplankton. **Hydrobiologia** **254(3)**: 169-181.
- HECKY, R.E. & KLING, H. 1987. Phytoplankton ecology of the great lakes in the rift valleys of Central Africa. **Arch. Hydrobiol., Beih Ergebn. Limnol.** **25**: 197-228.
- HEINO, J. & SOININEN, J. 2006. Regional occupancy in unicellular eukaryotes: a reflection of niche breadth, habitat availability or size-related dispersal capacity? **Freshwater Biology** **51**: 672-685.
- HENRY, R., NUNES, M.A., MITSUKA, P.M., LIMA, N. & CASANOVA, S.M.C. 1998. Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim (rio Paranapanema,SP). **Rev. Bras. Biol.** **58(4)**: 571-590.
- HENRY, R., CARMO, C.F. & BICUDO, D.C. 2004. Trophic status of a Brazilian urban reservoir and prognosis about the recovery of water quality. **Acta Limnol. Bras.** **16(3)**: 251-262.
- HOCHSTADTER, S. 2000. Seasonal changes of C:P ratios of seston, bacteria, phytoplankton and zooplankton in deep, mesotrophic lake. **Freshwater Biology** **44(3)**: 453-463.
- HOEHN, E. & SCHMIDTHALEWICZ, S. 1995. The impact of high flood-nutrient loading and Daphnia grazing on plankton development in the Kleine-Kinzig Reservoir. **Journal of Water Supply Research and Technology – Aqua** **44**: 102-107 Suppl 1.

- HOLM-HANSEN, O. & REIMANN, B. 1978. Chlorophyll-a determination: improvements in methodology. **Oikos** **30**:438-447.
- HORN, H. 2003. The relative importance of climate and nutrients in controlling phytoplankton growth in Saldenbach Reservoir. **Hydrobiologia** **504 (1-3)**: 159-166.
- HUSZAR, V.L.M. & CARACO, N. 1998. The relationship between phytoplankton composition and physical-chemical variables: a comparison of taxonomic and morfological-functional approaches in six temperate lakes. **Freshwater Biology** **40**: 1-18.
- HUSZAR, V.L.M., SILVA, L.H.S., MARINHO, M., DOMINGOS, P. & ANNA, C.L.S. 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. **Hydrobiologia** **424**: 67-77.
- HUTCHINSON, G.E. 1957. **A Treatise on Limnology. Volume I: Geography, Physics and Chemistry**. John Wiley & Sons. New York. 1015p.
- HUTCHINSON, G.E. 1961. The paradox of plankton. **The American Naturalist** **95**: 137-146.
- IBAÑEZ, M. S. R. 1989. Response to artificial enrichment with ammonia and phosphate of phytoplankton from lake Paranoá (Brasília, DF). **Rev. Bras. Biol.** **48 (3)**: 453- 457.
- ISTVÁNOVICS, V., SHAFIK, H.M., PRÉISING, M. & JUHOS, S. 2000. Growth and phosphate uptake kinetics of the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanophyceae) in throughflow cultures. **Freshwater Biology** **43**: 257-275.
- JANG, M.-H, HA, K., JOO, G.-J., TAKAMURA, N. 2003. Toxin production of cyanobacteria is increased by exposure to zooplankton. **Freshwater Biology** **48**: 1540-1550.
- JAWORSKI, G.H.M., TALLING, J.F. & HEANEY, S.I. 2003. Potassium dependence and phytoplankton ecology: an experimental study. **Freshwater Biology** **48**: 833-840.
- JEPPESEN, E., JENSEN, J.P., SONDERGAARD, M., LAURIDSEN, T.L. & LANDKILDEHUS, F. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. **Freshwater Biology** **45**: 201-218.

- JEPPESEN, E., SONDERGAARD, M., JENSEN, J.P., HAVENS, K.E., ANNEVILLE, O., CARVALHO, L., COVENEY, M.F., DENEKE, R., DOKULIL, M.T., FOY, B., GERDEAUX, D., HAMPTON, S.E., HILT, S., KANGUR, K., KÖHLER, J., LAMMENS, E.H.H.R., LAURIDSEN, T.L., MANCA, M, MIRACLE, M.R., MOSS, B., NÖGES, P., PERSSON, G., PHILLIPS, G., PORTIELJE, R., ROMO, S., SCHELSKE, C.L., STRAILE, D., TATRAI, I., WILLÉN, E. & WINDER, M. 2005a. Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. **Freshwater Biology** **50**: 1747-1771.
- JEPPESEN, E., SONDERGAARD, M., MAZZEO, N., MEERHOFF, M., BRANCO, C., HUSZAR, V. & SCASSO, F. 2005b. Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. *In*: (Ed. M. V. Reddy), **Restoration and Management of Tropical Eutrophic Lakes**. Pp. 331-349. Oxford & IBH Publishing Co. Pvt. Ltda, New Delhi. India.
- JEPPESEN, E., JENSEN, J.P., SONDERGAARD, M. & LAURIDSEN, T.L. 2005c. Response of fish and plankton to nutrient loading reduction in eight shallow Danish lakes with special emphasis on seasonal dynamics. **Freshwater Biology** **50**: 1616-1627.
- JONES, G.J. (Eds.) 1994. Cyanobacterial Research in Australia. **Aust. J. Mar. Freshwat. Res.** **45**: 731-915.
- JONES, I.D. & ELLIOTT, J.A. 2007. Modelling the effects of changing retention time on abundance and composition of phytoplankton species in a small lake. **Freshwater Biology** **52**: 988-997.
- KARLSSON-ELFGREN, I., RENGEFORS, K. & GUSTAFSSON, S. 2004. Factors regulating recruitment from the sediment to the water column in the bloom-forming cyanobacterium *Gloeotrichia echinulata*. **Freshwater Biology** **49**: 265-273.
- KILHAM, S.S & KILHAM, P. 1990. Tropical limnology: do African lakes violate the ‘first law’ of limnology? **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie** **24**:68-72.

- KÖHLER, J., BEHRENDT, H. & HOEG, S. 2000. Long-term response of phytoplankton to reduced nutrient load in the flushed Lake Müggelsee (Spree system, Germany). **Archiv für Hydrobiologie 148**: 209-229.
- KÖHLER, J., HILT, S., ADRIAN, R., NICKLISCH, A., KOZERSKI, H. P. & WALZ, N. 2005. Long-term response of a shallow, moderately flushed lake to reduced external phosphorus and nitrogen loading. **Freshwater Biology 50**: 1639-1650.
- KOZHOV, M. 1963. **Lake Baikal and its Life**. Dr W. Junk Publishers. The Hague. *In*: PADISÁK, J., SORÓCZKI-PINTÉR, E. & REZNER, Z. 2003. Sinking properties of some phytoplankton shapes and the relation of form resistance to morphological diversity of plankton – an experimental study. **Hydrobiologia 500**: 243–257.
- KRIENITZ, L. & HEGEWALD, E. 1996. Über das vorkommen von wärmeliebenden Blaualgenarten in einem norddeutschen gewässer. **Lauterbornia H. 26**: 55-63. *In*: BRIAND, J-F.; LÉBOULANGER, C.; HUMBERT, J-F.; BERNARD, C.; DUFOUR, P. 2004. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming? **Journal of Phycology 40**: 231-238.
- LAZZARO, X., BOUVY, M., RIBEIRO, R.A., OLIVEIRA, V.S., SALES, L.T., VASCONCELOS, A.R.M. & MATA, M.R. 2003. Do fish regulate phytoplankton in shallow eutrophic Northeast Brazilian reservoirs? **Freshwater Biology 48**: 649-668.
- LEE, G.F., JONES, R.A. & RAST, W. 1981. Recent advances in assessing impact of phosphorus load on eutrophication – related water quality. **Water Research 16**: 503-515.
- LEITÃO, M., MORATA, S., RODRIGUEZ, S. & VERGON, J. P. 2003. The Effect of perturbations on phytoplankton assemblages in a deep reservoir (Vouglans, France). **Hydrobiologia 502**: 73-83.
- LEWIS, W.M.Jr. 1990. Comparisons of phytoplankton biomass in temperate and tropical lakes. **Limnol. and Oceanogr. 35**: 1838-1845.

- LEWIS, W.M.Jr. 1996. Tropical lakes: how latitude makes a difference. *In Perspectives in Tropical Limnology*. (Eds F. Schiemer and K.T. Boland). pp. 43-64. SPB Academic Publishing bv. Amsterdam, Netherlands (Holanda).
- LIND, O.T. 1974. **Handbook of Common Methods in Limnology**. The C.V. Mosby Co.. Saint Louis. 154p.
- LINDENSCHMIDT, K.-E. & CHORUS, I. 1998. The effect of water column mixing on phytoplankton succession, diversity and similarity. **Journal of Plankton Research** **20**: 1927-1951.
- LITCHMAN, E., STERNER, D & BOSSARD, P. 2003. Photosynthetic and growth responses of three freshwater algae to phosphorus limitation and daylength. **Freshwater Biology** **48**: 2141-2148.
- LÔBO, E. & LEIGHTON, G. 1986. Estruturas comunitárias de las fitocenosis plantónicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Revista de Biologia Marinha** **22**: 1-29.
- MADGWICK, G., JONES, I. D., THACKERAY, S. J., ELLIOTT, J. A., MILLER, H. J. 2006. Phytoplankton communities and antecedent conditions: high resolution sampling in Esthwaite Water. **Freshwater Biology** **51**: 1798-1810.
- MARAIS, G. V. R. 1975. **Relatório sobre as estações de tratamento e esgotos por lodos ativados de Brasília**. Relatório de consultoria para a Companhia de Águas e Esgotos de Brasília. 26p.
- MARGALEF, R. 1983. **Limnología**. Ediciones Omega, S.A. Barcelona. 1010p.
- MARSDEN, S. 1989. Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. **Freshwater Biology** **21**: 139-162.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, J.G. 2005. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). **Hydrobiologia** **542**: 367-378.
- MATTOS, S. P., ALVES, V. R. E., CAVALCANTE, C. G. B., EVARISTO, S. M. S. & COLLARES, S. A. P. 1986. Contribuição ao estudo limnológico do Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil. **Acta Limnol. Bras.** **1**: 129-154.

- MEHNER, T. & BENNDORF, J. 1995. Eutrophication – a summary of observed effects and possible solutions. **Journal of Water Supply Research and Technology – Aqua** **44** Supp 1: 35-44.
- MELAK, J.M. 1979. Temporal variability of phytoplankton in tropical lakes. **Oecologia** **44**: 1-7.
- MELO, S. & HUSZAR, V.L.M. 2000. Phytoplankton in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): diel variation and species strategies. **Journal of Plankton Research** **22**: 63-76.
- MENDONÇA-GALVÃO, L. 2001. **Comunidade Zooplancônica do Lago Paranoá-DF, nos Períodos de Seca e de Chuva**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília- UnB. Brasília-DF. 115p.
- MENDONÇA-GALVÃO, L. 2005. **Comunidade Planctônica e o Processo de Restauração do Lago Paranoá, DF**. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília- UnB. Brasília-DF. 251p.
- MOORE, D., O'DONOHUE, M., GARNETT, C., CRITCHLEY, C., SHAW, G. 2005. Factors affecting akinete differentiation in *Cylindrospermopsis raciborsii* (Nostocales, Cyanobacteria). **Freshwater Biology** **50**: 345-352.
- MOSS, B., BARKER, T., STEPHEN, D., WILLIAMS, A.E., BALAYLA, D.J., BEKLIOGLU, M. & CARVALHO, L. 2005. Consequences of reduced nutrient loading on a lake system in a lowland catchment: deviations from the norm? **Freshwater Biology** **50**: 1687-1705.
- NÜRNBERG, G.K. 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special considerations of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. **Lake and Reservoir Management** **12**: 432-447.
- NWANKWO, D.I. 1998. Seasonal changes in phytoplankton composition and diversity in the Epe Lagoon, Nigeria. **Acta Hydrobiol.** **40(2)**: 83-92.
- OLIVEIRA, L. P. H. & KRAU, L. 1970. Hidrobiologia geral aplicada particularmente à veiculadores de esquistossomos-hipereutrofia, mal moderno das águas. **Mem. Inst. Oswaldo Cruz** **68**: 89-118.

- OLIVER, R.L. & GANF, G.G. 2000. Freshwater blooms. *In: The Ecology of Cyanobacteria: their Diversity in Time and Space*. Whitton, B.A. & Potts, M. Ed. Kluwer. Dordrecht, The Netherlands. Pp 150-194.
- PADISÁK, J. 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. **Arch. Hydrobiol. Suppl.** **107(4)**: 563-593.
- PADISÁK, J., KÖHLER, J., HOEG, S. 1999. The Effect of Changing Flushing Rates on Development of Late Summer *Aphanizomenon* and *Microcystis* Population in a Shallow Lake, Müggelsee, Berlin, Germany. **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**, 411-423. Edited by J. G. Tundisi and M. Straškraba. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Science and Backhuys Publishers.
- PADISÁK, J., SORÓCZKI-PINTÉR, E. & REZNER, Z. 2003. Sinking properties of some phytoplankton shapes and the relation of form resistance to morphological diversity of plankton – an experimental study. **Hydrobiologia** **500**: 243–257.
- PADOVESI-FONSECA, C. 1996. **A dinâmica planctônica nas estações de chuva e de seca, Represa do Jacaré-Pepira, Brotas-SP**. Tese de doutorado. UFSCar. São Carlos-SP. 172p.
- PADOVESI-FONSECA, C., Mendonça-Galvão, L & Rocha, D.L.P. 2002. Temporal fluctuation and reproduction of *Thermocyclops decipiens* (Copepoda, Cyclopoida) in a eutrophic lake of Central Brazil. **Rev. Biol. Trop.** **50(1)**: 57-68.
- PADOVESI-FONSECA, C. & PHILOMENO, M. G. 2004. Effects of algicide application (copper sulfate) on short-term fluctuations of phytoplankton in Lake Paranoá, Central Brazil. **Brazilian Journal of Biology** **64 (4)**: 15-20.
- PAERL, H.W. 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine and inland water. **Limnology and Oceanography** **33(4)**: 823-847.
- PAERL, H.W. & PINCKNEY, J.L. 1996. Ice aggregates as a microbial habitat in Lake Bonney, Dry Valley Lakes, Antarctica: nutrient-rich microzones in an oligotrophic ecosystem. **Antarctic J. United States** **31 (Review)**: 220-222.

- PALMER, C. M. 1969. **Report on the algae in relation to water quality of Paranoá Lake, Brasilia**: Relatório de consultoria. PAHO/WHO. 14 p.
- PEREIRA, D. F. 2001. **Comunidade zooplanctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá (Brasília-DF) durante o processo de oligotrofização**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília-UnB. Brasília-DF. 66p.
- PHILLIPS, G., KELLY, A., PITT, J.-A., SANDERSON, R. & TAYLOR, E. 2005. The recovery of a very shallow eutrophic lake, 20 years after the control of effluent derived phosphorus. **Freshwater Biology** **50**: 1628-1638.
- PHILOMENO, M. G. 2003. **A Estrutura da Comunidade Fitoplanctônica em Dois Períodos Sazonais no Lago Paranoá, Brasília-DF**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília-UnB. Brasília-DF. 102 p.
- PHILOMENO, M. G. & PADOVESI-FONSECA, C. 1998. Estudo do fitoplâncton no braço do Riacho Fundo do Lago Paranoá-DF, no período de seca. **Anais do IV Congresso Brasileiro de Ecologia**. Belém. P603.
- PHILOMENO, M. G. & PADOVESI-FONSECA, C. 1999. Análise do fitoplâncton no braço do Riacho Fundo do Lago Paranoá-DF, nos períodos de seca e de chuva. **Anais do VII Congresso Brasileiro de Limnologia**. Florianópolis. Vol. 1. P322.
- PICK, F.R. & LEAN, D.R.S. 1987. The role of macronutrientes (C, N, P) in controlling cyanobacterial dominance in eutrophic lakes. **New Zealand Journal of Freshwater and Marine Research** **21**: 425-434.
- PIELOU, E.C. 1975. Ecological diversity. John Wiley & Sons. New York. 165p.
- PINTO-COELHO, R.M. 1983. **Efeitos do zooplâncton na composição qualitativa e quantitativa do fitoplâncton no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 163p.
- PINTO-COELHO, R.M., GIANI, A., MORAIS-Jr, C.A., CARVALHO-Jr, E.R. & BEZERRA-NETO, J.F. 2005. The nutritional status of zooplankton in a tropical reservoir: effects of food quality and community structure. **Braz. J. Biol.** **65(2)**: 313-324.

- PIZZOLON, L.; TRACCANA, B.; PROSPERI, C. & GUERRERO, J.M. 1999. Cyanobacterial blooms in Argentinean inland waters. **Lakes Res. 4**: 101-105.
- POLLI, B. & SIMONA, M. 1992. Qualitative and quantitative aspects of the evolution of the planktonic populations in Lake Lugano. **Aquatic Science, 54**: 303-320.
- PORTER, K. G. 1977. The plant-animal interface in freshwater ecosystems. **Amer. Scient. 65**: 159- 170.
- PREISENDORFER, R.W. 1986. Secchi disk science: visual optics of natural waters. **Limnology and Oceanography 31**: 909-926.
- REYNOLDS, C.S. 1987. Cyanobacterial water blooms. *In: Advances in Botanical Research*. Callow, J.A. (Ed.). Academic Press. London. 68-143pp.
- REYNOLDS, C.S. 1988. Functional morphology and the adaptative strategies of freshwater phytoplankton. *In: Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton* (Ed. C.D. Sandgren). Pp. 388-433. Cambridge University Press. New York. USA.
- REYNOLDS, C.S. 1991. Toxic blue-green algae: The problem in perspective. **Freshwat. For. 1**: 29-38.
- REYNOLDS, C.S. 1993. Scales of disturbance and their role in plankton ecology. **Hydrobiologia 249**:157-171.
- REYNOLDS, C.S. 1998. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? **Hydrobiologia 369/370**: 11-26.
- REYNOLDS, C.S. 2000. Phytoplankton designer-or how to predict compositional responses to trophic-state change. **Hydrobiologia 424**:67-77.
- REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research 24**:417-428.
- RIBEIRO, L.H.L., BRANDIMARTE, A.L., KISHI, R.T. 2005. Formation of the Salto Caxias Reservoir (PR) – an approach on the eutrophication process. **Acta Limnol. Bras. 17(2)**: 155-165.

- ROBARTS, R.S. 1985. Hypertrophy, a consequence of development. **Int. J. envir. Stud.** **12**: 72-89.
- ROCHA, A. J. A. 1979. **Sucessão do perífiton em substrato artificial em dois lagos de Brasília (DF)**. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília. Brasília. 89p.
- RUGGIU, D.; MORABITO, G.; PANZANI, P.; PUGNETTI, A. 1998. Trends and relations among basic phytoplankton characteristics in the course of the long-term oligotrophication of Lake Maggiore (Italy). **Hydrobiologia** **370**: 243-257.
- RUTTNER, F. 1966. **Fundamentals of Limnology**. University of Toronto Press. Toronto. 295p.
- SAKAMOTO, M. 1966. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on the lake depth. **Archiv für Hydrobiologie** **62**: 1-28.
- SALAS, H.J. & MARTINO, P. 1990. **Metodologias simplificadas para la evaluación de eutroficación em lagos cálidos tropicales**. Programa Regional CEPIS/HEP/OPS 1981-1990. Lima-Peru. CEPIS.
- SALMASO, N. 2003. Life strategies, dominance patterns and mechanisms promoting species coexistence in phytoplankton communities along complex environmental gradients. **Hydrobiologia** **502**:13-36.
- SANTOS, A. C. A. & CALIJURI, M. C. 1997. Phytoplankton communities over a short period of time, in the Barra Bonita Reservoir (State of São Paulo, Brazil): microcosm experiments. **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie** **26**: 468-471.
- SAS, H. 1989. **Lake Restoration by Reduction of Nutrient Loading: Expectations, Experiences, Extrapolations**. Academia Verlag Richarz GmbH, St Augustin, Germany (Alemanha). *In*: ROMO, S., VILLENA, M. J., SAHUQUILLO, M., SORIA, J.M., GIMENEZ, M., ALFONSO, T., VICENTE, E., MIRACLE, M.R. 2005. Response of a shallow Mediterranean lake to nutrient diversion: does it follow similar patterns as in northern shallow lakes? **Freshwater Biology** **50**: 1706-1717.
- SAUNDERS, G.W. 1957. Interrelations of dissolved organic matter and phytoplankton. **Bot. Rev.** **23**: 389-409.

- SCHEFFER, M. RINALDI, S., HUISMAN, J. & WEISSING, F.J. 2003. Why plankton communities have no equilibrium: solutions to the paradox. **Hydrobiologia** **491**: 9-18.
- SCHINDLER, D.W. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. **Science** **46**: 260-262.
- SHANNON, C.E. & WEAVER, W. 1949. **The Mathematical Theory of Communication**. Urbana (IL). The University of Illinois Press.
- SHAPIRO, J. 1990. Current beliefs regarding dominance of blue-greens: The case for the importance of CO₂ and pH. **Verh. int. Ver. Limnol.** **24**: 38-54.
- SILVA, L.H.S. 2004. **Fitoplâncton de um pequeno reservatório eutrófico (Lago Monte Alegre, Riberão Preto, SP): Dinâmica temporal e respostas à ação do zooplâncton e peixes**. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 219p.
- SMITH, V.H. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. **Science** **221**: 669-671.
- SMITH, V.H. 2003. Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems-A Global Problem. **ESPR-Environ Sci & Pollut Res** **10(2)**: 126-139.
- SOMMER, U. 1986. The periodicity of phytoplankton in Lake Constance (Bodensee) in comparison to the other deep lakes of central Europe. **Hydrobiologia** **138**: 1-7.
- SOMMER, U.; GAEDKE, U. & SCHWEIZER, A. 1993. The first decade of oligotrophication in Lake Constance. 2- The response of phytoplankton taxonomic composition. **Oecologia** **93**: 276-284.
- SONDERGAARD, M., JENSEN, J. P. & JEPPESEN, E. 2005. Seasonal response of nutrients to reduced phosphorus loading in 12 Danish lakes. **Freshwater Biology** **50**: 1605-1615.
- STAEHR, P.A. & SAND-JENSEN, K. 2006. Seasonal changes in temperature and nutrient control of photosynthesis, respiration and growth of natural phytoplankton communities. **Freshwater Biology** **51**: 249-262.
- STARLING, F. L. R. M. 1989. **Estudo Experimental dos Impactos de Peixes Planctófagos sobre a Comunidade Planctônica e a Qualidade da Água do Lago**

- Paranoá, Brasília, DF.** Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 238p.
- STARLING, F. L. R. M. & ROCHA, A. J. A. 1990. Experimental study of the impacts of planktivorous fishes on plankton community and eutrophication of a tropical Brazilian reservoir. **Hydrobiologia** **200/201**: 581-591.
- STRASKRABA, M. 1999. Limnological differences between deep valley reservoirs and deep lakes. **Int. Rev. Hydrobiol.** **83**, Special Issue: 1-12.
- TALLING, J.F. 1969. The incidence of vertical mixing, and some biological and chemical consequences, in tropical African lakes. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie** **17**:998-1012.
- TALLING, J.F. 2001. Environmental controls on the functioning of shallow tropical lakes. **Hydrobiologia** **458**: 1-8.
- TANG, E.P.Y. TREMBLAY, R. & VINCENT, W.F. 1997. Cyanobacterial dominance of polar freshwater ecosystems: are high-latitude mat-formers adapted to low-temperature? **J. Phycol.** **33**: 171-81.
- TOLEDO, L. G. 1986. **Estudo anual da produção primária do fitoplâncton e dos fatores limnológicos no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil.** Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 96p.
- TÓTH, L.G. & PÁDISAK, J. 1986. Meteorological factors affecting the bloom of *Anabaenopsis raciborskii* Wolosz. (Cyanophyta: Hormogonales) in the shallow Lake Balaton, Hungary. **J. Plankton Res.** **8**: 353-363.
- TOWNSEND, S.A. 2000. Seasonal pattern and inferred phosphorus limitation of phytoplankton biomass in two tropical reservoirs in northern Australia. **Mar. Freshwater Res.** **51**: 91-6.
- TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T., HENRY, R.; ROCHA, O. & HINO, K. 1988. Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: eutrofização e manejo. *In*: Tundisi, J. G. (ed). **Limnologia e manejo de represas. Série: Monografias em Limnologia. Vol. 1**, T. 1. P165-204.

- TUNDISI, J. G. 1999. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. *In*: Henry, R. (ed). **Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. P21-38.
- TSUJIMURA, S. 2003. Application of the frequency of dividing cells technique to estimate the *in situ* growth rate of *Microcystis* (Cyanobacteria). **Freshwater Biology** **48**: 2009-2024.
- UHLMAN, D. 1982. **Hydrobiologie**. G. Fisher. Jena. 301p.
- VAN DE BUND, W.J., ROMO, S., VILLENA, M.J., VALENTÍN, M., VAN DONK, E., VICENTE, E., VAKKILAINEN, K., SVENSSON, M., STEPHEN, D., STÅHL-DELBANCO, A., RUEDA, J., MOSS, B., MIRACLE, M.R., KAIRESALO, T., HANSSON, L.-A., HIETALA, J., GYLLSTRÖM, M., GOMA, J., GARCÍA, P., FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M., FERNÁNDEZ-ALÁEZ, C., FERRIOL, C., COLLINGS, S.E., BÉCARES, E., BALAYLA, D.M. & ALFONSO, T. 2004. Responses of phytoplankton to fish predation and nutrient loading in shallow lakes: a pan-European mesocosm experiment. **Freshwater Biology** **49**: 1608-1618.
- VOLLENWEIDER, R.A. 1968. **Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication**. Technical Report No. DA5/SCI/68.27. OECD. Paris. França.
- VOLLENWEIDER, R.A. & KEREKES, J.J. 1982. The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of OECD program on eutrophication. **Progress Water Technology** **12**: 5-38
- VON SPERLING, M. 1996. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG. Belo Horizonte. 242p.
- VYVERMAN, W. 1996. The Indo-Malaysian North-Australian phycogeographical region revised. **Hydrobiologia** **336(1-3)**: 107-120.

- WEITHOFF, G. 2003. The concepts of 'plant functional types' and 'function diversity' in lake phytoplankton – a new understanding of phytoplankton ecology? **Freshwater Biology** **48**: 1669-1675.
- WETZEL, R.G. 1990. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie** **24**: 6-24..
- WETZEL, R.G. 2001. **Limnology - Lake and River Ecosystems**. 3ed. Academic. Press. USA. 1006p.
- WETZEL, R. G. & LIKENS, G. E. 1991. **Limnological Analyses**. 2nd Ed. Springer-Verlag. New York. 391p.
- WIENER, N. 1948. **Cybernetics**. Cambridge. Mass. MIT Press.
- YOSHIYAMA, K. & SHARP, J.H. 2006. Phytoplankton response to nutrient enrichment in an urbanized estuary: Apparent inhibition of primary production by overeutrophication. **Limnology and Oceanography** **51(1)**:424-434
- ZAR, J.H. 1999. **Biostatistical analysis**. 4th Ed. Prentice-Hall. New Jersey. 663p.

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Ecologia
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**A COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA
E A RESTAURAÇÃO
DO LAGO PARANOÁ, BRASÍLIA-DF**

MARIANA GOMES PHILOMENO

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia, da Universidade de Brasília como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Orientadora: Dra. Claudia Padovesi Fonseca

Brasília-DF, novembro de 2007

SUMÁRIO

<i>ABSTRACT</i>	3
<i>RESUMO</i>	4
<i>DEDICATÓRIA</i>	5
<i>AGRADECIMENTOS</i>	7
<i>INTRODUÇÃO GERAL</i>	8
<i>HIPÓTESES E OBJETIVOS</i>	17
<i>ÁREA DE ESTUDO E MATERIAL E MÉTODOS</i>	19
Histórico de Trabalhos no Lago Paranoá	19
Área de Estudo	26
Material e Métodos	27
<i>Capítulo 1. VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA E A OLIGOTROFIZAÇÃO DO LAGO PARANOÁ-DF</i>	35
1.1. Dados Mensais – 2005	35
1.1.1. RESULTADOS	36
1.1.2. DISCUSSÃO	44
1.2. Dados da Série Temporal – Anos: 1997, 1998, 1999, 2000 e 2005	52
1.2.1. RESULTADOS	53
1.2.2. DISCUSSÃO	94
<i>Capítulo 2. A COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E A OLIGOTROFIZAÇÃO DO LAGO PARANOÁ-DF</i>	110
2.1. RESULTADOS	110
2.2. DISCUSSÃO	164
<i>Capítulo 3. CYLINDROSPERMOPSIS RACIBORSKII (CYANOBACTERIA) E O LAGO PARANOÁ-DF</i>	186
3.1. RESULTADOS	186
3.2. DISCUSSÃO	190
<i>CONCLUSÕES GERAIS</i>	201
<i>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</i>	202

ABSTRACT

Located at the urban area of Brasília-DF, the Paranoá lake is undertaking a restoration process. The nutrient reduction process started with a ternary sewage treatment (1993). Although it is a very efficient process, only after the flushing (late 1998), the lake presented some indications of oligotrophication with some noticeable modifications to the physical, chemical and biological water variables (such as a water transparency increase and chlorophyll-a decrease). Weekly gatherings were made on the Riacho Fundo's branch on the three restoration phases, at the climatic periods of drought and rain: Phase 1 – Before the flushing (1997/1998), Phase 2 – right after the flushing (1999/2000) and Phase 3 (2005) – six years after the procedure. To subsidize the weekly interval selection, in the year of 2005, the environmental variable samples were gathered monthly. Physical and chemical parameters were analyzed: water transparency, pH, electrical conductivity, water temperature, dissolved oxygen, total phosphorus and three forms of nitrogen, and biological parameters – related to the phytoplanktonic community: chlorophyll-a, composition, richness, density of organisms, occurrence frequency, relative abundance, similarity and individual grouping. Statistic tests showed the correlations between the periods and the variables. With the exception of the nutrients, the Phases 1 and 2 differ from among the majority of the abiotic and biotic factors. Only a few phytoplanktonic taxons presented high densities on the phase 1. On the phase 2, the substitution of Cyanobacteria by some alga was noticeable with a relatively homogeneous distribution (some more descriptor taxons and functional groups coexisting) and a smaller total density. Between phases 2 and 3, there is resemblance in the water transparency, electrical conductivity, and the chlorophyll-a but the phytoplanktonic community of the phase 3 shows a lesser homogeneous distribution, a greater proportion of Cyanobacteria and an elevation of the total organism density. The phases 1 and 3 are analogous towards the pH and dissolved oxygen, besides the reappear of the Cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* (absent on the phase 2) and, as on the beginning of the phase 1, a greater contribution by the *Synechocystis aquatilis* to the total phytoplankton. On the phase 1, the total phytoplankton correlates to dissolved oxygen, temperature, total nitrogen, and nitrate and, on the phase 3 with the electric conductivity and chlorophyll-a. The analysis suggests the ambient is on a transitional phase, some factors denote a water condition improvement although others might suggest a system's vocation to a return to the conditions prior to the flushing (eutrophication).

RESUMO

O lago Paranoá situa-se na área urbana de Brasília-DF, e está em processo de restauração. A redução de nutrientes (em 1993) iniciou-se com o tratamento terciário de efluentes e, apesar da eficiência do processo, somente após o *flushing* (final de 1998) o lago apresentou indicação de oligotrofização, com modificações marcantes nas variáveis físicas, químicas e biológicas da água (como aumento da transparência da água e queda da clorofila-a). Foram realizadas coletas semanais no braço do Riacho Fundo em três fases da restauração, nos períodos climáticos de seca e de chuva: FASE 1 – antes do *flushing* (1997/1998), FASE 2 – logo após o *flushing* (1999/2000), e FASE 3 (2005) – seis anos após o procedimento. Para subsidiar a escolha do intervalo semanal, coletaram-se amostras de variáveis ambientais mensalmente em 2005. Foram analisados parâmetros físicos e químicos: transparência da água, pH, condutividade elétrica, temperatura da água, oxigênio dissolvido, fósforo total e três formas de nitrogênio; e parâmetros biológicos – relacionados à comunidade fitoplanctônica: clorofila-a, composição, riqueza, densidade de organismos, frequência de ocorrência, abundância relativa, similaridade e agrupamento de indivíduos. Testes estatísticos mostraram correlações entre os períodos e entre as variáveis. As fases 1 e 2 diferem na maioria dos fatores abióticos e bióticos, exceto nutrientes. Poucos táxons fitoplanctônicos apresentavam elevadas densidades na fase 1 e, na fase 2, foi notória a substituição de Cyanobacteria por diversas algas, com distribuição relativamente homogênea (mais táxons descritores e grupos funcionais coexistindo) e menor densidade total. Entre as fases 2 e 3 há semelhança entre transparência da água, condutividade elétrica e clorofila-a, porém a comunidade fitoplanctônica apresenta distribuição menos homogênea na fase 3, Cyanobacteria em maior proporção e elevação da densidade total de organismos. As fases 1 e 3 são análogas com relação a pH e oxigênio dissolvido, além do reaparecimento da Cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* (ausente na fase 2) e maior contribuição por *Synechocystis aquatilis* para o fitoplâncton total, como no início da fase 1. Na fase 1 o fitoplâncton total se correlaciona com oxigênio dissolvido, temperatura, nitrogênio total e nitrato, e na fase 3 com condutividade elétrica e clorofila-a. As análises sugerem que o ambiente está em fase de transição, alguns fatores indicam melhoria na qualidade da água, porém outros podem sugerir vocação do sistema ao retorno às condições anteriores ao *flushing* (eutrofização).

DEDICATÓRIA

*À minha família,
amores e amigos,
essenciais
para esta realização*

**“Life is what happens to you
while you’re busy making other plans”**

John Lennon

“As pausas sempre dependem do tempo,
E nos instantes mudos se escondem as maiores variações,
Surge algo sublime, com o fim do silêncio:
É a melodia incompreendida na outra fase do movimento.”

Mariana Gomes Philomeno

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UnB pela oportunidade, especialmente ao Professor Dr John Hay pela postura a frente do PPG/ECL e tratamento pessoal, e aos funcionários atenciosos; à CAPES pela bolsa concedida no início do curso;

À Orientadora Professora Dra Claudia Padovesi Fonseca pela oportunidade de crescimento, orientação, carinho e amizade durante os 10 anos de trabalho em conjunto;

Aos membros da banca pelas sugestões, contribuições e críticas ao trabalho;

À Professora Dra Bárbara Fonseca pelo auxílio na identificação e contagem dos organismos fitoplanctônicos, tratamento dos dados (ao Clayton também!), sugestões de planejamento e crítica do trabalho (obrigada pela atenção nas etapas mais importantes!);

Aos Professores pela instrução (Professoras Dras Claudia Padovesi Fonseca-UnB, Bárbara Fonseca-UCB, Vera Huszar-UFRJ e June Springer de Freitas-UnB), auxílios diversos durante o trabalho (Professores Drs Ina Nogueira-UFG, Luciana de Mendonça Galvão-UCB, Maria Júlia Martins-UnB, M. das Graças Machado de Souza-UnB, M. do Socorro Rodrigues-UnB e L. Maurício Bini-UFG) e disponibilização de equipamentos (Professora Dra Mercedes Bustamante-UnB e Professor Dr Geraldo Boaventura-UnB) e de bibliografia (Professoras Dras Bárbara Fonseca-UCB, Vera Huszar-UFRJ e June S. de Freitas-UnB). Agradeço especialmente aos professores do Departamento de Ecologia-UnB;

A todos os colegas do Laboratório de Limnologia, pelo auxílio, amizade verdadeira e companhia: Luciana, Clayton e Bárbara (essenciais nas diferentes fases do trabalho), Bruno, Cristina, Adriana, Thiago, Dayani, Diogo, Braz, Eliza, Ciro, Gustavo, e aos demais.

À Agência Nacional de Águas e aos “colegas-amigos” da instituição que sempre me apoiaram e me incentivaram num ambiente que propiciou valiosas contribuições ao estudo;

À CAESB, à CETESB e à ANA pela disponibilização de dados diversos;

Aos 1^o BBS e 2^o SAER – Batalhões de Busca e Salvamento. Ao Pelotão Lacustre;

Às pessoas mais importantes da minha vida, familiares e grandes amigos, pelo apoio, incentivo, compreensão, paciência (me agüentaram!), e pelo amor e carinho durante toda a caminhada: Therezinha e José Antonio Philomeno (os culpados!), Felipe, Eliana, Fernanda; Daniel, Clayton, Barbarela, Guto, Carol, Chel, Flay, Indi, Rê, Vê, Lelê, Nik, Cris, Lú; Nati, Márcia e Mil (e familiares); Cristina e Milton Barbosa; entre tantos...

INTRODUÇÃO GERAL

As algas constituem um grupo polifilético onde os tipos e as combinações dos pigmentos, a natureza química dos produtos armazenados e as paredes das células são considerados essenciais para sua classificação. Algas livre-flutuantes compõem a comunidade fitoplanctônica dos ecossistemas aquáticos, base da cadeia trófica desses ambientes. A composição da comunidade fitoplanctônica pode apresentar efeitos marcantes sobre as reservas energéticas do zooplâncton (Pinto-Coelho *et al.*, 2005).

As condições ambientais controlam a produção primária em ecossistemas aquáticos continentais. Entre elas, destacam-se, a luz – relacionada diretamente à temperatura –, a disponibilidade de fósforo e de sílica (esse último para as diatomáceas) e, ocasionalmente, nitrogênio e ferro.

Reservatórios diferem de lagos (naturais) em sua origem, idade, propriedades morfométricas e tempo de residência. Além das variações climáticas, os reservatórios estão sujeitos também à manipulação de vazão da barragem, que, em conjunto, resultam em grandes variações nas condições hidrológicas. Conseqüentemente, o tempo de residência da água tende a ser mais curto do que o dos lagos, com a produção de pulsos rápidos decorrentes da manipulação de vazão do reservatório (Straskraba, 1999). O desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica sofre interrupções, que resultam em uma série de conseqüências nos reservatórios com níveis muito elevados de trofia e com diferentes tipos de uso da água (Padisák *et al.*, 1999).

Apesar de sua relevância, o conhecimento sobre a ecologia e distribuição espaço-temporal de organismos planctônicos na região tropical é limitado (Haberyan *et al.*, 1995).

A baixa previsibilidade dos eventos sazonais nestas regiões é decorrente das condições climáticas, incluindo a intensidade da radiação solar, que tende a apresentar uma menor amplitude de variação ao longo do ano. Em consequência, as estações climáticas (também nas regiões tropicais e subtropicais) são demarcadas pelo regime de chuvas e temperatura ambiental, o que leva muitos autores a desconsiderarem a sazonalidade nos trópicos.

Entretanto, grande parte da região tropical tem ao menos uma estação chuvosa, podendo em muitas regiões considerar períodos de estiagem e de chuva. Vários estudos consideram essas estações climáticas, como Calijuri *et al.* (2002), onde são evidenciadas mudanças temporais na estrutura das comunidades fitoplanctônicas nesses períodos, em reservatório eutrofizado no sudeste brasileiro, encontrando a maior riqueza de organismos em julho e a menor em abril.

Diversos autores têm procurado ligar as associações das comunidades fitoplanctônicas com diferentes condições ambientais. Reynolds *et al.* (2002) sugere que haja relação entre as associações desses organismos e o tamanho/profundidade do lago, regime de mistura, turbidez, disponibilidade de nutrientes, disponibilidade de luz e de carbono, entre outros fatores. Foram sugeridas, até o momento do estudo supracitado, 31 associações (representadas por um ou dois caracteres alfanuméricos), que consistem em grupos polifiléticos de espécies que respondem similarmente a um determinado conjunto de condições ambientais. A um mesmo grupo funcional podem estar relacionados vários táxons. Sommer (1986) elaborou resumo de dominância sazonal de algas na Europa Central, utilizando a proposição dos grupos funcionais, tornando mais comparativos os dados desses ambientes. O trabalho com os grupos funcionais pode auxiliar na previsão das distribuições e dinâmicas de populações naturais, sendo, assim, ferramenta preditiva mais

eficiente do que a específica, especialmente para os tomadores de decisão (Reynolds, 2000).

Nos ambientes aquáticos continentais, alterações de ordem quantitativa e qualitativa na estrutura da comunidade fitoplanctônica têm importante significado para os diversos componentes do ecossistema. A comunidade como um todo pode ser influenciada por mudanças com escalas temporais diferentes e de ocorrência simultânea, em certas ocasiões. A periodicidade de alterações não é necessariamente gerada por ciclos sazonais ou anuais, mas também por mudanças de períodos mais curtos, como semanal ou diário, podendo muitas vezes, serem mais importantes na dinâmica do ambiente. A estrutura da comunidade fitoplanctônica resulta de crescimento, reprodução, competição, pressão de predação, condições físico-químicas do ambiente e disponibilidade de nutrientes para o exercício e manutenção de suas atividades. Assim, as populações podem indicar possíveis mudanças tanto das condições ambientais, quanto das condições trófico-dinâmicas do ecossistema aquático (Blancher, 1984; De Bernardi, 1984; Santos & Calijuri, 1997).

A eutrofização pode ser considerada como o aumento progressivo na concentração de nutrientes, que leva a um enriquecimento de organismos vivos e matéria orgânica em corpos e cursos d'água (Smith, 2003). Em várias regiões do mundo foram realizados estudos relacionando a qualidade das águas de reservatórios e lagos com o enriquecimento por nutrientes. Estes nutrientes limitantes da produtividade dos ecossistemas aquáticos diferem daqueles associados ao ambiente terrestre (Jaworski *et al.*, 2003). São freqüentes as publicações evidenciando fatores além dos nutrientes (físicos, químicos e biológicos) que influenciam as respostas dos organismos fitoplanctônicos, muitas vezes com a associação de mais de uma variável (Litchman *et al.*, 2003).

Bartram *et al.* (1999) estimam que cerca de 41% dos lagos e represas localizados na América do Sul poderiam ser considerados eutrofizados, onde cepas de Cyanobacteria potencialmente tóxicas poderiam estar no ambiente, inviabilizando a utilização dessa água para diversos fins.

No Brasil o aumento dos impactos antrópicos em ambientes aquáticos e suas conseqüências têm mostrado a necessidade de estudos mais profundos, incluindo monitoramento desses ecossistemas. Nos últimos trinta anos, foram formados grandes reservatórios de água nos centros urbanos do país, ocasionando a satisfação de algumas necessidades inerentes de grandes concentrações populacionais, como infra-estrutura e locais para lazer, essenciais à elevação da qualidade de vida humana local.

Entretanto, com o aumento na ocupação urbana das bacias de drenagem, houve uma conseqüente degradação da qualidade da água. As atividades exercidas na área da bacia podem ter seus resultados detectados pela análise das propriedades físicas, químicas e biológicas nos ecossistemas aquáticos, particularmente nos reservatórios (Tundisi *et al.*, 1988; Tundisi, 1999). Wetzel (1990) aponta a eutrofização como um problema crescente nas áreas tropicais.

A eutrofização provoca aumento acentuado da biomassa de algas e de macrófitas aquáticas, impedindo a utilização múltipla do recurso hídrico. Segundo Mehner & Benndorf (1995), como resultados indiretos desse processo, pode haver alterações na estrutura de todas as comunidades aquáticas, decréscimo das concentrações de oxigênio dissolvido, formação de gás sulfídrico, mortandade massiva de peixes, entre outros eventos. As causas da eutrofização só foram reconhecidas na década de 60, quando surgiram os primeiros modelos quantitativos relacionando a eutrofização às concentrações e aportes de fósforo (Vollenweider, 1968). É relevante citar o padrão seguido pela maior parte dos

lagos, onde o aumento da densidade fitoplanctônica vem acompanhado a diminuição dos valores de transparência e dos níveis de oxigênio na região hipolimnética. Nesses casos, verifica-se a mudança das espécies dominantes para formas mais conservativas e persistentes, como espécies de Cyanophyta.

As Cyanophyta (ou Cyanobacteria) são encontradas sob as mais diversas condições e são sensíveis às alterações ambientais. As peculiaridades inerentes ao grupo são objeto de estudo freqüente, notadamente relacionadas às estratégias / produção de toxinas. É importante, quando da detecção dessas algas, o monitoramento criterioso do corpo d'água.

Principalmente as populações dos países do hemisfério norte e do Japão, com especialistas e autoridades competentes, buscam restaurar os corpos d'água, visto que a degradação de recursos hídricos pela eutrofização resulta em perda dos importantes serviços que esses possam fornecer (Carpenter *et al.*, 1998). Várias técnicas para controlar a eutrofização de reservatórios foram resumidas e sugeridas por Uhlman (1982).

A oligotrofização e a re-oligotrofização consistem em processo de diminuição de nutrientes em ecossistemas aquáticos. Como conseqüência, infere-se que haja redução líquida na produtividade biológica. Deste modo, seria como o inverso da eutrofização. Utiliza-se a expressão re-oligotrofização para corpos hídricos que estão retornando ao estado original de (menor) trofia, diferentemente da oligotrofização, que consiste no processo de diminuição de nutrientes em corpos hídricos que não apresentam indícios de já terem experimentado menor grau de trofia.

O estudo em questão desenvolve-se no lago Paranoá, Brasília-DF (figura 1), e é provável que as maiores mudanças das variáveis físicas e químicas da água, com indicações de melhoria de qualidade de água, no final do ano de 1998, tenham ocorrido ocasionalmente, por meio de uma manobra operacional da companhia de eletricidade local

(CEB), resultando na redução do tempo de residência do reservatório (*flushing*). Estas mudanças no ambiente, com as alterações na estrutura da comunidade aquática, como as mudanças na composição (e densidade) dos táxons e a ausência temporária da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* e seu posterior retorno, evidenciam processo de redução do nível trófico do sistema aquático (oligotrofização).

Desde a sua criação, vários atos e empreendimentos foram experimentados com intuito de melhorar as condições de qualidade das águas do lago Paranoá, culminando no programa de restauração, focado na redução de nutrientes por meio da ampliação e modernização das duas estações de tratamento de esgoto em 1993, proporcionando tratamento terciário à água. Verificou-se redução progressiva nos valores de nutrientes, redução da clorofila-a e elevação nos valores de transparência da água. O trabalho realizado por Felizatto *et al.* (2000) mostra estatisticamente mudanças nas condições de trofia no lago Paranoá, Brasília-DF, entre os anos 1992 e 1999, com base em dados físicos, químicos e biológicos, porém, as comunidades aquáticas não apresentaram resposta a esse importante fato até o final do ano de 1998 (Mendonça-Galvão, 2001; Philomeno, 2003; Padovesi-Fonseca & Philomeno, 2004).

A Companhia de Saneamento local (CAESB) cita o Projeto de manipulação do tempo de residência (iniciado em 1998) e o Programa de biomanipulação (a partir de 1999) como contribuintes favoráveis à melhoria da qualidade da água. Pode não ter havido intenção direta, por parte de órgãos responsáveis pela qualidade da água do ecossistema em provocar a oligotrofização por meio da ação que de fato deve ter desencadeado esse processo (a abertura de comportas é um processo rotineiro, realizado anualmente antes da época de chuvas, mas que perdurou por tempo mais longo no final do ano de 1998, porém não existem dados oficiais disponíveis), resultando em alterações marcantes na estrutura

das comunidades aquáticas, constatadas a partir do início de 1999 (Padovesi-Fonseca *et al.*, 2002; Fonseca, 2001; Pereira, 2001).

As respostas rápidas das comunidades aquáticas, por meio de modificações na estrutura e na dinâmica da comunidade – composição de espécies e flutuações nas densidades ao longo do tempo, entre outros fatores – produzem mudanças relevantes capazes de refletir as alterações nas condições físicas, químicas e biológicas, da dinâmica do ambiente. E como não existem estudos que assegurem a permanência do estado de oligotrofia em reservatórios que estão constantemente sujeitos à eutrofização por influência antrópica, o monitoramento das condições do ambiente, especialmente aporte de nutrientes e análises da comunidade fitoplanctônica, mostra-se, ainda a opção mais segura de previsão das alterações indesejadas no ambiente. A CAESB continua monitorando os efluentes das estações de tratamento de esgoto e a qualidade da água em vários pontos do lago.

Diante do contexto apresentado, o processo de oligotrofização a que o lago Paranoá foi (e está sendo) sujeito abrange aspectos inéditos de estudo, tanto para o país como também em termos mundiais, uma vez que o conhecimento atual das etapas e características do processo de restauração se aplica para reservatórios individualmente, mesmo onde as análises vêm sendo realizadas há mais de duas décadas na região temperada (Ruggiu *et al.*, 1998; Garnier, 1992; Gaedke & Schweizer, 1993; Sommer *et al.*, 1993, Hoehn & Schmidhalewicz, 1995; Horn, 2003; Anderson *et al.*, 2005; Jeppesen *et al.* 2005b; Köhler *et al.*, 2005; Sondergaard *et al.*, 2005), e na região subtropical (Coveney *et al.*, 2005). Em região tipicamente tropical não há conhecimento sobre relato de experiências ou inferências às possibilidades de sucesso na restauração de corpos lênticos, especialmente por não se conhecer estudo publicado com série longa de dados bióticos e

abióticos comparativos relacionados ao processo, o que evidencia a importância do desenvolvimento e divulgação de estudos sobre o assunto (Jeppesen *et al.*, 2005a).

O Brasil começa a experimentar a falta de água em quantidade e qualidade para ser empregada em usos mais nobres, como o consumo humano, devido principalmente ao uso inadequado dos recursos hídricos. Soluções relativas às alternativas de restauração de corpos hídricos que se apresentem economicamente viáveis e tecnicamente confiáveis estão sendo buscadas em todo o mundo, bem como as maneiras de propiciar a manutenção das boas condições de utilização dos mananciais. Tais aspectos afetam diretamente todos os segmentos sociais, uma vez que a água disponível pode ser taxada e há custos relevantes associados ao tratamento para a sua utilização e para o seu descarte, após os usos.

É relevante ressaltar os seguintes pontos relativos ao estudo:

- O presente trabalho é inédito em reservatório urbano tropical e consiste em contribuição indispensável ao conhecimento do acompanhamento das alterações nas comunidades aquáticas em resposta às mudanças nos parâmetros: tentativa de estabelecimento de relação de “causa e consequência” existente entre as condições ambientais (variáveis físicas e químicas) e a biota (algas fitoplanctônicas).
- O processo de oligotrofização a que o lago foi sujeito abrange novos aspectos de estudo e com o desenvolvimento do presente trabalho há possibilidades de fornecer resultados/subsídios essenciais para o gerenciamento adequado de bacias hidrográficas tropicais, especialmente aquelas localizadas em grandes centros urbanos.
- As mudanças das condições ambientais do lago Paranoá, somadas às verificadas nas comunidades aquáticas, estão inseridas no processo de oligotrofização, já provocado em vários lagos no mundo e sempre caracterizado por seu caráter dispendioso. O diferencial, no caso do lago Paranoá, é a provável ‘casualidade’ da real ação

desencadeadora do efeito mais efetivo (*flushing*), ocorrida em um corpo d'água tipicamente tropical.

- As alterações na composição taxonômica da comunidade, na densidade de organismos fitoplanctônicos e na biomassa algal são fatores importantes que refletem alterações nas condições bióticas e abióticas, da dinâmica do ambiente.
- Não são conhecidos estudos que proponham metodologia eficaz para garantir a manutenção das novas e melhores condições de qualidade geradas pela oligotrofização, especialmente em reservatórios constantemente influenciados por ações antrópicas. Assim, o conhecimento do comportamento verificado em corpos hídricos com diferentes características torna-se indispensável para subsidiar sugestões conservativas.

Como produto deste trabalho, espera-se o fornecimento de importantes subsídios teóricos básicos para o entendimento da dinâmica do processo de restauração de reservatórios e lagos tropicais, os quais, em sua maioria, encontram-se eutrofizados principalmente devido ao marcante aporte de efluentes provenientes de esgotos domésticos sem tratamento adequado, que resulta na imposição de limitações aos usos múltiplos. Poder-se-á, ainda, tentar extrapolar os resultados, adaptando-os para corpos d'água lóticos, observando cuidadosamente as características que diferem rios e lagos (Wetzel, 2001).

HIPÓTESES E OBJETIVOS

Hipóteses

- 1- A estrutura da comunidade fitoplanctônica apresenta diferenças nos períodos amostrados do lago – FASE 1: antes (anos 1997 e 1998), FASE 2: logo após melhoria nas condições ambientais (anos 1999 e 2000) e na FASE 3: seis anos após o *flushing* (ano 2005) – sendo assim, dependente das variáveis ambientais (qualidade da água). A comunidade, inicialmente dominada por Cyanobacteria, responde ao decréscimo de nutrientes com a substituição de espécies. Na fase 1 é esperada a menor riqueza e diversidade de espécies, porém maior densidade, devido à contribuição por Cyanobacteria. Os fatores ambientais apresentam diferença relativa à mudança no grau de trofia entre as fases.
- 2- Associados à mudança na qualidade da água, os períodos climáticos regionais – seca e chuva –, também exercem influência sobre a estrutura da comunidade e na qualidade de água do lago, visto que as características das duas estações climáticas bem definidas interferem no metabolismo aquático. As diferentes espécies de algas presentes no ecossistema relacionam-se às combinações diversas dos fatores (condições ambientais próprias/específicas). Dessa forma, há diferenças nos fatores bióticos e abióticos tanto entre as três fases quanto entre a seca e a chuva de cada uma das etapas da restauração.
- 3- A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) esteve presente nas fases 1 e 3, apresentando morfologia e densidade diversa nessas fases e respectivos períodos climáticos devido às mudanças nos fatores ambientais, na estrutura da comunidade fitoplanctônica e interferências antrópicas.

Objetivos

O presente trabalho tem como objetivos:

- 1) Analisar as variações experimentadas pela comunidade fitoplanctônica ao longo do processo de oligotrofização (restauração da qualidade da água do lago), nos períodos de estudo antes e após o evento que desencadeou o processo (*flushing* no final do ano de 1998);
- 2) Estudar a variação temporal e aspectos da estrutura da comunidade fitoplanctônica, durante os períodos de seca e de chuva;
- 3) Relacionar a variação (na composição de espécies e na densidade) das populações fitoplanctônicas com os fatores físicos e químicos da água, considerando o processo de oligotrofização;
- 4) Analisar as diferenças (em morfologia e em densidade) entre as populações de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) nas fases em que esta espécie foi registrada na comunidade fitoplanctônica.

ÁREA DE ESTUDO E MATERIAL E MÉTODOS

Histórico de Trabalhos no Lago Paranoá

O lago Paranoá está localizado na área urbana de Brasília, Distrito Federal, entre 15°48'S e 47°47'W (tabela 1), e foi originado pela barragem do rio Paranoá (iniciada em 1957). Desde a década de 60 do século XX, logo após o seu enchimento, o lago Paranoá tem sido objeto de vários estudos.

A inauguração do lago foi em 1960 e no ano seguinte houve o início das atividades da estação de tratamento de esgotos no braço do Riacho Fundo - ETE-Sul, contando com tratamento convencional (baixa remoção de nutrientes).

Em 1965, foram realizadas análises da qualidade da água e da biota aquática no braço do Ribeirão do Torto, mostrando que à época o lago apresentava transparência de Secchi de 2 metros, águas sem poluição e a abundância de desmídeas na comunidade fitoplanctônica. Já em 1968, observou-se dominância de Cyanobacteria, com florações aparentes no braço do Bananal, e classificou seu braço do Riacho Fundo como a parte mais poluída, devido ao lançamento de esgotos sem tratamento (Oliveira & Krau, 1970). A transparência da água era de 40 cm e o braço do Riacho Fundo foi classificado como fortemente eutrófico, com poucas espécies e elevada densidade destas.

Em 1969, foi inaugurada estação de tratamento de esgotos norte - ETE-Norte, com tratamento convencional. A Cyanobacteria dominante era *Aphanizomenon flos-aquae* (Palmer, 1969).

A partir do ano seguinte, foram criados vários programas e grupos de estudos com o objetivo de recuperar (despoluir) o lago (PLANIDRO/CAESB, GEP/CAESB). Em 1975, a

contaminação bacteriológica do lago tornava 50% de sua área (superfície) imprópria para a balneabilidade. Foram propostas mudanças nas estações de tratamento de esgotos (Ferreira & Ovídio, 1975; Marais, 1975).

No início da década de 70, a partir de análises físicas e químicas do reservatório, constatou-se no lago um acelerado processo de eutrofização (Branco, 1976).

A CAESB iniciou o monitoramento limnológico em 1976. Foi firmado um convênio com o PNUD para a recuperação do lago Paranoá. Foi proposto o controle ecológico do lago (Branco, 1976). À época, constatou-se a dominância da Cyanobacteria *Anabaenopsis raciborskii* (Cronberg, 1976, 1977). Em 1977, relacionou-se a eutrofização às cargas de nutrientes provenientes das estações de tratamento de esgotos e do Riacho Fundo (Enell, 1977). No ano seguinte, houve floração de *Microcystis aeruginosa* e mortandade maciça de peixes. Começaram a serem realizados, então, testes para a precipitação de fósforo solúvel (sulfato de alumínio) e para aumentar concentração de oxigênio dissolvido (aerador flutuante).

De fato a contaminação bacteriológica também se tornou um problema para o lago Paranoá. Em 1979, extensas áreas comprometidas foram apontadas. Neste mesmo ano, projeto de recuperação do lago recomenda estudo do fito e do zooplâncton, destacando a presença *Anabaenopsis raciborskii* em densidade expressiva (Bjork, 1975, 1979). Foram realizados estudos do perifiton (Rocha, 1979), da velocidade da re-aeração e fixação de gás carbônico no lago (Félix *et al.*, 1979) e de aspectos ecológicos do lago e problemática (Almeida, 1979).

Em 1980, iniciou-se a prática do lançamento de toneladas de algicida (sulfato de cobre) para controlar as florações de *Microcystis aeruginosa*. O lago era dominado por *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis aeruginosa*. Verificou-se o aparecimento de

aguapés (*Eichhornia crassipes*). Nos anos seguintes, as florações de *Microcystis aeruginosa* e mortandades de peixes tornaram-se freqüentes, bem como o lançamento de algicida - desde 1980 até 1998, em quantidades diferentes e em épocas destacadas das florações de Cyanobacteria.

Foi realizado, em 1981, um estudo do balanço das cargas de fósforo e fontes do nutriente, onde se encontra a informação de que o lançamento das estações de tratamento de esgotos era a de 233 kg por dia (Cordeiro-Netto & Dutra-Filho, 1981).

Quatro estudos limnológicos importantes datam de 1983 e de 1984: 1) Pinto-Coelho (1983) analisou as relações fito-zooplancônicas (verificou predomínio de microzooplâncton), 2) Freitas (1983) estudou a variação sazonal e a distribuição vertical de microcrustáceos, 3) Elmoor-Loureiro (1984) estudou a morfologia de cladóceros e concentração de nutrientes, 4) Giani (1984) analisou a distribuição horizontal do fito e do zooplâncton.

Em 1985, estudo reafirma que as fontes principais de fósforo são as ETEs (Pereira, 1985). No ano seguinte, Toledo (1986) trás a análise da produção primária anual do lago, Mattos *et al.* (1986) apresentam trabalho com fatores sazonais e eutrofização e Giani & Pinto-Coelho (1986) mostram descrição taxonômica de algas. No âmbito do convênio entre a CAESB e o PNUD é apresentada a avaliação sanitária e ambiental do lago Paranoá.

O ano de 1989 conta com três trabalhos relevantes: estudo da influência dos nutrientes sobre fitoplâncton (Ibañez, 1989), estudo da ictiofauna do lago (Grando, 1989) e estudo sobre peixes plancófagos, comunidade planctônica e qualidade da água (Starling, 1989). Em 1990, estudo apontou que as áreas mais eutrofizadas do lago Paranoá são o braço do Riacho Fundo e do Bananal. Starling & Rocha (1990) apresentam seqüência de estudos de biomanipulação com peixes em limnocurrais e Branco (1991) trás estudo do fito

e zooplâncton em vários pontos do lago, evidenciando eutrofização, dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* e microzooplâncton.

O tratamento terciário, com maior remoção de nutrientes, foi implantado na estação de tratamento de esgotos sul (ETE-sul) em 1993. No ano seguinte, também a ETE-norte passou a contar com a melhoria.

Em 1995 estimou-se que o lançamento total de fósforo no lago até então havia sido de mais de 240 toneladas, desde seu enchimento.

Estudo apresenta as conseqüências do sulfato de cobre lançado em 1997 para controlar florações de Cyanobacteria, predomínio de *Cylindrospermopsis raciborskii* na comunidade fitoplanctônica (Padovesi-Fonseca & Philomeno, 2004). Observa-se o aumento da área ocupada por bancos de aguapés no braço do Riacho Fundo.

Em 1998 apontou-se a dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Philomeno, 2003), o elevado grau de assoreamento de partes do lago, a redução da área ocupada por sentimento orgânico (3,51 km²) (3 m de altura da coluna de sedimento) e a expressiva população de *Thermocyclops decipiens* - zooplâncton (Padovesi-Fonseca *et al.*, 2002).

No final do ano de 1998, houve o deplecionamento do lago, resultando na redução do tempo de residência (*flushing*). Em decorrência de tal procedimento, a transparência da água aumentou, a concentração de clorofila-a diminuiu e foram observadas mudanças na comunidade planctônica, como densidades aumentadas de *Aulacoseira* spp., *Cyclotella* sp., *Dinobryon*, *Peridinium*, *Staurastrum* spp. (no fitoplâncton) e de *Daphnia* e Calanoida (no zooplâncton) (Pereira, 2001; Elmoor-Loureiro *et al.* 2004; Mendonça-Galvão, 2001).

Em 1999 houve despesca de 4 toneladas de peixes no braço do Riacho Fundo e a pesca profissional foi liberada nos braços do Riacho Fundo e do Bananal.

A partir de então, passou-se a considerar o lago Paranoá como um copo d'água com tendência à mesotrofia. Fonseca (2001) e Mendonça-Galvão (2005) apresentam informações sobre a oligotrofização do lago, enfatizando as mudanças nas comunidades aquáticas. O último estudo conhecido no lago foi realizado por Andreoni-Batista (2007), e mostra a relação entre a qualidade da água (aspectos físicos e químicos) e a comunidade zooplancônica na seca e na chuva de 2005. Como uma das conclusões, afirma-se que o sistema encontra-se em fase de transição, apresentando “indícios de melhoria da qualidade do ambiente intercalados a outros de padrão oposto”.

Vários estudos destacaram a expressiva contribuição no enriquecimento das águas com nitrogênio e fósforo proveniente das estações de tratamento de esgoto, do escoamento superficial urbano e de tributários, nas cargas afluentes ao sistema (Cordeiro-Netto & Dutra-Filho, 1981, Cavalcante *et al.*, 1990 e Fernandes & Crisman, 1994). Esses trabalhos também foram relevantes por apontar o acúmulo de nutrientes no sedimento e o longo tempo de retenção da massa d'água como fatores de incremento e aceleração da eutrofização do reservatório.

Desde 1965 têm sido realizados estudos limnológicos enfocando a comunidade fitoplancônica do lago, uma vez que essa reflete o incremento da situação trófica do ecossistema. Porém, não se conhece análises envolvendo nutrientes datadas dessa época. Oliveira & Krau (1970) verificaram o predomínio de algas desmidiáceas no fitoplâncton. Amostras feitas pelos mesmos autores em 1969 constataram o predomínio de Cyanobacteria filamentosas, o que caracterizou o lago como eutrófico. Palmer (1969) e Branco (1976) denominaram a Cyanobacteria dominante de *Aphanizomenon flos-aquae*, então presente nas partes mais impactadas do reservatório, em especial no braço do Riacho Fundo, apresentando florações com o aporte elevado de nutrientes. Após, esta

Cyanobacteria foi re-identificada como *Anabaenopsis raciborskii* (Cronberg, 1976; 1977, Anderson *et al.*, 1976 e Bjork, 1975; 1979). Na década de 80, a sua dominância foi elevada, e denominada de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Pinto-Coelho, 1983; Giani, 1984; Alves *et al.*, 1988 e Starling, 1989).

A importância dessa dominância para a dinâmica do sistema aquático tem sido salientada sob diversos aspectos. Segundo Branco & Senna (1996), Philomeno (2003) e Padovesi-Fonseca & Philomeno (2004), os elevados valores de densidade de *C. raciborskii* são responsáveis pela alta densidade fitoplanctônica no lago Paranoá. Também foi observada relação direta entre a densidade de *C. raciborskii* e os valores de clorofila-*a*, entre outros parâmetros (Giani, 1984; Toledo, 1986; Mattos *et al.*, 1986; Padovesi-Fonseca & Philomeno, 2004). Toledo (1986) não encontrou marcada variação sazonal com relação à produtividade analisada.

Estudos anteriores detectaram uma elevada riqueza no fitoplâncton (Giani & Pinto-Coelho, 1986 e Branco, 1991). Porém, Philomeno (2003) verificou que a dominância da Cyanobacteria pode estar resultando em (relativa) baixa riqueza de espécies. Observou, ainda, que a maioria dos táxons fitoplanctônicos do lago Paranoá pertence à divisão Chlorophyta, pouco abundantes, segundo critério de Lôbo & Leighton (1986).

Philomeno (2003) verificou diferenças marcantes relacionadas às propriedades físicas e químicas em dois pontos de coleta no lago, nos braços do Riacho Fundo e no braço do Ribeirão do Torto, e nos dois períodos sazonais amostrados, exercendo influência na estrutura da comunidade fitoplanctônica. A densidade de *Microcystis aeruginosa* e de *C. raciborskii* (Cyanophyta) foram correlacionadas positivamente com pH e oxigênio dissolvido, enquanto a densidade das algas Oscillatoriales (Cyanophyta), e Divisões Chlorophyta, Pyrrophyta e Chrysophyta foram positivamente correlacionadas à temperatura

da água e à condutividade elétrica. Briand *et al.* (2004) sugerem que a colonização do ambiente por *Cylindrospermopsis raciborskii* em médias latitudes pode resultar da combinação da habilidade para tolerar grandes mudanças nas condições climáticas e do fenômeno do aquecimento global, que supre essa espécie com as melhores condições ambientais para seu crescimento.

Padovesi-Fonseca & Philomeno (2004) revelaram que o efeito da aplicação de algicida, utilizado para o controle da produção algal no lago, consiste em flutuações na comunidade fitoplanctônica. Como as coletas foram intensas, com intervalos muito curtos (bissemanais), variações na densidade e composição de espécies puderam ser verificadas, evidenciando alternância nas densidades de Cyanobacteria e algas Chlorophyta.

Tabela 1. Características gerais do lago Paranoá-DF (Fonseca, 2001).

Variável	Valor
Bacia de drenagem	1034,07 km ²
Área superficial	37,50 m ²
Volume total	≅ 5.10 ⁸ m ³
Profundidade média	12,42 m
Profundidade máxima	38 m
Perímetro	111,87 km
Comprimento	40 km
Largura máxima	5 km
Vazão média afluyente dos principais cursos d'água	11,29 m ³ s ⁻¹
Vazão média efluyente	19,80 m ³ s ⁻¹
Tempo de retenção	299 dias

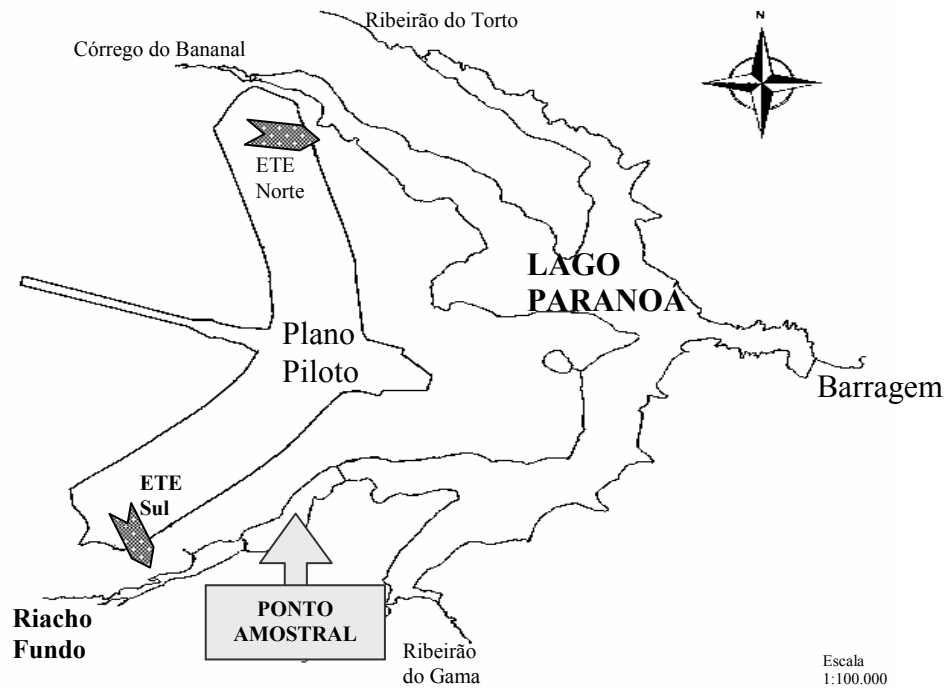


Figura 1. Lago Paranoá-DF, evidenciando o ponto de coleta no braço do Riacho Fundo.

Área de Estudo

O estudo foi realizado no lago Paranoá, na cidade de Brasília-DF, capital Federal. A região apresenta clima tropical de savana, na classificação de Köppen.

Localizado entre 15°48'S e 47°47'W (tabela 1), com 4 (quatro) principais tributários, o lago pode ser classificado como um sistema polimítico, onde há mistura na coluna da água durante todo o ano. São relatadas microestratificações não persistentes (Pereira, 2001; Philomeno, 2003), devido a pequenas diferenças de temperatura entre a

região da superfície (os primeiros centímetros na coluna) e a temperatura abaixo da profundidade de 1,5 metro.

As coletas foram feitas na região limnética do braço do Riacho Fundo (15°49'35.8"S e 47°53'10.2"W), cuja área é de 225,48 km², a extensão de seu curso principal é de 13 km e a vazão média é de 4,04 m³s⁻¹. O tributário possui três afluentes principais: Córrego Coqueiros (margem direita), Vicente Pires e Guará (margem esquerda).

A escolha do braço do Riacho Fundo para o presente estudo se justifica pelo fato de representar a parte do lago Paranoá mais impactada (figura 2). O tributário de mesmo nome, localizado na região sudoeste da bacia (provavelmente a área de maior taxa de crescimento populacional), tem sido considerado o contribuinte mais expressivo para o aporte de nitrogênio e fósforo para o lago e também de substanciais concentrações de bactérias, segundo trabalho desenvolvido por Branco (1991). Além disso, logo a montante do ponto há a ETE-sul (estação de tratamento de esgoto, nível terciário).

Material e Métodos

Estudos realizados sobre a estrutura do fitoplâncton em reservatórios artificiais urbanos tropicais devem utilizar critérios adequados em relação às escalas temporais de eventos sazonais. Sendo os períodos de estiagem e chuvoso as duas estações climáticas definidas para esta região, coletas mais intensivas ao longo destes dois períodos climáticos sazonais representam abordagem de estudo mais adequada às variações temporais dos organismos fitoplanctônicos. Especialmente em reservatórios urbanos sujeitos à eutrofização antrópica e com flutuações marcantes de nível de água e de vazões, como o lago Paranoá.

a) COLETAS

As coletas foram realizadas em três ciclos sazonais, “antes, durante e depois” do processo de oligotrofização, em região limnética do braço do Riacho Fundo. Para fins didáticos, serão denominadas fases 1 (seca de 1997 e chuva de 1998), fase 2 (seca de 1999 e chuva de 2000) e fase 3 (chuva e seca de 2005-ordem cronológica das coletas). Amostras da água e de fitoplâncton foram coletadas semanalmente, durante os meses de agosto e setembro de 1997 (fase 1), de 1999 (fase 2) e de 2005 (fase 3), para o período de estiagem; e durante os meses de janeiro e fevereiro de 1998 (fase 1) e fevereiro e março de 2000 (fase 2) e de 2005 (fase 3), para o período chuvoso. Foram realizadas comparações mais consistentes, com relação à dinâmica do processo de oligotrofização e ao provável restabelecimento gradual das condições de trofia, semelhantes às anteriores à melhoria, uma vez que as ações pontuais e difusas não transformam a condição essencial à qual o corpo hídrico está sujeito, estando situado em um grande centro urbano, na capital brasileira.

Para a determinação da periodicidade das coletas observou-se trabalhos como Reynolds (1993), que sugere que o tempo de uma geração da maior parte das algas fitoplanctônicas é de 0,5 a 5 dias, sendo necessários 12 a 16 gerações de algas para que ocorra a produção de uma população dominante. Assim, a execução de coletas semanais foi escolhida para os meses de fevereiro e março – chuva – e de agosto e setembro – estiagem.

b) ANÁLISE DAS AMOSTRAS

Variáveis Ambientais

A associação da estrutura da comunidade fitoplanctônica com as variáveis ambientais proporciona análises mais completas da dinâmica do ecossistema. Dessa forma, foram eleitos aspectos físicos, químicos e biológicos pertinentes às perguntas do trabalho.

Os dados de pluviosidade de todos os períodos (acumulados em meses e apresentados por ano) e os dados de nutrientes inorgânicos dissolvidos e totais mensais até 2000 foram fornecidos pela Companhia de Saneamento do Distrito Federal (CAESB), uma vez que o ponto de amostragem da instituição, com tal periodicidade, é coincidente com o ponto eleito para as amostras do presente trabalho. Foram realizadas análises de nitrogênio total, nitrato, íon amônio e fósforo total em 2005, semanalmente.

A transparência da água pode ser considerada, opticamente, como o oposto da turbidez, auxiliando na determinação da zona eufótica e permitindo inferências acerca de parâmetros com sólidos em suspensão, matéria orgânica e inorgânica (Preisendorfer, 1986). A medida da transparência da água foi feita com a utilização do disco de Secchi (Hutchinson, 1957), seguindo as recomendações de Lind (1974). A partir dos valores de transparência, calculou-se a profundidade da zona eufótica, que consiste em 2,7 vezes a profundidade de desaparecimento do disco de Secchi, segundo orientação de Cole (1994).

A temperatura da água regula o metabolismo biológico e influencia as reações dos compostos químicos na água. Além disso, relaciona-se com a circulação de massas d'água. Temperaturas mais elevadas, como observadas nos trópicos, produzem aumento nas taxas das reações químicas e biológicas, servindo de catalisador no meio aquático. Pode-se

verificar diminuição da solubilidade e aumento da taxa de transferência de gases, podendo haver liberação de gases dotados de odores desagradáveis (Von Sperling, 1996). Assim, para um mesmo suprimento de nutrientes, o grau de trofia de lagos tropicais será bem superior aos daqueles que se localizam em latitudes mais elevadas (Kilham & Kilham, 1990; Lewis, 1996).

Um perfil térmico da coluna d'água foi realizado com auxílio do aparelho YSI (precisão de 0,5°C).

Para a determinação do material em suspensão total foram coletadas amostras de 500 ml a um litro, a 1 m de profundidade e utilizada a técnica gravimétrica (Wetzel & Likens, 1991). Vale informar que somente as amostras de 2005 (último período estudado) contêm dados de material em suspensão consistentes, portanto tal variável foi utilizada apenas no capítulo 4, item 4.1.

Foram efetuadas coletas com garrafa de Van Dorn (5 L) a 1, 3 e 6 metros de profundidade para medidas de pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido.

A concentração hidrogeniônica indica a intensidade do caráter ácido ou básico de uma solução, a certa temperatura. Os sólidos e os gases dissolvidos são responsáveis pela concentração de íons de hidrogênio presentes na água. De maneira natural, os valores de pH são influenciados pela dissolução de rochas, absorção de gases atmosféricos, oxidação da matéria orgânica e pela atividade fotossintética das algas e plantas aquáticas.

A atividade do íon hidrogênio foi determinada por meio do aparelho pHmetro, marca Micronal, constantemente calibrado com soluções-tampão de diferentes valores de pH.

A condutividade elétrica, medida da capacidade da uma solução conduzir eletricidade, está relacionada à temperatura, à natureza e à concentração das substâncias ionizadas presentes na solução.

A condutividade elétrica foi mensurada por meio de condutivímetro, marca Digimed, calibrado previamente ao uso.

Os teores de oxigênio dissolvido relacionam-se diretamente com a fotossíntese e a respiração dos organismos aquáticos, bem como com a decomposição da matéria orgânica e a oxidação de íons metálicos, entre outros eventos.

O oxigênio dissolvido (OD) foi determinado pelo método de Winkler, descrito em Golterman *et al.* (1978). Atualmente existem vários métodos para determinação dos teores de oxigênio por técnicas polarográficas, colorimétricas, enzimáticas, entre outras. Porém, o método de referência continua a ser o de Winkler, com a modificação pela azida (APHA, 1985).

A metodologia para a determinação dos nutrientes foi: nitrogênio total – método de digestão com persulfato; nitrato – método de redução com cádmio; íon amônio – método de Nessler; e fósforo total – método de digestão com ácido ascórbico (PhosVer®). O aparelho utilizado foi o DR/2500 e todos os métodos citados têm equivalente na última edição do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA).

Comunidade Fitoplanctônica

Por meio das concentrações dos pigmentos fotossintéticos (clorofila-a) pode-se estimar a biomassa das populações fitoplanctônicas (Glooschenko & Blaton, 1977; Wetzel & Likens, 1991). O pigmento total foi coletado a um metro de profundidade e determinado

com extração de acetona 90%, segundo o método de Golterman *et al.* (1978), com acondicionamento seguindo as recomendações de Holm-Hansen & Reimann (1978).

Para a análise qualitativa do fitoplâncton utilizou-se rede de plâncton de 23 µm de malha e 15 cm de raio, em arrasto vertical a um metro. Amostras de fitoplâncton a fresco forneceram suporte essencial à identificação dos organismos. Para a análise quantitativa, as coletas foram realizadas com garrafa de Van Dorn de 5 litros de capacidade, a um metro de profundidade. Tais amostras foram fixadas com formol a 4% e réplicas em lugol acético (preservação de estruturas).

A profundidade de 1 metro foi adotada devido aos baixos valores de transparência da água relatados em estudos anteriores (Giani, 1984; Branco, 1991; Philomeno, 2003) e por corresponder ao ponto da zona eufótica de maior produtividade do lago, suficientemente profunda para evitar interferências de distúrbios superficiais inibidores, como o vento e a radiação solar (Ruttner, 1966; Wetzel, 2001). Assim, mesmo com o aumento nos valores de transparência da água, a partir de dezembro de 1998, preferiu-se permanecer com coletas a 1 metro de profundidade, a fim de tornar os resultados comparativos.

Para a determinação taxonômica das algas foi utilizada bibliografia especializada e auxílio de especialistas. A determinação quantitativa do fitoplâncton foi realizada segundo método de Utermöhl, descrito em Wetzel & Likens (1991).

c) ANÁLISE DOS DADOS

Comunidade Fitoplanctônica

As análises efetuadas a partir das determinações quali e quantitativas dos organismos fitoplanctônicos, são: densidade de organismos e de grupos, abundância relativa dos grupos fitoplanctônicos, frequência de ocorrência, riqueza específica, diversidade de Shannon (Shannon & Weaver, 1949; Wiener, 1948), equitabilidade (Pielou, 1975), similaridade de Sorensen, identificação de táxons descritores da comunidade e grupos funcionais fitoplanctônicos (Reynolds *et al.*, 2002). Para a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* foi realizado cálculo de biovolume (capítulo 6), com a utilização da fórmula do volume do cilindro, devido à morfologia análoga da alga.

Dados abióticos e dados bióticos

Para verificar variação temporal nos parâmetros físicos, químicos e biológicos, e diferenças e relações nas variáveis físicas, químicas e biológicas, foram aplicados, testes estatísticos. O teste de Kolmogorov-Smirnov foi aplicado para verificação de normalidade ou não na distribuição dos dados, e a partir dos resultados obtidos por meio deste foi possível eleger as análises, correlações e testes mais apropriados aos dados. O pacote estatístico utilizado foi SPSS for Windows 10.0.

Para dados de um mesmo período e diferentes variáveis, buscou-se o coeficiente de correlação de Spearman (r_s), que consiste em uma prova não-paramétrica para determinar o grau de associação entre duas variáveis. Para estações climáticas diferentes e uma mesma variável, foi realizado o teste de Wilcoxon (teste T), que é uma prova não-paramétrica que

compara dados pareados de uma amostra obtidos em ocasiões distintas (equivalente ao teste *t* de *Student* para dados relacionados, mas aplicado a dados mensurados pelo menos a nível ordinal, baseando-se no sentido e na magnitude das diferenças entre os pares amostrais) (Ayres *et al.*, 2000). O pacote estatístico utilizado foi SPSS for Windows 10.0.

A Análise de Variância (ANOVA), one-way, foi utilizada para comparar a magnitude das variações das amostras das diferentes períodos climáticos e fases 1, 2 e 3. Foi realizado o teste *F* (Fisher), demonstrando a comparação das variações entre os tratamentos (α : 0,05). Aplicou-se o teste de Tukey, sugerido em Zar (1999), para evidenciar as diferenças significativas. O pacote estatístico utilizado foi SPSS for Windows 10.0.

Foram utilizadas: Análise de Componentes Principais (para relacionar as variáveis abióticas) e Análise de Correspondência Canônica (para relacionar comunidades fitoplanctônicas e fatores abióticos em conjunto). Tais análises consistem em um teste interpretativo e indicam a significância relativa das variáveis preditivas, considerando diversas variáveis aleatórias de modo simultâneo. O pacote estatístico utilizado foi PC-ORD versão 4.10.

Capítulo 1. VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA E A OLIGOTROFIZAÇÃO DO LAGO PARANOÁ-DF

O presente capítulo tem como objetivo verificar a flutuação temporal e análises dos valores atribuídos às variáveis físicas e químicas da água (e clorofila-a), nos períodos de seca e de chuva ao longo do processo de oligotrofização (subitem 1.2) - e mensalmente no ano de 2005 (subitem 1.1) - e estabelecer relações entre os parâmetros por pares de estações (seca e chuva) e fases do processo de oligotrofização.

1.1. Dados Mensais – 2005

O item apresenta breve análise do comportamento dos dados obtidos em coletas mensais, no ano de 2005, no lago Paranoá-DF. Tal ano corresponde à terceira fase do processo de oligotrofização, para o presente estudo.

1.1.1 RESULTADOS

A tabela 1.1 mostra a estatística descritiva dos dados de 2005: valores de média, desvio padrão, valor mínimo e máximo das variáveis abióticas e de clorofila-a mensuradas mensalmente no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF, a um metro de profundidade (exceto transparência).

Tabela 1.1. Valores de médias e desvios padrões (DP), valores mínimos e valores máximos e coeficientes de variação (CV%) das variáveis mensuradas mensalmente em 2005 no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF (n=12).

Variável	Média e DP	Valor Mínimo	Valor Máximo	CV (%)
Temperatura (°C)	24,9±2,2	21,8	29,0	9
pH	7,2±0,2	6,8	7,6	3
Condutividade Elétrica (μScm^{-1})	115,5±12,9	98,1	134,7	11
Oxigênio Dissolvido (mgL^{-1})	6,3±0,8	5,3	7,7	12
Clorofila-a (μgL^{-1})	6,9±4,5	2,2	17,4	65
Transparência da água (m)	1,5±0,3	1,1	1,9	21
Fósforo Total (μgL^{-1})	26,0±0,0	2	62,0	58
Nitrogênio Total (μgL^{-1})	2774,9±0,9	1653,0	4380,0	31
Nitrato (μgL^{-1})	290,1±0,1	143,0	404,0	24
Íon amônio (μgL^{-1})	1969,4±1,1	197,0	3638,0	55

Para aprofundar as comparações entre as variáveis obtidas mensalmente (temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, clorofila-a, transparência da água, fósforo total, nitrogênio total, nitrato e íon amônio), após utilização do teste de Kolmogorov-Smirnov (para verificar se os dados contam com distribuição normal), foi aplicada a correlação de Spearman.

Os dados de chuva (figura 1.1 A) consistem na acumulação mensal da precipitação na área do estudo, e não em dados pontuais obtidos no mesmo dia da coleta. Ainda assim, experimentou-se estabelecer relação entre a chuva e as variáveis ambientais. Verificou-se

que a precipitação (acumulada nos meses) apresentou correlação significativa ($p < 0,05$) positiva com a temperatura da água (Spearman; $r_s = 0,802$) e negativa com oxigênio dissolvido (Spearman; $r_s = - 0,696$). Não é usual a utilização desses dados (somatório) na comparação com dados pontuais, portanto, registra-se como informação, sem maior análise.

A transparência da água (figura 1.1 B) mensurada mensalmente apresentou média de $1,5 \pm 0,3$ m, com valores fluando entre 1,1 (maio) e 1,9 (agosto) m, com coeficiente de variação de 21%. Nota-se decréscimo dos valores no final da seca, e manutenção dessa condição nos meses do início do período chuvoso. Não foi observada correlação significativa entre esta e as demais variáveis.

O potencial hidrogeniônico (pH) (figura 1.1 C) apresentou a menor variação, entre os parâmetros (3% de coeficiente de variação), e os valores flutuaram entre 6,8 (em novembro) e 7,6 (em abril), com média $7,2 \pm 0,2$. Não foi encontrada correlação significativa entre pH e as demais variáveis no estudo.

A condutividade elétrica (figura 1.1 C) apresentou valores entre 98,1 (julho) e 134,7 (outubro) μScm^{-1} e média $115,5 \pm 12,9$ μScm^{-1} . O coeficiente de variação encontrado foi 11%. Observa-se tendência de elevação dos valores durante o estudo. A condutividade elétrica foi correlacionada significativamente, de forma positiva, com clorofila-a (Spearman; $r_s = 0,825$), nitrato (Spearman; $r_s = 0,678$) e íon amônio (Spearman; $r_s = 0,594$).

A temperatura da água (figura 1.1 D) mensurada a um metro de profundidade apresentou valores entre 21,8 e 29⁰C, com média de $24,9 \pm 2,2$ ⁰C e coeficiente de variação de 9%. Nos meses de chuva foram encontrados os maiores valores (máximo em fevereiro). Foi encontrada correlação significativa positiva entre temperatura e nitrogênio total (Spearman; $r_s = 0,614$) (além da relação com a chuva acumulada).

Os valores de oxigênio dissolvido (figura 1.1 D) variaram entre 5,3 e 7,7 mgL⁻¹, com média 6,3±0,8 mgL⁻¹ coeficiente de variação de 12%. Verifica-se tendência à elevação dos valores nos primeiros meses de seca (maio a agosto). Não foi encontrada correlação significativa entre oxigênio dissolvido e as demais variáveis (exceto chuva acumulada).

Com relação aos nutrientes, da série nitrogenada optou-se por mensurar nitrogênio total, nitrato e íon amônio (figura 1.1 E). Os teores de nitrogênio total apresentaram coeficiente de variação de 31%, e valores entre 1653,0 e 4380,0 µgL⁻¹, média 2774,9±0,9 µgL⁻¹. Observa-se tendência ao declínio nos valores na figura 1.1.1 E, apesar da flutuação dos dados, com pico em abril (início da seca). O nitrogênio total correlacionou-se somente com a temperatura (supracitado).

Os valores referentes ao nitrato variaram de 143,0 a 404,0 µgL⁻¹, média 290,1±0,1 µgL⁻¹ e coeficiente de variação de 24%. Comparado às demais formas de nitrogênio obtidas no estudo, os valores de nitrato foram os que menos variaram, com pequena elevação no mês de novembro. Observou-se correlação negativa significativa entre nitrato e íon amônio (Spearman; $r_s = - 0,741$).

O teor de íon amônio na água apresentou coeficiente de variação de 55% e os valores variaram entre 197,0 (em novembro) e 3638 (em abril) µgL⁻¹, e média de 1969,4±1,1 µgL⁻¹. Como o nitrogênio total, apresenta tendência à queda ao longo do ano. Verificou-se correlação significativa positiva com condutividade elétrica e com clorofila-a (Spearman; $r_s = 0,720$), e negativa somente com nitrato.

Os valores de fósforo total (figura 1.1 F) apresentaram coeficiente de variação de 58%. A média encontrada foi 26,0±0,0 µgL⁻¹ (escala não permite melhor informação do

desvio-padrão), com valores entre 2 (dezembro) e 62 (maio) μgL^{-1} . A variável não mostrou correlação significativa com as demais.

A estimativa da biomassa algal, por meio da clorofila-a (figura 1.1 F), apresentou a maior flutuação dentre os parâmetros estudados, com coeficiente de variação de 65%. Os dados flutuaram entre 2,2 (fevereiro) e 17,4 (outubro) μgL^{-1} e a média $6,9 \pm 4,5 \mu\text{gL}^{-1}$. A clorofila-a apresentou correlação significativa (positiva) com condutividade elétrica, nitrato e íon amônio.

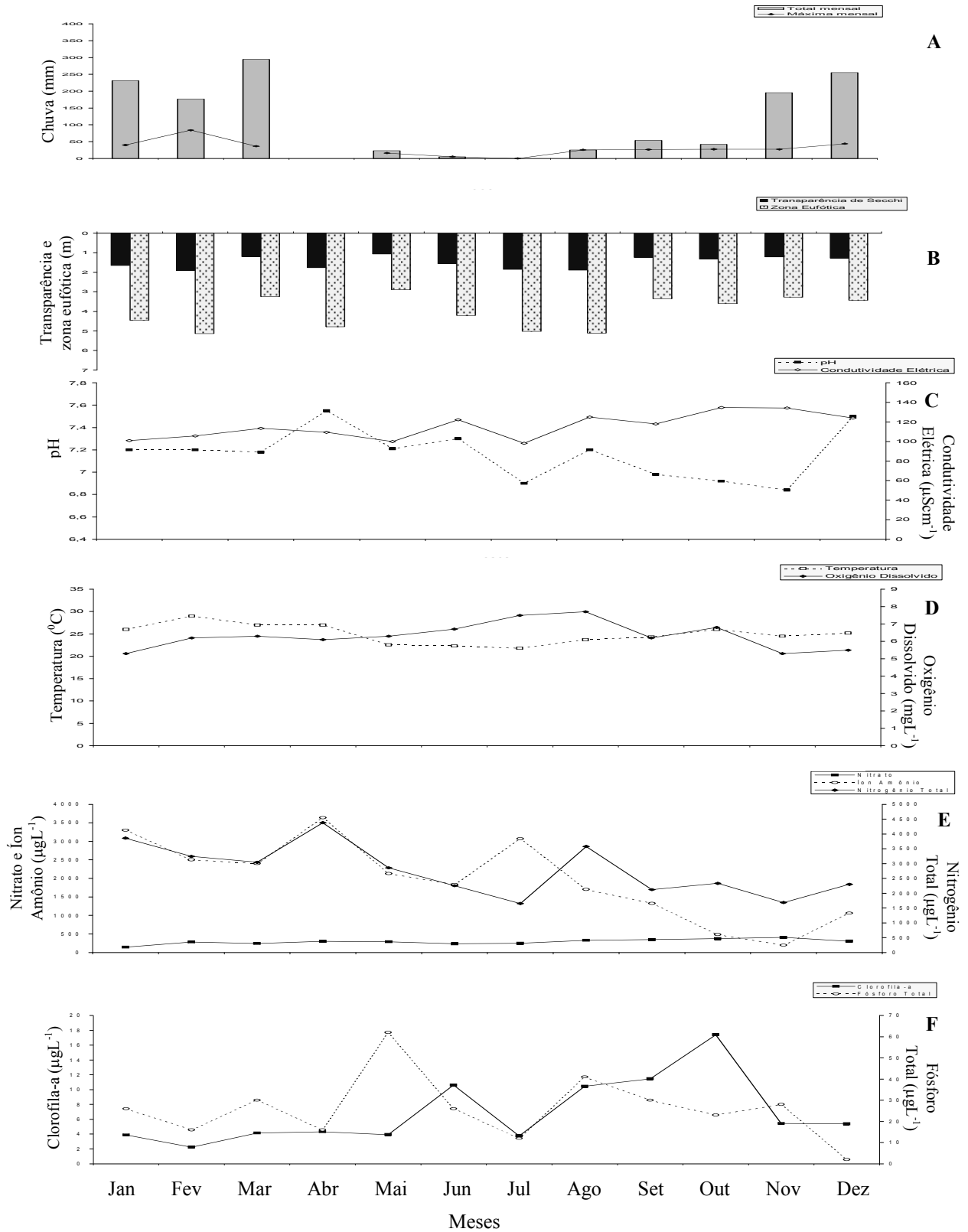


Figura 1.1. Flutuação temporal mensal de precipitação (A); transparência da água e zona eufótica (B); pH e condutividade elétrica (C); temperatura e oxigênio dissolvido (D); nitrogênio total, nitrato e íon amônio (E); fósforo total e clorofila-a (F), no Riacho Fundo do lago Paranoá-DF, no ano de 2005.

Na figura 1.2 está representado o perfil térmico mensal ao longo de 2005. Observam-se microestratificações durante todo o ano, iniciado com circulação até os primeiros 5-8 metros, depois circulação completa (abril e maio) e retorno à situação inicial, contando com estratificações nas camadas mais profundas. São observadas temperaturas mais baixas nas maiores profundidades e nos meses de abril a agosto.

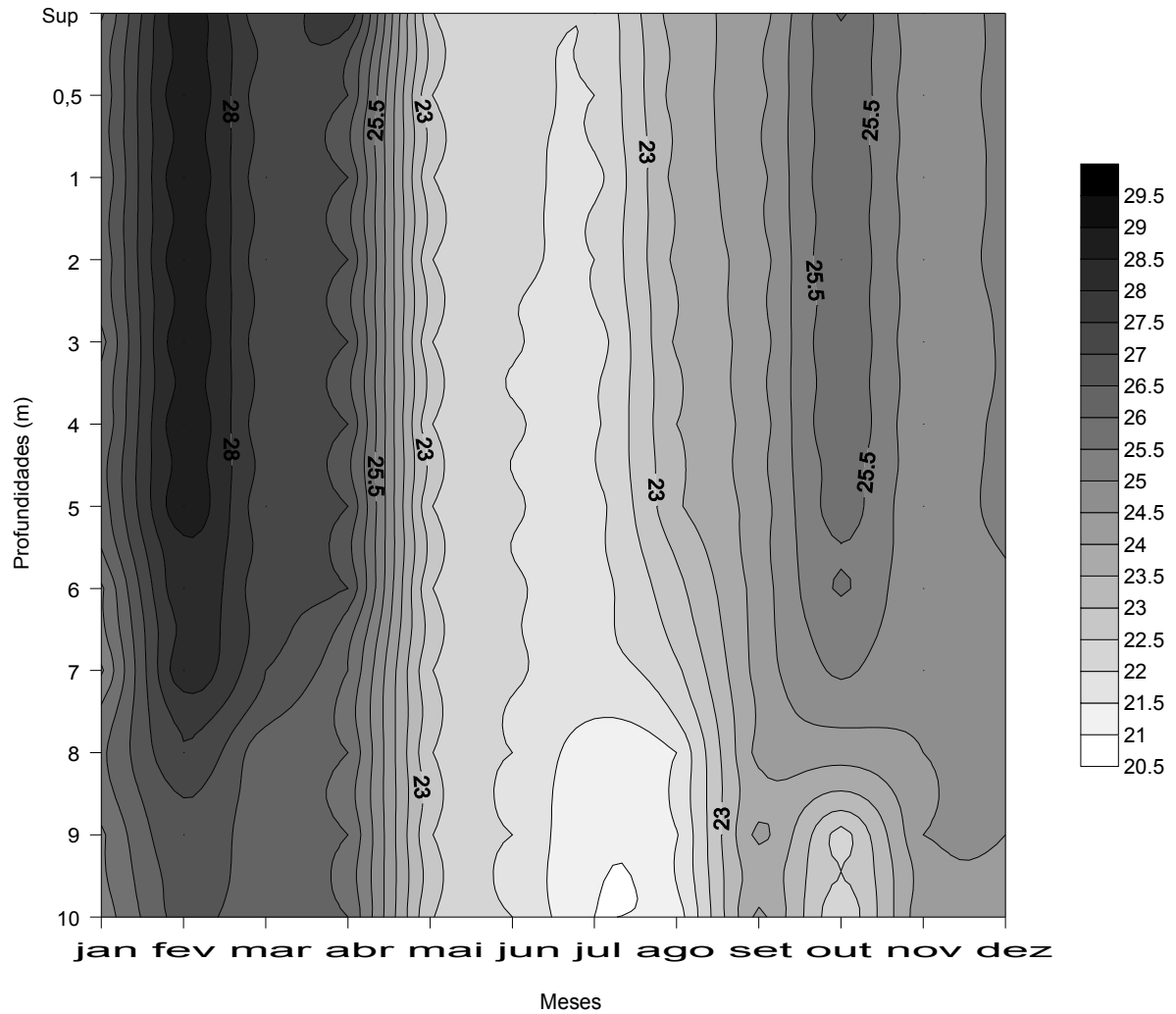


Figura 1.2. Estrutura térmica mensal de 2005, braço do Riacho Fundo, braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

A figura 1.3 mostra ordenação das unidades amostrais (em função da variabilidade temporal-meses), por meio de Análise de Componentes Principais, a relação entre as variáveis físicas e químicas e a clorofila-a, em coletas mensais. Observa-se nítida separação entre os meses de seca e de chuva, com exceção do mês de julho, que não está contido em nenhum dos dois grupos, segundo a mostra a figura.

Com relação ao eixo 1, que representou 39,8% da variabilidade dos dados, as unidades amostrais referentes aos meses de janeiro, fevereiro, março e abril posicionaram-se à esquerda, apresentando correlação negativa com as variáveis íon amônio ($r = -0,452$) – correlação significativa –, nitrogênio total ($r = -0,322$), e mais sutilmente, pH, zona eufótica e temperatura da água. As unidades amostrais dos meses de setembro, outubro e novembro (meio e final da seca), encontram-se à direita do eixo 1, e estão correlacionadas positivamente (porém não significativamente, então com $r < 0,4$) com condutividade elétrica ($r = 0,383$), e mais fracamente com clorofila-a ($r = 0,349$), nitrato ($r = 0,348$) e material em suspensão ($r = 0,345$).

Já com relação ao eixo 2, que representou 16,9% da variabilidade dos dados, foram obtidos os maiores valores de correlação. Pode ser evidenciado um grupo formado pelas unidades amostrais dos meses do início da estação seca – maio, junho e agosto, parte negativa do eixo 2 enquanto o mês de dezembro se posicionou no lado positivo do eixo 2. O eixo 2 apresenta correlação negativa (significativa) com o oxigênio dissolvido ($r = -0,558$), e correlação positiva (significativa) com temperatura ($r = 0,592$).

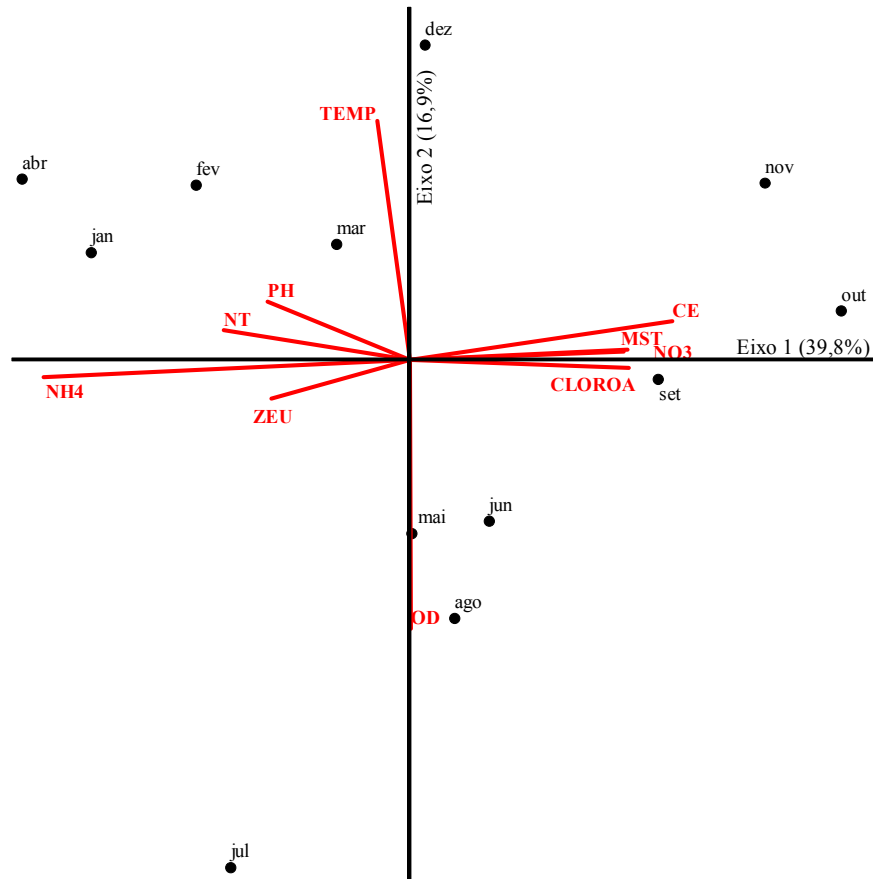


Figura 1.3. Diagrama de ordenação – Análise de Componentes Principais (PCA) – integrada das variáveis abióticas e clorofila-a, com dados mensais de 2005, braço do Riacho Fundo, lago Paranoá-DF.

Tabela 1.2. Coeficientes de correlação de Pearson e Kendall entre as variáveis analisadas mensalmente em 2005, no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF, eixos 1 e 2 da ordenação. (Em negrito $r > 0,4$.)

Variável	Abreviação	Componente Principal	
		I	II
Temperatura	TEMP	-0,134	0,558
Zona Eufótica	ZEU	-0,277	-0,226
Material em Suspensão Total	MST	0,345	0,103
pH	pH	-0,281	0,275
Condutividade Elétrica	CE	0,383	0,226
Oxigênio Dissolvido	OD	0,027	-0,592
Clorofila-a	CLOROA	0,349	-0,102
Nitrato	NO3	0,348	0,117
Íon Amônio	NH4	-0,452	-0,149
Fósforo Total	PT	0,101	-0,254
Nitrogênio Total	NT	-0,322	0,197
Explicabilidade		39,8%	16,9%

1.1.2. DISCUSSÃO

O presente capítulo foi produzido com intuito de verificar a validade da amostragem mensal, nos meses de 2005, e confrontá-la com a opção escolhida para o trabalho no lago Paranoá-DF desde 1997, com amostragens semanais, intensas nos meses caracteristicamente de estiagem e de chuvas. Pode ser incluída como uma parte de caráter descritivo, que busca prioritariamente fornecer subsídios para corroborar o desenho do projeto original de pesquisa.

A maioria dos estudos de monitoramento limnológico apresenta periodicidade mensal de coleta de dados, inclusive em países de clima tropical, que sabidamente contam com duas estações bem definidas: seca e chuva. Tal fato pode ser devido à ausência de recursos financeiros ou logísticos suficientes para as análises em intervalos menores e mais apropriados ao tipo de amostragem e objetivo.

Um inconveniente da amostragem mensal é a perda de informações sobre a comunidade planctônica, especialmente em relação ao fitoplâncton, visto que os seres apresentam ciclos de vida curtos – o tempo de geração da maior parte das algas é de 0,5 a 5 dias, segundo Reynolds (1993) – e as amostragens com intervalos muito superiores a esse período tendem à perda de informações valiosas relativas à dinâmica das comunidades, não observando os processos de sucessão e dominância, e outros atributos.

Ainda considerando as sugestões de coletas semanais, método amplamente praticado atualmente, optou-se por analisar também dados de coletas mensais, não somente como subsídio às amostragens intensificadas em meses tipicamente secos e chuvosos, mas

principalmente pelo fornecimento de informações interessantes acerca do comportamento dos parâmetros ao longo do ano e a possibilidade de observar os limites entre as estações climáticas e as mudanças nas variáveis ambientais em suas faixas de transição, se houver.

Segundo os dados obtidos em 2005 no lago Paranoá, a clorofila-a, o fósforo total e o íon amônio foram as variáveis que apresentaram maiores coeficientes de variação durante o ano de 2005. Foi encontrada alta correlação positiva entre clorofila-a e íon amônio, também positiva entre clorofila-a e nitrato (em menor nível), mas não foi observada correlação significativa entre clorofila-a e fósforo total (fósforo não apresentou correlação significativa com as demais variáveis). Também entre clorofila-a e condutividade elétrica foi verificada alta correlação positiva.

Inúmeros trabalhos em ambientes aquáticos em processo de oligotrofização tentam linearizar a questão e, em alguns deles, são propostos modelos de resposta (preditiva) do sistema como imagem da diminuição na concentração de nutrientes (Sas, 1989; Gaedkle & Schweizer, 1993; Gaedkle, 1998). Porém, é de se esperar que as particularidades dos sistemas invalidem a generalização e o próprio processo de mudança tende a tornar o ambiente instável e imprevisível.

A associação da redução nas concentrações (e cargas) de nutrientes (fósforo e nitrogênio) e a resposta pronta ou tardia de alteração da biomassa algal está sendo comumente encontrada nas experiências.

Phillips *et al.* (2005) consideraram os valores de clorofila-a consistentemente menores a cada seis anos após a redução de nutrientes, especialmente durante a primavera e o início do verão. Opostamente, Horn (2003) verificou que a média anual da biomassa fitoplanctônica quase duplicou, mesmo com a queda na produtividade primária e mudanças na dinâmica da comunidade fitoplanctônica, a partir da redução das cargas nutrientes.

Com a finalidade de quantificar tal relação entre fósforo e biomassa algal pode ser citado o trabalho de Vollenweider & Kerekes (1982), que propuseram modelo de previsibilidade da densidade fitoplanctônica, a partir da concentração de fósforo total, bastante difundido (desenvolvido com a Organização para Cooperação Econômica e Desenvolvimento-OECD). Neste modelo, a concentração de clorofila-a é utilizada como estimativa da densidade fitoplanctônica e os resultados indicaram que para cada 1µg de fósforo total (aproximadamente), a média anual da biomassa fitoplanctônica corresponderia a 0,25µg de clorofila-a (máximo esperado=1µg de clorofila-a). Com base nesse modelo, utilizando os dados do lago Paranoá em 2005, o resultado esperado para 26 µg de fósforo total seriam 6,5 µg de clorofila-a. A relação aplicada aos dados do lago nesse período mostrou-se interessante, pois a diferença encontrada foi mínima (0,4 µg a menor) entre o cálculo proposto pelo modelo – 6,5 µg – e a média anual da estimativa da biomassa real, obtida por meio de análises laboratoriais, que foi de 6,9 µg de clorofila-a.

No presente estudo, a clorofila-a apresentou valores mais elevados na estação seca, a partir de agosto de 2005, mesmo sem aumento nas concentrações de fósforo nem de nitrogênio, que poderiam ser esperados para explicar o aumento da clorofila-a. Nota-se, entretanto, que o aumento da clorofila-a pode consistir em resposta tardia aos picos de fósforo total, por meio da observação da flutuação temporal comparativa.

Foi verificada correlação significativa positiva entre clorofila-a e nitrato e entre clorofila-a e íon amônio (além da negativa entre essas duas formas de nitrogênio). O mesmo teste não apontou correlação entre a estimativa de biomassa algal e fósforo ou nitrogênio total. Não foram verificados outros elementos que garantam e/ou avalizem tal relação, também pelo fato das coletas ora apresentadas terem sido realizadas mensalmente,

intervalo considerado relativamente longo para permitir confiabilidade em associações de causa-efeito dessa natureza.

Na estiagem, período em que foram encontrados os maiores valores de clorofila-a, nota-se queda na temperatura da água, circulação da coluna e a presença de microestratificações (por meio da observação do perfil térmico), fatos comuns ao lago (Philomeno, 2003) e à região e encontrados em vários trabalhos brasileiros (Fonseca, 2005). O fenômeno ocorre porque os valores inferiores de temperatura do ar provocam aumento na densidade da água e conseqüente circulação desta até as maiores profundidades. Dentre as diferenças associadas a essa estação, observou-se sutil elevação da condutividade elétrica e do oxigênio dissolvido. Ainda a transparência da água (e o comprimento da zona eufótica) mostraram maiores valores em julho e agosto, o que pode também ter contribuído para a maior produtividade algal.

Os dados de precipitação sugerem que a estação seca de 2005 pode ter permanecido por tempo superior ao usual, mesmo com a ausência de dados em abril, e nota-se em outubro valores de precipitação inferiores aos comumente obtidos para esse mês. Com base nos parâmetros obtidos, poder-se-ia inferir que houve pouca ou nenhuma precipitação em abril, inclusive pelos dados de pH, que não apresentaram flutuação expressiva senão pelo pico máximo observado em abril. Essa variável não apresentou correlação significativa com as demais variáveis (vide resultados). Dessa forma, pode-se associar ao efeito de concentração – naturalmente esperado nesse período, em decorrência da ausência de chuvas – o fato do teor de clorofila-a nos meses de seca serem marcadamente mais elevados.

É importante informar que o lago está passando por um processo de oligotrofização, iniciado em 1993 – com redução na carga de nutrientes (Felizatto *et al.*, 2000) –, e que, portanto, os dados obtidos para os meses podem não estar retratando a realidade típica de

reservatórios urbanos sujeitos à ação antrópica e nem serem comparáveis àqueles dados esperados para um corpo lântico com as concentrações de nutrientes encontradas neste. No presente estudo, a média de fósforo total encontrada foi de $26 \mu\text{g L}^{-1}$ de fósforo total, correspondente à um ambiente aquático tropical com características mesotróficas (Salas & Martino, 1990). Porém, a flutuação dos dados foi tão expressiva que contou com o mínimo de $2 \mu\text{g L}^{-1}$ de fósforo total (no mês de dezembro), própria de ambiente oligotrófico, e com o máximo de $62 \mu\text{g L}^{-1}$ de fósforo total (no mês de maio), que corresponde à concentração de sistema tipicamente eutrofizado. Os dados de pluviosidade podem estar relacionados a esses dois extremos encontrados (efeito de diluição).

Também com a utilização de um outro critério, a clorofila-a, para os mesmos autores, o lago Paranoá apresenta oscilação entre momentos oligo, meso e eutrófico, com valores médios sugerindo mesotrofia. A classificação de Salas & Martino (1990) não considera nitrogênio para avaliação, como métodos desenvolvidos para clima temperado (Sakamoto, 1966; Nürnberg, 1996) e, portanto, não adequados à comparações com dados do lago Paranoá.

A flutuação dos dados físicos e químicos sugere que o ambiente esteja em um momento de “transição”, isso porque apresenta valores próprios de lagos mesotróficos e para outras variáveis (ou para as mesmas, porém em meses diferentes no mesmo ano), outros caracteristicamente eutróficos.

Branco (1991) realizou estudo sobre a comunidade planctônica e a qualidade da água no lago Paranoá com coletas mensais em vários pontos do lago (de março de 1988 a março de 1989). O estudo, por seu caráter abrangente, foi utilizado como referência à época. O local de coleta coincidente com o ponto no braço do Riacho Fundo do presente

trabalho apresenta algumas diferenças marcantes quanto às variáveis ambientais deste estudo, realizado entre 9 a 17 anos depois. A temperatura da água mensurada (Branco, 1991) foi inferior nos meses tipicamente secos (junho e julho), e superiores na estação chuvosa (janeiro). No perfil térmico a tendência é semelhante, exceto em outubro, pois as primeiras profundidades apresentam estratificação em 1988 e 1989 (não se evidencia microestratificações, provavelmente por diferença na precisão do equipamento).

A condutividade elétrica apresentou maior oscilação e menor valor em março (em 2005 foram em janeiro, maio e julho, sendo que baixos valores foram encontrados em janeiro em ambos os estudos) e somente o valor mais elevado, em dezembro de 1988, é similar àqueles encontrados em 2005.

Os valores de pH apresentam alta variação, com tendência à alcalinidade, e são mais elevados a partir de setembro (Branco, 1991). O oposto ocorre em 2005 (onde valores inferiores são relacionados a setembro, outubro e novembro), e os dados mostram tendência à neutralidade, com pequena variação ao longo do ano.

A transparência da água foi mais elevada na seca em ambos os estudos, porém em 2005 houve um pico em fevereiro (estação chuvosa), mês em que a precipitação foi inferior ao mês anterior e ao subsequente, o que pode corroborar a elevação na transparência. Nos meses de chuvas, a variável apresentou os menores valores. Nota-se que em 1988 e 1989 a transparência era expressivamente inferior àquela mensurada em 2005, e o valor máximo, em outubro de 1988 é semelhante ao mínimo do ano de 2005 (em maio).

Quanto ao oxigênio dissolvido na água, valores superiores foram encontrados na seca (principais picos em setembro de 1988 e em agosto de 2005), porém o menor valor no estudo anterior foi obtido em maio e, em 2005, em novembro.

De maio a setembro de 1989 foram mensurados os maiores valores de íon amônio, enquanto os picos em 2005 foram nos meses de janeiro, maio e julho. O menor valor do estudo anterior foi encontrado em janeiro de 1989 e no presente estudo foi em novembro. Excetuando-se o pico em janeiro de 2005, a tendência dos dados dos dois estudos é similar. A diferença mais evidente é que os maiores valores do estudo anterior se assemelham à média de íon amônio do presente estudo, e enquanto o pico em Branco (1991) foi de aproximadamente $2500\mu\text{gL}^{-1}$, em 2005 encontrou-se até $3638\mu\text{gL}^{-1}$.

O nitrato apresentou valores inferiores a $40\mu\text{gL}^{-1}$ exceto em outubro de 1988 (cerca de $230\mu\text{gL}^{-1}$), enquanto em 2005 estes variaram de 143 a $404\mu\text{gL}^{-1}$, com pico em novembro. Nota-se, então, a elevação expressiva dos valores médios nas coletas de 2005.

Os valores de fósforo total de Branco (1991) oscilaram entre 45 e $100\mu\text{gL}^{-1}$ e os do presente estudo, entre 2 e $62\mu\text{gL}^{-1}$ (média: $26\mu\text{gL}^{-1}$). Os picos relacionaram-se com a estação seca: em 1988 foram em junho e em setembro, enquanto em 2005, maio e agosto.

Com relação à concentração de clorofila-a, além da discrepância dos valores marcadamente superiores em 1988 e 1989, o menor valor encontrado em Branco (1991) coincide com o mês de um dos picos mais elevados em 2005: junho. Os meses com valores mais elevados em Branco (1991) foram novembro, dezembro e janeiro (os valores variaram entre 25 a $63\mu\text{gL}^{-1}$) e em 2005, foram junho, agosto, setembro e outubro (no período observou-se valores entre 3,8 a $17,4\mu\text{gL}^{-1}$). É válido informar que no mês de outubro de 2005 a precipitação apresentou valores inferiores aos usuais para a época e que o estudo anterior contou com biomassa superior nos meses de chuva, apesar dos valores de fósforo total elevados na seca, neste ponto amostral.

Há várias discrepâncias entre os valores obtidos em 1988/1989 e 2005, para as variáveis ambientais do lago no mesmo ponto amostral do lago. Supõem-se que as mudanças na bacia de drenagem (principalmente quanto ao uso e à ocupação do solo) e as modificações na qualidade da água – provenientes das melhorias nas estações de tratamento de esgoto –, além da dinâmica interna do sistema, sejam os fatores de maior influência para a obtenção dos resultados de 2005.

Atualmente sabe-se que a amostragem mensal não é indicada para organismos com curtos ciclos de vida e ambientes dinâmicos, especialmente tropicais, pois pode subestimar dados referentes à comunidade aquática e às variáveis físicas e químicas da água, com a perda de dados de eventos importantes. Além disso, a análise exploratória realizada para os dados mensais mostra notável a separação dos meses das duas estações climáticas regionais (período de estiagem e período chuvoso), verificada claramente na figura 1.3. Tal resultado pode ser considerado como um subsídio que corrobora a escolha de coletas mais intensas (semanais) especialmente em meses tipicamente de seca e de chuva, com intuito de obter estimativas mais seguras da dinâmica do ambiente e sobre as comunidades presentes neste.

Conclusão

O lago Paranoá pode estar em uma fase intermediária do processo de restauração, que justificaria a presença de peculiaridades de um e de outro estado trófico (meso e eutrófico), com um pseudo-equilíbrio deslocado de forma alternada, podendo prevalecer características ora de um, ora de outro nível de trofia.

1.2. Dados da Série Temporal – Anos: 1997, 1998, 1999, 2000 e 2005

O presente item tem como objetivo verificar a flutuação temporal das variáveis físicas e químicas da água (e clorofila-a), em períodos de seca e de chuva ao longo do processo de oligotrofização e estabelecer relações entre os parâmetros por pares de estações (seca e chuva) e por fases do processo de oligotrofização.

O estudo abrange dados obtidos desde quando o ponto braço do Riacho Fundo do lago Paranoá apresentava as condições de qualidade de água características de ambiente eutrofizado – FASE 1: seca de 1997 e chuva de 1998 –, passando por uma melhoria constatada por vários indicadores – FASE 2: seca de 1999 e chuva de 2000 –e, após essa etapa, um período onde há sinais de conservação das características obtidas a partir de 1999 (oligotrofização) e, ao mesmo tempo, indícios de regresso às condições de degradação similares àquelas dos anos anteriores à 1999 (provável fase de transição) – FASE 3: chuva de 2005 e seca de 2005. Dessa forma, todas as figuras apresentarão os dados semanais dos períodos supracitados, em ordem cronológica.

1.2.1. RESULTADOS

Dados Climatológicos

Pluviosidade anual (fonte dos dados: sistema HIDRO-ANA/CAESB)

A figura a seguir (1.4 A, B, C, D e E) contam com dados de precipitação obtidos para a área de influência do objeto do presente estudo nos anos de 1997, 1998, 1999, 2000 e 2005. A chuva é representada pelo acúmulo mensal e valor máximo, para melhor visualização da separação marcante e repetitiva (anualmente) entre o comportamento desta variável nas estações do ano que baseiam o estudo – seca e chuva.

Os dados da estação pluviométrica estão descritos na tabela 1.3.

Tabela 1.3. Dados da estação pluviométrica – rio Paranoá-DF.

Referência	Dado
Código	01547008
Nome	ETE SUL
Código Adicional	P02
Bacia	RIO PARANÁ (6)
Sub-bacia	RIO PARANAÍBA (60)
Rio	RIO PARANOÁ
Estado	DISTRITO FEDERAL
Município	BRASÍLIA
Responsável	CAESB
Operadora	CAESB
Latitude	-15:50:29
Longitude	-47:54:31
Altitude (m)	1005

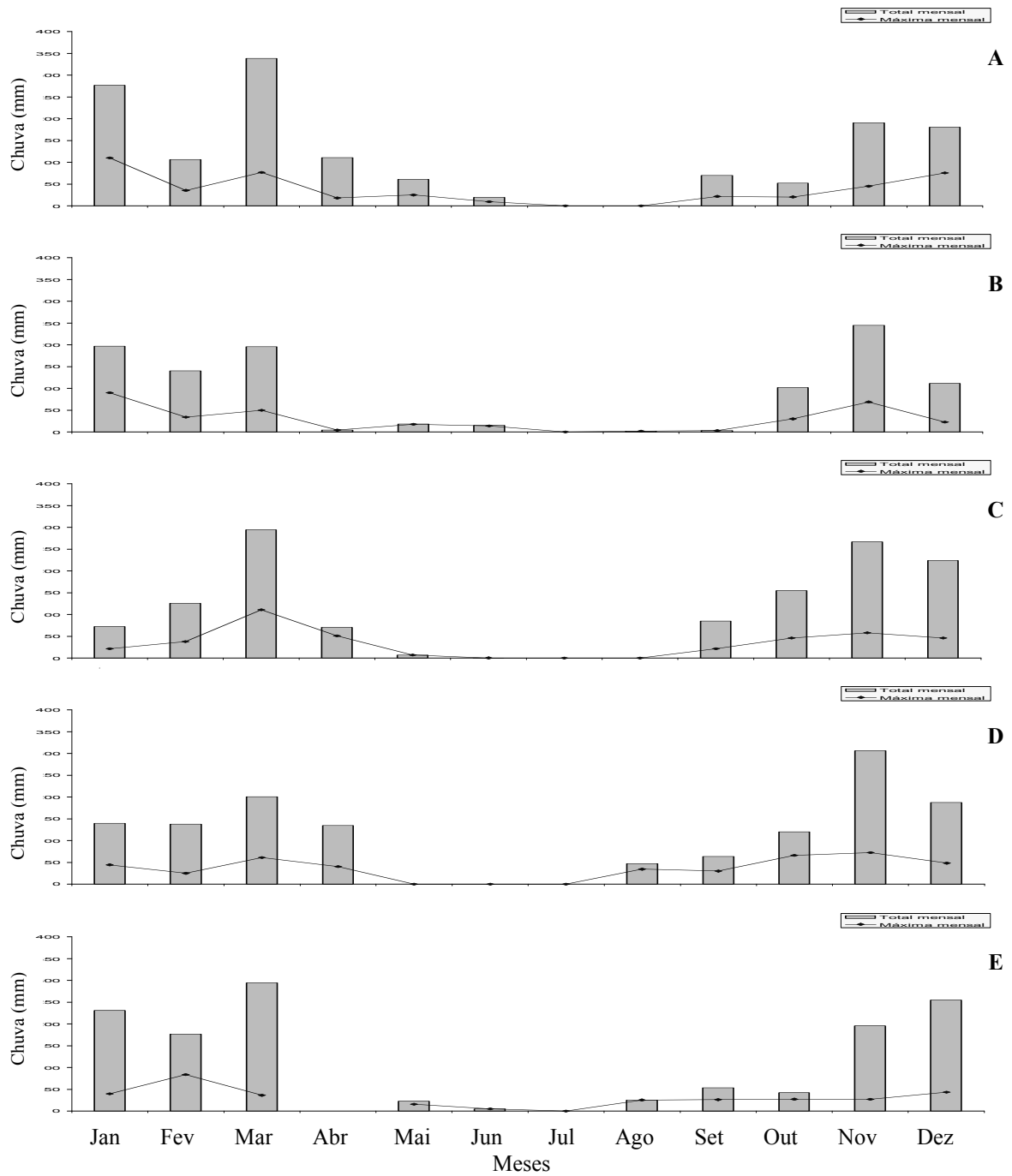


Figura 1.4. Precipitação mensal acumulada e valor máximo na área do estudo, Brasília-DF, nos anos de 1997 (A), 1998 (B), 1999 (C), 2000 (D) e 2005 (E). (Dados cedidos pela CAESB.)

FLUTUAÇÃO TEMPORAL DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS (1m de profundidade)

As tabelas 1.4, 1.5 e 1.6 mostram a estatística descritiva das variáveis físicas e químicas da água, incluindo a clorofila-a, para os períodos de seca e de chuva das três fases da restauração do lago Paranoá, no braço do Riacho Fundo a um metro de profundidade (exceto transparência da água).

Os parâmetros foram analisados individualmente, comparados por pares de estações em cada fase e entre as fases por meio da aplicação do teste de Wilcoxon e correlacionados entre si pela correlação de Spearman.

Tabela 1.4. Valores de médias e desvios padrões (DP), valores mínimos e valores máximos e coeficientes de variação (CV%) das variáveis mensuradas na fase 1: estação seca de 1997 (n=8) e estação chuvosa de 1998 (n=8) no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

	Variável	Média e DP	Valor Mínimo	Valor Máximo	CV (%)
Seca de 1997	Temperatura (°C)	23,8±1,4	22,0	26,0	6
	pH	7,4±0,9	6,6	8,8	12
	Condutividade Elétrica (µScm ⁻¹)	82,1±15,8	61,2	109,0	19
	Oxigênio Dissolvido (mgL ⁻¹)	8,7±1,2	7,5	10,5	13
	Clorofila-a (µgL ⁻¹)	55,7±35,1	25,5	135,4	63
	Transparência da água (m)	0,8±0,2	0,5	1,1	27
	Fósforo Total (µgL ⁻¹)	49,5±0,0	37,0	57,0	21
	Nitrogênio Total (µgL ⁻¹)	1617,5±0,2	1280,0	1860,0	15
	Nitrato (µgL ⁻¹)	286,8±0,1	163,0	336,0	27
	Íon amônio (µgL ⁻¹)	286,6±0,2	71,0	500,0	69
Chuva de 1998	Temperatura (°C)	27,3±1,6	25,0	30,0	6
	pH	6,8±1,0	5,7	9,0	15
	Condutividade Elétrica (µScm ⁻¹)	78,9±5,6	74,1	88,0	7
	Oxigênio Dissolvido (mgL ⁻¹)	6,4±1,1	5,0	8,4	18
	Clorofila-a (µgL ⁻¹)	28,7±11,0	12,3	44,8	38
	Transparência da água (m)	0,7±0,3	0,25	1,0	41
	Fósforo Total (µgL ⁻¹)	48,0±0,0	35,0	61,0	29
	Nitrogênio Total (µgL ⁻¹)	1915,0±0,0	1890,0	1940,0	1
	Nitrato (µgL ⁻¹)	96,5±0,0	69,0	124,0	30
	Íon amônio (µgL ⁻¹)	62,0±0,0	45,0	79,0	29

Tabela 1.5. Valores de médias e desvios padrões (DP), valores mínimos e valores máximos e coeficientes de variação (CV%) das variáveis mensuradas na fase 2: estação seca de 1999 (n=8) e estação chuvosa de 2000 (n=8) no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Variável		Média e DP	Valor Mínimo	Valor Máximo	CV (%)
Seca de 1999	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	23,5±1,4	21,5	25,5	6
	pH	7,9±0,6	7,2	8,9	8
	Condutividade Elétrica (μScm^{-1})	96,3±35,6	11,6	122,8	37
	Oxigênio Dissolvido (mgL^{-1})	4,4±0,4	3,9	4,8	8
	Clorofila-a (μgL^{-1})	7,7±2,1	5,2	11,6	27
	Transparência da água (m)	1,4±0,3	0,8	1,9	24
	Fósforo Total (μgL^{-1})	34,7±0,0	16,0	46,0	45
	Nitrogênio Total (μgL^{-1})	2943,7±0,0	2940,0	2950,0	0
	Nitrato (μgL^{-1})	998,8±0,0	942,0	1033,0	5
Íon amônio (μgL^{-1})	789,0±0,6	348,0	1524,0	77	
Chuva de 2000	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	25,6±2,1	20,5	27,0	8
	pH	7,4±0,6	6,9	8,6	8
	Condutividade Elétrica (μScm^{-1})	86,9±15,0	73,0	115,1	17
	Oxigênio Dissolvido (mgL^{-1})	5,4±0,3	4,8	5,7	6
	Clorofila-a (μgL^{-1})	7,1±0,8	6,2	8,4	11
	Transparência da água (m)	1,4±0,4	1,0	2,3	27
	Fósforo Total (μgL^{-1})	30,8±0,0	19,0	38,0	32
	Nitrogênio Total (μgL^{-1})	1164,3±0,0	1155,0	1180,0	1
	Nitrato (μgL^{-1})	246,6±0,0	235,0	266,0	7
Íon amônio (μgL^{-1})	110,0±0,0	80,0	128,0	23	

Tabela 1.6. Valores de médias e desvios padrões (DP), valores mínimos e valores máximos e coeficientes de variação (CV%) das variáveis mensuradas na fase 3: estação chuva de 2005 (n=8) e estação de seca de 2005 (n=8) no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

	Variável	Média e DP	Valor Mínimo	Valor Máximo	CV (%)
Chuva de 2005	Temperatura (°C)	26,9±1,5	25,0	29,0	5
	pH	7,1±0,2	6,8	7,5	3
	Condutividade Elétrica (μScm^{-1})	101,1±3,6	94,6	105,8	9
	Oxigênio Dissolvido (mgL^{-1})	6,4±1,2	4,7	7,9	11
	Clorofila-a (μgL^{-1})	5,0±0,7	3,4	5,5	36
	Transparência da água (m)	1,6±0,5	0,9	2,4	22
	Fósforo Total (μgL^{-1})	19,3±0,0	8,0	30,0	34
	Nitrogênio Total (μgL^{-1})	3601,6±0,6	2858,0	4342,0	19
	Nitrato (μgL^{-1})	207,0±0,1	110,0	282,0	33
	Íon amônio (μgL^{-1})	2975,0±0,6	2200,0	3700,0	25
Seca de 2005	Temperatura (°C)	24,0±1,1	22	25,5	6
	pH	7,2±0,2	7,0	7,6	3
	Condutividade Elétrica (μScm^{-1})	121,1±10,4	100,0	135,0	4
	Oxigênio Dissolvido (mgL^{-1})	7,5±0,8	6,2	8,6	19
	Clorofila-a (μgL^{-1})	10,6±3,8	4,5	14,2	13
	Transparência da água (m)	1,7±0,4	1,1	2,1	28
	Fósforo Total (μgL^{-1})	27,3±0,0	16,0	41,0	38
	Nitrogênio Total (μgL^{-1})	2656,8±0,5	2027,0	3577,0	16
	Nitrato (μgL^{-1})	415,0±0,1	328,0	743,0	27
	Íon amônio (μgL^{-1})	1623,6±0,4	948,0	2315,0	20

FASE 1

CHUVA

Tabela 1.8. Correlações significativas (r_s de Spearman; $p < 0,05$) entre as variáveis ambientais da chuva de 1998 (fase 1), braço do Riacho Fundo, lago Paranoá-DF (Observação: as correlações negativas apresentam indicação por meio do sinal matemático correspondente).

Variáveis	Temperatura	pH	Condutividade Elétrica	Oxigênio Dissolvido	Clorofila-a	Transparência/zona eufótica	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Nitrato	Íon amônio
Temperatura										
pH							- 0,768	- 0,768	- 0,768	0,768
Condutividade Elétrica										
Oxigênio Dissolvido										
Clorofila-a										
Transparência/zona eufótica							0,930	0,930	0,930	- 0,930
Fósforo Total		- 0,768				0,930				
Nitrogênio Total		- 0,768				0,930				
Nitrato		- 0,768				0,930				
Íon amônio		0,768				- 0,930				

FASE 2

SECA

Tabela 1.9. Correlações significativas (r , de Spearman; $p < 0,05$) entre as variáveis ambientais da seca de 1999 (fase 2), braço do Riacho Fundo, lago Paranoá-DF (Observação: as correlações negativas apresentam indicação por meio do sinal matemático correspondente).

Variáveis	Temperatura	pH	Condutividade Elétrica	Oxigênio Dissolvido	Clorofila-a	Transparência/zona eufótica	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Nitrato	Íon amônio
Temperatura						0,715	- 0,798	0,798	- 0,798	0,798
pH						0,739	- 0,798	0,798	- 0,798	0,798
Condutividade Elétrica										
Oxigênio Dissolvido										
Clorofila-a										
Transparência/zona eufótica	0,715	0,739					- 0,850	0,850	- 0,850	0,850
Fósforo Total	- 0,798	- 0,798				- 0,850				
Nitrogênio Total	0,798	0,798				0,850				
Nitrato	- 0,798	- 0,798				- 0,850				
Íon amônio	0,798	0,798				0,850				

FASE 2

CHUVA

Tabela 1.10. Correlações significativas (r , de Spearman; $p < 0,05$) entre as variáveis ambientais da chuva de 2000 (fase 2), braço do Riacho Fundo, lago Paranoá-DF (Observação: as correlações negativas apresentam indicação por meio do sinal matemático correspondente).

Variáveis	Temperatura	pH	Condutividade Elétrica	Oxigênio Dissolvido	Clorofila-a	Transparência/zona eufótica	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Nitrato	Íon amônio
Temperatura		0,824	0,792							
pH	0,824		0,830			0,767				
Condutividade Elétrica	0,792	0,830								
Oxigênio Dissolvido										
Clorofila-a										
Transparência/zona eufótica		0,767					- 0,755	0,755	0,755	- 0,755
Fósforo Total							- 0,755			
Nitrogênio Total								0,755		
Nitrato									0,755	
Íon amônio										- 0,755

FASE 3

CHUVA

Tabela 1.11. Correlações significativas (r_s de Spearman; $p < 0,05$) entre as variáveis ambientais da chuva de 2005 (fase 3), braço do Riacho Fundo, lago Paranoá-DF (Observação: as correlações negativas apresentam indicação por meio do sinal matemático correspondente).

Variáveis	Temperatura	pH	Condutividade Elétrica	Oxigênio Dissolvido	Clorofila-a	Transparência/zona eufótica	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Nitrato	Íon amônio
Temperatura									0,735	
pH				- 0,835			0,749	- 0,761		- 0,784
Condutividade Elétrica										
Oxigênio Dissolvido		- 0,835					- 0,714			
Clorofila-a							0,898			
Transparência/zona eufótica										
Fósforo Total		0,749		- 0,714	0,898					
Nitrogênio Total		- 0,761								0,994
Nitrato	0,735									
Íon amônio		- 0,784							0,994	

FASE 3

SECA

Tabela 1.12. Correlações significativas (r_s de Spearman; $p < 0,05$) entre as variáveis ambientais da seca de 2005 (fase 3), braço do Riacho Fundo, lago Paranoá-DF (Observação: as correlações negativas apresentam indicação por meio do sinal matemático correspondente).

Variáveis	Temperatura	pH	Condutividade Elétrica	Oxigênio Dissolvido	Clorofila-a	Transparência/zona eufótica	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Nitrato	Íon amônio
Temperatura					0,857					
pH									0,723	
Condutividade Elétrica				0,731	0,833					
Oxigênio Dissolvido			0,731							
Clorofila-a	0,857		0,833							
Transparência/zona eufótica										
Fósforo Total										
Nitrogênio Total										
Nitrato		0,723								
Íon amônio										

CORRELAÇÕES – CONJUNTOS DOS DADOS DAS TRÊS FASES DA RESTAURAÇÃO

Tabela 1.13. Correlações significativas (*r*, de Spearman; $p < 0,05$) do conjunto dos dados das três fases do processo de oligotrofização do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo) (de 1997 a 2005). Legenda: (-)=correlação negativa.

Variáveis	pH	Condutividade Elétrica	Oxigênio Dissolvido	Temperatura	Clorofila-a	Transparência/zona eufótica	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Nitrato	Íon Amônio
pH		0,444					-0,391		0,341	
Condutividade Elétrica	0,444				-0,359	0,581	-0,508	0,673	0,386	0,696
Oxigênio Dissolvido					0,420				-0,424	
Temperatura										-0,325
Clorofila-a		-0,359	0,420			-0,667	0,418	-0,329	-0,479	-0,469
Transparência/zeu		0,581			-0,667		-0,604	0,497	0,329	0,638
Fósforo Total	-0,391	-0,508			0,418	-0,604		-0,393		-0,538
Nitrogênio Total		0,673			-0,329	0,497	-0,393			0,729
Nitrato	0,341	0,386	-0,424		-0,479	0,329				0,309
Íon Amônio		0,696		-0,325	-0,469	0,638	-0,538	0,729	0,309	

Regime Físico

Estrutura térmica

Na figura 1.5 estão representados os perfis térmicos dos períodos analisados, compreendido entre 1997 e 2005. As escalas variam de acordo com valores de cada gráfico.

Na seca de 1997 (figura 1.5a), no período inicial, observa-se circulação até 3-4 metros e, da metade para o final da estação, a presença de estratificações em diferentes profundidades, aumentando gradativamente em quantidade até o final do período.

No início da estação chuvosa de 1998 (figura 1.5b), há marcada estratificação da coluna d'água, seguida de períodos apresentando estratificação a partir da profundidade de 5 metros. Pouco depois do meio do período de chuva observa-se estratificação, seguida de circulação exceto nas maiores profundidades e próximo à superfície, ao final. Nota-se microestratificações durante o período.

O período seco de 1999 (figura 1.5c) é marcado por estratificações, nitidamente em zonas (de profundidades). Não há verificação de padrão no perfil térmico, pois as estratificações se dão em profundidades diversas (ao longo do período) e há zonas de circulação de comprimentos variados (metros) entre elas.

Na estação chuvosa de 2000 (figura 1.5d), nota-se circulação no período inicial, com estratificação nas maiores profundidades, seguida de período extenso apresentando estratificações marcantes e em diferentes profundidades. Ao final da estação, verifica-se circulação e término do período com circulação semi-completa, contando com estratificação no fundo.

No período chuvoso de 2005 (figura 1.5e) notam-se estratificações em diferentes profundidades, principalmente nas áreas mais próximas ao fundo, durante toda a estação. Em seu início, observam-se temperaturas mais baixas e estratificação nas primeiras profundidades. Também no final do período notam-se tais estratificações. Há presença de zonas de circulação de até cerca de 7 metros durante todo o período de chuva. Podem ser verificadas microestratificações em todas as profundidades ao longo da estação estudada.

Também na estação seca de 2005 (figura 1.5f) verificam-se microestratificações. Até a metade do período, observa-se estratificação nas maiores profundidades e temperatura pouco variada nas primeiras profundidades, indicando circulação, com tendência a aumento da temperatura ao longo do período. No final da estação, verifica-se estratificação expressiva em toda a coluna d'água.

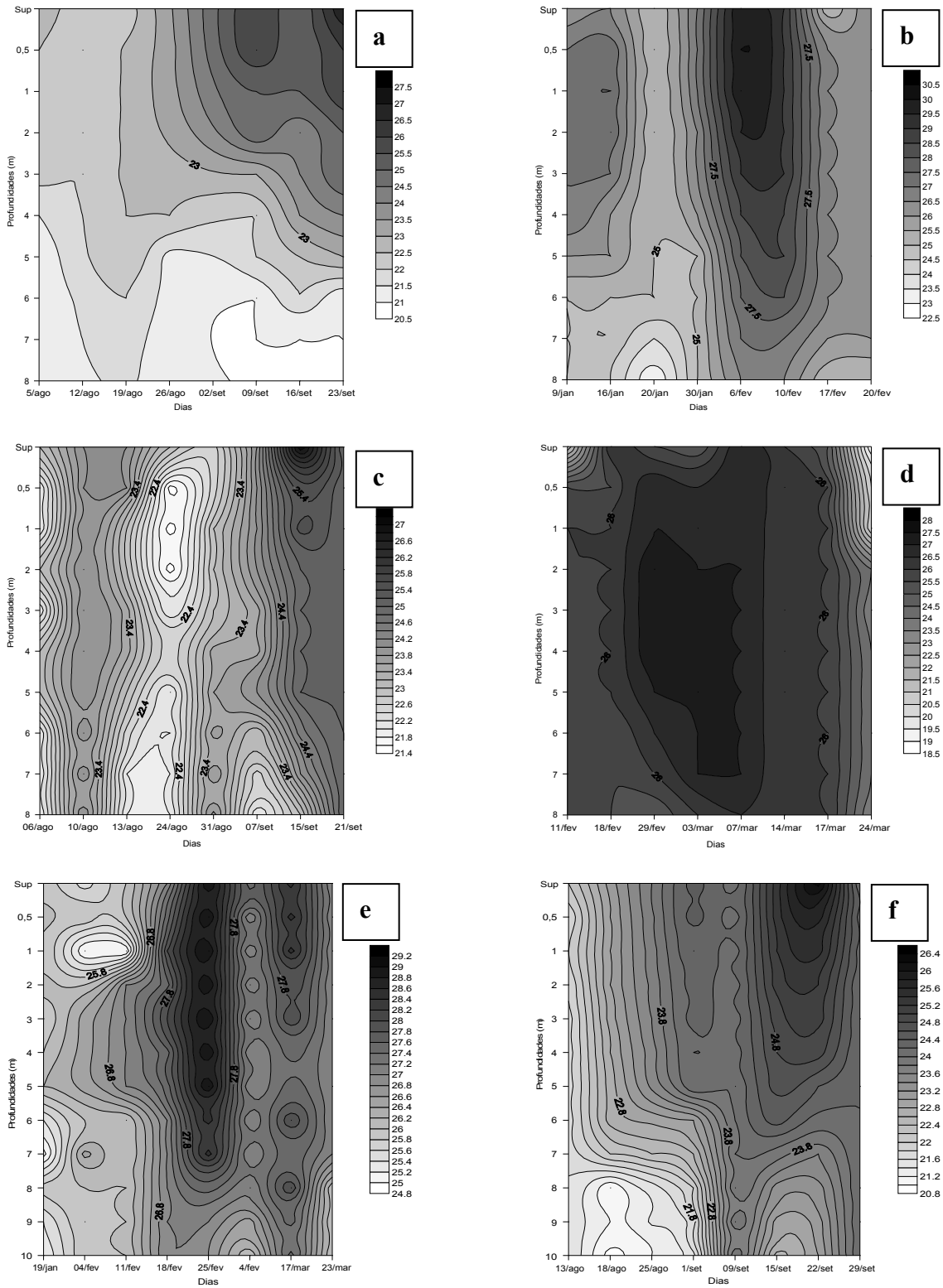


Figura 1.5. Estrutura térmica nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF, braço do Riacho Fundo (fase 1: a= seca de 1997; b= chuva de 1998; fase 2: c= seca de 1999; d= chuva de 2000; e fase 3: e= chuva de 2005; f= seca de 2005).

Transparência da água e Zona Eufótica

A relação direta entre as variáveis transparência da água e comprimento da zona eufótica torna redundante a apresentação dos dados (e discussão) de ambas as variáveis em todas as partes do presente trabalho. O presente item mostra ambas representadas na figura 1.6, para mostrar os valores obtidos para a transparência da água e calculados para a zona eufótica, nos 3 períodos de estudo (entre 1997 e 2005), pois há divergências quanto à adoção de uma ou outra medida. Em alguns itens, optou-se por assumir zona eufótica (para as análises exploratórias), por consistir na camada preferencialmente associada aos organismos fotossintetizantes.

Há diferença significativa ($p < 0,05$) entre os valores de zona eufótica das três fases do trabalho (ANOVA, $F=9,699$), especialmente entre as fases 1 e 2 (Wilcoxon, $Z = - 3,410$) e fases 1 e 3 (Wilcoxon, $Z = - 3,466$), com valores marcadamente inferiores na fase 1.

A fase 1 apresenta valores de transparência da água semelhantes (média na seca= $0,8 \pm 0,2m$; média na chuva= $0,7 \pm 0,3m$), com flutuação marcadamente superior na chuva, como pode ser verificado por meio do coeficiente de variação (CV) dos referidos dados (CV=41%). Na fase 2 os valores também foram similares (média na seca= $1,4 \pm 0,3m$; média na chuva= $1,4 \pm 0,4m$), bem como a variação dos dados (CVseca=24% e CVchuva=27%). Na fase 3 observou-se a mesma situação, com média na seca= $1,6 \pm 0,5m$ e média na chuva= $1,7 \pm 0,4m$ e CVseca=22% e CVchuva=28% (tabelas 1.4, 1.5 e 1.6).

Entre os três períodos de estiagem observa-se diferença significativa nas seguintes relações: seca da fase 1 e seca da fase 2 (Wilcoxon, $Z = - 2,524$), e seca da fase 1 e seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,533$), pertencendo à fase 1 os menores valores médios. Entre as

estações chuvosas, nota-se diferença entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,380$), com valores mais elevados na fase 3.

Observou-se correlação significativa ($p < 0,05$) entre a transparência da água/zona eufótica e outros parâmetros (teste de Spearman), como mostrado nas tabelas 1.7, 1.8, 1.9 e 1.10 – seca da fase 1: correlação negativa com oxigênio dissolvido; chuva da fase 1: positiva com fósforo total, nitrogênio total e nitrato e negativa com íon amônio; seca da fase 2: positiva com temperatura, pH, nitrogênio total e íon amônio e negativa com fósforo total e nitrato; e chuva da fase 2: positiva com pH, nitrogênio total e nitrato e negativa com fósforo total e íon amônio. A tabela 1.13 apresenta o conjunto dos dados de transparência da água das três fases da restauração relacionada significativamente a seis dos nove demais parâmetros analisados no estudo.

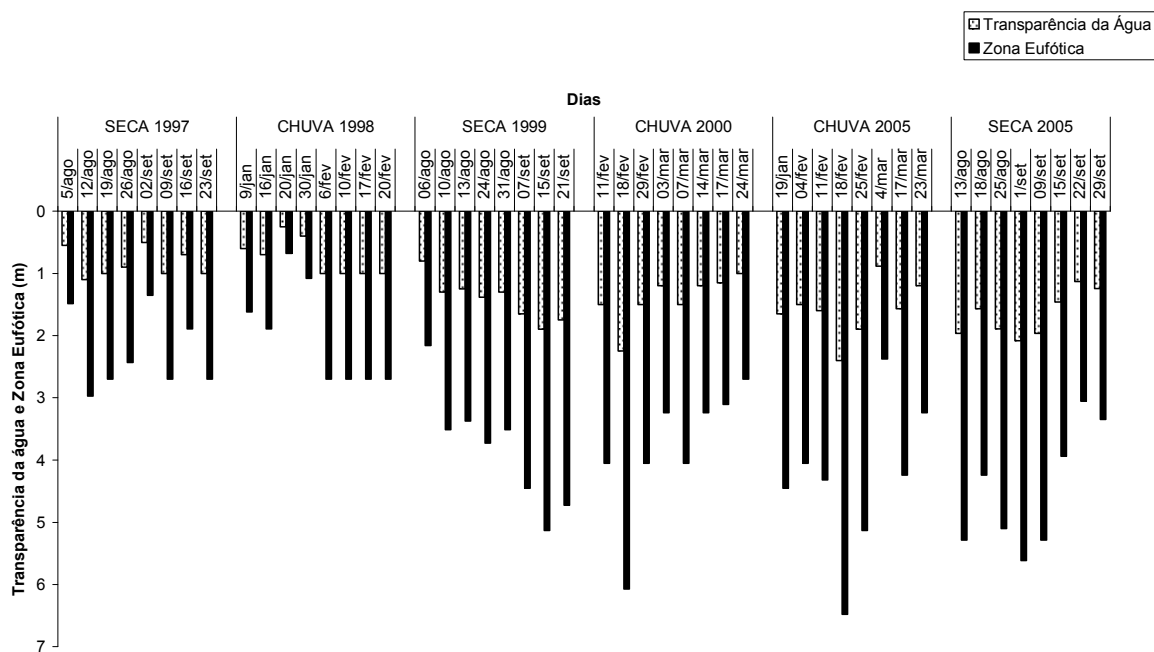


Figura 1.6. Valores de transparência da água e zona eufótica das três fases da restauração (fase 1: 1997/1998; fase 2: 1999/2000; fase 3: 2005), no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Química da Água

pH e Condutividade Elétrica

A representação da flutuação temporal dos dados das variáveis pH e condutividade elétricas pode ser observada por meio da figura 1.7. As tabelas 1.4, 1.5 e 1.6 apresentam a estatística descritiva dos parâmetros.

pH

Quanto ao pH, há diferença significativa ($p < 0,05$) entre os valores das três fases do trabalho (ANOVA, $F=2,465$), especialmente entre as fases 1 e 2 (Wilcoxon, $Z = - 2,251$) e fases 2 e 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,329$). Os valores superiores foram verificados na fase 2, para ambas as comparações entre fases.

A fase 1 apresenta valores médios de pH superiores na seca (média na seca= $7,4 \pm 0,9$; média na chuva= $6,8 \pm 1,0$), com variação semelhante nos dois períodos ($CV_{seca}=12\%$, $CV_{chuva}=15\%$). Na fase 2 os valores também foram mais elevados na seca (média na seca= $7,9 \pm 0,6$; média na chuva= $7,4 \pm 0,6$), e variação idêntica dos dados (CV_{seca} e $CV_{chuva}=8\%$). Na fase 3 observou-se valores médios e flutuação dos dados similares nos dois períodos (média na seca= $7,1 \pm 0,2$ e média na chuva= $7,2 \pm 0,2$; CV_{seca} e $CV_{chuva}=2\%$). Não foi encontrada diferença significativa entre os pares de estações climáticas nas fases.

Entre os três períodos de seca observa-se diferença nas seguintes relações: seca da fase 2 e seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,366$), com valores superiores na fase 2. Na comparação entre as estações chuvosas, não foi encontrada diferença significativa.

As correlações significativas ($p < 0,05$) entre pH e demais parâmetros estão nas tabelas 1.8, 1.9, 1.10, 1.11 e 1.12 (correlação de Spearman) – chuva da fase 1: correlação positiva com íon amônio e negativa com fósforo total, nitrogênio total e nitrato; seca da fase 2: positiva com transparência, nitrogênio total e íon amônio, e negativa com fósforo total e nitrato; chuva da fase 2: positiva com temperatura, condutividade elétrica e transparência da água; chuva da fase 3: positiva com fósforo total e negativa com oxigênio dissolvido, nitrogênio total e íon amônio; e seca da fase 3: positiva com nitrato. Na tabela 1.13 mostra a relação entre o conjunto dos dados de pH das três fases da restauração e três dos nove outros parâmetros analisados no estudo.

Condutividade Elétrica

Entre os valores de condutividade elétrica mensurados das três fases do trabalho, verificou-se diferença significativa ($p < 0,05$) (ANOVA, $F=18,463$), especialmente entre as fases 1 e 2 (Wilcoxon, $Z= - 2,792$) e fases 1 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 3,309$). Os valores superiores foram verificados na fase 3, seguidos por aqueles encontrados na fase 2.

Nas três fases da restauração do lago Paranoá, observou-se valores médios de condutividade elétrica mais elevados na seca, bem como também, na mesma estação climática, a superior variação dos dados (fase 1: média na seca= $82,1 \pm 15,8 \mu\text{Scm}^{-1}$ e média na chuva= $78,9 \pm 5,6 \mu\text{Scm}^{-1}$, $\text{CVseca}=19\%$ e $\text{CVchuva}=7\%$; fase 2: média na seca= $96,3 \pm 35,6 \mu\text{Scm}^{-1}$ e média na chuva= $86,9 \pm 15,0 \mu\text{Scm}^{-1}$, $\text{CVseca}=37\%$ e $\text{CVchuva}=17\%$; fase 3: média na seca= $121,1 \pm 10,4 \mu\text{Scm}^{-1}$ e média na chuva: $101,1 \pm 3,6 \mu\text{Scm}^{-1}$; $\text{CVseca}=4\%$ e $\text{CVchuva}=9\%$). Há diferença significativa ($p < 0,05$) entre

os valores de condutividade elétrica dos pares das estações climáticas (seca e chuva) na fase 2 (Wilcoxon, $Z = -2,103$) e na fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,380$).

Entre os períodos de seca das três fases do estudo, observa-se diferença em todas as comparações realizadas: seca da fase 1 e seca da fase 2 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) - onde os valores superiores estão relacionados à fase 2.; seca da fase 1 e seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) - com valores mais elevados na fase 3 -; e seca da fase 2 e seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,240$) - maiores valores na fase 3. Quanto aos períodos chuvosos das fases, verificou-se diferença significativa entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,521$), - valores mais elevados na fase 2-; e entre a chuva da fase 2 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,240$), - com valores superiores referentes à fase 3.

Verificou-se correlação significativa ($p < 0,05$) entre condutividade elétrica e algumas variáveis (correlação de Spearman) – chuva da fase 2: correlação positiva com temperatura e pH; e seca da fase 3: positiva com oxigênio dissolvido e clorofila-a (tabelas 1.10 e 1.12). A tabela 1.13 mostra correlações do conjunto dos dados de condutividade elétrica das três fases da restauração e sete das nove demais variáveis do estudo.

Na relação entre a flutuação dos valores de pH e de condutividade elétrica de todo o período estudado, observa-se, na figura 1.6, que em certos momentos há acompanhamento de picos por ambos os parâmetros. Porém, não foi encontrada relação persistente e direta entre estas, e somente na chuva da fase 2 foi obtida correlação significativa (positiva) entre as duas variáveis (Spearman, $r_s = 0,830$), conforme tabela 1.10.

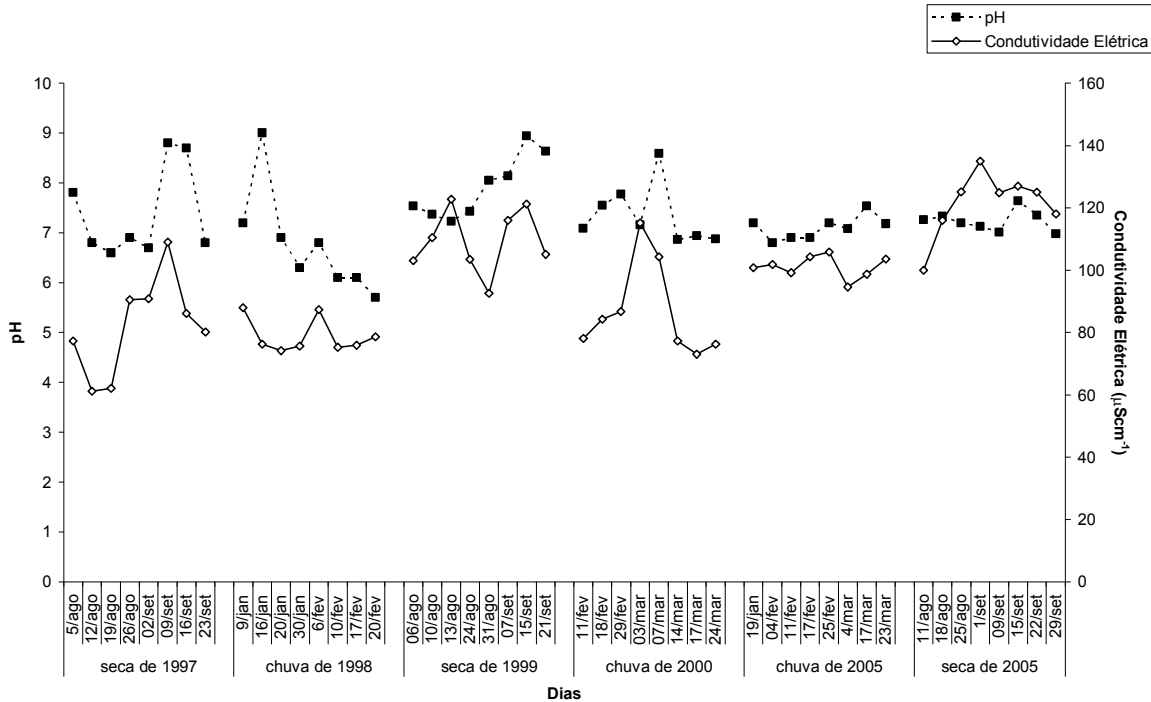


Figura 1.7. Valores de pH e de condutividade elétrica das três fases da restauração (fase 1: 1997/1998; fase 2: 1999/2000; fase 3: 2005), no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Oxigênio Dissolvido e Temperatura da Água

A literatura apresenta relação entre a variável oxigênio dissolvido e temperatura da água. A figura 1.8 mostra a variação temporal do oxigênio dissolvido e da temperatura da água, mensurados a 1 metro, durante as três fases da oligotrofização do lago Paranoá. Nas tabelas 1.4, 1.5 e 1.6 verifica-se a estatística descritiva das variáveis ambientais.

Oxigênio Dissolvido

Os valores de oxigênio dissolvido foram superiores na fase 1, seguidos pelos encontrados na fase 3 (figura 1.8). Verificou-se diferença significativa ($p < 0,05$) entre os teores mensurados nas três fases do trabalho (ANOVA, $F=21,870$), notadamente entre as

fases 1 e 2 (Wilcoxon, $Z = -3,408$) - valores superiores na fase 1 -; e fases 2 e 3 (Wilcoxon, $Z = -3,410$) - com valores mais elevados na fase 3.

Nas três fases do estudo, verificam-se valores de oxigênio dissolvido significativamente distintos entre os períodos de estiagem e de chuva (fase 1: Wilcoxon, $Z = -2,521$; fase 2: Wilcoxon, $Z = -2,521$; e fase 3: Wilcoxon, $Z = -2,100$). Na fase 1, os valores médios são superiores na seca (média na seca= $8,7 \pm 1,2 \text{mgL}^{-1}$; média na chuva= $6,4 \pm 1,1 \text{mgL}^{-1}$), com variação semelhante nos dois períodos ($CV_{seca}=13\%$, $CV_{chuva}=18\%$). Na fase 2 os valores mais elevados foram encontrados na chuva (média na seca= $4,4 \pm 0,4 \text{mgL}^{-1}$; média na chuva= $5,4 \pm 0,3 \text{mgL}^{-1}$), e flutuação dos dados semelhante ($CV_{seca}=8\%$ e $CV_{chuva}=6\%$). Na fase 3, como na fase 1, observou-se maiores valores médios na estação seca (média na seca= $7,5 \pm 0,8 \text{mgL}^{-1}$ e média na chuva= $6,4 \pm 1,2 \text{mgL}^{-1}$) e maior variação dos dados na fase seca ($CV_{seca}=19\%$ e $CV_{chuva}=11\%$).

Na comparação entre os três períodos de seca, verifica-se diferença entre a seca da fase 1 e a seca da fase 2 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) - com valores superiores na fase 1; e entre a seca da fase 2 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) - maiores teores na fase 3. Entre as estações chuvosas, há diferença significativa entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 2 (Wilcoxon, $Z = -2,366$) - com valores superiores na fase 1; e entre a chuva da fase 2 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,100$) - maiores teores na fase 3.

Observou-se correlação significativa ($p < 0,05$) entre oxigênio dissolvido e os fatores mostrados nas tabelas 1.7, 1.11 e 1.12 (correlação de Spearman) – seca da fase 1: correlação negativa com transparência da água; chuva da fase 3: negativa com pH, fósforo total; e seca da fase 3: positiva com condutividade elétrica. A tabela 1.13 apresenta correlações do conjunto dos dados de oxigênio dissolvido das três fases da restauração e duas das nove outras variáveis ambientais.

Temperatura da água

A temperatura da água não apresenta diferença significativa entre as fases da restauração (teste de Wilcoxon). Nas três fases observam-se os maiores valores da variável na fase chuvosa, com diferença significativa ($p < 0,05$) entre a seca e a chuva da fase 1 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) e da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,521$).

Na fase 1 verifica-se similar variação dos dados (CV_{seca} e $CV_{chuva} = 6\%$), média na seca = $23,8 \pm 1,4^{\circ}\text{C}$ e média na chuva = $27,3 \pm 1,6^{\circ}\text{C}$. A fase 2 a temperatura também se caracteriza pela variação semelhante entre os períodos, com $CV_{seca} = 6\%$ e $CV_{chuva} = 8\%$, média na seca = $23,5 \pm 1,4^{\circ}\text{C}$ e média na chuva = $25,6 \pm 2,1^{\circ}\text{C}$. Na fase 3 ainda observou-se flutuação dos dados similares nos dois períodos ($CV_{seca} = 6\%$ e $CV_{chuva} = 5\%$), média na seca = $24,0 \pm 1,1^{\circ}\text{C}$ e média na chuva = $26,9 \pm 1,5^{\circ}\text{C}$.

Não foi observada diferença significativa entre os três períodos de estiagem, nem entre os três períodos chuvosos (teste de Wilcoxon).

As correlações significativas ($p < 0,05$) entre a temperatura da água e outros parâmetros físicos, químicos e clorofila-a estão representadas nas tabelas 1.7, 1.9, 1.10, 1.11 e 1.12 (correlação de Spearman) – seca da fase 1: correlação positiva com nitrato e negativa com fósforo total; seca da fase 2: positiva com transparência, nitrogênio total e íon amônio e negativa com fósforo total e nitrato; chuva da fase 2: positiva com pH e condutividade elétrica; chuva da fase 3: positiva com nitrato; e seca da fase 3: positiva com clorofila-a. Na tabela 1.13 nota-se as relações do conjunto dos dados de temperatura da água das três fases da restauração e um dos fatores analisados do presente estudo.

Os dados apresentados na figura 1.8 não sugerem relação direta entre as variáveis oxigênio dissolvido e temperatura da água. Em alguns momentos, como na chuva de 1998,

observa-se que os parâmetros estão positivamente relacionados, mas o teste estatístico aplicado não confirmara (Correlação de Spearman).

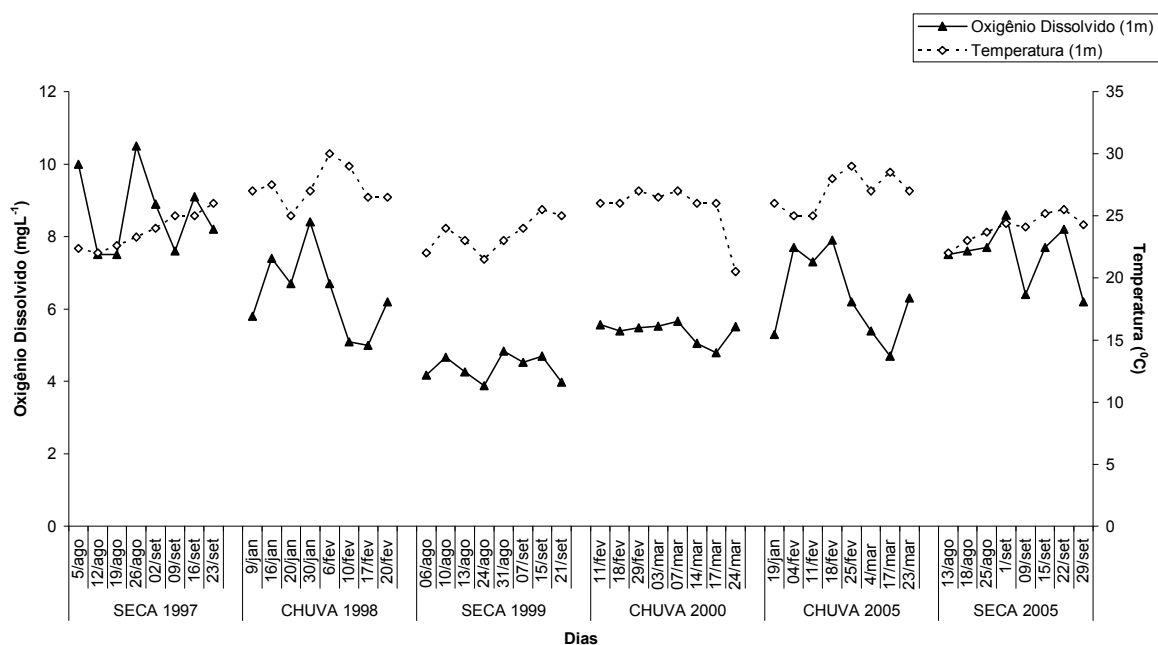


Figura 1.8. Valores de temperatura da água e oxigênio dissolvido das três fases da restauração (fase 1: 1997/1998; fase 2: 1999/2000; fase 3: 2005), no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Nitrogênio Total, Nitrato e Íon Amônio

Optou-se por confeccionar uma única figura com a flutuação temporal das três formas de nitrogênio estudadas (nitrogênio total, nitrato e íon amônio) para facilitar a comparação entre elas (figura 1.9). Os períodos de 1997 a 2000 contam com dados fornecidos pela CAESB, em mensurações mensais, o que explica a ausência de flutuações expressivas para nitrogênio total, como as que se observa nos dados referentes às coletas semanais da fase 3 (2005), em que os valores dos coeficientes de variação na chuva de na seca são 19 e 16%, respectivamente. As coletas da CAESB não foram todas coincidentes com as do presente estudo, portanto foram acrescentadas as datas reais das mensurações.

A figura 1.9 mostra que nos períodos anteriores a 2005 (que equivale à fase 3), pode ter havido contribuição principal alternada para o nitrogênio total: ora íon amônio, ora nitrato apresenta maior relação com o nitrogênio total, além de haver período de contribuição por ambas as formas. Quanto aos valores de nitrato, na fase 3 verifica-se valores inferiores e tendência à estabilidade. Na mesma fase, a contribuição do íon amônio para o nitrogênio total é acentuada, e os maiores valores de nitrogênio total e de íon amônio estão associados à estação chuvosa. A estatística descritiva dos fatores está representada nas tabelas 1.4, 1.5 e 1.6.

Nitrogênio Total

Os valores de nitrogênio total foram, em média, superiores na fase 3. Há diferença significativa entre as três fases (ANOVA, $F=62,569$), especialmente entre as fases 2 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 2,068$) e fases 1 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 3,516$).

Entre as estações de estiagem e de chuva das três fases da restauração do lago Paranoá foi verificada diferença significativa entre os valores atribuídos ao nitrogênio total (fase 1: Wilcoxon, $Z= - 2,539$; fase 2: Wilcoxon, $Z= - 2,549$; e fase 3: Wilcoxon, $Z= - 2,380$). Na fase 1, a maior variação dos dados ocorreu na estação seca ($CV_{seca}=15\%$ e $CV_{chuva}=1\%$) e a média na chuva foi superior (média na seca= $1617,5\pm 0,2\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $1915,0\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$). A fase 2, onde a flutuação dos dados obtidos é mínima ($CV_{seca}=0\%$ e $CV_{chuva}=1\%$), apresenta tendência inversa e os dados mais elevados são referentes à estação seca (média na seca= $2943,7\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $1164,3\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$). Na fase 3, como na primeira fase, os maiores valores foram encontrados na estação chuvosa (média na seca= $2656,8\pm 0,5\mu\text{gL}^{-1}$ e média na

chuva=3601,6±0,6µgL⁻¹), e a maior variabilidade dos dados se deve às coletas terem ocorrido semanalmente (CVseca=16% e CVchuva=19%).

Em confronto entre os três períodos de seca, verifica-se diferença entre a seca da fase 1 e a seca da fase 2 (Wilcoxon, Z= - 2,549) - com valores superiores na fase 2; e entre a seca da fase 1 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, Z= - 2,521) - maiores teores na fase 3. Entre os períodos de chuvas, existe diferença significativa entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 2 (Wilcoxon, Z= - 2,565) - com valores superiores na fase 1; entre a chuva da fase 2 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, Z= - 2,521) - com valores mais elevados na fase 3; e entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, Z= - 2,521) - maiores valores na fase 3.

Verificou-se correlação significativa ($p < 0,05$) entre nitrogênio total e os parâmetros indicados nas tabelas 1.8, 1.9, 1.10 e 1.11 (correlação de Spearman) – chuva da fase 1: correlação positiva com transparência da água e negativa com pH; seca da fase 2: positiva com pH, temperatura e transparência da água; chuva da fase 2: positiva com transparência da água; e chuva da fase 3: positiva com íon amônio e negativa com pH. Na tabela 1.13 verificam-se correlações do conjunto dos dados de nitrogênio total das três fases da restauração e cinco das nove outras variáveis do estudo.

Nitrato

Os valores de nitrato apresentaram a seguinte ordem decrescente de valores médios: fase 2, fase 3 e fase 1. Há diferença significativa entre as três fases (ANOVA, F=163,165): entre as fases 1 e 2 (Wilcoxon, Z= - 3,530), as fases 2 e 3 (Wilcoxon, Z= - 3,103) e fases 1 e 3 (Wilcoxon, Z= - 3,516).

Em todas as fases os valores médios mais elevados foram verificados nos períodos de seca e houve diferença significativa entre os valores de nitrato das estações climáticas (fase 1: Wilcoxon, $Z = - 2,539$; fase 2: Wilcoxon, $Z = - 2,549$; e fase 3: Wilcoxon, $Z = - 2,521$). Na fase 1, a variação dos dados foi semelhante ($CV_{seca}=27\%$ e $CV_{chuva}=30\%$) e a média na seca= $286,8\pm 0,1\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $96,5\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$). A fase 2 apresentou a menor flutuação dos dados ($CV_{seca}=5\%$ e $CV_{chuva}=7\%$), e o maior valor médio do estudo na estação seca (média na seca= $998,8\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $246,6\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$). Na fase 3 os valores variaram mais como na fase 1 ($CV_{seca}=27\%$ e $CV_{chuva}=33\%$), com média na seca= $415,8\pm 0,1\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $207,0\pm 0,1\mu\text{gL}^{-1}$. A variabilidade superior dos dados na fase 3 pode ser associada à periodicidade das coletas, em intervalos menores de tempo.

Com os três períodos de estiagem correlacionados, nota-se diferença entre os valores de nitrato da seca da fase 1 e a seca da fase 2 (Wilcoxon, $Z = - 2,549$) - onde os maiores valores relacionam-se à fase 2; entre a seca da fase 2 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,521$) - com teores mais elevados na fase 2; e entre a seca da fase 1 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,521$) - valores superiores na fase 3. Entre os períodos de chuvas, obteve-se diferença significativa entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 2 (Wilcoxon, $Z = -2,565$) - com valores superiores na fase 2; e entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,521$) - mais elevados na fase 3.

Há correlação significativa ($p < 0,05$) entre nitrato e as variáveis ambientais, conforme as tabelas 1.7, 1.8, 1.9, 1.10, 1.11 e 1.12 (correlação de Spearman) – seca da fase 1: correlação positiva com temperatura e negativa com clorofila-a; chuva da fase 1: positiva com transparência da água e negativa com pH; seca da fase 2: negativa com pH,

temperatura e transparência da água; chuva da fase 2: positiva com transparência da água; chuva da fase 3: positiva com temperatura da água; e seca da fase 3: positiva com pH. A tabela 1.13 apresenta relações do conjunto dos dados de nitrato das três fases da restauração e seis das nove demais variáveis do estudo.

Íon Amônio

Os valores de íon amônio apresentaram diferença significativa entre as três fases (ANOVA, $F=68,341$): entre as fases 1 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 3,517$), e as fases 2 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 3,309$). Na fase 3 foram encontrados os teores mais elevados para a variável, em média.

Nas fases 1 e 2 os valores médios mais elevados foram observados nos períodos secos (o oposto ocorreu na fase 3) e foi verificada diferença significativa entre os valores de íon amônio das estações de seca e de chuva das três fases (fase 1: Wilcoxon, $Z= - 2,539$; fase 2: Wilcoxon, $Z= - 2,549$; e fase 3: Wilcoxon, $Z= - 2,521$). Na fase 1, a variação dos dados superior na seca ($CV_{seca}=69\%$ e $CV_{chuva}=29\%$), com média na seca= $286,6\pm 0,2\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $62,0\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$). Na fase 2 a flutuação dos teores foi muito elevada na seca ($CV_{seca}=77\%$ e $CV_{chuva}=23\%$), média na seca= $789,0\pm 0,6\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $110,0\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$). Na fase 3, onde os maiores valores foram observados, a variação foi moderada, apesar das coletas mais intensivas ($CV_{seca}=20\%$ e $CV_{chuva}=25\%$), e o maior valor médio, dentre aqueles relativos ao íon amônio no presentes, foi observado na chuva (média na seca= $1623,0\pm 0,6\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $2975,0\pm 0,6\mu\text{gL}^{-1}$).

Comparando as três estações de seca, verifica-se diferença significativa entre os teores de íon amônio da seca da fase 1 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,521$) – com valores médios superiores na fase 3; e entre a seca da fase 2 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 1,960$) – valores mais elevados na fase 3. Entre os períodos chuvosos, há diferença significativa entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 2 (Wilcoxon, $Z = - 2,565$) – com maiores valores na fase 2; entre a chuva da fase 2 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,521$) – teores mais elevados na fase 3; e entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,524$) – superiores na fase 3.

Observa-se correlação significativa ($p < 0,05$) entre o íon amônio e outros fatores, como mostrado nas tabelas 1.8, 1.9, 1.10 e 1.11 (correlação de Spearman) – chuva da fase 1: correlação positiva com pH e negativa com transparência da água; seca da fase 2: positiva negativa com pH, temperatura e transparência da água; chuva da fase 2: positiva com temperatura, pH e transparência da água; chuva da fase 3: negativa com transparência da água. Na tabela 1.13 observam-se correlações do conjunto dos dados de íon amônio das três fases da restauração e sete dos nove demais parâmetros.

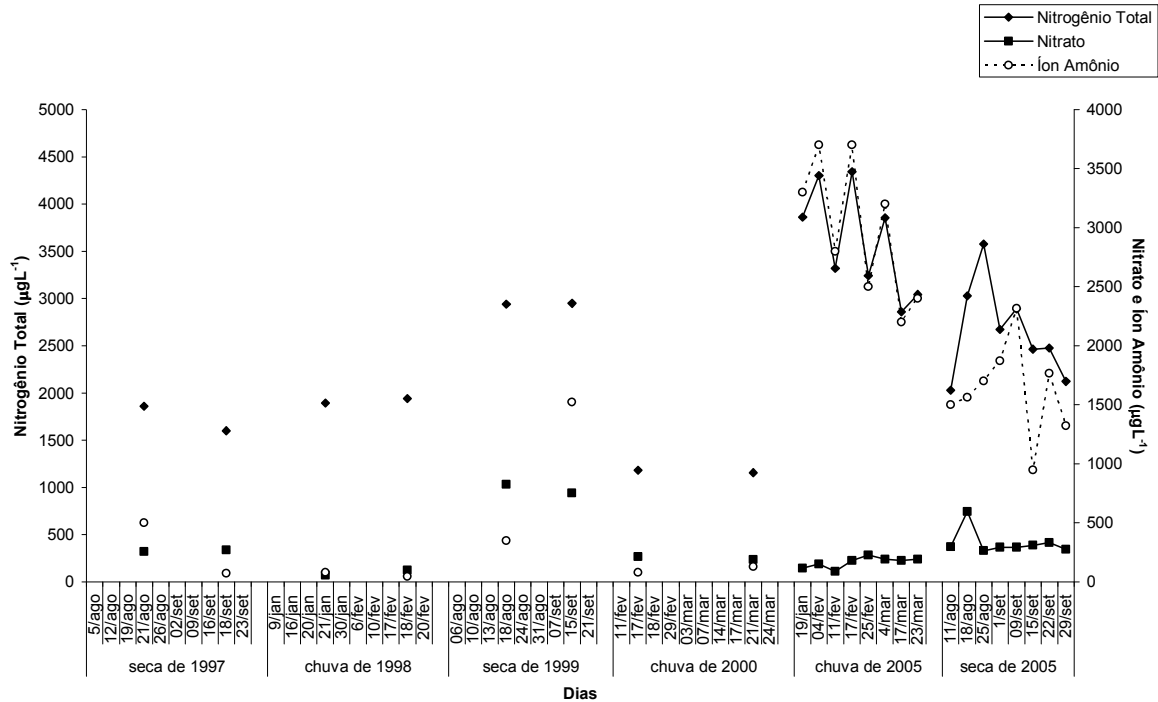


Figura 1.9. Valores de nitrogênio total, nitrato e íon amônio das três fases da restauração (fase 1: 1997/1998; fase 2: 1999/2000; fase 3: 2005), no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF. (Observação: de 1997 até 2000 os dados eram coletados mensalmente.)

Fósforo Total e Clorofila-a

A figura 1.10 apresenta a variação temporal do fósforo total e da clorofila-a, fatores diretamente relacionados. Os períodos de 1997 a 2000 contam com dados fornecidos pela CAESB, em mensurações mensais, o que explica a ausência de flutuações expressivas para fósforo total, como as que se observa nos dados referentes às coletas semanais da fase 3 (2005), a despeito dos valores dos coeficientes de variação. As coletas da CAESB não foram todas coincidentes com as do presente estudo, portanto foram acrescentadas as datas reais das mensurações. Verifica-se a estatística descritiva das variáveis ambientais nas tabelas 1.4, 1.5 e 1.6.

Fósforo Total

Os valores de fósforo total mensurados mostram-se, em média, superiores na fase 1 e sistematicamente menores ao longo das três fases. Há diferença significativa entre as três fases (ANOVA, $F=8,700$), entre as fases 1 e 2 (Wilcoxon, $Z= - 3,487$), entre as fases 2 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 1,992$) e fases 1 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 3,516$).

Em todas as fases, observam-se os valores mais elevados na estação de estiagem. A fase 1 apresenta os valores médios semelhantes (média na seca= $49,5\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $48,0\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$) e variação dos dados superior na estação de chuvas ($CV_{seca}=21\%$ e $CV_{chuva}=29\%$). Na fase 2 verifica-se maior flutuação dos dados na estação seca ($CV_{seca}=45\%$ e $CV_{chuva}=32\%$), média na seca= $34,7\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $30,8\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$). Na fase 3 a variação dos dados é semelhante ($CV_{seca}=38\%$ e $CV_{chuva}=34\%$), com média na seca= $27,3\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $19,3\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$.

Na comparação entre os três períodos de seca, verifica-se diferença entre a seca da fase 1 e a seca da fase 2 (Wilcoxon, $Z= - 2,598$) – com valores mais elevados na fase 1; e entre a seca da fase 1 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z= - 2,521$) - maiores valores na fase 1. Entre os períodos de chuva, há diferença significativa entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 2 (Wilcoxon, $Z= - 2,422$) - maiores valores na fase 1; entre a chuva da fase 2 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z= - 2,100$) - valores superiores na fase 2; e entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z= - 2,521$) - mais elevados na fase 1.

Foram verificadas correlações significativas ($p<0,05$) entre fósforo total e as variáveis mostradas nas tabelas 1.7, 1.8, 1.9, 1.10 e 1.11 (correlação de Spearman) – seca da fase 1: correlação negativa com temperatura; chuva da fase 1: positiva com transparência da água e negativa com pH; seca da fase 2: negativa com temperatura, pH e

transparência da água; chuva da fase 2: negativa com transparência da água; e chuva da fase 3: positiva com pH e clorofila-a e negativa com oxigênio dissolvido. A tabela 1.13 apresenta relações do conjunto dos dados de fósforo total das três fases da restauração e seis das nove demais variáveis ambientais do estudo.

Clorofila-a

Os teores de clorofila-a nas fases da restauração do lago são superiores nas estações secas e os maiores valores referem-se à fase 1, notadamente no período seco. Foi verificada diferença significativa entre as três fases (ANOVA, $F=23,247$), especialmente entre as fases 1 e 2 (Wilcoxon, $Z= - 3,516$) e fases 1 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 3,516$).

Na fase 1, para clorofila-a, observa-se diferença entre os valores médios da seca e da chuva (Wilcoxon, $Z= - 1,960$), sendo expressivamente mais elevados na seca (média na seca= $55,7\pm 35,1\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $28,7\pm 11,0\mu\text{gL}^{-1}$) e variação dos dados superior na estação de estiagem ($CV_{seca}=63\%$ e $CV_{chuva}=38\%$). Na fase 2 verifica-se médias semelhantes (média na seca= $7,7\pm 2,1\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $7,1\pm 0,8\mu\text{gL}^{-1}$) e maior flutuação dos dados na estação seca ($CV_{seca}=27\%$ e $CV_{chuva}=11\%$). Na fase 3 há diferença entre os valores de clorofila-a da seca e da chuva (Wilcoxon, $Z= - 2,521$), e teores mais elevados na seca (média na seca= $10,6\pm 3,8\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $5,0\pm 0,7\mu\text{gL}^{-1}$) e a variação dos dados é maior no período chuvoso ($CV_{seca}=13\%$ e $CV_{chuva}=36\%$).

Entre os três períodos de estiagem, verifica-se diferença entre a seca da fase 1 e a seca da fase 2 (Wilcoxon, $Z= - 2,521$) – com valores mais elevados na fase 1; e entre a seca da fase 1 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z= - 2,521$) - maiores valores na fase 1. Comparando os períodos de chuva das três fases, há diferença significativa entre a chuva da

fase 1 e a chuva da fase 2 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) - maiores valores na fase 1; entre a chuva da fase 2 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) - valores superiores na fase 2; e entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) - mais elevados na fase 1.

Foram observadas correlações significativas ($p < 0,05$) entre clorofila-a e as variáveis ambientais indicadas nas tabelas 1.7, 1.11 e 1.12 (correlação de Spearman) – seca da fase 1: correlação negativa com nitrato; chuva da fase 3: positiva com fósforo total; e seca da fase 3: positiva com temperatura da água e condutividade elétrica. Na tabela 1.13 estão indicadas as correlações do conjunto dos dados de clorofila-a das três fases da restauração e sete dos nove outros parâmetros mensurados.

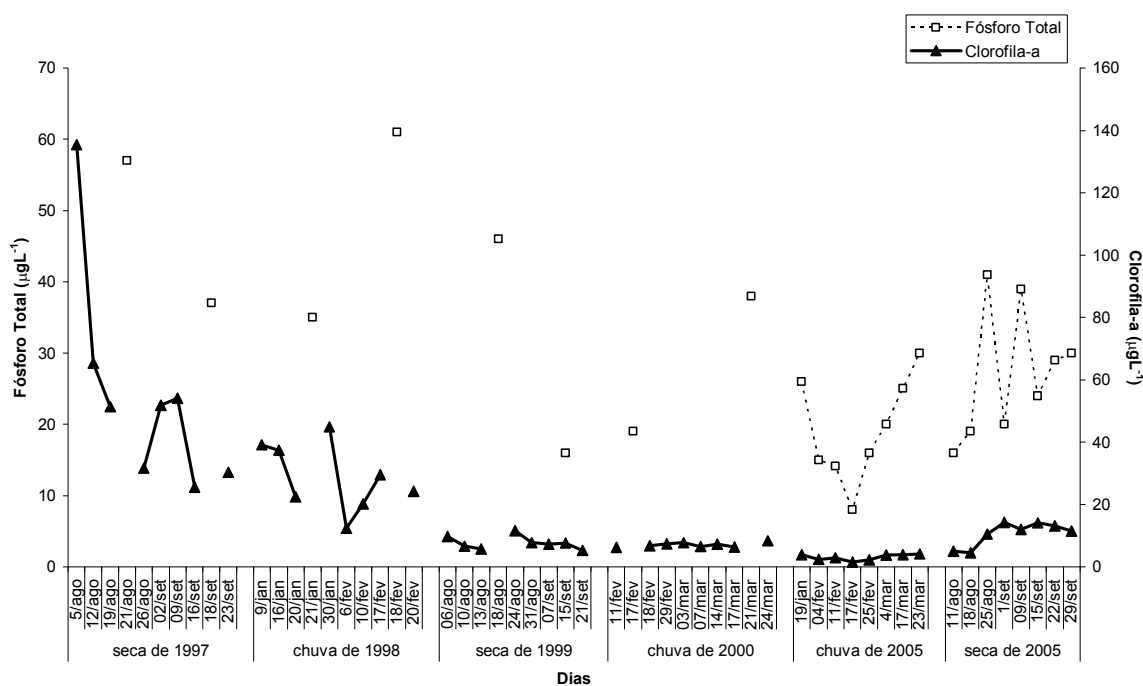


Figura 1.10. Valores de fósforo total e clorofila-a das três fases da restauração (fase 1: 1997/1998; fase 2: 1999/2000; fase 3: 2005), no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF. (Observação: de 1997 até 2000 os dados eram coletados mensalmente.)

FLUTUAÇÃO TEMPORAL DAS VARIÁVEIS MENSURADAS EM MÚLTIPLAS PROFUNDIDADES

pH, Condutividade Elétrica e Oxigênio Dissolvido mensurados em três profundidades

As variáveis pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido foram mensuradas a 1, 3 e 6 metros de profundidade para, juntamente com os valores de temperatura apresentados por meio dos perfis térmicos, subsidiar as inferências relativas às diferenças verticais, ou seja, aquelas encontradas ao longo da coluna d'água, que podem ter relação com a dinâmica do sistema.

pH

A figura 1.11 mostra a variação nos valores de pH ao longo do processo da restauração do lago Paranoá-DF, a 1, 3 e 6 metros de profundidade. Há diferença significativa ($p < 0,05$) entre as fases para os valores obtidos a 1m (ANOVA, $F=3,551$), 3m (ANOVA, $F=9,991$) e 6m (ANOVA, $F=18,673$). Na comparação realizada entre as três fases, verifica-se diferença entre o valores de pH de 1 e 6 metros (Wilcoxon, $Z= - 4,077$) e pH das profundidades 3m e 6 m (Wilcoxon, $Z= - 3,882$), com valores médios em declínio com o aumento da profundidade (pH 1m: $7,3 \pm 0,7$; pH 3m: $7,2 \pm 0,5$; pH 6m: $7,0 \pm 0,6$).

Na fase 1, nota-se valores médios mais elevados a 1 m (pH 1m: $7,1 \pm 0,9$; pH 3m: $6,8 \pm 0,5$; pH 6m: $6,5 \pm 0,4$) e diferença entre 1 e 6 m (Wilcoxon, $Z= - 2,209$) e entre 3 e 6 m (Wilcoxon, $Z= - 2,423$). Na fase 2, onde se verifica os maiores valores para a variável (em todas as profundidades), os intervalos das médias entre as profundidades são menores e os maiores valores referem-se à 1 m (pH 1m: $7,6 \pm 0,6$; pH 3m: $7,6 \pm 0,6$; pH 6m: $7,5 \pm 0,5$) e há diferença entre pH 1 e 6 m (Wilcoxon, $Z= - 2,329$) e entre 3 e 6 m (Wilcoxon, $Z= - 1,990$). Na fase 3 os valores de pH também são superiores na menor profundidade, com menores

variações (pH 1m: $7,2\pm 0,2$; pH 3m: $7,1\pm 0,2$; pH 6m: $7,0\pm 0,3$) e observa-se diferença entre os valores obtidos nas profundidades 1 e 6 (Wilcoxon, $Z = - 2,794$) e 3 e 6 metros (Wilcoxon, $Z = - 2,272$).

Condutividade Elétrica

Na figura 1.12 podem ser verificados os valores de condutividade elétrica nas fases da oligotrofização do lago, a 1, 3 e 6 metros de profundidade. Foi encontrada diferença significativa ($p < 0,05$) entre as fases para os valores obtidos a 1m (ANOVA, $F = 19,331$) e 6m (ANOVA, $F = 29,918$). Confrontando as três fases da restauração, verifica-se diferença entre os valores de condutividade elétrica 1 e 3 metros (Wilcoxon, $Z = - 2,551$), de 1 e 6 metros (Wilcoxon, $Z = - 3,556$) e das profundidades 3 e 6 (Wilcoxon, $Z = - 3,183$), visto que os valores médios de condutividade elétrica são superiores na profundidade 3 metros ($115,9\pm 162,1\mu\text{Scm}^{-1}$), intermediários na profundidade 1 m ($96,6\pm 18,7\mu\text{Scm}^{-1}$) e inferiores no fundo - 6 metros ($88,7\pm 17,6\mu\text{Scm}^{-1}$).

Na fase 1, etapa em que se observam os menores valores de condutividade elétrica (CE), os valores médios mais elevados foram obtidos a 1 m e declinam conforme a profundidade aumenta (CE 1m: $80,5\pm 11,6\mu\text{Scm}^{-1}$; CE 3m: $76,6\pm 10,7\mu\text{Scm}^{-1}$; CE 6m: $71,3\pm 12,4\mu\text{Scm}^{-1}$) e há diferença entre 1 e 6 m (Wilcoxon, $Z = - 2,379$) e entre 3 e 6 m (Wilcoxon, $Z = - 2,328$). Na fase 2, com valores superiores aos da fase anterior, a tendência de queda dos valores médios com a elevação da profundidade se repete (CE 1m: $98,1\pm 17,0\mu\text{Scm}^{-1}$; CE 3m: $96,8\pm 16,2\mu\text{Scm}^{-1}$; CE 6m: $91,8\pm 13,2\mu\text{Scm}^{-1}$) e não é constatada diferença significativa entre os valores das três profundidades estudadas (Wilcoxon). Na fase 3, onde se verifica os maiores valores para a variável (nas três profundidades), os

valores são marcadamente superiores na profundidade intermediária, bem como a variação dos dados (CE 1m: $111,2 \pm 12,8 \mu\text{Scm}^{-1}$; CE 3m: $174,2 \pm 276,3 \mu\text{Scm}^{-1}$; CE 6m: $103,1 \pm 9,4 \mu\text{Scm}^{-1}$) e observa-se diferença entre os valores de condutividade elétrica nas profundidades 1 e 6 (Wilcoxon, $Z = -1,966$).

Oxigênio Dissolvido

A figura 1.13 apresenta a oscilação dos valores do oxigênio dissolvido ao longo das três fases da oligotrofização, nas profundidades 1, 3 e 6 metros. Em todas as fases os valores encontrados a 1 metro são superiores aos demais. Observa-se que diferença significativa ($p < 0,05$) entre as fases para 1m (ANOVA, $F = 21,755$), 3m (ANOVA, $F = 10,557$) e 6m (ANOVA, $F = 13,081$). Entre as fases da restauração do lago há diferença entre os valores de oxigênio dissolvido (OD) das profundidades 1 e 3 metros (Wilcoxon, $Z = -3,882$), de 1 e 6 metros (Wilcoxon, $Z = -5,801$) e das profundidades 3 e 6 (Wilcoxon, $Z = -5,567$), com os valores médios decrescendo conforme aumenta a profundidade (OD 1m: $6,4 \pm 1,6 \text{mgL}^{-1}$, OD 3m: $5,8 \pm 1,3 \text{mgL}^{-1}$, OD 6m: $4,6 \pm 1,5 \text{mgL}^{-1}$).

Na fase 1, que corresponde à época com maior oxigenação da superfície e tendência à anoxia do hipolímnio, os valores médios são muito discrepantes nas profundidades (OD 1m: $7,5 \pm 1,6 \text{mgL}^{-1}$, OD 3m: $5,9 \pm 1,5 \text{mgL}^{-1}$, OD 6m: $3,6 \pm 1,6 \text{mgL}^{-1}$) e há diferença entre os valores de 1 e 3 m (Wilcoxon, $Z = -3,294$), entre 1 e 6 m (Wilcoxon, $Z = -3,517$) e entre 3 e 6 m (Wilcoxon, $Z = -3,352$). A fase 2, caracteriza-se por apresentar pouca variação entre os valores das distintas profundidades (OD 1m: $4,9 \pm 0,6 \text{mgL}^{-1}$, OD 3m: $4,8 \pm 0,6 \text{mgL}^{-1}$, OD 6m: $4,3 \pm 1,0 \text{mgL}^{-1}$) e verificou-se diferença significativa entre os valores das profundidades 1 e 6 m (Wilcoxon, $Z = -2,509$) e entre 3 e 6 m (Wilcoxon, $Z = -2,534$). Na

fase 3 os valores médios são superiores aos das demais, exceto a 1 metro (OD 1m: $6,9 \pm 1,1 \text{mgL}^{-1}$, OD 3m: $6,7 \pm 1,1 \text{mgL}^{-1}$, OD 6m: $5,7 \pm 0,9 \text{mgL}^{-1}$) e observa-se diferença entre os valores de oxigênio dissolvido nas profundidades 1 e 3 m (Wilcoxon, $Z = - 2,106$), entre 1 e 6 m (Wilcoxon, $Z = - 3,518$) e entre 3 e 6 m (Wilcoxon, $Z = - 3,413$).

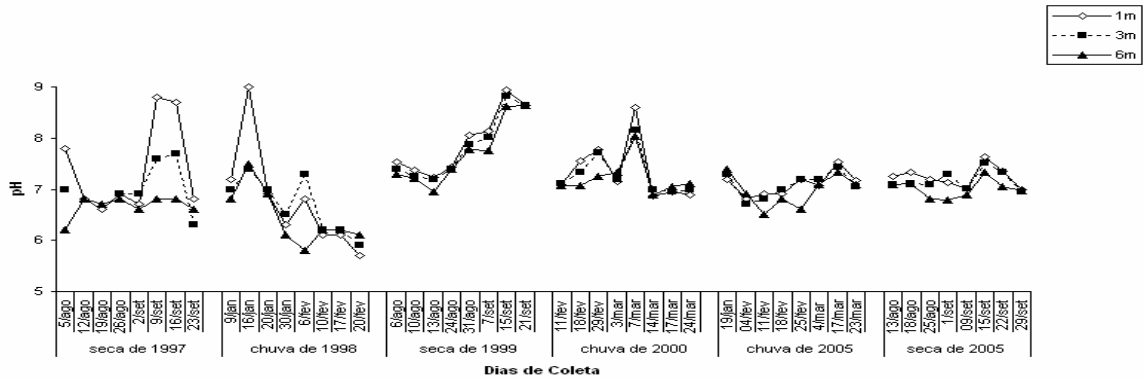


Figura 1.11. Flutuação temporal dos dados de pH a 1, 3 e 6 metros nas fases da restauração do lago Paranoá-DF, braço do Riacho Fundo.

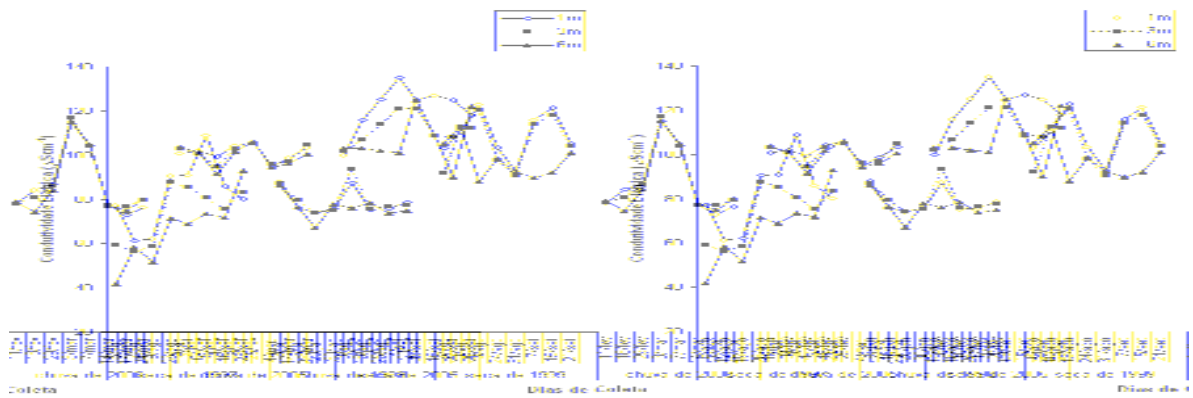


Figura 1.12. Flutuação temporal dos dados de condutividade elétrica a 1, 3 e 6 metros nas fases da restauração do lago Paranoá-DF, braço do Riacho Fundo.

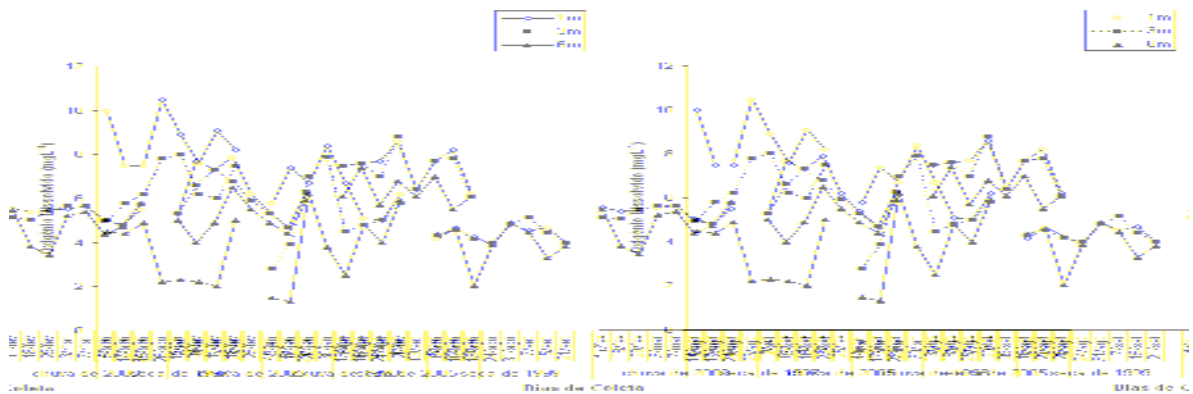


Figura 1.13. Flutuação temporal dos dados de oxigênio dissolvido a 1, 3 e 6 metros nas fases da restauração do lago Paranoá-DF, braço do Riacho Fundo.

Dados Mensais Complementares de Nitrogênio, Fósforo Total e Clorofila-a
(fonte dos dados: CAESB)

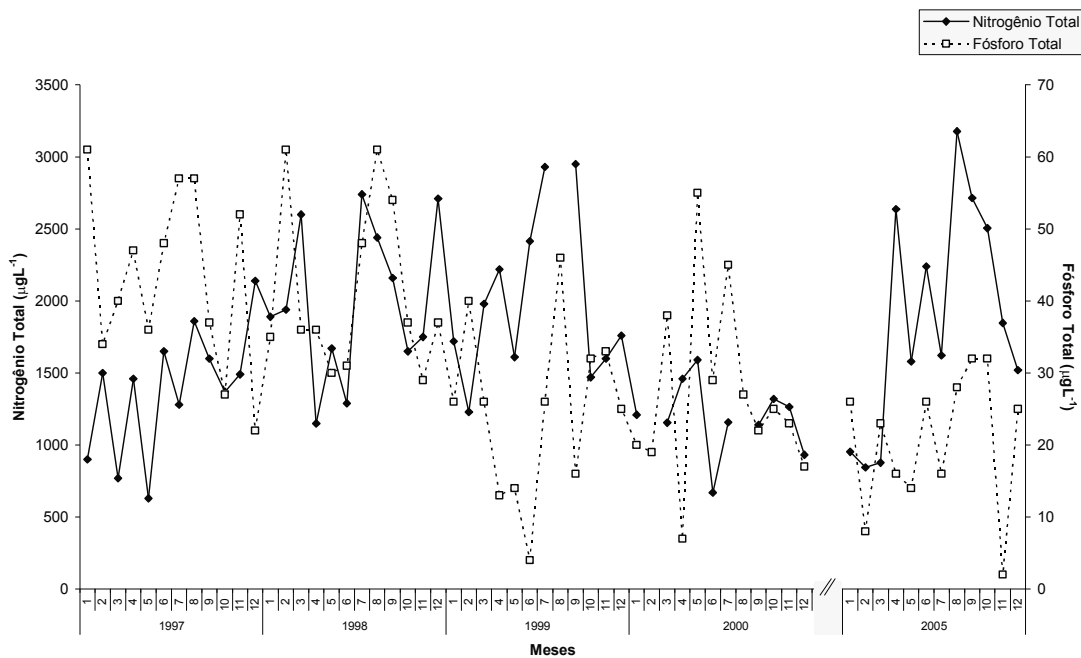


Figura 1.14. Flutuações mensais de nitrogênio total e fósforo total, braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF (dados cedidos pela CAESB).

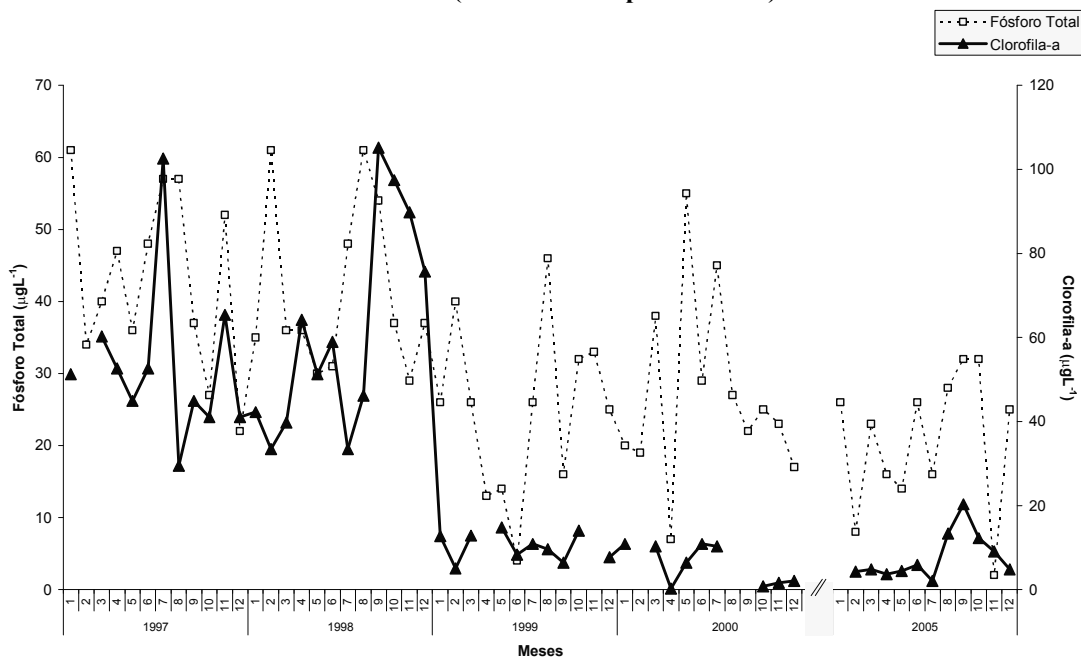


Figura 1.15. Flutuações mensais de fósforo total e clorofila-a, braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF (dados cedido pela CAESB).

Análise exploratória das variáveis abióticas e clorofila-a

A figura 1.16 apresenta os resultados da ordenação, por meio da Análise de Componentes Principais (PCA), das unidades amostrais das 3 fases da restauração do lago Paranoá-DF (por períodos de seca e de chuva) em função das variáveis físicas, químicas e clorofila-a. Na tabela 1.14 está o resumo das correlações entre as variáveis e os 2 primeiros eixos da ordenação. Os eixos 1 e 2 explicaram 56,6% da variabilidade dos dados.

As unidades amostrais dos diferentes períodos (das 3 fases) posicionaram-se formando grupos distintos na figura 1.20.

Com relação ao eixo 1, que explica 38,5% da variabilidade dos dados, as unidades amostrais da fase 1 (seca de 1997 e chuva de 1998) e da chuva de 2000 – fase 2 – posicionaram-se na parte negativa, e, em posição, àquelas relativas à fase 3 (chuva e seca de 2005) e à seca de 1999 – fase 2 – concentram-se do lado positivo do eixo.

A variável de maior correlação com a parte positiva do eixo 1 foi o comprimento da zona eufótica ($r = 0,401$). Outros fatores apresentaram correlação menos expressiva (nitrogênio total, condutividade elétrica e íon amônio, com $r < 0,4$). Correlacionaram-se à parte negativa, porém não significativamente ($r < 0,4$), fósforo total e clorofila-a.

Quanto ao eixo 2, que explicou 18,1% da variabilidade dos dados, as unidades amostrais referentes à chuva de 1998 (fase 1) e chuva de 2005 (fase 3) posicionaram-se (em sua totalidade) na parte negativa, correlacionando-se a temperatura da água ($r = -0,482$); enquanto àquelas da seca de 1999 (fase 2) encontram-se no lado positivo, apresentando maior correlação com nitrato ($r = 0,611$). A maioria das amostras da seca de 1997 (fase 1) também se concentraram na parte positiva, porém as unidades relativas à chuva de 2000 (fase 2) e seca de 2005 (fase 3) dividiram-se entre ambos os lados do eixo, ao centro.

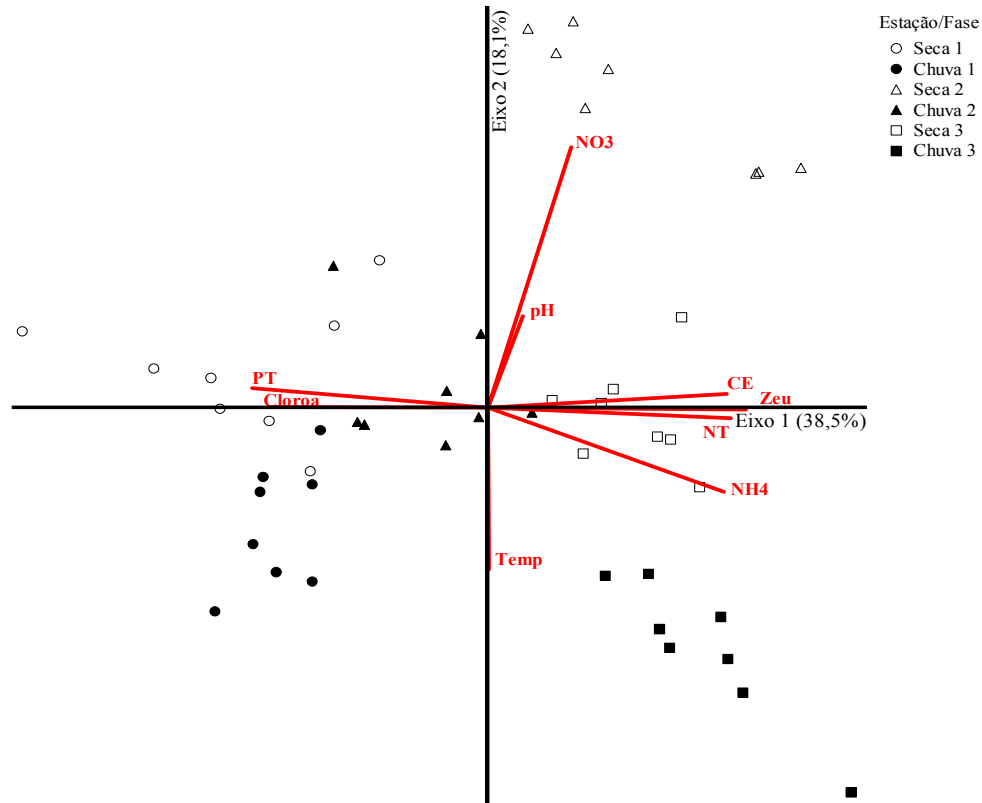


Figura 1.16. Diagrama de ordenação - Análise dos Componentes Principais (PCA) – das amostras das três fases da restauração do lago Paranoá-DF, em períodos de seca (figura vazias) e de chuva (figuras cheias), com a respectiva fase informada (legenda).

Tabela 1.14. Coeficientes de correlação de Pearson e Kendall entre as variáveis nas fases 1 (seca de 1997 e chuva de 1998), 2 (seca de 1999 e chuva de 2000) e 3 (chuva e seca de 2005) da restauração do lago Paranoá-DF. (eixos 1 e 2 da ordenação). (Em negrito $r > 0,4$.)

Variável	Abreviação	Componente Principal	
		I	II
Temperatura	TEMP	0,028	-0,482
Zona Eufótica	ZEU	0,401	-0,055
pH	pH	0,148	0,362
Condutividade Elétrica	CE	0,386	0,140
Oxigênio Dissolvido	OD	-0,171	-0,276
Clorofila-a	CLOROA	-0,371	0,038
Nitrato	NO3	0,228	0,611
Íon Amônio	NH4	0,385	-0,347
Fósforo Total	PT	-0,384	0,166
Nitrogênio Total	NT	0,390	-0,121
Explicabilidade		38,5%	18,1%

1.2.2. DISCUSSÃO

A proposta do presente sub-capítulo expõe as análises das variáveis físicas e químicas do trabalho, é de apresentar as condições da água do lago Paranoá ao longo das três fases do processo de oligotrofização [antes do *flushing* do final de 1998-fase 1, poucos meses após esse processo-fase 2 e seis anos depois do evento (no ano de 2005)-fase 3], além de servir como subsídio para a discussão da relação entre tais variáveis e os aspectos relativos à comunidade fitoplanctônica, no capítulo 2, e no capítulo 3. A importância da análise integrada é fundamental e a literatura cita estreita relação entre a disponibilidade de recursos ambientais e o crescimento e reprodução de organismos, especialmente concernente à biodiversidade (Di Castri & Younes, 1990) e ao controle biótico (Chapin *et al.*, 1997).

Nos trópicos, a radiação solar e a temperatura tendem a permanecer com valores mais elevados do que na região temperada durante o ano todo, especialmente na estação chuvosa, e valores mais baixos de temperatura são característicos da época seca.

Particularmente nesta região climática, as principais funções de força dos corpos d'água são as variações diárias da temperatura, a direção e a intensidade dos ventos, e o regime de chuvas (Hutchinson, 1957; Talling, 1969; Lewis, 1996).

No Distrito Federal, na estação seca, a diferença entre a máxima e a mínima temperatura do ar medidas diariamente é bastante expressiva. Assim como no presente trabalho, onde se constatou diferença significativa entre as estações climáticas das fases 1 e 3 para a temperatura da água (a um metro), também Branco (1991) e Philomeno (2003) observaram, no lago Paranoá, temperatura da água mais baixa na seca. Esses valores

associados à queda da umidade relativa do ar (que implicam em maiores perdas de calor para a atmosfera) podem ser responsáveis pela homogeneização da coluna d'água do lago no período, devido ao provável aumento ocorrido na densidade da água.

Os ventos observados na região são considerados de fracos a moderados, sendo mais efetivos na estação seca (Giani, 1984; Toledo, 1986). Por esta razão, dificilmente tal fator isoladamente pode provocar a mistura da coluna d'água. (Toledo, 1986; Esteves, 1998). Mendonça-Galvão (2005) calculou o Número de Wedderburn para as estações seca e na chuvosa no braço do ribeirão do torto do lago Paranoá. Tal procedimento consiste na obtenção de uma medida adimensional do potencial de mistura da coluna d'água, considerando estabilidade, vento e zona de mistura. Os resultados sugeriram que mesmo ventos bastante fracos podem romper as diferenças de densidade das camadas de água e mesclar a coluna d'água na região, tanto na seca quanto na chuva. É importante registrar que os pontos de coleta do trabalho de Mendonça-Galvão (2005) e deste apresentam diferenças marcantes quanto à ocupação da bacia de drenagem e quanto às variáveis abióticas e bióticas do sistema aquático.

As temperaturas superiores produzem elevação nas taxas das reações químicas e biológicas, servindo como catalisador no meio aquático. Em águas com maior intensidade de calor, observa-se diminuição da solubilidade e o aumento da taxa de transferência de gases, podendo inclusive ser liberados gases de odores desagradáveis (von Sperling, 1996). Então, o processo metabólico dos organismos é acelerado pela temperatura mais elevada. Nos trópicos, portanto, para um mesmo suprimento de nutrientes, o grau de trofia de corpos lênticos é nitidamente superior do que este para latitudes mais elevadas (Kilham & Kilham, 1990; Lewis, 1996).

Vários estudos foram produzidos com objetivo de estimar o grau de trofia de corpos hídricos, e a maior parte desses foi desenvolvida com dados de ambientes temperados (Sakamoto, 1966; Vollenweider, 1968; Lee *et al.*, 1981; Vollenweider & Kerekes, 1982; Nürnberg, 1996). Dentre as variáveis eleitas como descritoras das condições dos sistemas, destacam-se o fósforo total, o nitrogênio, a transparência da água e a clorofila-a. Para ambiente aquático tropical, adota-se Salas & Martino (1990), que não considera o elemento nitrogênio no método.

A figura da análise de componentes principais mostra a formação de diferentes grupos, conforme a estação climática e a fase da restauração a que pertence. Tal comportamento das unidades amostrais subsidiou a separação do presente estudo em três fases. Com isso, na discussão considera-se as discrepâncias e semelhanças tanto entre as fases como entre períodos climáticos similares (secas e chuvas como dois grupos).

Com base em dados mensais secundários, fornecidos pela empresa de saneamento local (CAESB), calculou-se o índice de estado trófico nas três fases da recuperação do lago Paranoá-DF, seguindo as sugestões de Salas & Martino (1990), primeiramente para fósforo e, em seguida, clorofila-a.

Na fase 1, na seca e na chuva as médias das concentrações de fósforo total sugere que o lago apresentava-se mesotrófico, não obstante a variação expressiva dos dados. Na fase 2 verifica-se efetivamente queda no estado trófico, com relação ao fósforo total. Na seca e na chuva da fase logo após o *flushing* (fase 2) as médias indicam oligotrofia. Para a fase 3 (5 anos após a fase 2), onde as amostras de seca e de chuva foram obtidas no mesmo ano, os resultados também sugerem menor grau de trofia, como na fase anterior.

Podem ser apontadas possíveis justificativas (além da dinâmica interna) para a oscilação/discrepância dos dados de fósforo total entre níveis de trofia diferentes, válidas

também para a tendência de aumento de íon amônio na fase 3 (na estação de chuvas): 1) a pluviosidade (precipitação) pode estar relacionada à variação marcante dos dados, devido ao efeito de diluição, ao escoamento das galerias de águas pluviais e ao carreamento da bacia de drenagem, 2) a carga de esgoto lançada, mesmo com alta eficiência da estação de tratamento de esgotos (ETE-sul), pode apresentar e provocar variações (bem como fatores inerentes ao funcionamento da ETE), e deve-se considerar a contribuição das diversas fontes de esgoto bruto a jusante da estação (oficialmente controladas), e 3) o sedimento comumente libera fósforo à coluna d'água em determinadas condições.

É fato que a precipitação interfere nas características do ambiente e os períodos de seca e de chuva são bem marcados na região, então a primeira suposição pode ser válida.

Com relação à ETE-sul, foi possível obter informações junto à companhia de saneamento responsável por sua operação, e não foi percebida (pela equipe da instituição) qualquer alteração indicativa nos dados coletados mensalmente pela CAESB.

Deve-se atentar, principalmente, ao fato da densidade populacional ter aumentado consideravelmente na bacia de drenagem e em todo o Distrito Federal. Especialmente na área de contribuição do braço do Riacho Fundo, destacam-se os bairros Águas Claras (com imóveis regularizados, parte ainda em construção, contando com projeções para abrigar grande número de habitantes), Arniqueiras (loteamentos que anteriormente eram áreas arrendadas para práticas agrícolas) e Vicente Pires (loteamento irregular), este último apresentando-se ainda com condições insatisfatórias quanto à questão sanitária (fossas). Também bairros não tão recentes (Núcleo Bandeirantes, Park Way, Riacho Fundo I e II, Areal-considerado parte de Águas Claras- e a invasão da Estrutural) contribuem marcadamente para o aumento na carga de esgotos lançada no lago Paranoá, por meio do Riacho Fundo.

O expressivo aumento populacional interfere na carga de esgotos lançada no corpo lótico Riacho Fundo e seus afluentes (Vicente Pires, Samambaia-3ª ordem- e Guará) e na carga remanescente do tratamento. Isso ocorre porque mesmo com a eficiência da ETE-sul sendo alta e monitorada diariamente, gradualmente eleva-se a quantidade de nutrientes do efluente do lago e conseqüentemente, a porcentagem de eficiência fixa corresponde a um valor de nutrientes mais elevado. Este fato pode ser a principal explicação para o aumento na concentração encontrada em 2005 de íon amônio, que quimicamente associa-se à poluição (esgoto) recente.

As fontes difusas podem ser controladas em todo o corpo hídrico, mas a fiscalização demanda disponibilidade de recursos financeiros e humanos. É comum, em vários sistemas aquáticos brasileiros, que sejam cometidas infrações/lançamentos no período noturno ou outro em que as ações do órgão responsável são dificultosas, mas não se tem conhecimento seguro sobre tais práticas poluidoras no lago Paranoá.

Quanto à questão do sedimento (aqui analisada superficialmente pela ausência de amostras da interface água-sedimento, uma vez que não faz parte do escopo do presente trabalho, podendo servir como sugestão para estudos futuros), poderia haver liberação de fósforo (ressuspensão) em caso de condições propícias ao processo (ambiente reduzido).

Foram realizadas coletas até 6 metros de profundidade, a fim de corroborar a estrutura térmica, separação ou homogeneização de massas d'água verticalmente. Poder-se-ia tentar inferir algo a partir de informações de temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido disponíveis (o lago Paranoá conta com profundidade média de 12m).

Os dados de 6 metros de profundidade mostram que os valores de pH não apresentou variação expressiva (e sim tendência à neutralidade), a condutividade elétrica conservou-se elevada como nos primeiros metros, o oxigênio dissolvido mostrou valores

relativamente elevados (cerca de 6mgL^{-1}) e perfil térmico (até 9 metros) apontou estratificação na profundidades superiores a 6 metros. Dessa forma, a partir dos dados disponíveis, não há evidência clara (exceto pela estratificação) de condição redutora e/ou ressuspensora do fósforo depositado, como verifica-se em Golterman (2001), na recuperação de lago dinamarquês.

Além disso, são várias as formas de incorporação (alóctone) de fósforo ao sistema, o que torna a investigação e a previsão ainda mais incertas. Apesar da principal fonte natural de fosfato serem as rochas da bacia de drenagem, o aporte de fosfato pode provir de material particulado presente na atmosfera e do produto da decomposição de organismos alóctones (Esteves,1998). Porém, as fontes artificiais podem ser apontadas como as mais importantes atualmente (nas regiões urbanas e rurais), onde se destacam os esgotos domésticos (notadamente produtos de limpeza) e industriais (além de material particulado atmosférico de origem industrial). Também os fertilizantes agrícolas representam grandes riscos à qualidade das águas no campo.

A relação entre o teor de fósforo no sistema aquático e aspectos relativos aos organismos é conhecida há bastante tempo. Porém, cogitou-se que as algas responderiam exclusiva ou preferencialmente à disponibilidade de nitrogênio (nitrato). Atualmente, vários trabalhos relacionam às alterações na disponibilidade de fósforo as mudanças na composição, na riqueza de espécies, na densidade populacional, entre outras alterações na comunidade fitoplanctônica (Yoshiyama & Sharp, 2006; Staehr & Sand-Jensen, 2006; Jones & Elliott, 2007).

É importante registrar que relevância desse nutriente se estende a toda a cadeia alimentar. Atualmente há evidências de mudança nas estratégias de crescimento de macrófitas em decorrência da variação de fósforo em seus tecidos (Garbey *et al.*, 2004).

Mesmo o fósforo apresentando relação direta com a biomassa algal do ecossistema, nem sua disponibilidade, nem sua taxa de reciclagem não podem ser previstas quantitativamente. O desconhecimento numérico da dinâmica do sistema a partir da concentração pode dificultar as ações envolvendo este elemento nos processos de restauração de corpos lênticos. Sas (1989) observou que os sistemas respondem de forma marcante a concentrações inferiores $5\mu\text{gL}^{-1}$ de fósforo reativo solúvel e mais estudos sobre o tema, em ambientes diversos, são necessários para sustentar e generalizar tal afirmação.

Como na maior parte dos ecossistemas aquáticos o fósforo pode ser considerado o principal de interferência na produtividade primária (Henry *et al.*, 1998, Esteves, 1998) e sua presença depende da densidade e da atividade de organismos fotossintetizantes - com assimilação e incorporação à biomassa, sugere-se que o fósforo seja o fator preponderante na eutrofização artificial (Esteves, 1998; Wetzel, 2001). É fundamental, portanto, considerar a estimativa da biomassa algal, expressa na forma de clorofila-a, para validar as suposições.

Os valores de clorofila-a mostraram-se marcadamente mais baixos após a fase 1 do estudo, com destaque para a queda brusca entre a primeira e a segunda fase. Andreoni-Batista (2007) compara os resultados da fase 3 com valores encontrados em reservatórios de menor grau de trofia, como é o caso de Ribeiro *et al.* (2005), no acompanhamento da formação de reservatório no estado do Paraná.

A aplicação do índice de Salas & Martino (1990) para valores de clorofila-a (figura 1.15) sugere, na fase 1 (anos de 1997 e 1998), que o lago Paranoá era um ambiente hipereutrófico. Na fase 2 (1999 e 2000), observa-se relevante mudança nos valores de clorofila-a, e, segundo o índice, o sistema apresenta-se mesotrófico. A fase 3 (ano de 2005) também está relacionada à mesotrofia.

Nas últimas décadas, a água passou a ser vista com o valor que de fato possui para a vida humana e dos demais seres vivos. Para sanar o processo de eutrofização (principalmente eutrofização artificial, em corpos d'água urbanos), que impede o emprego dos sistemas aquáticos para a multiplicidade de usos que estes podem prover às diversas sociedades, várias experiências têm sido realizadas em corpos aquáticos do mundo todo, especialmente na região temperada – e, segundo Jeppesen *et al.* (2005b), como subsídio para estudos em ambientes tropicais –, com o intuito de conter e reverter o processo de eutrofização a partir do controle de nutrientes. E, nesses casos, para garantir a manutenção da condição de menor trofia procura-se realizar monitoramento eficiente.

As respostas ao decréscimo nas concentrações de nutrientes foram as mais variadas, contando com cronologias de resultados diversas – especialmente em Anneville & Pelletier (2000) e em Ruggiu *et al.*, (1998), onde se pode notar atraso na resposta da comunidade fitoplanctônica –, nas décadas de acompanhamento (Jeppesen *et al.*, 2005a). A convergência dos trabalhos (com sucesso) revela-se nas mudanças envolvendo a dinâmica do ambiente, o que produz reflexos evidentes em vários níveis da cadeia trófica.

É comum observar trabalhos publicados, relacionados à oligotrofização, que contam com dados de concentração de fósforo, de nitrogênio, de clorofila-a (e relações entre estes fatores) e aspectos relativos às comunidades – mais frequentemente o fitoplâncton, seguido das respostas do zooplâncton e da ictiofauna. Alguns incluem dados de temperatura da água (Köhler *et al.*, 2005), e raramente outros parâmetros físicos e/ou químicos, como pH (Sondergaard *et al.*, 2005), mesmo sendo unânime a importância do retrato mais completo do ambiente, principalmente para aqueles que experimentaram modificações, como a oligotrofização. Em Jeppesen *et al.* (2005c) e em outros estudos da equipe, por exemplo, sugere-se que a elevação da temperatura da água no verão esteja relacionada à liberação do

fósforo do sedimento para a zona pelágica (em lagos rasos), o que implica em modificações marcantes nas comunidades aquáticas como o aumento na produtividade, também observado por Phillips *et al.* (2005).

Como é arriscado comparar ambientes com características diferentes – região tropical e temperada (ousa-se confrontar dados dos trópicos apenas com aqueles obtidos no verão da região temperada, mas com muita cautela) –, a maior contribuição do presente trabalho pode ser a apresentação dos dados obtidos (com análises relevantes) para servirem de subsídio a estudos posteriores. Os dados de fatores físicos e químicos, além da clorofila-a (parâmetro biológico), obtidos em três fases do processo de restauração do lago Paranoá-DF, foram tratados de forma a subsidiar os futuros trabalhos realizados em ambientes tropicais, para que possam haver comparações e, até mesmo, posteriores generalizações e modelagens.

No lago Paranoá, as variáveis ambientais mostraram diferenças significativas entre as duas estações climáticas das três fases. Em todas as fases podem-se notar diferenças nos valores de oxigênio dissolvido, nitrogênio total, nitrato e íon amônio entre a seca e a chuva. Tal fato pode estar relacionado à dinâmica do sistema, que certamente experimentou transformações em resposta aos menores valores de fósforo e de transparência da água.

Na fase 1, soma-se também a temperatura da água e a clorofila-a como fatores discrepantes entre os períodos seco e chuvoso. Na fase 2, acrescenta-se a condutividade elétrica aos fatores comuns, citados na parágrafo anterior. Na fase 3, além de todos os parâmetros citados para a fase 1, a condutividade elétrica apresentou diferença na comparação entre períodos climáticos.

Nota-se que na fase 3 somam-se todas as variáveis que apresentaram diferença significativa nas épocas anteriores. Como uma das conseqüências da eutrofização é a

quebra da estabilidade do sistema, então o aumento na quantidade de variáveis com comportamento diverso nas estações climáticas da região (seca e chuva) pode sugerir retorno às condições de qualidade da água anteriores ao *flushing*, já que a interferência do clima sob os parâmetros pode estar aumentada na terceira fase da restauração, proporcionando indiretamente maiores alterações ao sistema aquático.

A suposta vulnerabilidade ou flexibilidade (resistência diminuída às mudanças/menor resiliência) da fase 3 pode ainda ser própria de um sistema em fase de transição, o que provavelmente se aplica ao lago pelos motivos informados a seguir. As maiores alterações em relação aos nutrientes já haviam ocorrido antes do início dos trabalhos, com a instauração do tratamento terciário (em 1993), porém sem resultar em melhoria aparente na qualidade da água, à época. Dois fatores relevantes corroboram a sugestão da oligotrofização: diminuição da clorofila-a e aumento da transparência da água (consequentemente elevação da profundidade da zona eufótica), comuns às fases 2 e 3. Em contrapartida, os teores de oxigênio dissolvido e o pH apresentaram valores semelhantes nas fases 1 e 3.

Pontualmente, as formas nitrogenadas podem apresentar valores discrepantes na seca e na chuva como efeito da diluição, somado a estrutura térmica do ambiente, que pode ser associada às diferenças de temperatura encontradas nas diferentes estações climáticas e ventos na região. Também os valores de oxigênio dissolvido provavelmente diferem nos períodos devido à estratificação ou homogeneização da coluna d'água e à temperatura, além do efeito de diluição provocado pelas chuvas. Tais razões envolvem a biomassa algal, uma vez que no lago são encontrados menos organismos na estação chuvosa e, conseqüentemente a liberação de oxigênio dissolvido na água é menor (Philomeno, 2003).

Quanto às correlações intrafásicas, nota-se que o menor número de correlações entre as variáveis ambientais foram encontradas na seca de 1997 e na seca de 2005, fases 1 e 3, respectivamente. É semelhante também o número de associações entre os parâmetros físicos e químicos obtidos nas estações de chuva dessas mesmas fases. Entretanto, poucos meses após o *flushing*, na seca da fase 2 (1999), pode-se observar quase quatro vezes mais correlações significativas entre os fatores ambientais mensurados nas secas anterior e posterior, e na estação chuvosa da fase 2 (2000) a quantidade foi similar à verificada nos períodos de chuva das fases 1 e 3.

As análises envolvendo os parâmetros (ambientais e a clorofila-a) resultaram em respostas relevantes quanto às peculiaridades das fases da restauração do lago Paranoá, fornecendo elementos embasadores para uma possível diferenciação entre as três fases.

Da fase 1 destaca-se a correlação significativa negativa existente entre o nitrato e a clorofila-a e, uma vez que se poderia esperar o contrário (Saunders, 1957; Wetzel, 2001). É válido supor que, como o lago foi, por cerca de três décadas, dominado por algas capazes suportar condições de deficiência de nitrogênio (Cyanobacteria), podem ser encontrados elevados valores de clorofila-a mesmo com baixa concentração de nitrato (Reynolds *et al.*, 2002). Ademais, o íon amônio é a forma nitrogenada de absorção energeticamente mais viável, e as formas orgânicas só são aproveitadas em caso de escassez na oferta das formas inorgânicas (Esteves, 1998).

Na fase 2, a seca de 1999 correspondeu ao primeiro período estudado após o *flushing*. Relaciona-se à esta estação climática as mudanças mais marcantes verificadas nas características físicas, químicas e biológicas do ecossistema. Contudo, é notório o número aumentado de correlações significativas associadas à seca da fase 2: as formas nitrogenadas

e o fósforo total apresentaram correlação com o comprimento da zona eufótica, com a temperatura da água e com o pH.

Do período chuvoso da fase 3 destaca-se a correlação significativa positiva entre a clorofila-a e o fósforo total, que é amplamente analisada e fundamenta os estudos de oligotrofização de reservatórios de clima temperado (Anderson *et al.*, 2005; Sondergaard *et al.*, 2005; Phillips *et al.*, 2005, entre outros).

Não somente a escolha dos testes estatísticos (Wilcoxon e Tukey) influencia os resultados, mas ainda o critério de aplicação e a análise dos resultados. Curiosamente, quando se compara isoladamente um parâmetro com relação à sua variação nas três fases da recuperação do lago, observa-se que as respostas são diversas.

Variáveis que apresentaram mudanças diretamente relacionadas ao *flushing* apontaram diferença significativa entre a primeira fase do estudo e as demais (transparência/zona eufótica e clorofila-a). E dependendo dos fatores eleitos pode-se obter informações que sugiram que a fase 2 é a que apresenta diferenças mais expressivas (pH, oxigênio dissolvido), ou que atribuam à fase 3 as maiores discrepâncias (temperatura, condutividade elétrica de e íon amônio). Além das diferenças entre as fases, a maior parte dos parâmetros mostrou que há diferença significativa entre secas das fases 1, 2 e 3, e entre as chuvas das três fases, quando comparadas.

Algumas relações relevantes foram obtidas com o agrupamento dos dados obtidos a um metro de profundidade de todas as fases. A relação direta entre condutividade elétrica e concentração de nutrientes foi verificada por Güntzel (2000). A conseqüente maior quantidade de íons dissolvidos provoca diminuição na transparência da água/zona eufótica.

É conhecida a relação direta entre oxigênio dissolvido e o metabolismo dos organismos aquáticos, como fotossíntese, respiração, decomposição de matéria orgânica,

entre outros fatores (citada em von Sperling, 1996). A relação direta entre oxigênio dissolvido e clorofila-a pode ser explicada pelo fato das coletas terem sido realizadas na profundidade onde se encontra a maioria das algas, organismos produtores de oxigênio e estimados quantitativamente pela clorofila-a. Andreoni-Batista (2007) relata supersaturação de oxigênio dissolvido na seca e sugere relação entre saturação e concentração, em detrimento da relação entre saturação e temperatura da água.

A relação direta encontrada entre clorofila-a e fósforo total justifica-se pelo fato do fósforo ser um fator limitante para grande parte das algas (Esteves, 1998, Wetzel, 2001), mas podem ocorrer episódios em que a clorofila-a não acompanha as variações nas concentrações de fósforo [Moss *et al.* (2005) e no presente estudo do lago Paranoá]. Então, por equivalência, é esperado que o fósforo apresente-se inversamente correlacionado com a transparência da água, visto que o elemento em questão trata-se de um nutriente para o fitoplâncton, e que dependendo da densidade algal pode até ser formada uma espécie de barreira, dificultando ou obstruindo a penetração da luz na água. Desta forma, é esperada a relação inversa entre clorofila-a e transparência (Sondergaard *et al.*, 2005).

É conveniente mencionar que baixos valores de transparência (comprimento de zona eufótica), como os encontrados na fase 1, podem estar relacionados a um nível de eutrofização mais elevado do ecossistema (Wetzel, 2001; Margalef, 1983), associados às florações algais características da época (Branco, 1991; Philomeno, 2003).

Na região temperada, como já se passaram muitos anos (décadas) desde o início dos processos de oligo e re-oligotrofização nos lagos, comparações entre os anos e as estações estão bem definidas, e, com o controle, as tendências foram evidenciadas.

Enquanto nos trópicos os estudos em ambientes naturais estão em fase inicial, com levantamento de dados [Mendonça-Galvão (2005) e o presente trabalho], em latitudes mais

elevadas estão sendo elaborados modelos matemáticos envolvendo o ecossistema como um todo (Heino & Soininen, 2006). Sabe-se que há modelo de balanço de massa, desenvolvido na região temperada, que prevê valores de retenção de fósforo na biota em lagos, com base em coletas semanais (Håkanson *et al.*, 2003), periodicidade eleita para o presente trabalho.

Ainda não há uma política bem definida com relação à poluição de corpos hídricos no Brasil e, a exemplo do que ocorre nas nações onde as ações têm sido empregadas com sucesso, é necessário que sejam realizados estudos profundos para o pleno conhecimento desses sistemas, antes de se eleger as ferramentas para restauração e manutenção de condições de qualidade adequadas aos usos da água, particulares de cada região.

Em estudos de restauração de lagos na região temperada, observa-se que a maioria dos lagos tem se aproximado de um novo equilíbrio nas concentrações de fósforo e de nitrogênio cerca de 10 a 15 anos (para fósforo) e 0 a 5 anos (para nitrogênio), após uma maior redução de carga, e isso sem considerar o tempo de retenção (Anderson *et al.*, 2005).

No caso do lago Paranoá – que além de estar situado em área urbana, é influenciado pelas peculiaridades do clima tropical e não contou com a remoção da vegetação antes de seu enchimento –, pode ser que as estações de tratamento de esgotos precisem ser ampliadas periodicamente, devido ao acentuado e contínuo crescimento populacional na área dos afluentes. Ainda assim, esse equilíbrio sugerido por Anderson *et al.* (2005) pode tardar ou, ainda que aconteça, pode apresentar conseqüências diferentes daquelas verificadas na região temperada (pode, por exemplo, ser instável nos trópicos), devido ao aumentado metabolismo dos sistemas tropicais. E, no caso do lago Paranoá, é necessário determinar o evento, o ponto inicial da contagem do tempo, que realmente marcou o início da modificação do sistema, pois a ETE-sul começou a operar com tratamento terciário em 1993, mas as mudanças relevantes na comunidade fitoplanctônica só foram evidenciadas

após o *flushing* do final, no ano de 1998 (como é mostrado no capítulo referente à comunidade fitoplanctônica e suas relações com as variáveis ambientais, neste trabalho).

É fato que o lago Paranoá está passando por um processo de oligotrofização, iniciado em 1993 – com redução na carga de nutrientes (Felizatto *et al.*, 2000) –, e que, portanto, os dados obtidos podem estar indicando um ambiente em transição, ainda oscilante entre características de diferentes estados tróficos. Não é possível comparar os dados adquiridos com outros dados próprios de ambiente tropical, por não ter sido encontrado relato de experiência similar. Mas, é importante enfatizar que reservatórios urbanos estão freqüente e fortemente sujeitos à ação antrópica, o que favorece o retorno às condições anteriores ao *flushing*.

Portanto, urge a necessidade de planejamento de ações futuras envolvendo não somente o lago, mas toda a bacia de drenagem, para que se proporcione condições de manutenção de meso ou oligotrofia. Pode ser que os resultados da fase 2 sejam mais convenientes do que aqueles verificados na fase 3, pois, embora as concentrações de fósforo total apresentem tendência de declínio dos valores em 2005, outros parâmetros podem indicar sutil inclinação ao aumento do grau de trofia na fase 3 comparada à fase 2 (íon amônio e clorofila-a, especialmente na estação de estiagem, e condutividade elétrica, em ambas as estações climáticas da fase 3).

Conclusões

As análises sugerem que o ambiente está em fase de transição, visto que diminuição da clorofila-a e o aumento na transparência da água indicam melhoria na qualidade da água, porém a elevação da condutividade elétrica e as semelhanças dos teores de oxigênio

dissolvido e do pH verificadas nas fases 1 e 3 podem sugerir vocação do sistema retornar às condições experimentadas antes do *flushing*.

Capítulo 2. A COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E A OLIGOTROFIZAÇÃO DO LAGO PARANOÁ-DF

O presente capítulo tem como objetivo principal a análise do processo de oligotrofização ao longo das três fases de estudo, a partir dos dados obtidos nas coletas semanais em pares de estações de seca e de chuva (seca de 1997 e chuva de 1998, seca de 1999 e chuva de 2000, e chuva e seca de 2005). A sucessão de eventos e as variações dos fatores bióticos (fitoplâncton) e abióticos são analisadas, com vistas ao estabelecimento de relações entre as variáveis e entre os diferentes estágios da restauração, apontando reflexos das condições ambientais na estrutura e na dinâmica da comunidade fitoplanctônica.

2.1. RESULTADOS

O presente trabalho conta com dados coletados em 1997 e 1998, quando o braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF apresentava-se em avançado processo de eutrofização – FASE 1, dados coletados em 1999 e 2000, época em que certa melhoria nas condições da água foi constatada por vários indicadores – FASE 2 – e, após essa fase, dados de 2005, momento em que o corpo d'água apresentou indícios de regresso ao estágio de degradação, similar àquele verificado nos anos anteriores – FASE 3. Dessa forma, os resultados (e as figuras) apresentarão os dados semanais dos períodos na seguinte ordem cronológica: seca de 1997, chuva de 1998, seca de 1999, chuva de 2000 e chuva e seca de 2005.

VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS

Optou-se por resumir, no início deste capítulo, o comportamento de algumas das variáveis ambientais nas estações das três fases, relacionando-as com a clorofila-a.

A temperatura média da água comumente promove clara distinção entre os períodos climáticos na região. Porém, na fase 2, não foi observada diferença significativa da variável entre a seca e a chuva (Wilcoxon). Também os baixos teores de oxigênio dissolvidos distinguem a fase 2 das demais etapas da oligotrofização.

Os valores de condutividade elétrica apresentaram elevação ao longo do período (ANOVA, $F=18,463$, $p<0,05$), juntamente com a transparência da água/zona eufótica (ANOVA, $F=25,396$, $p<0,05$), que apresenta correlação significativa negativa com clorofila-a (Spearman, $r_s=-0,667$).

Opostamente, as concentrações de fósforo total apresentaram tendência ao decaimento (ANOVA, $F=20,725$, $p<0,05$), apresentando valores médios mais elevados nos períodos de estiagem. Há alta correlação significativa positiva entre fósforo total e clorofila-a (Spearman, $r_s=0,419$).

Os valores de nitrogênio total mostraram diferença significativa entre as estações climáticas (ANOVA, $F=17,667$, $p<0,05$). Verificou-se os maiores valores na fase 3, com indicação de tendência à elevação dos valores médios, além de correlação significativa negativa com clorofila-a (Spearman, $r_s=-0,329$).

BIOMASSA ALGAL – CLOROFILA-A

A tabela 2.1 mostra a estatística descritiva da clorofila-a nas três fases do estudo.

Tabela 2.1. Valores de média, desvio padrão (DP), valores mínimo e máximo e coeficientes de variação (CV %) da clorofila-a no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF, nas três fases da restauração (n=8 em cada estação climática – seca/chuva).

Estatística descritiva		Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
FASE 1	Seca de 1997	
	Média	55,7
	Mínimo	25,5
	Máximo	135,4
	DP	35,1
	CV (%)	63
	Chuva de 1998	
	Média	28,7
	Mínimo	12,3
	Máximo	44,8
DP	11,0	
CV (%)	38	
FASE 2	Seca de 1999	
	Média	7,7
	Mínimo	5,2
	Máximo	11,6
	DP	2,1
	CV (%)	27
	Chuva de 2000	
	Média	7,1
	Mínimo	6,2
	Máximo	8,4
DP	0,8	
CV (%)	11	
FASE 3	Chuva de 2005	
	Média	3,1
	Mínimo	1,5
	Máximo	4,2
	DP	1,0
	CV (%)	32
	Seca de 2005	
	Média	10,6
	Mínimo	4,5
	Máximo	14,2
DP	3,8	
CV (%)	36	

Os teores de clorofila-a são notadamente mais elevados na fase 1 (ANOVA, $F=23,247$). Após a primeira aplicação de algicida ocorrida na estação seca de 1997 – que apresentou os valores superiores e a maior variação (média= $55,7\pm 35,1\mu\text{gL}^{-1}$ e $CV=63\%$) –, os valores declinaram expressivamente (tabela 2.1). Porém, no período chuvoso da mesma fase, os valores médios verificados são significativamente superiores aos encontrados nas fases 2 e 3 (entre as fases 1 e 2: Wilcoxon, $Z= - 3,516$ e entre as fases 1 e 3: Wilcoxon, $Z= - 3,516$).

Informações adicionais quanto à clorofila-a, como correlações desta com as demais variáveis, encontram-se noutras partes do presente trabalho, neste e no capítulo anterior (capítulo 1)

FREQÜÊNCIA DE OCORRÊNCIA DOS TÁXONS FITOPLANCTÔNICOS

A tabela 2.2 mostra a freqüência de ocorrência dos táxons fitoplanctônicos, por estação climática, nas três fases de restauração do lago.

Tabela 2.2. Freqüência de ocorrência dos táxons fitoplanctônicos, em porcentagem, separada por períodos (seca e chuva), nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF, braço do Riacho Fundo.

Táxons	Fase 1		Fase 2		Fase 3	
	Seca de 1997	Chuva de 1998	Seca de 1999	Chuva de 2000	Chuva de 2005	Seca de 2005
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	62,5	25	12,5	0	0	62,5
<i>Actinastrum</i> sp	0	25	0	0	0	0
<i>Actinotaenium</i> sp	0	0	0	0	0	12,5
<i>Acutodesmus acuminatus</i>	0	12,5	0	0	0	0
<i>Anabaena</i> sp	0	0	0	0	12,5	0
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	0	0	0	0	12,5	25
<i>Ankistrodesmus spiralis</i>	0	0	0	0	25	0
<i>Ankyra judayi</i>	0	25	75	12,5	0	12,5
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	0	0	12,5	100	100	62,5
<i>Aphanocapsa elachista</i>	0	0	75	25	37,5	25
<i>Aphanocapsa incerta</i>	0	0	12,5	0	12,5	0

<i>Aphanothece smithii</i>	0	0	25	25	0	0
<i>Aphanothece</i> sp	0	0	0	12,5	87,5	12,5
<i>Aulacoseira ambigua</i>	0	0	0	0	0	37,5
<i>Aulacoseira granulata</i>	100	0	100	12,5	0	62,5
<i>Aulacoseira itálica</i>	12,5	0	0	0	0	0
<i>Characiopsis</i> sp	0	0	12,5	0	0	0
<i>Chlamydomonas</i> sp 1	0	12,5	12,5	0	0	12,5
<i>Chlamydomonas</i> sp 2	0	25	37,5	37,5	0	12,5
<i>Chlamydomonas</i> sp 3	12,5	0	50	100	0	12,5
<i>Chlamydomonas</i> sp 4	87,5	0	0	0	0	0
<i>Chlamydomonas</i> sp 5	0	0	62,5	0	0	0
<i>Chlorella vulgaris</i>	100	87,5	100	100	87,5	100
Chlorococcales sp 1	0	0	0	0	0	25
Chlorococcales sp 2	0	12,5	0	0	0	25
Chlorococcales sp 3	0	0	0	0	0	12,5
Chlorococcales sp 4	0	0	0	25	0	0
<i>Chlorococcum infusioenum</i>	0	100	12,5	12,5	0	0
<i>Choricystis</i> sp	0	37,5	0	0	62,5	62,5
<i>Chromulina</i> sp 1	0	12,5	12,5	75	87,5	87,5
<i>Chromulina</i> sp 2	0	0	25	0	0	0
<i>Chromulina</i> sp 3	37,5	0	0	0	0	0
Chroococcales sp 1	0	0	0	0	12,5	12,5
Chroococcales sp 2	0	0	0	25	0	0
<i>Chroococcus</i> cf. <i>minutus</i>	0	0	25	0	0	0
Chrysophyceae sp 1	0	25	50	25	50	75
<i>Closteriopsis aciculare</i>	0	25	0	0	0	0
<i>Closteriopsis longissima</i> var. <i>longissima</i>	75	0	37,5	0	25	25
<i>Closterium</i> sp	0	12,5	0	0	0	0
<i>Coelastrum microporum</i>	0	12,5	0	0	12,5	25
<i>Coelastrum reticulatum</i>	0	0	62,5	25	0	25
<i>Coelastrum</i> sp	0	0	0	12,5	0	0
<i>Coenochloris</i> sp	0	0	25	75	0	0
<i>Coenocystis</i> sp	0	12,5	12,5	0	0	62,5
<i>Cosmarium</i> cf. <i>majae</i>	0	12,5	0	0	0	0
<i>Cosmarium</i> cf. <i>margaritatum</i>	0	12,5	12,5	0	0	0
<i>Cosmarium contractum</i>	87,5	25	0	0	0	0
<i>Cosmarium</i> sp 1	0	12,5	0	0	50	0
<i>Cosmarium</i> sp 2	0	25	0	0	0	0
<i>Cosmarium</i> sp 3	62,5	0	0	0	0	0
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	0	0	37,5	37,5	0	37,5
<i>Crucigeniella</i> sp	0	0	0	0	0	25
<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	0	25	50	100	0	25
<i>Cryptomonas erosa</i>	0	62,5	37,5	37,5	62,5	87,5
<i>Cryptomonas marssonii</i>	62,5	100	62,5	25	50	50
<i>Cryptomonas phaseolus</i>	37,5	25	25	50	0	0
<i>Cryptomonas tetrapirenoidosa</i>	0	0	0	0	25	37,5

<i>Cyanodiction</i> sp	25	0	0	75	25	0
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	50	25	87,5	100	50	75
<i>Cyclotella pseudosteligera</i>	0	0	0	37,5	0	0
<i>Cyclotella steligera</i>	87,5	50	75	75	75	100
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	100	100	12,5	0	87,5	75
<i>Cymbella</i> cf. <i>Affinis</i>	0	0	0	0	12,5	0
<i>Cymbella naviculiformis</i>	0	0	0	12,5	0	25
<i>Desmodesmus armatus</i>	87,5	25	12,5	12,5	0	0
<i>Desmodesmus bicaudatus</i>	0	25	12,5	0	0	0
<i>Desmodesmus brevispina</i>	0	12,5	0	37,5	0	12,5
<i>Desmodesmus opoliensis</i>	25	12,5	0	0	0	0
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	25	37,5	37,5	0	12,5	0
<i>Desmodesmus spinosus</i>	0	0	0	12,5	0	0
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	12,5	25	25	37,5	0	75
<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i>	0	0	25	12,5	0	0
<i>Dinobryon divergens</i> var. <i>schawinslandii</i>	0	0	75	0	0	37,5
<i>Dinobryon sertularia</i>	0	0	12,5	0	0	0
Dinophyta sp 1	0	12,5	87,5	62,5	0	0
<i>Elakatothryx</i> sp	12,5	0	62,5	25	87,5	87,5
<i>Eutetramorus fottii</i>	0	37,5	25	50	12,5	87,5
<i>Eutetramorus tetrasporus</i>	0	0	37,5	50	50	100
Flagelada sp 1	0	0	0	0	0	12,5
Flagelada sp 2	0	0	0	0	0	25
Flagelada sp 3	0	0	0	0	0	12,5
<i>Frustulia</i> sp	0	0	0	0	12,5	0
<i>Geitlerinema</i> sp 1	0	12,5	0	0	0	0
<i>Geitlerinema</i> sp 2	25	50	12,5	0	0	0
<i>Golenkinia radiata</i>	0	50	0	0	0	0
<i>Goniochloris mutica</i>	37,5	25	25	0	25	25
<i>Gymnodinium</i> sp 1	0	25	0	0	12,5	12,5
<i>Gymnodinium</i> sp 2	0	12,5	0	0	0	0
<i>Gymnodinium</i> sp 3	0	12,5	0	12,5	0	12,5
<i>Gymnodinium</i> sp 4	62,5	0	0	0	0	0
<i>Kirchineriella lunaris</i>	62,5	0	12,5	0	0	0
<i>Lagerheimia balatonica</i>	0	12,5	0	0	0	0
<i>Lepocinclis</i> cf. <i>ovum</i>	0	12,5	0	0	0	0
<i>Lepocinclis salina</i>	0	0	12,5	0	0	0
<i>Mallomonas</i> sp 1	0	25	37,5	37,5	12,5	50
<i>Mallomonas</i> sp 2	0	12,5	0	0	0	25
<i>Merismopedia tenuissima</i>	0	0	62,5	87,5	0	0
<i>Micractinium pusillum</i>	0	37,5	12,5	0	0	75
<i>Microcystis aeruginosa</i>	0	37,5	12,5	25	0	25
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	0	25	25	50	0	75
<i>Monoraphidium</i> cf. <i>convolutum</i>	0	0	0	0	12,5	0
<i>Monoraphidium</i> cf. <i>dybowski</i>	0	0	0	0	37,5	12,5
<i>Monoraphidium contortum</i>	100	50	62,5	50	12,5	50

<i>Monoraphidium griffithii</i>	0	0	25	25	62,5	37,5
<i>Monoraphidium irregulare</i>	0	0	0	37,5	37,5	25
<i>Monoraphidium minutum</i>	12,5	0	62,5	12,5	75	50
<i>Monoraphidium pseudobraunii</i>	0	0	12,5	0	0	0
<i>Monoraphidium tortile</i>	0	37,5	87,5	50	87,5	25
<i>Mougeotia</i> sp	0	0	12,5	50	62,5	87,5
<i>Nephrochlamys subsolitaria</i>	0	12,5	25	12,5	0	0
<i>Nephrochlamys wylleana</i>	0	12,5	0	0	0	0
<i>Nephrocytium</i> cf. <i>schilleri</i>	0	12,5	0	0	0	0
Não Identificada 1	0	0	0	0	0	12,5
Não Identificada 2	62,5	0	0	0	0	0
Não Identificada 3	0	0	0	0	0	37,5
Não Identificada 4	0	0	0	0	0	12,5
Não Identificada 5	0	12,5	0	0	0	37,5
Não Identificada 6	0	0	0	0	12,5	0
Não Identificada 7	0	12,5	12,5	0	0	0
Não Identificada 8	0	12,5	0	0	0	0
Não Identificada 9	0	0	0	62,5	0	0
Não Identificada 10	25	0	0	0	0	0
Não Identificada 11	0	0	0	0	0	37,5
<i>Nitzschia</i> cf. <i>Capitellata</i>	100	0	12,5	0	0	37,5
<i>Ochromonas danica</i>	0	0	12,5	25	0	0
<i>Ochromonas</i> sp	0	12,5	0	25	0	0
<i>Octacanthium octocorne</i>	0	0	25	0	0	0
<i>Oocystis lacustris</i>	62,5	12,5	0	12,5	0	50
<i>Oocystis rhomboidea</i>	0	0	12,5	12,5	0	0
Oscillatoriales sp 1	62,5	0	0	0	0	0
Oscillatoriales sp 2	75	25	0	0	0	0
<i>Pediastrum duplex</i>	25	0	0	0	0	0
<i>Pediastrum tetras</i>	0	0	0	50	12,5	0
<i>Peridinium gatunense</i>	0	0	75	0	0	25
<i>Peridinium</i> sp 1	0	25	0	0	0	0
<i>Peridinium</i> sp 2	25	0	0	0	0	0
<i>Peridinium umbonatum</i>	62,5	37,5	0	0	0	25
<i>Phacus</i> sp	0	0	12,5	0	0	12,5
<i>Planktothrix aghardii</i>	0	0	0	0	12,5	0
Prasinophyceae sp	0	0	0	12,5	0	0
Pseudanabaenaceae sp	0	25	0	0	0	37,5
<i>Quadrigula</i> sp	0	0	75	50	25	0
<i>Rhabdoderma sancti-pauli</i>	0	0	50	62,5	0	0
<i>Rhodomonas lacustris</i>	0	25	25	37,5	0	0
<i>Rhombocystis</i> cf. <i>lacrima</i>	0	25	0	0	0	0
<i>Scenedesmus ecornis</i>	0	12,5	62,5	87,5	75	87,5
<i>Scenedesmus obtusus</i>	0	0	12,5	0	0	0
<i>Schroederia indica</i>	75	0	0	50	37,5	87,5
<i>Schroederia setigera</i>	0	12,5	0	0	0	0
<i>Selenastrum gracile</i>	25	12,5	0	0	0	0

<i>Snowella</i> sp	0	0	12,5	50	0	12,5
<i>Sphaerocavum brasiliense</i>	0	0	0	0	0	37,5
<i>Staurastrum</i> cf. <i>muticum</i>	25	12,5	0	0	0	0
<i>Staurastrum gracile</i>	0	12,5	12,5	12,5	0	0
<i>Staurastrum paradoxum</i>	12,5	12,5	37,5	37,5	12,5	62,5
<i>Staurastrum quadrangulare</i>	50	25	0	0	0	0
<i>Staurastrum</i> sp 1	12,5	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum</i> sp 2	75	37,5	12,5	0	0	0
<i>Staurastrum tetracerum</i>	12,5	0	0	0	0	0
<i>Stauroidesmus cuspidatus</i>	25	0	12,5	12,5	0	0
<i>Synechococcus nidulans</i>	0	0	25	25	0	0
<i>Synechocystis aquatilis</i>	100	50	87,5	100	87,5	100
<i>Synedra rupens</i>	75	25	12,5	0	0	50
<i>Synura</i> sp	0	12,5	12,5	0	0	0
<i>Tetraedron caudatum</i>	25	0	25	50	0	25
<i>Tetraedron minimum</i>	75	37,5	0	12,5	0	25
<i>Tetrallantus laghereim</i>	0	0	0	12,5	0	0
<i>Tetranephris</i> cf. <i>brasiliensis</i>	62,5	0	0	0	0	12,5
<i>Tetraplekton laevis</i>	0	0	0	0	0	12,5
<i>Tetrastrum komarekii</i>	0	0	25	62,5	0	0
<i>Tetrastrum triangulare</i>	25	25	37,5	25	12,5	50
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>oblonga</i>	12,5	12,5	0	0	0	0
<i>Trachelomonas curta</i> var. <i>mínima</i>	0	12,5	0	0	0	0
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	12,5	25	50	0	0	25
<i>Treubaria triapendiculata</i>	37,5	50	0	0	0	0
Xanthophyceae sp	0	12,5	25	25	0	25

(espécies raras: $F < 10\%$, espécies comuns: $10\% < F < 50\%$, espécies constantes: $F > 50\%$ - Lobo & Leighton 1986).

Na comparação entre estações climáticas iguais (seca ou chuva) de fases diferentes (1, 2 ou 3) existe diferença significativa entre a composição e entre a frequência de ocorrência específica dos períodos chuvosos das fases 2 e 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,854$) e, no confronto entre períodos climáticos de uma mesma etapa do processo de restauração, há diferença significativa na fase 3, entre a estação de seca e de chuva (Wilcoxon, $Z = - 2,845$).

SIMILARIDADE DE SORENSEN

Com a finalidade de comparar a composição específica entre as três fases estudadas ao longo do processo de oligotrofização, foi aplicado índice de similaridade de Sorensen,

conforme mostrado na tabela 2.3. A fórmula desse índice qualitativo é $2c/(a+b)$, onde **a** é o número de táxons presentes nas amostras do período “a”; **b** é o número de táxons presentes no período “b”; e **c** é o número de táxons comuns aos períodos “a” e “b”.

A maior similaridade foi encontrada entre as fases 2 e 3, ambas após o *flushing* (38%), seguida do valor encontrado para a comparação entre a fase 1 e a fase 2 (37%). A menor similaridade foi obtida entre as fases cronologicamente mais distantes (fases 1 e 3), valor de 35% de similaridade entre seus os táxons.

Tabela 2.3. Similaridade de Sorensen (em porcentagem) da composição de espécies da comunidade fitoplanctônica entre as três fases da restauração do lago Paranoá-DF, braço do Riacho Fundo.

Fases Comparadas			Similaridade de Sorensen (%)
1	E	2	37
2	E	3	38
1	E	3	35

Considerando os períodos de seca e de chuva, das diferentes fases da restauração, aplicou-se o índice de Sorensen, mais uma vez entre as comunidades fitoplanctônicas, composição específica, como pode ser observado na tabela 2.4.

Observa-se que a maior similaridade obtida relaciona-se ao cálculo efetuado com dados referentes à fase 2, estação seca e chuvosa, entre as quais há 40% de similaridade. Entre a estação de seca da fase 2 e seca da fase 3 observa-se 37% de similaridade na composição específica. Inversamente, o menor valor de similaridade encontrado foi entre a chuva da fase 2 e a chuva da fase 3 (25%), seguido do valor obtido para a comparação entre a seca da fase 1 e a seca da fase 3, o que é esperado visto que são os períodos cronologicamente mais distantes. Com relação aos pares de estações opostas, verificou-se o maior valor entre o período seco e chuvoso da fase 2, em que há 40% de similaridade.

Comparando-se a chuva e a seca da fase 3 observa-se 35% de similaridade, e entre a seca e a chuva da fase 1 existe apenas 30% de similaridade.

Tabela 2.4. Similaridade de Sorensen da comunidade fitoplanctônica entre os períodos de seca e de chuva e entre estações iguais de fases diferentes, braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Períodos Comparados (Estação, ano e fase)		Similaridade de Sorensen (%)
Seca 1997 (fase 1)	e Seca 1999 (fase 2)	29
Seca 1997 (fase 1)	e Seca 2005 (fase 3)	28
Seca 1999 (fase 2)	e Seca 2005 (fase 3)	37
Chuva 1998 (fase 1)	e Chuva 2000 (fase 2)	30
Chuva 1998 (fase 1)	e Chuva 2005 (fase 3)	32
Chuva 2000 (fase 2)	e Chuva 2005 (fase 3)	25
Seca 1997 (fase 1)	e Chuva 1998 (fase 1)	30
Seca 1999 (fase 2)	e Chuva 2000 (fase 2)	40
Seca 2005 (fase 3)	e Chuva 2005 (fase 3)	35

RIQUEZA DE ESPÉCIES, DIVERSIDADE e EQUITABILIDADE

A tabela 2.5 apresenta a estatística descritiva da riqueza de espécies, da diversidade de Shannon e da equitabilidade nas três fases do estudo.

Tabela 2.5. Valores de média, desvio padrão (DP), valores mínimo e máximo e coeficientes de variação (CV %) da riqueza de espécies, índice de diversidade de Shannon-Wiener (densidade de organismos) e equitabilidade de Pielou (densidade de organismos) no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF, nas três fases da restauração (n=8 em cada estação climática – seca/chuva).

Estatística descritiva	Riqueza (S)	H' (bits.ind ⁻¹)	J'
Seca de 1997			
Média	27	1,72	0,36
Mínimo	11	0,24	0,07
Máximo	35	2,44	0,51
DP	7	0,72	0,14
CV (%)	26	42	40
FASE 1	Chuva de 1998		
Média	22	1,26	0,27
Mínimo	5	0,13	0,05
Máximo	60	3,23	0,55
DP	20	1,15	0,18
CV (%)	89	91	70

		Seca de 1999		
FASE 2	Média	29	3,60	0,74
	Mínimo	25	2,71	0,55
	Máximo	32	4,02	0,83
	DP	2	0,43	0,09
	CV (%)	7	12	12
	Chuva de 2000			
Média	29	3,85	0,79	
Mínimo	22	3,20	0,72	
Máximo	32	4,27	0,85	
DP	4	0,39	0,06	
CV (%)	12	10	7	
		Chuva de 2005		
FASE 3	Média	20	2,38	0,56
	Mínimo	13	1,43	0,34
	Máximo	23	3,49	0,94
	DP	3	0,65	0,18
	CV (%)	16	27	33
	Seca de 2005			
Média	34	3,70	0,73	
Mínimo	25	3,38	0,63	
Máximo	44	4,45	0,82	
DP	6	0,35	0,06	
CV (%)	18	10	8	

a) Riqueza de Espécies

Com relação à riqueza de espécies, verificou-se que não há diferença significativa ($p < 0,05$) dos valores encontrados entre as fases da restauração do lago (ANOVA), além de não haver relação entre estação climática e número de espécies encontradas (em cada fase observa-se uma tendência diversa). Em média, a maior riqueza de espécies foi observada na seca da fase 3 (34 ± 6 spp.) e a menor, na chuva da mesma fase (20 ± 3 spp.). A maior variações nos valores relaciona-se à chuva da fase 1 ($CV=89\%$).

Na fase 1 geralmente os valores encontrados superavam 26 espécies por amostra. Na estação chuvosa, como a flutuação dos dados foi intensa, os valores variaram de 5 a 60 espécies por amostra. Na fase 2 os valores médios foram semelhantes entre os períodos

climáticos e levemente superiores aos da fase anterior, com variação maior na seca (CV=12%). A fase 3 se caracteriza pela elevada riqueza na seca (34 táxons) e por relacionar-se à estação de chuvas o menor valor médio de riqueza de espécies do estudo (figura 2.1).

Quanto à riqueza de espécies total por etapas da restauração, nas fases 1 e 3 observou-se mais táxons na seca e menos táxons em comum entre os períodos climáticos – menor similaridade entre as comunidade da seca e da chuva na mesma fase. Na fase 2 a composição específica é similar, como também a quantidade de táxons de ambas as estações climáticas aa fase. Foram encontrados 108 táxons na fase 1, sendo 54 espécies na seca de 1997 e 84 espécies na chuva de 1998, com 30 espécies em comum entre os períodos. Já a fase 2 conta com 103 espécies, 84 táxons na seca de 1999 e 72 na estação chuvosa de 2000, apresentando 53 espécies em comum entre as estações. E na fase 3 foram encontradas 96 espécies, em 2005, 83 na seca e 48 na chuva, com 35 táxons em comum.

A riqueza de espécies por grupo taxonômico, encontrada em cada uma das três fases (tabela 2.6), evidencia diferenças como o decréscimo de cerca de 50% a cada fase (comparada à fase anterior da restauração) no número de táxons de Zygnemaphyceae, o aumento na riqueza de espécies de Cyanobacteria na fase 2 e a manutenção dessa elevação na fase 3, além do decréscimo considerável da quantidade de táxons de Dinophyceae da primeira para a segunda fase e manutenção de baixa riqueza na fase 3. Destaca-se a alta riqueza de espécies de Chlorophyceae nas três fases. Para os demais grupos taxonômicos não foi percebida alteração marcante.

Em ambientes eutrofizados, geralmente os baixos valores de transparência da água se devem às altas densidades de alguns táxons, especialmente Cyanobacteria, bem como a elevada concentração de nutrientes proporciona a manutenção de tal estado de trofia. Na

fase 1, a riqueza de espécies foi diretamente relacionada com transparência da água/zona eufótica (Spearman, $r_s = 0,598$), fósforo total (Spearman, $r_s = 0,639$) e nitrato (Spearman, $r_s = 0,520$).

Como ocorreu também nas análises relativas a outros fatores, na fase 2 não foi observada correlação significativa entre riqueza e qualquer variável ambiental. Porém, nas amostras da fase posterior foram encontradas correlações significativas entre a riqueza e a maioria dos parâmetros comparados a ela. Na fase 3 verificou-se várias correlações entre a quantidade de táxons encontrados e os fatores ambientais, e foi encontrada relação direta entre riqueza e condutividade elétrica (Spearman, $r_s = 0,753$), oxigênio dissolvido (Spearman, $r_s = 0,603$), nitrogênio total (Spearman, $r_s = 0,595$), clorofila-a (Spearman, $r_s = 0,843$) e íon amônio (Spearman, $r_s = 0,752$), e relação inversa com temperatura da água (Spearman, $r_s = - 0,622$), fósforo total (Spearman, $r_s = - 0,513$), e nitrato (Spearman, $r_s = - 0,762$).

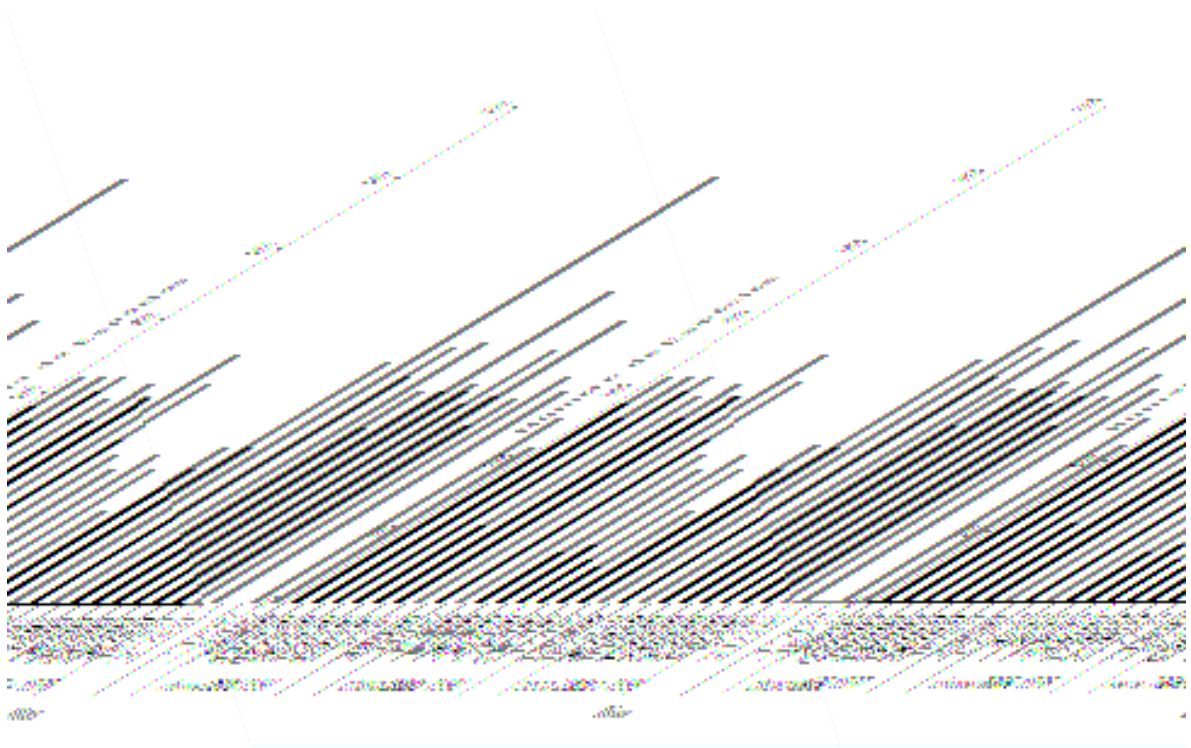


Figura 2.1. Riqueza de espécies fitoplanctônicas, braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Tabela 2.6. Riqueza de espécies, por grupo taxonômico, nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF, no braço do Riacho Fundo. (legenda: s = seca; c = chuva)

Grupo Taxonômico	Fase 1	Fase 2	Fase 3
Bacillariophyceae	7 7 (s) 4 (c)	8 6 (s) 5 (c)	10 8 (s) 4 (c)
Chlorophyceae	46 21(s) 36 (c)	47 37 (s) 37 (c)	41 36 (s) 22 (c)
Chrysophyceae	7 1 (s) 6 (c)	9 8 (s) 5 (c)	5 5 (s) 3 (c)
Cryptophyceae	6 3 (s) 5 (c)	5 5 (s) 5 (c)	4 4 (s) 3 (c)
Cyanobacteria	9 6 (s) 7 (c)	15 12 (s) 11 (c)	14 10 (s) 10 (c)
Dinophyceae	8 3 (s) 6 (c)	3 2 (s) 2 (c)	4 4 (s) 1 (c)
Euglenophyceae	4 2 (s) 4 (c)	3 3 (s) 0 (c)	2 2 (s) 0 (c)
Xanthophyceae	2 1 (s) 2 (c)	3 3 (s) 1 (c)	3 3 (s) 1 (c)
Zygnemaphyceae	15 9 (s) 11 (c)	7 7 (s) 4 (c)	4 3 (s) 3 (c)
Prasinophyceae	0 0 (s) 0 (c)	1 0 (s) 1 (c)	0 0 (s) 0 (c)
Não Identificada	4 1 (s) 3 (c)	2 1 (s) 1 (c)	9 8 (s) 1 (c)

b) Diversidade de Shannon-Wiener

A figura 2.2 mostra a relação direta existente entre a diversidade e a equitabilidade, onde os menores valores são referentes à fase 1. Como os valores e as variações parecem ser comparáveis, alguns testes foram aplicados somente para valores de diversidade.

A diversidade, calculada pelo índice desenvolvido por Shannon e Wiener, mostra diferença marcante entre as três fases (ANOVA, $F=34,861$): entre as fases 1 e 2 (Wilcoxon, $Z= - 3,516$), 2 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 1,965$) e 1 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 2,999$), com maior diversidade de espécies na fase 2 ($H'_{seca\ 2}: 3,60\pm 0,43\ \text{bits.ind}^{-1}$ e $H'_{chuva\ 2}: 3,85\pm 0,39\ \text{bits.ind}^{-1}$). O valor máximo de diversidade (pontual) foi encontrado na estação seca da fase 3, e o valor mínimo, no período de chuvas da fase 1 (tabela 2.5). A maior variação nos valores foi encontrada na chuva da fase 1 (91%), e a menor, nas estações chuva da fase 2 e seca da fase 3 (10%). Não pode ser estabelecida a relação entre estação climática e diversidade.

Como ocorreu com a riqueza de espécies na fase 1, foi observada relação direta entre diversidade e transparência da água (Spearman, $r_s= 0,664$) e entre diversidade e fósforo total (Spearman, $r_s= 0,598$). A deficiência de fósforo pode selecionar espécies e a elevação dos valores de transparência pode estar associada à oportunidade (competitiva) fornecida às algas com hábitos diversos e variações relativas à captação de luz.

Fatos análogos também são: 1) a ausência de correlação significativa nas análises da fase 2 e 2) a quantidade elevada de fatores correlacionados com a diversidade na fase 3, de forma direta [condutividade elétrica (Spearman, $r_s= 0,650$), oxigênio dissolvido (Spearman, $r_s= 0,497$), clorofila-a (Spearman, $r_s= 0,671$), nitrogênio total (Spearman, $r_s= 0,665$) e íon

amônio (Spearman, $r_s= 0,699$)] ou indireta [temperatura (Spearman, $r_s= - 0,720$), fósforo total (Spearman, $r_s= - 0,665$) e nitrato (Spearman, $r_s= - 0,671$)].

c) Equitabilidade de Pielou

Como pode ser visto na figura 2.2, a equitabilidade foi, em média, superior na fase 2 ($J'_{seca\ 2} = 0,74 \pm 0,09$ e $J'_{chuva\ 2} = 0,79 \pm 0,06$), e na chuva desta fase foi relatada a menor variação dos dados (CV=7%). O maior valor foi mensurado na chuva da fase 3 (0,94) e o menor, na chuva da fase 1 (0,05), estação climática que apresentou ainda a maior variação dos dados (CV=70%) (tabela 2.5).

Como aconteceu com a diversidade, também a equitabilidade apresenta valores muito menores na fase 1 e os maiores valores estão relacionados à fase 2 (figura 2.2).

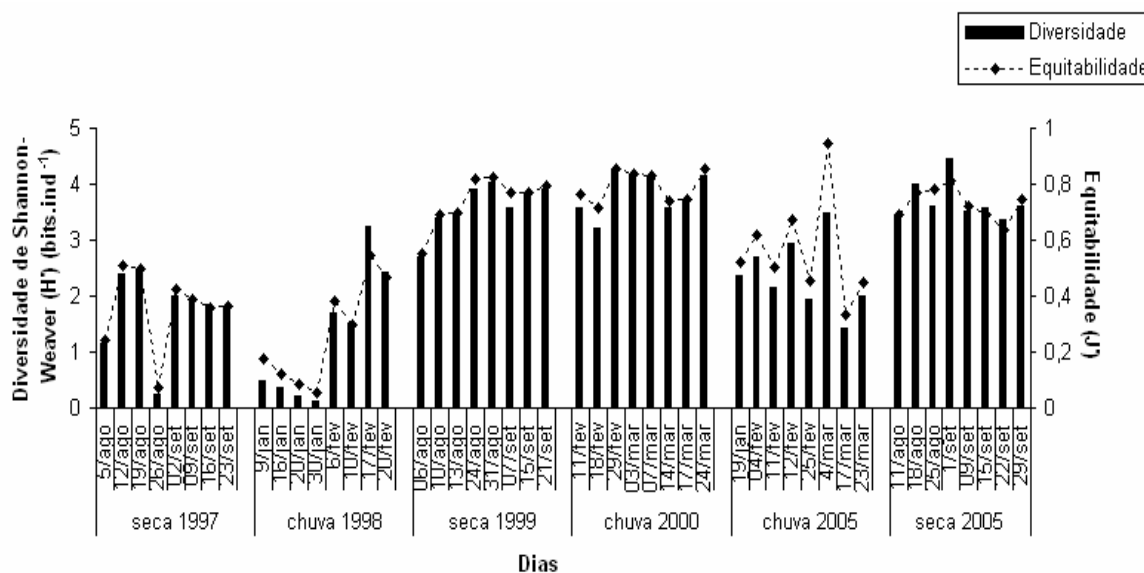


Figura 2.2. Flutuação do Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade (J') (Pielou), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

GRUPOS TAXONÔMICOS

Em contagens de indivíduos por mililitro, verificou-se mais organismos na fase 1 (seca: $2,0 \times 10^8$ ind. e chuva: $4,4 \times 10^7$ ind.) e menos organismos na fase 2 (seca: $1,3 \times 10^7$ ind. e chuva: $1,1 \times 10^7$ ind.). A densidade da fase 3 foi intermediária (seca: $1,9 \times 10^7$ ind. e chuva: $1,2 \times 10^7$ ind.) e, comparativamente, parece haver tendência à elevação dos valores no último ano do estudo (a estação de estiagem ocorreu antes da chuvosa, na última fase do estudo).

A densidade fitoplanctônica total mostrou valores diversos nas três fases da restauração (ANOVA, $F=13,027$). Os maiores valores estão associados aos períodos de chuva e a fase 1 é aquela que apresenta características mais diversas (entre as fases 1 e 2: Wilcoxon, $Z= - 3,516$ e entre as fases 1 e 3: Wilcoxon, $Z= - 3,413$).

A fase 1 é marcadamente dominada por Cyanobacteria, que apresenta densidade média elevada na seca ($2,0 \times 10^7$ indL⁻¹) e na chuva ($4,7 \times 10^6$ indL⁻¹), e seguida por Bacillariophyceae, $7,1 \times 10^4$ indL⁻¹). Na fase 2 verifica-se dominância de Chlorophyceae, na estação seca (densidade média: $6,4 \times 10^5$ indL⁻¹) e na chuvosa (densidade média: $5,1 \times 10^5$ indL⁻¹). Na fase 3 a dominância não se dá pelo mesmo grupo nos dois períodos climáticos: na estação chuvosa Cyanobacteria apresentou elevada densidade de organismos (média: $1,2 \times 10^6$ indL⁻¹) e na estação de seca a maior densidade encontrada foi de Chlorophyceae (média: $1,1 \times 10^7$ indL⁻¹).

Na estação seca da fase 1, a análise da abundância relativa dos grupos taxonômicos mostra dominância em 80% de Cyanobacteria, seguida por os outros grupos com densidades consideráveis como Bacillariophyceae (13%) e Chlorophyceae (4%). Na chuva da mesma fase, observa-se a dominância de Cyanobacteria em 87% da comunidade fitoplanctônica da chuva de 1998, seguida Chlorophyceae, com 8% de abundância relativa,

e Cryptophyceae (divisão Cryptophyta), com 3%, além de outros táxons de menores densidades.

Na fase 2, o período seco é caracterizado por uma maior distribuição de densidade entre os diferentes grupos fitoplanctônicos. Anteriormente, Cyanobacteria apresentava dominância igual ou superior a 80%. Na seca de 1999, Chlorophyceae foi responsável por 40% da comunidade, enquanto Bacillariophyceae e Chrysophyceae (divisão Heterokontophyta) contribuíram com 19% cada um. À Cyanobacteria restaram 11% da comunidade fitoplanctônica. Na chuva, nota-se distribuição de densidade entre os diferentes grupos fitoplanctônicos tendendo à homogeneidade, de forma que Chlorophyceae contribuiu com 35% do total de algas encontradas, Cyanobacteria e Bacillariophyceae com 18% cada, e Chrysophyceae e Cryptophyceae com 12% cada um. Os demais táxons presentes contribuíram com menores densidades, porém de maneira mais expressiva do que nos períodos anteriores.

Na fase 3, iniciada pela estação chuvosa, pode-se observar que novamente Cyanobacteria domina o ambiente, perfazendo 77% do total de organismos fitoplanctônicos encontrados. Chlorophyceae contribuiu com 13%, enquanto os demais táxons apresentaram densidades menores do que 5%, cada um. Diferentemente do outro período climático dessa mesma etapa, na seca da fase 3 observa-se que a distribuição das densidades volta a tender à homogeneidade, como verificado em 1999 e, principalmente, em 2000. A dominância por Cyanobacteria foi substituída pela abundância relativa de Chlorophyceae contribuindo com 47% da densidade total, somada à Cyanobacteria (24%), Bacillariophyceae (13%) e Chrysophyceae (10%). Os outros táxons contribuíram com valores iguais ou menores do que 2% da densidade total do período.

Nota-se que os grupos taxonômicos apareceram em proporções diversas nas três fases e a maioria das diferenças foram observadas entre as fases 1 e àquelas posteriores ao *flushing*. Chrysophyceae (ANOVA, $F=5,534$) apresentou densidades diferentes nas fases 1 e 2, Cryptophyceae (ANOVA, $F=3,170$) entre as fases 1 e 3; Dinophyceae (ANOVA, $F=6,127$) entre as fases 2 e 3 e Cyanobacteria (ANOVA, $F=16,275$) e Zygnemaphyceae (ANOVA, $F=6,653$) apresentaram diferenças de densidade entre as fases 1 e 2 e fases 1 e 3.

Na fase 1, houve diferença significativa no número de indivíduos pertencentes aos táxons Bacillariophyceae (ANOVA, $F=4,329$) e Cyanobacteria (ANOVA, $F=18,428$) na comparação entre as estações climáticas. Nas fases 2 e 3 não foi observada diferença na densidade dos grupos encontrados.

Com base na flutuação temporal da densidade fitoplanctônica, obteve-se relação direta com clorofila-a (Spearman, $r_s= 0,730$) e inversa com a transparência da água (Spearman, $r_s= - 0,440$). Ambas as relações são comumente encontradas nos estudos limnológicos.

Algumas variáveis ambientais apresentaram correlação significativa com a densidade total diária dos grupos fitoplanctônicos, nas diferentes fases. A fase 1 contou com o maior número de fatores, apresentando relação direta com oxigênio dissolvido (Spearman, $r_s= 0,694$) e nitrato (Spearman, $r_s= 0,643$), e inversa com temperatura (Spearman, $r_s= - 0,625$) e nitrogênio total (Spearman, $r_s= - 0,751$). Na fase 3, a densidade diária foi relacionada positivamente com condutividade elétrica (Spearman, $r_s= 0,574$) e com clorofila-a (Spearman, $r_s= 0,643$). A fase 2 não apresentou relação significativa.

A relação entre os grupos taxonômicos e as variáveis ambientais é mostrada na tabela 2.7 [que mostra as correlações significativas (r_s de Spearman; $p<0,05$) dos grupos taxonômicos com as variáveis ambientais nas três fases do processo de oligotrofização] Na

fase 3 são observadas mais relações entre as variáveis ambientais e fatores relativos à comunidade. Os táxons que mostram correlações com o maior número de variáveis são: na fase 1 Chlorophyceae (3) e Cyanobacteria (4), na fase Chlorophyceae (4) e Euglenophyceae (4) e na fase 3 Bacillariophyceae (6) e Chlorophyceae (6).

	-0,522(F3)				
Euglenophyceae		-0,617 (F2)	-0,569 (F2)	0,716 (F1)	0,516 (F1)
				0,706 (F2)	0,706 (F2)
					-0,551 (F3)
Xanthophyceae	0,671 (F2)				0,565(F2)
Zygnemaphyceae					0,535 (F1)
			0,524 (F3)		0,504 (F3)
Outras algas					

TÁXONS DESCRITORES DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

As espécies com densidade superior a 5% da densidade total de organismos – de cada amostra – foram separadas e aqui utilizadas por serem as espécies descritoras da comunidade. Como em alguns casos não foi possível identificar ao nível de espécie, denominaremos “táxons descritores” e/ou “principais táxons” fitoplanctônicos.

Para melhor visualização e discussão, os resultados serão divididos em fase e, dentro de cada uma delas, em períodos de seca e de chuva.

FASE 1

Seca de 1997

A figura 2.3 apresenta a variação temporal dos dados de percentual de contribuição de cada um dos táxons descritores da comunidade fitoplanctônica (densidade superior a 5% do total), enquanto, complementarmente, a figura 2.4 mostra a densidade dessas populações, em indivíduos por mililitro, no lago Paranoá-DF, na seca de 1997 (fase 1).

O período conta com a dominância de poucas espécies. Apenas 7 táxons dividem a representação de 95% da densidade, comumente 2 ou 3 deles em cada dia de coleta.

Observa-se que inicialmente *Cylindrospermopsis raciborskii* domina o ambiente e que com a aplicação de algicida entre a primeira e a segunda coleta – exatamente no dia 05 de agosto de 1997, na parte da tarde (pela CAESB) –, é evidente o estabelecimento de *Synechocystis aquatilis*, que passa a apresentar os valores mais elevados de densidade. Podem ser notados momentos em que até 4 espécies dividem a dominância total da comunidade, no final do período de estiagem da fase 1.

Os táxons descritores da seca da fase 1 foram: *Synechocystis aquatilis*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Achnanidium minutissimum*, *Chlorella vulgaris*, *Schroederia indica*, *Synedra rufescens* e Oscillatoriales sp 1.

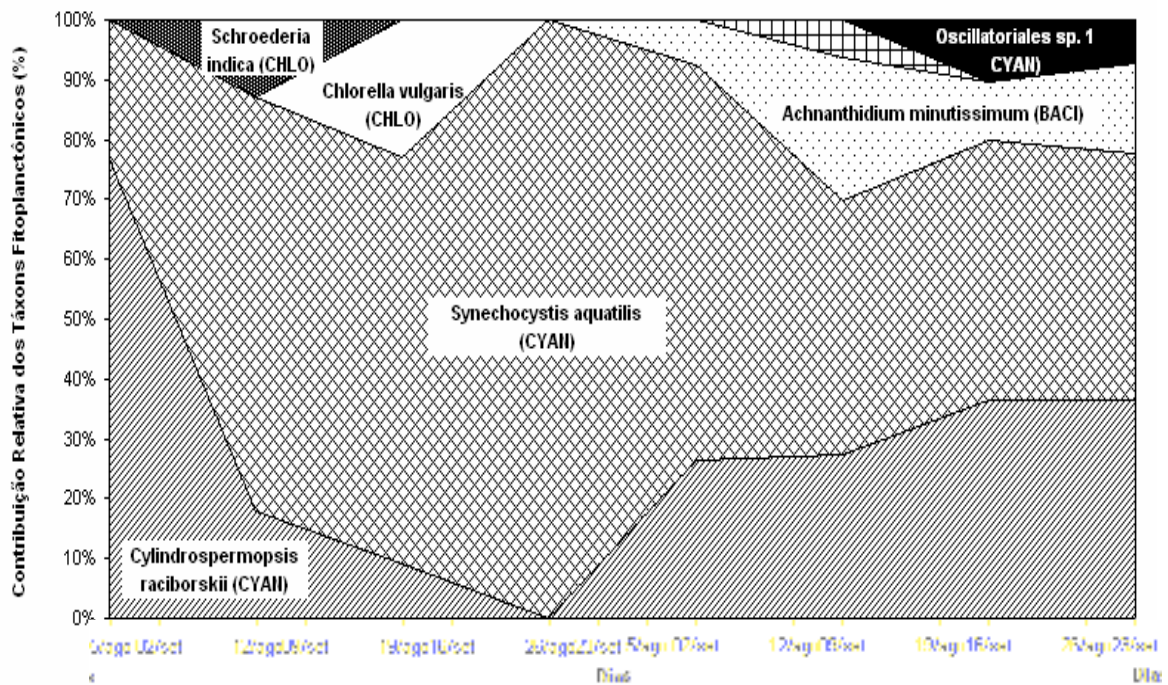


Figura 2.3. Percentual de contribuição das principais espécies fitoplantônicas (densidade), na seca de 1997 (fase 1), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

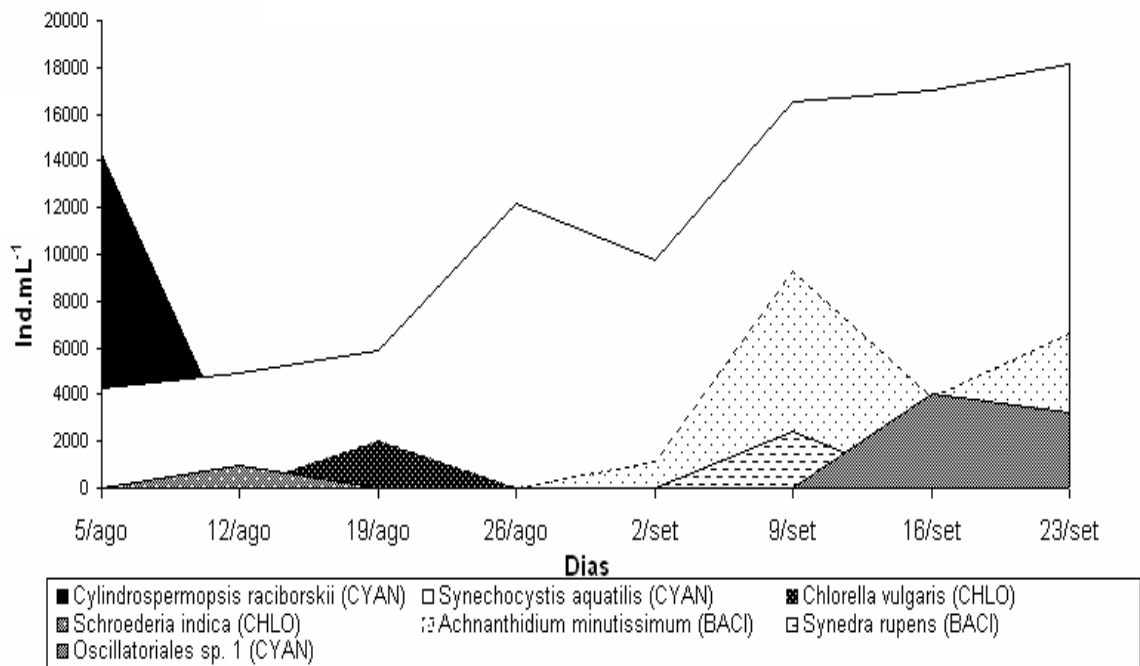


Figura 2.4. Densidade das principais espécies fitoplantônicas da seca de 1997 (fase 1), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Chuva de 1998

A figura 2.5 mostra a flutuação do percentual de contribuição individual e diária dos táxons fitoplanctônicos descritores, e, a figura 2.6, a densidade das populações destes, apresentada em indivíduos por mililitro.

A densidade (média) fitoplanctônica na chuva é menor do que a metade daquela encontrada na seca da mesma fase. Portanto, a escala do eixo 'y' é diversa nas duas estações desta fase 1, para que a visualização da flutuação temporal possa ser percebida (figuras 2.5 e 2.6). É observada densidade de Cyanobacteria inferior àquela mostrada na seca de 1997, porém, comparando com tal período da mesma fase, a contribuição de *Cylindrospermopsis raciborskii* aumenta e de *Synechocystis aquatilis* decai expressivamente. As espécies descritoras em comum aos dois períodos da fase 1 estão sublinhadas no parágrafo final desta página.

A Cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* domina o ambiente, com densidade superior a 90% durante quase toda a estação, exceto no final da estação, onde cai para cerca de 60%. Além desta espécie, somente mais uma ou duas são observadas em densidade maior do que 5% do total diário, como mostrado nas figuras supracitadas.

Poucos outros táxons descritores podem ser verificados no período, e poderiam ser tratados como “descritores secundários”, visto que sua contribuição é ínfima, quando comparados à *Cylindrospermopsis raciborskii*, são eles: *Synechocystis aquatilis*, *Oscillatoriales* sp. 2, *Geitlerinema* sp. 2, *Golenkinia radiata* e *Cryptomonas brasiliensis* (esta última esteve presente como descritora da comunidade na última coleta do período).

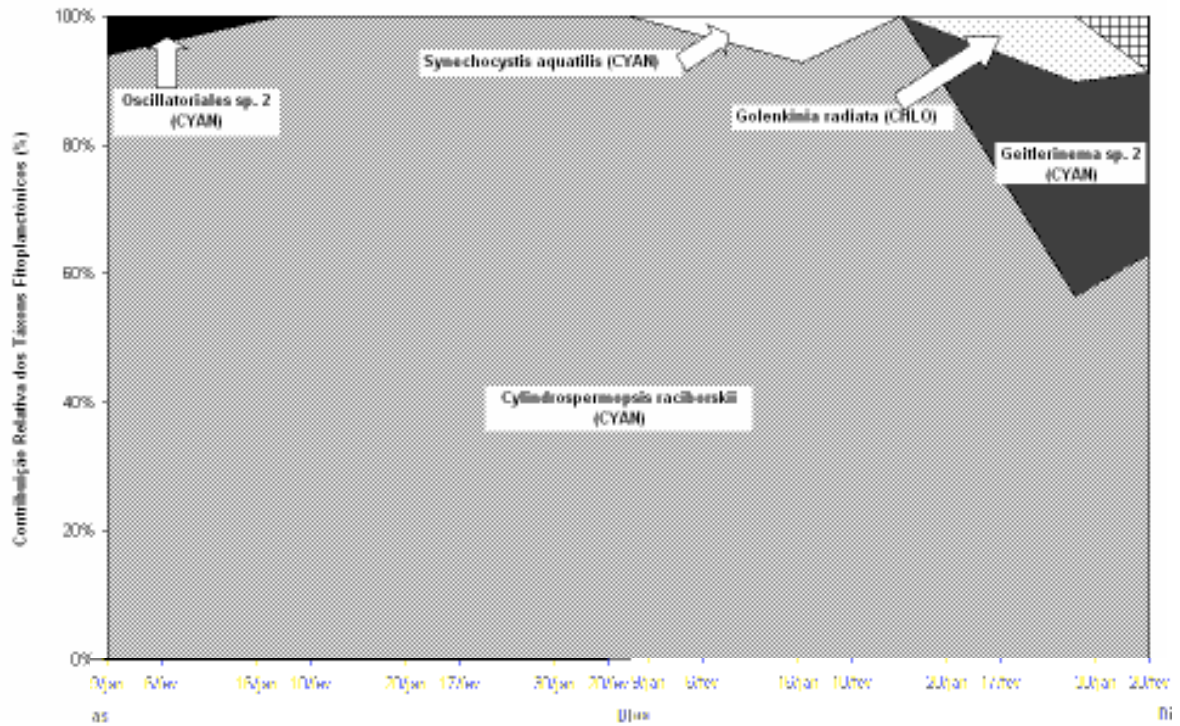


Figura 2.5. Percentual de contribuição das principais espécies fitoplanctônicas (densidade), na chuva de 1998 (fase 1), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

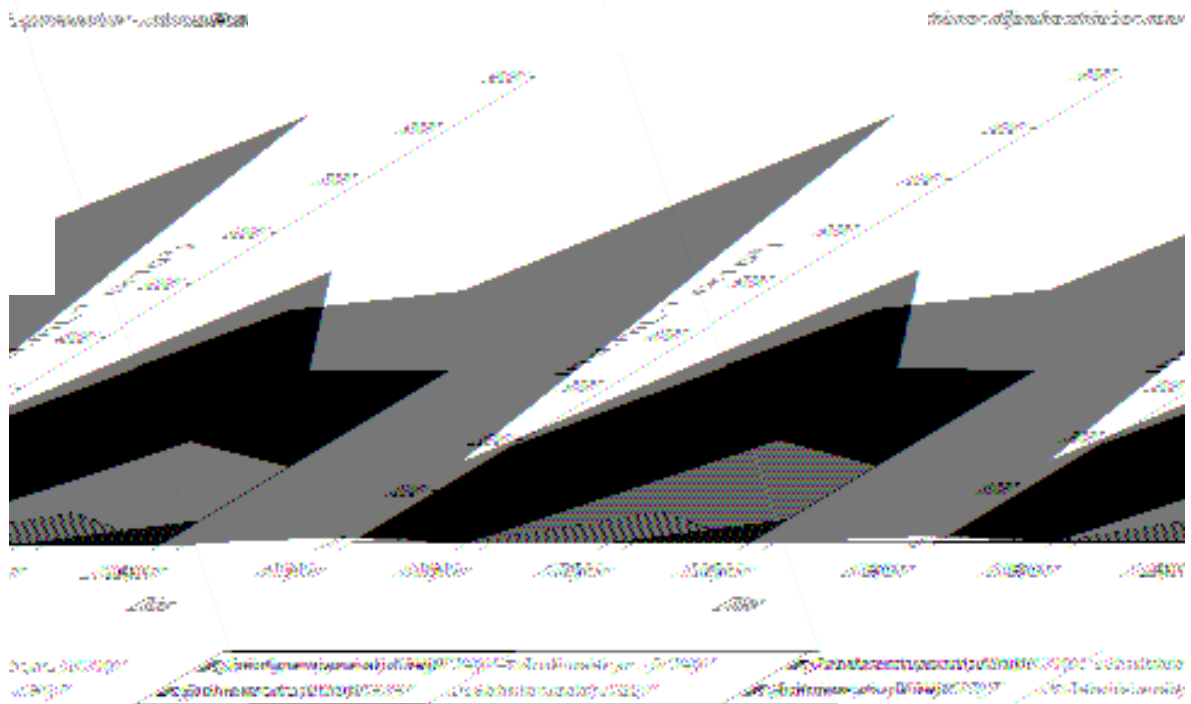


Figura 2.6. Densidade das principais espécies fitoplanctônicas da chuva de 1998 (fase 1), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

FASE 2

Seca de 1999

Gráficos complementares representam os dados da flutuação temporal das principais espécies fitoplanctônicas na seca de 1999, fase 2 no lago Paranoá-DF. Na figura 2.7 está o percentual de contribuição dos táxons descritores para a comunidade fitoplanctônica e na figura 2.8, a densidade individual dessas populações, em indivíduos por mililitro.

Em comparação com a fase 1, nota-se uma maior distribuição de importância entre diversos táxons, ou seja, agora várias espécies contribuem com 95% da densidade total, apresentando elevação e diminuição de densidade ao longo do período, que implica em diluição de importância entre os táxons, exceto no final da seca da fase 2 (figura 2.7).

Há dominância alternada e pontual de várias espécies (durante pouco tempo). São 15 (quinze) táxons dividindo 95% da densidade diária. Nota-se a coexistência de 3 a 8 táxons descritores diariamente. As primeiras e as últimas amostras contam com menos táxons descritores, destacando-se Chrysophyceae sp. 1 e *Cyclotella steligera* nas primeiras coletas e, ao final da estação, pode ser verificada densidade expressiva da Chlorophyceae *Chlamydomonas* sp 3 (> 45% da densidade total), dominando o ambiente (de 7 a 21/09/99).

Synechocystis aquatilis, destaque na fase 1, contribuiu como espécie descritora neste período, e a *Cylindrospermopsis raciborskii*, abundante durante a fase 1 e dominante na chuva de 1998, não foi observada na fase 2. Os táxons descritores da seca da fase 2 foram: Chrysophyceae sp. 1, *Cyclotella steligera*, *Cyclotella meneghiniana*, *Synechocystis aquatilis*, *Chlorella vulgaris*, *Chromulina* sp. 1, *Monoraphidium tortile*, *Aulacoseira granulata*, *Dinobryon divergens* var. *schawinslandii*, *Cryptomonas brasiliensis*, Dinophyta sp. 1, *Chlamydomonas* sp. 3, Xanthophyceae sp., *Quadrigula* sp. e *Scenedesmus ecornis*.

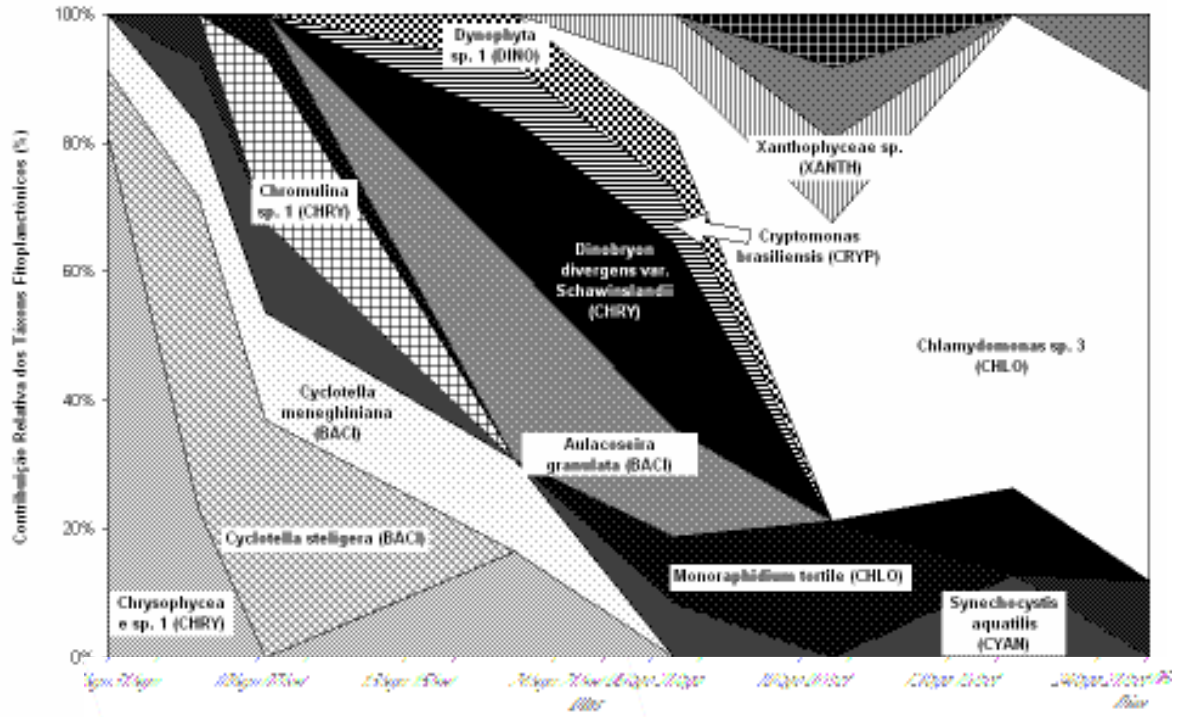


Figura 2.7. Percentual de contribuição das principais espécies fitoplantônicas (densidade), na seca de 1999 (fase 2), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

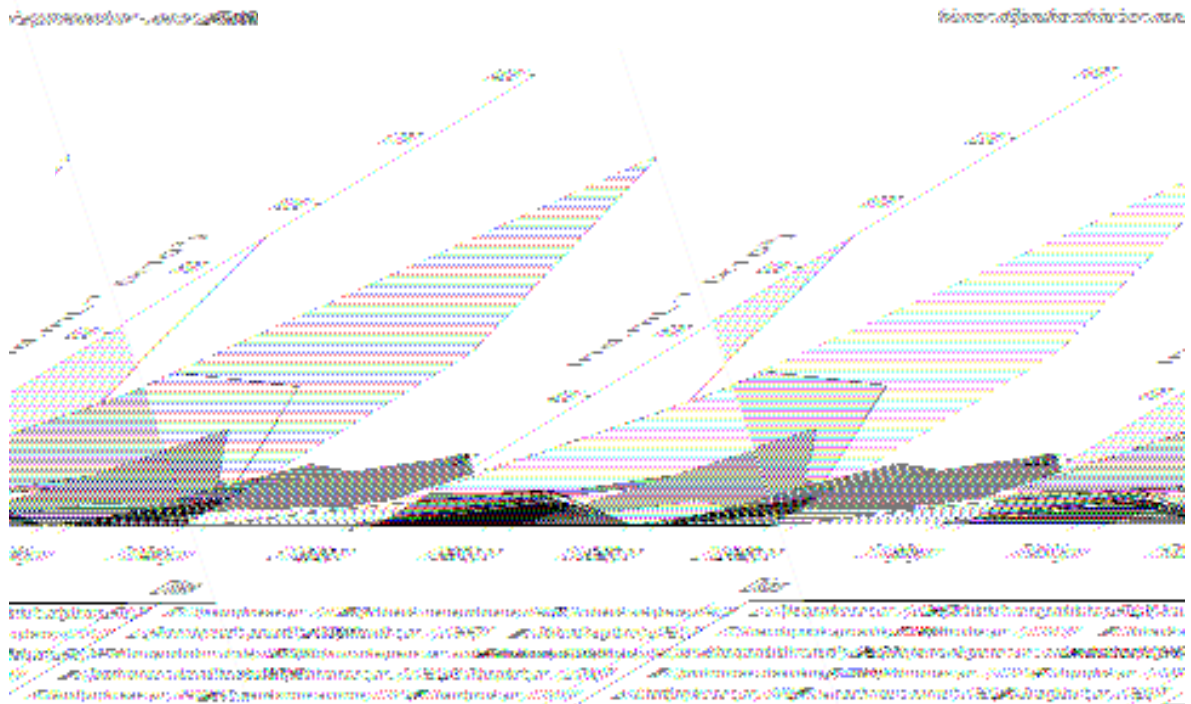


Figura 2.8. Densidade das principais espécies fitoplantônicas da seca de 1999 (fase 2), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Chuva de 2000

O percentual de contribuição diária dos táxons descritores da comunidade fitoplanctônica na chuva de 2000 (fase 2) é mostrada na figura 2.9, e a variação temporal das densidades dessas populações está na figura 2.10, em indivíduos por mililitro.

Como ocorreu na fase 1, também na fase 2 a densidade (média) fitoplanctônica encontrada na seca é cerca de duas vezes a da estação chuvosa, o que explica as escalas diferentes empregadas à melhor visualização da variação da densidade (figuras 2.8 e 2.10).

Confrontando os dados das duas estações da fase 2, nota-se que também na chuva de 2000 foram 15 (quinze) táxons descritores, 9 deles coincidentes (sublinhados na listagem do parágrafo final desta página). Observa-se, porém, que na chuva da fase 2 a maioria dos táxons persistiu por mais tempo contribuindo com a densidade da comunidade, destacando-se *Cyclotella meneghiniana*. Não se encontrou *Cylindrospermopsis raciborskii*.

São observados de 4 a 8 táxons dominantes por dia de análise, perfazendo 95% da densidade da comunidade algal. Com exceção de *Eutetramorus fottii* (que contribuiu com 60% da densidade algal na primeira amostra) e *Chromulina* sp. 1 (responsável por 55% da densidade de uma das últimas amostras da estação de chuvas de 2000), as demais populações e datas evidenciam a dominância do ambiente por muitas espécies, uma distribuição mais homogênea envolvendo mais táxons do que na seca da fase 2.

Os táxons descritores da chuva da fase 2 foram: *Eutetramorus fottii*, *Cyclotella meneghiniana*, *Synechocystis aquatilis*, *Coenochloris* sp., *Cryptomonas brasiliensis*, *Chrysophyceae* sp. 1, *Aphanocapsa delicatissima*, *Chlorella vulgaris*, *Chromulina* sp. 1, *Cyanodiction* sp., *Chlamydomonas* sp. 3, *Schroederia indica*, *Quadrigula* sp., *Aphanocapsa elachista* e *Dinophyta* sp. 1.

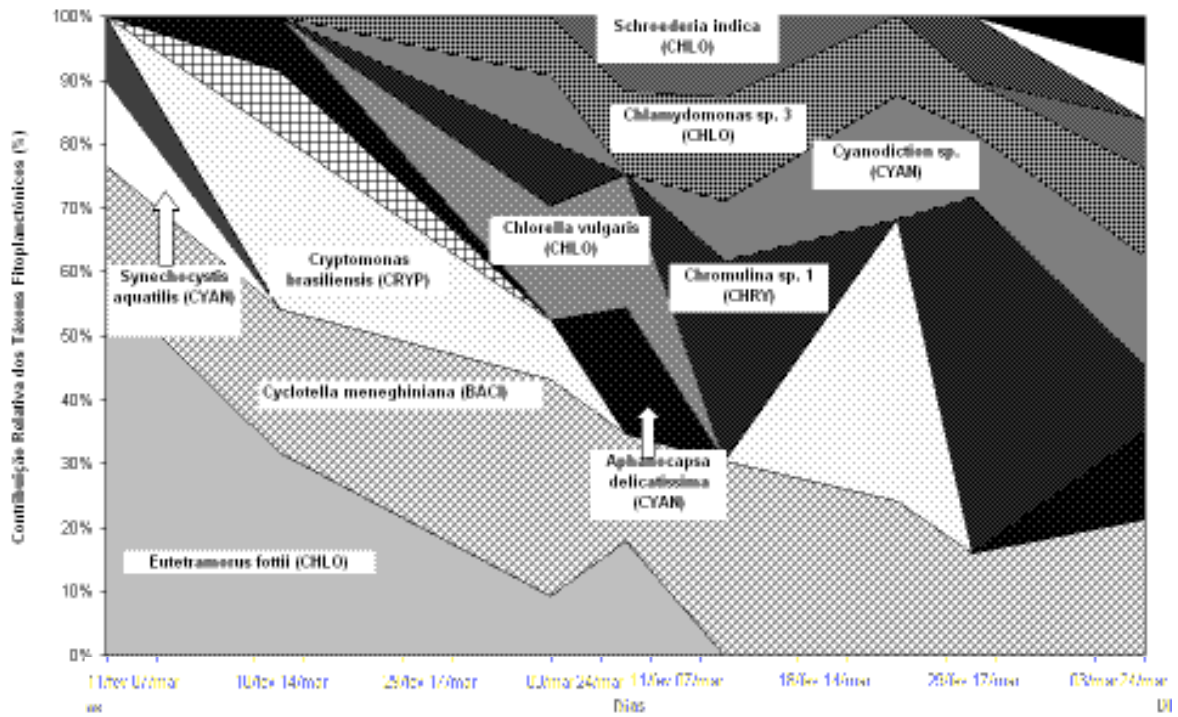


Figura 2.9. Percentual de contribuição das principais espécies fitoplanctônicas (densidade), na chuva de 2000 (fase 2), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

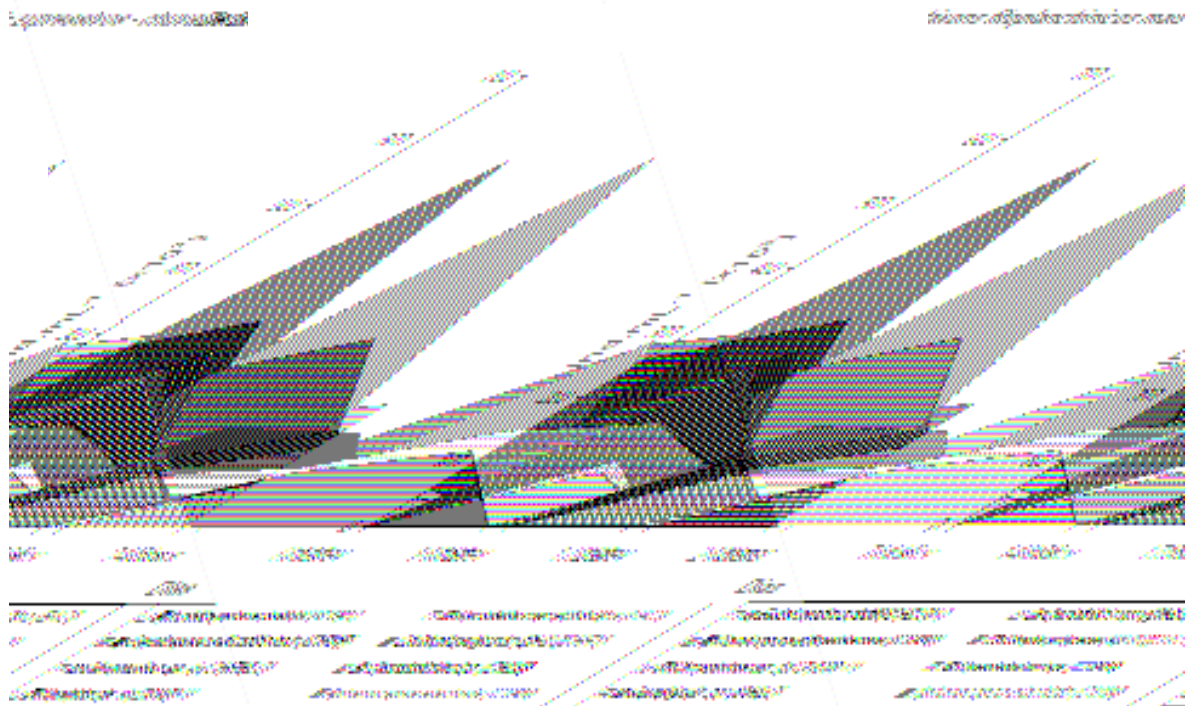


Figura 2.10. Densidade das principais espécies fitoplanctônicas da chuva de 2000 (fase 2), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

FASE 3

Chuva de 2005

A figura 2.11 mostra o percentual de contribuição individual dos táxons descritores da comunidade fitoplanctônica e na figura 2.12 apresenta a densidade dessas populações, em indivíduos por mililitro, para chuva de 2005, fase 3 da restauração do lago Paranoá-DF.

Comparando com a estação chuvosa das fases 1 e 2, observa-se que não há diferença marcante entre as densidades (médias) da chuva e da seca, então as escalas dos gráficos de densidade dos táxons descritivos são semelhantes. Há, inclusive, densidade maior de organismos na estação de chuvas nesta fase 3.

A variação encontrada no número de táxons que compõem 95% da densidade diária, neste período de chuva, variou de 1 a 9 espécies principais. Mas, na maior parte das coletas *Synechocystis aquatilis* dominou o ambiente, com densidade superior a 60% da total, exceto no dia 04/03/05, em que não foi encontrado nenhum indivíduo desta espécie e nove outras se somaram como descritoras.

Apesar de serem 14 (quatorze) táxons principais, 6 deles (em negrito no último parágrafo) apareceram apenas na amostra em que *Synechocystis aquatilis* estava ausente. A análise das figuras 2.11 e 2.12 remete à dominância por poucas espécies, como na fase 1.

Novamente, como na fase 1, observa-se *Cylindrospermopsis raciborskii* presente na maioria das amostras, e em média, contribuindo com 10% da densidade (quando presente).

Os táxons descritores da chuva da fase 3 foram: *Synechocystis aquatilis*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Chlorella vulgaris*, *Aphanocapsa delicatissima*, *Aphanothece* sp., *Chromulina* sp. 1, *Monoraphidium tortile*, *Cyclotella steligera*, ***Monoraphidium cf. convolutum***, ***Cyanodiction* sp.**, ***Elakatothryx* sp.**, ***Monoraphidium irregulare***, ***Cryptomonas erosa*** e ***Cryptomonas marssonii***.

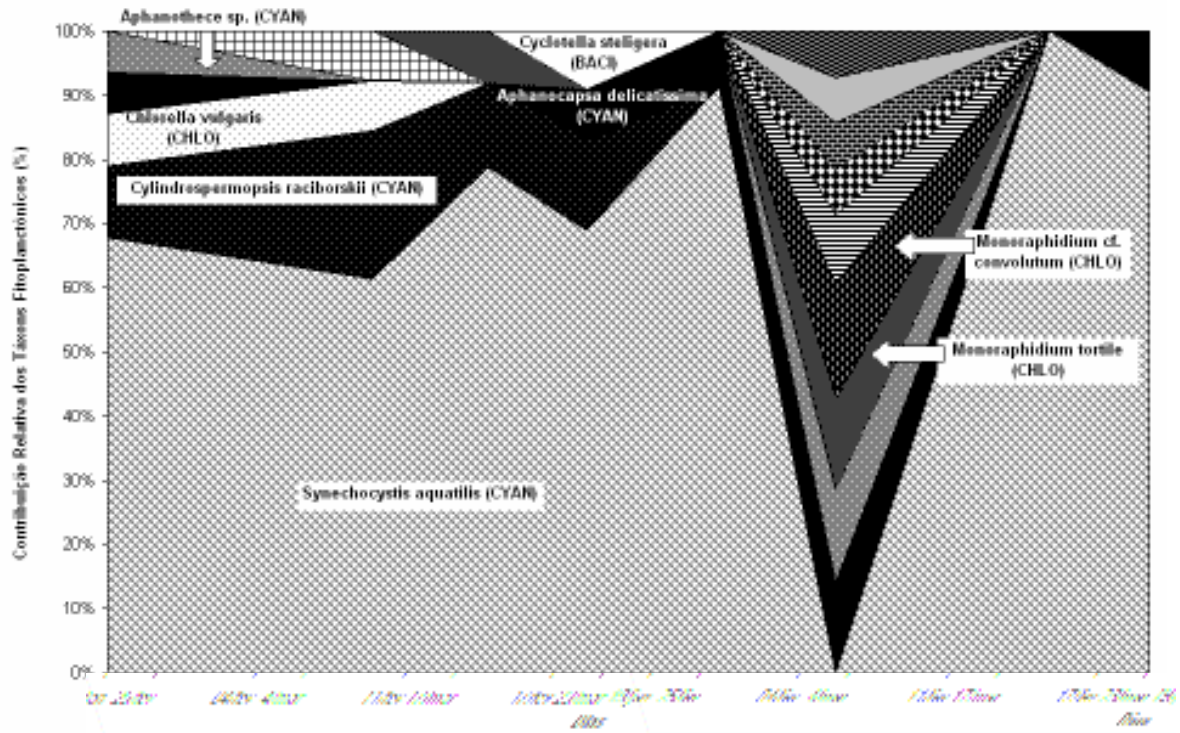


Figura 2.11. Percentual de contribuição das principais espécies fitoplanctônicas (densidade), na chuva de 2005 (fase 3), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

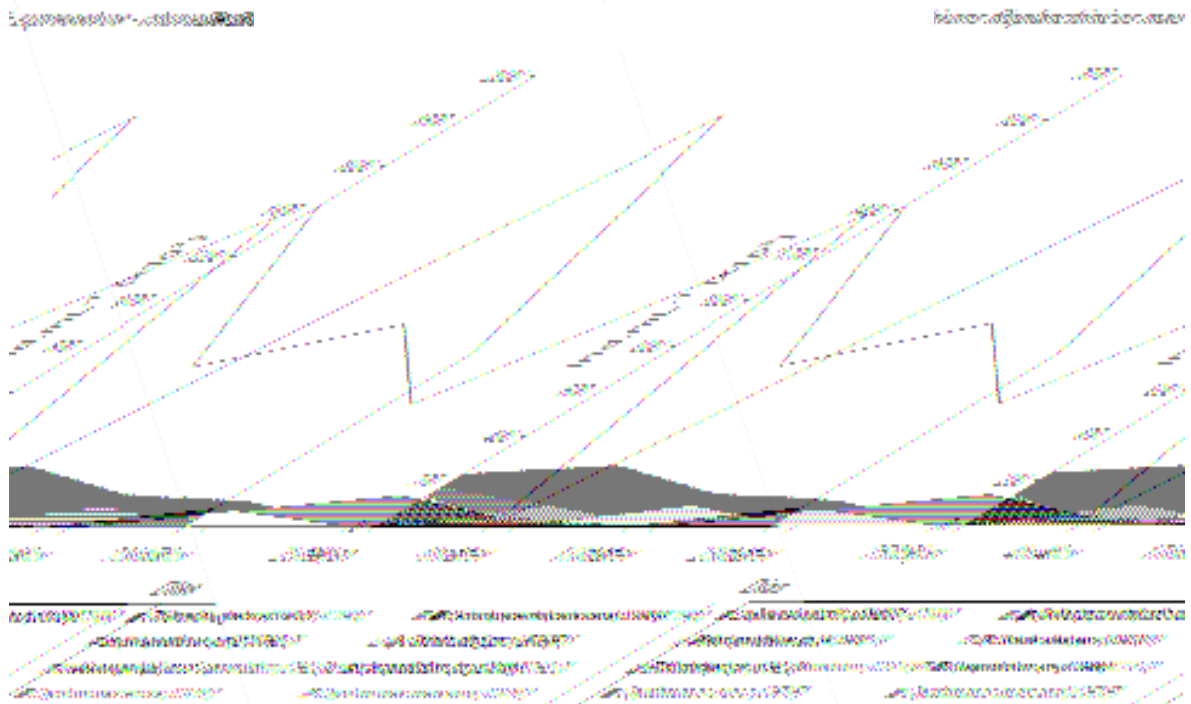


Figura 2.12. Densidade das principais espécies fitoplanctônicas da chuva de 2005 (fase 3), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Seca de 2005

As figuras 2.13 e 2.14 mostram, respectivamente, o percentual de contribuição individual dos táxons descritores da comunidade fitoplanctônica e a densidade dessas populações, em indivíduos por mililitro, na seca de 2005 (fase 3).

No início do período, nota-se dominância por *Chromulina* sp. 1 (55% da densidade total diária), seguida pela substituição de dominância por *Synechocystis aquatilis* (40%), depois *Eutetramorus tetrasporus* (entre 38-60%) e novamente *S. aquatilis* (60%) no final do período. O número de táxons dividindo 95% da densidade diária variou de 3 a 7.

Como na estação de estiagem desta fase 3, *Cylindrospermopsis raciborskii* esteve presente como uma das principais espécies (densidade), mas aqui na metade das amostras.

Pode ser comparada a fase 1 e a fase 3, com relação à flutuação dos dados de percentagem de contribuição dos táxons descritores. Na estação chuvosa de ambas, nota-se dominância expressiva de Cyanobacteria e, na seca, uma distribuição da densidade total principalmente por poucos táxons, com dominância de poucas espécies, entre elas, coincidentemente, *Synechocystis aquatilis*.

Na seca de 2005, populações de apenas 11 (onze) táxons contribuíram com densidade superior a 5% da total. Contam-se 6 táxons presentes em ambos dois períodos (chuva e seca de 2005) da fase 3 (sublinhados na listagem do parágrafo final desta página).

É importante destacar a elevada densidade de *E. tetrasporus* no final desse período.

Os táxons descritores da seca da fase 3 foram: *Chromulina* sp. 1, *Synechocystis aquatilis*, *Eutetramorus tetrasporus*, *Trachelomonas volvocinopsis*, *Eutetramorus fottii*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Cyclotella steligera*, *Cyclotella meneghiniana*, Chrysophyceae sp. 1, *Monoraphidium tortile* e *Chlorella vulgaris*.

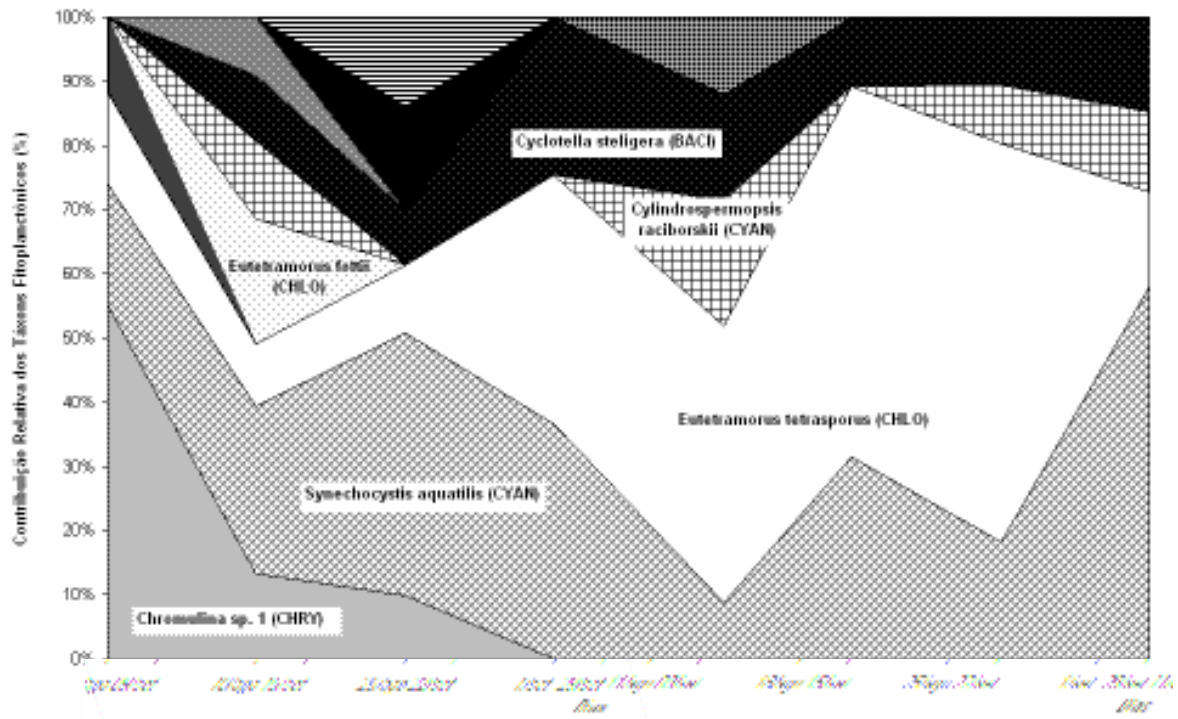


Figura 2.13. Percentual de contribuição das principais espécies fitoplanctônicas (densidade), na seca de 2005 (fase 3), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

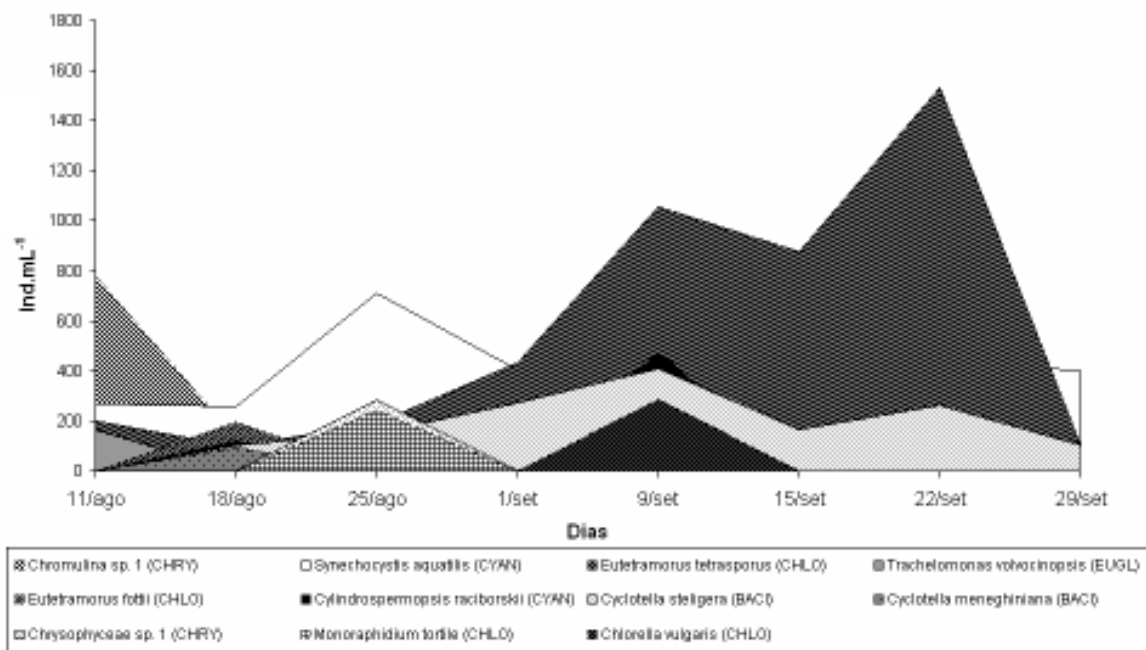


Figura 2.14. Densidade das principais espécies fitoplanctônicas da seca de 2005 (fase 3), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

GRUPOS FUNCIONAIS

A tabela 2.7 mostra os agrupamentos dos táxons fitoplanctônicos, segundo Reynolds *et al.* (2002).

Tabela 2.7. Espécies fitoplanctônicas descritoras das comunidades (densidade > 5% do total diário) e respectivas estratégias nos diferentes períodos de estudo, braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Períodos	Espécies descritoras	Estratégias	Grupos Funcionais
Seca de 1997	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	R	S_n
	<i>Oscillatoriales</i> sp. 1	R	S₁
	<i>Chlorella vulgaris</i>	C	X₁
	<i>Synechocystis aquatilis</i>		
	<i>Synedra rupens</i>	R	D
Chuva de 1998	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	R	S_n
	<i>Oscillatoriales</i> sp. 2	R	S₁
	<i>Geitlerinema</i> sp. 2		
	<i>Golenkinia radiata</i>	C	J
	<i>Synechocystis aquatilis</i>	C	X₁
<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	C	Y	
Seca de 1999	<i>Chlorella vulgaris</i>	C	X₁
	<i>Monoraphidium tortile</i>		
	<i>Scenedesmus ecornis</i>		
	<i>Synechocystis aquatilis</i>		
	<i>Chrysophyceae</i> sp. 1		
	<i>Chromulina</i> sp. 1		
<i>Aulacoseira granulata</i>	R	P	

	<i>Dinobryon divergens</i> var.	C	E
	<i>schawinslandii</i>		
	<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	C	Y
	<i>Dinophyta</i> sp. 1	S	L ₀
	<i>Chlamydomonas</i> sp. 3	C	W ₁
	<i>Synechococcus nidulans</i>	C	Z
	<i>Coenochloris</i> sp.	S	F
	<i>Eutetramorus fottii</i>		
	<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	C	Y
	<i>Chlorella vulgaris</i>	C	X ₁
	<i>Synechocystis aquatilis</i>		
Chuva de	<i>Chrysophyceae</i> sp. 1	C	X ₃
2000	<i>Chromulina</i> sp. 1		
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>		
	<i>Cyanodiction</i> sp.	C	K
	<i>Aphanocapsa elachista</i>		
	<i>Chlamydomonas</i> sp. 3	C	W ₁
	<i>Dinophyta</i> sp. 1	S	L ₀
Chuva de	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	R	S _n
2005	<i>Chlorella vulgaris</i>	C	X ₁
	<i>Synechocystis aquatilis</i>		
	<i>Monoraphidium tortile</i>		

Monoraphidium cf. convolutum

Monoraphidium irregulare

Elakatothryx sp.

Chromulina sp. 1

C

X₃

Aphanocapsa delicatissima

Aphanothece sp.

C

K

Cyanodiction sp.

Cryptomonas erosa

C

Y

Cryptomonas marssonii

Monoraphidium tortile

Chlorella vulgaris

C

X₁

Synechocystis aquatilis

Seca de

Chromulina sp. 1

C

X₃

2005

Chrysophyceae sp. 1

Eutetramorus tetrasporus

S

F

Trachelomonas volvocinopsis

C

W₂

Cylindrospermopsis raciborskii

R

S_n

(Reynolds *et al.*, 2002)

Associações de Organismos – Combinações de Grupos Funcionais

Com base na composição específica diária foram observadas várias combinações de grupos funcionais encontrados em uma mesma amostra. Devido ao grau de eutrofização, poucos grupos funcionais foram verificados na fase 1, e apenas associados dois a dois. A fase 2 apresentou o maior número de grupos de indivíduos (no máximo 5) com características diferentes coexistindo (assembléias).

Na tabela 2.8 estão relacionadas as combinações de grupos funcionais, separadas por fases e estações climáticas (seca e chuva).

Tabela 2.8. Combinações das assembléias fitoplancônicas encontradas simultaneamente nas amostras coletadas no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF no diferentes períodos climáticos das três fases da restauração.

Fases	Períodos Climáticos	Assembléias
<u>FASE 1</u>	Seca de 1997	$S_n / X_1 / S_1$
		$S_n / X_1 / D$
	Chuva de 1998	S_n / S_1
		S_n / X_1
		S_n / J
<u>FASE 2</u>	Seca de 1999	S_n / Y
		X_1 / X_3
	Chuva de 2000	$X_1 / P / E / Y / X_3 / L_0$
		$W_1 / X_1 / E / L_0 / Y$
		W_1 / X_1
		$Z / W_1 / E$
	$K / Y / X_3$	
	$X_1 / X_3 / K / F / W_1$	

		$X_1 / K / F / W_1$
		$X_3 / K / W_1$
		$Y / K / W_1$
		$X_3 / K / W_1$
		$X_3 / K / W_1 / L_0 / X_1$
		$S_n / X_1 / K$
		$S_n / X_1 / X_3$
	Chuva de 2005	S_n / X_1
		$X_1 / S_n / K$
<u>FASE 3</u>		$X_1 / K / Y$
		$X_1 / X_3 / F / W_2$
	Seca de 2005	$X_1 / S_n / X_3 / F$
		$X_1 / X_3 / F$
		$S_n / X_1 / F$

DENSIDADE DOS TÁXONS DESCRITORES, POR GRUPO TAXÔNOMICO

A figura 2.15 A, B, C, D e E mostra a flutuação da densidade dos principais táxons fitoplanctônicos (densidade superior à 5% da densidade total diária), disposta por grupos taxonômicos, durante todo o período de estudo. Os resultados a seguir foram separados por fases e, em cada uma delas, por estação climática.

FASE 1

Seca de 1997

Na estação seca da fase 1 (1997), houve a aplicação de algicida (sulfato de cobre) em 3 datas distintas: 1000kg em 05/08 (a tarde), 700kg em 08/09 e 300kg em 16/09/97 (informação obtida da CAESB).

Após a aplicação do algicida, entre a primeira e a segunda amostragem da estação, observa-se queda marcante na densidade dos dois principais táxons de Cyanobacteria e elevação na densidade de Chlorophyceae (2 espécies, em 2 dias). Da metade ao final do período, verifica-se que as Chlorophyceae descritoras se ausentam e Bacillariophyceae assume, com pico de uma das espécies de maior densidade (figura 2.15). Os principais táxons pertencentes aos grupos Chrysophyceae, Dinophyceae Euglenophyceae e Xanthophyceae não foram encontrados nas amostras.

Chuva de 1998

A densidade dos (dois) principais táxons de Cyanobacteria foi menor do que na seca da fase 1, mas que persistiu durante todo o período chuvoso (figura 2.15). Foi observado pico na densidade de táxons descritor pertencente ao grupo Chlorophyceae no final dessa estação (1 espécie), como ocorreu também com Chrysophyceae, estando ausentes nas

demais amostras (anteriores). Os principais táxons dos grupos Bacillariophyceae, Dinophyceae Euglenophyceae e Xanthophyceae não foram observados.

FASE 2

Seca de 1999

Verifica-se que a menor densidade de táxons descritores pertencentes ao grupo Cyanobacteria foi encontrada na seca da fase 2 (figura 2.15). Os táxons de Chlorophyceae, persistentes durante os períodos, mostram diversidade superior à encontrada na fase anterior e pico de densidade no final do período seco de 1999. Os principais táxons dos grupos Bacillariophyceae só foram observados no início da estação e em densidade baixa. Os táxons descritores relativos a Chrysophyceae mostraram, neste período, a maior diversidade do estudo todo e persistiram durante a totalidade da seca da fase 2. Verificou-se táxons de densidade importante pertencentes a Dinophyceae e a Xanthophyceae em algumas datas, no meio da estação. Os principais táxons de Euglenophyceae não constaram nas amostras.

Chuva de 2000

Também na chuva da fase 2 a densidade de táxons descritores pertencentes ao grupo Cyanobacteria foi baixa, mas não tanto quanto na seca da mesma fase (figura 2.15). Quanto as Chlorophyceae descritoras, observou-se elevada densidade e diversidade de espécies (persistentes durante todo o período), porém menores do que as verificadas na seca de 1999. encontrada na seca de 1999. Nota-se que o principal táxon descritor pertencente a Bacillariophyceae apresentou baixa densidade, apesar de ser encontrado durante toda a estação. A densidade dos táxons de Chrysophyceae descritores da comunidade foi

semelhante àquela observada na seca de 1999, e menos persistente. Estavam ausentes os principais táxons de Dinophyceae, Xanthophyceae e Euglenophyceae.

FASE 3

Chuva de 2005

Na chuva da fase 3 os táxons de Cyanobacteria descritores apresentam densidade superior àquela verificada na fase 2, mas, inferior àquela da fase 1, destacando-se 2 espécies persistentes (figura 2.15). Com relação aos principais táxons de Chlorophyceae, a densidade e a diversidade de espécies encontradas foram baixas, porém freqüentes. Nas datas de pico de Cyanobacteria Chlorophyceae estava ausente. Uma espécie de Bacillariophyceae, das mais relevantes, mostrou baixa densidade e somente esteve presente no dia em que não se observaram Chlorophyceae descritoras. Táxons importantes de Chrysophyceae apresentaram as menores densidades, comparadas às demais estações em que esteve presente, e foram observados somente em dois dias. Não foram observados indivíduos dos táxons descritores pertencentes aos grupos Dinophyceae, Xanthophyceae e Euglenophyceae.

Seca de 2005

Em comparação com a chuva da mesma fase (3), os principais táxons pertencentes a Cyanobacteria apresentaram densidade inferior, com distribuição de sua densidade total entre mais espécies (maior diversidade) e persistência durante o período (figura 2.15). As principais espécies de Chlorophyceae mostraram densidade mais elevada do que na chuva, aumentando no final da seca da fase 3, com poucos táxons durante o período. O táxon descritor pertencente ao grupo Bacillariophyceae demonstrou freqüência elevada e densidade

superior àquela encontrada na estação chuvosa desta fase. As duas principais espécies de Chrysophyceae mostraram alta densidade no início do período e ausência a partir da metade da seca. Tal ausência foi coincidente com o pico de Chlorophyceae descrito acima. Um táxon relevante de Euglenophyceae apareceu somente na primeira amostra da seca de 2005. Os táxons descritores pertencentes a Xanthophyceae e Dinophyceae estiveram ausentes nesta estação seca.

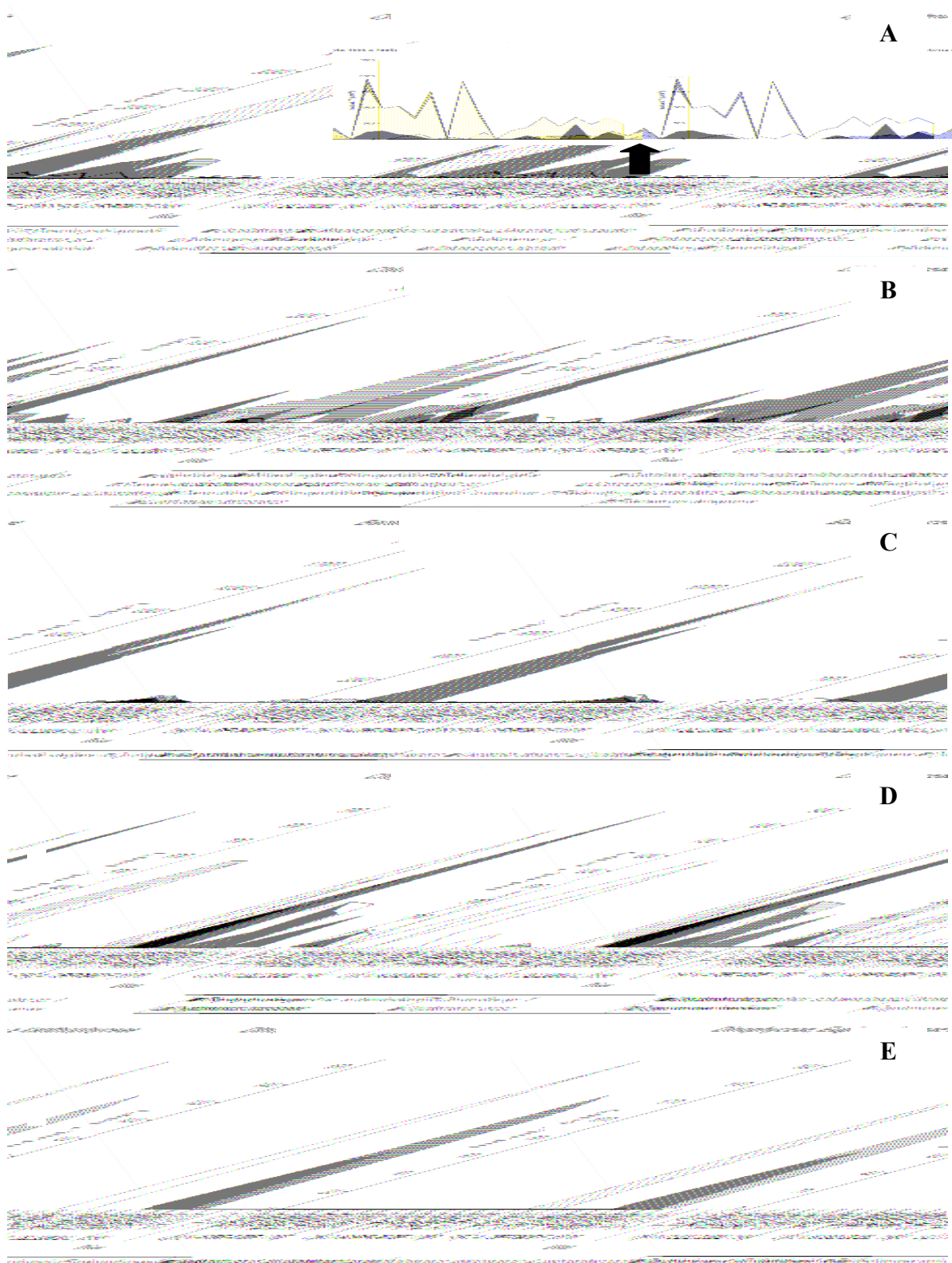


Figura 2.15. Variação temporal dos grupos fitoplancônicos nas três fases da restauração, braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF. (secas e chuvas). (A=Cyanobacteria; B=Chlorophyceae; C=Bacillariophyceae; D=Chrysophyceae e E=Dinophyceae, Euglenophyceae e Xanthophyceae.)

ANÁLISES EXPLORATÓRIAS

Grupos taxonômicos fitoplanctônicos e variáveis ambientais

A figura 2.16 e as tabelas 2.9 e 2.10 mostram os resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as variáveis ambientais e os grupos taxonômicos da comunidade fitoplanctônica nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF. As amostras estão divididas em períodos de seca e de chuva, para melhor visualização das semelhanças e diferenças.

A tabela 2.9 mostra que as ordenações relativas aos eixos 1 e 2 foram estatisticamente significativas ($p < 0,01$), segundo o teste de Monte Carlo (com 999 permutações). Os dois primeiros eixos representam 48,8 % da variabilidade dos dados.

De acordo com a figura 2.16, verifica-se que há nítida separação entre os períodos climáticos e entre as diferentes fases (1, 2 e 3) da restauração, com relação à combinação das variáveis físicas, químicas e biológicas (grupos taxonômicos). As unidades amostrais relativas à fase 1 posicionaram-se mais à esquerda do gráfico, ao centro e deslocadas sutilmente à parte superior, com algumas amostras na parte inferior. Àquelas referentes à fase 2 encontram-se à direita e abaixo, com duas unidades apenas na parte superior. Já as unidades amostrais da fase 3, estas estão posicionadas à direita, na parte superior da figura. Tal distribuição denota a diferença entre as três fases, e principalmente na fase 2 há clara separação entre as unidades amostras das estações de seca e de chuva. Nas fases 1 e 3 observa-se tendência de separação, mas os grupos das unidades encontram-se muito próximas e, na fase 1, quase coincidentes.

Com relação ao eixo 1, que explica 39,2% da variabilidade dos dados, as amostras relativas à fase 1 se posicionaram (preferencialmente) na parte negativo do eixo e as amostras das fases 2 e 3, do lado positivo.

Dentre as variáveis do conjunto dos aspectos abióticos e clorofila-a, os fatores que apresentaram maior correlação com a parte negativa do eixo 1 foram oxigênio dissolvido ($r = -0,804$) e clorofila-a ($r = -0,498$), e com a parte positiva foram zona eufótica ($r = 0,752$), nitrato ($r = 0,607$) e íon amônio ($r = 0,486$).

O grupo taxonômico da comunidade fitoplanctônica mais correlacionado com parte negativa do eixo 1 foi Cyanobacteria ($r = -0,515$). Com a parte positiva, destaca-se a correlação com Chrysophyceae ($r = 0,442$), e mais fracamente com Xanthophyceae ($r = 0,376$) e Dinophyceae ($r = 0,320$). Os outros grupos não apresentaram correlação expressiva, mas estão presentes na figura para compor a ilustração das características próprias de cada fase da recuperação.

O eixo 2 explica apenas 9,6% da variabilidade dos dados. Com relação a este eixo, as unidades amostrais referentes à fase 1 (68,75% destas) e à fase 3 (integralmente) se posicionaram do lado positivo, enquanto àquelas da fase 2 (87,5% destas), posicionaram-se na parte negativa.

Com relação às variáveis ambientais (algumas não representadas no gráfico), a parte positiva do eixo 2 apresentou maior correlação com íon amônio ($r = 0,426$) e a parte negativa, com condutividade elétrica ($r = -0,494$), nitrato ($r = -0,498$) e pH ($r = -0,469$).

Não foi encontrada correlação expressiva ($r > 0,4$) com qualquer grupo taxonômico, apesar da significância estatística, por meio do teste de Monte Carlo.

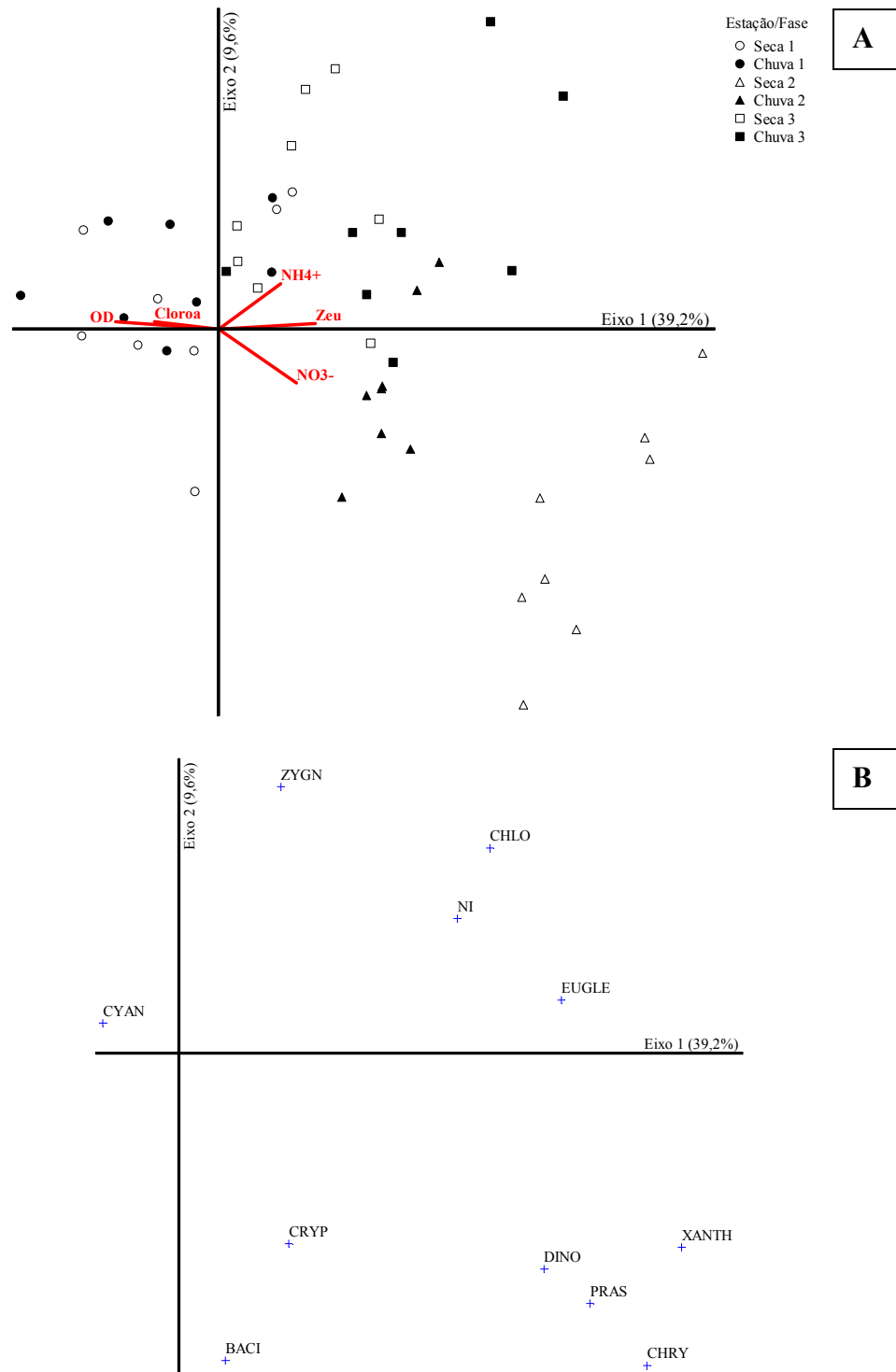


Figura 2.16. Diagrama de ordenação – Análise de Correspondência Canônica (CCA) – das amostras das três fases da restauração do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo), a partir das variáveis ambientais (A) e dos grupos taxonômicos da comunidade fitoplanctônica (B) – legenda na tabela 2.10. (figuras vazias=seca, figuras cheias=chuva. O número da fase da recuperação do lago consta após a indicação da estação climática correspondente.)

Tabela 2.9. Resumo dos resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as variáveis ambientais e os grupos taxonômicos da comunidade fitoplanctônica nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo).

Síntese da CCA / Variável	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	0,325	0,080
% da variância de explicação	39,2	9,6
Correlação espécie-ambiente (Pearson)	0,897	0,776
Teste de Monte Carlo (autovalores) – p	0,001	0,001
Teste de Monte Carlo (correlações espécie-ambiente) – p	0,001	0,014

Tabela 2.10. Correlações de Pearson e de Kendall considerando os dois primeiros eixos da ordenação – Análise de Correspondência Canônica (CCA) – entre as variáveis ambientais e os grupos taxonômicos da comunidade fitoplanctônica nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo) (detacados em negrito os grupos com $r > 0,4$).

Grupo Taxonômico Fitoplanctônico	Abreviação	Eixo	
		1 (r)	2 (r)
Bacillariophyceae	BACI	-0,215	-0,188
Chlorophyceae	CHLO	0,232	0,263
Chrysophyceae	CHRY	0,442	-0,329
Cryptophyceae	CRYP	-0,197	-0,170
Cyanobacteria	CYAN	-0,515	-0,006
Dinophyceae	DINO	0,320	-0,314
Euglenophyceae	EUGLE	0,128	0,007
Algas não identificadas	NI	0,065	0,078
Prasinophyceae	PRAS	0,113	-0,092
Xanthophyceae	XANTH	0,376	-0,161
Zygnemaphyceae	ZYGN	-0,215	0,175

Táxons descritores da comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais

Os resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as variáveis ambientais (abordadas no item 4.2) e os táxons descritores da comunidade fitoplanctônica nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF estão apresentados na figura 2.17 e nas tabelas 2.11 e 2.12. As amostras foram separadas em períodos de seca e de chuva, para melhor visualização do comportamento das unidades amostrais (na legenda).

A tabela 2.11 mostra que as ordenações relativas aos eixos 1 e 2 foram estatisticamente significativas ($p < 0,01$), segundo o teste de Monte Carlo (com 999 permutações). Os dois primeiros eixos representam 14,5 % da variabilidade dos dados.

Na figura 2.17 nota-se separação entre os períodos climáticos e entre as diferentes fases (1, 2 e 3) da restauração, com relação à combinação das variáveis físicas, químicas e biológicas (táxons descritores).

Quanto ao eixo 1, que explicou 9,1% da variabilidade dos dados, as unidades amostrais relativas à fase 1 posicionaram-se mais à esquerda do gráfico, na parte inferior e no centro, mostrando maior correlação com a parte negativa do eixo 1, e com algumas deslocadas para a direita (18,75% delas) – parte positiva desse eixo. As amostras da chuva de 1998 concentraram-se na parte inferior, fortemente correlacionadas com a parte negativa do eixo 1, e, as da estação seca, posicionaram-se ao centro, permeando ambos os lados do eixo 1 (positivo e negativo), mas, sem tendência definida. Há nítida separação entre os períodos da fase 1.

Àquelas referentes à fase 2 encontram-se à direita do gráfico, na parte positiva do eixo 1, separando-se a seca de 1999 – na parte inferior – e a chuva de 2000 – na parte superior.

As unidades amostrais da fase 3, estão posicionadas à direita do eixo 1, na parte superior da figura (exceto 12,5% das amostras). As amostras da seca de 2005 posicionaram-se mais acima, formando grupo mais bem delineado do que daquelas referentes à estação chuvosa.

Entre as variáveis do conjunto dos aspectos abióticos e da clorofila-a, apresentaram maior correlação com a parte positiva do eixo 1 nitrato ($r = 0,713$), zona eufótica ($r = 0,695$), nitrogênio total ($r = 0,634$), íon amônio ($r = 0,607$) e condutividade elétrica ($r = 0,512$). Com a parte negativa do eixo 1, as maiores correlações foram com oxigênio dissolvido ($r = -0,479$), clorofila-a ($r = -0,417$) e fósforo total ($r = -0,407$).

O principal táxon da comunidade fitoplanctônica mais correlacionado com parte positiva do eixo 1 foi *Dinobryon divergens* var. *schawinslandii* - Chrysophyceae - ($r = 0,407$), enquanto *Cylindrospermopsis raciborskii* - Cyanobacteria - correlaciona-se fortemente com a parte negativa desse eixo 1 ($r = -0,524$).

Com relação ao eixo 2, que explica 5,4% da variabilidade dos dados, as amostras relativas à fase 1 se posicionaram na parte negativo do eixo (exceto 12,5%). As amostras da fase 2 dividiram-se da seguinte forma no eixo 2: as unidades amostrais referentes à seca posicionaram-se na parte negativa e àquelas relativas à chuva estão no lado positivo. As amostras da fase 3 se posicionaram na parte positiva do eixo 2, em ambas as estações climáticas (exceto 12,5%).

Das variáveis do conjunto dos fatores abióticos e da clorofila-a, o íon amônio foi a que apresentou maior correlação com a parte positiva do eixo 2 ($r = 0,627$), enquanto nitrato correlacionou-se com o lado negativo do eixo 2 ($r = -0,421$). As demais variáveis não mostraram correlação significativa com o eixo em questão (preestabelecida com $r > 0,4$).

O táxon descritor que mostrou maior correlação com parte positiva do eixo 2 foi *Eutetramorus tetrasporus* - Chlorophyceae - ($r = 0,458$), e, com a parte negativa, encontrou-se forte correlação com Dinophyta sp. 1 - Dinophyceae - ($r = -0,463$), *Aulacoseira granulata* - Bacillariophyceae - ($r = -0,454$) e *Dinobryon divergens* var. *schawinslandii* - Chrysophyceae - ($r = -0,448$).

Nota-se a separação entre as três fases, porém menos evidente do que a divisão observada por meio da CCA com os grupos algais (na figura 2.16), provavelmente devido ao nível taxonômico aqui utilizado e a elevada quantidade de variáveis (espécies), que pode ter aproximado as unidades amostrais, tornando alguns grupos de dados quase coincidentes.

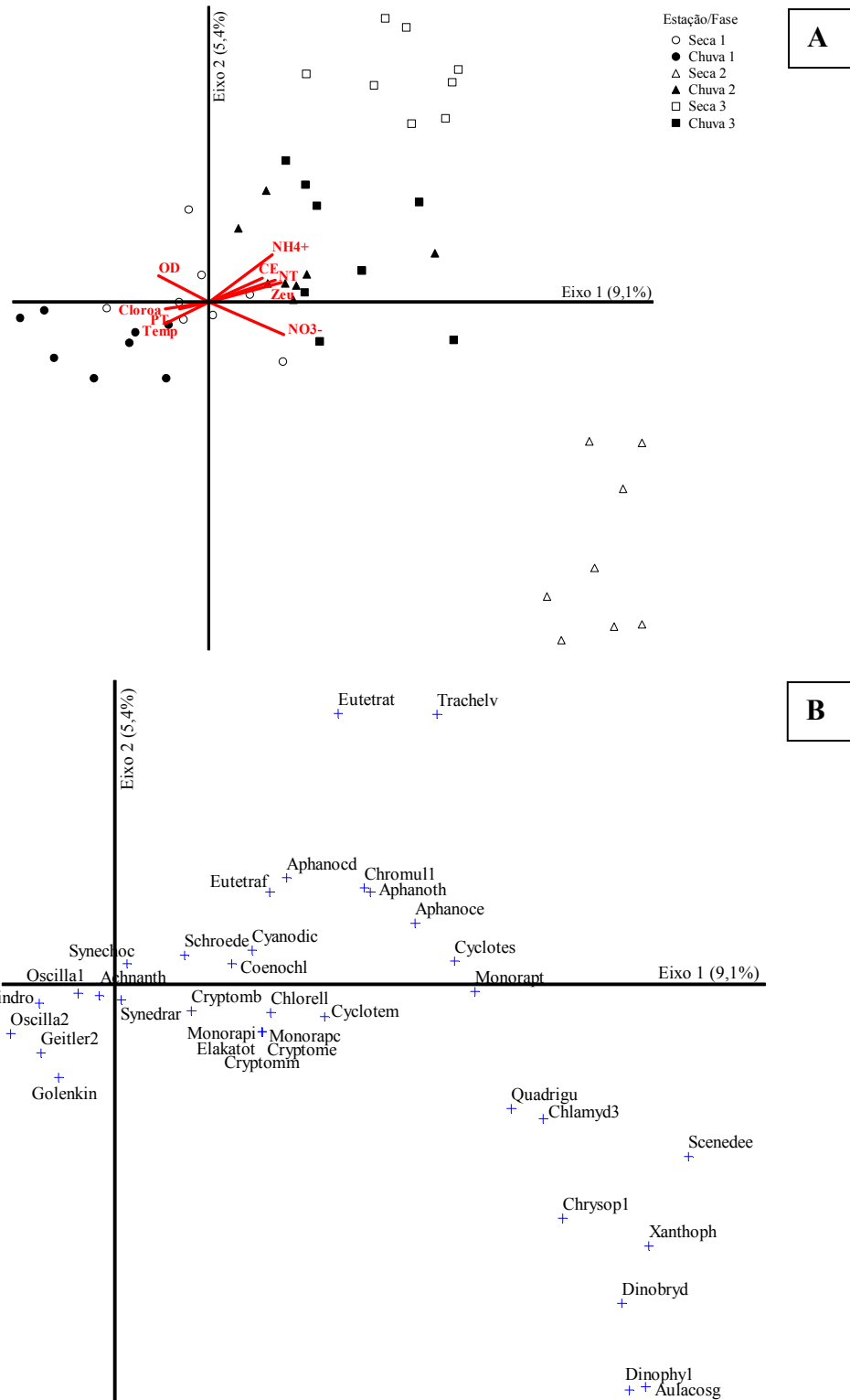


Figura 2.17. Diagrama de ordenação – Análise de Correspondência Canônica (CCA) – das amostras das três fases da restauração do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo), a partir de variáveis ambientais (A) e espécies descritoras fitoplancônicas (B), com densidade superior a 5% da total. (figuras vazias=estação seca, figuras cheias=estação chuvosa).

Tabela 2.11. Resumo dos resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as variáveis ambientais e as espécies descritoras da comunidade fitoplanctônica nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo).

Síntese da CCA / Variável	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	0,582	0,347
% da variância de explicação	9,1	5,4
Correlação espécie-ambiente (Pearson)	0,886	0,803
Teste de Monte Carlo (autovalores) – p	0,001	0,001
Teste de Monte Carlo (correlações espécie-ambiente) – p	0,003	0,037

Tabela 2.12. Correlações de Pearson e Kendall considerando os dois primeiros eixos da ordenação da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as variáveis ambientais e as espécies descritoras da comunidade fitoplanctônica nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo) (em negrito encontram-se os táxons que apresentaram $r > 0,4$).

Táxon Fitoplanctônico/Grupo	Abreviação	Eixo	
		1 (r)	2 (r)
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (CYAN)	Cylindro	-0,524	-0,069
<i>Synechocystis aquatilis</i> (CYAN)	Synechoc	-0,297	0,034
<i>Chlorella vulgaris</i> (CHLO)	Chlorell	0,001	-0,042
<i>Schroederia indica</i> (CHLO)	Schroede	-0,073	0,023
<i>Achnanthydium minutissimum</i> (BACI)	Achnanth	-0,200	-0,026
<i>Synedra rupens</i> (BACI)	Synedrar	-0,099	-0,018
Oscillatoriales sp. 1 (CYAN)	Oscilla1	-0,181	-0,018
Oscillatoriales sp. 2 (CYAN)	Oscilla2	-0,173	-0,044
<i>Geitlerinema</i> sp. 2 (CYAN)	Geitler2	-0,215	-0,085
<i>Golenkinia radiata</i> (CHLO)	Golenkin	-0,141	-0,079
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> (CRYP)	Cryptomb	-0,102	-0,051
Chrysophyceae sp. 1 (CHRY)	Chrysop1	0,327	-0,318
<i>Cyclotella steligera</i> (BACI)	Cyclotes	0,378	0,041
<i>Cyclotella meneghiniana</i> (BACI)	Cyclotem	0,133	-0,115
<i>Chromulina</i> sp. 1 (CHRY)	Chromul1	0,153	0,172
<i>Monoraphidium tortile</i> (CHLO)	Monorapt	0,296	-0,023
<i>Aulacoseira granulata</i> (BACI)	Aulacosg	0,351	-0,454
<i>Dinobryon divergens</i> var. <i>schawinslandii</i> (CHRY)	Dinobryd	0,407	-0,448
Dinophyta sp. 1 (DINO)	Dinophy1	0,340	-0,463
<i>Chlamydomonas</i> sp. 3 (CHLO)	Chlamyd3	0,394	-0,240
Xanthophyceae sp. (XANT)	Xanthoph	0,349	-0,293
<i>Quadrigula</i> sp. (CHLO)	Quadrigu	0,284	-0,183
<i>Scenedesmus ecornis</i> (CHLO)	Scenedee	0,279	-0,142
<i>Eutetramorus fottii</i> (CHLO)	Eutetra1	0,000	0,143
<i>Coenochloris</i> sp. (CHLO)	Coenochl	-0,025	0,011
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> (CYAN)	Aphanocd	0,032	0,224
<i>Cyanodiction</i> sp. (CYAN)	Cyanodic	-0,026	0,048
<i>Aphanocapsa elachista</i> (CYAN)	Aphanoce	0,097	0,043
<i>Aphanothece</i> sp. (CYAN)	Aphanoth	0,080	0,081
<i>Monoraphidium</i> cf. <i>convolutum</i> (CHLO)	Monorapc	-0,005	-0,043
<i>Elakatothryx</i> sp. (CHLO)	Elakatot	-0,005	-0,043
<i>Monoraphidium irregulare</i> (CHLO)	Monorapi	-0,005	-0,043
<i>Cryptomonas erosa</i> (CRYP)	Cryptome	-0,005	-0,043
<i>Cryptomonas marssonii</i> (CRYP)	Cryptomm	-0,005	-0,043
<i>Eutetramorus tetrasporus</i> (CHLO)	Eutetrat	0,100	0,458
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> (EUGL)	Trachelv	0,111	0,208

BACI=Bacillariophyceae; CHRO=Chlorophyceae; CHRY=Chrysophyceae;
 CRYP=Cryptophyceae; CYAN=Cyanobacteria; DINO=Dinophyceae;
 EUGL=Euglenophyceae; XANT=Xanthophyceae.

2.2. DISCUSSÃO

A opção por um capítulo mais abrangente, envolvendo aspectos da comunidade fitoplanctônica relacionados às variáveis ambientais, pode ser justificada pelo fato de os parâmetros físicos e químicos da água serem capazes de influenciar a estrutura da comunidade fitoplanctônica, bem como sofrerem modificações devido ao metabolismo das algas presentes. Neste item, cabe maior ênfase ao fitoplâncton, e as variáveis ambientais fornecem valioso suporte.

Quanto às teorias e modelos matemáticos relacionados às dinâmicas tróficas, são importantes os conceitos de controle das comunidades fitoplanctônicas descendente e ascendente, originariamente de Porter (1977), em que na primeira forma de controle assume-se que o fitoplâncton é controlado por herbivoria (padrões de biomassa sazonais), e, na segunda, sustenta-se que o fitoplâncton é fundamentalmente controlado pelos nutrientes, mais do que pela herbivoria.

Com base no trabalho de Van de Bund *et al.* (2004), que sugere que a biomassa fitoplanctônica é mais influenciada por nutrientes do que pela densidade de peixes planctívoros, preferiu-se aqui enfatizar a importância das variáveis ambientais na resposta do fitoplâncton, em detrimento da conhecida ação reguladora proveniente dos níveis superiores da teia alimentar (controle descendente). O mesmo experimento infere que a clorofila-a é um parâmetro mais preciso do que o biovolume algal para quantificar a biomassa fitoplanctônica, e neste estudo realizado no lago Paranoá, optou-se por utilizar densidade algal e clorofila-a, além do esforço elevado para a correta identificação das algas.

Diferentes aspectos da ecologia do fitoplâncton ocorrem em diferentes escalas de tempo e espaço: as taxas de crescimento em escala de horas ou dias, enquanto a sucessão de espécies ocorre em escala de estações inteiras e bacias inteiras. Embora uma espécie fitoplanctônica possa ser rara em um corpo hídrico, em determinado tempo, a importância na escala temporal na ecologia do fitoplâncton garante que pode não permanecer assim por muito tempo. Vários eventos envolvendo fitoplâncton ocorrem em pequenas escalas de tempo e, para a amostragem, deve-se observar tal particularidade e fenômeno de perder importantes eventos pela amostragem em escala inapropriada é chamado, em inglês, de “aliasing” (Graham & Wilcox, 2000).

Assim, o intervalo semanal entre as coletas (caracterizado em limnologia como curto espaço de tempo) foi escolhido com base no ciclo de vida das algas (Reynolds, 1993), em resultados de trabalhos anteriores em ambientes temperados (ex: Madgwick *et al.*, 2006) e tropicais (ex: Calijuri *et al.*, 2002) e na necessidade apontada em estudos anteriores em ambientes tropicais, como na represa de Barra Bonita-SP (De Filippo, 1987). Tendo em vista a intensa variabilidade sazonal, amostras em intervalos menores de tempo são capazes de fornecer elementos para a elucidação de episódios de sucessão fitoplanctônica, sua evolução e regressão, especialmente em reservatórios tropicais eutrofizados.

As algas fitoplanctônicas, grupo polifilético, diferem entre si sob vários aspectos. Apresentam vários tamanhos e formas, com diferentes modos de vida, células solitárias e colônias, e diversas estratégias adaptativas, podendo ser encontradas estruturas que conferem motilidade (como flagelos) e toxinas (capítulo 3), entre outras características.

Os pigmentos próprios de cada grupo de algas proporcionam a distinção destas na análise por meio da técnica de detecção HPLC. Fietz & Nicklisch (2004) obtiveram

estimativa eficaz de indicação de abundância e distribuição espacial do fitoplâncton, similar (não idêntica) à contagem de células, com a utilização de pigmentos diferenciadores.

O tamanho do organismo pode ser considerado como a característica individual mais importante na ecologia do fitoplâncton (Graham & Wilcox, 2000) e, em ambientes temperados, espécies de pequeno porte e de crescimento rápido são características do início da sucessão sazonal, enquanto as espécies que dominam no final do processo tendem a ser maiores, tolerantes à sombra e de crescimento lento, capazes de conservar biomassa e nutrientes – como a Cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii*, abundante na fase 1, ausente na fase 2 e em pequena quantidade na fase 3 da restauração do lago Paranoá-DF.

Nas três fases do estudo observou-se a coexistência de algas de diversas dimensões, formas e hábitos. Na fase 1, Cyanobacteria contribuiu para a maior densidade do fitoplâncton e na fase 2 verificou-se queda na densidade total, especialmente de Cyanobacteria, e outras algas puderam se estabelecer. Com isso, mesmo sem diferença entre a riqueza de táxons das etapas, as densidades relativas aos grupos taxonômicos, a partir da fase 2, mostrou distribuição mais homogênea (exceto na chuva da fase 3).

Geralmente, em ambientes de clima temperado, a seqüência de grupos algais do curso da sucessão depende de fatores ambientais (como a disponibilidade de nutrientes), diferindo ano a ano, porém obedecendo a um mesmo padrão (Sommer *et al.*, 1986). Dessa forma, as comunidades planctônicas podem nunca estar em equilíbrio no ambiente natural – especialmente devido à dinâmica irregular em nível de espécie, predação e competição (observadas *in vitro*) e flutuações ambientais (Scheffer *et al.*, 2003).

Além das variações naturais, interferências antrópicas provocam mudanças nas condições do sistema. Na fase 1 (na seca de 1997) do lago Paranoá houve três aplicações de algicida (sulfato de cobre) – prática anteriormente corriqueira da empresa de saneamento

local. Consequentemente, logo o primeiro episódio com o algicida, pode ser observada queda abrupta na densidade de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria filamentosa) e elevação imediata na densidade de *Synechocystis aquatilis* (pequena Cyanobacteria esférica persistente durante as 3 fases). A substituição pode ser explicada pelo estágio então criado e haver relação entre o tamanho da célula e a resposta à disponibilidade de nutrientes no ambiente (oportunistas), visto que as células pequenas podem responder, ainda, a um pulso de nutrientes com uma rápida explosão de crescimento. Há estreita relação entre o volume da célula e a taxa máxima de reprodução, onde geralmente células maiores e colônias tentem a apresentar baixas taxas de reprodução (Graham & Wilcox, 2000).

Quanto à predação, o tamanho da célula relaciona-se com a pastagem zooplancônica. Protozoários, rotíferos e crustáceos costumam consumir células pequenas rapidamente. As células de tamanho intermediário possivelmente estão livres de predação por protozoários, mas não por crustáceos. A maioria das células maiores e das colônias (com diâmetro superior a 50 micrômetros) não são predadas por crustáceos, mas estão propensas a serem atacadas por parasitas. Há relato de bactérias fixadas na superfície de colônias de Cyanobacteria ou de filamentos – agrupados ou soltos (Eiler *et al.*, 2006; Padovesi-Fonseca & Philomeno, 2004; Bell *et al.*, 1983).

As interações entre os organismos muitas vezes são relevantes fatores ecológicos responsáveis por modificações e/ou adaptações até em nível de comunidade. *In vitro* Jang *et al.* (2003) relatam aumento (em cinco vezes) na produção de toxinas (microcistina) por Cyanobacteria (linhagens de *Microcystis aeruginosa*) em reação à exposição direta das algas à predação por *Moina macrocopa*, *Daphnia magna* e *Daphnia pulex*, podendo ser uma defesa imediata induzida pela liberação de info-químicos pelo zooplâncton. A espécie *Microcystis aeruginosa* não foi observada no presente estudo, como ocorreu nos demais na

fase 1 (Philomeno, 2003; Padovesi-Fonseca & Philomeno, 2004), provavelmente pela profundidade de coleta eleita ser superior àquela em que este táxon está presente.

As estratégias competitivas e adaptações intermediárias estão associadas à dimensão das células fitoplanctônicas. Células maiores tendem a afundar mais rapidamente, mas a questão da baixa capacidade de flutuabilidade pode ser minimizada por meio de adaptações para reduzir a densidade ou aumentar fisicamente (forma) a resistência ao fundamento, notadamente em células maiores e colônias. A resistência ao afundamento relaciona-se também ao formato da célula e sua posição física no ambiente. Conforme resultados obtidos em experimento laboratorial para verificar as diferenças na velocidade de afundamento em moldes de diversos formatos, Padisák *et al.* (2003) relatam diferenças de celeridade condicionadas à forma e posição da alga no meio aquático (horizontal, vertical ou transversal), à presença e características de prolongamentos (e espinhos) e ao estado vital das células (vivas são mais morosas), entre outras variáveis. No trabalho, as formas de resistência (ao afundamento) são citadas como fator contribuinte para a evolução das espécies planctônicas e seleção de assembléias, atribuindo a estas o desenvolvimento de parte da diversidade morfológica do plâncton (força direcionadora).

Algumas adaptações para reduzir a taxa de afundamento também exercem papel contra a herbivoria. Além da forma própria da *Cylindrospermopsis raciborskii* – espécie que dominou a comunidade fitoplanctônica do lago Paranoá por mais de três décadas, até a ocasião do *flushing* no final de 1998 (fase 1) –, o fato de se caracterizar pelo baixo conteúdo nutricional para o zooplâncton (Silva, 2004), é pertinente que se associe à vantagem competitiva a manutenção da predominância, com possibilidade de retorno da condição observada na fase 1. O capítulo 3 aborda a questão com mais detalhes.

Para caracterizar a ecologia do fitoplâncton foram desenvolvidas várias teorias e modelos matemáticos, principalmente sobre competição e dinâmicas tróficas. O trabalho de Hutchinson (1961) inova com o conceito do paradoxo do plâncton, indo de encontro ao princípio da exclusão competitiva e à teoria do nicho, uma vez que não se pode assumir que comunidades em que as espécies estão perto de sua densidade máxima e que têm como regra geral a exclusão competitiva possam apresentar de 50 a 100 espécies fitoplanctônicas coexistindo em poucos mililitros de água nos sistemas aquáticos. Então a concepção de equilíbrio assume que as espécies mais bem adaptadas podem ser eventualmente selecionadas por competição (e coexistindo em situação de limitação de recursos), excluindo todas as demais (Hardin, 1960). Um destaque do estudo de Grime (1973) é que a competição pode ser o fator causal mais relevante na manutenção da baixa diversidade – vegetal, no caso –, apesar da baixa incidência de espécies competitivas em habitats floristicamente ricos. Hutchinson (1961) sugere que a biodiversidade inesperada no plâncton provavelmente está relacionada ao fato de que as comunidades nunca estão em equilíbrio. Porém, num processo de restauração, o desequilíbrio pode ser ainda mais marcante do que no caso de um sistema que não está sendo forçado a se adaptar às novas condições demandadas.

Na fase 2 da restauração do lago Paranoá, várias mudanças foram experimentadas pela comunidade fitoplanctônica. O aumento da diversidade e da equitabilidade, bem como a abundância relativa das algas distribuída de maneira mais homogênea entre os grupos taxonômicos (especialmente Chlorophyceae e Chrysophyceae) e a elevação observada na quantidade de assembléias fitoplanctônicas, podem ter sido provocados pelas marcantes transformações envolvendo fatores ambientais. Além dos baixos teores de fósforo, até mesmo a semelhança nas temperaturas da água mensuradas na seca e na chuva (na fase 2)

pode ter contribuído para a composição florística diferenciada a partir dessa etapa, mesmo com valores inalterados de riqueza de espécies.

A fase 3 apresenta-se com algumas características observadas na fase 1 e outras próprias da fase 2, inclusive com diferenças entre seca e chuva relativas à proporção das densidade encontradas nos grupos taxonômicos. Marcante foi o retorno de *Cylindrospermopsis raciborskii* (em pequena quantidade), ausente na fase 2, e a elevação da contribuição de *Synechocystis aquatilis* (também Cyanobacteria) para a densidade total.

Vários modelos sugerem que até mesmo em ambientes homogêneos (e constantes) o plâncton nunca estará em equilíbrio, pois interações entre muitas espécies podem originar constante crescimento e diminuição de espécies dentro da comunidade – oscilações e caos. Para Scheffer *et al.* (2003), as estações climáticas e o tempo podem ser considerados ruídos externos, enquanto o caos pode ser considerado ruído interno. A sazonalidade pode dificultar ou impedir o real “equilíbrio da natureza” e, nos modelos em ecologia, seu papel tem sido negligenciado.

O comportamento caótico – por fatores oscilantes (em constante mudança), onde não há repetição do mesmo padrão, ainda que a periodicidade possa ser detectável – sugere que as dinâmicas do plâncton sejam imprevisíveis intrinsecamente quando vistas em detalhes. Portanto, sistemas aquáticos sujeitos às ações antrópicas (degradantes), notadamente aqueles que se localizam em áreas urbanas ou de influência das mesmas – como o lago Paranoá –, devem ser monitorados com frequência, pois os efeitos de perturbações (de qualquer magnitude) podem ser expressivos em longo prazo.

Entretanto, a previsibilidade aumenta com o nível de agregação, o que pode ser sugerido pela afirmação de que a força sazonal é suficiente para levar sistemas biológicos a tornarem-se fechados em um ciclo sazonal, onde há repetição das mesmas dinâmicas todos

os anos, com a mesma duração (tempo). Assim, em um nível de agregação mais elevado as dinâmicas sazonais podem ser previsíveis e indicadores, como a biomassa algal total que tende a permanecer constante mesmo com flutuações irregulares no nível de espécies, podem mostrar padrões bastante regulares, os quais podem vir a ser reproduzidos por modelos simples (Scheffer *et al.*, 2003).

No caso do lago Paranoá, as estratégias competitivas de certas algas (prejudiciais ao processo de restauração, como as Cyanobacteria) podem independe da oferta nutricional do sistema e se, somado a esse fato, o ambiente apresentar aspectos propícios ao retorno da comunidade nas condições observadas na fase 1, todo o esforço para a manutenção do menor grau de trofia, concentrado na diminuição do aporte de nutrientes, pode ser em vão. É importante relatar o crescimento populacional na área de influência da bacia, principalmente da porção sul, que provoca aumento na carga de esgotos (nutrientes) e a eficiência da estação de tratamento pode ser a mesma, porém, a percentagem de ‘falha’ (cerca de 5%, segundo a CAESB) agora equivale à carga superior de esgoto aportado.

Numa análise geral da estrutura da comunidade fitoplanctônica entre as três fases da restauração, para grande parte dos fatores analisados pode-se observar maior similaridade entre as fases cronologicamente mais distantes, em detrimento das fases 1 e 2, uma vez que o *flushing* deve ter desempenhado papel mais efetivo do que o tempo, na comunidade e no sistema aquático como um todo. Segundo Scheffer *et al.* (2003), o tempo parece ser um fator importante na manutenção da diversidade e dinâmica da comunidade algal e pode-se pensar que a ausência de qualquer perturbação externa permita que seja atingido um estado estável na sucessão de algas. Porém, o que se observa em sistemas naturais é o comportamento de um sistema caótico intrinsecamente em um ambiente flutuante.

A conservação de valores mais elevados de diversidade nas fases após o *flushing* – apontado como provável desencadeador das mudanças efetivas no sistema – pode ser reflexo do surgimento (ou aparecimento em densidade detectável) de outras espécies com determinadas características vantajosas (competitivamente) na comunidade fitoplanctônica.

Mudanças na diversidade têm relação com o fato da comunidade não se encontrar em um estado estático (especialmente para ambientes com grau de trofia mais elevado), contando com as variações na dinâmica intrínseca ao sistema – alterações abióticas típicas das estações de seca e de chuva, mudanças diárias da temperatura e intensidade e direção de ventos, motivadoras de estratificação e mistura da coluna d'água, entre outros fatores – e/ou com as variações externas que originam transformações ao ambiente – como o funcionamento das estações de tratamento das águas, contribuições de nutrientes provenientes da bacia de drenagem pelo crescimento populacional na área de influência da bacia, entre outras.

Pode ser incoerente o fato de os valores da riqueza de espécies não terem apresentado diferença significativa entre as diferentes etapas da restauração, visto que foram marcantes as modificações na estrutura e na dinâmica da comunidade algal nas fases e que a literatura relaciona a riqueza de espécies planctônicas ao estado trófico do reservatório (Matsumura-Tundisi & Tundisi, 2005). Na fase 1, com características de ambiente eutrofizado, a riqueza apresentou correlação significativa positiva com fósforo total e nitrato, e, conforme esperado, também com valores de comprimento de zona eufótica, pois é provável que as Cyanophyta interferissem no acesso das outras algas à luz solar (somado fatores vantajosos competitivamente, peculiares a este grupo), impedindo que houvesse aumento na riqueza.

Também a heterogeneidade espacial na estrutura vertical e horizontal – térmica, física e química – e a frequência e o grau de mistura (e estratificação) da coluna d’água influenciam a riqueza do plâncton (Matsumura-Tundisi & Tundisi, 2005) e a composição de espécies fitoplanctônicas do sistema (Reynolds *et al.*, 2002; Madgwick *et al.*, 2006).

Quanto à composição de espécies, com estratégias ecológicas diversas, em resposta às condições ambientais, Grime (1977) desenvolveu a concepção C-S-R para plantas terrestres, que posteriormente foi adaptada ao fitoplâncton por Reynolds (1988) – “Grupos Funcionais” –, e utilizada no presente trabalho no lago Paranoá baseada na versão mais atual em Reynolds *et al.* (2002).

A aplicação de grupos funcionais teve o intuito de servir como uma ferramenta descritiva das interações entre as populações algais e o ambiente, que mostrou diferenças nas fases da restauração. Pensou-se nos grupos funcionais como um modo de elucidar as alterações na comunidade fitoplanctônica do lago Paranoá, com a pretensão de entender as fases e as ocorrências diversas no decorrer do processo experimentado pelo sistema. A fase 1 caracterizou-se pela presença de poucas assembléias, enquanto a fase 2 apresentou grande número de grupos funcionais, sempre coexistindo, e a fase 3 se assemelha à segunda, porém contando com menos associações.

Em alguns trabalhos envolvendo associações de grupos funcionais podem ser evidenciadas relações entre mudanças na estrutura térmica – hetero ou homogeneização da coluna d’água – e composição fitoplanctônica, características fotossintéticas (Frenette *et al.*, 1996), além de aspectos relativos à diversidade e à dominância de espécies detentoras de estratégias distintas (Madgwick *et al.*, 2006). Vários estudos sobre sucessão têm considerado a aplicação dos grupos funcionais, nas diferentes latitudes (Lindensmidt &

Chorus, 1998; Melo & Huszar, 2000; Anneville *et al.*, 2004; Fonseca, 2005; Mendonça-Galvão, 2005).

O trabalho de Madgwick *et al.* (2006), produzido no hemisfério norte (Inglaterra) com coletas semanais (como o presente estudo), avaliou se a dominância das espécies do grupo S (tolerantes a estresse) é afetada pela diminuição na estabilidade do sistema e se tal quebra afeta a diversidade. Devido às similaridades na metodologia, os resultados de Esthwaite Water podem ser comparados aos encontrados para o lago Paranoá, mas com ressalvas por serem ambientes de latitudes diferentes. Os valores de fósforo em ambos os corpos água se parecem, especialmente aqueles relativos às fases 2 e 3 no lago Paranoá (20-40 μgL^{-1}).

Com a estratificação, Madgwick *et al.* (2006) observaram que as espécies Sc (tolerantes a estresse e de crescimento rápido) são favorecidas pela estabilidade, estratificação (no verão) e radiação solar mais elevada, o que os levou a associar o aumento na abundância de Sc ao decréscimo na diversidade de espécies (Shannon). No caso do lago Paranoá não é possível visualizar tal comportamento para comparar com o estudo, uma vez que ocorrem episódios de estratificação efetiva a partir do 6º metro, mas nas camadas superiores não há, com na região temperada, separação de estações climáticas por meio de características relacionadas à homogeneização da coluna d'água. Microestratificações são comuns em ambas as estações. É importante registrar que, quanto à diversidade de Shannon, o aumento na abundância de algas está relacionado à baixa diversidade de espécies (fase 1).

No lago Paranoá, observou-se que na fase 1 poucos grupos funcionais distintos coexistiam no sistema, enquanto na fase 2 esse número foi aumentado expressivamente. Na

fase 3, ainda foram encontradas muitas combinações de grupos, um pouco a menos do que na fase anterior, mas ainda em quantidade bastante superior àquela da fase 1. Também as oscilações na presença/ausência, quantidade e abundância relativa das algas, entre outros aspectos da comunidade analisados nas diferentes fases da restauração, podem sugerir que o ecossistema ainda procura se adaptar às mudanças e que a flutuação é uma etapa do processo, ou indicar que as ações foram eficazes por um determinado tempo, para um espectro limitado de variáveis (resiliência do sistema sugere a possibilidade de retorno às condições da fase 1).

A oligotrofização e a re-oligotrofização (retorno à condição de menor trofia) são processos baseados na diminuição de nutrientes nos sistemas aquáticos e esperada redução na produtividade biológica, inversamente à eutrofização.

Para restaurar corpos d'água existem técnicas de manipulação das condições biológicas. Entretanto, como ocorre com a maioria das interferências humanas, há possibilidade de complicações, sobretudo no controle da rede alimentar e na introdução de mecanismos intra e interespecíficos de alteração. Com a modificação do tempo de residência podem ser alteradas as condições de reprodução e o nível da biomassa algal, proporcionando amplas possibilidades de manejo e controle ligadas à mecanismos de operação hidráulica.

Pode-se praticar, ainda, a contenção física de componentes biológicos (remoção de macrófitas) e a aplicação de substâncias químicas, para remover algas e macrófitas (compostos orgânicos sintéticos, principalmente). Esta última alternativa foi utilizada sem muito critério até a última década, interferindo na qualidade das águas destinadas ao abastecimento humano, irrigação e contato primário da população humana, como o lago Paranoá-DF.

Em nível de comunidade, Padovesi-Fonseca & Philomeno (2004) revelaram que o efeito da aplicação de algicida (utilizado para o controle da produção algal no lago Paranoá-DF) consiste em flutuações na comunidade fitoplanctônica. Como as coletas foram intensas, com intervalos muito curtos (bissemanais), puderam ser verificadas variações na densidade e composição de espécies, evidenciando alternância nas densidades de Cyanobacteria e algas pertencentes à divisão Chlorophyta.

Atualmente, o foco dos estudos de oligotrofização tem sido os lagos temperados (Marsden, 1989; Sas, 1989; Jeppesen *et al.*, 2005a), apesar da magnitude atual (quantidade e grau de eutrofização) de sistemas lênticos eutrofizados nos trópicos. Ainda não há registro legítimo de experiência de oligotrofização em ambientes naturais nos trópicos, apenas experimentos (Crossetti & Bicudo, 2005) e suposições (Jeppesen *et al.*, 2005b).

Vários lagos e reservatórios em regiões de clima temperado têm sido palco de medidas com vistas à restauração. Sas (1989) defende que a diminuição das concentrações de nutrientes inicialmente afeta a biomassa e posteriormente verifica-se transformações na estrutura da comunidade. Porém, é provável que não haja tal ordem e sucessão de acontecimentos, pois no lago Albufera (Romo *et al.*, 2005), assim como em outros na mesma região (Jeppesen *et al.*, 2000; Köhler *et al.*, 2000), observou-se modificações na composição de espécies, com alterações marcantes na comunidade fitoplanctônica, indo de encontro com a cronologia de eventos.

Desde os primeiros estudos, é comum verificar declínio na biomassa (Garnier, 1992; Gaedke & Schweizer, 1993; Sommer *et al.*, 1993, Hoehn & Schmidthalewicz, 1995; Ruggiu *et al.*, 1998) e, assim, decréscimo na produção algal (Garnier, 1992), quando as concentrações de fósforo se tornam expressivamente menores no ambiente aquático. Porém, contrariamente, Horn (2003) verificou que a média anual da biomassa

fitoplanctônica quase duplicou, com a queda na produtividade primária. O trabalho mostra relevantes mudanças na dinâmica da comunidade fitoplanctônica, como o controle de florações indesejadas de diatomáceas e Cyanobacteria.

Em geral, o decréscimo na produção e na biomassa fitoplanctônica são respostas rápidas à redução de nutrientes e mudanças hidrológicas. Mas essas mudanças podem se apresentar sem que haja modificações mais visíveis na estrutura da comunidade. Garnier (1992) verificou que, com as mudanças no estado trófico do lago, a comunidade permaneceu dominada por pequenas diatomáceas, Chlorophyceae e Cryptophyceae.

A profundidade dos corpos hídricos exerce influência ímpar adicional aos fatores comuns do processo, e conseqüente diferença na resposta à redução de nutrientes, sazonal e anualmente. Na comparação de 12 lagos dinamarqueses, os lagos mais profundos mostraram maior variabilidade na flutuação dos dados de clorofila-a, com elevação marcante de julho a setembro e posterior retorno a valores inferiores (Sondergaard *et al.*, 2005). Os autores buscavam evidenciar mudanças sazonais com as análises de resultados obtidos durante 13 anos de redução do fósforo do sistema. Verificou-se que há diferenças na liberação interna do nutriente, que declinou em lagos rasos na primavera, início do verão e outono (provavelmente pela ausência de estratificação), e diminuiu de maio a agosto em lagos profundos. Houve indicação de que o aporte interno de fósforo pode atrasar por anos a recuperação de um lago, após a redução da carga, especialmente em lagos rasos.

Mudanças mais específicas na comunidade fitoplanctônicas foram estudadas por Gaedke & Schweizer (1993), que observaram declínio na biomassa na mesma proporção que nas concentrações de fósforo (SRP), nas estações verão e inverno na primeira década de restauração do lago Constance. Verificaram, ainda, que houve alteração do pico da

concentração de biomassa do verão para a primavera e que a variabilidade temporal da biomassa algal decaiu no verão e no outono, mas não na primavera.

Sommer *et al.* (1993) observaram, na primavera, elevação na proporção de diatomáceas, Chlorophyta e Chrysophyta, enquanto a proporção de Cryptophyta decaiu. No verão, foi verificado aumento na biomassa de Cryptophyta, Chrysophyta, com pico de Chlorophyta durante o verão de 1 dos 10 anos do estudo no lago Constance, e diminuição de diatomáceas. Os autores atribuem o incremento de diatomáceas na primavera à performance competitiva destas com um aumento das razões Si:P. Alteração no biovolume algal foi relatada por Jeppesen *et al.* (2005), que verificou decaimento do valores de março a junho, e por Köhler *et al.* (2005), que observou resposta imediata com queda do biovolume fitoplanctônico no verão em decorrência dos valores mais baixos de fósforo e nitrogênio.

Em grande parte dos ecossistemas aquáticos estudados no hemisfério norte, a resposta da comunidade fitoplanctônica se dá quase logo após o decréscimo nas concentrações de fósforo. Porém, não é possível estabelecer regras preditivas, uma vez que diferentes espécies podem responder em tempos distintos às alterações ambientais.

Em diferentes lagos do continente europeu, têm sido comumente relatados atrasos nas respostas das comunidades aquáticas à redução de fósforo (Anneville & Pelletier, 2000; Ruggiu *et al.*, 1998; Polli & Simona, 1992), como ocorreu no lago Paranoá, que após 6 anos do início do decréscimo marcante das concentrações de nutrientes, e logo em seguida ao *flushing* (no final do ano de 1998), apresentou mudanças expressivas no fitoplâncton (Fonseca, 2001). Da mesma forma, no lago Mondsee, na Áustria, observou-se redução no biovolume fitoplanctônico com atraso de 5 anos. Foram verificadas respostas em tempos diferentes, dependendo das espécies e com relação à espécie *Planktothrix rubescens* (que

surgiu em determinada fase do estudo em que as concentrações de fósforo se elevaram e foi considerada invasora) declinou ao mesmo tempo em que acontecia o decréscimo nas concentrações de fósforo (Dokulil & Teubner, 2005).

Ruggiu *et al.* (1998) relatam que durante o processo de redução drástica dos valores de fósforo total no lago Maggiore (Itália) na década de 70, observou-se estabilidade na comunidade fitoplanctônica durante vários anos e, somente duas décadas depois do início da re-oligotrofização, quando o fósforo total foi reduzido em dois terços, foi possível verificar-se mudanças definitivas na diversidade e composição de espécies dessa comunidade. Pode-se comparar tal ocorrência com o lago Paranoá, que experimentou por vários anos a permanência da comunidade fitoplanctônica característica de ambientes onde as concentrações desse nutriente são bastante elevadas, mesmo com marcante decréscimo nas concentrações de fósforo na água, e somente após expressiva queda no nível de água do lago, com o *flushing*.

O processo de oligotrofização envolve mudanças claras nas propriedades físicas e químicas do lago Paranoá (Mendonça-Galvão, 2005; Felizatto *et al.*, 2000), refletidas na estrutura da comunidade algal. Em análise de correspondência canônica observa-se a nítida separação das unidades amostrais das diferentes fases e das estações climáticas de cada uma dessas fases da restauração do lago, sugerindo que as associações dos fatores abióticos e bióticos próprias de cada seca e chuva, de cada uma das fases, apresentam-se em diferentes momentos, como se fossem fotografias registrando objetos distintos num mesmo local. Tal fato ocorre quando são considerados os grupos fitoplanctônicos e quando são consideradas as espécies descritoras (em menor grau).

As mudanças na comunidade fitoplanctônica em lagos tropicais, em decorrência de processos que objetivem a melhoria na qualidade da água, são pouco conhecidas quando

comparadas àquelas ocorridas em ambiente temperado e a dificuldade na comparação de dados obtidos na região temperada para aqueles próprios da região tropical pode ser atribuída às diferenças na amplitude e na periodicidade das variações climáticas (Talling, 1969) e suas conseqüências para o ambiente e para as comunidades aquáticas. Outra particularidade desses locais são as importantes variações em períodos mais curtos de tempo, como as variações diárias, que parecem ser dominantes nos trópicos (Ganf, 1974).

Os trópicos diferem da região temperada também com relação à intensidade luminosa e período de persistência desta (comprimento do dia). Litchman *et al.* (2003) compararam as respostas do fitoplâncton (selecionaram uma espécie de diatomácea, uma de clorofíceas e uma de cianobactéria) ao comprimento do dia e à limitação de fósforo, mensurando a concentração de clorofila-a celular. Segundo o estudo realizado na Suíça, os efeitos da limitação de fósforo na fotossíntese podem ser menos pronunciados no início da primavera e outono. Não há como fazer analogia com a região tropical, neste caso, pois não há equivalência de estação climática, mesmo sendo admitido, por alguns autores, que as condições características do verão da região temperada possuem semelhanças com aquelas encontradas em região de clima tropical.

Os estudos da dinâmica dos ecossistemas tropicais em recuperação poderiam auxiliar na elucidação de pontos ainda não compreendidos no processo de restauração de lagos temperados. Há dificuldade para comparar dos resultados dos inúmeros trabalhos realizados em região temperada com aqueles efetuados nos trópicos, pois há diferenças consideráveis com relação à dinâmica do ambiente aquático - altas temperaturas da água na região tropical e diferenças marcantes na duração da estação de crescimento e na estrutura da cadeia alimentar (Lewis, 1996, Lazzaro *et al.*, 2003).

Uma diferença evidente entre os ambientes aquáticos situados em região temperada, se comparados àqueles próprios de áreas tropicais, é que as marcadas quatro estações climáticas na região temperada provocam diferenças na dinâmica dos ecossistemas aquáticos. Na tentativa de comparar diferentes latitudes, foi apontada similaridade entre as comunidades fitoplanctônicas de lagos tropicais e àquelas comunidades de lagos temperados no verão, na Austrália. O mesmo trabalho mostra, na região, a existência de um gradiente altitudinal com diferenças marcantes na composição algal – espécies tipicamente tropicais sendo gradualmente substituídas por táxons característicos de condições climáticas opostas, com temperaturas mais baixas (Vyverman, 1996).

Vários estudos mostram possíveis relações entre os fatores climáticos e as comunidades planctônicas. Hoehn & Schmidthalewicz (1995) sugerem que prevalece controle descendente dos grupos planctônicos no verão (devido à pastagem da *Daphnia longispina*) e ascendente nas outras estações (devido à carga de nutrientes). Também a composição florística do fitoplâncton, proporções entre os grupos e biomassa estão fortemente associados às estações climáticas no hemisfério norte. Existem evidências de que o padrão sazonal da biomassa planctônica seja menos pronunciado em lagos tropicais, se comparados aos temperados (Melak, 1979, Lewis, 1990). Ainda assim, são notadas comumente diferenças relevantes na comunidade planctônica entre as estações de seca e de chuva (Mendonça-Galvão, 2001, 2005, Philomeno, 2003, Talling, 2001, Townsend, 2000, Nwankwo, 1998, Padovesi-Fonseca, 1996, Branco, 1991, De Filippo, 1987).

Alterações produzidas pela desestratificação artificial (aeração) de um lago tropical fortemente estratificado foram verificadas na Austrália (Hawkins & Griffiths, 1993). O estudo mostra que naturalmente o lago experimentava alternância na abundância relativa de grupos fitoplanctônicos – Cyanobacteria (filamentosas) nos meses de águas mornas

(correspondente à época de chuvas no Brasil), substituídas pelas Chlorophyta, Dinophyceae e Euglenophyceae após chuvas fortes, e, enfim, Bacillariophyceae (especialmente duas espécies de *Synedra*) nos meses de temperaturas mais baixas (como na estação seca, no Brasil). Com a mistura provocada pela aeração, as diatomáceas passaram a dominar até o cerceamento de sílica, o que gerou condições permissivas ao retorno de Cyanobacteria, e uma gama de Chlorophyta.

No lago das Garças, em São Paulo-SP, foi realizado estudo-diagnóstico do estado trófico (Henry *et al.*, 2004) como subsídio ao desenvolvimento de estratégias para a recuperação da qualidade da água. Em mesocosmos, Crossetti & Bicudo (2005) relatam os resultados do experimento simulando oligotrofização desse mesmo lago, com análises realizadas durante 31 dias consecutivos, onde se verificou alterações nas propriedades físicas e químicas da água, além da substituição gradual de espécies fitoplanctônicas caracteristicamente R- e S- estrategistas (*Planktothrix*, *Cylindrospermopsis* e *Microcystis*) por C-estrategistas (*Cryptomonas* spp., Chlorococcales em geral), semelhante ao que ocorreu no lago Paranoá com dados de longo prazo, com possibilidade de verificar as mudanças ocorridas em anos.

O presente trabalho mostra diferença marcante na abundância relativa da comunidade algal nas três fases, bem como na composição específica e na densidade, tanto das populações quanto na densidade total do período. São observadas discrepâncias também entre as estações climáticas das fases, o que pode ser associado à sucessão sazonal de espécies algais dependentes da temperatura, da disponibilidade de luz durante o ano (menos relevante nos trópicos) e outros fatores ambientais que apresentam comportamento distinto nas estações de seca e de chuva. Para melhor entendimento das proporções dos eventos em função do tempo no sistema aquático, Reynolds (1993) e Sommer (1991)

sugerem uma analogia entre a sucessão em vegetação terrestre e sucessão fitoplanctônica, em escalas de tempo bastante diferentes, visto que o tempo de geração das algas é aproximadamente 1000 vezes menor do que o das plantas terrestres.

É provável que as mudanças das condições ambientais do lago Paranoá, com indicações de melhoria de qualidade de água, no final do ano de 1998, tenham ocorrido ocasionalmente, após o aumento do tempo da operação para abaixamento do nível d'água do lago (procedimento adotado anualmente, sempre antes das chuvas), o que pode ser comparado à uma redução no tempo de residência do lago.

Foram notórias as diferenças entre as fases – para os fatores relativos à comunidade fitoplanctônica –, especialmente a queda na densidade de organismos (Cyanobacteria) e o incremento na diversidade e na quantidade de táxons coexistindo em proporções semelhantes (após o *flushing*), entre outras. Também interessantes foram as respostas obtidas na fase 3, como elevado número de correlações entre a comunidade e os parâmetros ambientais, o que, provavelmente devido às novas condições advindas com o *flushing* (novas ao ambiente), não foram observadas na fase 2. Também as análises multivariadas apontaram grupos distintos formados pelas unidades amostrais das fases (e períodos climáticos), corroborando as discrepâncias entre as três fases do processo de restauração.

As mudanças ambientais, junto com as alterações na estrutura da comunidade aquática, estão inseridas no processo de redução do nível trófico desse sistema aquático, que já vinha experimentando medidas como a diminuição nas concentrações de nitrogênio e fósforo, este último pelo incremento das estações de tratamento de esgoto sul e norte.

A opção por um trabalho com ênfase na descrição de resultados poderá servir como referência para os próximos estudos relacionados à restauração do lago Paranoá ou de outro corpo hídrico tropical, uma vez que são apresentadas mudanças no comportamento das

variáveis e alterações na estrutura da comunidade fitoplanctônica, ainda que não possam ser previstas as próximas ocorrências, já que os dados sugerem que o ambiente encontra-se em fase de transição, de adaptação, apresentando oscilação entre indicativos de melhoria e de piora na qualidade da água (como pode ser verificado no capítulo anterior a este).

Lamentavelmente, a preocupação com a qualidade da água de um corpo d'água surge com o aparecimento de condições impróprias ao uso e os monitoramentos se iniciam depois que os efeitos da eutrofização já se tornaram evidentes, o que implica em ações mais complexas e dispendiosas do que as necessárias à manutenção de condições meso e oligotróficas. Recomenda-se monitoramento contínuo do ambiente, com intensificação das coletas (preferencialmente semanais, para observar com mais propriedade as eventuais mudanças ocorridas na comunidade fitoplanctônica, já que os organismos têm ciclos de vida entre 0,5 e 5 dias) e análises integradas do fitoplâncton com fatores ambientais, porque há indícios de tendência de retorno à comunidade fitoplanctônica característica de ambientes impactados, como no caso da fase 1 do presente estudo.

Conclusões

Existem diferenças marcantes entre as fases da restauração do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo), com relação aos seguintes aspectos da comunidade fitoplanctônica: biomassa algal, densidade de organismos (total e flutuação temporal) e correlações desta com as variáveis ambientais, composição de espécies, diversidade e equitabilidade, abundância relativa dos grupos taxonômicos e correlações destes com as variáveis ambientais, frequência de ocorrência dos táxons, táxons descritores da comunidade fitoplanctônica e grupos funcionais (táxons componentes e combinações).

O ambiente pode estar experimentando um processo transicional, com características mescladas, envolvendo aspectos da comunidade fitoplanctônica e associações com variáveis físicas, químicas e biológicas

Deve-se proceder ao monitoramento da qualidade da água em curtos intervalos de tempo e incluindo da comunidade fitoplanctônica, pois, ainda que fossem conhecidas as regras que conduzem a comunidade e determinado precisamente o atual estado desta, a possibilidade de mudanças garante a imprevisibilidade dos eventos futuros (Scheffer *et al.*, 2003), como diversidade baixa e o retorno das altas densidades de Cyanobacteria, podendo comprometer a qualidade da água do lago Paranoá para diversos dos usos atuais.

Capítulo 3. CYLINDROSPERMOPSIS RACIBORSKII (CYANOBACTERIA) E O LAGO PARANOÁ-DF

O presente capítulo objetiva abordar a questão específica da dominância da comunidade fitoplanctônica por Cyanobacteria, especialmente a persistência da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* durante décadas.

Foram realizadas coletas semanais em dois meses de estiagem e em dois meses de chuvas em três fases distintas no lago Paranoá-DF: fase 1 – seca de 1997 e chuva de 1998; fase 2 – seca de 1999 e chuva de 2000; e fase 3 – chuva e seca de 2005.

3.1. RESULTADOS

Nas coletas efetuadas nas fases 1 e 3 foram encontrados tricomas da Cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloskynska) Seenaya et Subba Raju, ausentes durante a fase 2. Por este motivo, os dados apresentados e discutidos a seguir contam com informações da fase 1 e 3. Foram aplicadas duas toneladas do algicida sulfato de cobre (CuSO_4) na seca da fase 1: 1000kg dia 05/08/97, 700kg dia 08/09/97 e 300kg dia 16/09/97.

Variação no tamanho dos tricomas de *Cylindrospermopsis raciborskii*

A tabela 3.1 mostra a estatística descritiva da variação dimensional dos tricomas de *Cylindrospermopsis raciborskii* mensuradas nas fases 1 (seca e chuva) e 3 (chuva e seca).

Tabela 3.1. Valores de médias e desvios padrões (DP), valores mínimos e valores máximos e coeficientes de variação (CV%) das dimensões dos tricomas de *Cylindrospermopsis raciborskii* mensuradas em 1997, 1998 (fase 1) e 2005 (fase 3) no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Estação e Variável		Média e DP	Valor Mínimo	Valor Máximo	CV (%)
Seca de 1997 N=20	Comprimento	124,1±44,0	50,0	225,0	35,4
	Diâmetro	3,5±1,1	2,5	6,25	32,7
Chuva de 1998 N=20	Comprimento	109,6±47,2	47,5	202,5	43,0
	Diâmetro	2,6±0,3	2,5	3,8	11,4
Chuva de 2005 N=20	Comprimento	72,2±2,6	27,5	175,0	60,0
	Diâmetro	2,6±0,3	2,5	3,5	10,9
Seca de 2005 N=20	Comprimento	303,8±165,8	110,0	687,5	54,6
	Diâmetro	2,5±0,1	2,4	2,6	1,3

Os tricomas apresentaram tamanhos significativamente diferentes ($p < 0,05$) nos diversos períodos de coleta. Em média os comprimentos das algas da espécie mostraram-se superiores na fase 3 (Wilcoxon; $Z = -2,066$). Na comparação entre as secas das fases 1 e 3, os comprimentos da *Cylindrospermopsis raciborskii* foram maiores na seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -3,622$) e entre as chuvas dessas fases, os valores mais elevados foram encontrados na fase 1 (Wilcoxon, $Z = -2,334$). Na fase 3, os maiores valores de comprimento se referem à estação seca (Wilcoxon; $Z = -3,920$) e, na fase 1, os valores mais elevados foram mensurados na seca, mas não foi observada diferença significativa ($p < 0,005$) entre os períodos de seca e de chuva da fase. A maior variabilidade dos dados foi verificada na chuva da fase 3.

Quanto ao diâmetro das *C. raciborskii*, foram mais elevados os valores médios da fase 1, com variação mais expressiva (Wilcoxon; $Z = -2,945$). Na comparação entre as secas das fases, a seca da fase 1 apresentou os maiores valores (Wilcoxon; $Z = -2,946$). Houve diferença significativa entre os períodos climáticos de seca e de chuva na fase 1 (Wilcoxon; $Z = -2,807$) e mesmo períodos da fase 3 (Wilcoxon; $Z = -2,371$). A maior flutuação dos dados foi verificada na estação seca da fase 1 e, a menor, na seca da fase 3.

Biovolume

A figura 3.1 apresenta a variação temporal e a abundância relativa do biovolume de *Cylindrospermopsis raciborskii* nas fases em que esta esteve presente (fase 1 e fase 3).

Foi mensurado o biovolume nas fases 1 e 3. Na fase 1, os valores encontrados foram significativamente mais elevados (Wilcoxon; $Z = -3,464$). Não há diferença significativa na comparação do biovolume entre períodos climáticos (estiagem e chuva) das fases.

Quanto à abundância relativa do táxon, da totalidade (soma) de tricomas de *C. raciborskii* observados nas fases 1 e 3 do estudo, 78% relacionam-se à seca de 1997 (fase 1), 21%, à chuva de 1998 (fase 1) e o restante (1%) foi encontrado na fase 3.

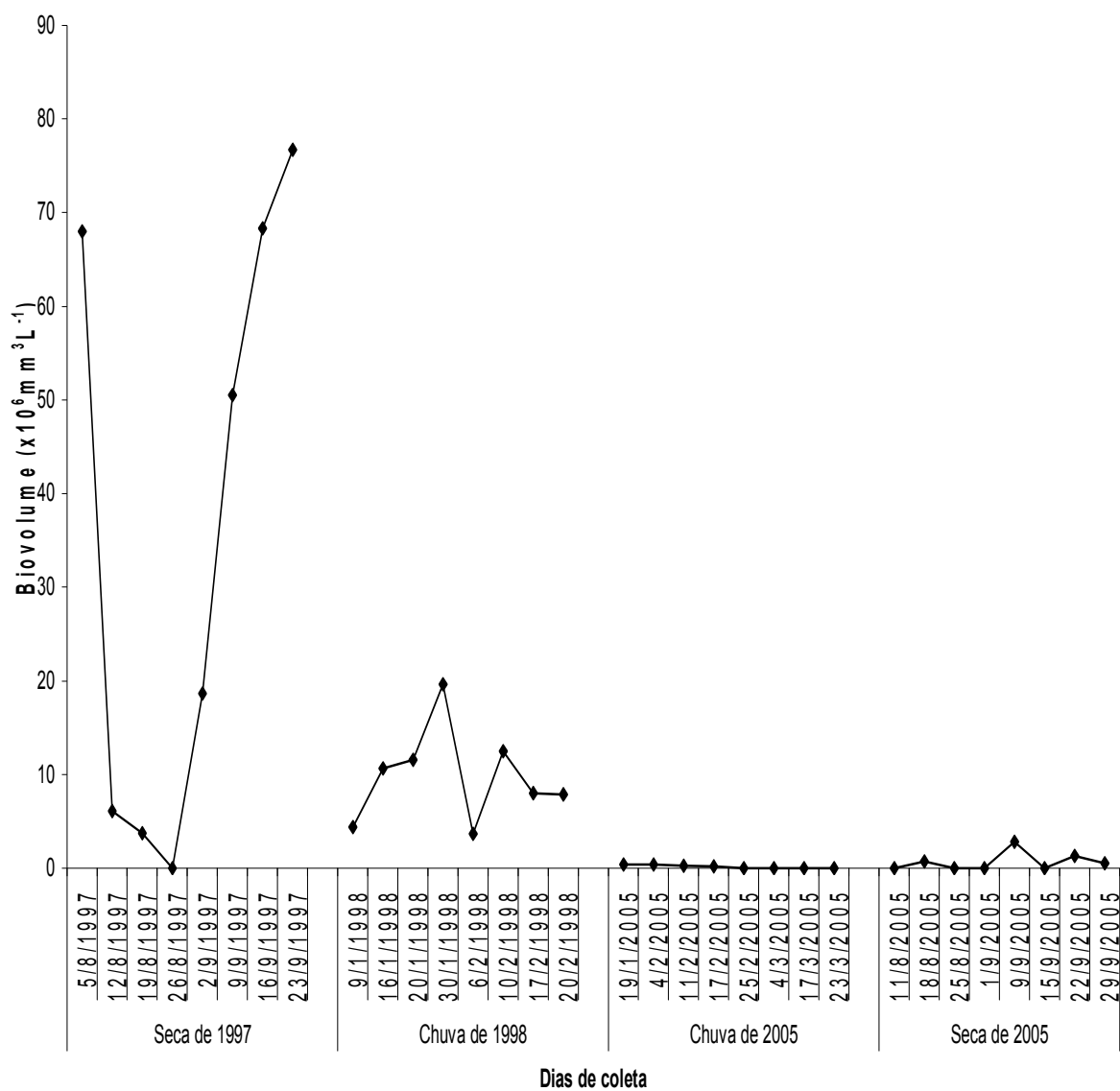


Figura 3.1. Variação temporal do biovolume de *Cylindrospermopsis raciborskii* durante as fases 1 e 3 da restauração do lago Paranoá-DF (no braço do Riacho Fundo), por estação de seca e de chuva.

3.2. DISCUSSÃO

As Cyanobacteria são organismos unicelulares, que apresentam características de bactérias e de algas. Podem ser encontradas formando colônias ou solitárias, esféricas ou filamentosas. Assim como as bactérias, as Cyanobacteria não possuem núcleo e são gram negativas. Ao mesmo tempo, como as algas, apresentam pigmentos fotossintéticos (clorofila-a, ficocianina, ficoeritrina, xantofilas). Supõe-se que Cyanobacteria tenha sido o grupo de organismos pioneiro na produção de oxigênio (O₂), possibilitando o surgimento de outros seres no planeta.

A alta competitividade/vantagem competitiva esta associada às peculiaridades apresentadas pelo grupo, conferindo inúmeros benefícios às Cyanobacteria. Tais seres não apresentam flagelos, nem reprodução sexuada, e contém cianoficina como material de reserva (substância semelhante ao glicogênio). Entre as estruturas celulares relevantes estão os aerótopos (pseudovacúolos, vacúolos gasosos para flutuação quando a alga precisa de luz - superfície).

Cyanobacteria são capazes de viver sob as mais diversas condições ambientes, e possuem notável sensibilidade à percepção das alterações ocorridas no meio (Paerl, 1988). A alta plasticidade fisiológica das Cyanobacteria pode ser notada em diversas condições. Tang *et al.* (1997) sugerem que, em ambiente polar (lagos antárticos), esses organismos não são adaptados, mas sim tolerantes à baixas temperaturas, indo de encontro à afirmação de Paerl & Pinckney (1996).

Devido às conseqüências das estratégias e do crescimento rápido inerente ao grupo (entre outras peculiaridades), várias técnicas vêm sendo desenvolvidas para a detecção, estimativa de densidade e de crescimento, e, principalmente, controle dessas algas no

ambiente. A frequência de divisões celulares tem sido utilizada (*in situ*) para estimar taxa de crescimento do gênero de Cyanobacteria *Microcystis* - *M. aeruginosa* e *M. wesenbergii* (Tsujimura, 2003) -, responsável por florações potencialmente tóxica em ecossistemas aquáticos no Mundo todo, com informações sobre os mecanismos de formação dessas florações em Oliver & Ganf (2000), Paerl (1988), Reynolds (1987).

Há autores que associam a predominância de Cyanobacteria em vários ambientes aquáticos à capacidade peculiar de fixação de nitrogênio molecular (Margalef, 1983; Pick & Lean, 1987; Paerl, 1988). Atualmente sabe-se que a fixação do nitrogênio gasoso é própria de condições extremas de escassez do elemento na forma de íon amônio – entre 82 e 98% do nitrogênio assimilado –, ou nitrato – entre 15 e 18% do total de nitrogênio adquirido pelas algas na primavera e no outono e menos do que 5% no verão, conforme experimento de Ferber *et al.* (2004).

A validade e a importância da relação entre a dominância de Cyanobacteria e a vantagem competitiva acima descrita é questionada em Ferber *et al.* (2004). Os autores sugerem, com base em estudo realizado em ambiente com limitação de luz e nitrogênio nos Estados Unidos (lagoa Shelburne, a sudoeste de Burlington, V.T.), que a dominância por Cyanobacteria pode ser devida ao monopólio das fontes bentônicas de amônio ou pela formação da espuma na camada mais superficial da coluna d'água, produzindo sombra a outras algas e assim dificultando o processo fotossintético para os demais organismos fitoplanctônicos.

Vários trabalhos foram realizados, especialmente na região temperada, com intuito de elucidar os fatores diretamente relacionados à dominância das Cyanobacteria, e existem divergências entre os autores. Reynolds (1991) atribui tal sucesso à disponibilidade de fósforo do ambiente, e reforça a alta probabilidade de florações no verão (região

temperada). Já Shapiro (1990), sugere que a elevada capacidade destas algas absorverem dióxido de carbono dissolvido, mesmo em baixas concentrações, explica o predomínio das Cyanobacteria em diversos ecossistemas. Forsberg *et al.* (1978) associam a dominância do grupo ao produto da relação entre nitrogênio e fósforo. Pearsall (1932), Schindler (1977) e Smith (1983) relacionam a habilidade de fixar nitrogênio atmosférico das Cyanobacteria em lagos eutróficos à baixa razão N : P, com limitação de nitrogênio.

Com relação à disponibilidade nutricional, elevada proporcional e diretamente com o aumento do grau de trofia, é certo que o processo de eutrofização produz mudanças quantitativas e qualitativas na comunidade fitoplanctônica – provocadas pelas variações nas propriedades físicas e químicas do ambiente (Reynolds, 1998). Nessas condições, as espécies de Cyanobacteria obtêm sucesso competitivo devido às adaptações morfo e fisiológicas. A frequência e a densidade das florações de Cyanobacteria aumentam, enquanto os outros grupos permanecem em menor número e frequência (Padisák, 1997).

A dominância permanente de Cyanobacteria pode ser considerada como a última fase da eutrofização, ocorrendo no mundo inteiro (Robarts, 1985; Jones, 1994; Pizzolon *et al.*, 1999), e há evidências que associam temperaturas elevadas ao aumento da contribuição de Cyanobacteria ao biovolume fitoplanctônico total, especialmente em lagos rasos (Van de Bund *et al.*, 2004).

O lago Paranoá apresentou dominância desse grupo fitoplanctônico durante mais de três décadas, com interrupção na fase 2 (da recuperação, após o *flushing* do final do ano de 1998) e retorno na fase 3. Foi observada novamente a dominância na chuva de 2005 (fase 3), porém não na seca do mesmo ano (mesma fase), o que pode sugerir que o sistema ainda está em processo de transição entre níveis tróficos distintos, apresentando oscilações na comunidade (supracitadas) e nas variáveis ambientais (no capítulo 4 são mostrados valores

altos de condutividade elétrica e íon amônio na fase 3, entre outras características próprias de ecossistemas com maior grau de trofia).

Ainda que associado a condições de intensa eutrofização, o referido grupo constitui um importante componente do fitoplâncton de ecossistemas oligo e mesotróficos (Hecky & Kling, 1987; Canfield *et al.*, 1989; Blomqvist *et al.*, 1994; Huszar & Caraco, 1998). Relatou-se, na Argentina, a presença de espécies de Cyanobacteria em ambientes com menor grau de trofia (oligo e mesotróficos), porém estas não dominavam a comunidade fitoplanctônica de tais ecossistemas em nenhum momento estudado (Pizzolon *et al.*, 1999), contrariamente ao que foi encontrado na fase 3 do presente trabalho (vide parágrafo anterior).

Quanto à sistemática das Cyanobacteria, tal grupo conta com uma Classe – Cyanophyceae – e com cinco ordens: Chroococcales, Pleurocapsales, Oscillatoriales, Nostocales e Stigonematales. Entre as características das Nostocales, destacam-se: filamentos unisseriados, presença de heterocitos, acinetos, pseudorramificações e hormogônios. Saunders (1957) sugere que os gêneros *Cylindrospermum* e *Nostoc* sejam heterotróficos facultativos.

No presente capítulo é abordada uma determinada espécie de Nostocales, a *Cylindrospermopsis raciborskii*, que há mais de 30 anos está presente no lago Paranoá (praticamente desde o enchimento do lago, na década de 60, nas condições próprias da fase 1, anterior ao *flushing* ocorrido no final de 1998). A espécie não foi registrada na comunidade fitoplanctônica apenas durante o período imediatamente após o *flushing* (fase 2 do processo de restauração, segundo o presente trabalho), voltando a aparecer nas amostras de modo menos expressivo (e visualmente mais delgada) na fase 3.

Uma suposição quanto à origem da *Cylindrospermopsis raciborskii* na fase 3, quando esta retornou ao epilímnio, é que durante sua ausência na comunidade, havia indivíduos no sedimento, como relata Karlsson-Elfgren *et al.* (2004) para a Cyanobacteria *Gloeotrichia echinulata*, em experimento laboratorial. Os autores mostraram que a luminosidade e a temperatura, associadas à mistura do sedimento, são capazes de recrutar essas algas, iniciando a germinação e elevando a frequência de heterocitos e colônias no fitoplâncton, principalmente (mas não exclusivamente) em lagos rasos, com variabilidade mais alta de acinetos.

Tal táxon apresenta ampla distribuição em corpos lênticos de ambiente tropical, especialmente no Brasil, onde as condições de trofia oferecem vantagem ao estabelecimento e crescimento de suas populações (Huszar *et al.*, 2000; Bouvy *et al.*, 1999, 2000; De Souza *et al.* 1998; Branco & Senna, 1994).

Originalmente *Cylindrospermopsis raciborskii* foi classificada como uma espécie tipicamente tropical e subtropical, porém, atualmente, encontram-se populações da espécie em vários corpos hídricos na região temperada, especialmente na Hungria (Tóth & Pádisak, 1986), na Áustria (Dokulil & Mayer, 1996), na França (Couté *et al.*, 1997) e na Alemanha (Krienitz & Hegewald, 1996; Fastner *et al.*, 2003), provavelmente devido ao seu comportamento (potencial) invasivo e plasticidade adaptativa.

Enquanto nos trópicos há relatos de floração permanente (durante todo o ano) de *C. raciborskii* (Philomeno, 2003; Bouvy *et al.*, 1999), o aparecimento da espécie na região temperada é observado especialmente no verão (Briand *et al.*, 2002; Dokulil & Mayer, 1996; Tóth & Pádisak, 1986), época em que a temperatura e a luminosidade tornam-se semelhantes às condições encontradas nos trópicos.

Com base no trabalho de Foy *et al.*(1976), em que se sugere a relação direta entre as taxas de crescimento de Cyanobacteria e o comprimento do dia, intensidade luminosa e temperatura, Briand *et al.* (2004) realizaram experimento com cepas de *C. raciborskii* provenientes da região temperada (França, Alemanha e Hungria) e da região tropical (Brasil, Austrália, México e Senegal), para verificar possíveis distinções nos clones encontrados as regiões, que indicassem adaptações às diferentes condições climáticas (que selecionassem determinadas linhagens), tolerância fisiológica, além de possível favorecimento ao crescimento da espécie devido às mudanças globais. Os autores observaram que a espécie apresenta crescimento máximo quando submetida à temperatura entre 29 e 31⁰C e intensidade luminosa de 80 μ mol fótons.m⁻².s⁻¹, sugerindo que a colonização de latitudes médias pode ser devida à habilidade da *C. raciborskii* de tolerar uma extensa gama de condições ambientais (temperatura e irradiação, em especial), combinada com os efeitos do fenômeno do aquecimento global.

Também Bouvy *et al.* (2000) relacionaram o gênero algal a acontecimento de maiores proporções. No nordeste brasileiro foi relatada a ocorrência e os efeitos da densidade numérica das algas do gênero *Cylindrospermopsis* em 39 reservatórios, na estação seca de 1998. Os autores associaram as condições tróficas dos ambientes estudados e a dominância pelo táxon às conseqüências do fenômeno El Niño.

As condições de crescimento e de formação de florações de Cyanobacteria são diversas em ambientes de diferentes latitudes. Tem sido comum notar a escassez ou mesmo a ausência de heterocito nos tricomas de *Cylindrospermopsis raciborskii* nos corpos d'água brasileiros.

Estudo envolvendo diversos reservatórios produtivos brasileiros, situados nas regiões sudeste e nordeste, mostra que apenas 10% dos tricomas das espécies do gênero *Cylindrospermopsis* possuíam heterocito. No reservatório de Ingazeira-PE, observou-se dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii*, onde foram observados heterocitos em 12% dos filamentos (Bouvy *et al.*, 2001). Estudo em período anterior ao que aqui se denomina fase 1, no lago Paranoá, mostrou a presença de heterocitos apenas em alguns poucos tricomas de *C. raciborskii* (Branco & Senna, 1994). Nas análises anteriores realizadas no lago Paranoá, com amostras também coletadas à época da fase 1, em dois pontos com algumas diferenças na qualidade da água (braços distantes do lago), não foi detectada a presença de tal estrutura nos organismos do táxon (Philomeno & Padovesi-Fonseca, 1998, 1999; Padovesi-Fonseca, 2004). É possível que tal estrutura adaptativa, fixadora de nitrogênio atmosférico, não seja necessária em ambientes com disponibilidade nutricional elevada, o que dispensa modos alternativos de obtenção de nutrientes (vantagens competitivas).

Não foi registrada observação de heterocito na população de *C. raciborskii* do lago em nenhuma das fases do presente estudo, como pode ser verificado em Bouvy *et al.* (2000) para ambiente com alta concentração de íon amônio. É relevante registrar o fato do retorno da espécie à comunidade fitoplanctônica do lago Paranoá ter coincidido com a elevação marcante da concentração de íon amônio no ponto amostral estudado, na estação de chuvas da fase 3. Concomitantemente, observa-se queda dos valores de fósforo total.

O lago Paranoá, antes de 1993, apresentava concentrações elevadas de fósforo total na água. Após o aumento na eficiência das estações de tratamento de esgotos, tal parâmetro apresentou gradualmente teores menores (condição da fase 1), mas o ambiente ainda era

dominado pelas Cyanobacteria e não se notava mudança estrutural na comunidade fitoplanctônica que refletisse o processo de restauração no qual o lago está inserido.

Depois do *flushing* ocorrido no final do ano de 1998 (fase 2), os valores de fósforo total diminuíram e a comunidade passou a apresentar maior heterogeneidade numérica, com queda na densidade de Cyanobacteria (a densidade total também diminuiu), e inclusive *Cylindrospermopsis raciborskii* tornou-se ausente na fase 2.

Cinco anos depois, na fase 3, o fósforo total mostrou decréscimo em média (apesar da flutuação expressiva). A tendência de queda do nutriente pode ser observada ao longo do estudo, mas, ainda assim, nota-se o retorno da dominância de Cyanobacteria (na estação de chuvas da fase 3) e presença de *C. raciborskii* novamente. Uma explicação para este último fato pode se a alta afinidade e capacidade de estocar fósforo, inerentes à *Cylindrospermopsis raciborskii*, que pode ser um dos motivos da sua presença em lagos com diferentes condições de trofia (Istvánovics *et al.*, 2000).

No lago Paranoá, nota-se que o biovolume de *C. raciborskii* é mais elevado nas estações de estiagem, especialmente na seca da fase 1, onde a abundância relativa, comparada com o total encontrado no somatório dos 4 períodos (seca e chuva da fase 1 e seca e chuva da fase 3) para o táxon é muito superior (cerca de 99% dos tricomas foram encontrados na fase 1). As condições físicas e químicas do ambiente podem estar determinando a densidade/biovolume do táxon no sistema, bem como o efeito de diluição.

No início da sucessão sazonal do fitoplâncton em ambientes temperados, podem ser observadas espécies de pequeno porte e de crescimento rápido. Já as espécies que dominam no final do processo tendem a ser maiores, tolerantes à sombra e de crescimento lento, capazes de conservar biomassa e nutrientes. Geralmente a seqüência de grupos algais do

curso da sucessão depende de fatores ambientais (como a disponibilidade de nutrientes), diferindo ano a ano, porém obedecendo a um mesmo padrão (Sommer *et al.*, 1986).

Graham & Wilcox (2000) sugerem que o tamanho das algas pode ser considerado como a característica individual mais relevante na ecologia fitoplanctônica, pois, com o crescimento do fitoplâncton, o volume se eleva ao cubo de seu raio e a área superficial cresce na proporção do quadrado do raio. Com isso, as espécies se tornam maiores, enquanto sua razão superfície-volume se torna menor.

Quanto à forma, os indivíduos da espécie *C. raciborskii* encontrados nas fases 1 e 3 diferem morfológicamente entre si com relação ao comprimento e a largura dos tricomas. A idéia da comparação surgiu a partir das verificações realizadas ao microscópio invertido, na ocasião da contagem das algas. Observou-se que quando o ambiente apresentava condições de trofia mais elevadas, a largura das algas era visivelmente maior, notadamente na seca (fase 1). Para confirmar o fato, os tricomas foram mensurados na fase 1 e na fase 3.

Assim como foram encontrados tricomas com diâmetros superiores na fase 1, esperava-se que o comprimento das algas também fosse maior nas amostras da fase, mas a aplicação de algicida (sulfato de cobre) em três dias diferentes (na seca) no início do período da amostragem provocou o rompimento dos tricomas, que foram encontrados partidos (em sua maioria em mais de duas partes) nas datas posteriores ao dia 05 de agosto de 1997 (exclusivamente nas amostras da estação seca da fase 1). Assim, além de poder ter havido superestimativa de indivíduos do táxon em voga, mesmo que os tricomas fossem realmente maiores, o registro não poderia ser feito, visto que, para a mensuração, foram amostrados tricomas de uma amostra composta de alíquotas de todas as coletas da estação.

É possível atribuir os menores valores de comprimento algal encontrados nas estações de chuva ao efeito de diluição, visto que a concentração de fósforo total é inferior nesses períodos, o que pode interferir no porte dos indivíduos.

A persistência da espécie pode ser explicada por estudo realizado por Burford *et al.* (2006) em reservatório subtropical, na Austrália, que sugere que a dominância por *Cylindrospermopsis raciborskii* se deve a sua capacidade de se nutrir e armazenar fósforo em baixas concentrações no ambiente, além de sua adaptação às condições de pouca luminosidade, provocadas pela homogeneização artificial. Os autores enfatizam que a fixação de nitrogênio atmosférico é ínfima, comparada à assimilação de íon amônio e, secundariamente, nitrato, pela espécie.

Antenucci *et al.* (2005) relatam relação entre a desestratificação e as diferenças de motivos para o domínio por *Cylindrospermopsis raciborskii*. Os autores sugerem que quanto o ambiente está estratificado, a vantagem competitiva da espécie se dá com relação ao fósforo, e quando está desestratificado, pela habilidade competitiva por luz.

Assim, ambos os estudos supracitados auxiliam na explicação da persistência da alga em períodos relativamente distintos, como são a estiagem e a estação de chuvas na região do lago Paranoá-DF, tanto na fase 1 como também no retorno da espécie na fase 3.

Na época em que o lago apresentava-se bastante eutrofizado, encontrou-se maior quantidade de *C. raciborskii* (fase 1). Moore *et al.* (2005) focaram estudo nos fatores que contribuem para o aumento na quantidade de acinetos (esporos reprodutivos), e sugerem que a grande variação (flutuação) nos valores de temperatura da água, a elevada concentração de FRP (fósforo reativo filtrável) e a intensidade luminosa aumentada produzem elevação na concentração de acinetos de *C. raciborskii*.

Assim, observa-se que a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, persistente por mais de três décadas em quantidade relevante no lago, mesmo presente em 2005 em densidade inferior às anteriormente encontradas, representa risco iminente.

Como são conhecidas as vantagens competitivas características dessas algas e, também se sabe quais os danos que elas podem causar ao ambiente, aos seres que utilizam direta ou indiretamente o sistema no qual estão presentes, especialmente no caso de haver cepas tóxicas, sugere-se que o monitoramento no lago Paranoá seja contínuo e eterno, visto que mesmo não havendo representantes desses indivíduos na coluna d'água, o sedimento ainda abriga *C. raciborskii* na forma de cistos. Sugere-se manter baixas as concentrações de fósforo e periodicamente analisar a presença e toxicidade das algas (preferencialmente em coletas semanais), considerando a possibilidade de estudar o sedimento.

Conclusões

Nas fases 1 e 3 as características da *Cylindrospermopsis raciborskii* mostraram-se diversas, tanto sob o aspecto morfológico, quanto na densidade de indivíduos.

Não podem ser previstas as próximas etapas e seus efeitos sob a população de *C. raciborskii* do lago Paranoá. Pode ser que as condições ambientais propiciem a elevação da densidade da alga, assim como é possível que o sistema não permita o retorno desta nas mesmas proporções anteriores, ou que novamente ela se ausente da comunidade (devido às condições desfavoráveis ao seu estabelecimento e crescimento).

CONCLUSÕES GERAIS

As análises sugerem que o lago Paranoá-DF encontra-se em processo de oligotrofização - tendo experimentado três fases distintas - e que o *flushing* provavelmente foi o fator desencadeador das mudanças efetivas nas condições de trofia.

A diminuição da clorofila-a e aumento na transparência da água indicam melhoria na qualidade da água, bem como a queda nos valores de fósforo total e a substituição da dominância de Cyanobacteria por vários táxons com características distintas (com distribuição tendendo à homogeneidade). Porém, semelhanças entre fatores ambientais nas fases 1 e 3 e tendências observadas na comunidade fitoplanctônicas, como o retorno da Cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* e as proporções de *Synechocystis aquatilis*, podem sugerir que iniciou-se o processo de regresso às condições experimentadas antes do *flushing*.

Os períodos sazonais (seca e chuva) das diferentes fases da restauração apresentaram diferenças marcantes, porém não comparáveis, devido ao momento em que ocorreram (fase). Nota-se que variáveis relacionadas ao ambiente físicos apresentaram semelhança, porém não pode ser feita relação entre as secas e entre as chuvas visto que as condições ambientais em cada uma das fases mostraram-se diferentes.

Após a análise de variáveis físicas, químicas e biológicas, conclui-se que as três fases da restauração do lago Paranoá são significativamente distintas e que o ambiente pode estar em estado de transição entre diferentes estágios de trofia. O fato de não haver estudo semelhante em ambiente tropical dificulta a previsibilidade das etapas futuras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, M. A. M. 1979. **Aspectos ecológicos do lago Paranoá**. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília. 182p.
- ALVES, V.R.E., CAVALCANTE, C.G.B. & MATTOS, S.P. 1988. Análise comparativa de parâmetros físicos, químicos e biológicos em um período de 24 horas no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil. **Acta Limnol. Bras. 2**: 199-218.
- AGUSTÍ, S., ALOU, E., HOYER, M. V., FRAZER, T. K., CANFIELD, D. E. 2006. Cell death in lake phytoplankton communities. **Freshwater Biology 51**: 1496-1506.
- ANDERSON, G., CRONBERG, G. & GRANÉLI, W. 1976. Destillerat vatter eller algspå – regionallimnologi och eutrofieringsproblem i Brasília. **Aquannalen 1**:11-36. *In*: Henry, R. (ed). **Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. P575-595.
- ANDREONI-BATISTA, C. 2007. **Estrutura da Comunidade Zooplancônica e Qualidade da Água no Lago Paranoá, Brasília-DF**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília-UnB. Brasília-DF. 104p.
- ANDERSON, N. G., JEPPESEN, E. & SONDERGAARD, M. 2005. Ecological effects of reduced nutrient loading (oligotrophication) on lakes: an introduction. **Freshwater Biology 50**: 1589-1593.
- ANNEVILLE, O. & PELLETIER, J.P. 2000. Recovery of Lake Geneva from eutrophication: quantitative response of phytoplankton. **Archiv für hydrobiologie, 148**: 607-624.
- ANNEVILLE, O., SOUISSI, S., GAMMETER, S. & STRAILE, D. 2004. Seasonal and inter-annual scales of variability in phytoplankton assemblages: comparison of phytoplankton dynamics in three peri-alpine lakes over a period of 28 years. **Freshwater Biology 49**: 98-115.

- ANTENUCCI, J.P., GHADOUANI, A., BURFORD, M.A. & ROMERO, J.A. 2005. The long-term effect of artificial destratification on phytoplankton species composition in a subtropical reservoir. **Freshwater Biology** **50**: 1081-1093.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 1985. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 16ed. American Water Works Association. Washington. 1268p.
- AYRES, M., AYRES Jr., M., AYRES, D.L., SANTOS, A.S. 2000. **BioEstat 2.0: Aplicações Estatísticas nas Áreas das Ciências Biológicas e Médicas**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá. Brasília: CNPq. 272p.
- BARTRAM, J., CARMICHEL, W. W., CHORUS, I., JONES, G., SKULBERG, O. M. 1999. Chapter 1: Introduction. In Chorus, I.
- BELL, R.T., AHLGREN, G.M. & AHLGREN, L. 1983. Estimating bacterioplankton production by measuring [³H]thymidine incorporation in a eutrophic Swedish lake. **Applied and Environmental Microbiology** **45**: 1709-1721.
- BJORK, S. 1975. The Lago Paranoá restoration project. Brasília, Brazil. **Preliminary report**. Project WHO/BRA/2341. 30p.
- BJORK, S. 1979. The Lago Paranoá restoration project. Brasília, Brazil. **Technical report**. Project WHO/BRA/2341. 45p.
- BLANCHER, E. C. 1984. Zooplankton-trophic state relationship in some north and central Florida lakes. **Hydrobiologia** **109**: 251-263.
- BLOMQUIST, P.; PETTERSSON, A. & HYENSTRAND, P. 1994. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. **Arch. Hydrobiol.****132**: 141-164.
- BOUVY, M.; MOLICA, R.; DE OLIVEIRA, S.; MARINHO, M. & BEKER, B. 1999. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. **Aquatic. Microbial. Ecol.** **20**: 285-297.

- BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M. & MOURA, A. 2000. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquat. Microb. Ecol.** **23**: 13-27.
- BOUVY, M.; PAGANO, M. & TROUSSELLIER, M. 2001. Effects of cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). **Aquat. Microb. Ecol.** **25**: 215-227.
- BRANCO, S. M. 1976. Análise de alguns aspectos e soluções prováveis para o Lago Paranoá. **Rev. D.A.E.** **39**: 38-45.
- BRANCO, C. W. C. 1991. **A comunidade planctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil.** Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 340p.
- BRANCO, C.W.C & SENNA, P.A.C. 1994. Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. **Algol. Stud.** **75**: 85-96.
- BRANCO, C. W. C. & SENNA, P. A. C. 1996. Plankton studies in Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. I. Relations among heterotrophic bacteria, chlorophyll-a, total zooplankton and physicochemical factors. **Hydrobiologia** **337**: 171-181.
- BRIAND, J.F., ROBILLOT, C., QUIBLER-LLOBÉRAS, C., HUMBERT, J.F., COUNTÉ, A. & BERNARD, C. 2002. Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. **Water Research** **36**: 3183-3192.
- BRIAND, J.F.; LÉBOULANGER, C.; HUMBERT, J-F.; BERNARD, C.; DUFOUR, P. 2004. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming? **Journal of Phycology** **40**: 231-238.
- BURFORD, M. A., MCNEALE, K. L., MCKENZIE-SMITH, F. J. 2006. The role of nitrogen in promoting the toxic cyanophyte *Cylindrospermopsis raciborskii* in a subtropical water reservoir. **Freshwater Biology** **51**: 2143-2153.

- CALIJURI, M. C., DOS SANTOS, A. C. A. & JATI, S. 2002. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, S.P.- Brazil). **Journal of Plankton Research** **24** (7): 617-634.
- CANFIELD, D.E.Jr.; PHILIPS, E. & DUARTE, C.M. 1989. Factors influencing the abundance of blue-green algae in Florida lakes. **Can. J. Fish. aquat. Sci.** **46**: 1232-1237.
- CARPENTER, S.R.; BOLGRIEN, D.; LATHROP, R.C.; STOW, C.A.; REED, T.; WILSON, M.A. 1998. Ecological and economic analysis of lake eutrophication by nonpoint pollution. **Australian J. Ecol.** **23**: 68-79.
- CAVALCANTE, C. G. B., COSTA, E. B. & ALVES, V. R. E. 1990. Impacto das fontes poluidoras pontuais no braço do Riacho Fundo, Lago Paranoá, Brasília-DF, **Anais do IV Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Belo Horizonte. Vol. 1, P60.
- CHAPIN, F.S., WALKER, B.H., HOBBS, R.J., HOOPER, D.U., LAWTON, J.H., SALA, O.E. & TILMAN, D. 1997. Biotic control over the functioning of ecosystems. **Science** **277**: 500-504.
- COLE, G. A. 1994. **Textbook of Limnology**. Waveland Press Inc. Illinois-USA. 491p.
- CORDEIRO-NETTO, O. M. & DUTRA-FILHO, D. 1981. O aporte de fósforo ao Lago Paranoá/Brasília. **Anais do XI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Fortaleza. P21.
- COUTÉ, A., LEITÃO, M. & MARTIN, C. 1997. Première observation du genre *Cylindrospermopsis* (Cyanophyceae, Nostocales) en France. **Cryptg. Algol.** **18**: 57-70.
- COVENEY, M. F., LOWE, E. F, BATTOE, L. E., MARZOLF, E. R. & CONROW, R. 2005. Response of a eutrophic, shallow subtropical lake to reduced nutrient loading. **Freshwater Biology** **50**: 1718-1730.
- CRONBERG, G. 1976. **The Lago Paranoá Restoration Project: Phytoplankton ecology and taxonomy**. A preliminary report. Brasília. Project FAHO/WHO/76/PW/BRA/2000. 24p.

- CRONBERG, G. 1977. **The Lago Paranoá Restoration Project: Phytoplankton ecology and taxonomy.** Final report to CAESB. Brasília. Project FAHO/WHO/76/PW/BRA/2000. 76p.
- CROSSETTI, L.O. & BICUDO, C.E.M. 2005. Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia** **541**: 71–85.
- DE BERNARDI, R. 1984. Methods for estimation of zooplankton abundance. *In*: Downing & Rigler. 1984. **A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Freshwaters.** 2.ed. Oxford, Blackwell Sci. Publ. P59-63.
- DE FILIPPO, R. 1987. **Ciclo sazonal do Fitoplâncton, Fatores climáticos e Hidrológicos na Represa de Barra Bonita, São Paulo.** Dissertação de mestrado. UFSCar. São Paulo-SP. 90p.
- DE SOUZA, R.C.R., CARVALHO, M.C. & TRUZZI, A.C. 1998. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.) Seenaya and Subba Raju (Cyanophyceae) dominance and a contribution to the knowledge of Rio Pequeno Arm, Billings Reservoir, Brazil. **Environ. Toxicol. Water Qual.** **13**: 73-81.
- DI CASTRI, F. & YOUNES, T. 1990. Fonction de la biodiversité biologique au sein de l'écosystème. **Acta Oecologica** **11**: 429-444.
- DOKULIL, M.T. & MAYER, J. 1996. Population dynamics and photosynthetic rates of a *Cylindrospermopsis-Limnothrix* association in a highly eutrophic urban lake, Alte Donau, Vienna. **Algol. Stud.** **83**: 179-195.
- DOKULIL, M.T. & TEUBNER, K. 2005. Do phytoplankton communities correctly track trophic changes? An assessment using directly measured and palaeolimnological data. **Freshwater Biology** **50**:1594-1604.
- EILER, A., OLSSON, J.A., BERTILSSON, S. 2006. Diurnal variations in the auto- and heterotrophic activity of cyanobacterial phycospheres (*Gloeotrichia echinulata*) and the identity of attached bacteria. **Freshwater Biology** **51**: 298-311.

- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. 1984. **Aspectos ecomorfológicos em Bosmina (Crustacea, Cladocera) no Lago Paranoá, Brasília – DF.** Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília. 105p.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A., MENDONÇA-GALVÃO, L., PADOVESI-FONSECA, C. 2004. New cladoceran records from lake Paranoá, Central Brazil. **Braz. J. Biol.** **64 (3A):** 415- 422.
- ENELL, M. 1977. The Lago Paranoá restoration project: **water chemistry and sediment stratigraphy. Final report.** Project PAHO-World Health Organization 77/WT/BRA/2341/04. 75p.
- ESTEVES, F.A. 1998. **Fundamentos de Limnologia.** Editora Interciência. 602p.
- FASTNER, J., HEINZE, R., HUMPAGE, A.R., MISCHKE, U., EAGLESHAM, G.K. & CHORUS, I. 2003. *Cylindrospermopsis* occurrence in two German lakes and preliminary assessment of toxicity and toxin production of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) isolates. **Toxicon** **42:** 313-321.
- FÉLIX, C. R.; DUTRA-FILHO, D. & FERNANDES, C. S. 1979. **Determinação das velocidades de reaeração e de dispersão de água-sedimento e fixação de CO₂ no lago Paranoá.** X Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Manaus. 19p.
- FELIZATTO, M. R.; ITONAGA, L. C. H.; PINTO, M. A. T.; CAVALCANTE, C. G. B. 2000. Statistical tendency analysis of Lake Paranoá limnological data (1992-1999) and its trophic state classification based on CEPIS methodology. **SIDISA, Book 2:** 33-40.
- FERBER, L. R., LEVINE, S. N., LINI, A., LIVINGSTON, G. P. 2004. Do cyanobacteria dominate in eutrophic lakes because they fix atmospheric nitrogen? **Freshwater Biology** **49:** 690-708.
- FERNANDES, C. A. & CRISMAN, T. L. 1994. Lake Paranoá, management approaches for a tropical urban reservoir. **Verh. Int. Ver. Limnol.** **25:** 1301-1305.
- FERREIRA, F. S. B., OVÍDIO, M. F. 1975. **A base de pesquisa na programação para a recuperação e manutenção do lago Paranoá, em Brasília.** VIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. Rio de Janeiro. 12p.

- FIETZ, S. & NICKLISCH, A. 2004. An HPLC analysis of the summer phytoplankton assemblage in Lake Baikal. **Freshwater Biology** **49**: 332-345.
- FONSECA, B.M. 2005. **Diversidade fitoplanctônica como discriminador ambiental em dois reservatórios rasos com diferentes estados tróficos no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo-USP. São Paulo-SP. 208p.
- FONSECA, F. O. (organizador) 2001 **Olhares sobre o Lago Paranoá**. 1ª edição. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos-SEMARH/DF. 425p.
- FORSBERG, C.; RYDING, S.; CLAEISSON, A. & FORSBERG, A. 1978. Water chemical analyses and/or algal assay?. **Mitt. Internat. Verein. Limnol.** **21**: 352-363.
- FOY, R.H., GIBSON, C.E. & SMITH, R.V. 1976. The influence of day length, light intensity and temperature on the growth rates of planktonic blue-green algae. **Br. Phycol. J.** **11**: 151-163.
- FREITAS, J. S. 1983. **Variação sazonal e distribuição vertical de microcrustáceos planctônicos no lago Paranoá, DF**. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília. 110p.
- FRENETTE, J.-J., DEMERS, S., LEGENDRE, L. & BOULÉ, M. 1996. Size-related photosynthetic characteristics of phytoplankton during periods of seasonal mixing and stratification in an oligotrophic multibasin lake system. **Journal of Plankton Research** **18**: 45-61.
- GAEDKE, U. & SCHWEIZER, A. 1993. The first decade of oligotrophication in Lake Constance. 1- The response of phytoplankton biomass and cell-size. **Oecologia** **93**: 268-275.
- GAEDKE, U. 1998. The response of the pelagic food web to re-oligotrophication of a large and deep lake (L. Constance): evidence for scale-dependent hierarchical patterns? **Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.** **53**: 317- 333.
- GANF, G.G. 1974. Diurnal mixing and the vertical distribution of phytoplankton in a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda). **Journal of Ecology** **62**:611-629.

- GARBEY, C., MURPHY, K.J., THIÉBAUT, G. & MULLER, S. 2004. Variation in P-content in aquatic plant tissues offers an efficient tool for determining plant growth strategies along a resource gradient. **Freshwater Biology** **49**: 346-356.
- GARNIER, J. 1992. Typical and atypical features of phytoplankton in changing environment – 8 years of oligotrophication in a recently created sand-pit lake (Creteil Lake, Paris suburb, France). **Archiv fur Hydrobiologie** **125(4)**: 463-478.
- GIANI, A. 1984. **Distribuição horizontal do fitoplâncton e zooplâncton no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 148p.
- GIANI, A. & PINTO-COELHO, R. M. 1986. Contribuição ao conhecimento das algas fitoplanctônicas do reservatório Paranoá, Brasília, Brasil: Chlorophyta, Euglenophyta, Pirrophyta e Schizophyta. **Revista Brasileira de Botânica** **9**: 45-62.
- GLOOSCHENKO, W.A. & BLATON, J.O. 1977. Short-term variability of chlorophyll-a concentrations in Lake Ontario. **Hydrobiologia** **53**: 203-212.
- GOLTERMAN, H. L., CLYMO, R. S., OHNSTAD, M. A. M. 1978. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters**. 2ed. IBP Handbook n8. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 213p.
- GOLTERMAN, H. L. 2001. Phosphate release from anoxic sediments or “What did Mortimer really write?” **Hydrobiologia** **450**: 99-106.
- GRAHAM, L.E. & WILCOX, L.W. 2000. **Algae**. Prentice-Hall, Inc. New Jersey. USA. 640p.
- GRANDO, J. V. 1990. **Considerações sobre o estágio atual da ictiofauna e aspectos alimentares de quatro espécies de peixes do Lago Paranoá, Brasília, DF**. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília. 115 p.
- GRIME, J.P. 1973. Competitive Exclusion in herbaceous vegetation. **Nature** **242**: 244-247.
- GRIME, J.P. 1977. Evidences for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **American Naturalist** **111**:1169-1194.
- In*: Weithoff, G. 2003. The concepts of ‘plant functional types’ and ‘functional diversity’

- in lake phytoplankton – a new understanding of phytoplankton ecology? **Freshwater Biology** **48**: 1669-1675.
- HABERYAN, K. A., G. UMAÑA V., C. COLLADO & S. P. HORN. 1995. Observations on the plankton of some Costa Rican lakes. **Hydrobiologia** **312**: 75-85.
- HARDIN, G. 1960. The competitive exclusion theory. **Science** **131**: 1292-1297.
- HÅKANSON, L., OSTAP-0,615 (F3)ENIA, A.P. & BOULION, V. 2003. A mass-balance model for phosphorus in lakes accounting for biouptake and retention in biota. **Freshwater Biology** **48**: 928-950.
- HAWKINS, P. R. & GRIFFITHS, D. J. 1993. Artificial destratification of a small tropical reservoir: effects upon the phytoplankton. **Hydrobiologia** **254(3)**: 169-181.
- HECKY, R.E. & KLING, H. 1987. Phytoplankton ecology of the great lakes in the rift valleys of Central Africa. **Arch. Hydrobiol., Beih Ergebn. Limnol.** **25**: 197-228.
- HEINO, J. & SOININEN, J. 2006. Regional occupancy in unicellular eukaryotes: a reflection of niche breadth, habitat availability or size-related dispersal capacity? **Freshwater Biology** **51**: 672-685.
- HENRY, R., NUNES, M.A., MITSUKA, P.M., LIMA, N. & CASANOVA, S.M.C. 1998. Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim (rio Paranapanema,SP). **Rev. Bras. Biol.** **58(4)**: 571-590.
- HENRY, R., CARMO, C.F. & BICUDO, D.C. 2004. Trophic status of a Brazilian urban reservoir and prognosis about the recovery of water quality. **Acta Limnol. Bras.** **16(3)**: 251-262.
- HOCHSTADTER, S. 2000. Seasonal changes of C:P ratios of seston, bacteria, phytoplankton and zooplankton in deep, mesotrophic lake. **Freshwater Biology** **44(3)**: 453-463.
- HOEHN, E. & SCHMIDTHALEWICZ, S. 1995. The impact of high flood-nutrient loading and Daphnia grazing on plankton development in the Kleine-Kinzig Reservoir. **Journal of Water Supply Research and Technology – Aqua** **44**: 102-107 Suppl 1.

- HOLM-HANSEN, O. & REIMANN, B. 1978. Chlorophyll-a determination: improvements in methodology. **Oikos** **30**:438-447.
- HORN, H. 2003. The relative importance of climate and nutrients in controlling phytoplankton growth in Saldenbach Reservoir. **Hydrobiologia** **504** (1-3): 159-166.
- HUSZAR, V.L.M. & CARACO, N. 1998. The relationship between phytoplankton composition and physical-chemical variables: a comparison of taxonomic and morfological-functional approaches in six temperate lakes. **Freshwater Biology** **40**: 1-18.
- HUSZAR, V.L.M., SILVA, L.H.S., MARINHO, M., DOMINGOS, P. & ANNA, C.L.S. 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. **Hydrobiologia** **424**: 67-77.
- HUTCHINSON, G.E. 1957. **A Treatise on Limnology. Volume I: Geography, Physics and Chemistry**. John Wiley & Sons. New York. 1015p.
- HUTCHINSON, G.E. 1961. The paradox of plankton. **The American Naturalist** **95**: 137-146.
- IBAÑEZ, M. S. R. 1989. Response to artificial enrichment with ammonia and phosphate of phytoplankton from lake Paranoá (Brasília, DF). **Rev. Bras. Biol.** **48** (3): 453- 457.
- ISTVÁNOVICS, V., SHAFIK, H.M., PRÉISING, M. & JUHOS, S. 2000. Growth and phosphate uptake kinetics of the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanophyceae) in throughflow cultures. **Freshwater Biology** **43**: 257-275.
- JANG, M.-H, HA, K., JOO, G.-J., TAKAMURA, N. 2003. Toxin production of cyanobacteria is increased by exposure to zooplankton. **Freshwater Biology** **48**: 1540-1550.
- JAWORSKI, G.H.M., TALLING, J.F. & HEANEY, S.I. 2003. Potassium dependence and phytoplankton ecology: an experimental study. **Freshwater Biology** **48**: 833-840.
- JEPPESEN, E., JENSEN, J.P., SONDERGAARD, M., LAURIDSEN, T.L. & LANDKILDEHUS, F. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. **Freshwater Biology** **45**: 201-218.

- JEPPESEN, E., SONDERGAARD, M., JENSEN, J.P., HAVENS, K.E., ANNEVILLE, O., CARVALHO, L., COVENEY, M.F., DENEKE, R., DOKULIL, M.T., FOY, B., GERDEAUX, D., HAMPTON, S.E., HILT, S., KANGUR, K., KÖHLER, J., LAMMENS, E.H.H.R., LAURIDSEN, T.L., MANCA, M, MIRACLE, M.R., MOSS, B., NÖGES, P., PERSSON, G., PHILLIPS, G., PORTIELJE, R., ROMO, S., SCHELSKE, C.L., STRAILE, D., TATRAI, I., WILLÉN, E. & WINDER, M. 2005a. Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. **Freshwater Biology** **50**: 1747-1771.
- JEPPESEN, E., SONDERGAARD, M., MAZZEO, N., MEERHOFF, M., BRANCO, C., HUSZAR, V. & SCASSO, F. 2005b. Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. *In*: (Ed. M. V. Reddy), **Restoration and Management of Tropical Eutrophic Lakes**. Pp. 331-349. Oxford & IBH Publishing Co. Pvt. Ltda, New Delhi. India.
- JEPPESEN, E., JENSEN, J.P., SONDERGAARD, M. & LAURIDSEN, T.L. 2005c. Response of fish and plankton to nutrient loading reduction in eight shallow Danish lakes with special emphasis on seasonal dynamics. **Freshwater Biology** **50**: 1616-1627.
- JONES, G.J. (Eds.) 1994. Cyanobacterial Research in Australia. **Aust. J. Mar. Freshwat. Res.** **45**: 731-915.
- JONES, I.D. & ELLIOTT, J.A. 2007. Modelling the effects of changing retention time on abundance and composition of phytoplankton species in a small lake. **Freshwater Biology** **52**: 988-997.
- KARLSSON-ELFGREN, I., RENGEFORS, K. & GUSTAFSSON, S. 2004. Factors regulating recruitment from the sediment to the water column in the bloom-forming cyanobacterium *Gloeotrichia echinulata*. **Freshwater Biology** **49**: 265-273.
- KILHAM, S.S & KILHAM, P. 1990. Tropical limnology: do African lakes violate the ‘first law’ of limnology? **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie** **24**:68-72.

- KÖHLER, J., BEHRENDT, H. & HOEG, S. 2000. Long-term response of phytoplankton to reduced nutrient load in the flushed Lake Müggelsee (Spree system, Germany). **Archiv für Hydrobiologie 148**: 209-229.
- KÖHLER, J., HILT, S., ADRIAN, R., NICKLISCH, A., KOZERSKI, H. P. & WALZ, N. 2005. Long-term response of a shallow, moderately flushed lake to reduced external phosphorus and nitrogen loading. **Freshwater Biology 50**: 1639-1650.
- KOZHOV, M. 1963. **Lake Baikal and its Life**. Dr W. Junk Publishers. The Hague. *In*: PADISÁK, J., SORÓCZKI-PINTÉR, E. & REZNER, Z. 2003. Sinking properties of some phytoplankton shapes and the relation of form resistance to morphological diversity of plankton – an experimental study. **Hydrobiologia 500**: 243–257.
- KRIENITZ, L. & HEGEWALD, E. 1996. Über das vorkommen von wärmeliebenden Blaualgenarten in einem norddeutschen gewässer. **Lauterbornia H. 26**: 55-63. *In*: BRIAND, J-F.; LÉBOULANGER, C.; HUMBERT, J-F.; BERNARD, C.; DUFOUR, P. 2004. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming? **Journal of Phycology 40**: 231-238.
- LAZZARO, X., BOUVY, M., RIBEIRO, R.A., OLIVEIRA, V.S., SALES, L.T., VASCONCELOS, A.R.M. & MATA, M.R. 2003. Do fish regulate phytoplankton in shallow eutrophic Northeast Brazilian reservoirs? **Freshwater Biology 48**: 649-668.
- LEE, G.F., JONES, R.A. & RAST, W. 1981. Recent advances in assessing impact of phosphorus load on eutrophication – related water quality. **Water Research 16**: 503-515.
- LEITÃO, M., MORATA, S., RODRIGUEZ, S. & VERGON, J. P. 2003. The Effect of perturbations on phytoplankton assemblages in a deep reservoir (Vouglans, France). **Hydrobiologia 502**: 73-83.
- LEWIS, W.M.Jr. 1990. Comparisons of phytoplankton biomass in temperate and tropical lakes. **Limnol. and Oceanogr. 35**: 1838-1845.

- LEWIS, W.M.Jr. 1996. Tropical lakes: how latitude makes a difference. *In Perspectives in Tropical Limnology*. (Eds F. Schiemer and K.T. Boland). pp. 43-64. SPB Academic Publishing bv. Amsterdam, Netherlands (Holanda).
- LIND, O.T. 1974. **Handbook of Common Methods in Limnology**. The C.V. Mosby Co.. Saint Louis. 154p.
- LINDENSCHMIDT, K.-E. & CHORUS, I. 1998. The effect of water column mixing on phytoplankton succession, diversity and similarity. **Journal of Plankton Research** **20**: 1927-1951.
- LITCHMAN, E., STERNER, D & BOSSARD, P. 2003. Photosynthetic and growth responses of three freshwater algae to phosphorus limitation and daylength. **Freshwater Biology** **48**: 2141-2148.
- LÔBO, E. & LEIGHTON, G. 1986. Estruturas comunitárias de las fitocenosis plantónicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Revista de Biologia Marinha** **22**: 1-29.
- MADGWICK, G., JONES, I. D., THACKERAY, S. J., ELLIOTT, J. A., MILLER, H. J. 2006. Phytoplankton communities and antecedent conditions: high resolution sampling in Esthwaite Water. **Freshwater Biology** **51**: 1798-1810.
- MARAIS, G. V. R. 1975. **Relatório sobre as estações de tratamento e esgotos por lodos ativados de Brasília**. Relatório de consultoria para a Companhia de Águas e Esgotos de Brasília. 26p.
- MARGALEF, R. 1983. **Limnología**. Ediciones Omega, S.A. Barcelona. 1010p.
- MARSDEN, S. 1989. Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. **Freshwater Biology** **21**: 139-162.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, J.G. 2005. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). **Hydrobiologia** **542**: 367-378.
- MATTOS, S. P., ALVES, V. R. E., CAVALCANTE, C. G. B., EVARISTO, S. M. S. & COLLARES, S. A. P. 1986. Contribuição ao estudo limnológico do Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil. **Acta Limnol. Bras.** **1**: 129-154.

- MEHNER, T. & BENNDORF, J. 1995. Eutrophication – a summary of observed effects and possible solutions. **Journal of Water Supply Research and Technology – Aqua** **44** Supp 1: 35-44.
- MELAK, J.M. 1979. Temporal variability of phytoplankton in tropical lakes. **Oecologia** **44**: 1-7.
- MELO, S. & HUSZAR, V.L.M. 2000. Phytoplankton in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): diel variation and species strategies. **Journal of Plankton Research** **22**: 63-76.
- MENDONÇA-GALVÃO, L. 2001. **Comunidade Zooplancônica do Lago Paranoá-DF, nos Períodos de Seca e de Chuva**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília- UnB. Brasília-DF. 115p.
- MENDONÇA-GALVÃO, L. 2005. **Comunidade Planctônica e o Processo de Restauração do Lago Paranoá, DF**. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília- UnB. Brasília-DF. 251p.
- MOORE, D., O'DONOHUE, M., GARNETT, C., CRITCHLEY, C., SHAW, G. 2005. Factors affecting akinete differentiation in *Cylindrospermopsis raciborsii* (Nostocales, Cyanobacteria). **Freshwater Biology** **50**: 345-352.
- MOSS, B., BARKER, T., STEPHEN, D., WILLIAMS, A.E., BALAYLA, D.J., BEKLIOGLU, M. & CARVALHO, L. 2005. Consequences of reduced nutrient loading on a lake system in a lowland catchment: deviations from the norm? **Freshwater Biology** **50**: 1687-1705.
- NÜRNBERG, G.K. 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special considerations of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. **Lake and Reservoir Management** **12**: 432-447.
- NWANKWO, D.I. 1998. Seasonal changes in phytoplankton composition and diversity in the Epe Lagoon, Nigeria. **Acta Hydrobiol.** **40(2)**: 83-92.
- OLIVEIRA, L. P. H. & KRAU, L. 1970. Hidrobiologia geral aplicada particularmente à veiculadores de esquistossomos-hipereutrofia, mal moderno das águas. **Mem. Inst. Oswaldo Cruz** **68**: 89-118.

- OLIVER, R.L. & GANF, G.G. 2000. Freshwater blooms. *In: The Ecology of Cyanobacteria: their Diversity in Time and Space*. Whitton, B.A. & Potts, M. Ed. Kluwer. Dordrecht, The Netherlands. Pp 150-194.
- PADISÁK, J. 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. **Arch. Hydrobiol. Suppl.** **107(4)**: 563-593.
- PADISÁK, J., KÖHLER, J., HOEG, S. 1999. The Effect of Changing Flushing Rates on Development of Late Summer *Aphanizomenon* and *Microcystis* Population in a Shallow Lake, Müggelsee, Berlin, Germany. **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**, 411-423. Edited by J. G. Tundisi and M. Straškraba. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Science and Backhuys Publishers.
- PADISÁK, J., SORÓCZKI-PINTÉR, E. & REZNER, Z. 2003. Sinking properties of some phytoplankton shapes and the relation of form resistance to morphological diversity of plankton – an experimental study. **Hydrobiologia** **500**: 243–257.
- PADOVESI-FONSECA, C. 1996. **A dinâmica planctônica nas estações de chuva e de seca, Represa do Jacaré-Pepira, Brotas-SP**. Tese de doutorado. UFSCar. São Carlos-SP. 172p.
- PADOVESI-FONSECA, C., Mendonça-Galvão, L & Rocha, D.L.P. 2002. Temporal fluctuation and reproduction of *Thermocyclops decipiens* (Copepoda, Cyclopoida) in a eutrophic lake of Central Brazil. **Rev. Biol. Trop.** **50(1)**: 57-68.
- PADOVESI-FONSECA, C. & PHILOMENO, M. G. 2004. Effects of algicide application (copper sulfate) on short-term fluctuations of phytoplankton in Lake Paranoá, Central Brazil. **Brazilian Journal of Biology** **64 (4)**: 15-20.
- PAERL, H.W. 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine and inland water. **Limnology and Oceanography** **33(4)**: 823-847.
- PAERL, H.W. & PINCKNEY, J.L. 1996. Ice aggregates as a microbial habitat in Lake Bonney, Dry Valley Lakes, Antarctica: nutrient-rich microzones in an oligotrophic ecosystem. **Antarctic J. United States** **31 (Review)**: 220-222.

- PALMER, C. M. 1969. **Report on the algae in relation to water quality of Paranoá Lake, Brasilia**: Relatório de consultoria. PAHO/WHO. 14 p.
- PEREIRA, D. F. 2001. **Comunidade zooplanctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá (Brasília-DF) durante o processo de oligotrofização**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília-UnB. Brasília-DF. 66p.
- PHILLIPS, G., KELLY, A., PITT, J.-A., SANDERSON, R. & TAYLOR, E. 2005. The recovery of a very shallow eutrophic lake, 20 years after the control of effluent derived phosphorus. **Freshwater Biology** **50**: 1628-1638.
- PHILOMENO, M. G. 2003. **A Estrutura da Comunidade Fitoplanctônica em Dois Períodos Sazonais no Lago Paranoá, Brasília-DF**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília-UnB. Brasília-DF. 102 p.
- PHILOMENO, M. G. & PADOVESI-FONSECA, C. 1998. Estudo do fitoplâncton no braço do Riacho Fundo do Lago Paranoá-DF, no período de seca. **Anais do IV Congresso Brasileiro de Ecologia**. Belém. P603.
- PHILOMENO, M. G. & PADOVESI-FONSECA, C. 1999. Análise do fitoplâncton no braço do Riacho Fundo do Lago Paranoá-DF, nos períodos de seca e de chuva. **Anais do VII Congresso Brasileiro de Limnologia**. Florianópolis. Vol. 1. P322.
- PICK, F.R. & LEAN, D.R.S. 1987. The role of macronutrientes (C, N, P) in controlling cyanobacterial dominance in eutrophic lakes. **New Zealand Journal of Freshwater and Marine Research** **21**: 425-434.
- PIELOU, E.C. 1975. Ecological diversity. John Wiley & Sons. New York. 165p.
- PINTO-COELHO, R.M. 1983. **Efeitos do zooplâncton na composição qualitativa e quantitativa do fitoplâncton no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 163p.
- PINTO-COELHO, R.M., GIANI, A., MORAIS-Jr, C.A., CARVALHO-Jr, E.R. & BEZERRA-NETO, J.F. 2005. The nutritional status of zooplankton in a tropical reservoir: effects of food quality and community structure. **Braz. J. Biol.** **65(2)**: 313-324.

- PIZZOLON, L.; TRACCANA, B.; PROSPERI, C. & GUERRERO, J.M. 1999. Cyanobacterial blooms in Argentinean inland waters. **Lakes Res. 4**: 101-105.
- POLLI, B. & SIMONA, M. 1992. Qualitative and quantitative aspects of the evolution of the planktonic populations in Lake Lugano. **Aquatic Science, 54**: 303-320.
- PORTER, K. G. 1977. The plant-animal interface in freshwater ecosystems. **Amer. Scient. 65**: 159- 170.
- PREISENDORFER, R.W. 1986. Secchi disk science: visual optics of natural waters. **Limnology and Oceanography 31**: 909-926.
- REYNOLDS, C.S. 1987. Cyanobacterial water blooms. *In: Advances in Botanical Research*. Callow, J.A. (Ed.). Academic Press. London. 68-143pp.
- REYNOLDS, C.S. 1988. Functional morphology and the adaptative strategies of freshwater phytoplankton. *In: Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton* (Ed. C.D. Sandgren). Pp. 388-433. Cambridge University Press. New York. USA.
- REYNOLDS, C.S. 1991. Toxic blue-green algae: The problem in perspective. **Freshwat. For. 1**: 29-38.
- REYNOLDS, C.S. 1993. Scales of disturbance and their role in plankton ecology. **Hydrobiologia 249**:157-171.
- REYNOLDS, C.S. 1998. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? **Hydrobiologia 369/370**: 11-26.
- REYNOLDS, C.S. 2000. Phytoplankton designer-or how to predict compositional responses to trophic-state change. **Hydrobiologia 424**:67-77.
- REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research 24**:417-428.
- RIBEIRO, L.H.L., BRANDIMARTE, A.L., KISHI, R.T. 2005. Formation of the Salto Caxias Reservoir (PR) – an approach on the eutrophication process. **Acta Limnol. Bras. 17(2)**: 155-165.

- ROBARTS, R.S. 1985. Hypertrophy, a consequence of development. **Int. J. envir. Stud.** **12**: 72-89.
- ROCHA, A. J. A. 1979. **Sucessão do perífiton em substrato artificial em dois lagos de Brasília (DF)**. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília. Brasília. 89p.
- RUGGIU, D.; MORABITO, G.; PANZANI, P.; PUGNETTI, A. 1998. Trends and relations among basic phytoplankton characteristics in the course of the long-term oligotrophication of Lake Maggiore (Italy). **Hydrobiologia** **370**: 243-257.
- RUTTNER, F. 1966. **Fundamentals of Limnology**. University of Toronto Press. Toronto. 295p.
- SAKAMOTO, M. 1966. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on the lake depth. **Archiv für Hydrobiologie** **62**: 1-28.
- SALAS, H.J. & MARTINO, P. 1990. **Metodologias simplificadas para la evaluación de eutroficación em lagos cálidos tropicales**. Programa Regional CEPIS/HEP/OPS 1981-1990. Lima-Peru. CEPIS.
- SALMASO, N. 2003. Life strategies, dominance patterns and mechanisms promoting species coexistence in phytoplankton communities along complex environmental gradients. **Hydrobiologia** **502**:13-36.
- SANTOS, A. C. A. & CALIJURI, M. C. 1997. Phytoplankton communities over a short period of time, in the Barra Bonita Reservoir (State of São Paulo, Brazil): microcosm experiments. **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie** **26**: 468-471.
- SAS, H. 1989. **Lake Restoration by Reduction of Nutrient Loading: Expectations, Experiences, Extrapolations**. Academia Verlag Richarz GmbH, St Augustin, Germany (Alemanha). *In*: ROMO, S., VILLENA, M. J., SAHUQUILLO, M., SORIA, J.M., GIMENEZ, M., ALFONSO, T., VICENTE, E., MIRACLE, M.R. 2005. Response of a shallow Mediterranean lake to nutrient diversion: does it follow similar patterns as in northern shallow lakes? **Freshwater Biology** **50**: 1706-1717.
- SAUNDERS, G.W. 1957. Interrelations of dissolved organic matter and phytoplankton. **Bot. Rev.** **23**: 389-409.

- SCHEFFER, M. RINALDI, S., HUISMAN, J. & WEISSING, F.J. 2003. Why plankton communities have no equilibrium: solutions to the paradox. **Hydrobiologia** **491**: 9-18.
- SCHINDLER, D.W. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. **Science** **46**: 260-262.
- SHANNON, C.E. & WEAVER, W. 1949. **The Mathematical Theory of Communication**. Urbana (IL). The University of Illinois Press.
- SHAPIRO, J. 1990. Current beliefs regarding dominance of blue-greens: The case for the importance of CO₂ and pH. **Verh. int. Ver. Limnol.** **24**: 38-54.
- SILVA, L.H.S. 2004. **Fitoplâncton de um pequeno reservatório eutrófico (Lago Monte Alegre, Riberão Preto, SP): Dinâmica temporal e respostas à ação do zooplâncton e peixes**. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 219p.
- SMITH, V.H. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. **Science** **221**: 669-671.
- SMITH, V.H. 2003. Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems-A Global Problem. **ESPR-Environ Sci & Pollut Res** **10(2)**: 126-139.
- SOMMER, U. 1986. The periodicity of phytoplankton in Lake Constance (Bodensee) in comparison to the other deep lakes of central Europe. **Hydrobiologia** **138**: 1-7.
- SOMMER, U.; GAEDKE, U. & SCHWEIZER, A. 1993. The first decade of oligotrophication in Lake Constance. 2- The response of phytoplankton taxonomic composition. **Oecologia** **93**: 276-284.
- SONDERGAARD, M., JENSEN, J. P. & JEPPESEN, E. 2005. Seasonal response of nutrients to reduced phosphorus loading in 12 Danish lakes. **Freshwater Biology** **50**: 1605-1615.
- STAEHR, P.A. & SAND-JENSEN, K. 2006. Seasonal changes in temperature and nutrient control of photosynthesis, respiration and growth of natural phytoplankton communities. **Freshwater Biology** **51**: 249-262.
- STARLING, F. L. R. M. 1989. **Estudo Experimental dos Impactos de Peixes Planctófagos sobre a Comunidade Planctônica e a Qualidade da Água do Lago**

- Paranoá, Brasília, DF.** Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 238p.
- STARLING, F. L. R. M. & ROCHA, A. J. A. 1990. Experimental study of the impacts of planktivorous fishes on plankton community and eutrophication of a tropical Brazilian reservoir. **Hydrobiologia** **200/201**: 581-591.
- STRASKRABA, M. 1999. Limnological differences between deep valley reservoirs and deep lakes. **Int. Rev. Hydrobiol.** **83**, Special Issue: 1-12.
- TALLING, J.F. 1969. The incidence of vertical mixing, and some biological and chemical consequences, in tropical African lakes. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie** **17**:998-1012.
- TALLING, J.F. 2001. Environmental controls on the functioning of shallow tropical lakes. **Hydrobiologia** **458**: 1-8.
- TANG, E.P.Y. TREMBLAY, R. & VINCENT, W.F. 1997. Cyanobacterial dominance of polar freshwater ecosystems: are high-latitude mat-formers adapted to low-temperature? **J. Phycol.** **33**: 171-81.
- TOLEDO, L. G. 1986. **Estudo anual da produção primária do fitoplâncton e dos fatores limnológicos no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil.** Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 96p.
- TÓTH, L.G. & PÁDISAK, J. 1986. Meteorological factors affecting the bloom of *Anabaenopsis raciborskii* Wolosz. (Cyanophyta: Hormogonales) in the shallow Lake Balaton, Hungary. **J. Plankton Res.** **8**: 353-363.
- TOWNSEND, S.A. 2000. Seasonal pattern and inferred phosphorus limitation of phytoplankton biomass in two tropical reservoirs in northern Australia. **Mar. Freshwater Res.** **51**: 91-6.
- TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T., HENRY, R.; ROCHA, O. & HINO, K. 1988. Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: eutrofização e manejo. *In*: Tundisi, J. G. (ed). **Limnologia e manejo de represas. Série: Monografias em Limnologia. Vol. 1**, T. 1. P165-204.

- TUNDISI, J. G. 1999. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. *In*: Henry, R. (ed). **Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. P21-38.
- TSUJIMURA, S. 2003. Application of the frequency of dividing cells technique to estimate the *in situ* growth rate of *Microcystis* (Cyanobacteria). **Freshwater Biology** **48**: 2009-2024.
- UHLMAN, D. 1982. **Hydrobiologie**. G. Fisher. Jena. 301p.
- VAN DE BUND, W.J., ROMO, S., VILLENA, M.J., VALENTÍN, M., VAN DONK, E., VICENTE, E., VAKKILAINEN, K., SVENSSON, M., STEPHEN, D., STÅHL-DELBANCO, A., RUEDA, J., MOSS, B., MIRACLE, M.R., KAIRESALO, T., HANSSON, L.-A., HIETALA, J., GYLLSTRÖM, M., GOMA, J., GARCÍA, P., FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M., FERNÁNDEZ-ALÁEZ, C., FERRIOL, C., COLLINGS, S.E., BÉCARES, E., BALAYLA, D.M. & ALFONSO, T. 2004. Responses of phytoplankton to fish predation and nutrient loading in shallow lakes: a pan-European mesocosm experiment. **Freshwater Biology** **49**: 1608-1618.
- VOLLENWEIDER, R.A. 1968. **Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication**. Technical Report No. DA5/SCI/68.27. OECD. Paris. França.
- VOLLENWEIDER, R.A. & KEREKES, J.J. 1982. The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of OECD program on eutrophication. **Progress Water Technology** **12**: 5-38
- VON SPERLING, M. 1996. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG. Belo Horizonte. 242p.
- VYVERMAN, W. 1996. The Indo-Malaysian North-Australian phycogeographical region revised. **Hydrobiologia** **336(1-3)**: 107-120.

- WEITHOFF, G. 2003. The concepts of 'plant functional types' and 'function diversity' in lake phytoplankton – a new understanding of phytoplankton ecology? **Freshwater Biology** **48**: 1669-1675.
- WETZEL, R.G. 1990. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie** **24**: 6-24..
- WETZEL, R.G. 2001. **Limnology - Lake and River Ecosystems**. 3ed. Academic. Press. USA. 1006p.
- WETZEL, R. G. & LIKENS, G. E. 1991. **Limnological Analyses**. 2nd Ed. Springer-Verlag. New York. 391p.
- WIENER, N. 1948. **Cybernetics**. Cambridge. Mass. MIT Press.
- YOSHIYAMA, K. & SHARP, J.H. 2006. Phytoplankton response to nutrient enrichment in an urbanized estuary: Apparent inhibition of primary production by overeutrophication. **Limnology and Oceanography** **51(1)**:424-434
- ZAR, J.H. 1999. **Biostatistical analysis**. 4th Ed. Prentice-Hall. New Jersey. 663p.

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Ecologia
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**A COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA
E A RESTAURAÇÃO
DO LAGO PARANOÁ, BRASÍLIA-DF**

MARIANA GOMES PHILOMENO

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia, da Universidade de Brasília como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Orientadora: Dra. Claudia Padovesi Fonseca

Brasília-DF, novembro de 2007

SUMÁRIO

<i>ABSTRACT</i>	3
<i>RESUMO</i>	4
<i>DEDICATÓRIA</i>	5
<i>AGRADECIMENTOS</i>	7
<i>INTRODUÇÃO GERAL</i>	8
<i>HIPÓTESES E OBJETIVOS</i>	17
<i>ÁREA DE ESTUDO E MATERIAL E MÉTODOS</i>	19
Histórico de Trabalhos no Lago Paranoá	19
Área de Estudo	26
Material e Métodos	27
<i>Capítulo 1. VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA E A OLIGOTROFIZAÇÃO DO LAGO PARANOÁ-DF</i>	35
1.1. Dados Mensais – 2005	35
1.1.1. RESULTADOS	36
1.1.2. DISCUSSÃO	44
1.2. Dados da Série Temporal – Anos: 1997, 1998, 1999, 2000 e 2005	52
1.2.1. RESULTADOS	53
1.2.2. DISCUSSÃO	94
<i>Capítulo 2. A COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E A OLIGOTROFIZAÇÃO DO LAGO PARANOÁ-DF</i>	110
2.1. RESULTADOS	110
2.2. DISCUSSÃO	164
<i>Capítulo 3. CYLINDROSPERMOPSIS RACIBORSKII (CYANOBACTERIA) E O LAGO PARANOÁ-DF</i>	186
3.1. RESULTADOS	186
3.2. DISCUSSÃO	190
<i>CONCLUSÕES GERAIS</i>	201
<i>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</i>	202

ABSTRACT

Located at the urban area of Brasília-DF, the Paranoá lake is undertaking a restoration process. The nutrient reduction process started with a ternary sewage treatment (1993). Although it is a very efficient process, only after the flushing (late 1998), the lake presented some indications of oligotrophication with some noticeable modifications to the physical, chemical and biological water variables (such as a water transparency increase and chlorophyll-a decrease). Weekly gatherings were made on the Riacho Fundo's branch on the three restoration phases, at the climatic periods of drought and rain: Phase 1 – Before the flushing (1997/1998), Phase 2 – right after the flushing (1999/2000) and Phase 3 (2005) – six years after the procedure. To subsidize the weekly interval selection, in the year of 2005, the environmental variable samples were gathered monthly. Physical and chemical parameters were analyzed: water transparency, pH, electrical conductivity, water temperature, dissolved oxygen, total phosphorus and three forms of nitrogen, and biological parameters – related to the phytoplanktonic community: chlorophyll-a, composition, richness, density of organisms, occurrence frequency, relative abundance, similarity and individual grouping. Statistic tests showed the correlations between the periods and the variables. With the exception of the nutrients, the Phases 1 and 2 differ from among the majority of the abiotic and biotic factors. Only a few phytoplanktonic taxons presented high densities on the phase 1. On the phase 2, the substitution of Cyanobacteria by some alga was noticeable with a relatively homogeneous distribution (some more descriptor taxons and functional groups coexisting) and a smaller total density. Between phases 2 and 3, there is resemblance in the water transparency, electrical conductivity, and the chlorophyll-a but the phytoplanktonic community of the phase 3 shows a lesser homogeneous distribution, a greater proportion of Cyanobacteria and an elevation of the total organism density. The phases 1 and 3 are analogous towards the pH and dissolved oxygen, besides the reappear of the Cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* (absent on the phase 2) and, as on the beginning of the phase 1, a greater contribution by the *Synechocystis aquatilis* to the total phytoplankton. On the phase 1, the total phytoplankton correlates to dissolved oxygen, temperature, total nitrogen, and nitrate and, on the phase 3 with the electric conductivity and chlorophyll-a. The analysis suggests the ambient is on a transitional phase, some factors denote a water condition improvement although others might suggest a system's vocation to a return to the conditions prior to the flushing (eutrophication).

RESUMO

O lago Paranoá situa-se na área urbana de Brasília-DF, e está em processo de restauração. A redução de nutrientes (em 1993) iniciou-se com o tratamento terciário de efluentes e, apesar da eficiência do processo, somente após o *flushing* (final de 1998) o lago apresentou indicação de oligotrofização, com modificações marcantes nas variáveis físicas, químicas e biológicas da água (como aumento da transparência da água e queda da clorofila-a). Foram realizadas coletas semanais no braço do Riacho Fundo em três fases da restauração, nos períodos climáticos de seca e de chuva: FASE 1 – antes do *flushing* (1997/1998), FASE 2 – logo após o *flushing* (1999/2000), e FASE 3 (2005) – seis anos após o procedimento. Para subsidiar a escolha do intervalo semanal, coletaram-se amostras de variáveis ambientais mensalmente em 2005. Foram analisados parâmetros físicos e químicos: transparência da água, pH, condutividade elétrica, temperatura da água, oxigênio dissolvido, fósforo total e três formas de nitrogênio; e parâmetros biológicos – relacionados à comunidade fitoplanctônica: clorofila-a, composição, riqueza, densidade de organismos, frequência de ocorrência, abundância relativa, similaridade e agrupamento de indivíduos. Testes estatísticos mostraram correlações entre os períodos e entre as variáveis. As fases 1 e 2 diferem na maioria dos fatores abióticos e bióticos, exceto nutrientes. Poucos táxons fitoplanctônicos apresentavam elevadas densidades na fase 1 e, na fase 2, foi notória a substituição de Cyanobacteria por diversas algas, com distribuição relativamente homogênea (mais táxons descritores e grupos funcionais coexistindo) e menor densidade total. Entre as fases 2 e 3 há semelhança entre transparência da água, condutividade elétrica e clorofila-a, porém a comunidade fitoplanctônica apresenta distribuição menos homogênea na fase 3, Cyanobacteria em maior proporção e elevação da densidade total de organismos. As fases 1 e 3 são análogas com relação a pH e oxigênio dissolvido, além do reaparecimento da Cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* (ausente na fase 2) e maior contribuição por *Synechocystis aquatilis* para o fitoplâncton total, como no início da fase 1. Na fase 1 o fitoplâncton total se correlaciona com oxigênio dissolvido, temperatura, nitrogênio total e nitrato, e na fase 3 com condutividade elétrica e clorofila-a. As análises sugerem que o ambiente está em fase de transição, alguns fatores indicam melhoria na qualidade da água, porém outros podem sugerir vocação do sistema ao retorno às condições anteriores ao *flushing* (eutrofização).

DEDICATÓRIA

*À minha família,
amores e amigos,
essenciais
para esta realização*

**“Life is what happens to you
while you’re busy making other plans”**

John Lennon

“As pausas sempre dependem do tempo,
E nos instantes mudos se escondem as maiores variações,
Surge algo sublime, com o fim do silêncio:
É a melodia incompreendida na outra fase do movimento.”

Mariana Gomes Philomeno

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UnB pela oportunidade, especialmente ao Professor Dr John Hay pela postura a frente do PPG/ECL e tratamento pessoal, e aos funcionários atenciosos; à CAPES pela bolsa concedida no início do curso;

À Orientadora Professora Dra Claudia Padovesi Fonseca pela oportunidade de crescimento, orientação, carinho e amizade durante os 10 anos de trabalho em conjunto;

Aos membros da banca pelas sugestões, contribuições e críticas ao trabalho;

À Professora Dra Bárbara Fonseca pelo auxílio na identificação e contagem dos organismos fitoplanctônicos, tratamento dos dados (ao Clayton também!), sugestões de planejamento e crítica do trabalho (obrigada pela atenção nas etapas mais importantes!);

Aos Professores pela instrução (Professoras Dras Claudia Padovesi Fonseca-UnB, Bárbara Fonseca-UCB, Vera Huszar-UFRJ e June Springer de Freitas-UnB), auxílios diversos durante o trabalho (Professores Drs Ina Nogueira-UFG, Luciana de Mendonça Galvão-UCB, Maria Júlia Martins-UnB, M. das Graças Machado de Souza-UnB, M. do Socorro Rodrigues-UnB e L. Maurício Bini-UFG) e disponibilização de equipamentos (Professora Dra Mercedes Bustamante-UnB e Professor Dr Geraldo Boaventura-UnB) e de bibliografia (Professoras Dras Bárbara Fonseca-UCB, Vera Huszar-UFRJ e June S. de Freitas-UnB). Agradeço especialmente aos professores do Departamento de Ecologia-UnB;

A todos os colegas do Laboratório de Limnologia, pelo auxílio, amizade verdadeira e companhia: Luciana, Clayton e Bárbara (essenciais nas diferentes fases do trabalho), Bruno, Cristina, Adriana, Thiago, Dayani, Diogo, Braz, Eliza, Ciro, Gustavo, e aos demais.

À Agência Nacional de Águas e aos “colegas-amigos” da instituição que sempre me apoiaram e me incentivaram num ambiente que propiciou valiosas contribuições ao estudo;

À CAESB, à CETESB e à ANA pela disponibilização de dados diversos;

Aos 1^o BBS e 2^o SAER – Batalhões de Busca e Salvamento. Ao Pelotão Lacustre;

Às pessoas mais importantes da minha vida, familiares e grandes amigos, pelo apoio, incentivo, compreensão, paciência (me agüentaram!), e pelo amor e carinho durante toda a caminhada: Therezinha e José Antonio Philomeno (os culpados!), Felipe, Eliana, Fernanda; Daniel, Clayton, Barbarela, Guto, Carol, Chel, Flay, Indi, Rê, Vê, Lelê, Nik, Cris, Lú; Nati, Márcia e Mil (e familiares); Cristina e Milton Barbosa; entre tantos...

INTRODUÇÃO GERAL

As algas constituem um grupo polifilético onde os tipos e as combinações dos pigmentos, a natureza química dos produtos armazenados e as paredes das células são considerados essenciais para sua classificação. Algas livre-flutuantes compõem a comunidade fitoplanctônica dos ecossistemas aquáticos, base da cadeia trófica desses ambientes. A composição da comunidade fitoplanctônica pode apresentar efeitos marcantes sobre as reservas energéticas do zooplâncton (Pinto-Coelho *et al.*, 2005).

As condições ambientais controlam a produção primária em ecossistemas aquáticos continentais. Entre elas, destacam-se, a luz – relacionada diretamente à temperatura –, a disponibilidade de fósforo e de sílica (esse último para as diatomáceas) e, ocasionalmente, nitrogênio e ferro.

Reservatórios diferem de lagos (naturais) em sua origem, idade, propriedades morfométricas e tempo de residência. Além das variações climáticas, os reservatórios estão sujeitos também à manipulação de vazão da barragem, que, em conjunto, resultam em grandes variações nas condições hidrológicas. Conseqüentemente, o tempo de residência da água tende a ser mais curto do que o dos lagos, com a produção de pulsos rápidos decorrentes da manipulação de vazão do reservatório (Straskraba, 1999). O desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica sofre interrupções, que resultam em uma série de conseqüências nos reservatórios com níveis muito elevados de trofia e com diferentes tipos de uso da água (Padisák *et al.*, 1999).

Apesar de sua relevância, o conhecimento sobre a ecologia e distribuição espaço-temporal de organismos planctônicos na região tropical é limitado (Haberyan *et al.*, 1995).

A baixa previsibilidade dos eventos sazonais nestas regiões é decorrente das condições climáticas, incluindo a intensidade da radiação solar, que tende a apresentar uma menor amplitude de variação ao longo do ano. Em consequência, as estações climáticas (também nas regiões tropicais e subtropicais) são demarcadas pelo regime de chuvas e temperatura ambiental, o que leva muitos autores a desconsiderarem a sazonalidade nos trópicos.

Entretanto, grande parte da região tropical tem ao menos uma estação chuvosa, podendo em muitas regiões considerar períodos de estiagem e de chuva. Vários estudos consideram essas estações climáticas, como Calijuri *et al.* (2002), onde são evidenciadas mudanças temporais na estrutura das comunidades fitoplanctônicas nesses períodos, em reservatório eutrofizado no sudeste brasileiro, encontrando a maior riqueza de organismos em julho e a menor em abril.

Diversos autores têm procurado ligar as associações das comunidades fitoplanctônicas com diferentes condições ambientais. Reynolds *et al.* (2002) sugere que haja relação entre as associações desses organismos e o tamanho/profundidade do lago, regime de mistura, turbidez, disponibilidade de nutrientes, disponibilidade de luz e de carbono, entre outros fatores. Foram sugeridas, até o momento do estudo supracitado, 31 associações (representadas por um ou dois caracteres alfanuméricos), que consistem em grupos polifiléticos de espécies que respondem similarmente a um determinado conjunto de condições ambientais. A um mesmo grupo funcional podem estar relacionados vários táxons. Sommer (1986) elaborou resumo de dominância sazonal de algas na Europa Central, utilizando a proposição dos grupos funcionais, tornando mais comparativos os dados desses ambientes. O trabalho com os grupos funcionais pode auxiliar na previsão das distribuições e dinâmicas de populações naturais, sendo, assim, ferramenta preditiva mais

eficiente do que a específica, especialmente para os tomadores de decisão (Reynolds, 2000).

Nos ambientes aquáticos continentais, alterações de ordem quantitativa e qualitativa na estrutura da comunidade fitoplanctônica têm importante significado para os diversos componentes do ecossistema. A comunidade como um todo pode ser influenciada por mudanças com escalas temporais diferentes e de ocorrência simultânea, em certas ocasiões. A periodicidade de alterações não é necessariamente gerada por ciclos sazonais ou anuais, mas também por mudanças de períodos mais curtos, como semanal ou diário, podendo muitas vezes, serem mais importantes na dinâmica do ambiente. A estrutura da comunidade fitoplanctônica resulta de crescimento, reprodução, competição, pressão de predação, condições físico-químicas do ambiente e disponibilidade de nutrientes para o exercício e manutenção de suas atividades. Assim, as populações podem indicar possíveis mudanças tanto das condições ambientais, quanto das condições trófico-dinâmicas do ecossistema aquático (Blancher, 1984; De Bernardi, 1984; Santos & Calijuri, 1997).

A eutrofização pode ser considerada como o aumento progressivo na concentração de nutrientes, que leva a um enriquecimento de organismos vivos e matéria orgânica em corpos e cursos d'água (Smith, 2003). Em várias regiões do mundo foram realizados estudos relacionando a qualidade das águas de reservatórios e lagos com o enriquecimento por nutrientes. Estes nutrientes limitantes da produtividade dos ecossistemas aquáticos diferem daqueles associados ao ambiente terrestre (Jaworski *et al.*, 2003). São freqüentes as publicações evidenciando fatores além dos nutrientes (físicos, químicos e biológicos) que influenciam as respostas dos organismos fitoplanctônicos, muitas vezes com a associação de mais de uma variável (Litchman *et al.*, 2003).

Bartram *et al.* (1999) estimam que cerca de 41% dos lagos e represas localizados na América do Sul poderiam ser considerados eutrofizados, onde cepas de Cyanobacteria potencialmente tóxicas poderiam estar no ambiente, inviabilizando a utilização dessa água para diversos fins.

No Brasil o aumento dos impactos antrópicos em ambientes aquáticos e suas conseqüências têm mostrado a necessidade de estudos mais profundos, incluindo monitoramento desses ecossistemas. Nos últimos trinta anos, foram formados grandes reservatórios de água nos centros urbanos do país, ocasionando a satisfação de algumas necessidades inerentes de grandes concentrações populacionais, como infra-estrutura e locais para lazer, essenciais à elevação da qualidade de vida humana local.

Entretanto, com o aumento na ocupação urbana das bacias de drenagem, houve uma conseqüente degradação da qualidade da água. As atividades exercidas na área da bacia podem ter seus resultados detectados pela análise das propriedades físicas, químicas e biológicas nos ecossistemas aquáticos, particularmente nos reservatórios (Tundisi *et al.*, 1988; Tundisi, 1999). Wetzel (1990) aponta a eutrofização como um problema crescente nas áreas tropicais.

A eutrofização provoca aumento acentuado da biomassa de algas e de macrófitas aquáticas, impedindo a utilização múltipla do recurso hídrico. Segundo Mehner & Benndorf (1995), como resultados indiretos desse processo, pode haver alterações na estrutura de todas as comunidades aquáticas, decréscimo das concentrações de oxigênio dissolvido, formação de gás sulfídrico, mortandade massiva de peixes, entre outros eventos. As causas da eutrofização só foram reconhecidas na década de 60, quando surgiram os primeiros modelos quantitativos relacionando a eutrofização às concentrações e aportes de fósforo (Vollenweider, 1968). É relevante citar o padrão seguido pela maior parte dos

lagos, onde o aumento da densidade fitoplanctônica vem acompanhado a diminuição dos valores de transparência e dos níveis de oxigênio na região hipolimnética. Nesses casos, verifica-se a mudança das espécies dominantes para formas mais conservativas e persistentes, como espécies de Cyanophyta.

As Cyanophyta (ou Cyanobacteria) são encontradas sob as mais diversas condições e são sensíveis às alterações ambientais. As peculiaridades inerentes ao grupo são objeto de estudo freqüente, notadamente relacionadas às estratégias / produção de toxinas. É importante, quando da detecção dessas algas, o monitoramento criterioso do corpo d'água.

Principalmente as populações dos países do hemisfério norte e do Japão, com especialistas e autoridades competentes, buscam restaurar os corpos d'água, visto que a degradação de recursos hídricos pela eutrofização resulta em perda dos importantes serviços que esses possam fornecer (Carpenter *et al.*, 1998). Várias técnicas para controlar a eutrofização de reservatórios foram resumidas e sugeridas por Uhlman (1982).

A oligotrofização e a re-oligotrofização consistem em processo de diminuição de nutrientes em ecossistemas aquáticos. Como conseqüência, infere-se que haja redução líquida na produtividade biológica. Deste modo, seria como o inverso da eutrofização. Utiliza-se a expressão re-oligotrofização para corpos hídricos que estão retornando ao estado original de (menor) trofia, diferentemente da oligotrofização, que consiste no processo de diminuição de nutrientes em corpos hídricos que não apresentam indícios de já terem experimentado menor grau de trofia.

O estudo em questão desenvolve-se no lago Paranoá, Brasília-DF (figura 1), e é provável que as maiores mudanças das variáveis físicas e químicas da água, com indicações de melhoria de qualidade de água, no final do ano de 1998, tenham ocorrido ocasionalmente, por meio de uma manobra operacional da companhia de eletricidade local

(CEB), resultando na redução do tempo de residência do reservatório (*flushing*). Estas mudanças no ambiente, com as alterações na estrutura da comunidade aquática, como as mudanças na composição (e densidade) dos táxons e a ausência temporária da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* e seu posterior retorno, evidenciam processo de redução do nível trófico do sistema aquático (oligotrofização).

Desde a sua criação, vários atos e empreendimentos foram experimentados com intuito de melhorar as condições de qualidade das águas do lago Paranoá, culminando no programa de restauração, focado na redução de nutrientes por meio da ampliação e modernização das duas estações de tratamento de esgoto em 1993, proporcionando tratamento terciário à água. Verificou-se redução progressiva nos valores de nutrientes, redução da clorofila-a e elevação nos valores de transparência da água. O trabalho realizado por Felizatto *et al.* (2000) mostra estatisticamente mudanças nas condições de trofia no lago Paranoá, Brasília-DF, entre os anos 1992 e 1999, com base em dados físicos, químicos e biológicos, porém, as comunidades aquáticas não apresentaram resposta a esse importante fato até o final do ano de 1998 (Mendonça-Galvão, 2001; Philomeno, 2003; Padovesi-Fonseca & Philomeno, 2004).

A Companhia de Saneamento local (CAESB) cita o Projeto de manipulação do tempo de residência (iniciado em 1998) e o Programa de biomanipulação (a partir de 1999) como contribuintes favoráveis à melhoria da qualidade da água. Pode não ter havido intenção direta, por parte de órgãos responsáveis pela qualidade da água do ecossistema em provocar a oligotrofização por meio da ação que de fato deve ter desencadeado esse processo (a abertura de comportas é um processo rotineiro, realizado anualmente antes da época de chuvas, mas que perdurou por tempo mais longo no final do ano de 1998, porém não existem dados oficiais disponíveis), resultando em alterações marcantes na estrutura

das comunidades aquáticas, constatadas a partir do início de 1999 (Padovesi-Fonseca *et al.*, 2002; Fonseca, 2001; Pereira, 2001).

As respostas rápidas das comunidades aquáticas, por meio de modificações na estrutura e na dinâmica da comunidade – composição de espécies e flutuações nas densidades ao longo do tempo, entre outros fatores – produzem mudanças relevantes capazes de refletir as alterações nas condições físicas, químicas e biológicas, da dinâmica do ambiente. E como não existem estudos que assegurem a permanência do estado de oligotrofia em reservatórios que estão constantemente sujeitos à eutrofização por influência antrópica, o monitoramento das condições do ambiente, especialmente aporte de nutrientes e análises da comunidade fitoplanctônica, mostra-se, ainda a opção mais segura de previsão das alterações indesejadas no ambiente. A CAESB continua monitorando os efluentes das estações de tratamento de esgoto e a qualidade da água em vários pontos do lago.

Diante do contexto apresentado, o processo de oligotrofização a que o lago Paranoá foi (e está sendo) sujeito abrange aspectos inéditos de estudo, tanto para o país como também em termos mundiais, uma vez que o conhecimento atual das etapas e características do processo de restauração se aplica para reservatórios individualmente, mesmo onde as análises vêm sendo realizadas há mais de duas décadas na região temperada (Ruggiu *et al.*, 1998; Garnier, 1992; Gaedke & Schweizer, 1993; Sommer *et al.*, 1993, Hoehn & Schmidthalewicz, 1995; Horn, 2003; Anderson *et al.*, 2005; Jeppesen *et al.* 2005b; Köhler *et al.*, 2005; Sondergaard *et al.*, 2005), e na região subtropical (Coveney *et al.*, 2005). Em região tipicamente tropical não há conhecimento sobre relato de experiências ou inferências às possibilidades de sucesso na restauração de corpos lênticos, especialmente por não se conhecer estudo publicado com série longa de dados bióticos e

abióticos comparativos relacionados ao processo, o que evidencia a importância do desenvolvimento e divulgação de estudos sobre o assunto (Jeppesen *et al.*, 2005a).

O Brasil começa a experimentar a falta de água em quantidade e qualidade para ser empregada em usos mais nobres, como o consumo humano, devido principalmente ao uso inadequado dos recursos hídricos. Soluções relativas às alternativas de restauração de corpos hídricos que se apresentem economicamente viáveis e tecnicamente confiáveis estão sendo buscadas em todo o mundo, bem como as maneiras de propiciar a manutenção das boas condições de utilização dos mananciais. Tais aspectos afetam diretamente todos os segmentos sociais, uma vez que a água disponível pode ser taxada e há custos relevantes associados ao tratamento para a sua utilização e para o seu descarte, após os usos.

É relevante ressaltar os seguintes pontos relativos ao estudo:

- O presente trabalho é inédito em reservatório urbano tropical e consiste em contribuição indispensável ao conhecimento do acompanhamento das alterações nas comunidades aquáticas em resposta às mudanças nos parâmetros: tentativa de estabelecimento de relação de “causa e consequência” existente entre as condições ambientais (variáveis físicas e químicas) e a biota (algas fitoplanctônicas).
- O processo de oligotrofização a que o lago foi sujeito abrange novos aspectos de estudo e com o desenvolvimento do presente trabalho há possibilidades de fornecer resultados/subsídios essenciais para o gerenciamento adequado de bacias hidrográficas tropicais, especialmente aquelas localizadas em grandes centros urbanos.
- As mudanças das condições ambientais do lago Paranoá, somadas às verificadas nas comunidades aquáticas, estão inseridas no processo de oligotrofização, já provocado em vários lagos no mundo e sempre caracterizado por seu caráter dispendioso. O diferencial, no caso do lago Paranoá, é a provável ‘casualidade’ da real ação

desencadeadora do efeito mais efetivo (*flushing*), ocorrida em um corpo d'água tipicamente tropical.

- As alterações na composição taxonômica da comunidade, na densidade de organismos fitoplanctônicos e na biomassa algal são fatores importantes que refletem alterações nas condições bióticas e abióticas, da dinâmica do ambiente.
- Não são conhecidos estudos que proponham metodologia eficaz para garantir a manutenção das novas e melhores condições de qualidade geradas pela oligotrofização, especialmente em reservatórios constantemente influenciados por ações antrópicas. Assim, o conhecimento do comportamento verificado em corpos hídricos com diferentes características torna-se indispensável para subsidiar sugestões conservativas.

Como produto deste trabalho, espera-se o fornecimento de importantes subsídios teóricos básicos para o entendimento da dinâmica do processo de restauração de reservatórios e lagos tropicais, os quais, em sua maioria, encontram-se eutrofizados principalmente devido ao marcante aporte de efluentes provenientes de esgotos domésticos sem tratamento adequado, que resulta na imposição de limitações aos usos múltiplos. Poder-se-á, ainda, tentar extrapolar os resultados, adaptando-os para corpos d'água lóticos, observando cuidadosamente as características que diferem rios e lagos (Wetzel, 2001).

HIPÓTESES E OBJETIVOS

Hipóteses

- 1- A estrutura da comunidade fitoplanctônica apresenta diferenças nos períodos amostrados do lago – FASE 1: antes (anos 1997 e 1998), FASE 2: logo após melhoria nas condições ambientais (anos 1999 e 2000) e na FASE 3: seis anos após o *flushing* (ano 2005) – sendo assim, dependente das variáveis ambientais (qualidade da água). A comunidade, inicialmente dominada por Cyanobacteria, responde ao decréscimo de nutrientes com a substituição de espécies. Na fase 1 é esperada a menor riqueza e diversidade de espécies, porém maior densidade, devido à contribuição por Cyanobacteria. Os fatores ambientais apresentam diferença relativa à mudança no grau de trofia entre as fases.
- 2- Associados à mudança na qualidade da água, os períodos climáticos regionais – seca e chuva –, também exercem influência sobre a estrutura da comunidade e na qualidade de água do lago, visto que as características das duas estações climáticas bem definidas interferem no metabolismo aquático. As diferentes espécies de algas presentes no ecossistema relacionam-se às combinações diversas dos fatores (condições ambientais próprias/específicas). Dessa forma, há diferenças nos fatores bióticos e abióticos tanto entre as três fases quanto entre a seca e a chuva de cada uma das etapas da restauração.
- 3- A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) esteve presente nas fases 1 e 3, apresentando morfologia e densidade diversa nessas fases e respectivos períodos climáticos devido às mudanças nos fatores ambientais, na estrutura da comunidade fitoplanctônica e interferências antrópicas.

Objetivos

O presente trabalho tem como objetivos:

- 1) Analisar as variações experimentadas pela comunidade fitoplanctônica ao longo do processo de oligotrofização (restauração da qualidade da água do lago), nos períodos de estudo antes e após o evento que desencadeou o processo (*flushing* no final do ano de 1998);
- 2) Estudar a variação temporal e aspectos da estrutura da comunidade fitoplanctônica, durante os períodos de seca e de chuva;
- 3) Relacionar a variação (na composição de espécies e na densidade) das populações fitoplanctônicas com os fatores físicos e químicos da água, considerando o processo de oligotrofização;
- 4) Analisar as diferenças (em morfologia e em densidade) entre as populações de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) nas fases em que esta espécie foi registrada na comunidade fitoplanctônica.

ÁREA DE ESTUDO E MATERIAL E MÉTODOS

Histórico de Trabalhos no Lago Paranoá

O lago Paranoá está localizado na área urbana de Brasília, Distrito Federal, entre 15°48'S e 47°47'W (tabela 1), e foi originado pela barragem do rio Paranoá (iniciada em 1957). Desde a década de 60 do século XX, logo após o seu enchimento, o lago Paranoá tem sido objeto de vários estudos.

A inauguração do lago foi em 1960 e no ano seguinte houve o início das atividades da estação de tratamento de esgotos no braço do Riacho Fundo - ETE-Sul, contando com tratamento convencional (baixa remoção de nutrientes).

Em 1965, foram realizadas análises da qualidade da água e da biota aquática no braço do Ribeirão do Torto, mostrando que à época o lago apresentava transparência de Secchi de 2 metros, águas sem poluição e a abundância de desmídeas na comunidade fitoplanctônica. Já em 1968, observou-se dominância de Cyanobacteria, com florações aparentes no braço do Bananal, e classificou seu braço do Riacho Fundo como a parte mais poluída, devido ao lançamento de esgotos sem tratamento (Oliveira & Krau, 1970). A transparência da água era de 40 cm e o braço do Riacho Fundo foi classificado como fortemente eutrófico, com poucas espécies e elevada densidade destas.

Em 1969, foi inaugurada estação de tratamento de esgotos norte - ETE-Norte, com tratamento convencional. A Cyanobacteria dominante era *Aphanizomenon flos-aquae* (Palmer, 1969).

A partir do ano seguinte, foram criados vários programas e grupos de estudos com o objetivo de recuperar (despoluir) o lago (PLANIDRO/CAESB, GEP/CAESB). Em 1975, a

contaminação bacteriológica do lago tornava 50% de sua área (superfície) imprópria para a balneabilidade. Foram propostas mudanças nas estações de tratamento de esgotos (Ferreira & Ovídio, 1975; Marais, 1975).

No início da década de 70, a partir de análises físicas e químicas do reservatório, constatou-se no lago um acelerado processo de eutrofização (Branco, 1976).

A CAESB iniciou o monitoramento limnológico em 1976. Foi firmado um convênio com o PNUD para a recuperação do lago Paranoá. Foi proposto o controle ecológico do lago (Branco, 1976). À época, constatou-se a dominância da Cyanobacteria *Anabaenopsis raciborskii* (Cronberg, 1976, 1977). Em 1977, relacionou-se a eutrofização às cargas de nutrientes provenientes das estações de tratamento de esgotos e do Riacho Fundo (Enell, 1977). No ano seguinte, houve floração de *Microcystis aeruginosa* e mortandade maciça de peixes. Começaram a serem realizados, então, testes para a precipitação de fósforo solúvel (sulfato de alumínio) e para aumentar concentração de oxigênio dissolvido (aerador flutuante).

De fato a contaminação bacteriológica também se tornou um problema para o lago Paranoá. Em 1979, extensas áreas comprometidas foram apontadas. Neste mesmo ano, projeto de recuperação do lago recomenda estudo do fito e do zooplâncton, destacando a presença *Anabaenopsis raciborskii* em densidade expressiva (Bjork, 1975, 1979). Foram realizados estudos do perifíton (Rocha, 1979), da velocidade da re-aeração e fixação de gás carbônico no lago (Félix *et al.*, 1979) e de aspectos ecológicos do lago e problemática (Almeida, 1979).

Em 1980, iniciou-se a prática do lançamento de toneladas de algicida (sulfato de cobre) para controlar as florações de *Microcystis aeruginosa*. O lago era dominado por *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis aeruginosa*. Verificou-se o aparecimento de

aguapés (*Eichhornia crassipes*). Nos anos seguintes, as florações de *Microcystis aeruginosa* e mortandades de peixes tornaram-se freqüentes, bem como o lançamento de algicida - desde 1980 até 1998, em quantidades diferentes e em épocas destacadas das florações de Cyanobacteria.

Foi realizado, em 1981, um estudo do balanço das cargas de fósforo e fontes do nutriente, onde se encontra a informação de que o lançamento das estações de tratamento de esgotos era a de 233 kg por dia (Cordeiro-Netto & Dutra-Filho, 1981).

Quatro estudos limnológicos importantes datam de 1983 e de 1984: 1) Pinto-Coelho (1983) analisou as relações fito-zooplancônicas (verificou predomínio de microzooplâncton), 2) Freitas (1983) estudou a variação sazonal e a distribuição vertical de microcrustáceos, 3) Elmoor-Loureiro (1984) estudou a morfologia de cladóceros e concentração de nutrientes, 4) Giani (1984) analisou a distribuição horizontal do fito e do zooplâncton.

Em 1985, estudo reafirma que as fontes principais de fósforo são as ETEs (Pereira, 1985). No ano seguinte, Toledo (1986) trás a análise da produção primária anual do lago, Mattos *et al.* (1986) apresentam trabalho com fatores sazonais e eutrofização e Giani & Pinto-Coelho (1986) mostram descrição taxonômica de algas. No âmbito do convênio entre a CAESB e o PNUD é apresentada a avaliação sanitária e ambiental do lago Paranoá.

O ano de 1989 conta com três trabalhos relevantes: estudo da influência dos nutrientes sobre fitoplâncton (Ibañez, 1989), estudo da ictiofauna do lago (Grando, 1989) e estudo sobre peixes plancófagos, comunidade planctônica e qualidade da água (Starling, 1989). Em 1990, estudo apontou que as áreas mais eutrofizadas do lago Paranoá são o braço do Riacho Fundo e do Bananal. Starling & Rocha (1990) apresentam seqüência de estudos de biomanipulação com peixes em limnocurrais e Branco (1991) trás estudo do fito

e zooplâncton em vários pontos do lago, evidenciando eutrofização, dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* e microzooplâncton.

O tratamento terciário, com maior remoção de nutrientes, foi implantado na estação de tratamento de esgotos sul (ETE-sul) em 1993. No ano seguinte, também a ETE-norte passou a contar com a melhoria.

Em 1995 estimou-se que o lançamento total de fósforo no lago até então havia sido de mais de 240 toneladas, desde seu enchimento.

Estudo apresenta as conseqüências do sulfato de cobre lançado em 1997 para controlar florações de Cyanobacteria, predomínio de *Cylindrospermopsis raciborskii* na comunidade fitoplanctônica (Padovesi-Fonseca & Philomeno, 2004). Observa-se o aumento da área ocupada por bancos de aguapés no braço do Riacho Fundo.

Em 1998 apontou-se a dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Philomeno, 2003), o elevado grau de assoreamento de partes do lago, a redução da área ocupada por sentimento orgânico (3,51 km²) (3 m de altura da coluna de sedimento) e a expressiva população de *Thermocyclops decipiens* - zooplâncton (Padovesi-Fonseca *et al.*, 2002).

No final do ano de 1998, houve o deplecionamento do lago, resultando na redução do tempo de residência (*flushing*). Em decorrência de tal procedimento, a transparência da água aumentou, a concentração de clorofila-a diminuiu e foram observadas mudanças na comunidade planctônica, como densidades aumentadas de *Aulacoseira* spp., *Cyclotella* sp., *Dinobryon*, *Peridinium*, *Staurastrum* spp. (no fitoplâncton) e de *Daphnia* e Calanoida (no zooplâncton) (Pereira, 2001; Elmoor-Loureiro *et al.* 2004; Mendonça-Galvão, 2001).

Em 1999 houve despesca de 4 toneladas de peixes no braço do Riacho Fundo e a pesca profissional foi liberada nos braços do Riacho Fundo e do Bananal.

A partir de então, passou-se a considerar o lago Paranoá como um copo d'água com tendência à mesotrofia. Fonseca (2001) e Mendonça-Galvão (2005) apresentam informações sobre a oligotrofização do lago, enfatizando as mudanças nas comunidades aquáticas. O último estudo conhecido no lago foi realizado por Andreoni-Batista (2007), e mostra a relação entre a qualidade da água (aspectos físicos e químicos) e a comunidade zooplancônica na seca e na chuva de 2005. Como uma das conclusões, afirma-se que o sistema encontra-se em fase de transição, apresentando “indícios de melhoria da qualidade do ambiente intercalados a outros de padrão oposto”.

Vários estudos destacaram a expressiva contribuição no enriquecimento das águas com nitrogênio e fósforo proveniente das estações de tratamento de esgoto, do escoamento superficial urbano e de tributários, nas cargas afluentes ao sistema (Cordeiro-Netto & Dutra-Filho, 1981, Cavalcante *et al.*, 1990 e Fernandes & Crisman, 1994). Esses trabalhos também foram relevantes por apontar o acúmulo de nutrientes no sedimento e o longo tempo de retenção da massa d'água como fatores de incremento e aceleração da eutrofização do reservatório.

Desde 1965 têm sido realizados estudos limnológicos enfocando a comunidade fitoplancônica do lago, uma vez que essa reflete o incremento da situação trófica do ecossistema. Porém, não se conhece análises envolvendo nutrientes datadas dessa época. Oliveira & Krau (1970) verificaram o predomínio de algas desmidiáceas no fitoplâncton. Amostras feitas pelos mesmos autores em 1969 constataram o predomínio de Cyanobacteria filamentosa, o que caracterizou o lago como eutrófico. Palmer (1969) e Branco (1976) denominaram a Cyanobacteria dominante de *Aphanizomenon flos-aquae*, então presente nas partes mais impactadas do reservatório, em especial no braço do Riacho Fundo, apresentando florações com o aporte elevado de nutrientes. Após, esta

Cyanobacteria foi re-identificada como *Anabaenopsis raciborskii* (Cronberg, 1976; 1977, Anderson *et al.*, 1976 e Bjork, 1975; 1979). Na década de 80, a sua dominância foi elevada, e denominada de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Pinto-Coelho, 1983; Giani, 1984; Alves *et al.*, 1988 e Starling, 1989).

A importância dessa dominância para a dinâmica do sistema aquático tem sido salientada sob diversos aspectos. Segundo Branco & Senna (1996), Philomeno (2003) e Padovesi-Fonseca & Philomeno (2004), os elevados valores de densidade de *C. raciborskii* são responsáveis pela alta densidade fitoplanctônica no lago Paranoá. Também foi observada relação direta entre a densidade de *C. raciborskii* e os valores de clorofila-a, entre outros parâmetros (Giani, 1984; Toledo, 1986; Mattos *et al.*, 1986; Padovesi-Fonseca & Philomeno, 2004). Toledo (1986) não encontrou marcada variação sazonal com relação à produtividade analisada.

Estudos anteriores detectaram uma elevada riqueza no fitoplâncton (Giani & Pinto-Coelho, 1986 e Branco, 1991). Porém, Philomeno (2003) verificou que a dominância da Cyanobacteria pode estar resultando em (relativa) baixa riqueza de espécies. Observou, ainda, que a maioria dos táxons fitoplanctônicos do lago Paranoá pertence à divisão Chlorophyta, pouco abundantes, segundo critério de Lôbo & Leighton (1986).

Philomeno (2003) verificou diferenças marcantes relacionadas às propriedades físicas e químicas em dois pontos de coleta no lago, nos braços do Riacho Fundo e no braço do Ribeirão do Torto, e nos dois períodos sazonais amostrados, exercendo influência na estrutura da comunidade fitoplanctônica. A densidade de *Microcystis aeruginosa* e de *C. raciborskii* (Cyanophyta) foram correlacionadas positivamente com pH e oxigênio dissolvido, enquanto a densidade das algas Oscillatoriales (Cyanophyta), e Divisões Chlorophyta, Pyrrophyta e Chrysophyta foram positivamente correlacionadas à temperatura

da água e à condutividade elétrica. Briand *et al.* (2004) sugerem que a colonização do ambiente por *Cylindrospermopsis raciborskii* em médias latitudes pode resultar da combinação da habilidade para tolerar grandes mudanças nas condições climáticas e do fenômeno do aquecimento global, que supre essa espécie com as melhores condições ambientais para seu crescimento.

Padovesi-Fonseca & Philomeno (2004) revelaram que o efeito da aplicação de algicida, utilizado para o controle da produção algal no lago, consiste em flutuações na comunidade fitoplanctônica. Como as coletas foram intensas, com intervalos muito curtos (bissemanais), variações na densidade e composição de espécies puderam ser verificadas, evidenciando alternância nas densidades de Cyanobacteria e algas Chlorophyta.

Tabela 1. Características gerais do lago Paranoá-DF (Fonseca, 2001).

Variável	Valor
Bacia de drenagem	1034,07 km ²
Área superficial	37,50 m ²
Volume total	≅ 5.10 ⁸ m ³
Profundidade média	12,42 m
Profundidade máxima	38 m
Perímetro	111,87 km
Comprimento	40 km
Largura máxima	5 km
Vazão média afluyente dos principais cursos d'água	11,29 m ³ s ⁻¹
Vazão média efluente	19,80 m ³ s ⁻¹
Tempo de retenção	299 dias

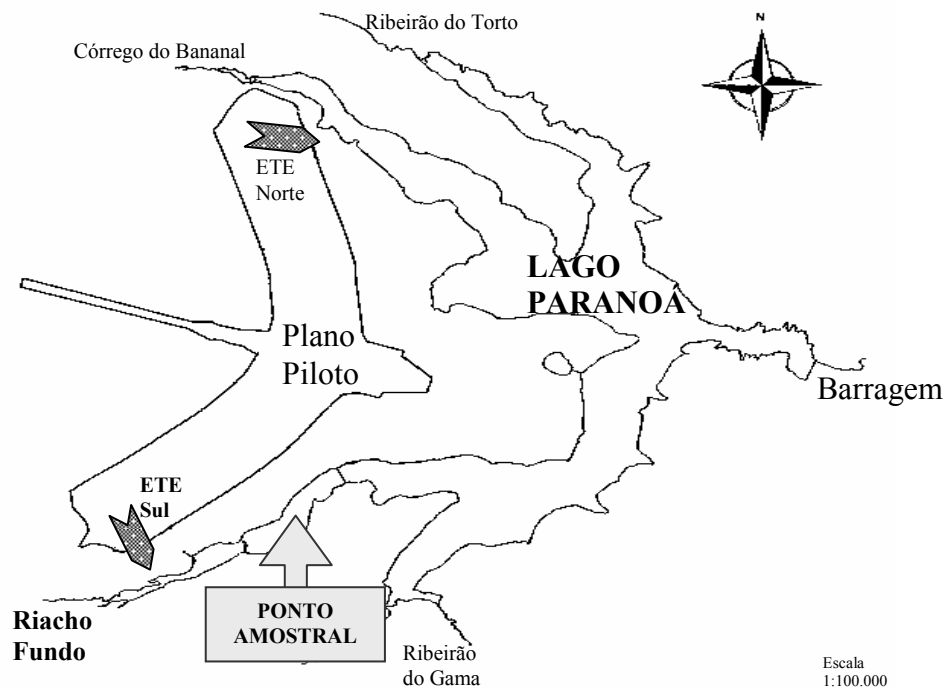


Figura 1. Lago Paranoá-DF, evidenciando o ponto de coleta no braço do Riacho Fundo.

Área de Estudo

O estudo foi realizado no lago Paranoá, na cidade de Brasília-DF, capital Federal. A região apresenta clima tropical de savana, na classificação de Köppen.

Localizado entre 15°48'S e 47°47'W (tabela 1), com 4 (quatro) principais tributários, o lago pode ser classificado como um sistema polimítico, onde há mistura na coluna da água durante todo o ano. São relatadas microestratificações não persistentes (Pereira, 2001; Philomeno, 2003), devido a pequenas diferenças de temperatura entre a

região da superfície (os primeiros centímetros na coluna) e a temperatura abaixo da profundidade de 1,5 metro.

As coletas foram feitas na região limnética do braço do Riacho Fundo (15°49'35.8"S e 47°53'10.2"W), cuja área é de 225,48 km², a extensão de seu curso principal é de 13 km e a vazão média é de 4,04 m³s⁻¹. O tributário possui três afluentes principais: Córrego Coqueiros (margem direita), Vicente Pires e Guará (margem esquerda).

A escolha do braço do Riacho Fundo para o presente estudo se justifica pelo fato de representar a parte do lago Paranoá mais impactada (figura 2). O tributário de mesmo nome, localizado na região sudoeste da bacia (provavelmente a área de maior taxa de crescimento populacional), tem sido considerado o contribuinte mais expressivo para o aporte de nitrogênio e fósforo para o lago e também de substanciais concentrações de bactérias, segundo trabalho desenvolvido por Branco (1991). Além disso, logo a montante do ponto há a ETE-sul (estação de tratamento de esgoto, nível terciário).

Material e Métodos

Estudos realizados sobre a estrutura do fitoplâncton em reservatórios artificiais urbanos tropicais devem utilizar critérios adequados em relação às escalas temporais de eventos sazonais. Sendo os períodos de estiagem e chuvoso as duas estações climáticas definidas para esta região, coletas mais intensivas ao longo destes dois períodos climáticos sazonais representam abordagem de estudo mais adequada às variações temporais dos organismos fitoplanctônicos. Especialmente em reservatórios urbanos sujeitos à eutrofização antrópica e com flutuações marcantes de nível de água e de vazões, como o lago Paranoá.

a) COLETAS

As coletas foram realizadas em três ciclos sazonais, “antes, durante e depois” do processo de oligotrofização, em região limnética do braço do Riacho Fundo. Para fins didáticos, serão denominadas fases 1 (seca de 1997 e chuva de 1998), fase 2 (seca de 1999 e chuva de 2000) e fase 3 (chuva e seca de 2005-ordem cronológica das coletas). Amostras da água e de fitoplâncton foram coletadas semanalmente, durante os meses de agosto e setembro de 1997 (fase 1), de 1999 (fase 2) e de 2005 (fase 3), para o período de estiagem; e durante os meses de janeiro e fevereiro de 1998 (fase 1) e fevereiro e março de 2000 (fase 2) e de 2005 (fase 3), para o período chuvoso. Foram realizadas comparações mais consistentes, com relação à dinâmica do processo de oligotrofização e ao provável restabelecimento gradual das condições de trofia, semelhantes às anteriores à melhoria, uma vez que as ações pontuais e difusas não transformam a condição essencial à qual o corpo hídrico está sujeito, estando situado em um grande centro urbano, na capital brasileira.

Para a determinação da periodicidade das coletas observou-se trabalhos como Reynolds (1993), que sugere que o tempo de uma geração da maior parte das algas fitoplanctônicas é de 0,5 a 5 dias, sendo necessários 12 a 16 gerações de algas para que ocorra a produção de uma população dominante. Assim, a execução de coletas semanais foi escolhida para os meses de fevereiro e março – chuva – e de agosto e setembro – estiagem.

b) ANÁLISE DAS AMOSTRAS

Variáveis Ambientais

A associação da estrutura da comunidade fitoplanctônica com as variáveis ambientais proporciona análises mais completas da dinâmica do ecossistema. Dessa forma, foram eleitos aspectos físicos, químicos e biológicos pertinentes às perguntas do trabalho.

Os dados de pluviosidade de todos os períodos (acumulados em meses e apresentados por ano) e os dados de nutrientes inorgânicos dissolvidos e totais mensais até 2000 foram fornecidos pela Companhia de Saneamento do Distrito Federal (CAESB), uma vez que o ponto de amostragem da instituição, com tal periodicidade, é coincidente com o ponto eleito para as amostras do presente trabalho. Foram realizadas análises de nitrogênio total, nitrato, íon amônio e fósforo total em 2005, semanalmente.

A transparência da água pode ser considerada, opticamente, como o oposto da turbidez, auxiliando na determinação da zona eufótica e permitindo inferências acerca de parâmetros com sólidos em suspensão, matéria orgânica e inorgânica (Preisendorfer, 1986). A medida da transparência da água foi feita com a utilização do disco de Secchi (Hutchinson, 1957), seguindo as recomendações de Lind (1974). A partir dos valores de transparência, calculou-se a profundidade da zona eufótica, que consiste em 2,7 vezes a profundidade de desaparecimento do disco de Secchi, segundo orientação de Cole (1994).

A temperatura da água regula o metabolismo biológico e influencia as reações dos compostos químicos na água. Além disso, relaciona-se com a circulação de massas d'água. Temperaturas mais elevadas, como observadas nos trópicos, produzem aumento nas taxas das reações químicas e biológicas, servindo de catalisador no meio aquático. Pode-se

verificar diminuição da solubilidade e aumento da taxa de transferência de gases, podendo haver liberação de gases dotados de odores desagradáveis (Von Sperling, 1996). Assim, para um mesmo suprimento de nutrientes, o grau de trofia de lagos tropicais será bem superior aos daqueles que se localizam em latitudes mais elevadas (Kilham & Kilham, 1990; Lewis, 1996).

Um perfil térmico da coluna d'água foi realizado com auxílio do aparelho YSI (precisão de 0,5°C).

Para a determinação do material em suspensão total foram coletadas amostras de 500 ml a um litro, a 1 m de profundidade e utilizada a técnica gravimétrica (Wetzel & Likens, 1991). Vale informar que somente as amostras de 2005 (último período estudado) contêm dados de material em suspensão consistentes, portanto tal variável foi utilizada apenas no capítulo 4, item 4.1.

Foram efetuadas coletas com garrafa de Van Dorn (5 L) a 1, 3 e 6 metros de profundidade para medidas de pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido.

A concentração hidrogeniônica indica a intensidade do caráter ácido ou básico de uma solução, a certa temperatura. Os sólidos e os gases dissolvidos são responsáveis pela concentração de íons de hidrogênio presentes na água. De maneira natural, os valores de pH são influenciados pela dissolução de rochas, absorção de gases atmosféricos, oxidação da matéria orgânica e pela atividade fotossintética das algas e plantas aquáticas.

A atividade do íon hidrogênio foi determinada por meio do aparelho pHmetro, marca Micronal, constantemente calibrado com soluções-tampão de diferentes valores de pH.

A condutividade elétrica, medida da capacidade da uma solução conduzir eletricidade, está relacionada à temperatura, à natureza e à concentração das substâncias ionizadas presentes na solução.

A condutividade elétrica foi mensurada por meio de condutivímetro, marca Digimed, calibrado previamente ao uso.

Os teores de oxigênio dissolvido relacionam-se diretamente com a fotossíntese e a respiração dos organismos aquáticos, bem como com a decomposição da matéria orgânica e a oxidação de íons metálicos, entre outros eventos.

O oxigênio dissolvido (OD) foi determinado pelo método de Winkler, descrito em Golterman *et al.* (1978). Atualmente existem vários métodos para determinação dos teores de oxigênio por técnicas polarográficas, colorimétricas, enzimáticas, entre outras. Porém, o método de referência continua a ser o de Winkler, com a modificação pela azida (APHA, 1985).

A metodologia para a determinação dos nutrientes foi: nitrogênio total – método de digestão com persulfato; nitrato – método de redução com cádmio; íon amônio – método de Nessler; e fósforo total – método de digestão com ácido ascórbico (PhosVer®). O aparelho utilizado foi o DR/2500 e todos os métodos citados têm equivalente na última edição do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA).

Comunidade Fitoplanctônica

Por meio das concentrações dos pigmentos fotossintéticos (clorofila-a) pode-se estimar a biomassa das populações fitoplanctônicas (Glooschenko & Blaton, 1977; Wetzel & Likens, 1991). O pigmento total foi coletado a um metro de profundidade e determinado

com extração de acetona 90%, segundo o método de Golterman *et al.* (1978), com acondicionamento seguindo as recomendações de Holm-Hansen & Reimann (1978).

Para a análise qualitativa do fitoplâncton utilizou-se rede de plâncton de 23 μm de malha e 15 cm de raio, em arrasto vertical a um metro. Amostras de fitoplâncton a fresco forneceram suporte essencial à identificação dos organismos. Para a análise quantitativa, as coletas foram realizadas com garrafa de Van Dorn de 5 litros de capacidade, a um metro de profundidade. Tais amostras foram fixadas com formol a 4% e réplicas em lugol acético (preservação de estruturas).

A profundidade de 1 metro foi adotada devido aos baixos valores de transparência da água relatados em estudos anteriores (Giani, 1984; Branco, 1991; Philomeno, 2003) e por corresponder ao ponto da zona eufótica de maior produtividade do lago, suficientemente profunda para evitar interferências de distúrbios superficiais inibidores, como o vento e a radiação solar (Ruttner, 1966; Wetzel, 2001). Assim, mesmo com o aumento nos valores de transparência da água, a partir de dezembro de 1998, preferiu-se permanecer com coletas a 1 metro de profundidade, a fim de tornar os resultados comparativos.

Para a determinação taxonômica das algas foi utilizada bibliografia especializada e auxílio de especialistas. A determinação quantitativa do fitoplâncton foi realizada segundo método de Utermöhl, descrito em Wetzel & Likens (1991).

c) ANÁLISE DOS DADOS

Comunidade Fitoplanctônica

As análises efetuadas a partir das determinações quali e quantitativas dos organismos fitoplanctônicos, são: densidade de organismos e de grupos, abundância relativa dos grupos fitoplanctônicos, frequência de ocorrência, riqueza específica, diversidade de Shannon (Shannon & Weaver, 1949; Wiener, 1948), equitabilidade (Pielou, 1975), similaridade de Sorensen, identificação de táxons descritores da comunidade e grupos funcionais fitoplanctônicos (Reynolds *et al.*, 2002). Para a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* foi realizado cálculo de biovolume (capítulo 6), com a utilização da fórmula do volume do cilindro, devido à morfologia análoga da alga.

Dados abióticos e dados bióticos

Para verificar variação temporal nos parâmetros físicos, químicos e biológicos, e diferenças e relações nas variáveis físicas, químicas e biológicas, foram aplicados, testes estatísticos. O teste de Kolmogorov-Smirnov foi aplicado para verificação de normalidade ou não na distribuição dos dados, e a partir dos resultados obtidos por meio deste foi possível eleger as análises, correlações e testes mais apropriados aos dados. O pacote estatístico utilizado foi SPSS for Windows 10.0.

Para dados de um mesmo período e diferentes variáveis, buscou-se o coeficiente de correlação de Spearman (r_s), que consiste em uma prova não-paramétrica para determinar o grau de associação entre duas variáveis. Para estações climáticas diferentes e uma mesma variável, foi realizado o teste de Wilcoxon (teste T), que é uma prova não-paramétrica que

compara dados pareados de uma amostra obtidos em ocasiões distintas (equivalente ao teste *t* de *Student* para dados relacionados, mas aplicado a dados mensurados pelo menos a nível ordinal, baseando-se no sentido e na magnitude das diferenças entre os pares amostrais) (Ayres *et al.*, 2000). O pacote estatístico utilizado foi SPSS for Windows 10.0.

A Análise de Variância (ANOVA), one-way, foi utilizada para comparar a magnitude das variações das amostras das diferentes períodos climáticos e fases 1, 2 e 3. Foi realizado o teste *F* (Fisher), demonstrando a comparação das variações entre os tratamentos (α : 0,05). Aplicou-se o teste de Tukey, sugerido em Zar (1999), para evidenciar as diferenças significativas. O pacote estatístico utilizado foi SPSS for Windows 10.0.

Foram utilizadas: Análise de Componentes Principais (para relacionar as variáveis abióticas) e Análise de Correspondência Canônica (para relacionar comunidades fitoplanctônicas e fatores abióticos em conjunto). Tais análises consistem em um teste interpretativo e indicam a significância relativa das variáveis preditivas, considerando diversas variáveis aleatórias de modo simultâneo. O pacote estatístico utilizado foi PC-ORD versão 4.10.

Capítulo 1. VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA E A OLIGOTROFIZAÇÃO DO LAGO PARANOÁ-DF

O presente capítulo tem como objetivo verificar a flutuação temporal e análises dos valores atribuídos às variáveis físicas e químicas da água (e clorofila-a), nos períodos de seca e de chuva ao longo do processo de oligotrofização (subitem 1.2) - e mensalmente no ano de 2005 (subitem 1.1) - e estabelecer relações entre os parâmetros por pares de estações (seca e chuva) e fases do processo de oligotrofização.

1.1. Dados Mensais – 2005

O item apresenta breve análise do comportamento dos dados obtidos em coletas mensais, no ano de 2005, no lago Paranoá-DF. Tal ano corresponde à terceira fase do processo de oligotrofização, para o presente estudo.

1.1.1 RESULTADOS

A tabela 1.1 mostra a estatística descritiva dos dados de 2005: valores de média, desvio padrão, valor mínimo e máximo das variáveis abióticas e de clorofila-a mensuradas mensalmente no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF, a um metro de profundidade (exceto transparência).

Tabela 1.1. Valores de médias e desvios padrões (DP), valores mínimos e valores máximos e coeficientes de variação (CV%) das variáveis mensuradas mensalmente em 2005 no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF (n=12).

Variável	Média e DP	Valor Mínimo	Valor Máximo	CV (%)
Temperatura (°C)	24,9±2,2	21,8	29,0	9
pH	7,2±0,2	6,8	7,6	3
Condutividade Elétrica (μScm^{-1})	115,5±12,9	98,1	134,7	11
Oxigênio Dissolvido (mgL^{-1})	6,3±0,8	5,3	7,7	12
Clorofila-a (μgL^{-1})	6,9±4,5	2,2	17,4	65
Transparência da água (m)	1,5±0,3	1,1	1,9	21
Fósforo Total (μgL^{-1})	26,0±0,0	2	62,0	58
Nitrogênio Total (μgL^{-1})	2774,9±0,9	1653,0	4380,0	31
Nitrato (μgL^{-1})	290,1±0,1	143,0	404,0	24
Íon amônio (μgL^{-1})	1969,4±1,1	197,0	3638,0	55

Para aprofundar as comparações entre as variáveis obtidas mensalmente (temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, clorofila-a, transparência da água, fósforo total, nitrogênio total, nitrato e íon amônio), após utilização do teste de Kolmogorov-Smirnov (para verificar se os dados contam com distribuição normal), foi aplicada a correlação de Spearman.

Os dados de chuva (figura 1.1 A) consistem na acumulação mensal da precipitação na área do estudo, e não em dados pontuais obtidos no mesmo dia da coleta. Ainda assim, experimentou-se estabelecer relação entre a chuva e as variáveis ambientais. Verificou-se

que a precipitação (acumulada nos meses) apresentou correlação significativa ($p < 0,05$) positiva com a temperatura da água (Spearman; $r_s = 0,802$) e negativa com oxigênio dissolvido (Spearman; $r_s = - 0,696$). Não é usual a utilização desses dados (somatório) na comparação com dados pontuais, portanto, registra-se como informação, sem maior análise.

A transparência da água (figura 1.1 B) mensurada mensalmente apresentou média de $1,5 \pm 0,3$ m, com valores fluando entre 1,1 (maio) e 1,9 (agosto) m, com coeficiente de variação de 21%. Nota-se decréscimo dos valores no final da seca, e manutenção dessa condição nos meses do início do período chuvoso. Não foi observada correlação significativa entre esta e as demais variáveis.

O potencial hidrogeniônico (pH) (figura 1.1 C) apresentou a menor variação, entre os parâmetros (3% de coeficiente de variação), e os valores flutuaram entre 6,8 (em novembro) e 7,6 (em abril), com média $7,2 \pm 0,2$. Não foi encontrada correlação significativa entre pH e as demais variáveis no estudo.

A condutividade elétrica (figura 1.1 C) apresentou valores entre 98,1 (julho) e 134,7 (outubro) μScm^{-1} e média $115,5 \pm 12,9$ μScm^{-1} . O coeficiente de variação encontrado foi 11%. Observa-se tendência de elevação dos valores durante o estudo. A condutividade elétrica foi correlacionada significativamente, de forma positiva, com clorofila-a (Spearman; $r_s = 0,825$), nitrato (Spearman; $r_s = 0,678$) e íon amônio (Spearman; $r_s = 0,594$).

A temperatura da água (figura 1.1 D) mensurada a um metro de profundidade apresentou valores entre 21,8 e 29⁰C, com média de $24,9 \pm 2,2$ ⁰C e coeficiente de variação de 9%. Nos meses de chuva foram encontrados os maiores valores (máximo em fevereiro). Foi encontrada correlação significativa positiva entre temperatura e nitrogênio total (Spearman; $r_s = 0,614$) (além da relação com a chuva acumulada).

Os valores de oxigênio dissolvido (figura 1.1 D) variaram entre 5,3 e 7,7 mgL⁻¹, com média 6,3±0,8 mgL⁻¹ coeficiente de variação de 12%. Verifica-se tendência à elevação dos valores nos primeiros meses de seca (maio a agosto). Não foi encontrada correlação significativa entre oxigênio dissolvido e as demais variáveis (exceto chuva acumulada).

Com relação aos nutrientes, da série nitrogenada optou-se por mensurar nitrogênio total, nitrato e íon amônio (figura 1.1 E). Os teores de nitrogênio total apresentaram coeficiente de variação de 31%, e valores entre 1653,0 e 4380,0 µgL⁻¹, média 2774,9±0,9 µgL⁻¹. Observa-se tendência ao declínio nos valores na figura 1.1.1 E, apesar da flutuação dos dados, com pico em abril (início da seca). O nitrogênio total correlacionou-se somente com a temperatura (supracitado).

Os valores referentes ao nitrato variaram de 143,0 a 404,0 µgL⁻¹, média 290,1±0,1 µgL⁻¹ e coeficiente de variação de 24%. Comparado às demais formas de nitrogênio obtidas no estudo, os valores de nitrato foram os que menos variaram, com pequena elevação no mês de novembro. Observou-se correlação negativa significativa entre nitrato e íon amônio (Spearman; $r_s = -0,741$).

O teor de íon amônio na água apresentou coeficiente de variação de 55% e os valores variaram entre 197,0 (em novembro) e 3638 (em abril) µgL⁻¹, e média de 1969,4±1,1 µgL⁻¹. Como o nitrogênio total, apresenta tendência à queda ao longo do ano. Verificou-se correlação significativa positiva com condutividade elétrica e com clorofila-a (Spearman; $r_s = 0,720$), e negativa somente com nitrato.

Os valores de fósforo total (figura 1.1 F) apresentaram coeficiente de variação de 58%. A média encontrada foi 26,0±0,0 µgL⁻¹ (escala não permite melhor informação do

desvio-padrão), com valores entre 2 (dezembro) e 62 (maio) μgL^{-1} . A variável não mostrou correlação significativa com as demais.

A estimativa da biomassa algal, por meio da clorofila-a (figura 1.1 F), apresentou a maior flutuação dentre os parâmetros estudados, com coeficiente de variação de 65%. Os dados flutuaram entre 2,2 (fevereiro) e 17,4 (outubro) μgL^{-1} e a média $6,9 \pm 4,5 \mu\text{gL}^{-1}$. A clorofila-a apresentou correlação significativa (positiva) com condutividade elétrica, nitrato e íon amônio.

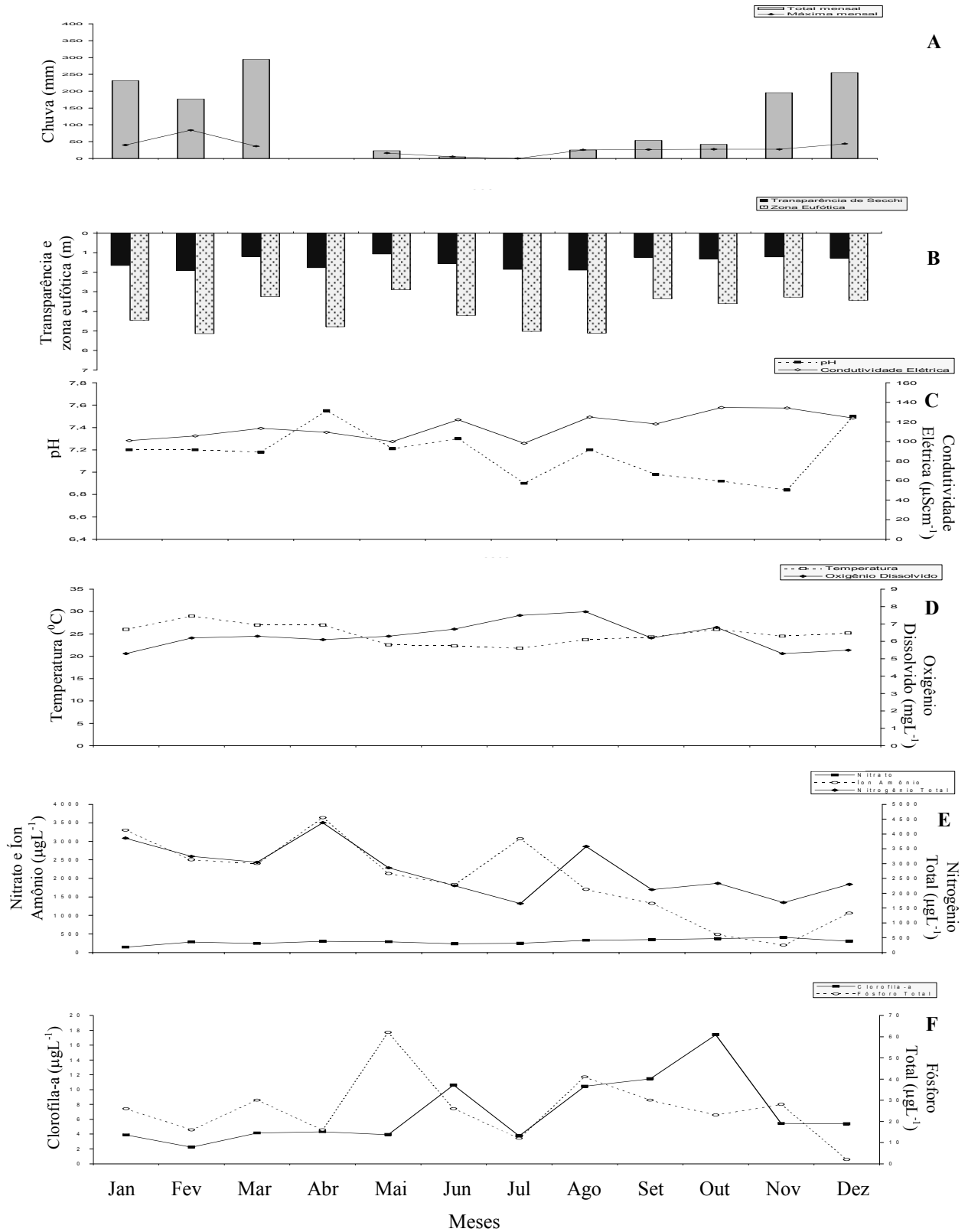


Figura 1.1. Flutuação temporal mensal de precipitação (A); transparência da água e zona eufótica (B); pH e condutividade elétrica (C); temperatura e oxigênio dissolvido (D); nitrogênio total, nitrato e ion amônio (E); fósforo total e clorofila-a (F), no Riacho Fundo do lago Paranoá-DF, no ano de 2005.

Na figura 1.2 está representado o perfil térmico mensal ao longo de 2005. Observam-se microestratificações durante todo o ano, iniciado com circulação até os primeiros 5-8 metros, depois circulação completa (abril e maio) e retorno à situação inicial, contando com estratificações nas camadas mais profundas. São observadas temperaturas mais baixas nas maiores profundidades e nos meses de abril a agosto.

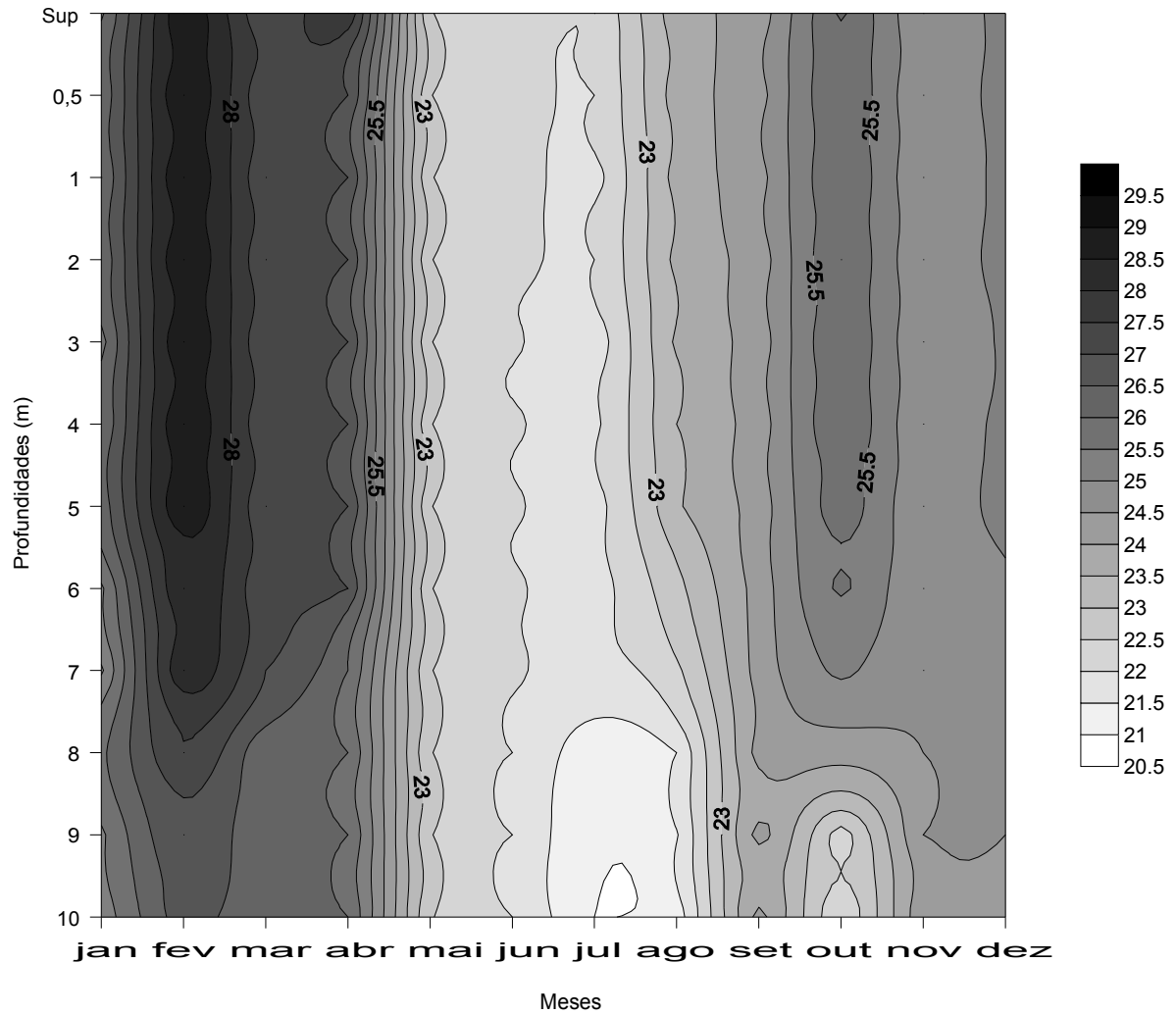


Figura 1.2. Estrutura térmica mensal de 2005, braço do Riacho Fundo, braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

A figura 1.3 mostra ordenação das unidades amostrais (em função da variabilidade temporal-meses), por meio de Análise de Componentes Principais, a relação entre as variáveis físicas e químicas e a clorofila-a, em coletas mensais. Observa-se nítida separação entre os meses de seca e de chuva, com exceção do mês de julho, que não está contido em nenhum dos dois grupos, segundo a mostra a figura.

Com relação ao eixo 1, que representou 39,8% da variabilidade dos dados, as unidades amostrais referentes aos meses de janeiro, fevereiro, março e abril posicionaram-se à esquerda, apresentando correlação negativa com as variáveis íon amônio ($r = -0,452$) – correlação significativa –, nitrogênio total ($r = -0,322$), e mais sutilmente, pH, zona eufótica e temperatura da água. As unidades amostrais dos meses de setembro, outubro e novembro (meio e final da seca), encontram-se à direita do eixo 1, e estão correlacionadas positivamente (porém não significativamente, então com $r < 0,4$) com condutividade elétrica ($r = 0,383$), e mais fracamente com clorofila-a ($r = 0,349$), nitrato ($r = 0,348$) e material em suspensão ($r = 0,345$).

Já com relação ao eixo 2, que representou 16,9% da variabilidade dos dados, foram obtidos os maiores valores de correlação. Pode ser evidenciado um grupo formado pelas unidades amostrais dos meses do início da estação seca – maio, junho e agosto, parte negativa do eixo 2 enquanto o mês de dezembro se posicionou no lado positivo do eixo 2. O eixo 2 apresenta correlação negativa (significativa) com o oxigênio dissolvido ($r = -0,558$), e correlação positiva (significativa) com temperatura ($r = 0,592$).

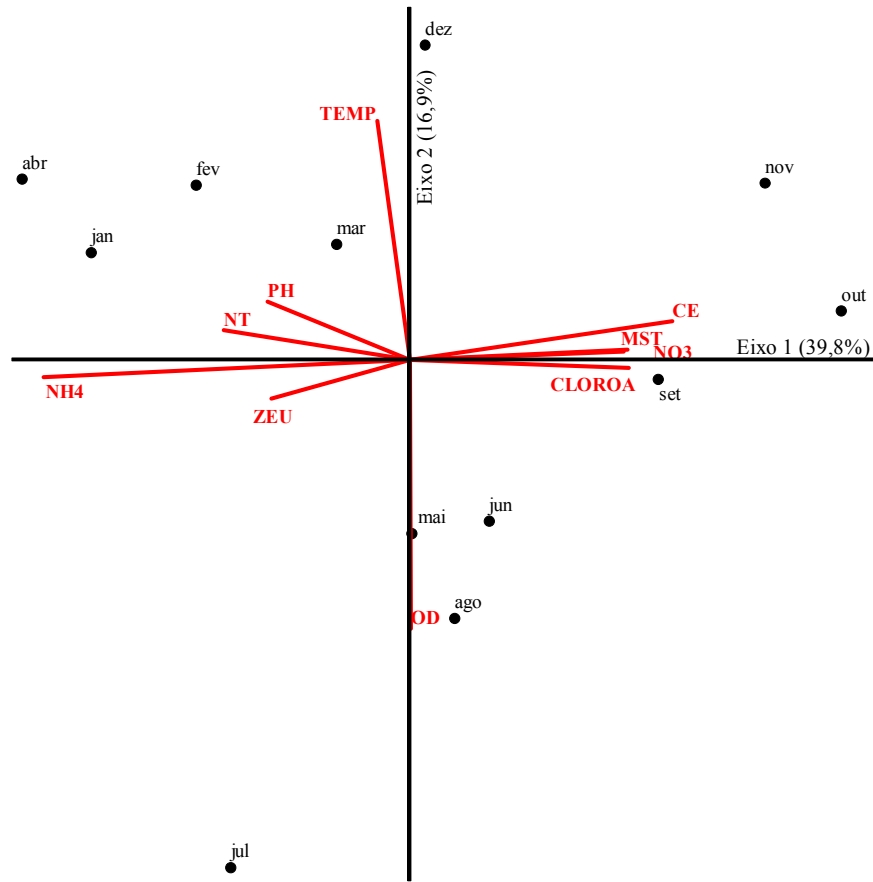


Figura 1.3. Diagrama de ordenação – Análise de Componentes Principais (PCA) – integrada das variáveis abióticas e clorofila-a, com dados mensais de 2005, braço do Riacho Fundo, lago Paranoá-DF.

Tabela 1.2. Coeficientes de correlação de Pearson e Kendall entre as variáveis analisadas mensalmente em 2005, no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF, eixos 1 e 2 da ordenação. (Em negrito $r > 0,4$.)

Variável	Abreviação	Componente Principal	
		I	II
Temperatura	TEMP	-0,134	0,558
Zona Eufótica	ZEU	-0,277	-0,226
Material em Suspensão Total	MST	0,345	0,103
pH	pH	-0,281	0,275
Condutividade Elétrica	CE	0,383	0,226
Oxigênio Dissolvido	OD	0,027	-0,592
Clorofila-a	CLOROA	0,349	-0,102
Nitrato	NO3	0,348	0,117
Íon Amônio	NH4	-0,452	-0,149
Fósforo Total	PT	0,101	-0,254
Nitrogênio Total	NT	-0,322	0,197
Explicabilidade		39,8%	16,9%

1.1.2. DISCUSSÃO

O presente capítulo foi produzido com intuito de verificar a validade da amostragem mensal, nos meses de 2005, e confrontá-la com a opção escolhida para o trabalho no lago Paranoá-DF desde 1997, com amostragens semanais, intensas nos meses caracteristicamente de estiagem e de chuvas. Pode ser incluída como uma parte de caráter descritivo, que busca prioritariamente fornecer subsídios para corroborar o desenho do projeto original de pesquisa.

A maioria dos estudos de monitoramento limnológico apresenta periodicidade mensal de coleta de dados, inclusive em países de clima tropical, que sabidamente contam com duas estações bem definidas: seca e chuva. Tal fato pode ser devido à ausência de recursos financeiros ou logísticos suficientes para as análises em intervalos menores e mais apropriados ao tipo de amostragem e objetivo.

Um inconveniente da amostragem mensal é a perda de informações sobre a comunidade planctônica, especialmente em relação ao fitoplâncton, visto que os seres apresentam ciclos de vida curtos – o tempo de geração da maior parte das algas é de 0,5 a 5 dias, segundo Reynolds (1993) – e as amostragens com intervalos muito superiores a esse período tendem à perda de informações valiosas relativas à dinâmica das comunidades, não observando os processos de sucessão e dominância, e outros atributos.

Ainda considerando as sugestões de coletas semanais, método amplamente praticado atualmente, optou-se por analisar também dados de coletas mensais, não somente como subsídio às amostragens intensificadas em meses tipicamente secos e chuvosos, mas

principalmente pelo fornecimento de informações interessantes acerca do comportamento dos parâmetros ao longo do ano e a possibilidade de observar os limites entre as estações climáticas e as mudanças nas variáveis ambientais em suas faixas de transição, se houver.

Segundo os dados obtidos em 2005 no lago Paranoá, a clorofila-a, o fósforo total e o íon amônio foram as variáveis que apresentaram maiores coeficientes de variação durante o ano de 2005. Foi encontrada alta correlação positiva entre clorofila-a e íon amônio, também positiva entre clorofila-a e nitrato (em menor nível), mas não foi observada correlação significativa entre clorofila-a e fósforo total (fósforo não apresentou correlação significativa com as demais variáveis). Também entre clorofila-a e condutividade elétrica foi verificada alta correlação positiva.

Inúmeros trabalhos em ambientes aquáticos em processo de oligotrofização tentam linearizar a questão e, em alguns deles, são propostos modelos de resposta (preditiva) do sistema como imagem da diminuição na concentração de nutrientes (Sas, 1989; Gaedkle & Schweizer, 1993; Gaedkle, 1998). Porém, é de se esperar que as particularidades dos sistemas invalidem a generalização e o próprio processo de mudança tende a tornar o ambiente instável e imprevisível.

A associação da redução nas concentrações (e cargas) de nutrientes (fósforo e nitrogênio) e a resposta pronta ou tardia de alteração da biomassa algal está sendo comumente encontrada nas experiências.

Phillips *et al.* (2005) consideraram os valores de clorofila-a consistentemente menores a cada seis anos após a redução de nutrientes, especialmente durante a primavera e o início do verão. Opostamente, Horn (2003) verificou que a média anual da biomassa fitoplanctônica quase duplicou, mesmo com a queda na produtividade primária e mudanças na dinâmica da comunidade fitoplanctônica, a partir da redução das cargas nutrientes.

Com a finalidade de quantificar tal relação entre fósforo e biomassa algal pode ser citado o trabalho de Vollenweider & Kerekes (1982), que propuseram modelo de previsibilidade da densidade fitoplanctônica, a partir da concentração de fósforo total, bastante difundido (desenvolvido com a Organização para Cooperação Econômica e Desenvolvimento-OECD). Neste modelo, a concentração de clorofila-a é utilizada como estimativa da densidade fitoplanctônica e os resultados indicaram que para cada 1µg de fósforo total (aproximadamente), a média anual da biomassa fitoplanctônica corresponderia a 0,25µg de clorofila-a (máximo esperado=1µg de clorofila-a). Com base nesse modelo, utilizando os dados do lago Paranoá em 2005, o resultado esperado para 26 µg de fósforo total seriam 6,5 µg de clorofila-a. A relação aplicada aos dados do lago nesse período mostrou-se interessante, pois a diferença encontrada foi mínima (0,4 µg a menor) entre o cálculo proposto pelo modelo – 6,5 µg – e a média anual da estimativa da biomassa real, obtida por meio de análises laboratoriais, que foi de 6,9 µg de clorofila-a.

No presente estudo, a clorofila-a apresentou valores mais elevados na estação seca, a partir de agosto de 2005, mesmo sem aumento nas concentrações de fósforo nem de nitrogênio, que poderiam ser esperados para explicar o aumento da clorofila-a. Nota-se, entretanto, que o aumento da clorofila-a pode consistir em resposta tardia aos picos de fósforo total, por meio da observação da flutuação temporal comparativa.

Foi verificada correlação significativa positiva entre clorofila-a e nitrato e entre clorofila-a e íon amônio (além da negativa entre essas duas formas de nitrogênio). O mesmo teste não apontou correlação entre a estimativa de biomassa algal e fósforo ou nitrogênio total. Não foram verificados outros elementos que garantam e/ou avalizem tal relação, também pelo fato das coletas ora apresentadas terem sido realizadas mensalmente,

intervalo considerado relativamente longo para permitir confiabilidade em associações de causa-efeito dessa natureza.

Na estiagem, período em que foram encontrados os maiores valores de clorofila-a, nota-se queda na temperatura da água, circulação da coluna e a presença de microestratificações (por meio da observação do perfil térmico), fatos comuns ao lago (Philomeno, 2003) e à região e encontrados em vários trabalhos brasileiros (Fonseca, 2005). O fenômeno ocorre porque os valores inferiores de temperatura do ar provocam aumento na densidade da água e conseqüente circulação desta até as maiores profundidades. Dentre as diferenças associadas a essa estação, observou-se sutil elevação da condutividade elétrica e do oxigênio dissolvido. Ainda a transparência da água (e o comprimento da zona eufótica) mostraram maiores valores em julho e agosto, o que pode também ter contribuído para a maior produtividade algal.

Os dados de precipitação sugerem que a estação seca de 2005 pode ter permanecido por tempo superior ao usual, mesmo com a ausência de dados em abril, e nota-se em outubro valores de precipitação inferiores aos comumente obtidos para esse mês. Com base nos parâmetros obtidos, poder-se-ia inferir que houve pouca ou nenhuma precipitação em abril, inclusive pelos dados de pH, que não apresentaram flutuação expressiva senão pelo pico máximo observado em abril. Essa variável não apresentou correlação significativa com as demais variáveis (vide resultados). Dessa forma, pode-se associar ao efeito de concentração – naturalmente esperado nesse período, em decorrência da ausência de chuvas – o fato do teor de clorofila-a nos meses de seca serem marcadamente mais elevados.

É importante informar que o lago está passando por um processo de oligotrofização, iniciado em 1993 – com redução na carga de nutrientes (Felizatto *et al.*, 2000) –, e que, portanto, os dados obtidos para os meses podem não estar retratando a realidade típica de

reservatórios urbanos sujeitos à ação antrópica e nem serem comparáveis àqueles dados esperados para um corpo lântico com as concentrações de nutrientes encontradas neste. No presente estudo, a média de fósforo total encontrada foi de $26 \mu\text{g L}^{-1}$ de fósforo total, correspondente à um ambiente aquático tropical com características mesotróficas (Salas & Martino, 1990). Porém, a flutuação dos dados foi tão expressiva que contou com o mínimo de $2 \mu\text{g L}^{-1}$ de fósforo total (no mês de dezembro), própria de ambiente oligotrófico, e com o máximo de $62 \mu\text{g L}^{-1}$ de fósforo total (no mês de maio), que corresponde à concentração de sistema tipicamente eutrofizado. Os dados de pluviosidade podem estar relacionados a esses dois extremos encontrados (efeito de diluição).

Também com a utilização de um outro critério, a clorofila-a, para os mesmos autores, o lago Paranoá apresenta oscilação entre momentos oligo, meso e eutrófico, com valores médios sugerindo mesotrofia. A classificação de Salas & Martino (1990) não considera nitrogênio para avaliação, como métodos desenvolvidos para clima temperado (Sakamoto, 1966; Nürnberg, 1996) e, portanto, não adequados à comparações com dados do lago Paranoá.

A flutuação dos dados físicos e químicos sugere que o ambiente esteja em um momento de “transição”, isso porque apresenta valores próprios de lagos mesotróficos e para outras variáveis (ou para as mesmas, porém em meses diferentes no mesmo ano), outros caracteristicamente eutróficos.

Branco (1991) realizou estudo sobre a comunidade planctônica e a qualidade da água no lago Paranoá com coletas mensais em vários pontos do lago (de março de 1988 a março de 1989). O estudo, por seu caráter abrangente, foi utilizado como referência à época. O local de coleta coincidente com o ponto no braço do Riacho Fundo do presente

trabalho apresenta algumas diferenças marcantes quanto às variáveis ambientais deste estudo, realizado entre 9 a 17 anos depois. A temperatura da água mensurada (Branco, 1991) foi inferior nos meses tipicamente secos (junho e julho), e superiores na estação chuvosa (janeiro). No perfil térmico a tendência é semelhante, exceto em outubro, pois as primeiras profundidades apresentam estratificação em 1988 e 1989 (não se evidencia microestratificações, provavelmente por diferença na precisão do equipamento).

A condutividade elétrica apresentou maior oscilação e menor valor em março (em 2005 foram em janeiro, maio e julho, sendo que baixos valores foram encontrados em janeiro em ambos os estudos) e somente o valor mais elevado, em dezembro de 1988, é similar àqueles encontrados em 2005.

Os valores de pH apresentam alta variação, com tendência à alcalinidade, e são mais elevados a partir de setembro (Branco, 1991). O oposto ocorre em 2005 (onde valores inferiores são relacionados a setembro, outubro e novembro), e os dados mostram tendência à neutralidade, com pequena variação ao longo do ano.

A transparência da água foi mais elevada na seca em ambos os estudos, porém em 2005 houve um pico em fevereiro (estação chuvosa), mês em que a precipitação foi inferior ao mês anterior e ao subsequente, o que pode corroborar a elevação na transparência. Nos meses de chuvas, a variável apresentou os menores valores. Nota-se que em 1988 e 1989 a transparência era expressivamente inferior àquela mensurada em 2005, e o valor máximo, em outubro de 1988 é semelhante ao mínimo do ano de 2005 (em maio).

Quanto ao oxigênio dissolvido na água, valores superiores foram encontrados na seca (principais picos em setembro de 1988 e em agosto de 2005), porém o menor valor no estudo anterior foi obtido em maio e, em 2005, em novembro.

De maio a setembro de 1989 foram mensurados os maiores valores de íon amônio, enquanto os picos em 2005 foram nos meses de janeiro, maio e julho. O menor valor do estudo anterior foi encontrado em janeiro de 1989 e no presente estudo foi em novembro. Excetuando-se o pico em janeiro de 2005, a tendência dos dados dos dois estudos é similar. A diferença mais evidente é que os maiores valores do estudo anterior se assemelham à média de íon amônio do presente estudo, e enquanto o pico em Branco (1991) foi de aproximadamente $2500\mu\text{gL}^{-1}$, em 2005 encontrou-se até $3638\mu\text{gL}^{-1}$.

O nitrato apresentou valores inferiores a $40\mu\text{gL}^{-1}$ exceto em outubro de 1988 (cerca de $230\mu\text{gL}^{-1}$), enquanto em 2005 estes variaram de 143 a $404\mu\text{gL}^{-1}$, com pico em novembro. Nota-se, então, a elevação expressiva dos valores médios nas coletas de 2005.

Os valores de fósforo total de Branco (1991) oscilaram entre 45 e $100\mu\text{gL}^{-1}$ e os do presente estudo, entre 2 e $62\mu\text{gL}^{-1}$ (média: $26\mu\text{gL}^{-1}$). Os picos relacionaram-se com a estação seca: em 1988 foram em junho e em setembro, enquanto em 2005, maio e agosto.

Com relação à concentração de clorofila-a, além da discrepância dos valores marcadamente superiores em 1988 e 1989, o menor valor encontrado em Branco (1991) coincide com o mês de um dos picos mais elevados em 2005: junho. Os meses com valores mais elevados em Branco (1991) foram novembro, dezembro e janeiro (os valores variaram entre 25 a $63\mu\text{gL}^{-1}$) e em 2005, foram junho, agosto, setembro e outubro (no período observou-se valores entre 3,8 a $17,4\mu\text{gL}^{-1}$). É válido informar que no mês de outubro de 2005 a precipitação apresentou valores inferiores aos usuais para a época e que o estudo anterior contou com biomassa superior nos meses de chuva, apesar dos valores de fósforo total elevados na seca, neste ponto amostral.

Há várias discrepâncias entre os valores obtidos em 1988/1989 e 2005, para as variáveis ambientais do lago no mesmo ponto amostral do lago. Supõem-se que as mudanças na bacia de drenagem (principalmente quanto ao uso e à ocupação do solo) e as modificações na qualidade da água – provenientes das melhorias nas estações de tratamento de esgoto –, além da dinâmica interna do sistema, sejam os fatores de maior influência para a obtenção dos resultados de 2005.

Atualmente sabe-se que a amostragem mensal não é indicada para organismos com curtos ciclos de vida e ambientes dinâmicos, especialmente tropicais, pois pode subestimar dados referentes à comunidade aquática e às variáveis físicas e químicas da água, com a perda de dados de eventos importantes. Além disso, a análise exploratória realizada para os dados mensais mostra notável a separação dos meses das duas estações climáticas regionais (período de estiagem e período chuvoso), verificada claramente na figura 1.3. Tal resultado pode ser considerado como um subsídio que corrobora a escolha de coletas mais intensas (semanais) especialmente em meses tipicamente de seca e de chuva, com intuito de obter estimativas mais seguras da dinâmica do ambiente e sobre as comunidades presentes neste.

Conclusão

O lago Paranoá pode estar em uma fase intermediária do processo de restauração, que justificaria a presença de peculiaridades de um e de outro estado trófico (meso e eutrófico), com um pseudo-equilíbrio deslocado de forma alternada, podendo prevalecer características ora de um, ora de outro nível de trofia.

1.2. Dados da Série Temporal – Anos: 1997, 1998, 1999, 2000 e 2005

O presente item tem como objetivo verificar a flutuação temporal das variáveis físicas e químicas da água (e clorofila-a), em períodos de seca e de chuva ao longo do processo de oligotrofização e estabelecer relações entre os parâmetros por pares de estações (seca e chuva) e por fases do processo de oligotrofização.

O estudo abrange dados obtidos desde quando o ponto braço do Riacho Fundo do lago Paranoá apresentava as condições de qualidade de água características de ambiente eutrofizado – FASE 1: seca de 1997 e chuva de 1998 –, passando por uma melhoria constatada por vários indicadores – FASE 2: seca de 1999 e chuva de 2000 –e, após essa etapa, um período onde há sinais de conservação das características obtidas a partir de 1999 (oligotrofização) e, ao mesmo tempo, indícios de regresso às condições de degradação similares àquelas dos anos anteriores à 1999 (provável fase de transição) – FASE 3: chuva de 2005 e seca de 2005. Dessa forma, todas as figuras apresentarão os dados semanais dos períodos supracitados, em ordem cronológica.

1.2.1. RESULTADOS

Dados Climatológicos

Pluviosidade anual (fonte dos dados: sistema HIDRO-ANA/CAESB)

A figura a seguir (1.4 A, B, C, D e E) contam com dados de precipitação obtidos para a área de influência do objeto do presente estudo nos anos de 1997, 1998, 1999, 2000 e 2005. A chuva é representada pelo acúmulo mensal e valor máximo, para melhor visualização da separação marcante e repetitiva (anualmente) entre o comportamento desta variável nas estações do ano que baseiam o estudo – seca e chuva.

Os dados da estação pluviométrica estão descritos na tabela 1.3.

Tabela 1.3. Dados da estação pluviométrica – rio Paranoá-DF.

Referência	Dado
Código	01547008
Nome	ETE SUL
Código Adicional	P02
Bacia	RIO PARANÁ (6)
Sub-bacia	RIO PARANAÍBA (60)
Rio	RIO PARANOÁ
Estado	DISTRITO FEDERAL
Município	BRASÍLIA
Responsável	CAESB
Operadora	CAESB
Latitude	-15:50:29
Longitude	-47:54:31
Altitude (m)	1005

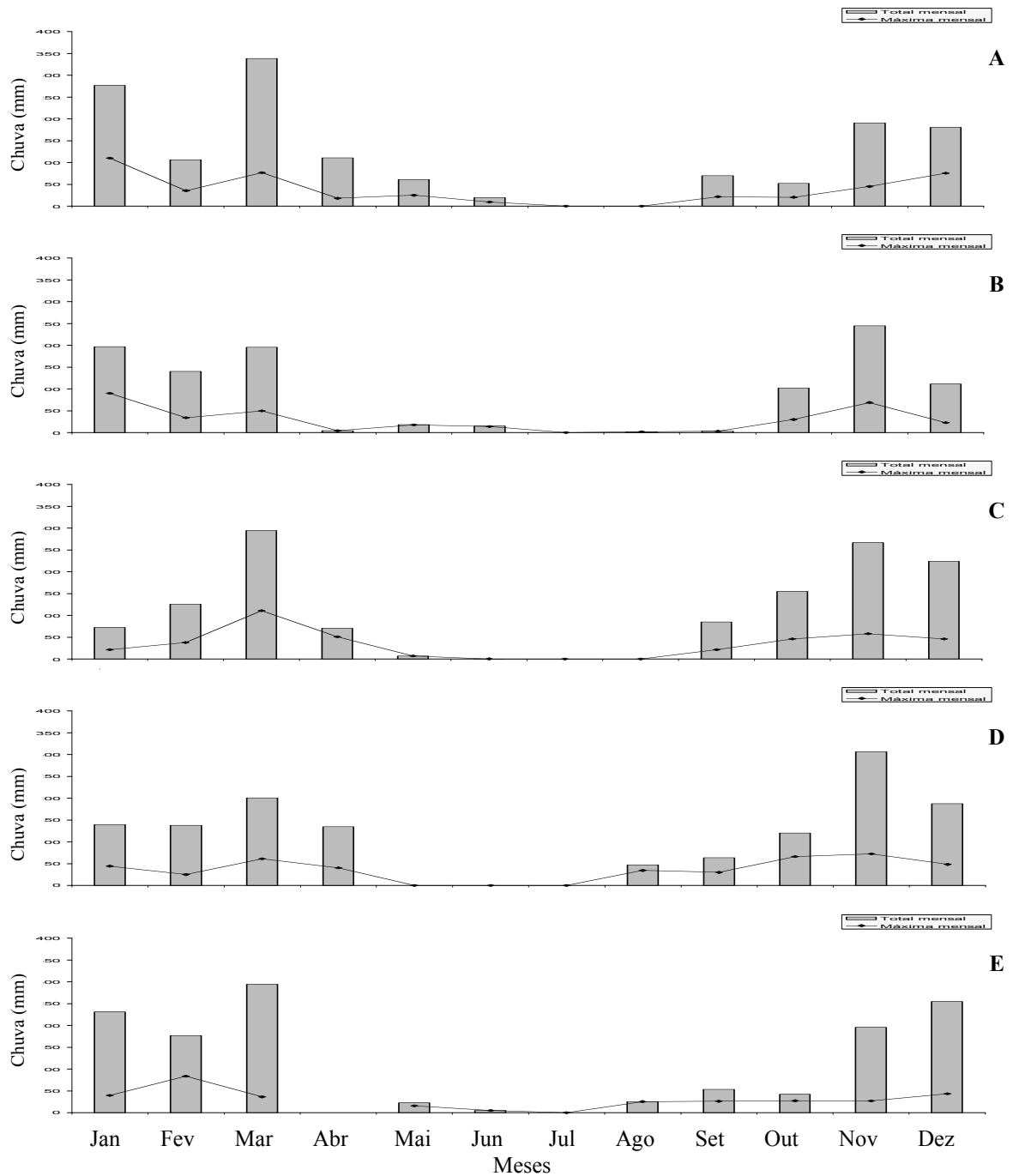


Figura 1.4. Precipitação mensal acumulada e valor máximo na área do estudo, Brasília-DF, nos anos de 1997 (A), 1998 (B), 1999 (C), 2000 (D) e 2005 (E). (Dados cedidos pela CAESB.)

FLUTUAÇÃO TEMPORAL DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS (1m de profundidade)

As tabelas 1.4, 1.5 e 1.6 mostram a estatística descritiva das variáveis físicas e químicas da água, incluindo a clorofila-a, para os períodos de seca e de chuva das três fases da restauração do lago Paranoá, no braço do Riacho Fundo a um metro de profundidade (exceto transparência da água).

Os parâmetros foram analisados individualmente, comparados por pares de estações em cada fase e entre as fases por meio da aplicação do teste de Wilcoxon e correlacionados entre si pela correlação de Spearman.

Tabela 1.4. Valores de médias e desvios padrões (DP), valores mínimos e valores máximos e coeficientes de variação (CV%) das variáveis mensuradas na fase 1: estação seca de 1997 (n=8) e estação chuvosa de 1998 (n=8) no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

	Variável	Média e DP	Valor Mínimo	Valor Máximo	CV (%)
Seca de 1997	Temperatura (°C)	23,8±1,4	22,0	26,0	6
	pH	7,4±0,9	6,6	8,8	12
	Condutividade Elétrica (µScm ⁻¹)	82,1±15,8	61,2	109,0	19
	Oxigênio Dissolvido (mgL ⁻¹)	8,7±1,2	7,5	10,5	13
	Clorofila-a (µgL ⁻¹)	55,7±35,1	25,5	135,4	63
	Transparência da água (m)	0,8±0,2	0,5	1,1	27
	Fósforo Total (µgL ⁻¹)	49,5±0,0	37,0	57,0	21
	Nitrogênio Total (µgL ⁻¹)	1617,5±0,2	1280,0	1860,0	15
	Nitrato (µgL ⁻¹)	286,8±0,1	163,0	336,0	27
	Íon amônio (µgL ⁻¹)	286,6±0,2	71,0	500,0	69
Chuva de 1998	Temperatura (°C)	27,3±1,6	25,0	30,0	6
	pH	6,8±1,0	5,7	9,0	15
	Condutividade Elétrica (µScm ⁻¹)	78,9±5,6	74,1	88,0	7
	Oxigênio Dissolvido (mgL ⁻¹)	6,4±1,1	5,0	8,4	18
	Clorofila-a (µgL ⁻¹)	28,7±11,0	12,3	44,8	38
	Transparência da água (m)	0,7±0,3	0,25	1,0	41
	Fósforo Total (µgL ⁻¹)	48,0±0,0	35,0	61,0	29
	Nitrogênio Total (µgL ⁻¹)	1915,0±0,0	1890,0	1940,0	1
	Nitrato (µgL ⁻¹)	96,5±0,0	69,0	124,0	30
	Íon amônio (µgL ⁻¹)	62,0±0,0	45,0	79,0	29

Tabela 1.5. Valores de médias e desvios padrões (DP), valores mínimos e valores máximos e coeficientes de variação (CV%) das variáveis mensuradas na fase 2: estação seca de 1999 (n=8) e estação chuvosa de 2000 (n=8) no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Variável		Média e DP	Valor Mínimo	Valor Máximo	CV (%)
Seca de 1999	Temperatura (°C)	23,5±1,4	21,5	25,5	6
	pH	7,9±0,6	7,2	8,9	8
	Condutividade Elétrica (µScm ⁻¹)	96,3±35,6	11,6	122,8	37
	Oxigênio Dissolvido (mgL ⁻¹)	4,4±0,4	3,9	4,8	8
	Clorofila-a (µgL ⁻¹)	7,7±2,1	5,2	11,6	27
	Transparência da água (m)	1,4±0,3	0,8	1,9	24
	Fósforo Total (µgL ⁻¹)	34,7±0,0	16,0	46,0	45
	Nitrogênio Total (µgL ⁻¹)	2943,7±0,0	2940,0	2950,0	0
	Nitrato (µgL ⁻¹)	998,8±0,0	942,0	1033,0	5
Íon amônio (µgL ⁻¹)	789,0±0,6	348,0	1524,0	77	
Chuva de 2000	Temperatura (°C)	25,6±2,1	20,5	27,0	8
	pH	7,4±0,6	6,9	8,6	8
	Condutividade Elétrica (µScm ⁻¹)	86,9±15,0	73,0	115,1	17
	Oxigênio Dissolvido (mgL ⁻¹)	5,4±0,3	4,8	5,7	6
	Clorofila-a (µgL ⁻¹)	7,1±0,8	6,2	8,4	11
	Transparência da água (m)	1,4±0,4	1,0	2,3	27
	Fósforo Total (µgL ⁻¹)	30,8±0,0	19,0	38,0	32
	Nitrogênio Total (µgL ⁻¹)	1164,3±0,0	1155,0	1180,0	1
	Nitrato (µgL ⁻¹)	246,6±0,0	235,0	266,0	7
Íon amônio (µgL ⁻¹)	110,0±0,0	80,0	128,0	23	

Tabela 1.6. Valores de médias e desvios padrões (DP), valores mínimos e valores máximos e coeficientes de variação (CV%) das variáveis mensuradas na fase 3: estação chuva de 2005 (n=8) e estação de seca de 2005 (n=8) no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Variável		Média e DP	Valor Mínimo	Valor Máximo	CV (%)
Chuva de 2005	Temperatura (°C)	26,9±1,5	25,0	29,0	5
	pH	7,1±0,2	6,8	7,5	3
	Condutividade Elétrica (µScm ⁻¹)	101,1±3,6	94,6	105,8	9
	Oxigênio Dissolvido (mgL ⁻¹)	6,4±1,2	4,7	7,9	11
	Clorofila-a (µgL ⁻¹)	5,0±0,7	3,4	5,5	36
	Transparência da água (m)	1,6±0,5	0,9	2,4	22
	Fósforo Total (µgL ⁻¹)	19,3±0,0	8,0	30,0	34
	Nitrogênio Total (µgL ⁻¹)	3601,6±0,6	2858,0	4342,0	19
	Nitrato (µgL ⁻¹)	207,0±0,1	110,0	282,0	33
Íon amônio (µgL ⁻¹)	2975,0±0,6	2200,0	3700,0	25	
Seca de 2005	Temperatura (°C)	24,0±1,1	22	25,5	6
	pH	7,2±0,2	7,0	7,6	3
	Condutividade Elétrica (µScm ⁻¹)	121,1±10,4	100,0	135,0	4
	Oxigênio Dissolvido (mgL ⁻¹)	7,5±0,8	6,2	8,6	19
	Clorofila-a (µgL ⁻¹)	10,6±3,8	4,5	14,2	13
	Transparência da água (m)	1,7±0,4	1,1	2,1	28
	Fósforo Total (µgL ⁻¹)	27,3±0,0	16,0	41,0	38
	Nitrogênio Total (µgL ⁻¹)	2656,8±0,5	2027,0	3577,0	16
	Nitrato (µgL ⁻¹)	415,0±0,1	328,0	743,0	27
Íon amônio (µgL ⁻¹)	1623,6±0,4	948,0	2315,0	20	

FASE 1

SECA

Tabela 1.7. Correlações significativas (r , de Spearman; $p < 0,05$) entre as variáveis ambientais da seca de 1997 (fase 1), braço do Riacho Fundo, lago Paranoá-DF (Observação: as correlações negativas apresentam indicação por meio do sinal matemático correspondente).

Variáveis	Temperatura	pH	Condutividade Elétrica	Oxigênio Dissolvido	Clorofila -a	Transparência/zona eufótica	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Nitrato	Íon amônio
Temperatura							- 0,850		0,951	
pH										
Condutividade Elétrica										
Oxigênio Dissolvido						- 0,736				
Clorofila-a									- 0,718	
Transparência/zona eufótica				- 0,736						
Fósforo Total	- 0,850									
Nitrogênio Total										
Nitrato	0,951									
Íon amônio					- 0,718					

FASE 1

CHUVA

Tabela 1.8. Correlações significativas (r_s de Spearman; $p < 0,05$) entre as variáveis ambientais da chuva de 1998 (fase 1), braço do Riacho Fundo, lago Paranoá-DF (Observação: as correlações negativas apresentam indicação por meio do sinal matemático correspondente).

Variáveis	Temperatura	pH	Condutividade Elétrica	Oxigênio Dissolvido	Clorofila-a	Transparência/zona eufótica	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Nitrato	Íon amônio
Temperatura										
pH							- 0,768	- 0,768	- 0,768	0,768
Condutividade Elétrica										
Oxigênio Dissolvido										
Clorofila-a										
Transparência/zona eufótica							0,930	0,930	0,930	- 0,930
Fósforo Total		- 0,768				0,930				
Nitrogênio Total		- 0,768				0,930				
Nitrato		- 0,768				0,930				
Íon amônio		0,768				- 0,930				

FASE 2

SECA

Tabela 1.9. Correlações significativas (r , de Spearman; $p < 0,05$) entre as variáveis ambientais da seca de 1999 (fase 2), braço do Riacho Fundo, lago Paranoá-DF (Observação: as correlações negativas apresentam indicação por meio do sinal matemático correspondente).

Variáveis	Temperatura	pH	Condutividade Elétrica	Oxigênio Dissolvido	Clorofila-a	Transparência/zona eufótica	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Nitrato	Íon amônio
Temperatura						0,715	- 0,798	0,798	- 0,798	0,798
pH						0,739	- 0,798	0,798	- 0,798	0,798
Condutividade Elétrica										
Oxigênio Dissolvido										
Clorofila-a										
Transparência/zona eufótica	0,715	0,739					- 0,850	0,850	- 0,850	0,850
Fósforo Total	- 0,798	- 0,798				- 0,850				
Nitrogênio Total	0,798	0,798				0,850				
Nitrato	- 0,798	- 0,798				- 0,850				
Íon amônio	0,798	0,798				0,850				

FASE 2

CHUVA

Tabela 1.10. Correlações significativas (r , de Spearman; $p < 0,05$) entre as variáveis ambientais da chuva de 2000 (fase 2), braço do Riacho Fundo, lago Paranoá-DF (Observação: as correlações negativas apresentam indicação por meio do sinal matemático correspondente).

Variáveis	Temperatura	pH	Condutividade Elétrica	Oxigênio Dissolvido	Clorofila-a	Transparência/zona eufótica	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Nitrato	Íon amônio
Temperatura		0,824	0,792							
pH	0,824		0,830			0,767				
Condutividade Elétrica	0,792	0,830								
Oxigênio Dissolvido										
Clorofila-a										
Transparência/zona eufótica		0,767					- 0,755	0,755	0,755	- 0,755
Fósforo Total							- 0,755			
Nitrogênio Total								0,755		
Nitrato									0,755	
Íon amônio										- 0,755

FASE 3

CHUVA

Tabela 1.11. Correlações significativas (r , de Spearman; $p < 0,05$) entre as variáveis ambientais da chuva de 2005 (fase 3), braço do Riacho Fundo, lago Paranoá-DF (Observação: as correlações negativas apresentam indicação por meio do sinal matemático correspondente).

Variáveis	Temperatura	pH	Condutividade Elétrica	Oxigênio Dissolvido	Clorofila-a	Transparência/zona eufótica	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Nitrato	Íon amônio
Temperatura									0,735	
pH				- 0,835			0,749	- 0,761		- 0,784
Condutividade Elétrica										
Oxigênio Dissolvido		- 0,835					- 0,714			
Clorofila-a							0,898			
Transparência/zona eufótica										
Fósforo Total		0,749		- 0,714	0,898					
Nitrogênio Total		- 0,761								0,994
Nitrato	0,735									
Íon amônio		- 0,784							0,994	

FASE 3

SECA

Tabela 1.12. Correlações significativas (r_s de Spearman; $p < 0,05$) entre as variáveis ambientais da seca de 2005 (fase 3), braço do Riacho Fundo, lago Paranoá-DF (Observação: as correlações negativas apresentam indicação por meio do sinal matemático correspondente).

Variáveis	Temperatura	pH	Condutividade Elétrica	Oxigênio Dissolvido	Clorofila-a	Transparência/zona eufótica	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Nitrato	Íon amônio
Temperatura					0,857					
pH									0,723	
Condutividade Elétrica				0,731	0,833					
Oxigênio Dissolvido			0,731							
Clorofila-a	0,857		0,833							
Transparência/zona eufótica										
Fósforo Total										
Nitrogênio Total										
Nitrato		0,723								
Íon amônio										

CORRELAÇÕES – CONJUNTOS DOS DADOS DAS TRÊS FASES DA RESTAURAÇÃO

Tabela 1.13. Correlações significativas (r_s de Spearman; $p < 0,05$) do conjunto dos dados das três fases do processo de oligotrofização do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo) (de 1997 a 2005). Legenda: (-)=correlação negativa.

Variáveis	pH	Condutividade Elétrica	Oxigênio Dissolvido	Temperatura	Clorofila-a	Transparência/zona eufótica	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Nitrato	Íon Amônio
pH		0,444					-0,391		0,341	
Condutividade Elétrica	0,444				-0,359	0,581	-0,508	0,673	0,386	0,696
Oxigênio Dissolvido					0,420				-0,424	
Temperatura										-0,325
Clorofila-a		-0,359	0,420			-0,667	0,418	-0,329	-0,479	-0,469
Transparência/zeu		0,581			-0,667		-0,604	0,497	0,329	0,638
Fósforo Total	-0,391	-0,508			0,418	-0,604		-0,393		-0,538
Nitrogênio Total		0,673			-0,329	0,497	-0,393			0,729
Nitrato	0,341	0,386	-0,424		-0,479	0,329				0,309
Íon Amônio		0,696		-0,325	-0,469	0,638	-0,538	0,729	0,309	

Regime Físico

Estrutura térmica

Na figura 1.5 estão representados os perfis térmicos dos períodos analisados, compreendido entre 1997 e 2005. As escalas variam de acordo com valores de cada gráfico.

Na seca de 1997 (figura 1.5a), no período inicial, observa-se circulação até 3-4 metros e, da metade para o final da estação, a presença de estratificações em diferentes profundidades, aumentando gradativamente em quantidade até o final do período.

No início da estação chuvosa de 1998 (figura 1.5b), há marcada estratificação da coluna d'água, seguida de períodos apresentando estratificação a partir da profundidade de 5 metros. Pouco depois do meio do período de chuva observa-se estratificação, seguida de circulação exceto nas maiores profundidades e próximo à superfície, ao final. Nota-se microestratificações durante o período.

O período seco de 1999 (figura 1.5c) é marcado por estratificações, nitidamente em zonas (de profundidades). Não há verificação de padrão no perfil térmico, pois as estratificações se dão em profundidades diversas (ao longo do período) e há zonas de circulação de comprimentos variados (metros) entre elas.

Na estação chuvosa de 2000 (figura 1.5d), nota-se circulação no período inicial, com estratificação nas maiores profundidades, seguida de período extenso apresentando estratificações marcantes e em diferentes profundidades. Ao final da estação, verifica-se circulação e término do período com circulação semi-completa, contando com estratificação no fundo.

No período chuvoso de 2005 (figura 1.5e) notam-se estratificações em diferentes profundidades, principalmente nas áreas mais próximas ao fundo, durante toda a estação. Em seu início, observam-se temperaturas mais baixas e estratificação nas primeiras profundidades. Também no final do período notam-se tais estratificações. Há presença de zonas de circulação de até cerca de 7 metros durante todo o período de chuva. Podem ser verificadas microestratificações em todas as profundidades ao longo da estação estudada.

Também na estação seca de 2005 (figura 1.5f) verificam-se microestratificações. Até a metade do período, observa-se estratificação nas maiores profundidades e temperatura pouco variada nas primeiras profundidades, indicando circulação, com tendência a aumento da temperatura ao longo do período. No final da estação, verifica-se estratificação expressiva em toda a coluna d'água.

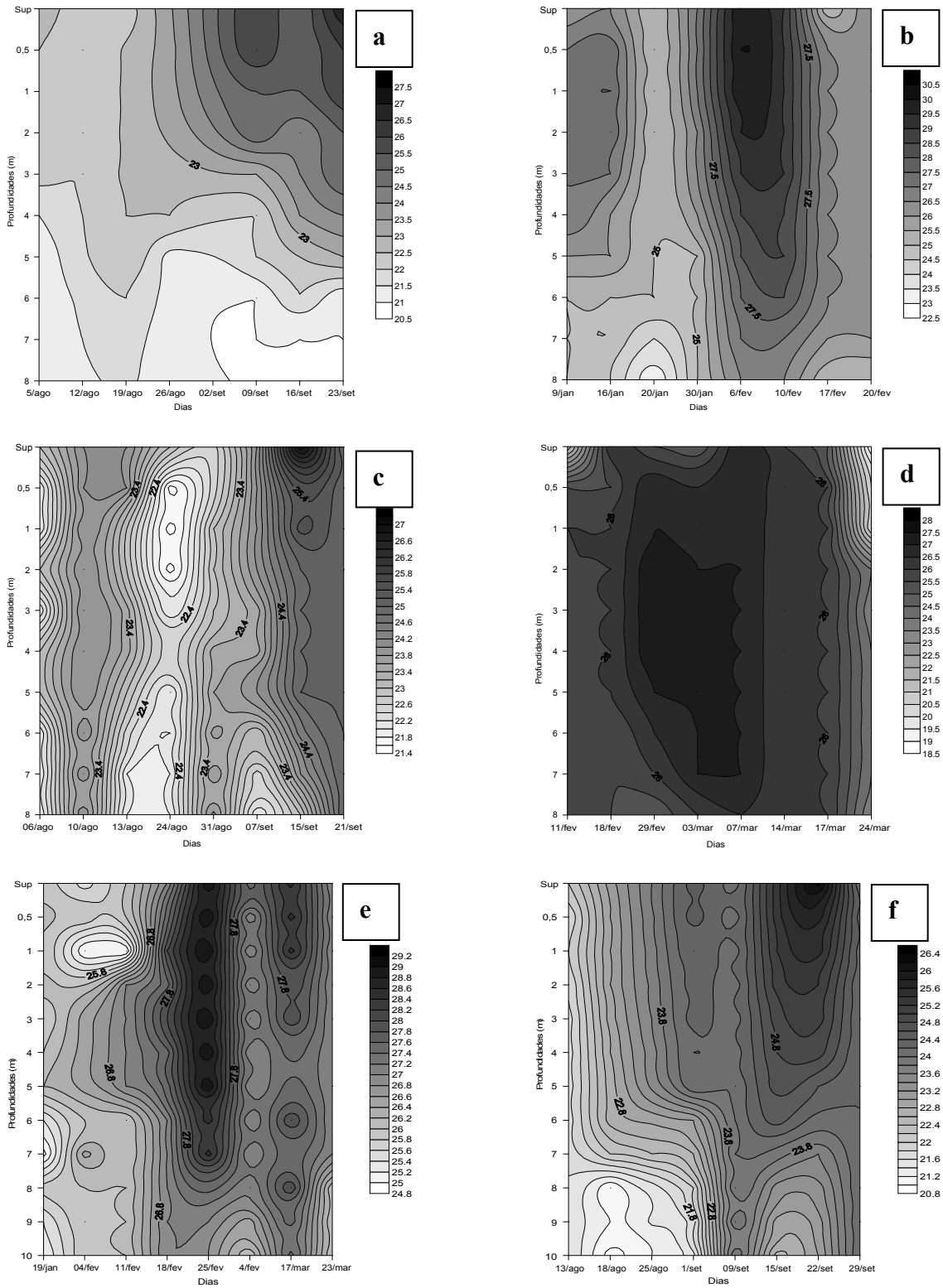


Figura 1.5. Estrutura térmica nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF, braço do Riacho Fundo (fase 1: a= seca de 1997; b= chuva de 1998; fase 2: c= seca de 1999; d= chuva de 2000; e fase 3: e= chuva de 2005; f= seca de 2005).

Transparência da água e Zona Eufótica

A relação direta entre as variáveis transparência da água e comprimento da zona eufótica torna redundante a apresentação dos dados (e discussão) de ambas as variáveis em todas as partes do presente trabalho. O presente item mostra ambas representadas na figura 1.6, para mostrar os valores obtidos para a transparência da água e calculados para a zona eufótica, nos 3 períodos de estudo (entre 1997 e 2005), pois há divergências quanto à adoção de uma ou outra medida. Em alguns itens, optou-se por assumir zona eufótica (para as análises exploratórias), por consistir na camada preferencialmente associada aos organismos fotossintetizantes.

Há diferença significativa ($p < 0,05$) entre os valores de zona eufótica das três fases do trabalho (ANOVA, $F=9,699$), especialmente entre as fases 1 e 2 (Wilcoxon, $Z= - 3,410$) e fases 1 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 3,466$), com valores marcadamente inferiores na fase 1.

A fase 1 apresenta valores de transparência da água semelhantes (média na seca= $0,8 \pm 0,2$ m; média na chuva= $0,7 \pm 0,3$ m), com flutuação marcadamente superior na chuva, como pode ser verificado por meio do coeficiente de variação (CV) dos referidos dados (CV=41%). Na fase 2 os valores também foram similares (média na seca= $1,4 \pm 0,3$ m; média na chuva= $1,4 \pm 0,4$ m), bem como a variação dos dados (CVseca=24% e CVchuva=27%). Na fase 3 observou-se a mesma situação, com média na seca= $1,6 \pm 0,5$ m e média na chuva= $1,7 \pm 0,4$ m e CVseca=22% e CVchuva=28% (tabelas 1.4, 1.5 e 1.6).

Entre os três períodos de estiagem observa-se diferença significativa nas seguintes relações: seca da fase 1 e seca da fase 2 (Wilcoxon, $Z= - 2,524$), e seca da fase 1 e seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z= - 2,533$), pertencendo à fase 1 os menores valores médios. Entre as

estações chuvosas, nota-se diferença entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,380$), com valores mais elevados na fase 3.

Observou-se correlação significativa ($p < 0,05$) entre a transparência da água/zona eufótica e outros parâmetros (teste de Spearman), como mostrado nas tabelas 1.7, 1.8, 1.9 e 1.10 – seca da fase 1: correlação negativa com oxigênio dissolvido; chuva da fase 1: positiva com fósforo total, nitrogênio total e nitrato e negativa com íon amônio; seca da fase 2: positiva com temperatura, pH, nitrogênio total e íon amônio e negativa com fósforo total e nitrato; e chuva da fase 2: positiva com pH, nitrogênio total e nitrato e negativa com fósforo total e íon amônio. A tabela 1.13 apresenta o conjunto dos dados de transparência da água das três fases da restauração relacionada significativamente a seis dos nove demais parâmetros analisados no estudo.

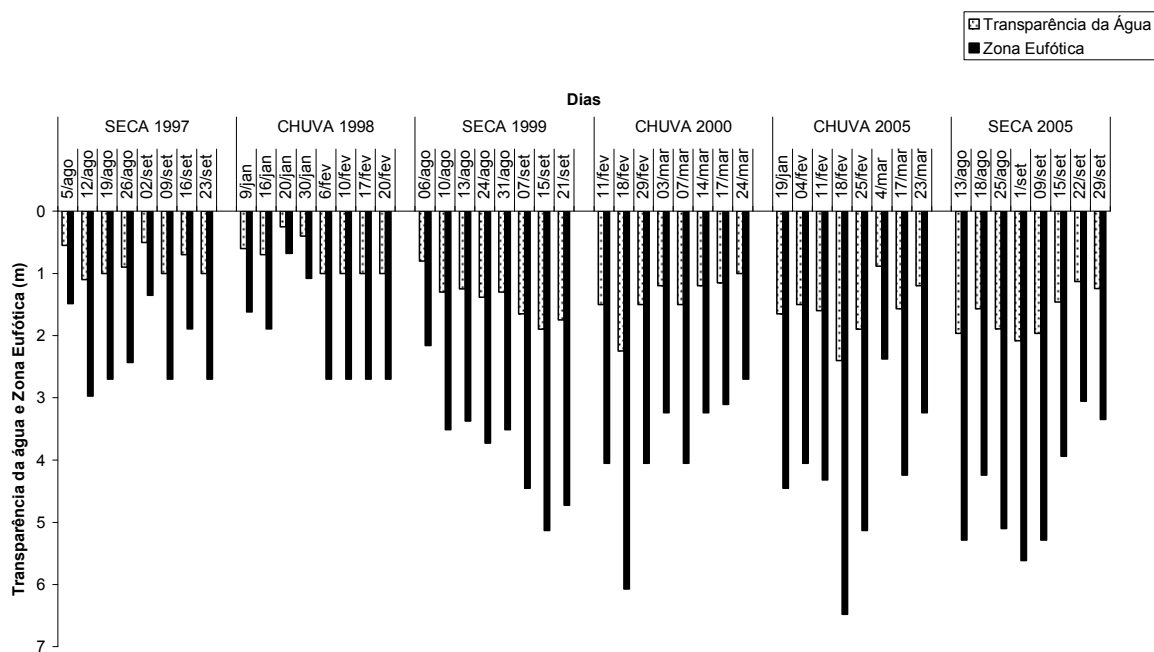


Figura 1.6. Valores de transparência da água e zona eufótica das três fases da restauração (fase 1: 1997/1998; fase 2: 1999/2000; fase 3: 2005), no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Química da Água

pH e Condutividade Elétrica

A representação da flutuação temporal dos dados das variáveis pH e condutividade elétricas pode ser observada por meio da figura 1.7. As tabelas 1.4, 1.5 e 1.6 apresentam a estatística descritiva dos parâmetros.

pH

Quanto ao pH, há diferença significativa ($p < 0,05$) entre os valores das três fases do trabalho (ANOVA, $F=2,465$), especialmente entre as fases 1 e 2 (Wilcoxon, $Z = - 2,251$) e fases 2 e 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,329$). Os valores superiores foram verificados na fase 2, para ambas as comparações entre fases.

A fase 1 apresenta valores médios de pH superiores na seca (média na seca= $7,4 \pm 0,9$; média na chuva= $6,8 \pm 1,0$), com variação semelhante nos dois períodos ($CV_{seca}=12\%$, $CV_{chuva}=15\%$). Na fase 2 os valores também foram mais elevados na seca (média na seca= $7,9 \pm 0,6$; média na chuva= $7,4 \pm 0,6$), e variação idêntica dos dados (CV_{seca} e $CV_{chuva}=8\%$). Na fase 3 observou-se valores médios e flutuação dos dados similares nos dois períodos (média na seca= $7,1 \pm 0,2$ e média na chuva= $7,2 \pm 0,2$; CV_{seca} e $CV_{chuva}=2\%$). Não foi encontrada diferença significativa entre os pares de estações climáticas nas fases.

Entre os três períodos de seca observa-se diferença nas seguintes relações: seca da fase 2 e seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,366$), com valores superiores na fase 2. Na comparação entre as estações chuvosas, não foi encontrada diferença significativa.

As correlações significativas ($p < 0,05$) entre pH e demais parâmetros estão nas tabelas 1.8, 1.9, 1.10, 1.11 e 1.12 (correlação de Spearman) – chuva da fase 1: correlação positiva com íon amônio e negativa com fósforo total, nitrogênio total e nitrato; seca da fase 2: positiva com transparência, nitrogênio total e íon amônio, e negativa com fósforo total e nitrato; chuva da fase 2: positiva com temperatura, condutividade elétrica e transparência da água; chuva da fase 3: positiva com fósforo total e negativa com oxigênio dissolvido, nitrogênio total e íon amônio; e seca da fase 3: positiva com nitrato. Na tabela 1.13 mostra a relação entre o conjunto dos dados de pH das três fases da restauração e três dos nove outros parâmetros analisados no estudo.

Condutividade Elétrica

Entre os valores de condutividade elétrica mensurados das três fases do trabalho, verificou-se diferença significativa ($p < 0,05$) (ANOVA, $F=18,463$), especialmente entre as fases 1 e 2 (Wilcoxon, $Z= - 2,792$) e fases 1 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 3,309$). Os valores superiores foram verificados na fase 3, seguidos por aqueles encontrados na fase 2.

Nas três fases da restauração do lago Paranoá, observou-se valores médios de condutividade elétrica mais elevados na seca, bem como também, na mesma estação climática, a superior variação dos dados (fase 1: média na seca= $82,1 \pm 15,8 \mu\text{Scm}^{-1}$ e média na chuva= $78,9 \pm 5,6 \mu\text{Scm}^{-1}$, $\text{CVseca}=19\%$ e $\text{CVchuva}=7\%$; fase 2: média na seca= $96,3 \pm 35,6 \mu\text{Scm}^{-1}$ e média na chuva= $86,9 \pm 15,0 \mu\text{Scm}^{-1}$, $\text{CVseca}=37\%$ e $\text{CVchuva}=17\%$; fase 3: média na seca= $121,1 \pm 10,4 \mu\text{Scm}^{-1}$ e média na chuva: $101,1 \pm 3,6 \mu\text{Scm}^{-1}$; $\text{CVseca}=4\%$ e $\text{CVchuva}=9\%$). Há diferença significativa ($p < 0,05$) entre

os valores de condutividade elétrica dos pares das estações climáticas (seca e chuva) na fase 2 (Wilcoxon, $Z = -2,103$) e na fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,380$).

Entre os períodos de seca das três fases do estudo, observa-se diferença em todas as comparações realizadas: seca da fase 1 e seca da fase 2 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) - onde os valores superiores estão relacionados à fase 2.; seca da fase 1 e seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) - com valores mais elevados na fase 3 -; e seca da fase 2 e seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,240$) - maiores valores na fase 3. Quanto aos períodos chuvosos das fases, verificou-se diferença significativa entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,521$), - valores mais elevados na fase 2-; e entre a chuva da fase 2 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,240$), - com valores superiores referentes à fase 3.

Verificou-se correlação significativa ($p < 0,05$) entre condutividade elétrica e algumas variáveis (correlação de Spearman) – chuva da fase 2: correlação positiva com temperatura e pH; e seca da fase 3: positiva com oxigênio dissolvido e clorofila-a (tabelas 1.10 e 1.12). A tabela 1.13 mostra correlações do conjunto dos dados de condutividade elétrica das três fases da restauração e sete das nove demais variáveis do estudo.

Na relação entre a flutuação dos valores de pH e de condutividade elétrica de todo o período estudado, observa-se, na figura 1.6, que em certos momentos há acompanhamento de picos por ambos os parâmetros. Porém, não foi encontrada relação persistente e direta entre estas, e somente na chuva da fase 2 foi obtida correlação significativa (positiva) entre as duas variáveis (Spearman, $r_s = 0,830$), conforme tabela 1.10.

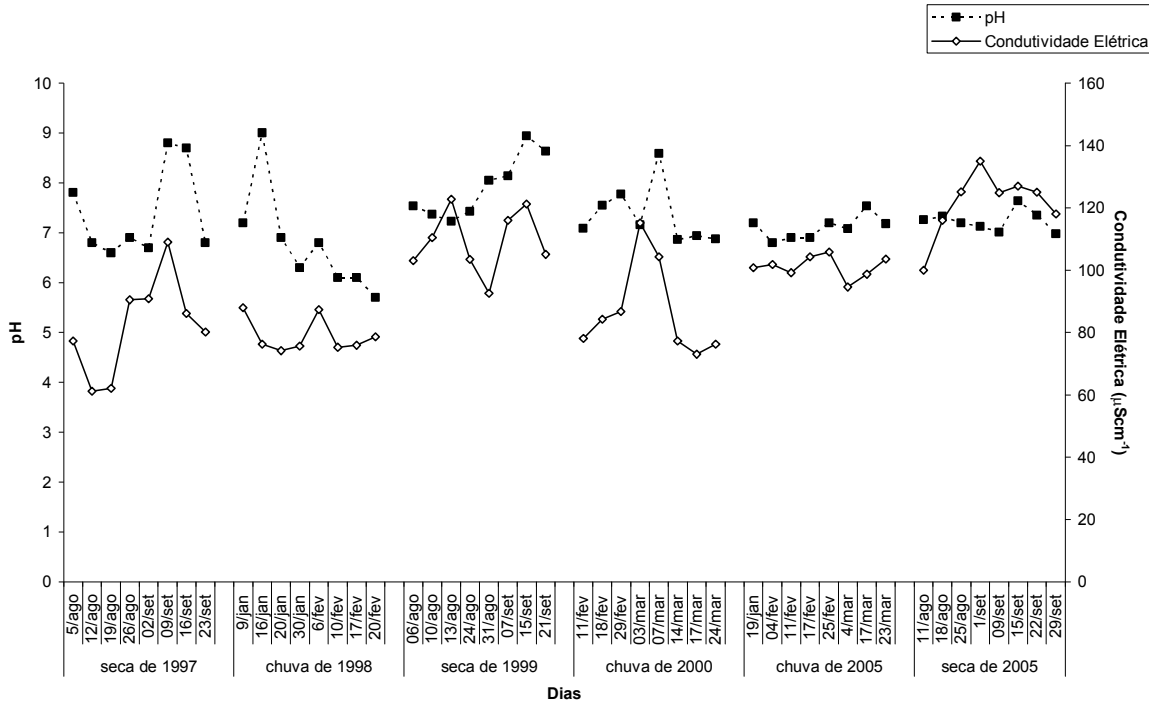


Figura 1.7. Valores de pH e de condutividade elétrica das três fases da restauração (fase 1: 1997/1998; fase 2: 1999/2000; fase 3: 2005), no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Oxigênio Dissolvido e Temperatura da Água

A literatura apresenta relação entre a variável oxigênio dissolvido e temperatura da água. A figura 1.8 mostra a variação temporal do oxigênio dissolvido e da temperatura da água, mensurados a 1 metro, durante as três fases da oligotrofização do lago Paranoá. Nas tabelas 1.4, 1.5 e 1.6 verifica-se a estatística descritiva das variáveis ambientais.

Oxigênio Dissolvido

Os valores de oxigênio dissolvido foram superiores na fase 1, seguidos pelos encontrados na fase 3 (figura 1.8). Verificou-se diferença significativa ($p < 0,05$) entre os teores mensurados nas três fases do trabalho (ANOVA, $F=21,870$), notadamente entre as

fases 1 e 2 (Wilcoxon, $Z = -3,408$) - valores superiores na fase 1 -; e fases 2 e 3 (Wilcoxon, $Z = -3,410$) - com valores mais elevados na fase 3.

Nas três fases do estudo, verificam-se valores de oxigênio dissolvido significativamente distintos entre os períodos de estiagem e de chuva (fase 1: Wilcoxon, $Z = -2,521$; fase 2: Wilcoxon, $Z = -2,521$; e fase 3: Wilcoxon, $Z = -2,100$). Na fase 1, os valores médios são superiores na seca (média na seca= $8,7 \pm 1,2 \text{mgL}^{-1}$; média na chuva= $6,4 \pm 1,1 \text{mgL}^{-1}$), com variação semelhante nos dois períodos ($CV_{seca}=13\%$, $CV_{chuva}=18\%$). Na fase 2 os valores mais elevados foram encontrados na chuva (média na seca= $4,4 \pm 0,4 \text{mgL}^{-1}$; média na chuva= $5,4 \pm 0,3 \text{mgL}^{-1}$), e flutuação dos dados semelhante ($CV_{seca}=8\%$ e $CV_{chuva}=6\%$). Na fase 3, como na fase 1, observou-se maiores valores médios na estação seca (média na seca= $7,5 \pm 0,8 \text{mgL}^{-1}$ e média na chuva= $6,4 \pm 1,2 \text{mgL}^{-1}$) e maior variação dos dados na fase seca ($CV_{seca}=19\%$ e $CV_{chuva}=11\%$).

Na comparação entre os três períodos de seca, verifica-se diferença entre a seca da fase 1 e a seca da fase 2 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) - com valores superiores na fase 1; e entre a seca da fase 2 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) - maiores teores na fase 3. Entre as estações chuvosas, há diferença significativa entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 2 (Wilcoxon, $Z = -2,366$) - com valores superiores na fase 1; e entre a chuva da fase 2 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,100$) - maiores teores na fase 3.

Observou-se correlação significativa ($p < 0,05$) entre oxigênio dissolvido e os fatores mostrados nas tabelas 1.7, 1.11 e 1.12 (correlação de Spearman) – seca da fase 1: correlação negativa com transparência da água; chuva da fase 3: negativa com pH, fósforo total; e seca da fase 3: positiva com condutividade elétrica. A tabela 1.13 apresenta correlações do conjunto dos dados de oxigênio dissolvido das três fases da restauração e duas das nove outras variáveis ambientais.

Temperatura da água

A temperatura da água não apresenta diferença significativa entre as fases da restauração (teste de Wilcoxon). Nas três fases observam-se os maiores valores da variável na fase chuvosa, com diferença significativa ($p < 0,05$) entre a seca e a chuva da fase 1 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) e da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,521$).

Na fase 1 verifica-se similar variação dos dados (CV_{seca} e $CV_{chuva} = 6\%$), média na seca = $23,8 \pm 1,4^{\circ}\text{C}$ e média na chuva = $27,3 \pm 1,6^{\circ}\text{C}$. A fase 2 a temperatura também se caracteriza pela variação semelhante entre os períodos, com $CV_{seca} = 6\%$ e $CV_{chuva} = 8\%$, média na seca = $23,5 \pm 1,4^{\circ}\text{C}$ e média na chuva = $25,6 \pm 2,1^{\circ}\text{C}$. Na fase 3 ainda observou-se flutuação dos dados similares nos dois períodos ($CV_{seca} = 6\%$ e $CV_{chuva} = 5\%$), média na seca = $24,0 \pm 1,1^{\circ}\text{C}$ e média na chuva = $26,9 \pm 1,5^{\circ}\text{C}$.

Não foi observada diferença significativa entre os três períodos de estiagem, nem entre os três períodos chuvosos (teste de Wilcoxon).

As correlações significativas ($p < 0,05$) entre a temperatura da água e outros parâmetros físicos, químicos e clorofila-a estão representadas nas tabelas 1.7, 1.9, 1.10, 1.11 e 1.12 (correlação de Spearman) – seca da fase 1: correlação positiva com nitrato e negativa com fósforo total; seca da fase 2: positiva com transparência, nitrogênio total e íon amônio e negativa com fósforo total e nitrato; chuva da fase 2: positiva com pH e condutividade elétrica; chuva da fase 3: positiva com nitrato; e seca da fase 3: positiva com clorofila-a. Na tabela 1.13 nota-se as relações do conjunto dos dados de temperatura da água das três fases da restauração e um dos fatores analisados do presente estudo.

Os dados apresentados na figura 1.8 não sugerem relação direta entre as variáveis oxigênio dissolvido e temperatura da água. Em alguns momentos, como na chuva de 1998,

observa-se que os parâmetros estão positivamente relacionados, mas o teste estatístico aplicado não confirmara (Correlação de Spearman).

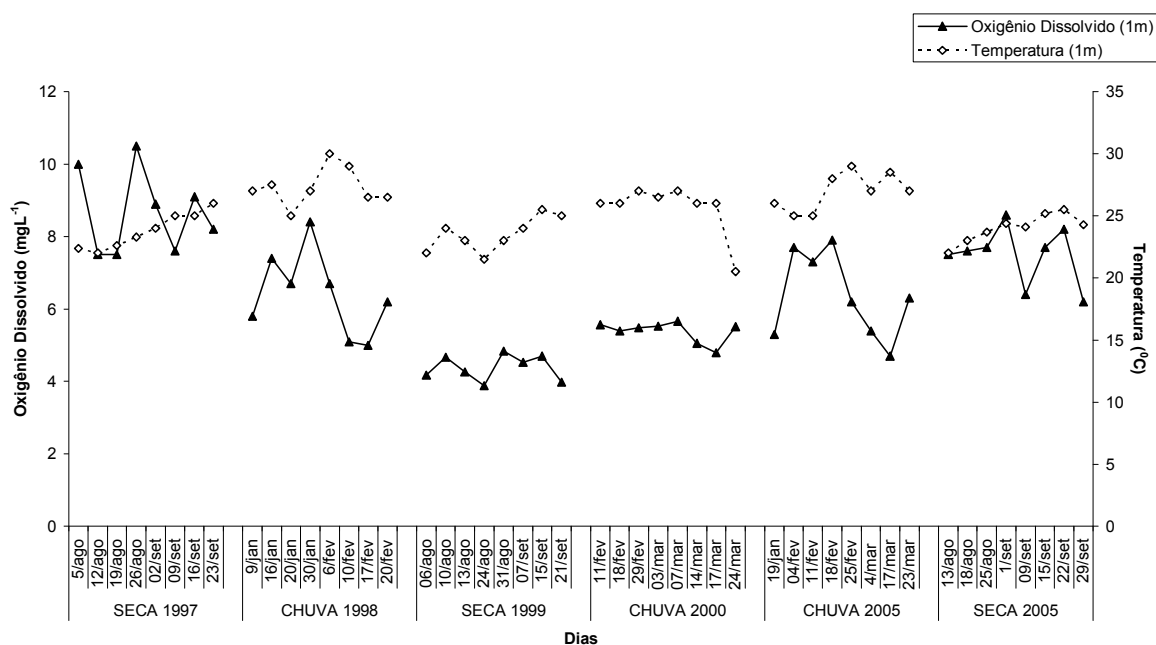


Figura 1.8. Valores de temperatura da água e oxigênio dissolvido das três fases da restauração (fase 1: 1997/1998; fase 2: 1999/2000; fase 3: 2005), no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Nitrogênio Total, Nitrato e Íon Amônio

Optou-se por confeccionar uma única figura com a flutuação temporal das três formas de nitrogênio estudadas (nitrogênio total, nitrato e íon amônio) para facilitar a comparação entre elas (figura 1.9). Os períodos de 1997 a 2000 contam com dados fornecidos pela CAESB, em mensurações mensais, o que explica a ausência de flutuações expressivas para nitrogênio total, como as que se observa nos dados referentes às coletas semanais da fase 3 (2005), em que os valores dos coeficientes de variação na chuva de na seca são 19 e 16%, respectivamente. As coletas da CAESB não foram todas coincidentes com as do presente estudo, portanto foram acrescentadas as datas reais das mensurações.

A figura 1.9 mostra que nos períodos anteriores a 2005 (que equivale à fase 3), pode ter havido contribuição principal alternada para o nitrogênio total: ora íon amônio, ora nitrato apresenta maior relação com o nitrogênio total, além de haver período de contribuição por ambas as formas. Quanto aos valores de nitrato, na fase 3 verifica-se valores inferiores e tendência à estabilidade. Na mesma fase, a contribuição do íon amônio para o nitrogênio total é acentuada, e os maiores valores de nitrogênio total e de íon amônio estão associados à estação chuvosa. A estatística descritiva dos fatores está representada nas tabelas 1.4, 1.5 e 1.6.

Nitrogênio Total

Os valores de nitrogênio total foram, em média, superiores na fase 3. Há diferença significativa entre as três fases (ANOVA, $F=62,569$), especialmente entre as fases 2 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 2,068$) e fases 1 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 3,516$).

Entre as estações de estiagem e de chuva das três fases da restauração do lago Paranoá foi verificada diferença significativa entre os valores atribuídos ao nitrogênio total (fase 1: Wilcoxon, $Z= - 2,539$; fase 2: Wilcoxon, $Z= - 2,549$; e fase 3: Wilcoxon, $Z= - 2,380$). Na fase 1, a maior variação dos dados ocorreu na estação seca ($CV_{seca}=15\%$ e $CV_{chuva}=1\%$) e a média na chuva foi superior (média na seca= $1617,5\pm 0,2\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $1915,0\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$). A fase 2, onde a flutuação dos dados obtidos é mínima ($CV_{seca}=0\%$ e $CV_{chuva}=1\%$), apresenta tendência inversa e os dados mais elevados são referentes à estação seca (média na seca= $2943,7\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $1164,3\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$). Na fase 3, como na primeira fase, os maiores valores foram encontrados na estação chuvosa (média na seca= $2656,8\pm 0,5\mu\text{gL}^{-1}$ e média na

chuva=3601,6±0,6µgL⁻¹), e a maior variabilidade dos dados se deve às coletas terem ocorrido semanalmente (CVseca=16% e CVchuva=19%).

Em confronto entre os três períodos de seca, verifica-se diferença entre a seca da fase 1 e a seca da fase 2 (Wilcoxon, Z= - 2,549) - com valores superiores na fase 2; e entre a seca da fase 1 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, Z= - 2,521) - maiores teores na fase 3. Entre os períodos de chuvas, existe diferença significativa entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 2 (Wilcoxon, Z= - 2,565) - com valores superiores na fase 1; entre a chuva da fase 2 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, Z= - 2,521) - com valores mais elevados na fase 3; e entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, Z= - 2,521) - maiores valores na fase 3.

Verificou-se correlação significativa ($p < 0,05$) entre nitrogênio total e os parâmetros indicados nas tabelas 1.8, 1.9, 1.10 e 1.11 (correlação de Spearman) – chuva da fase 1: correlação positiva com transparência da água e negativa com pH; seca da fase 2: positiva com pH, temperatura e transparência da água; chuva da fase 2: positiva com transparência da água; e chuva da fase 3: positiva com íon amônio e negativa com pH. Na tabela 1.13 verificam-se correlações do conjunto dos dados de nitrogênio total das três fases da restauração e cinco das nove outras variáveis do estudo.

Nitrato

Os valores de nitrato apresentaram a seguinte ordem decrescente de valores médios: fase 2, fase 3 e fase 1. Há diferença significativa entre as três fases (ANOVA, F=163,165): entre as fases 1 e 2 (Wilcoxon, Z= - 3,530), as fases 2 e 3 (Wilcoxon, Z= - 3,103) e fases 1 e 3 (Wilcoxon, Z= - 3,516).

Em todas as fases os valores médios mais elevados foram verificados nos períodos de seca e houve diferença significativa entre os valores de nitrato das estações climáticas (fase 1: Wilcoxon, $Z = - 2,539$; fase 2: Wilcoxon, $Z = - 2,549$; e fase 3: Wilcoxon, $Z = - 2,521$). Na fase 1, a variação dos dados foi semelhante ($CV_{seca}=27\%$ e $CV_{chuva}=30\%$) e a média na seca= $286,8\pm 0,1\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $96,5\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$). A fase 2 apresentou a menor flutuação dos dados ($CV_{seca}=5\%$ e $CV_{chuva}=7\%$), e o maior valor médio do estudo na estação seca (média na seca= $998,8\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $246,6\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$). Na fase 3 os valores variaram mais como na fase 1 ($CV_{seca}=27\%$ e $CV_{chuva}=33\%$), com média na seca= $415,8\pm 0,1\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $207,0\pm 0,1\mu\text{gL}^{-1}$. A variabilidade superior dos dados na fase 3 pode ser associada à periodicidade das coletas, em intervalos menores de tempo.

Com os três períodos de estiagem correlacionados, nota-se diferença entre os valores de nitrato da seca da fase 1 e a seca da fase 2 (Wilcoxon, $Z = - 2,549$) - onde os maiores valores relacionam-se à fase 2; entre a seca da fase 2 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,521$) - com teores mais elevados na fase 2; e entre a seca da fase 1 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,521$) - valores superiores na fase 3. Entre os períodos de chuvas, obteve-se diferença significativa entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 2 (Wilcoxon, $Z = -2,565$) - com valores superiores na fase 2; e entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,521$) - mais elevados na fase 3.

Há correlação significativa ($p < 0,05$) entre nitrato e as variáveis ambientais, conforme as tabelas 1.7, 1.8, 1.9, 1.10, 1.11 e 1.12 (correlação de Spearman) – seca da fase 1: correlação positiva com temperatura e negativa com clorofila-a; chuva da fase 1: positiva com transparência da água e negativa com pH; seca da fase 2: negativa com pH,

temperatura e transparência da água; chuva da fase 2: positiva com transparência da água; chuva da fase 3: positiva com temperatura da água; e seca da fase 3: positiva com pH. A tabela 1.13 apresenta relações do conjunto dos dados de nitrato das três fases da restauração e seis das nove demais variáveis do estudo.

Íon Amônio

Os valores de íon amônio apresentaram diferença significativa entre as três fases (ANOVA, $F=68,341$): entre as fases 1 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 3,517$), e as fases 2 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 3,309$). Na fase 3 foram encontrados os teores mais elevados para a variável, em média.

Nas fases 1 e 2 os valores médios mais elevados foram observados nos períodos secos (o oposto ocorreu na fase 3) e foi verificada diferença significativa entre os valores de íon amônio das estações de seca e de chuva das três fases (fase 1: Wilcoxon, $Z= - 2,539$; fase 2: Wilcoxon, $Z= - 2,549$; e fase 3: Wilcoxon, $Z= - 2,521$). Na fase 1, a variação dos dados superior na seca ($CV_{seca}=69\%$ e $CV_{chuva}=29\%$), com média na seca= $286,6\pm 0,2\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $62,0\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$). Na fase 2 a flutuação dos teores foi muito elevada na seca ($CV_{seca}=77\%$ e $CV_{chuva}=23\%$), média na seca= $789,0\pm 0,6\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $110,0\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$). Na fase 3, onde os maiores valores foram observados, a variação foi moderada, apesar das coletas mais intensivas ($CV_{seca}=20\%$ e $CV_{chuva}=25\%$), e o maior valor médio, dentre aqueles relativos ao íon amônio no presentes, foi observado na chuva (média na seca= $1623,0\pm 0,6\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $2975,0\pm 0,6\mu\text{gL}^{-1}$).

Comparando as três estações de seca, verifica-se diferença significativa entre os teores de íon amônio da seca da fase 1 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,521$) – com valores médios superiores na fase 3; e entre a seca da fase 2 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 1,960$) – valores mais elevados na fase 3. Entre os períodos chuvosos, há diferença significativa entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 2 (Wilcoxon, $Z = - 2,565$) – com maiores valores na fase 2; entre a chuva da fase 2 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,521$) – teores mais elevados na fase 3; e entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,524$) – superiores na fase 3.

Observa-se correlação significativa ($p < 0,05$) entre o íon amônio e outros fatores, como mostrado nas tabelas 1.8, 1.9, 1.10 e 1.11 (correlação de Spearman) – chuva da fase 1: correlação positiva com pH e negativa com transparência da água; seca da fase 2: positiva negativa com pH, temperatura e transparência da água; chuva da fase 2: positiva com temperatura, pH e transparência da água; chuva da fase 3: negativa com transparência da água. Na tabela 1.13 observam-se correlações do conjunto dos dados de íon amônio das três fases da restauração e sete dos nove demais parâmetros.

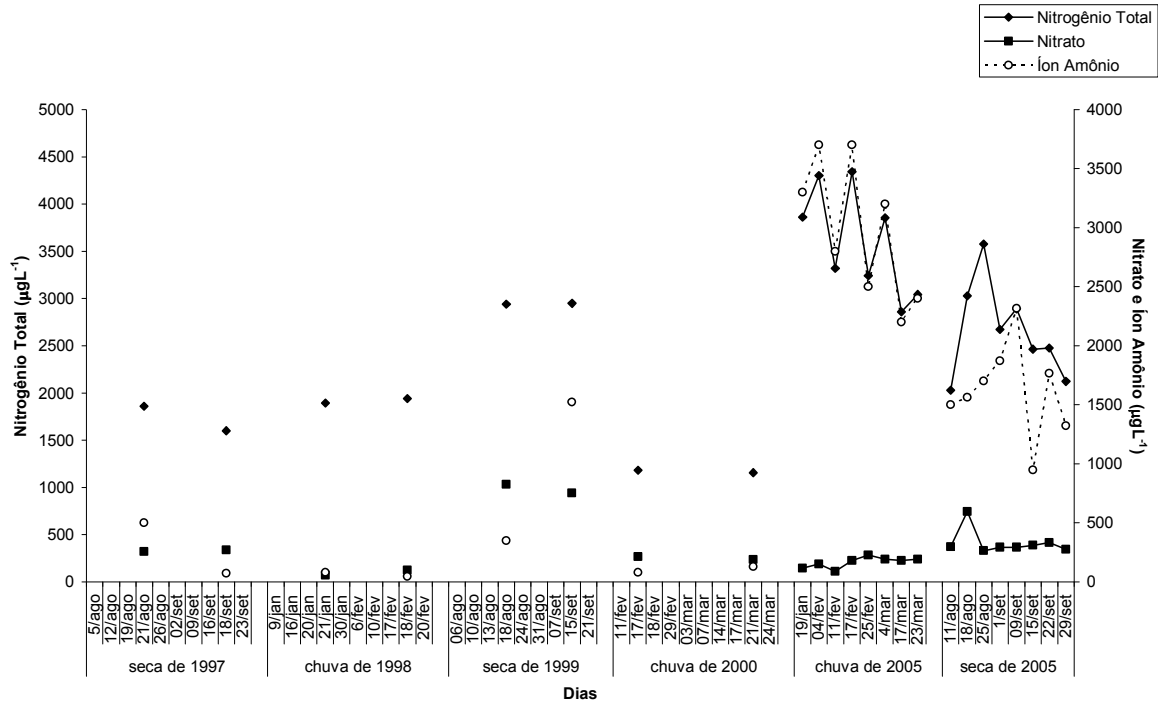


Figura 1.9. Valores de nitrogênio total, nitrato e íon amônio das três fases da restauração (fase 1: 1997/1998; fase 2: 1999/2000; fase 3: 2005), no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF. (Observação: de 1997 até 2000 os dados eram coletados mensalmente.)

Fósforo Total e Clorofila-a

A figura 1.10 apresenta a variação temporal do fósforo total e da clorofila-a, fatores diretamente relacionados. Os períodos de 1997 a 2000 contam com dados fornecidos pela CAESB, em mensurações mensais, o que explica a ausência de flutuações expressivas para fósforo total, como as que se observa nos dados referentes às coletas semanais da fase 3 (2005), a despeito dos valores dos coeficientes de variação. As coletas da CAESB não foram todas coincidentes com as do presente estudo, portanto foram acrescentadas as datas reais das mensurações. Verifica-se a estatística descritiva das variáveis ambientais nas tabelas 1.4, 1.5 e 1.6.

Fósforo Total

Os valores de fósforo total mensurados mostram-se, em média, superiores na fase 1 e sistematicamente menores ao longo das três fases. Há diferença significativa entre as três fases (ANOVA, $F=8,700$), entre as fases 1 e 2 (Wilcoxon, $Z= - 3,487$), entre as fases 2 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 1,992$) e fases 1 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 3,516$).

Em todas as fases, observam-se os valores mais elevados na estação de estiagem. A fase 1 apresenta os valores médios semelhantes (média na seca= $49,5\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $48,0\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$) e variação dos dados superior na estação de chuvas ($CV_{seca}=21\%$ e $CV_{chuva}=29\%$). Na fase 2 verifica-se maior flutuação dos dados na estação seca ($CV_{seca}=45\%$ e $CV_{chuva}=32\%$), média na seca= $34,7\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $30,8\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$). Na fase 3 a variação dos dados é semelhante ($CV_{seca}=38\%$ e $CV_{chuva}=34\%$), com média na seca= $27,3\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $19,3\pm 0,0\mu\text{gL}^{-1}$.

Na comparação entre os três períodos de seca, verifica-se diferença entre a seca da fase 1 e a seca da fase 2 (Wilcoxon, $Z= - 2,598$) – com valores mais elevados na fase 1; e entre a seca da fase 1 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z= - 2,521$) - maiores valores na fase 1. Entre os períodos de chuva, há diferença significativa entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 2 (Wilcoxon, $Z= - 2,422$) - maiores valores na fase 1; entre a chuva da fase 2 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z= - 2,100$) - valores superiores na fase 2; e entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z= - 2,521$) - mais elevados na fase 1.

Foram verificadas correlações significativas ($p<0,05$) entre fósforo total e as variáveis mostradas nas tabelas 1.7, 1.8, 1.9, 1.10 e 1.11 (correlação de Spearman) – seca da fase 1: correlação negativa com temperatura; chuva da fase 1: positiva com transparência da água e negativa com pH; seca da fase 2: negativa com temperatura, pH e

transparência da água; chuva da fase 2: negativa com transparência da água; e chuva da fase 3: positiva com pH e clorofila-a e negativa com oxigênio dissolvido. A tabela 1.13 apresenta relações do conjunto dos dados de fósforo total das três fases da restauração e seis das nove demais variáveis ambientais do estudo.

Clorofila-a

Os teores de clorofila-a nas fases da restauração do lago são superiores nas estações secas e os maiores valores referem-se à fase 1, notadamente no período seco. Foi verificada diferença significativa entre as três fases (ANOVA, $F=23,247$), especialmente entre as fases 1 e 2 (Wilcoxon, $Z= - 3,516$) e fases 1 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 3,516$).

Na fase 1, para clorofila-a, observa-se diferença entre os valores médios da seca e da chuva (Wilcoxon, $Z= - 1,960$), sendo expressivamente mais elevados na seca (média na seca= $55,7\pm 35,1\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $28,7\pm 11,0\mu\text{gL}^{-1}$) e variação dos dados superior na estação de estiagem ($CV_{seca}=63\%$ e $CV_{chuva}=38\%$). Na fase 2 verifica-se médias semelhantes (média na seca= $7,7\pm 2,1\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $7,1\pm 0,8\mu\text{gL}^{-1}$) e maior flutuação dos dados na estação seca ($CV_{seca}=27\%$ e $CV_{chuva}=11\%$). Na fase 3 há diferença entre os valores de clorofila-a da seca e da chuva (Wilcoxon, $Z= - 2,521$), e teores mais elevados na seca (média na seca= $10,6\pm 3,8\mu\text{gL}^{-1}$ e média na chuva= $5,0\pm 0,7\mu\text{gL}^{-1}$) e a variação dos dados é maior no período chuvoso ($CV_{seca}=13\%$ e $CV_{chuva}=36\%$).

Entre os três períodos de estiagem, verifica-se diferença entre a seca da fase 1 e a seca da fase 2 (Wilcoxon, $Z= - 2,521$) – com valores mais elevados na fase 1; e entre a seca da fase 1 e a seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z= - 2,521$) - maiores valores na fase 1. Comparando os períodos de chuva das três fases, há diferença significativa entre a chuva da

fase 1 e a chuva da fase 2 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) - maiores valores na fase 1; entre a chuva da fase 2 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) - valores superiores na fase 2; e entre a chuva da fase 1 e a chuva da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -2,521$) - mais elevados na fase 1.

Foram observadas correlações significativas ($p < 0,05$) entre clorofila-a e as variáveis ambientais indicadas nas tabelas 1.7, 1.11 e 1.12 (correlação de Spearman) – seca da fase 1: correlação negativa com nitrato; chuva da fase 3: positiva com fósforo total; e seca da fase 3: positiva com temperatura da água e condutividade elétrica. Na tabela 1.13 estão indicadas as correlações do conjunto dos dados de clorofila-a das três fases da restauração e sete dos nove outros parâmetros mensurados.

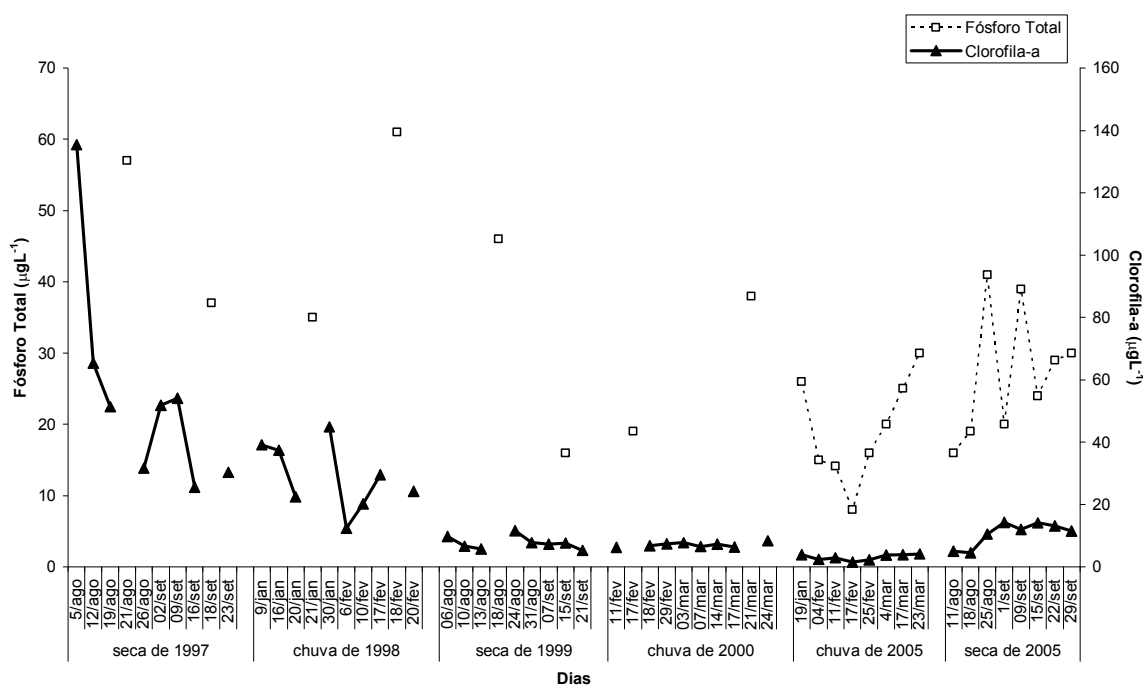


Figura 1.10. Valores de fósforo total e clorofila-a das três fases da restauração (fase 1: 1997/1998; fase 2: 1999/2000; fase 3: 2005), no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF. (Observação: de 1997 até 2000 os dados eram coletados mensalmente.)

FLUTUAÇÃO TEMPORAL DAS VARIÁVEIS MENSURADAS EM MÚLTIPLAS PROFUNDIDADES

pH, Condutividade Elétrica e Oxigênio Dissolvido mensurados em três profundidades

As variáveis pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido foram mensuradas a 1, 3 e 6 metros de profundidade para, juntamente com os valores de temperatura apresentados por meio dos perfis térmicos, subsidiar as inferências relativas às diferenças verticais, ou seja, aquelas encontradas ao longo da coluna d'água, que podem ter relação com a dinâmica do sistema.

pH

A figura 1.11 mostra a variação nos valores de pH ao longo do processo da restauração do lago Paranoá-DF, a 1, 3 e 6 metros de profundidade. Há diferença significativa ($p < 0,05$) entre as fases para os valores obtidos a 1m (ANOVA, $F=3,551$), 3m (ANOVA, $F=9,991$) e 6m (ANOVA, $F=18,673$). Na comparação realizada entre as três fases, verifica-se diferença entre o valores de pH de 1 e 6 metros (Wilcoxon, $Z= - 4,077$) e pH das profundidades 3m e 6 m (Wilcoxon, $Z= - 3,882$), com valores médios em declínio com o aumento da profundidade (pH 1m: $7,3 \pm 0,7$; pH 3m: $7,2 \pm 0,5$; pH 6m: $7,0 \pm 0,6$).

Na fase 1, nota-se valores médios mais elevados a 1 m (pH 1m: $7,1 \pm 0,9$; pH 3m: $6,8 \pm 0,5$; pH 6m: $6,5 \pm 0,4$) e diferença entre 1 e 6 m (Wilcoxon, $Z= - 2,209$) e entre 3 e 6 m (Wilcoxon, $Z= - 2,423$). Na fase 2, onde se verifica os maiores valores para a variável (em todas as profundidades), os intervalos das médias entre as profundidades são menores e os maiores valores referem-se à 1 m (pH 1m: $7,6 \pm 0,6$; pH 3m: $7,6 \pm 0,6$; pH 6m: $7,5 \pm 0,5$) e há diferença entre pH 1 e 6 m (Wilcoxon, $Z= - 2,329$) e entre 3 e 6 m (Wilcoxon, $Z= - 1,990$). Na fase 3 os valores de pH também são superiores na menor profundidade, com menores

variações (pH 1m: $7,2\pm 0,2$; pH 3m: $7,1\pm 0,2$; pH 6m: $7,0\pm 0,3$) e observa-se diferença entre os valores obtidos nas profundidades 1 e 6 (Wilcoxon, $Z = - 2,794$) e 3 e 6 metros (Wilcoxon, $Z = - 2,272$).

Condutividade Elétrica

Na figura 1.12 podem ser verificados os valores de condutividade elétrica nas fases da oligotrofização do lago, a 1, 3 e 6 metros de profundidade. Foi encontrada diferença significativa ($p < 0,05$) entre as fases para os valores obtidos a 1m (ANOVA, $F = 19,331$) e 6m (ANOVA, $F = 29,918$). Confrontando as três fases da restauração, verifica-se diferença entre os valores de condutividade elétrica 1 e 3 metros (Wilcoxon, $Z = - 2,551$), de 1 e 6 metros (Wilcoxon, $Z = - 3,556$) e das profundidades 3 e 6 (Wilcoxon, $Z = - 3,183$), visto que os valores médios de condutividade elétrica são superiores na profundidade 3 metros ($115,9\pm 162,1\mu\text{Scm}^{-1}$), intermediários na profundidade 1 m ($96,6\pm 18,7\mu\text{Scm}^{-1}$) e inferiores no fundo - 6 metros ($88,7\pm 17,6\mu\text{Scm}^{-1}$).

Na fase 1, etapa em que se observam os menores valores de condutividade elétrica (CE), os valores médios mais elevados foram obtidos a 1 m e declinam conforme a profundidade aumenta (CE 1m: $80,5\pm 11,6\mu\text{Scm}^{-1}$; CE 3m: $76,6\pm 10,7\mu\text{Scm}^{-1}$; CE 6m: $71,3\pm 12,4\mu\text{Scm}^{-1}$) e há diferença entre 1 e 6 m (Wilcoxon, $Z = - 2,379$) e entre 3 e 6 m (Wilcoxon, $Z = - 2,328$). Na fase 2, com valores superiores aos da fase anterior, a tendência de queda dos valores médios com a elevação da profundidade se repete (CE 1m: $98,1\pm 17,0\mu\text{Scm}^{-1}$; CE 3m: $96,8\pm 16,2\mu\text{Scm}^{-1}$; CE 6m: $91,8\pm 13,2\mu\text{Scm}^{-1}$) e não é constatada diferença significativa entre os valores das três profundidades estudadas (Wilcoxon). Na fase 3, onde se verifica os maiores valores para a variável (nas três profundidades), os

valores são marcadamente superiores na profundidade intermediária, bem como a variação dos dados (CE 1m: $111,2 \pm 12,8 \mu\text{Scm}^{-1}$; CE 3m: $174,2 \pm 276,3 \mu\text{Scm}^{-1}$; CE 6m: $103,1 \pm 9,4 \mu\text{Scm}^{-1}$) e observa-se diferença entre os valores de condutividade elétrica nas profundidades 1 e 6 (Wilcoxon, $Z = -1,966$).

Oxigênio Dissolvido

A figura 1.13 apresenta a oscilação dos valores do oxigênio dissolvido ao longo das três fases da oligotrofização, nas profundidades 1, 3 e 6 metros. Em todas as fases os valores encontrados a 1 metro são superiores aos demais. Observa-se que diferença significativa ($p < 0,05$) entre as fases para 1m (ANOVA, $F = 21,755$), 3m (ANOVA, $F = 10,557$) e 6m (ANOVA, $F = 13,081$). Entre as fases da restauração do lago há diferença entre os valores de oxigênio dissolvido (OD) das profundidades 1 e 3 metros (Wilcoxon, $Z = -3,882$), de 1 e 6 metros (Wilcoxon, $Z = -5,801$) e das profundidades 3 e 6 (Wilcoxon, $Z = -5,567$), com os valores médios decrescendo conforme aumenta a profundidade (OD 1m: $6,4 \pm 1,6 \text{mgL}^{-1}$, OD 3m: $5,8 \pm 1,3 \text{mgL}^{-1}$, OD 6m: $4,6 \pm 1,5 \text{mgL}^{-1}$).

Na fase 1, que corresponde à época com maior oxigenação da superfície e tendência à anoxia do hipolímnio, os valores médios são muito discrepantes nas profundidades (OD 1m: $7,5 \pm 1,6 \text{mgL}^{-1}$, OD 3m: $5,9 \pm 1,5 \text{mgL}^{-1}$, OD 6m: $3,6 \pm 1,6 \text{mgL}^{-1}$) e há diferença entre os valores de 1 e 3 m (Wilcoxon, $Z = -3,294$), entre 1 e 6 m (Wilcoxon, $Z = -3,517$) e entre 3 e 6 m (Wilcoxon, $Z = -3,352$). A fase 2, caracteriza-se por apresentar pouca variação entre os valores das distintas profundidades (OD 1m: $4,9 \pm 0,6 \text{mgL}^{-1}$, OD 3m: $4,8 \pm 0,6 \text{mgL}^{-1}$, OD 6m: $4,3 \pm 1,0 \text{mgL}^{-1}$) e verificou-se diferença significativa entre os valores das profundidades 1 e 6 m (Wilcoxon, $Z = -2,509$) e entre 3 e 6 m (Wilcoxon, $Z = -2,534$). Na

fase 3 os valores médios são superiores aos das demais, exceto a 1 metro (OD 1m: $6,9 \pm 1,1 \text{mgL}^{-1}$, OD 3m: $6,7 \pm 1,1 \text{mgL}^{-1}$, OD 6m: $5,7 \pm 0,9 \text{mgL}^{-1}$) e observa-se diferença entre os valores de oxigênio dissolvido nas profundidades 1 e 3 m (Wilcoxon, $Z = - 2,106$), entre 1 e 6 m (Wilcoxon, $Z = - 3,518$) e entre 3 e 6 m (Wilcoxon, $Z = - 3,413$).

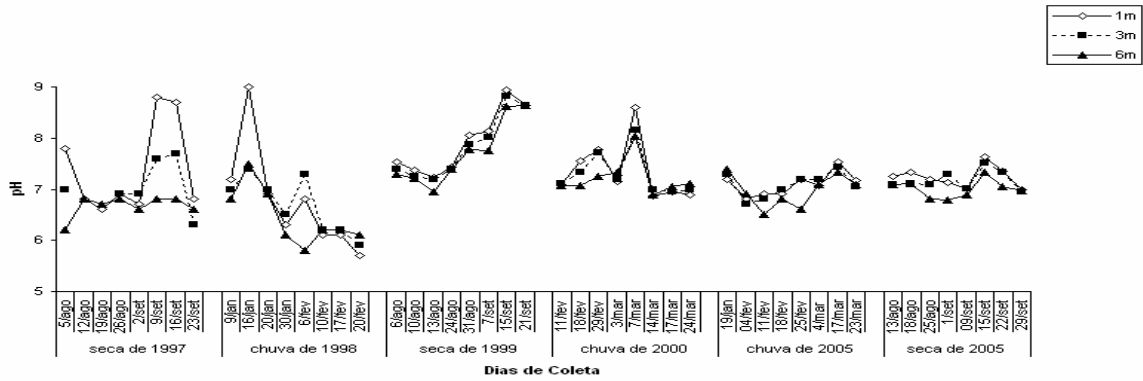


Figura 1.11. Flutuação temporal dos dados de pH a 1, 3 e 6 metros nas fases da restauração do lago Paranoá-DF, braço do Riacho Fundo.

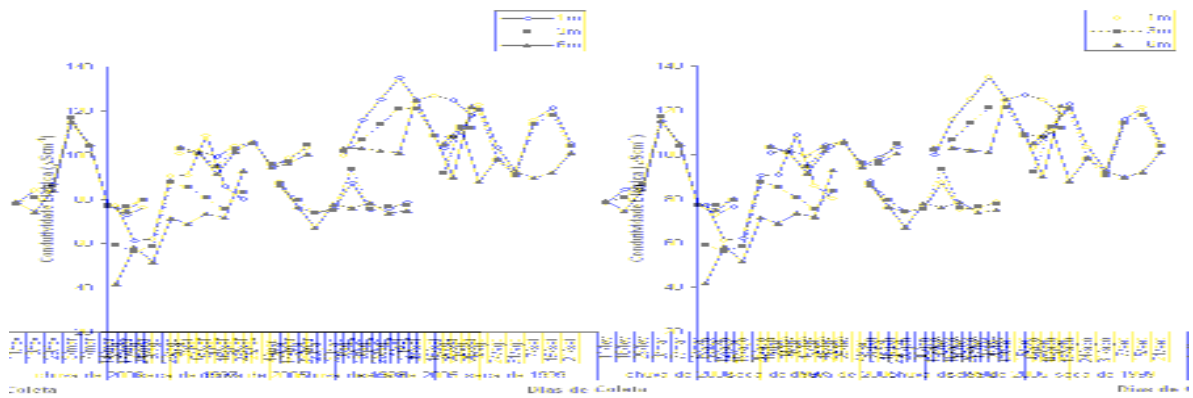


Figura 1.12. Flutuação temporal dos dados de condutividade elétrica a 1, 3 e 6 metros nas fases da restauração do lago Paranoá-DF, braço do Riacho Fundo.

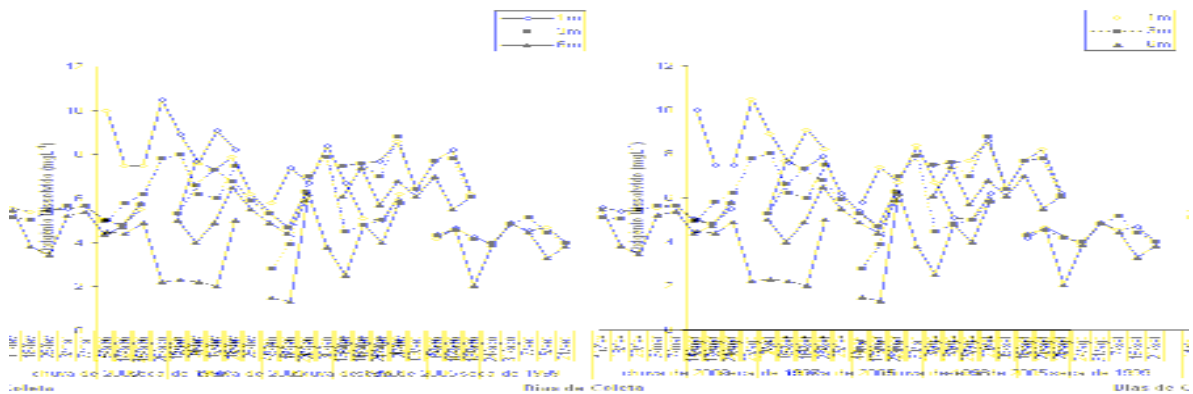


Figura 1.13. Flutuação temporal dos dados de oxigênio dissolvido a 1, 3 e 6 metros nas fases da restauração do lago Paranoá-DF, braço do Riacho Fundo.

Dados Mensais Complementares de Nitrogênio, Fósforo Total e Clorofila-a
(fonte dos dados: CAESB)

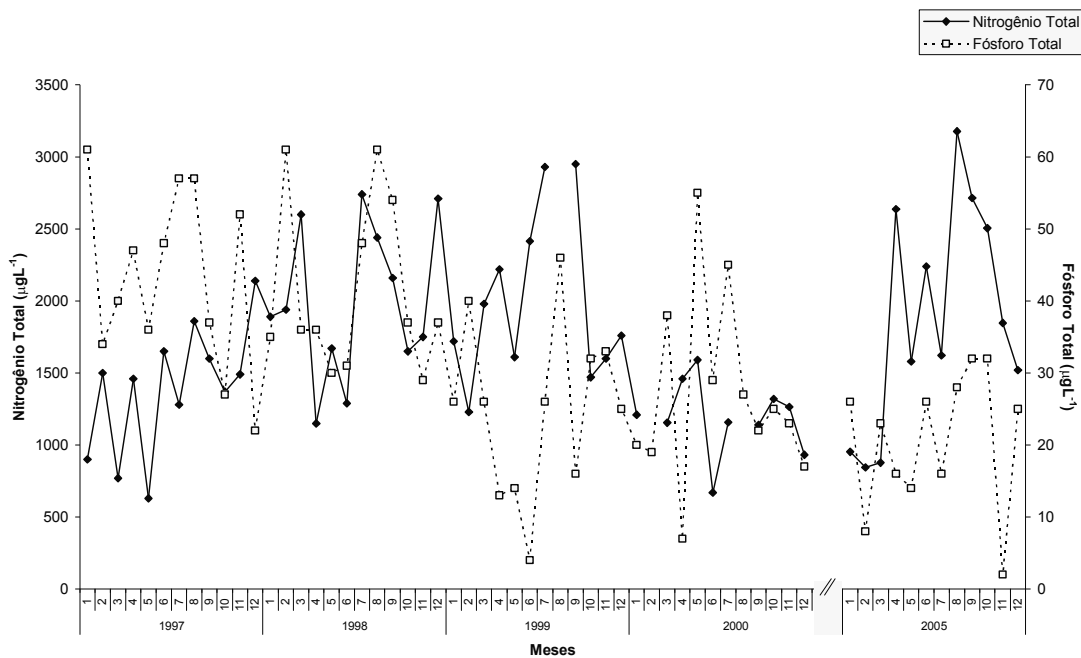


Figura 1.14. Flutuações mensais de nitrogênio total e fósforo total, braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF (dados cedidos pela CAESB).

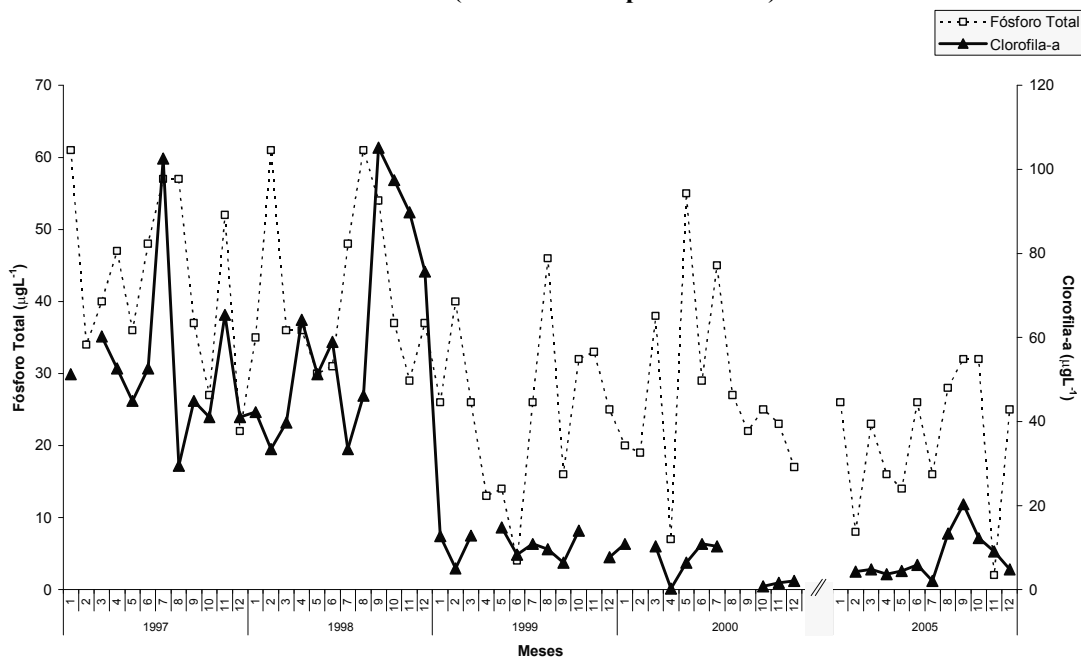


Figura 1.15. Flutuações mensais de fósforo total e clorofila-a, braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF (dados cedido pela CAESB).

Análise exploratória das variáveis abióticas e clorofila-a

A figura 1.16 apresenta os resultados da ordenação, por meio da Análise de Componentes Principais (PCA), das unidades amostrais das 3 fases da restauração do lago Paranoá-DF (por períodos de seca e de chuva) em função das variáveis físicas, químicas e clorofila-a. Na tabela 1.14 está o resumo das correlações entre as variáveis e os 2 primeiros eixos da ordenação. Os eixos 1 e 2 explicaram 56,6% da variabilidade dos dados.

As unidades amostrais dos diferentes períodos (das 3 fases) posicionaram-se formando grupos distintos na figura 1.20.

Com relação ao eixo 1, que explica 38,5% da variabilidade dos dados, as unidades amostrais da fase 1 (seca de 1997 e chuva de 1998) e da chuva de 2000 – fase 2 – posicionaram-se na parte negativa, e, em posição, àquelas relativas à fase 3 (chuva e seca de 2005) e à seca de 1999 – fase 2 – concentram-se do lado positivo do eixo.

A variável de maior correlação com a parte positiva do eixo 1 foi o comprimento da zona eufótica ($r = 0,401$). Outros fatores apresentaram correlação menos expressiva (nitrogênio total, condutividade elétrica e íon amônio, com $r < 0,4$). Correlacionaram-se à parte negativa, porém não significativamente ($r < 0,4$), fósforo total e clorofila-a.

Quanto ao eixo 2, que explicou 18,1% da variabilidade dos dados, as unidades amostrais referentes à chuva de 1998 (fase 1) e chuva de 2005 (fase 3) posicionaram-se (em sua totalidade) na parte negativa, correlacionando-se a temperatura da água ($r = -0,482$); enquanto àquelas da seca de 1999 (fase 2) encontram-se no lado positivo, apresentando maior correlação com nitrato ($r = 0,611$). A maioria das amostras da seca de 1997 (fase 1) também se concentraram na parte positiva, porém as unidades relativas à chuva de 2000 (fase 2) e seca de 2005 (fase 3) dividiram-se entre ambos os lados do eixo, ao centro.

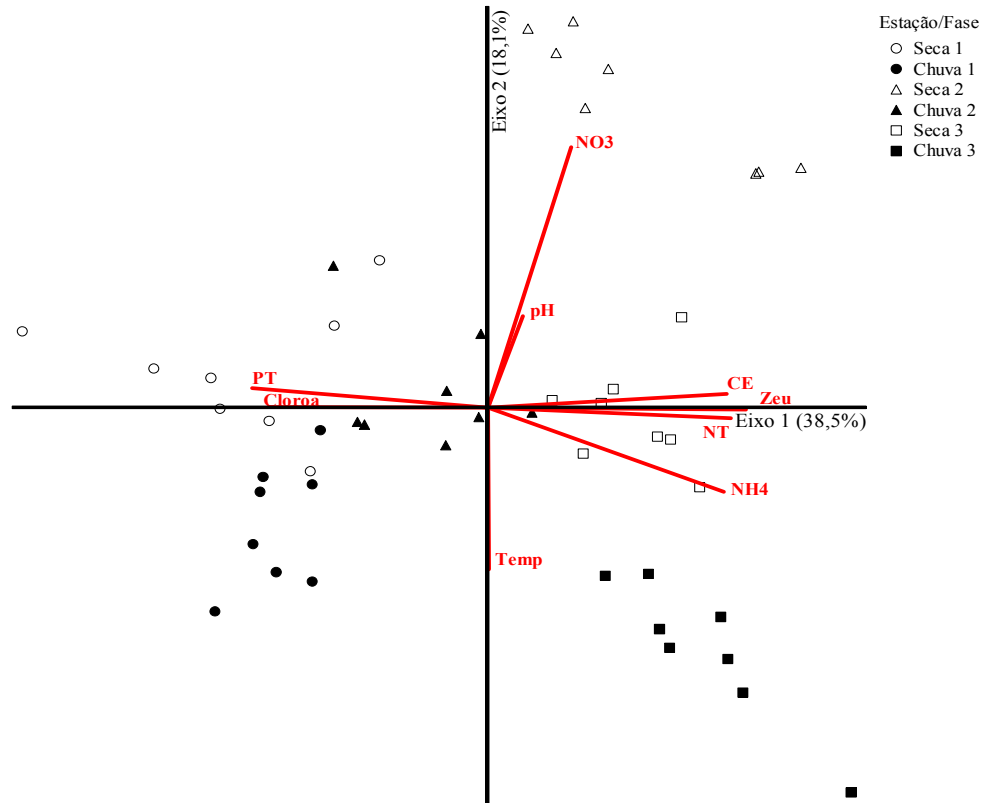


Figura 1.16. Diagrama de ordenação - Análise dos Componentes Principais (PCA) – das amostras das três fases da restauração do lago Paranoá-DF, em períodos de seca (figura vazias) e de chuva (figuras cheias), com a respectiva fase informada (legenda).

Tabela 1.14. Coeficientes de correlação de Pearson e Kendall entre as variáveis nas fases 1 (seca de 1997 e chuva de 1998), 2 (seca de 1999 e chuva de 2000) e 3 (chuva e seca de 2005) da restauração do lago Paranoá-DF. (eixos 1 e 2 da ordenação). (Em negrito $r > 0,4$.)

Variável	Abreviação	Componente Principal	
		I	II
Temperatura	TEMP	0,028	-0,482
Zona Eufótica	ZEU	0,401	-0,055
pH	pH	0,148	0,362
Condutividade Elétrica	CE	0,386	0,140
Oxigênio Dissolvido	OD	-0,171	-0,276
Clorofila-a	CLOROA	-0,371	0,038
Nitrato	NO3	0,228	0,611
Íon Amônio	NH4	0,385	-0,347
Fósforo Total	PT	-0,384	0,166
Nitrogênio Total	NT	0,390	-0,121
Explicabilidade		38,5%	18,1%

1.2.2. DISCUSSÃO

A proposta do presente sub-capítulo expõe as análises das variáveis físicas e químicas do trabalho, é de apresentar as condições da água do lago Paranoá ao longo das três fases do processo de oligotrofização [antes do *flushing* do final de 1998-fase 1, poucos meses após esse processo-fase 2 e seis anos depois do evento (no ano de 2005)-fase 3], além de servir como subsídio para a discussão da relação entre tais variáveis e os aspectos relativos à comunidade fitoplanctônica, no capítulo 2, e no capítulo 3. A importância da análise integrada é fundamental e a literatura cita estreita relação entre a disponibilidade de recursos ambientais e o crescimento e reprodução de organismos, especialmente concernente à biodiversidade (Di Castri & Younes, 1990) e ao controle biótico (Chapin *et al.*, 1997).

Nos trópicos, a radiação solar e a temperatura tendem a permanecer com valores mais elevados do que na região temperada durante o ano todo, especialmente na estação chuvosa, e valores mais baixos de temperatura são característicos da época seca.

Particularmente nesta região climática, as principais funções de força dos corpos d'água são as variações diárias da temperatura, a direção e a intensidade dos ventos, e o regime de chuvas (Hutchinson, 1957; Talling, 1969; Lewis, 1996).

No Distrito Federal, na estação seca, a diferença entre a máxima e a mínima temperatura do ar medidas diariamente é bastante expressiva. Assim como no presente trabalho, onde se constatou diferença significativa entre as estações climáticas das fases 1 e 3 para a temperatura da água (a um metro), também Branco (1991) e Philomeno (2003) observaram, no lago Paranoá, temperatura da água mais baixa na seca. Esses valores

associados à queda da umidade relativa do ar (que implicam em maiores perdas de calor para a atmosfera) podem ser responsáveis pela homogeneização da coluna d'água do lago no período, devido ao provável aumento ocorrido na densidade da água.

Os ventos observados na região são considerados de fracos a moderados, sendo mais efetivos na estação seca (Giani, 1984; Toledo, 1986). Por esta razão, dificilmente tal fator isoladamente pode provocar a mistura da coluna d'água. (Toledo, 1986; Esteves, 1998). Mendonça-Galvão (2005) calculou o Número de Wedderburn para as estações seca e na chuvosa no braço do ribeirão do torto do lago Paranoá. Tal procedimento consiste na obtenção de uma medida adimensional do potencial de mistura da coluna d'água, considerando estabilidade, vento e zona de mistura. Os resultados sugeriram que mesmo ventos bastante fracos podem romper as diferenças de densidade das camadas de água e mesclar a coluna d'água na região, tanto na seca quanto na chuva. É importante registrar que os pontos de coleta do trabalho de Mendonça-Galvão (2005) e deste apresentam diferenças marcantes quanto à ocupação da bacia de drenagem e quanto às variáveis abióticas e bióticas do sistema aquático.

As temperaturas superiores produzem elevação nas taxas das reações químicas e biológicas, servindo como catalisador no meio aquático. Em águas com maior intensidade de calor, observa-se diminuição da solubilidade e o aumento da taxa de transferência de gases, podendo inclusive ser liberados gases de odores desagradáveis (von Sperling, 1996). Então, o processo metabólico dos organismos é acelerado pela temperatura mais elevada. Nos trópicos, portanto, para um mesmo suprimento de nutrientes, o grau de trofia de corpos lênticos é nitidamente superior do que este para latitudes mais elevadas (Kilham & Kilham, 1990; Lewis, 1996).

Vários estudos foram produzidos com objetivo de estimar o grau de trofia de corpos hídricos, e a maior parte desses foi desenvolvida com dados de ambientes temperados (Sakamoto, 1966; Vollenweider, 1968; Lee *et al.*, 1981; Vollenweider & Kerekes, 1982; Nürnberg, 1996). Dentre as variáveis eleitas como descritoras das condições dos sistemas, destacam-se o fósforo total, o nitrogênio, a transparência da água e a clorofila-a. Para ambiente aquático tropical, adota-se Salas & Martino (1990), que não considera o elemento nitrogênio no método.

A figura da análise de componentes principais mostra a formação de diferentes grupos, conforme a estação climática e a fase da restauração a que pertence. Tal comportamento das unidades amostrais subsidiou a separação do presente estudo em três fases. Com isso, na discussão considera-se as discrepâncias e semelhanças tanto entre as fases como entre períodos climáticos similares (secas e chuvas como dois grupos).

Com base em dados mensais secundários, fornecidos pela empresa de saneamento local (CAESB), calculou-se o índice de estado trófico nas três fases da recuperação do lago Paranoá-DF, seguindo as sugestões de Salas & Martino (1990), primeiramente para fósforo e, em seguida, clorofila-a.

Na fase 1, na seca e na chuva as médias das concentrações de fósforo total sugere que o lago apresentava-se mesotrófico, não obstante a variação expressiva dos dados. Na fase 2 verifica-se efetivamente queda no estado trófico, com relação ao fósforo total. Na seca e na chuva da fase logo após o *flushing* (fase 2) as médias indicam oligotrofia. Para a fase 3 (5 anos após a fase 2), onde as amostras de seca e de chuva foram obtidas no mesmo ano, os resultados também sugerem menor grau de trofia, como na fase anterior.

Podem ser apontadas possíveis justificativas (além da dinâmica interna) para a oscilação/discrepância dos dados de fósforo total entre níveis de trofia diferentes, válidas

também para a tendência de aumento de íon amônio na fase 3 (na estação de chuvas): 1) a pluviosidade (precipitação) pode estar relacionada à variação marcante dos dados, devido ao efeito de diluição, ao escoamento das galerias de águas pluviais e ao carreamento da bacia de drenagem, 2) a carga de esgoto lançada, mesmo com alta eficiência da estação de tratamento de esgotos (ETE-sul), pode apresentar e provocar variações (bem como fatores inerentes ao funcionamento da ETE), e deve-se considerar a contribuição das diversas fontes de esgoto bruto a jusante da estação (oficialmente controladas), e 3) o sedimento comumente libera fósforo à coluna d'água em determinadas condições.

É fato que a precipitação interfere nas características do ambiente e os períodos de seca e de chuva são bem marcados na região, então a primeira suposição pode ser válida.

Com relação à ETE-sul, foi possível obter informações junto à companhia de saneamento responsável por sua operação, e não foi percebida (pela equipe da instituição) qualquer alteração indicativa nos dados coletados mensalmente pela CAESB.

Deve-se atentar, principalmente, ao fato da densidade populacional ter aumentado consideravelmente na bacia de drenagem e em todo o Distrito Federal. Especialmente na área de contribuição do braço do Riacho Fundo, destacam-se os bairros Águas Claras (com imóveis regularizados, parte ainda em construção, contando com projeções para abrigar grande número de habitantes), Arniqueiras (loteamentos que anteriormente eram áreas arrendadas para práticas agrícolas) e Vicente Pires (loteamento irregular), este último apresentando-se ainda com condições insatisfatórias quanto à questão sanitária (fossas). Também bairros não tão recentes (Núcleo Bandeirantes, Park Way, Riacho Fundo I e II, Areal-considerado parte de Águas Claras- e a invasão da Estrutural) contribuem marcadamente para o aumento na carga de esgotos lançada no lago Paranoá, por meio do Riacho Fundo.

O expressivo aumento populacional interfere na carga de esgotos lançada no corpo lótico Riacho Fundo e seus afluentes (Vicente Pires, Samambaia-3ª ordem- e Guará) e na carga remanescente do tratamento. Isso ocorre porque mesmo com a eficiência da ETE-sul sendo alta e monitorada diariamente, gradualmente eleva-se a quantidade de nutrientes do efluente do lago e conseqüentemente, a porcentagem de eficiência fixa corresponde a um valor de nutrientes mais elevado. Este fato pode ser a principal explicação para o aumento na concentração encontrada em 2005 de íon amônio, que quimicamente associa-se à poluição (esgoto) recente.

As fontes difusas podem ser controladas em todo o corpo hídrico, mas a fiscalização demanda disponibilidade de recursos financeiros e humanos. É comum, em vários sistemas aquáticos brasileiros, que sejam cometidas infrações/lançamentos no período noturno ou outro em que as ações do órgão responsável são dificultosas, mas não se tem conhecimento seguro sobre tais práticas poluidoras no lago Paranoá.

Quanto à questão do sedimento (aqui analisada superficialmente pela ausência de amostras da interface água-sedimento, uma vez que não faz parte do escopo do presente trabalho, podendo servir como sugestão para estudos futuros), poderia haver liberação de fósforo (ressuspensão) em caso de condições propícias ao processo (ambiente reduzido).

Foram realizadas coletas até 6 metros de profundidade, a fim de corroborar a estrutura térmica, separação ou homogeneização de massas d'água verticalmente. Poder-se-ia tentar inferir algo a partir de informações de temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido disponíveis (o lago Paranoá conta com profundidade média de 12m).

Os dados de 6 metros de profundidade mostram que os valores de pH não apresentou variação expressiva (e sim tendência à neutralidade), a condutividade elétrica conservou-se elevada como nos primeiros metros, o oxigênio dissolvido mostrou valores

relativamente elevados (cerca de 6mgL^{-1}) e perfil térmico (até 9 metros) apontou estratificação na profundidades superiores a 6 metros. Dessa forma, a partir dos dados disponíveis, não há evidência clara (exceto pela estratificação) de condição redutora e/ou ressuspensora do fósforo depositado, como verifica-se em Golterman (2001), na recuperação de lago dinamarquês.

Além disso, são várias as formas de incorporação (alóctone) de fósforo ao sistema, o que torna a investigação e a previsão ainda mais incertas. Apesar da principal fonte natural de fosfato serem as rochas da bacia de drenagem, o aporte de fosfato pode provir de material particulado presente na atmosfera e do produto da decomposição de organismos alóctones (Esteves,1998). Porém, as fontes artificiais podem ser apontadas como as mais importantes atualmente (nas regiões urbanas e rurais), onde se destacam os esgotos domésticos (notadamente produtos de limpeza) e industriais (além de material particulado atmosférico de origem industrial). Também os fertilizantes agrícolas representam grandes riscos à qualidade das águas no campo.

A relação entre o teor de fósforo no sistema aquático e aspectos relativos aos organismos é conhecida há bastante tempo. Porém, cogitou-se que as algas responderiam exclusiva ou preferencialmente à disponibilidade de nitrogênio (nitrato). Atualmente, vários trabalhos relacionam às alterações na disponibilidade de fósforo as mudanças na composição, na riqueza de espécies, na densidade populacional, entre outras alterações na comunidade fitoplanctônica (Yoshiyama & Sharp, 2006; Staehr & Sand-Jensen, 2006; Jones & Elliott, 2007).

É importante registrar que relevância desse nutriente se estende a toda a cadeia alimentar. Atualmente há evidências de mudança nas estratégias de crescimento de macrófitas em decorrência da variação de fósforo em seus tecidos (Garbey *et al.*, 2004).

Mesmo o fósforo apresentando relação direta com a biomassa algal do ecossistema, nem sua disponibilidade, nem sua taxa de reciclagem não podem ser previstas quantitativamente. O desconhecimento numérico da dinâmica do sistema a partir da concentração pode dificultar as ações envolvendo este elemento nos processos de restauração de corpos lênticos. Sas (1989) observou que os sistemas respondem de forma marcante a concentrações inferiores $5\mu\text{gL}^{-1}$ de fósforo reativo solúvel e mais estudos sobre o tema, em ambientes diversos, são necessários para sustentar e generalizar tal afirmação.

Como na maior parte dos ecossistemas aquáticos o fósforo pode ser considerado o principal de interferência na produtividade primária (Henry *et al.*, 1998, Esteves, 1998) e sua presença depende da densidade e da atividade de organismos fotossintetizantes - com assimilação e incorporação à biomassa, sugere-se que o fósforo seja o fator preponderante na eutrofização artificial (Esteves, 1998; Wetzel, 2001). É fundamental, portanto, considerar a estimativa da biomassa algal, expressa na forma de clorofila-a, para validar as suposições.

Os valores de clorofila-a mostraram-se marcadamente mais baixos após a fase 1 do estudo, com destaque para a queda brusca entre a primeira e a segunda fase. Andreoni-Batista (2007) compara os resultados da fase 3 com valores encontrados em reservatórios de menor grau de trofia, como é o caso de Ribeiro *et al.* (2005), no acompanhamento da formação de reservatório no estado do Paraná.

A aplicação do índice de Salas & Martino (1990) para valores de clorofila-a (figura 1.15) sugere, na fase 1 (anos de 1997 e 1998), que o lago Paranoá era um ambiente hipereutrófico. Na fase 2 (1999 e 2000), observa-se relevante mudança nos valores de clorofila-a, e, segundo o índice, o sistema apresenta-se mesotrófico. A fase 3 (ano de 2005) também está relacionada à mesotrofia.

Nas últimas décadas, a água passou a ser vista com o valor que de fato possui para a vida humana e dos demais seres vivos. Para sanar o processo de eutrofização (principalmente eutrofização artificial, em corpos d'água urbanos), que impede o emprego dos sistemas aquáticos para a multiplicidade de usos que estes podem prover às diversas sociedades, várias experiências têm sido realizadas em corpos aquáticos do mundo todo, especialmente na região temperada – e, segundo Jeppesen *et al.* (2005b), como subsídio para estudos em ambientes tropicais –, com o intuito de conter e reverter o processo de eutrofização a partir do controle de nutrientes. E, nesses casos, para garantir a manutenção da condição de menor trofia procura-se realizar monitoramento eficiente.

As respostas ao decréscimo nas concentrações de nutrientes foram as mais variadas, contando com cronologias de resultados diversas – especialmente em Anneville & Pelletier (2000) e em Ruggiu *et al.*, (1998), onde se pode notar atraso na resposta da comunidade fitoplanctônica –, nas décadas de acompanhamento (Jeppesen *et al.*, 2005a). A convergência dos trabalhos (com sucesso) revela-se nas mudanças envolvendo a dinâmica do ambiente, o que produz reflexos evidentes em vários níveis da cadeia trófica.

É comum observar trabalhos publicados, relacionados à oligotrofização, que contam com dados de concentração de fósforo, de nitrogênio, de clorofila-a (e relações entre estes fatores) e aspectos relativos às comunidades – mais frequentemente o fitoplâncton, seguido das respostas do zooplâncton e da ictiofauna. Alguns incluem dados de temperatura da água (Köhler *et al.*, 2005), e raramente outros parâmetros físicos e/ou químicos, como pH (Sondergaard *et al.*, 2005), mesmo sendo unânime a importância do retrato mais completo do ambiente, principalmente para aqueles que experimentaram modificações, como a oligotrofização. Em Jeppesen *et al.* (2005c) e em outros estudos da equipe, por exemplo, sugere-se que a elevação da temperatura da água no verão esteja relacionada à liberação do

fósforo do sedimento para a zona pelágica (em lagos rasos), o que implica em modificações marcantes nas comunidades aquáticas como o aumento na produtividade, também observado por Phillips *et al.* (2005).

Como é arriscado comparar ambientes com características diferentes – região tropical e temperada (ousa-se confrontar dados dos trópicos apenas com aqueles obtidos no verão da região temperada, mas com muita cautela) –, a maior contribuição do presente trabalho pode ser a apresentação dos dados obtidos (com análises relevantes) para servirem de subsídio a estudos posteriores. Os dados de fatores físicos e químicos, além da clorofila-a (parâmetro biológico), obtidos em três fases do processo de restauração do lago Paranoá-DF, foram tratados de forma a subsidiar os futuros trabalhos realizados em ambientes tropicais, para que possam haver comparações e, até mesmo, posteriores generalizações e modelagens.

No lago Paranoá, as variáveis ambientais mostraram diferenças significativas entre as duas estações climáticas das três fases. Em todas as fases podem-se notar diferenças nos valores de oxigênio dissolvido, nitrogênio total, nitrato e íon amônio entre a seca e a chuva. Tal fato pode estar relacionado à dinâmica do sistema, que certamente experimentou transformações em resposta aos menores valores de fósforo e de transparência da água.

Na fase 1, soma-se também a temperatura da água e a clorofila-a como fatores discrepantes entre os períodos seco e chuvoso. Na fase 2, acrescenta-se a condutividade elétrica aos fatores comuns, citados na parágrafo anterior. Na fase 3, além de todos os parâmetros citados para a fase 1, a condutividade elétrica apresentou diferença na comparação entre períodos climáticos.

Nota-se que na fase 3 somam-se todas as variáveis que apresentaram diferença significativa nas épocas anteriores. Como uma das conseqüências da eutrofização é a

quebra da estabilidade do sistema, então o aumento na quantidade de variáveis com comportamento diverso nas estações climáticas da região (seca e chuva) pode sugerir retorno às condições de qualidade da água anteriores ao *flushing*, já que a interferência do clima sob os parâmetros pode estar aumentada na terceira fase da restauração, proporcionando indiretamente maiores alterações ao sistema aquático.

A suposta vulnerabilidade ou flexibilidade (resistência diminuída às mudanças/menor resiliência) da fase 3 pode ainda ser própria de um sistema em fase de transição, o que provavelmente se aplica ao lago pelos motivos informados a seguir. As maiores alterações em relação aos nutrientes já haviam ocorrido antes do início dos trabalhos, com a instauração do tratamento terciário (em 1993), porém sem resultar em melhoria aparente na qualidade da água, à época. Dois fatores relevantes corroboram a sugestão da oligotrofização: diminuição da clorofila-a e aumento da transparência da água (consequentemente elevação da profundidade da zona eufótica), comuns às fases 2 e 3. Em contrapartida, os teores de oxigênio dissolvido e o pH apresentaram valores semelhantes nas fases 1 e 3.

Pontualmente, as formas nitrogenadas podem apresentar valores discrepantes na seca e na chuva como efeito da diluição, somado a estrutura térmica do ambiente, que pode ser associada às diferenças de temperatura encontradas nas diferentes estações climáticas e ventos na região. Também os valores de oxigênio dissolvido provavelmente diferem nos períodos devido à estratificação ou homogeneização da coluna d'água e à temperatura, além do efeito de diluição provocado pelas chuvas. Tais razões envolvem a biomassa algal, uma vez que no lago são encontrados menos organismos na estação chuvosa e, conseqüentemente a liberação de oxigênio dissolvido na água é menor (Philomeno, 2003).

Quanto às correlações intrafásicas, nota-se que o menor número de correlações entre as variáveis ambientais foram encontradas na seca de 1997 e na seca de 2005, fases 1 e 3, respectivamente. É semelhante também o número de associações entre os parâmetros físicos e químicos obtidos nas estações de chuva dessas mesmas fases. Entretanto, poucos meses após o *flushing*, na seca da fase 2 (1999), pode-se observar quase quatro vezes mais correlações significativas entre os fatores ambientais mensurados nas secas anterior e posterior, e na estação chuvosa da fase 2 (2000) a quantidade foi similar à verificada nos períodos de chuva das fases 1 e 3.

As análises envolvendo os parâmetros (ambientais e a clorofila-a) resultaram em respostas relevantes quanto às peculiaridades das fases da restauração do lago Paranoá, fornecendo elementos embasadores para uma possível diferenciação entre as três fases.

Da fase 1 destaca-se a correlação significativa negativa existente entre o nitrato e a clorofila-a e, uma vez que se poderia esperar o contrário (Saunders, 1957; Wetzel, 2001). É válido supor que, como o lago foi, por cerca de três décadas, dominado por algas capazes suportar condições de deficiência de nitrogênio (Cyanobacteria), podem ser encontrados elevados valores de clorofila-a mesmo com baixa concentração de nitrato (Reynolds *et al.*, 2002). Ademais, o íon amônio é a forma nitrogenada de absorção energeticamente mais viável, e as formas orgânicas só são aproveitadas em caso de escassez na oferta das formas inorgânicas (Esteves, 1998).

Na fase 2, a seca de 1999 correspondeu ao primeiro período estudado após o *flushing*. Relaciona-se à esta estação climática as mudanças mais marcantes verificadas nas características físicas, químicas e biológicas do ecossistema. Contudo, é notório o número aumentado de correlações significativas associadas à seca da fase 2: as formas nitrogenadas

e o fósforo total apresentaram correlação com o comprimento da zona eufótica, com a temperatura da água e com o pH.

Do período chuvoso da fase 3 destaca-se a correlação significativa positiva entre a clorofila-a e o fósforo total, que é amplamente analisada e fundamenta os estudos de oligotrofização de reservatórios de clima temperado (Anderson *et al.*, 2005; Sondergaard *et al.*, 2005; Phillips *et al.*, 2005, entre outros).

Não somente a escolha dos testes estatísticos (Wilcoxon e Tukey) influencia os resultados, mas ainda o critério de aplicação e a análise dos resultados. Curiosamente, quando se compara isoladamente um parâmetro com relação à sua variação nas três fases da recuperação do lago, observa-se que as respostas são diversas.

Variáveis que apresentaram mudanças diretamente relacionadas ao *flushing* apontaram diferença significativa entre a primeira fase do estudo e as demais (transparência/zona eufótica e clorofila-a). E dependendo dos fatores eleitos pode-se obter informações que sugiram que a fase 2 é a que apresenta diferenças mais expressivas (pH, oxigênio dissolvido), ou que atribuam à fase 3 as maiores discrepâncias (temperatura, condutividade elétrica de e íon amônio). Além das diferenças entre as fases, a maior parte dos parâmetros mostrou que há diferença significativa entre secas das fases 1, 2 e 3, e entre as chuvas das três fases, quando comparadas.

Algumas relações relevantes foram obtidas com o agrupamento dos dados obtidos a um metro de profundidade de todas as fases. A relação direta entre condutividade elétrica e concentração de nutrientes foi verificada por Güntzel (2000). A conseqüente maior quantidade de íons dissolvidos provoca diminuição na transparência da água/zona eufótica.

É conhecida a relação direta entre oxigênio dissolvido e o metabolismo dos organismos aquáticos, como fotossíntese, respiração, decomposição de matéria orgânica,

entre outros fatores (citada em von Sperling, 1996). A relação direta entre oxigênio dissolvido e clorofila-a pode ser explicada pelo fato das coletas terem sido realizadas na profundidade onde se encontra a maioria das algas, organismos produtores de oxigênio e estimados quantitativamente pela clorofila-a. Andreoni-Batista (2007) relata supersaturação de oxigênio dissolvido na seca e sugere relação entre saturação e concentração, em detrimento da relação entre saturação e temperatura da água.

A relação direta encontrada entre clorofila-a e fósforo total justifica-se pelo fato do fósforo ser um fator limitante para grande parte das algas (Esteves, 1998, Wetzel, 2001), mas podem ocorrer episódios em que a clorofila-a não acompanha as variações nas concentrações de fósforo [Moss *et al.* (2005) e no presente estudo do lago Paranoá]. Então, por equivalência, é esperado que o fósforo apresente-se inversamente correlacionado com a transparência da água, visto que o elemento em questão trata-se de um nutriente para o fitoplâncton, e que dependendo da densidade algal pode até ser formada uma espécie de barreira, dificultando ou obstruindo a penetração da luz na água. Desta forma, é esperada a relação inversa entre clorofila-a e transparência (Sondergaard *et al.*, 2005).

É conveniente mencionar que baixos valores de transparência (comprimento de zona eufótica), como os encontrados na fase 1, podem estar relacionados a um nível de eutrofização mais elevado do ecossistema (Wetzel, 2001; Margalef, 1983), associados às florações algais características da época (Branco, 1991; Philomeno, 2003).

Na região temperada, como já se passaram muitos anos (décadas) desde o início dos processos de oligo e re-oligotrofização nos lagos, comparações entre os anos e as estações estão bem definidas, e, com o controle, as tendências foram evidenciadas.

Enquanto nos trópicos os estudos em ambientes naturais estão em fase inicial, com levantamento de dados [Mendonça-Galvão (2005) e o presente trabalho], em latitudes mais

elevadas estão sendo elaborados modelos matemáticos envolvendo o ecossistema como um todo (Heino & Soininen, 2006). Sabe-se que há modelo de balanço de massa, desenvolvido na região temperada, que prevê valores de retenção de fósforo na biota em lagos, com base em coletas semanais (Håkanson *et al.*, 2003), periodicidade eleita para o presente trabalho.

Ainda não há uma política bem definida com relação à poluição de corpos hídricos no Brasil e, a exemplo do que ocorre nas nações onde as ações têm sido empregadas com sucesso, é necessário que sejam realizados estudos profundos para o pleno conhecimento desses sistemas, antes de se eleger as ferramentas para restauração e manutenção de condições de qualidade adequadas aos usos da água, particulares de cada região.

Em estudos de restauração de lagos na região temperada, observa-se que a maioria dos lagos tem se aproximado de um novo equilíbrio nas concentrações de fósforo e de nitrogênio cerca de 10 a 15 anos (para fósforo) e 0 a 5 anos (para nitrogênio), após uma maior redução de carga, e isso sem considerar o tempo de retenção (Anderson *et al.*, 2005).

No caso do lago Paranoá – que além de estar situado em área urbana, é influenciado pelas peculiaridades do clima tropical e não contou com a remoção da vegetação antes de seu enchimento –, pode ser que as estações de tratamento de esgotos precisem ser ampliadas periodicamente, devido ao acentuado e contínuo crescimento populacional na área dos afluentes. Ainda assim, esse equilíbrio sugerido por Anderson *et al.* (2005) pode tardar ou, ainda que aconteça, pode apresentar conseqüências diferentes daquelas verificadas na região temperada (pode, por exemplo, ser instável nos trópicos), devido ao aumentado metabolismo dos sistemas tropicais. E, no caso do lago Paranoá, é necessário determinar o evento, o ponto inicial da contagem do tempo, que realmente marcou o início da modificação do sistema, pois a ETE-sul começou a operar com tratamento terciário em 1993, mas as mudanças relevantes na comunidade fitoplanctônica só foram evidenciadas

após o *flushing* do final, no ano de 1998 (como é mostrado no capítulo referente à comunidade fitoplanctônica e suas relações com as variáveis ambientais, neste trabalho).

É fato que o lago Paranoá está passando por um processo de oligotrofização, iniciado em 1993 – com redução na carga de nutrientes (Felizatto *et al.*, 2000) –, e que, portanto, os dados obtidos podem estar indicando um ambiente em transição, ainda oscilante entre características de diferentes estados tróficos. Não é possível comparar os dados adquiridos com outros dados próprios de ambiente tropical, por não ter sido encontrado relato de experiência similar. Mas, é importante enfatizar que reservatórios urbanos estão freqüente e fortemente sujeitos à ação antrópica, o que favorece o retorno às condições anteriores ao *flushing*.

Portanto, urge a necessidade de planejamento de ações futuras envolvendo não somente o lago, mas toda a bacia de drenagem, para que se proporcione condições de manutenção de meso ou oligotrofia. Pode ser que os resultados da fase 2 sejam mais convenientes do que aqueles verificados na fase 3, pois, embora as concentrações de fósforo total apresentem tendência de declínio dos valores em 2005, outros parâmetros podem indicar sutil inclinação ao aumento do grau de trofia na fase 3 comparada à fase 2 (íon amônio e clorofila-a, especialmente na estação de estiagem, e condutividade elétrica, em ambas as estações climáticas da fase 3).

Conclusões

As análises sugerem que o ambiente está em fase de transição, visto que diminuição da clorofila-a e o aumento na transparência da água indicam melhoria na qualidade da água, porém a elevação da condutividade elétrica e as semelhanças dos teores de oxigênio

dissolvido e do pH verificadas nas fases 1 e 3 podem sugerir vocação do sistema retornar às condições experimentadas antes do *flushing*.

Capítulo 2. A COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E A OLIGOTROFIZAÇÃO DO LAGO PARANOÁ-DF

O presente capítulo tem como objetivo principal a análise do processo de oligotrofização ao longo das três fases de estudo, a partir dos dados obtidos nas coletas semanais em pares de estações de seca e de chuva (seca de 1997 e chuva de 1998, seca de 1999 e chuva de 2000, e chuva e seca de 2005). A sucessão de eventos e as variações dos fatores bióticos (fitoplâncton) e abióticos são analisadas, com vistas ao estabelecimento de relações entre as variáveis e entre os diferentes estágios da restauração, apontando reflexos das condições ambientais na estrutura e na dinâmica da comunidade fitoplanctônica.

2.1. RESULTADOS

O presente trabalho conta com dados coletados em 1997 e 1998, quando o braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF apresentava-se em avançado processo de eutrofização – FASE 1, dados coletados em 1999 e 2000, época em que certa melhoria nas condições da água foi constatada por vários indicadores – FASE 2 – e, após essa fase, dados de 2005, momento em que o corpo d'água apresentou indícios de regresso ao estágio de degradação, similar àquele verificado nos anos anteriores – FASE 3. Dessa forma, os resultados (e as figuras) apresentarão os dados semanais dos períodos na seguinte ordem cronológica: seca de 1997, chuva de 1998, seca de 1999, chuva de 2000 e chuva e seca de 2005.

VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS

Optou-se por resumir, no início deste capítulo, o comportamento de algumas das variáveis ambientais nas estações das três fases, relacionando-as com a clorofila-a.

A temperatura média da água comumente promove clara distinção entre os períodos climáticos na região. Porém, na fase 2, não foi observada diferença significativa da variável entre a seca e a chuva (Wilcoxon). Também os baixos teores de oxigênio dissolvidos distinguem a fase 2 das demais etapas da oligotrofização.

Os valores de condutividade elétrica apresentaram elevação ao longo do período (ANOVA, $F=18,463$, $p<0,05$), juntamente com a transparência da água/zona eufótica (ANOVA, $F=25,396$, $p<0,05$), que apresenta correlação significativa negativa com clorofila-a (Spearman, $r_s=-0,667$).

Opostamente, as concentrações de fósforo total apresentaram tendência ao decaimento (ANOVA, $F=20,725$, $p<0,05$), apresentando valores médios mais elevados nos períodos de estiagem. Há alta correlação significativa positiva entre fósforo total e clorofila-a (Spearman, $r_s=0,419$).

Os valores de nitrogênio total mostraram diferença significativa entre as estações climáticas (ANOVA, $F=17,667$, $p<0,05$). Verificou-se os maiores valores na fase 3, com indicação de tendência à elevação dos valores médios, além de correlação significativa negativa com clorofila-a (Spearman, $r_s=-0,329$).

BIOMASSA ALGAL – CLOROFILA-A

A tabela 2.1 mostra a estatística descritiva da clorofila-a nas três fases do estudo.

Tabela 2.1. Valores de média, desvio padrão (DP), valores mínimo e máximo e coeficientes de variação (CV %) da clorofila-a no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF, nas três fases da restauração (n=8 em cada estação climática – seca/chuva).

Estatística descritiva		Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Seca de 1997		
FASE 1	Média	55,7
	Mínimo	25,5
	Máximo	135,4
	DP	35,1
	CV (%)	63
Chuva de 1998		
FASE 1	Média	28,7
	Mínimo	12,3
	Máximo	44,8
	DP	11,0
	CV (%)	38
Seca de 1999		
FASE 2	Média	7,7
	Mínimo	5,2
	Máximo	11,6
	DP	2,1
	CV (%)	27
Chuva de 2000		
FASE 2	Média	7,1
	Mínimo	6,2
	Máximo	8,4
	DP	0,8
	CV (%)	11
Chuva de 2005		
FASE 3	Média	3,1
	Mínimo	1,5
	Máximo	4,2
	DP	1,0
	CV (%)	32
Seca de 2005		
FASE 3	Média	10,6
	Mínimo	4,5
	Máximo	14,2
	DP	3,8
	CV (%)	36

Os teores de clorofila-a são notadamente mais elevados na fase 1 (ANOVA, $F=23,247$). Após a primeira aplicação de algicida ocorrida na estação seca de 1997 – que apresentou os valores superiores e a maior variação (média= $55,7 \pm 35,1 \mu\text{gL}^{-1}$ e $CV=63\%$) –, os valores declinaram expressivamente (tabela 2.1). Porém, no período chuvoso da mesma fase, os valores médios verificados são significativamente superiores aos encontrados nas fases 2 e 3 (entre as fases 1 e 2: Wilcoxon, $Z= - 3,516$ e entre as fases 1 e 3: Wilcoxon, $Z= - 3,516$).

Informações adicionais quanto à clorofila-a, como correlações desta com as demais variáveis, encontram-se noutras partes do presente trabalho, neste e no capítulo anterior (capítulo 1)

FREQÜÊNCIA DE OCORRÊNCIA DOS TÁXONS FITOPLANCTÔNICOS

A tabela 2.2 mostra a freqüência de ocorrência dos táxons fitoplanctônicos, por estação climática, nas três fases de restauração do lago.

Tabela 2.2. Freqüência de ocorrência dos táxons fitoplanctônicos, em porcentagem, separada por períodos (seca e chuva), nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF, braço do Riacho Fundo.

Táxons	Fase 1		Fase 2		Fase 3	
	Seca de 1997	Chuva de 1998	Seca de 1999	Chuva de 2000	Chuva de 2005	Seca de 2005
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	62,5	25	12,5	0	0	62,5
<i>Actinastrum</i> sp	0	25	0	0	0	0
<i>Actinotaenium</i> sp	0	0	0	0	0	12,5
<i>Acutodesmus acuminatus</i>	0	12,5	0	0	0	0
<i>Anabaena</i> sp	0	0	0	0	12,5	0
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	0	0	0	0	12,5	25
<i>Ankistrodesmus spiralis</i>	0	0	0	0	25	0
<i>Ankyra judayi</i>	0	25	75	12,5	0	12,5
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	0	0	12,5	100	100	62,5
<i>Aphanocapsa elachista</i>	0	0	75	25	37,5	25
<i>Aphanocapsa incerta</i>	0	0	12,5	0	12,5	0

<i>Aphanothece smithii</i>	0	0	25	25	0	0
<i>Aphanothece</i> sp	0	0	0	12,5	87,5	12,5
<i>Aulacoseira ambigua</i>	0	0	0	0	0	37,5
<i>Aulacoseira granulata</i>	100	0	100	12,5	0	62,5
<i>Aulacoseira itálica</i>	12,5	0	0	0	0	0
<i>Characiopsis</i> sp	0	0	12,5	0	0	0
<i>Chlamydomonas</i> sp 1	0	12,5	12,5	0	0	12,5
<i>Chlamydomonas</i> sp 2	0	25	37,5	37,5	0	12,5
<i>Chlamydomonas</i> sp 3	12,5	0	50	100	0	12,5
<i>Chlamydomonas</i> sp 4	87,5	0	0	0	0	0
<i>Chlamydomonas</i> sp 5	0	0	62,5	0	0	0
<i>Chlorella vulgaris</i>	100	87,5	100	100	87,5	100
Chlorococcales sp 1	0	0	0	0	0	25
Chlorococcales sp 2	0	12,5	0	0	0	25
Chlorococcales sp 3	0	0	0	0	0	12,5
Chlorococcales sp 4	0	0	0	25	0	0
<i>Chlorococcum infusioenum</i>	0	100	12,5	12,5	0	0
<i>Choricystis</i> sp	0	37,5	0	0	62,5	62,5
<i>Chromulina</i> sp 1	0	12,5	12,5	75	87,5	87,5
<i>Chromulina</i> sp 2	0	0	25	0	0	0
<i>Chromulina</i> sp 3	37,5	0	0	0	0	0
Chroococcales sp 1	0	0	0	0	12,5	12,5
Chroococcales sp 2	0	0	0	25	0	0
<i>Chroococcus</i> cf. <i>minutus</i>	0	0	25	0	0	0
Chrysophyceae sp 1	0	25	50	25	50	75
<i>Closteriopsis aciculare</i>	0	25	0	0	0	0
<i>Closteriopsis longissima</i> var. <i>longissima</i>	75	0	37,5	0	25	25
<i>Closterium</i> sp	0	12,5	0	0	0	0
<i>Coelastrum microporum</i>	0	12,5	0	0	12,5	25
<i>Coelastrum reticulatum</i>	0	0	62,5	25	0	25
<i>Coelastrum</i> sp	0	0	0	12,5	0	0
<i>Coenochloris</i> sp	0	0	25	75	0	0
<i>Coenocystis</i> sp	0	12,5	12,5	0	0	62,5
<i>Cosmarium</i> cf. <i>majae</i>	0	12,5	0	0	0	0
<i>Cosmarium</i> cf. <i>margaritatum</i>	0	12,5	12,5	0	0	0
<i>Cosmarium contractum</i>	87,5	25	0	0	0	0
<i>Cosmarium</i> sp 1	0	12,5	0	0	50	0
<i>Cosmarium</i> sp 2	0	25	0	0	0	0
<i>Cosmarium</i> sp 3	62,5	0	0	0	0	0
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	0	0	37,5	37,5	0	37,5
<i>Crucigeniella</i> sp	0	0	0	0	0	25
<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	0	25	50	100	0	25
<i>Cryptomonas erosa</i>	0	62,5	37,5	37,5	62,5	87,5
<i>Cryptomonas marssonii</i>	62,5	100	62,5	25	50	50
<i>Cryptomonas phaseolus</i>	37,5	25	25	50	0	0
<i>Cryptomonas tetrapirenoidosa</i>	0	0	0	0	25	37,5

<i>Cyanodiction</i> sp	25	0	0	75	25	0
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	50	25	87,5	100	50	75
<i>Cyclotella pseudosteliger</i>	0	0	0	37,5	0	0
<i>Cyclotella steliger</i>	87,5	50	75	75	75	100
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	100	100	12,5	0	87,5	75
<i>Cymbella</i> cf. <i>Affinis</i>	0	0	0	0	12,5	0
<i>Cymbella naviculiformis</i>	0	0	0	12,5	0	25
<i>Desmodesmus armatus</i>	87,5	25	12,5	12,5	0	0
<i>Desmodesmus bicaudatus</i>	0	25	12,5	0	0	0
<i>Desmodesmus brevispina</i>	0	12,5	0	37,5	0	12,5
<i>Desmodesmus opoliensis</i>	25	12,5	0	0	0	0
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	25	37,5	37,5	0	12,5	0
<i>Desmodesmus spinosus</i>	0	0	0	12,5	0	0
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	12,5	25	25	37,5	0	75
<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i>	0	0	25	12,5	0	0
<i>Dinobryon divergens</i> var. <i>schawinslandii</i>	0	0	75	0	0	37,5
<i>Dinobryon sertularia</i>	0	0	12,5	0	0	0
Dinophyta sp 1	0	12,5	87,5	62,5	0	0
<i>Elakatothryx</i> sp	12,5	0	62,5	25	87,5	87,5
<i>Eutetramorus fottii</i>	0	37,5	25	50	12,5	87,5
<i>Eutetramorus tetrasporus</i>	0	0	37,5	50	50	100
Flagelada sp 1	0	0	0	0	0	12,5
Flagelada sp 2	0	0	0	0	0	25
Flagelada sp 3	0	0	0	0	0	12,5
<i>Frustulia</i> sp	0	0	0	0	12,5	0
<i>Geitlerinema</i> sp 1	0	12,5	0	0	0	0
<i>Geitlerinema</i> sp 2	25	50	12,5	0	0	0
<i>Golenkinia radiata</i>	0	50	0	0	0	0
<i>Goniochloris mutica</i>	37,5	25	25	0	25	25
<i>Gymnodinium</i> sp 1	0	25	0	0	12,5	12,5
<i>Gymnodinium</i> sp 2	0	12,5	0	0	0	0
<i>Gymnodinium</i> sp 3	0	12,5	0	12,5	0	12,5
<i>Gymnodinium</i> sp 4	62,5	0	0	0	0	0
<i>Kirchineriella lunaris</i>	62,5	0	12,5	0	0	0
<i>Lagerheimia balatonica</i>	0	12,5	0	0	0	0
<i>Lepocinclis</i> cf. <i>ovum</i>	0	12,5	0	0	0	0
<i>Lepocinclis salina</i>	0	0	12,5	0	0	0
<i>Mallomonas</i> sp 1	0	25	37,5	37,5	12,5	50
<i>Mallomonas</i> sp 2	0	12,5	0	0	0	25
<i>Merismopedia tenuissima</i>	0	0	62,5	87,5	0	0
<i>Micractinium pusillum</i>	0	37,5	12,5	0	0	75
<i>Microcystis aeruginosa</i>	0	37,5	12,5	25	0	25
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	0	25	25	50	0	75
<i>Monoraphidium</i> cf. <i>convolutum</i>	0	0	0	0	12,5	0
<i>Monoraphidium</i> cf. <i>dybowski</i>	0	0	0	0	37,5	12,5
<i>Monoraphidium contortum</i>	100	50	62,5	50	12,5	50

<i>Monoraphidium griffithii</i>	0	0	25	25	62,5	37,5
<i>Monoraphidium irregulare</i>	0	0	0	37,5	37,5	25
<i>Monoraphidium minutum</i>	12,5	0	62,5	12,5	75	50
<i>Monoraphidium pseudobraunii</i>	0	0	12,5	0	0	0
<i>Monoraphidium tortile</i>	0	37,5	87,5	50	87,5	25
<i>Mougeotia</i> sp	0	0	12,5	50	62,5	87,5
<i>Nephrochlamys subsolitaria</i>	0	12,5	25	12,5	0	0
<i>Nephrochlamys wylleana</i>	0	12,5	0	0	0	0
<i>Nephrocytium</i> cf. <i>schilleri</i>	0	12,5	0	0	0	0
Não Identificada 1	0	0	0	0	0	12,5
Não Identificada 2	62,5	0	0	0	0	0
Não Identificada 3	0	0	0	0	0	37,5
Não Identificada 4	0	0	0	0	0	12,5
Não Identificada 5	0	12,5	0	0	0	37,5
Não Identificada 6	0	0	0	0	12,5	0
Não Identificada 7	0	12,5	12,5	0	0	0
Não Identificada 8	0	12,5	0	0	0	0
Não Identificada 9	0	0	0	62,5	0	0
Não Identificada 10	25	0	0	0	0	0
Não Identificada 11	0	0	0	0	0	37,5
<i>Nitzschia</i> cf. <i>Capitellata</i>	100	0	12,5	0	0	37,5
<i>Ochromonas danica</i>	0	0	12,5	25	0	0
<i>Ochromonas</i> sp	0	12,5	0	25	0	0
<i>Octacanthium octocorne</i>	0	0	25	0	0	0
<i>Oocystis lacustris</i>	62,5	12,5	0	12,5	0	50
<i>Oocystis rhomboidea</i>	0	0	12,5	12,5	0	0
Oscillatoriales sp 1	62,5	0	0	0	0	0
Oscillatoriales sp 2	75	25	0	0	0	0
<i>Pediastrum duplex</i>	25	0	0	0	0	0
<i>Pediastrum tetras</i>	0	0	0	50	12,5	0
<i>Peridinium gatunense</i>	0	0	75	0	0	25
<i>Peridinium</i> sp 1	0	25	0	0	0	0
<i>Peridinium</i> sp 2	25	0	0	0	0	0
<i>Peridinium umbonatum</i>	62,5	37,5	0	0	0	25
<i>Phacus</i> sp	0	0	12,5	0	0	12,5
<i>Planktothrix aghardii</i>	0	0	0	0	12,5	0
Prasinophyceae sp	0	0	0	12,5	0	0
Pseudanabaenaceae sp	0	25	0	0	0	37,5
<i>Quadrigula</i> sp	0	0	75	50	25	0
<i>Rhabdoderma sancti-pauli</i>	0	0	50	62,5	0	0
<i>Rhodomonas lacustris</i>	0	25	25	37,5	0	0
<i>Rhombocystis</i> cf. <i>lacrima</i>	0	25	0	0	0	0
<i>Scenedesmus ecornis</i>	0	12,5	62,5	87,5	75	87,5
<i>Scenedesmus obtusus</i>	0	0	12,5	0	0	0
<i>Schroederia indica</i>	75	0	0	50	37,5	87,5
<i>Schroederia setigera</i>	0	12,5	0	0	0	0
<i>Selenastrum gracile</i>	25	12,5	0	0	0	0

<i>Snowella</i> sp	0	0	12,5	50	0	12,5
<i>Sphaerocavum brasiliense</i>	0	0	0	0	0	37,5
<i>Staurastrum</i> cf. <i>muticum</i>	25	12,5	0	0	0	0
<i>Staurastrum gracile</i>	0	12,5	12,5	12,5	0	0
<i>Staurastrum paradoxum</i>	12,5	12,5	37,5	37,5	12,5	62,5
<i>Staurastrum quadrangulare</i>	50	25	0	0	0	0
<i>Staurastrum</i> sp 1	12,5	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum</i> sp 2	75	37,5	12,5	0	0	0
<i>Staurastrum tetracerum</i>	12,5	0	0	0	0	0
<i>Stauroidesmus cuspidatus</i>	25	0	12,5	12,5	0	0
<i>Synechococcus nidulans</i>	0	0	25	25	0	0
<i>Synechocystis aquatilis</i>	100	50	87,5	100	87,5	100
<i>Synedra rupens</i>	75	25	12,5	0	0	50
<i>Synura</i> sp	0	12,5	12,5	0	0	0
<i>Tetraedron caudatum</i>	25	0	25	50	0	25
<i>Tetraedron minimum</i>	75	37,5	0	12,5	0	25
<i>Tetrallantus laghereim</i>	0	0	0	12,5	0	0
<i>Tetranephris</i> cf. <i>brasiliensis</i>	62,5	0	0	0	0	12,5
<i>Tetraplekton laevis</i>	0	0	0	0	0	12,5
<i>Tetrastrum komarekii</i>	0	0	25	62,5	0	0
<i>Tetrastrum triangulare</i>	25	25	37,5	25	12,5	50
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>oblonga</i>	12,5	12,5	0	0	0	0
<i>Trachelomonas curta</i> var. <i>mínima</i>	0	12,5	0	0	0	0
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	12,5	25	50	0	0	25
<i>Treubaria triapendiculata</i>	37,5	50	0	0	0	0
Xanthophyceae sp	0	12,5	25	25	0	25

(espécies raras: $F < 10\%$, espécies comuns: $10\% < F < 50\%$, espécies constantes: $F > 50\%$ - Lobo & Leighton 1986).

Na comparação entre estações climáticas iguais (seca ou chuva) de fases diferentes (1, 2 ou 3) existe diferença significativa entre a composição e entre a frequência de ocorrência específica dos períodos chuvosos das fases 2 e 3 (Wilcoxon, $Z = - 2,854$) e, no confronto entre períodos climáticos de uma mesma etapa do processo de restauração, há diferença significativa na fase 3, entre a estação de seca e de chuva (Wilcoxon, $Z = - 2,845$).

SIMILARIDADE DE SORENSEN

Com a finalidade de comparar a composição específica entre as três fases estudadas ao longo do processo de oligotrofização, foi aplicado índice de similaridade de Sorensen,

conforme mostrado na tabela 2.3. A fórmula desse índice qualitativo é $2c/(a+b)$, onde **a** é o número de táxons presentes nas amostras do período “a”; **b** é o número de táxons presentes no período “b”; e **c** é o número de táxons comuns aos períodos “a” e “b”.

A maior similaridade foi encontrada entre as fases 2 e 3, ambas após o *flushing* (38%), seguida do valor encontrado para a comparação entre a fase 1 e a fase 2 (37%). A menor similaridade foi obtida entre as fases cronologicamente mais distantes (fases 1 e 3), valor de 35% de similaridade entre seus os táxons.

Tabela 2.3. Similaridade de Sorensen (em porcentagem) da composição de espécies da comunidade fitoplanctônica entre as três fases da restauração do lago Paranoá-DF, braço do Riacho Fundo.

Fases Comparadas			Similaridade de Sorensen (%)
1	E	2	37
2	E	3	38
1	E	3	35

Considerando os períodos de seca e de chuva, das diferentes fases da restauração, aplicou-se o índice de Sorensen, mais uma vez entre as comunidades fitoplanctônicas, composição específica, como pode ser observado na tabela 2.4.

Observa-se que a maior similaridade obtida relaciona-se ao cálculo efetuado com dados referentes à fase 2, estação seca e chuvosa, entre as quais há 40% de similaridade. Entre a estação de seca da fase 2 e seca da fase 3 observa-se 37% de similaridade na composição específica. Inversamente, o menor valor de similaridade encontrado foi entre a chuva da fase 2 e a chuva da fase 3 (25%), seguido do valor obtido para a comparação entre a seca da fase 1 e a seca da fase 3, o que é esperado visto que são os períodos cronologicamente mais distantes. Com relação aos pares de estações opostas, verificou-se o maior valor entre o período seco e chuvoso da fase 2, em que há 40% de similaridade.

Comparando-se a chuva e a seca da fase 3 observa-se 35% de similaridade, e entre a seca e a chuva da fase 1 existe apenas 30% de similaridade.

Tabela 2.4. Similaridade de Sorensen da comunidade fitoplanctônica entre os períodos de seca e de chuva e entre estações iguais de fases diferentes, braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Períodos Comparados (Estação, ano e fase)		Similaridade de Sorensen (%)
Seca 1997 (fase 1)	e Seca 1999 (fase 2)	29
Seca 1997 (fase 1)	e Seca 2005 (fase 3)	28
Seca 1999 (fase 2)	e Seca 2005 (fase 3)	37
Chuva 1998 (fase 1)	e Chuva 2000 (fase 2)	30
Chuva 1998 (fase 1)	e Chuva 2005 (fase 3)	32
Chuva 2000 (fase 2)	e Chuva 2005 (fase 3)	25
Seca 1997 (fase 1)	e Chuva 1998 (fase 1)	30
Seca 1999 (fase 2)	e Chuva 2000 (fase 2)	40
Seca 2005 (fase 3)	e Chuva 2005 (fase 3)	35

RIQUEZA DE ESPÉCIES, DIVERSIDADE e EQUITABILIDADE

A tabela 2.5 apresenta a estatística descritiva da riqueza de espécies, da diversidade de Shannon e da equitabilidade nas três fases do estudo.

Tabela 2.5. Valores de média, desvio padrão (DP), valores mínimo e máximo e coeficientes de variação (CV %) da riqueza de espécies, índice de diversidade de Shannon-Wiener (densidade de organismos) e equitabilidade de Pielou (densidade de organismos) no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF, nas três fases da restauração (n=8 em cada estação climática – seca/chuva).

Estatística descritiva	Riqueza (S)	H' (bits.ind ⁻¹)	J'
Seca de 1997			
Média	27	1,72	0,36
Mínimo	11	0,24	0,07
Máximo	35	2,44	0,51
DP	7	0,72	0,14
CV (%)	26	42	40
FASE 1	Chuva de 1998		
Média	22	1,26	0,27
Mínimo	5	0,13	0,05
Máximo	60	3,23	0,55
DP	20	1,15	0,18
CV (%)	89	91	70

		Seca de 1999		
FASE 2	Média	29	3,60	0,74
	Mínimo	25	2,71	0,55
	Máximo	32	4,02	0,83
	DP	2	0,43	0,09
	CV (%)	7	12	12
	Chuva de 2000			
Média	29	3,85	0,79	
Mínimo	22	3,20	0,72	
Máximo	32	4,27	0,85	
DP	4	0,39	0,06	
CV (%)	12	10	7	
		Chuva de 2005		
FASE 3	Média	20	2,38	0,56
	Mínimo	13	1,43	0,34
	Máximo	23	3,49	0,94
	DP	3	0,65	0,18
	CV (%)	16	27	33
	Seca de 2005			
Média	34	3,70	0,73	
Mínimo	25	3,38	0,63	
Máximo	44	4,45	0,82	
DP	6	0,35	0,06	
CV (%)	18	10	8	

a) Riqueza de Espécies

Com relação à riqueza de espécies, verificou-se que não há diferença significativa ($p < 0,05$) dos valores encontrados entre as fases da restauração do lago (ANOVA), além de não haver relação entre estação climática e número de espécies encontradas (em cada fase observa-se uma tendência diversa). Em média, a maior riqueza de espécies foi observada na seca da fase 3 (34 ± 6 spp.) e a menor, na chuva da mesma fase (20 ± 3 spp.). A maior variações nos valores relaciona-se à chuva da fase 1 ($CV=89\%$).

Na fase 1 geralmente os valores encontrados superavam 26 espécies por amostra. Na estação chuvosa, como a flutuação dos dados foi intensa, os valores variaram de 5 a 60 espécies por amostra. Na fase 2 os valores médios foram semelhantes entre os períodos

climáticos e levemente superiores aos da fase anterior, com variação maior na seca (CV=12%). A fase 3 se caracteriza pela elevada riqueza na seca (34 táxons) e por relacionar-se à estação de chuvas o menor valor médio de riqueza de espécies do estudo (figura 2.1).

Quanto à riqueza de espécies total por etapas da restauração, nas fases 1 e 3 observou-se mais táxons na seca e menos táxons em comum entre os períodos climáticos – menor similaridade entre as comunidade da seca e da chuva na mesma fase. Na fase 2 a composição específica é similar, como também a quantidade de táxons de ambas as estações climáticas aa fase. Foram encontrados 108 táxons na fase 1, sendo 54 espécies na seca de 1997 e 84 espécies na chuva de 1998, com 30 espécies em comum entre os períodos. Já a fase 2 conta com 103 espécies, 84 táxons na seca de 1999 e 72 na estação chuvosa de 2000, apresentando 53 espécies em comum entre as estações. E na fase 3 foram encontradas 96 espécies, em 2005, 83 na seca e 48 na chuva, com 35 táxons em comum.

A riqueza de espécies por grupo taxonômico, encontrada em cada uma das três fases (tabela 2.6), evidencia diferenças como o decréscimo de cerca de 50% a cada fase (comparada à fase anterior da restauração) no número de táxons de Zygnemaphyceae, o aumento na riqueza de espécies de Cyanobacteria na fase 2 e a manutenção dessa elevação na fase 3, além do decréscimo considerável da quantidade de táxons de Dinophyceae da primeira para a segunda fase e manutenção de baixa riqueza na fase 3. Destaca-se a alta riqueza de espécies de Chlorophyceae nas três fases. Para os demais grupos taxonômicos não foi percebida alteração marcante.

Em ambientes eutrofizados, geralmente os baixos valores de transparência da água se devem às altas densidades de alguns táxons, especialmente Cyanobacteria, bem como a elevada concentração de nutrientes proporciona a manutenção de tal estado de trofia. Na

fase 1, a riqueza de espécies foi diretamente relacionada com transparência da água/zona eufótica (Spearman, $r_s = 0,598$), fósforo total (Spearman, $r_s = 0,639$) e nitrato (Spearman, $r_s = 0,520$).

Como ocorreu também nas análises relativas a outros fatores, na fase 2 não foi observada correlação significativa entre riqueza e qualquer variável ambiental. Porém, nas amostras da fase posterior foram encontradas correlações significativas entre a riqueza e a maioria dos parâmetros comparados a ela. Na fase 3 verificou-se várias correlações entre a quantidade de táxons encontrados e os fatores ambientais, e foi encontrada relação direta entre riqueza e condutividade elétrica (Spearman, $r_s = 0,753$), oxigênio dissolvido (Spearman, $r_s = 0,603$), nitrogênio total (Spearman, $r_s = 0,595$), clorofila-a (Spearman, $r_s = 0,843$) e íon amônio (Spearman, $r_s = 0,752$), e relação inversa com temperatura da água (Spearman, $r_s = - 0,622$), fósforo total (Spearman, $r_s = - 0,513$), e nitrato (Spearman, $r_s = - 0,762$).

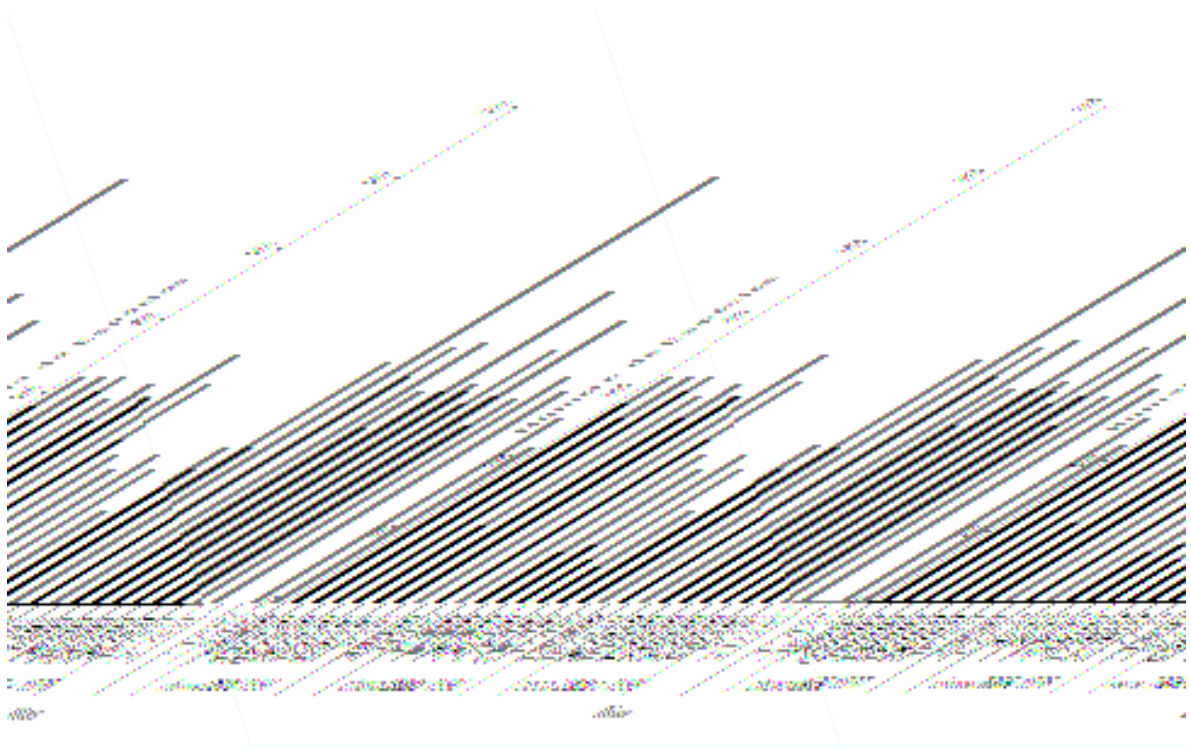


Figura 2.1. Riqueza de espécies fitoplanctônicas, braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Tabela 2.6. Riqueza de espécies, por grupo taxonômico, nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF, no braço do Riacho Fundo. (legenda: s = seca; c = chuva)

Grupo Taxonômico	Fase 1	Fase 2	Fase 3
Bacillariophyceae	7 7 (s) 4 (c)	8 6 (s) 5 (c)	10 8 (s) 4 (c)
Chlorophyceae	46 21(s) 36 (c)	47 37 (s) 37 (c)	41 36 (s) 22 (c)
Chrysophyceae	7 1 (s) 6 (c)	9 8 (s) 5 (c)	5 5 (s) 3 (c)
Cryptophyceae	6 3 (s) 5 (c)	5 5 (s) 5 (c)	4 4 (s) 3 (c)
Cyanobacteria	9 6 (s) 7 (c)	15 12 (s) 11 (c)	14 10 (s) 10 (c)
Dinophyceae	8 3 (s) 6 (c)	3 2 (s) 2 (c)	4 4 (s) 1 (c)
Euglenophyceae	4 2 (s) 4 (c)	3 3 (s) 0 (c)	2 2 (s) 0 (c)
Xanthophyceae	2 1 (s) 2 (c)	3 3 (s) 1 (c)	3 3 (s) 1 (c)
Zygnemaphyceae	15 9 (s) 11 (c)	7 7 (s) 4 (c)	4 3 (s) 3 (c)
Prasinophyceae	0 0 (s) 0 (c)	1 0 (s) 1 (c)	0 0 (s) 0 (c)
Não Identificada	4 1 (s) 3 (c)	2 1 (s) 1 (c)	9 8 (s) 1 (c)

b) Diversidade de Shannon-Wiener

A figura 2.2 mostra a relação direta existente entre a diversidade e a equitabilidade, onde os menores valores são referentes à fase 1. Como os valores e as variações parecem ser comparáveis, alguns testes foram aplicados somente para valores de diversidade.

A diversidade, calculada pelo índice desenvolvido por Shannon e Wiener, mostra diferença marcante entre as três fases (ANOVA, $F=34,861$): entre as fases 1 e 2 (Wilcoxon, $Z= - 3,516$), 2 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 1,965$) e 1 e 3 (Wilcoxon, $Z= - 2,999$), com maior diversidade de espécies na fase 2 ($H'_{seca\ 2}: 3,60\pm 0,43\ \text{bits.ind}^{-1}$ e $H'_{chuva\ 2}: 3,85\pm 0,39\ \text{bits.ind}^{-1}$). O valor máximo de diversidade (pontual) foi encontrado na estação seca da fase 3, e o valor mínimo, no período de chuvas da fase 1 (tabela 2.5). A maior variação nos valores foi encontrada na chuva da fase 1 (91%), e a menor, nas estações chuva da fase 2 e seca da fase 3 (10%). Não pode ser estabelecida a relação entre estação climática e diversidade.

Como ocorreu com a riqueza de espécies na fase 1, foi observada relação direta entre diversidade e transparência da água (Spearman, $r_s= 0,664$) e entre diversidade e fósforo total (Spearman, $r_s= 0,598$). A deficiência de fósforo pode selecionar espécies e a elevação dos valores de transparência pode estar associada à oportunidade (competitiva) fornecida às algas com hábitos diversos e variações relativas à captação de luz.

Fatos análogos também são: 1) a ausência de correlação significativa nas análises da fase 2 e 2) a quantidade elevada de fatores correlacionados com a diversidade na fase 3, de forma direta [condutividade elétrica (Spearman, $r_s= 0,650$), oxigênio dissolvido (Spearman, $r_s= 0,497$), clorofila-a (Spearman, $r_s= 0,671$), nitrogênio total (Spearman, $r_s= 0,665$) e íon

amônio (Spearman, $r_s= 0,699$)] ou indireta [temperatura (Spearman, $r_s= - 0,720$), fósforo total (Spearman, $r_s= - 0,665$) e nitrato (Spearman, $r_s= - 0,671$)].

c) Equitabilidade de Pielou

Como pode ser visto na figura 2.2, a equitabilidade foi, em média, superior na fase 2 ($J'_{seca\ 2} = 0,74 \pm 0,09$ e $J'_{chuva\ 2} = 0,79 \pm 0,06$), e na chuva desta fase foi relatada a menor variação dos dados (CV=7%). O maior valor foi mensurado na chuva da fase 3 (0,94) e o menor, na chuva da fase 1 (0,05), estação climática que apresentou ainda a maior variação dos dados (CV=70%) (tabela 2.5).

Como aconteceu com a diversidade, também a equitabilidade apresenta valores muito menores na fase 1 e os maiores valores estão relacionados à fase 2 (figura 2.2).

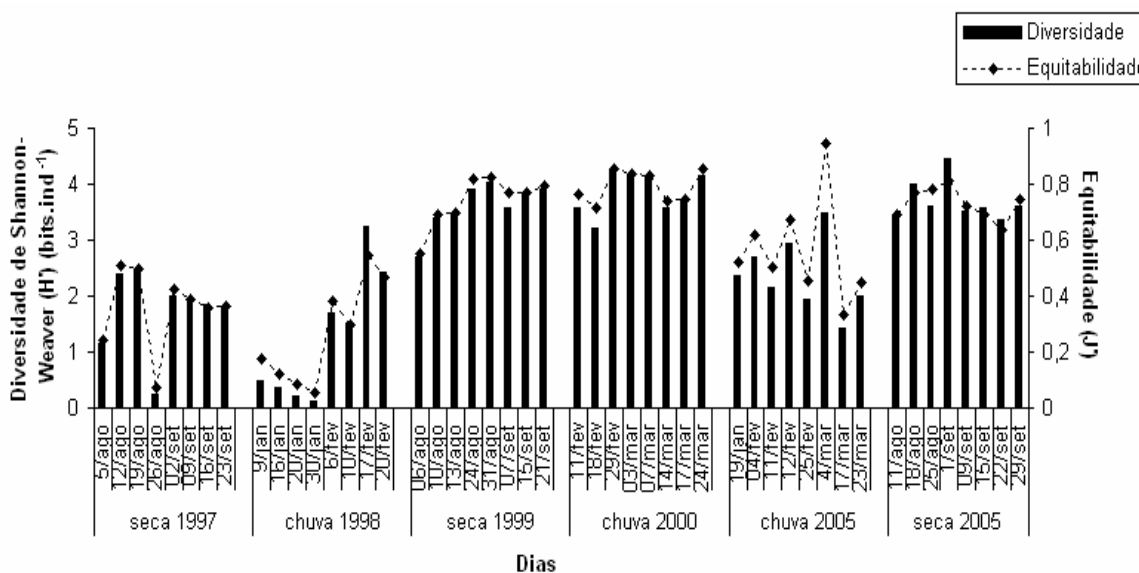


Figura 2.2. Flutuação do Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade (J') (Pielou), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

GRUPOS TAXONÔMICOS

Em contagens de indivíduos por mililitro, verificou-se mais organismos na fase 1 (seca: $2,0 \times 10^8$ ind. e chuva: $4,4 \times 10^7$ ind.) e menos organismos na fase 2 (seca: $1,3 \times 10^7$ ind. e chuva: $1,1 \times 10^7$ ind.). A densidade da fase 3 foi intermediária (seca: $1,9 \times 10^7$ ind. e chuva: $1,2 \times 10^7$ ind.) e, comparativamente, parece haver tendência à elevação dos valores no último ano do estudo (a estação de estiagem ocorreu antes da chuvosa, na última fase do estudo).

A densidade fitoplanctônica total mostrou valores diversos nas três fases da restauração (ANOVA, $F=13,027$). Os maiores valores estão associados aos períodos de chuva e a fase 1 é aquela que apresenta características mais diversas (entre as fases 1 e 2: Wilcoxon, $Z= - 3,516$ e entre as fases 1 e 3: Wilcoxon, $Z= - 3,413$).

A fase 1 é marcadamente dominada por Cyanobacteria, que apresenta densidade média elevada na seca ($2,0 \times 10^7$ indL⁻¹) e na chuva ($4,7 \times 10^6$ indL⁻¹), e seguida por Bacillariophyceae, $7,1 \times 10^4$ indL⁻¹). Na fase 2 verifica-se dominância de Chlorophyceae, na estação seca (densidade média: $6,4 \times 10^5$ indL⁻¹) e na chuvosa (densidade média: $5,1 \times 10^5$ indL⁻¹). Na fase 3 a dominância não se dá pelo mesmo grupo nos dois períodos climáticos: na estação chuvosa Cyanobacteria apresentou elevada densidade de organismos (média: $1,2 \times 10^6$ indL⁻¹) e na estação de seca a maior densidade encontrada foi de Chlorophyceae (média: $1,1 \times 10^7$ indL⁻¹).

Na estação seca da fase 1, a análise da abundância relativa dos grupos taxonômicos mostra dominância em 80% de Cyanobacteria, seguida por os outros grupos com densidades consideráveis como Bacillariophyceae (13%) e Chlorophyceae (4%). Na chuva da mesma fase, observa-se a dominância de Cyanobacteria em 87% da comunidade fitoplanctônica da chuva de 1998, seguida Chlorophyceae, com 8% de abundância relativa,

e Cryptophyceae (divisão Cryptophyta), com 3%, além de outros táxons de menores densidades.

Na fase 2, o período seco é caracterizado por uma maior distribuição de densidade entre os diferentes grupos fitoplanctônicos. Anteriormente, Cyanobacteria apresentava dominância igual ou superior a 80%. Na seca de 1999, Chlorophyceae foi responsável por 40% da comunidade, enquanto Bacillariophyceae e Chrysophyceae (divisão Heterokontophyta) contribuíram com 19% cada um. À Cyanobacteria restaram 11% da comunidade fitoplanctônica. Na chuva, nota-se distribuição de densidade entre os diferentes grupos fitoplanctônicos tendendo à homogeneidade, de forma que Chlorophyceae contribuiu com 35% do total de algas encontradas, Cyanobacteria e Bacillariophyceae com 18% cada, e Chrysophyceae e Cryptophyceae com 12% cada um. Os demais táxons presentes contribuíram com menores densidades, porém de maneira mais expressiva do que nos períodos anteriores.

Na fase 3, iniciada pela estação chuvosa, pode-se observar que novamente Cyanobacteria domina o ambiente, perfazendo 77% do total de organismos fitoplanctônicos encontrados. Chlorophyceae contribuiu com 13%, enquanto os demais táxons apresentaram densidades menores do que 5%, cada um. Diferentemente do outro período climático dessa mesma etapa, na seca da fase 3 observa-se que a distribuição das densidades volta a tender à homogeneidade, como verificado em 1999 e, principalmente, em 2000. A dominância por Cyanobacteria foi substituída pela abundância relativa de Chlorophyceae contribuindo com 47% da densidade total, somada à Cyanobacteria (24%), Bacillariophyceae (13%) e Chrysophyceae (10%). Os outros táxons contribuíram com valores iguais ou menores do que 2% da densidade total do período.

Nota-se que os grupos taxonômicos apareceram em proporções diversas nas três fases e a maioria das diferenças foram observadas entre as fases 1 e àquelas posteriores ao *flushing*. Chrysophyceae (ANOVA, $F=5,534$) apresentou densidades diferentes nas fases 1 e 2, Cryptophyceae (ANOVA, $F=3,170$) entre as fases 1 e 3; Dinophyceae (ANOVA, $F=6,127$) entre as fases 2 e 3 e Cyanobacteria (ANOVA, $F=16,275$) e Zygnemaphyceae (ANOVA, $F=6,653$) apresentaram diferenças de densidade entre as fases 1 e 2 e fases 1 e 3.

Na fase 1, houve diferença significativa no número de indivíduos pertencentes aos táxons Bacillariophyceae (ANOVA, $F=4,329$) e Cyanobacteria (ANOVA, $F=18,428$) na comparação entre as estações climáticas. Nas fases 2 e 3 não foi observada diferença na densidade dos grupos encontrados.

Com base na flutuação temporal da densidade fitoplanctônica, obteve-se relação direta com clorofila-a (Spearman, $r_s= 0,730$) e inversa com a transparência da água (Spearman, $r_s= - 0,440$). Ambas as relações são comumente encontradas nos estudos limnológicos.

Algumas variáveis ambientais apresentaram correlação significativa com a densidade total diária dos grupos fitoplanctônicos, nas diferentes fases. A fase 1 contou com o maior número de fatores, apresentando relação direta com oxigênio dissolvido (Spearman, $r_s= 0,694$) e nitrato (Spearman, $r_s= 0,643$), e inversa com temperatura (Spearman, $r_s= - 0,625$) e nitrogênio total (Spearman, $r_s= - 0,751$). Na fase 3, a densidade diária foi relacionada positivamente com condutividade elétrica (Spearman, $r_s= 0,574$) e com clorofila-a (Spearman, $r_s= 0,643$). A fase 2 não apresentou relação significativa.

A relação entre os grupos taxonômicos e as variáveis ambientais é mostrada na tabela 2.7 [que mostra as correlações significativas (r_s de Spearman; $p<0,05$) dos grupos taxonômicos com as variáveis ambientais nas três fases do processo de oligotrofização] Na

fase 3 são observadas mais relações entre as variáveis ambientais e fatores relativos à comunidade. Os táxons que mostram correlações com o maior número de variáveis são: na fase 1 Chlorophyceae (3) e Cyanobacteria (4), na fase Chlorophyceae (4) e Euglenophyceae (4) e na fase 3 Bacillariophyceae (6) e Chlorophyceae (6).

	-0,522(F3)				
Euglenophyceae		-0,617 (F2)	-0,569 (F2)	0,716 (F1)	0,516 (F1)
				0,706 (F2)	0,706 (F2)
					-0,551 (F3)
Xanthophyceae	0,671 (F2)				0,565(F2)
Zygnemaphyceae					0,535 (F1)
			0,524 (F3)		0,504 (F3)
Outras algas					

TÁXONS DESCRITORES DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

As espécies com densidade superior a 5% da densidade total de organismos – de cada amostra – foram separadas e aqui utilizadas por serem as espécies descritoras da comunidade. Como em alguns casos não foi possível identificar ao nível de espécie, denominaremos “táxons descritores” e/ou “principais táxons” fitoplanctônicos.

Para melhor visualização e discussão, os resultados serão divididos em fase e, dentro de cada uma delas, em períodos de seca e de chuva.

FASE 1

Seca de 1997

A figura 2.3 apresenta a variação temporal dos dados de percentual de contribuição de cada um dos táxons descritores da comunidade fitoplanctônica (densidade superior a 5% do total), enquanto, complementarmente, a figura 2.4 mostra a densidade dessas populações, em indivíduos por mililitro, no lago Paranoá-DF, na seca de 1997 (fase 1).

O período conta com a dominância de poucas espécies. Apenas 7 táxons dividem a representação de 95% da densidade, comumente 2 ou 3 deles em cada dia de coleta.

Observa-se que inicialmente *Cylindrospermopsis raciborskii* domina o ambiente e que com a aplicação de algicida entre a primeira e a segunda coleta – exatamente no dia 05 de agosto de 1997, na parte da tarde (pela CAESB) –, é evidente o estabelecimento de *Synechocystis aquatilis*, que passa a apresentar os valores mais elevados de densidade. Podem ser notados momentos em que até 4 espécies dividem a dominância total da comunidade, no final do período de estiagem da fase 1.

Os táxons descritores da seca da fase 1 foram: *Synechocystis aquatilis*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Achnanidium minutissimum*, *Chlorella vulgaris*, *Schroederia indica*, *Synedra rufens* e Oscillatoriales sp 1.

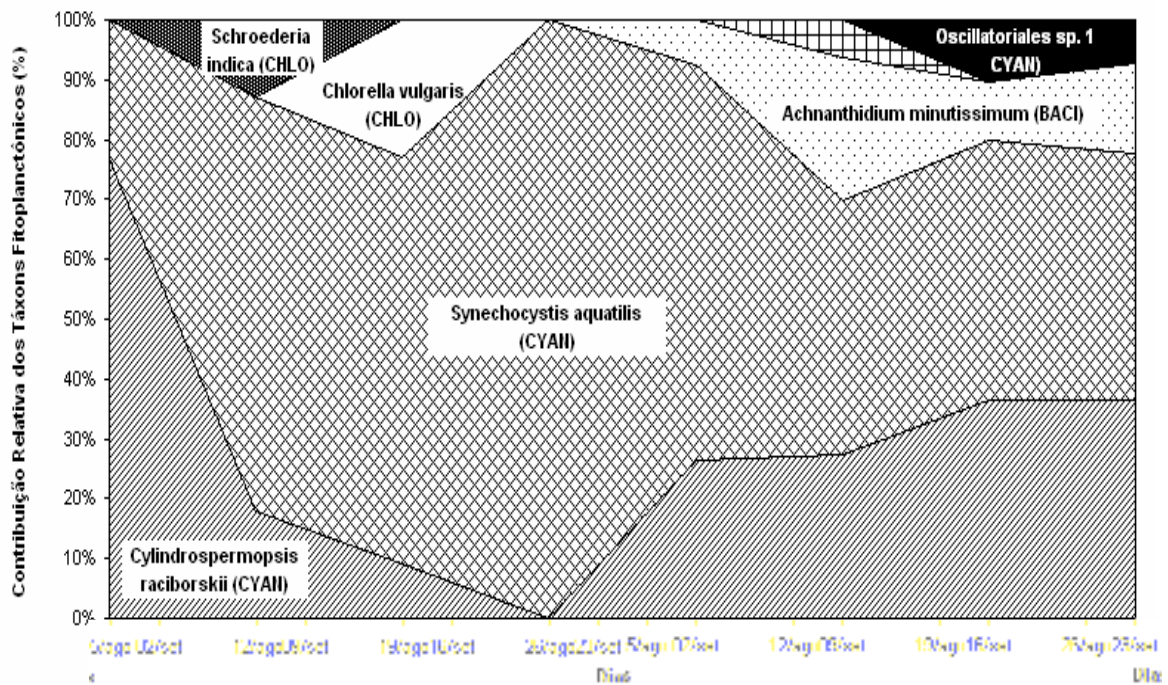


Figura 2.3. Percentual de contribuição das principais espécies fitoplanctônicas (densidade), na seca de 1997 (fase 1), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

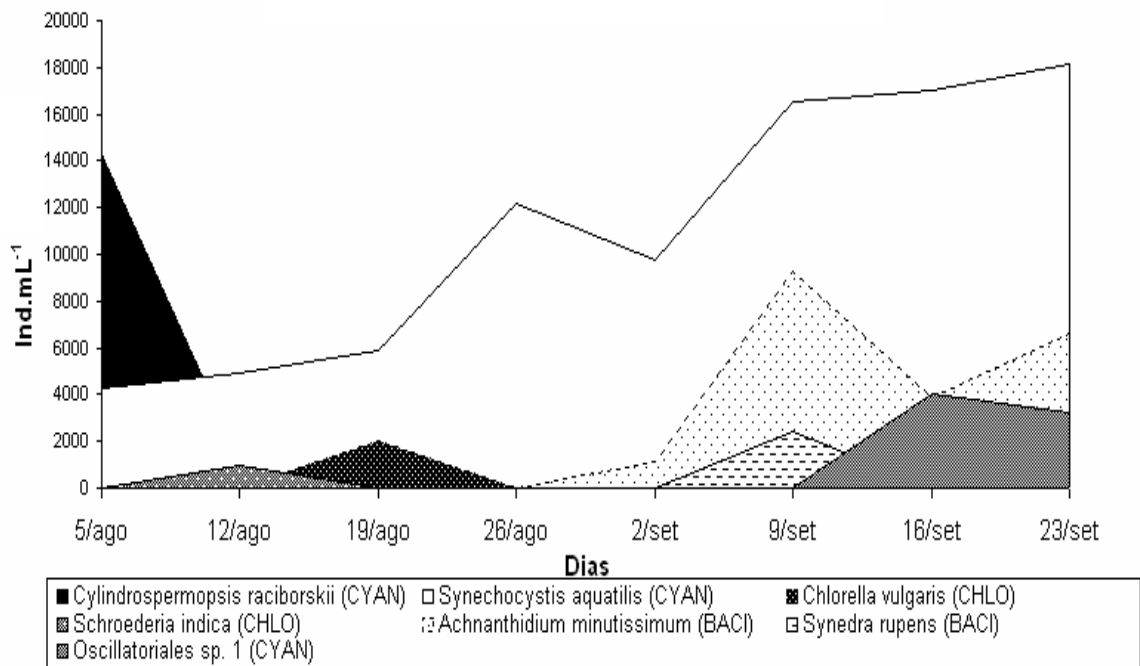


Figura 2.4. Densidade das principais espécies fitoplanctônicas da seca de 1997 (fase 1), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Chuva de 1998

A figura 2.5 mostra a flutuação do percentual de contribuição individual e diária dos táxons fitoplanctônicos descritores, e, a figura 2.6, a densidade das populações destes, apresentada em indivíduos por mililitro.

A densidade (média) fitoplanctônica na chuva é menor do que a metade daquela encontrada na seca da mesma fase. Portanto, a escala do eixo 'y' é diversa nas duas estações desta fase 1, para que a visualização da flutuação temporal possa ser percebida (figuras 2.5 e 2.6). É observada densidade de Cyanobacteria inferior àquela mostrada na seca de 1997, porém, comparando com tal período da mesma fase, a contribuição de *Cylindrospermopsis raciborskii* aumenta e de *Synechocystis aquatilis* decai expressivamente. As espécies descritoras em comum aos dois períodos da fase 1 estão sublinhadas no parágrafo final desta página.

A Cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* domina o ambiente, com densidade superior a 90% durante quase toda a estação, exceto no final da estação, onde cai para cerca de 60%. Além desta espécie, somente mais uma ou duas são observadas em densidade maior do que 5% do total diário, como mostrado nas figuras supracitadas.

Poucos outros táxons descritores podem ser verificados no período, e poderiam ser tratados como “descritores secundários”, visto que sua contribuição é ínfima, quando comparados à *Cylindrospermopsis raciborskii*, são eles: *Synechocystis aquatilis*, *Oscillatoriales* sp. 2, *Geitlerinema* sp. 2, *Golenkinia radiata* e *Cryptomonas brasiliensis* (esta última esteve presente como descritora da comunidade na última coleta do período).

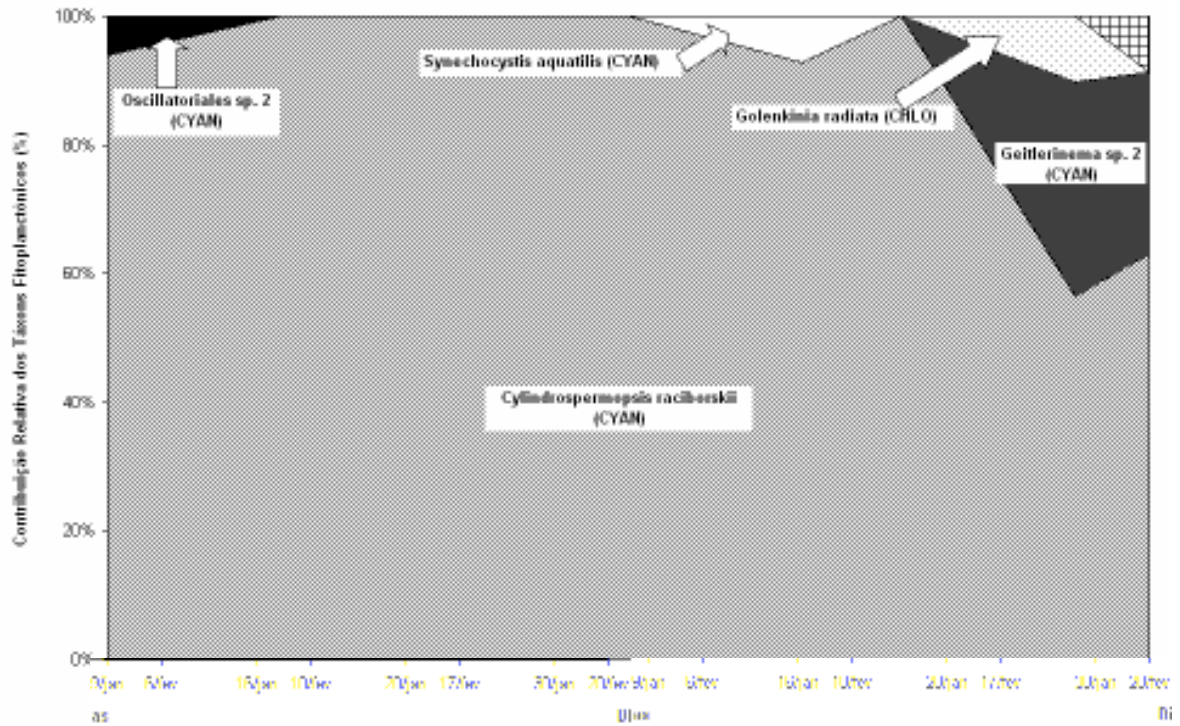


Figura 2.5. Percentual de contribuição das principais espécies fitoplanctônicas (densidade), na chuva de 1998 (fase 1), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

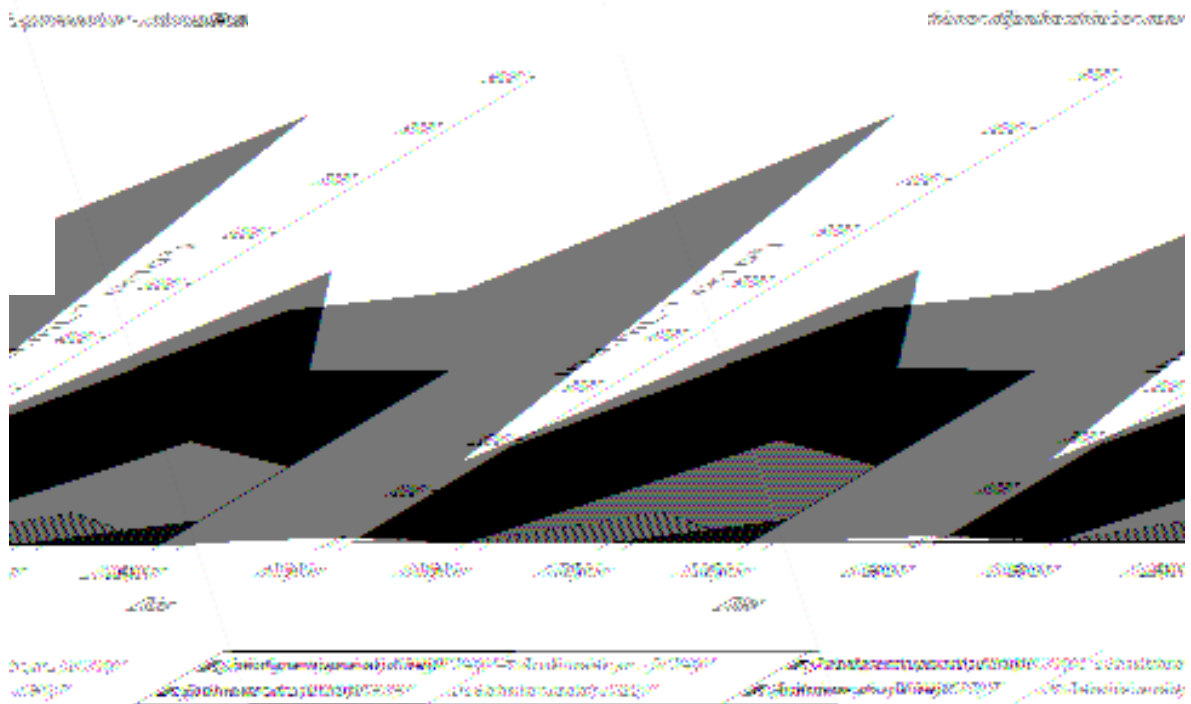


Figura 2.6. Densidade das principais espécies fitoplanctônicas da chuva de 1998 (fase 1), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

FASE 2

Seca de 1999

Gráficos complementares representam os dados da flutuação temporal das principais espécies fitoplanctônicas na seca de 1999, fase 2 no lago Paranoá-DF. Na figura 2.7 está o percentual de contribuição dos táxons descritores para a comunidade fitoplanctônica e na figura 2.8, a densidade individual dessas populações, em indivíduos por mililitro.

Em comparação com a fase 1, nota-se uma maior distribuição de importância entre diversos táxons, ou seja, agora várias espécies contribuem com 95% da densidade total, apresentando elevação e diminuição de densidade ao longo do período, que implica em diluição de importância entre os táxons, exceto no final da seca da fase 2 (figura 2.7).

Há dominância alternada e pontual de várias espécies (durante pouco tempo). São 15 (quinze) táxons dividindo 95% da densidade diária. Nota-se a coexistência de 3 a 8 táxons descritores diariamente. As primeiras e as últimas amostras contam com menos táxons descritores, destacando-se Chrysophyceae sp. 1 e *Cyclotella steligera* nas primeiras coletas e, ao final da estação, pode ser verificada densidade expressiva da Chlorophyceae *Chlamydomonas* sp 3 (> 45% da densidade total), dominando o ambiente (de 7 a 21/09/99).

Synechocystis aquatilis, destaque na fase 1, contribuiu como espécie descritora neste período, e a *Cylindrospermopsis raciborskii*, abundante durante a fase 1 e dominante na chuva de 1998, não foi observada na fase 2. Os táxons descritores da seca da fase 2 foram: Chrysophyceae sp. 1, *Cyclotella steligera*, *Cyclotella meneghiniana*, *Synechocystis aquatilis*, *Chlorella vulgaris*, *Chromulina* sp. 1, *Monoraphidium tortile*, *Aulacoseira granulata*, *Dinobryon divergens* var. *schawinslandii*, *Cryptomonas brasiliensis*, Dinophyta sp. 1, *Chlamydomonas* sp. 3, Xanthophyceae sp., *Quadrigula* sp. e *Scenedesmus ecornis*.

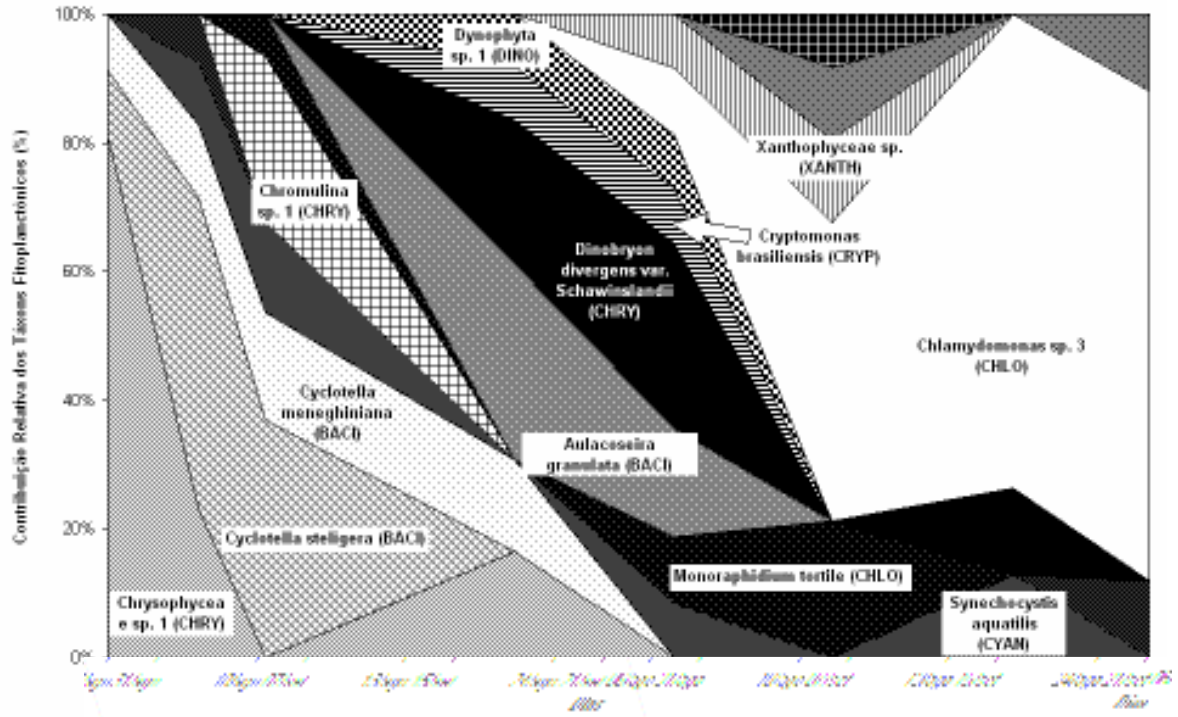


Figura 2.7. Percentual de contribuição das principais espécies fitoplancônicas (densidade), na seca de 1999 (fase 2), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

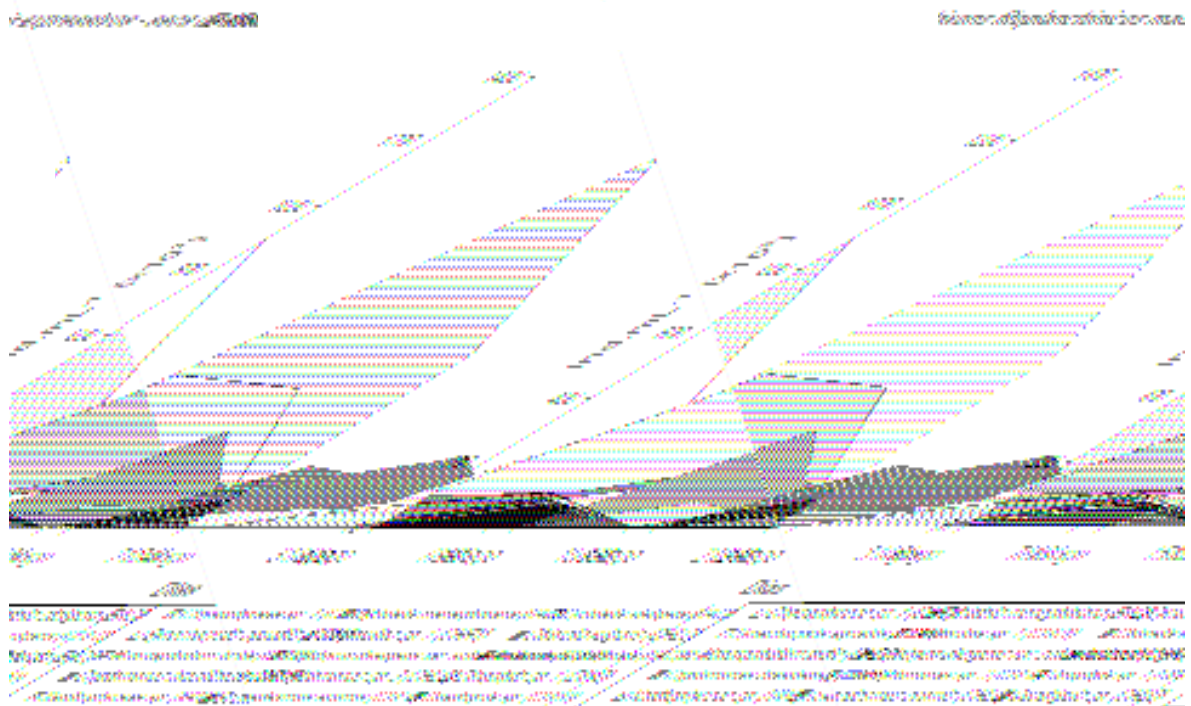


Figura 2.8. Densidade das principais espécies fitoplancônicas da seca de 1999 (fase 2), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Chuva de 2000

O percentual de contribuição diária dos táxons descritores da comunidade fitoplanctônica na chuva de 2000 (fase 2) é mostrada na figura 2.9, e a variação temporal das densidades dessas populações está na figura 2.10, em indivíduos por mililitro.

Como ocorreu na fase 1, também na fase 2 a densidade (média) fitoplanctônica encontrada na seca é cerca de duas vezes a da estação chuvosa, o que explica as escalas diferentes empregadas à melhor visualização da variação da densidade (figuras 2.8 e 2.10).

Confrontando os dados das duas estações da fase 2, nota-se que também na chuva de 2000 foram 15 (quinze) táxons descritores, 9 deles coincidentes (sublinhados na listagem do parágrafo final desta página). Observa-se, porém, que na chuva da fase 2 a maioria dos táxons persistiu por mais tempo contribuindo com a densidade da comunidade, destacando-se *Cyclotella meneghiniana*. Não se encontrou *Cylindrospermopsis raciborskii*.

São observados de 4 a 8 táxons dominantes por dia de análise, perfazendo 95% da densidade da comunidade algal. Com exceção de *Eutetramorus fottii* (que contribuiu com 60% da densidade algal na primeira amostra) e *Chromulina* sp. 1 (responsável por 55% da densidade de uma das últimas amostras da estação de chuvas de 2000), as demais populações e datas evidenciam a dominância do ambiente por muitas espécies, uma distribuição mais homogênea envolvendo mais táxons do que na seca da fase 2.

Os táxons descritores da chuva da fase 2 foram: *Eutetramorus fottii*, *Cyclotella meneghiniana*, *Synechocystis aquatilis*, *Coenochloris* sp., *Cryptomonas brasiliensis*, *Chrysophyceae* sp. 1, *Aphanocapsa delicatissima*, *Chlorella vulgaris*, *Chromulina* sp. 1, *Cyanodiction* sp., *Chlamydomonas* sp. 3, *Schroederia indica*, *Quadrigula* sp., *Aphanocapsa elachista* e *Dinophyta* sp. 1.

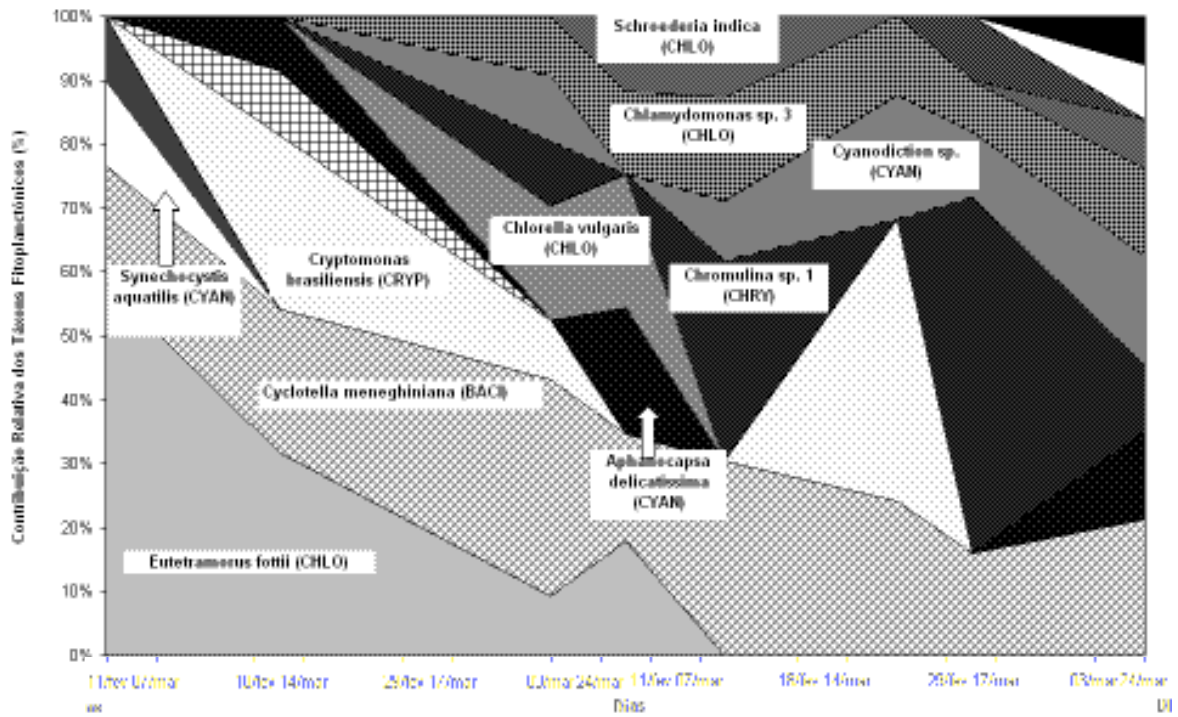


Figura 2.9. Percentual de contribuição das principais espécies fitoplanctônicas (densidade), na chuva de 2000 (fase 2), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

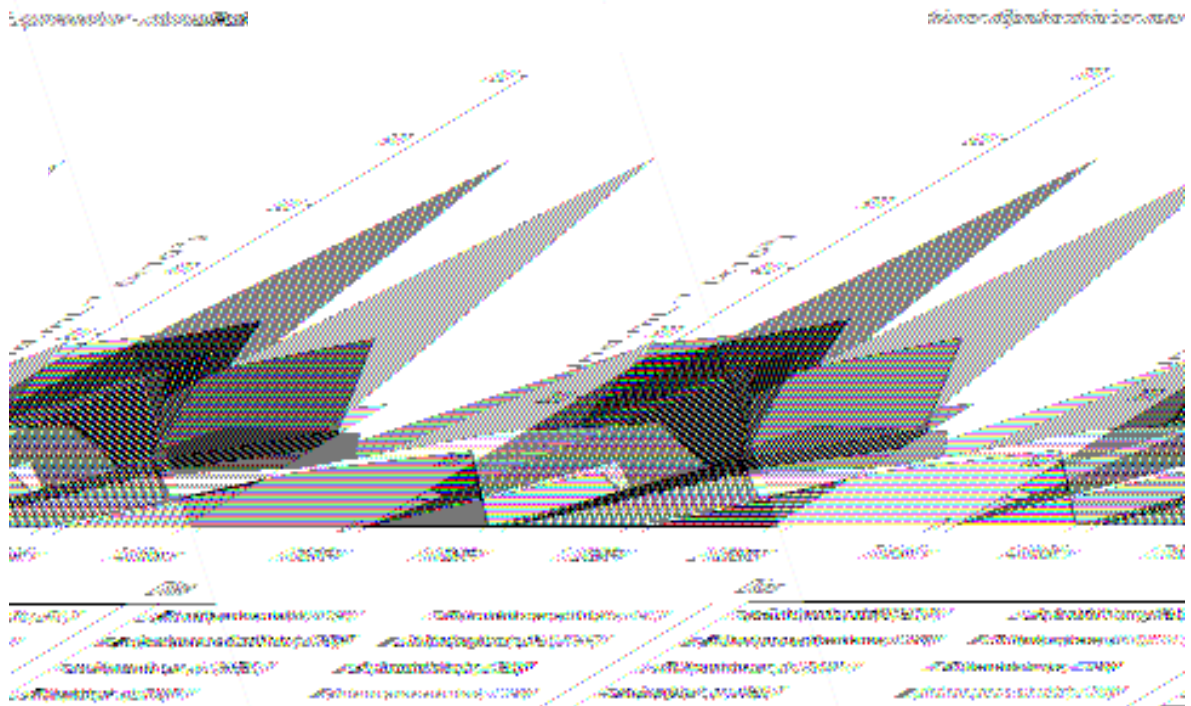


Figura 2.10. Densidade das principais espécies fitoplanctônicas da chuva de 2000 (fase 2), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

FASE 3

Chuva de 2005

A figura 2.11 mostra o percentual de contribuição individual dos táxons descritores da comunidade fitoplanctônica e na figura 2.12 apresenta a densidade dessas populações, em indivíduos por mililitro, para chuva de 2005, fase 3 da restauração do lago Paranoá-DF.

Comparando com a estação chuvosa das fases 1 e 2, observa-se que não há diferença marcante entre as densidades (médias) da chuva e da seca, então as escalas dos gráficos de densidade dos táxons descritivos são semelhantes. Há, inclusive, densidade maior de organismos na estação de chuvas nesta fase 3.

A variação encontrada no número de táxons que compõem 95% da densidade diária, neste período de chuva, variou de 1 a 9 espécies principais. Mas, na maior parte das coletas *Synechocystis aquatilis* dominou o ambiente, com densidade superior a 60% da total, exceto no dia 04/03/05, em que não foi encontrado nenhum indivíduo desta espécie e nove outras se somaram como descritoras.

Apesar de serem 14 (quatorze) táxons principais, 6 deles (em negrito no último parágrafo) apareceram apenas na amostra em que *Synechocystis aquatilis* estava ausente. A análise das figuras 2.11 e 2.12 remete à dominância por poucas espécies, como na fase 1.

Novamente, como na fase 1, observa-se *Cylindrospermopsis raciborskii* presente na maioria das amostras, e em média, contribuindo com 10% da densidade (quando presente).

Os táxons descritores da chuva da fase 3 foram: *Synechocystis aquatilis*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Chlorella vulgaris*, *Aphanocapsa delicatissima*, *Aphanothece* sp., *Chromulina* sp. 1, *Monoraphidium tortile*, *Cyclotella steligera*, ***Monoraphidium cf. convolutum***, ***Cyanodiction* sp.**, ***Elakatothryx* sp.**, ***Monoraphidium irregulare***, ***Cryptomonas erosa*** e ***Cryptomonas marssonii***.

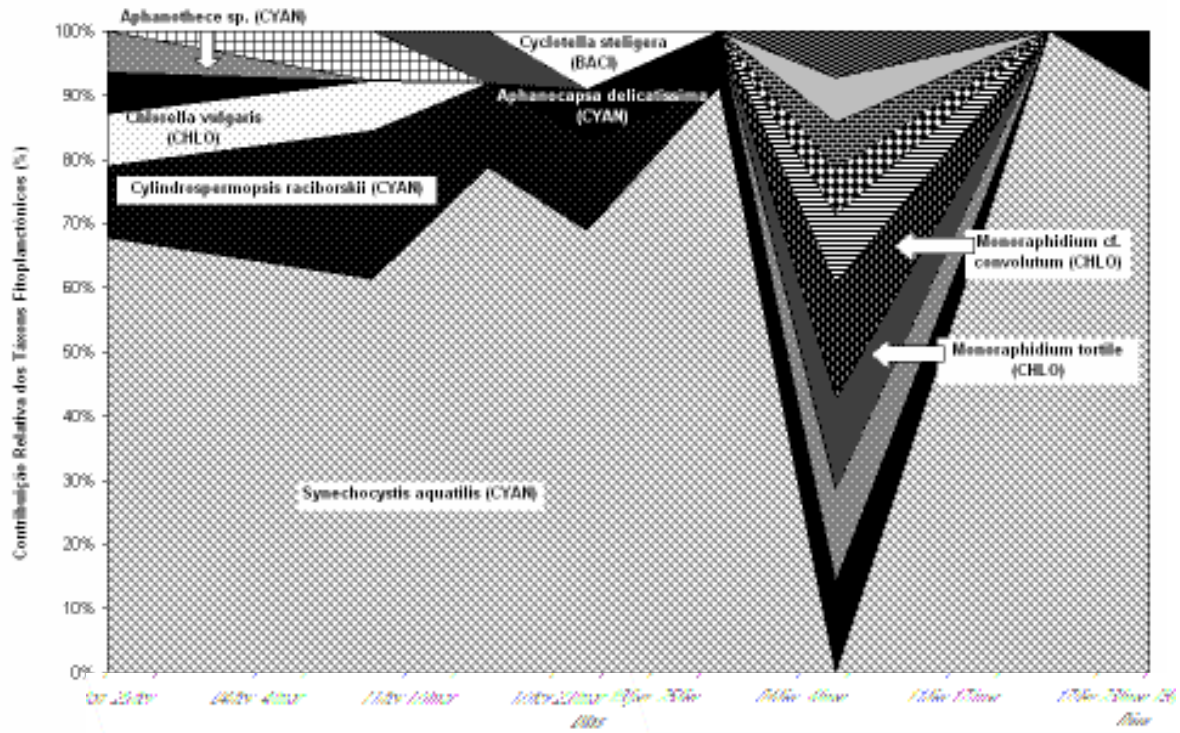


Figura 2.11. Percentual de contribuição das principais espécies fitoplanctônicas (densidade), na chuva de 2005 (fase 3), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

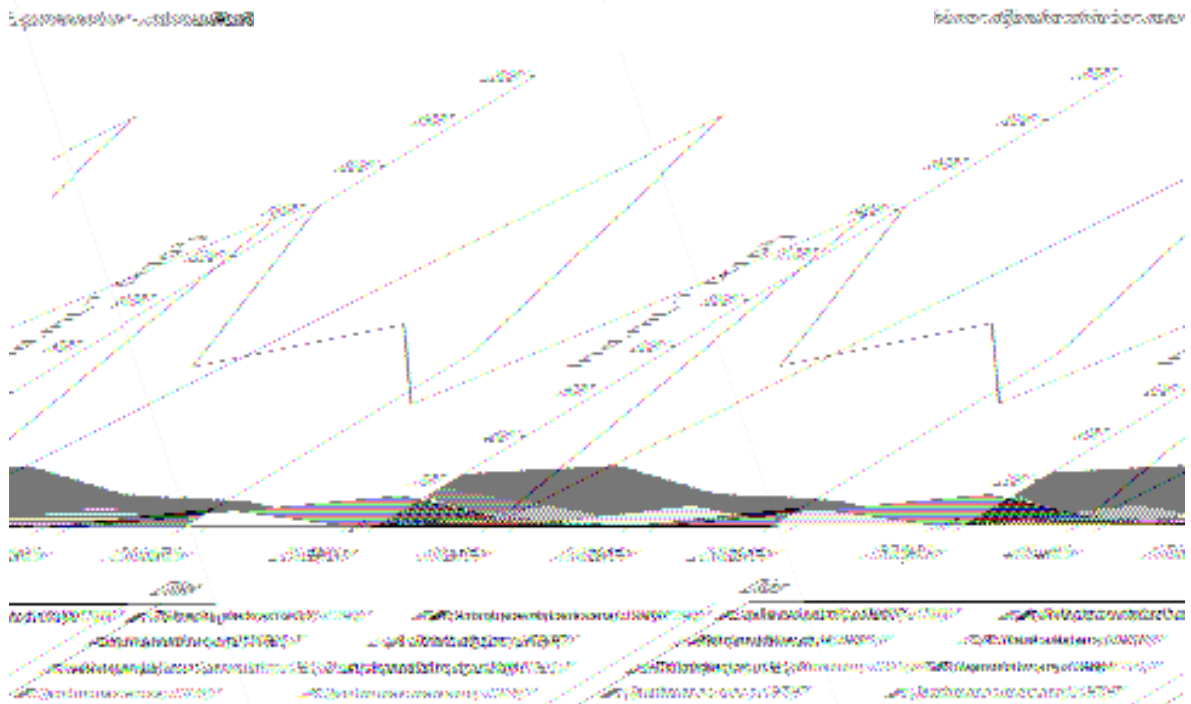


Figura 2.12. Densidade das principais espécies fitoplanctônicas da chuva de 2005 (fase 3), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Seca de 2005

As figuras 2.13 e 2.14 mostram, respectivamente, o percentual de contribuição individual dos táxons descritores da comunidade fitoplanctônica e a densidade dessas populações, em indivíduos por mililitro, na seca de 2005 (fase 3).

No início do período, nota-se dominância por *Chromulina* sp. 1 (55% da densidade total diária), seguida pela substituição de dominância por *Synechocystis aquatilis* (40%), depois *Eutetramorus tetrasporus* (entre 38-60%) e novamente *S. aquatilis* (60%) no final do período. O número de táxons dividindo 95% da densidade diária variou de 3 a 7.

Como na estação de estiagem desta fase 3, *Cylindrospermopsis raciborskii* esteve presente como uma das principais espécies (densidade), mas aqui na metade das amostras.

Pode ser comparada a fase 1 e a fase 3, com relação à flutuação dos dados de percentagem de contribuição dos táxons descritores. Na estação chuvosa de ambas, nota-se dominância expressiva de Cyanobacteria e, na seca, uma distribuição da densidade total principalmente por poucos táxons, com dominância de poucas espécies, entre elas, coincidentemente, *Synechocystis aquatilis*.

Na seca de 2005, populações de apenas 11 (onze) táxons contribuíram com densidade superior a 5% da total. Contam-se 6 táxons presentes em ambos dois períodos (chuva e seca de 2005) da fase 3 (sublinhados na listagem do parágrafo final desta página).

É importante destacar a elevada densidade de *E. tetrasporus* no final desse período.

Os táxons descritores da seca da fase 3 foram: *Chromulina* sp. 1, *Synechocystis aquatilis*, *Eutetramorus tetrasporus*, *Trachelomonas volvocinopsis*, *Eutetramorus fottii*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Cyclotella steligera*, *Cyclotella meneghiniana*, Chrysophyceae sp. 1, *Monoraphidium tortile* e *Chlorella vulgaris*.

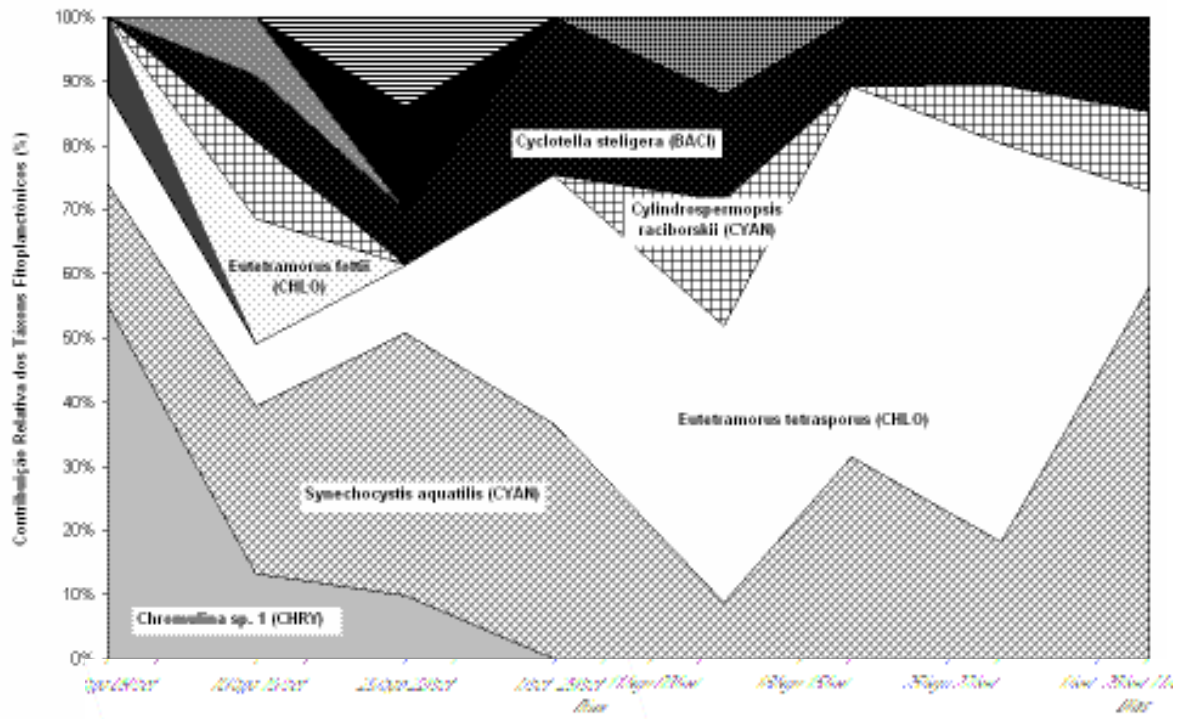


Figura 2.13. Percentual de contribuição das principais espécies fitoplanctônicas (densidade), na seca de 2005 (fase 3), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

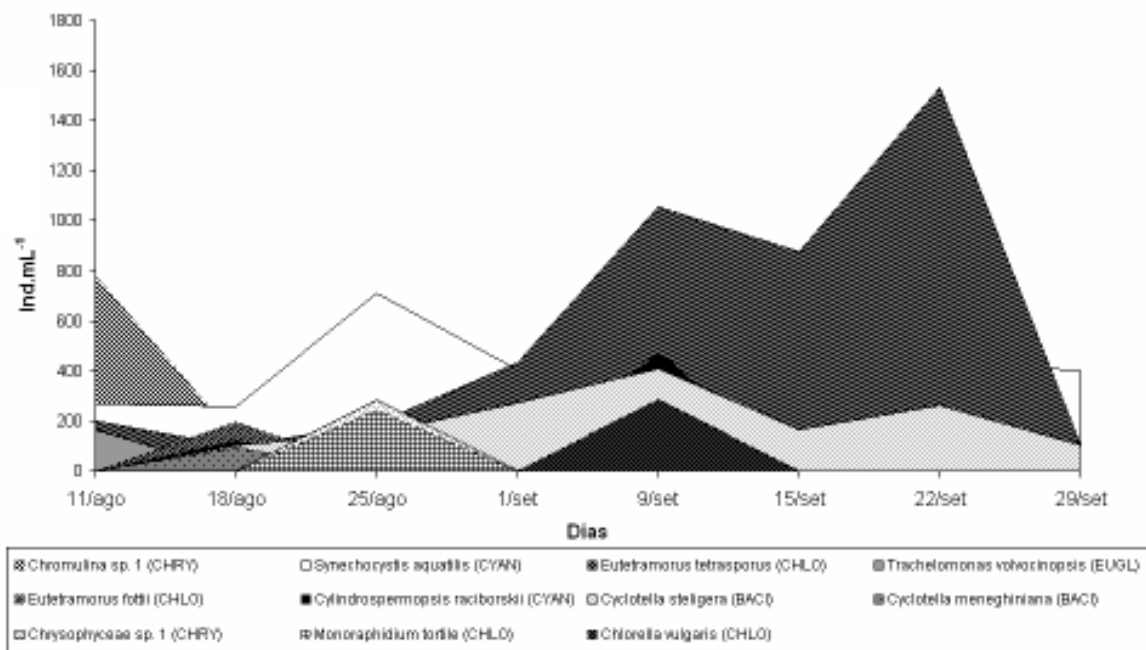


Figura 2.14. Densidade das principais espécies fitoplanctônicas da seca de 2005 (fase 3), braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

GRUPOS FUNCIONAIS

A tabela 2.7 mostra os agrupamentos dos táxons fitoplanctônicos, segundo Reynolds *et al.* (2002).

Tabela 2.7. Espécies fitoplanctônicas descritoras das comunidades (densidade > 5% do total diário) e respectivas estratégias nos diferentes períodos de estudo, braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Períodos	Espécies descritoras	Estratégias	Grupos Funcionais
Seca de 1997	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	R	S_n
	<i>Oscillatoriales</i> sp. 1	R	S₁
	<i>Chlorella vulgaris</i>	C	X₁
	<i>Synechocystis aquatilis</i>		
	<i>Synedra rupens</i>	R	D
Chuva de 1998	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	R	S_n
	<i>Oscillatoriales</i> sp. 2	R	S₁
	<i>Geitlerinema</i> sp. 2		
	<i>Golenkinia radiata</i>	C	J
	<i>Synechocystis aquatilis</i>	C	X₁
<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	C	Y	
Seca de 1999	<i>Chlorella vulgaris</i>	C	X₁
	<i>Monoraphidium tortile</i>		
	<i>Scenedesmus ecornis</i>		
	<i>Synechocystis aquatilis</i>		
	<i>Chrysophyceae</i> sp. 1		
	<i>Chromulina</i> sp. 1		
<i>Aulacoseira granulata</i>	R	P	

	<i>Dinobryon divergens</i> var.	C	E
	<i>schawinslandii</i>		
	<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	C	Y
	<i>Dinophyta</i> sp. 1	S	L ₀
	<i>Chlamydomonas</i> sp. 3	C	W ₁
	<i>Synechococcus nidulans</i>	C	Z
	<i>Coenochloris</i> sp.	S	F
	<i>Eutetramorus fottii</i>		
	<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	C	Y
	<i>Chlorella vulgaris</i>	C	X ₁
	<i>Synechocystis aquatilis</i>		
Chuva de	<i>Chrysophyceae</i> sp. 1	C	X ₃
2000	<i>Chromulina</i> sp. 1		
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>		
	<i>Cyanodiction</i> sp.	C	K
	<i>Aphanocapsa elachista</i>		
	<i>Chlamydomonas</i> sp. 3	C	W ₁
	<i>Dinophyta</i> sp. 1	S	L ₀
Chuva de	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	R	S _n
2005	<i>Chlorella vulgaris</i>	C	X ₁
	<i>Synechocystis aquatilis</i>		
	<i>Monoraphidium tortile</i>		

Monoraphidium cf. convolutum

Monoraphidium irregulare

Elakatothryx sp.

Chromulina sp. 1

C

X₃

Aphanocapsa delicatissima

Aphanothece sp.

C

K

Cyanodiction sp.

Cryptomonas erosa

C

Y

Cryptomonas marssonii

Monoraphidium tortile

Chlorella vulgaris

C

X₁

Synechocystis aquatilis

**Seca de
2005**

Chromulina sp. 1

C

X₃

Chrysophyceae sp. 1

Eutetramorus tetrasporus

S

F

Trachelomonas volvocinopsis

C

W₂

Cylindrospermopsis raciborskii

R

S_n

(Reynolds *et al.*, 2002)

Associações de Organismos – Combinações de Grupos Funcionais

Com base na composição específica diária foram observadas várias combinações de grupos funcionais encontrados em uma mesma amostra. Devido ao grau de eutrofização, poucos grupos funcionais foram verificados na fase 1, e apenas associados dois a dois. A fase 2 apresentou o maior número de grupos de indivíduos (no máximo 5) com características diferentes coexistindo (assembléias).

Na tabela 2.8 estão relacionadas as combinações de grupos funcionais, separadas por fases e estações climáticas (seca e chuva).

Tabela 2.8. Combinações das assembléias fitoplancônicas encontradas simultaneamente nas amostras coletadas no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF no diferentes períodos climáticos das três fases da restauração.

Fases	Períodos Climáticos	Assembléias
<u>FASE 1</u>	Seca de 1997	$S_n / X_1 / S_1$
		$S_n / X_1 / D$
	Chuva de 1998	S_n / S_1
		S_n / X_1
		S_n / J
<u>FASE 2</u>	Seca de 1999	S_n / Y
		X_1 / X_3
	Chuva de 2000	$X_1 / P / E / Y / X_3 / L_0$
		$W_1 / X_1 / E / L_0 / Y$
		W_1 / X_1
	$Z / W_1 / E$	
	$K / Y / X_3$	
	$X_1 / X_3 / K / F / W_1$	

		$X_1 / K / F / W_1$
		$X_3 / K / W_1$
		$Y / K / W_1$
		$X_3 / K / W_1$
		$X_3 / K / W_1 / L_0 / X_1$
		$S_n / X_1 / K$
		$S_n / X_1 / X_3$
	Chuva de 2005	S_n / X_1
		$X_1 / S_n / K$
<u>FASE 3</u>		$X_1 / K / Y$
		$X_1 / X_3 / F / W_2$
	Seca de 2005	$X_1 / S_n / X_3 / F$
		$X_1 / X_3 / F$
		$S_n / X_1 / F$

DENSIDADE DOS TÁXONS DESCRITORES, POR GRUPO TAXÔNOMICO

A figura 2.15 A, B, C, D e E mostra a flutuação da densidade dos principais táxons fitoplanctônicos (densidade superior à 5% da densidade total diária), disposta por grupos taxonômicos, durante todo o período de estudo. Os resultados a seguir foram separados por fases e, em cada uma delas, por estação climática.

FASE 1

Seca de 1997

Na estação seca da fase 1 (1997), houve a aplicação de algicida (sulfato de cobre) em 3 datas distintas: 1000kg em 05/08 (a tarde), 700kg em 08/09 e 300kg em 16/09/97 (informação obtida da CAESB).

Após a aplicação do algicida, entre a primeira e a segunda amostragem da estação, observa-se queda marcante na densidade dos dois principais táxons de Cyanobacteria e elevação na densidade de Chlorophyceae (2 espécies, em 2 dias). Da metade ao final do período, verifica-se que as Chlorophyceae descritoras se ausentam e Bacillariophyceae assume, com pico de uma das espécies de maior densidade (figura 2.15). Os principais táxons pertencentes aos grupos Chrysophyceae, Dinophyceae Euglenophyceae e Xanthophyceae não foram encontrados nas amostras.

Chuva de 1998

A densidade dos (dois) principais táxons de Cyanobacteria foi menor do que na seca da fase 1, mas que persistiu durante todo o período chuvoso (figura 2.15). Foi observado pico na densidade de táxons descritor pertencente ao grupo Chlorophyceae no final dessa estação (1 espécie), como ocorreu também com Chrysophyceae, estando ausentes nas

demais amostras (anteriores). Os principais táxons dos grupos Bacillariophyceae, Dinophyceae Euglenophyceae e Xanthophyceae não foram observados.

FASE 2

Seca de 1999

Verifica-se que a menor densidade de táxons descritores pertencentes ao grupo Cyanobacteria foi encontrada na seca da fase 2 (figura 2.15). Os táxons de Chlorophyceae, persistentes durante os períodos, mostram diversidade superior à encontrada na fase anterior e pico de densidade no final do período seco de 1999. Os principais táxons dos grupos Bacillariophyceae só foram observados no início da estação e em densidade baixa. Os táxons descritores relativos a Chrysophyceae mostraram, neste período, a maior diversidade do estudo todo e persistiram durante a totalidade da seca da fase 2. Verificou-se táxons de densidade importante pertencentes a Dinophyceae e a Xanthophyceae em algumas datas, no meio da estação. Os principais táxons de Euglenophyceae não constaram nas amostras.

Chuva de 2000

Também na chuva da fase 2 a densidade de táxons descritores pertencentes ao grupo Cyanobacteria foi baixa, mas não tanto quanto na seca da mesma fase (figura 2.15). Quanto as Chlorophyceae descritoras, observou-se elevada densidade e diversidade de espécies (persistentes durante todo o período), porém menores do que as verificadas na seca de 1999. encontrada na seca de 1999. Nota-se que o principal táxon descritor pertencente a Bacillariophyceae apresentou baixa densidade, apesar de ser encontrado durante toda a estação. A densidade dos táxons de Chrysophyceae descritores da comunidade foi

semelhante àquela observada na seca de 1999, e menos persistente. Estavam ausentes os principais táxons de Dinophyceae, Xanthophyceae e Euglenophyceae.

FASE 3

Chuva de 2005

Na chuva da fase 3 os táxons de Cyanobacteria descritores apresentam densidade superior àquela verificada na fase 2, mas, inferior àquela da fase 1, destacando-se 2 espécies persistentes (figura 2.15). Com relação aos principais táxons de Chlorophyceae, a densidade e a diversidade de espécies encontradas foram baixas, porém freqüentes. Nas datas de pico de Cyanobacteria Chlorophyceae estava ausente. Uma espécie de Bacillariophyceae, das mais relevantes, mostrou baixa densidade e somente esteve presente no dia em que não se observaram Chlorophyceae descritoras. Táxons importantes de Chrysophyceae apresentaram as menores densidades, comparadas às demais estações em que esteve presente, e foram observados somente em dois dias. Não foram observados indivíduos dos táxons descritores pertencentes aos grupos Dinophyceae, Xanthophyceae e Euglenophyceae.

Seca de 2005

Em comparação com a chuva da mesma fase (3), os principais táxons pertencentes a Cyanobacteria apresentaram densidade inferior, com distribuição de sua densidade total entre mais espécies (maior diversidade) e persistência durante o período (figura 2.15). As principais espécies de Chlorophyceae mostraram densidade mais elevada do que na chuva, aumentando no final da seca da fase 3, com poucos táxons durante o período. O táxon descritor pertencente ao grupo Bacillariophyceae demonstrou freqüência elevada e densidade

superior àquela encontrada na estação chuvosa desta fase. As duas principais espécies de Chrysophyceae mostraram alta densidade no início do período e ausência a partir da metade da seca. Tal ausência foi coincidente com o pico de Chlorophyceae descrito acima. Um táxon relevante de Euglenophyceae apareceu somente na primeira amostra da seca de 2005. Os táxons descritores pertencentes a Xanthophyceae e Dinophyceae estiveram ausentes nesta estação seca.

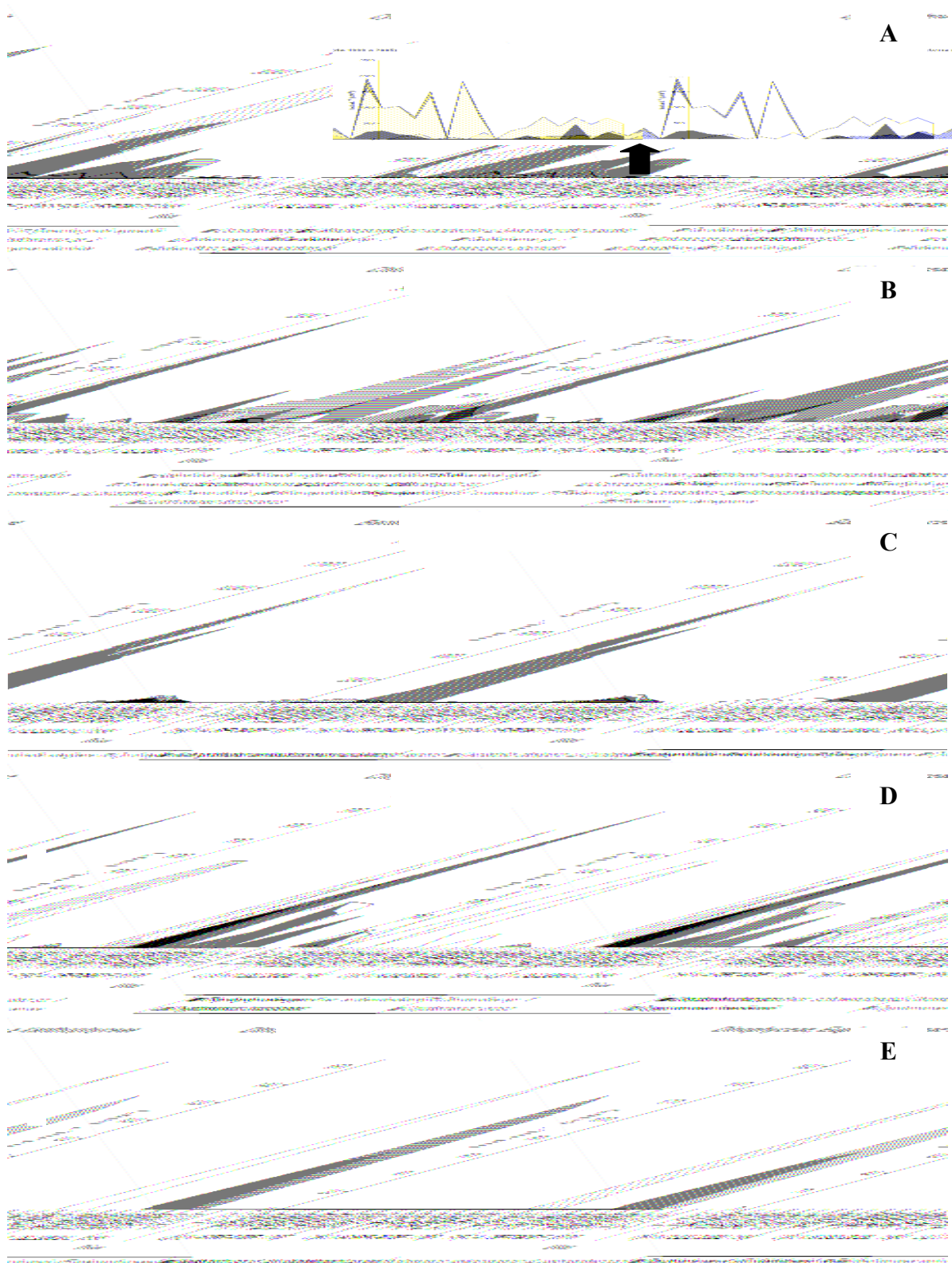


Figura 2.15. Variação temporal dos grupos fitoplancônicos nas três fases da restauração, braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF. (secas e chuvas). (A=Cyanobacteria; B=Chlorophyceae; C=Bacillariophyceae; D=Chrysophyceae e E=Dinophyceae, Euglenophyceae e Xanthophyceae.)

ANÁLISES EXPLORATÓRIAS

Grupos taxonômicos fitoplanctônicos e variáveis ambientais

A figura 2.16 e as tabelas 2.9 e 2.10 mostram os resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as variáveis ambientais e os grupos taxonômicos da comunidade fitoplanctônica nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF. As amostras estão divididas em períodos de seca e de chuva, para melhor visualização das semelhanças e diferenças.

A tabela 2.9 mostra que as ordenações relativas aos eixos 1 e 2 foram estatisticamente significativas ($p < 0,01$), segundo o teste de Monte Carlo (com 999 permutações). Os dois primeiros eixos representam 48,8 % da variabilidade dos dados.

De acordo com a figura 2.16, verifica-se que há nítida separação entre os períodos climáticos e entre as diferentes fases (1, 2 e 3) da restauração, com relação à combinação das variáveis físicas, químicas e biológicas (grupos taxonômicos). As unidades amostrais relativas à fase 1 posicionaram-se mais à esquerda do gráfico, ao centro e deslocadas sutilmente à parte superior, com algumas amostras na parte inferior. Àquelas referentes à fase 2 encontram-se à direita e abaixo, com duas unidades apenas na parte superior. Já as unidades amostrais da fase 3, estas estão posicionadas à direita, na parte superior da figura. Tal distribuição denota a diferença entre as três fases, e principalmente na fase 2 há clara separação entre as unidades amostras das estações de seca e de chuva. Nas fases 1 e 3 observa-se tendência de separação, mas os grupos das unidades encontram-se muito próximas e, na fase 1, quase coincidentes.

Com relação ao eixo 1, que explica 39,2% da variabilidade dos dados, as amostras relativas à fase 1 se posicionaram (preferencialmente) na parte negativo do eixo e as amostras das fases 2 e 3, do lado positivo.

Dentre as variáveis do conjunto dos aspectos abióticos e clorofila-a, os fatores que apresentaram maior correlação com a parte negativa do eixo 1 foram oxigênio dissolvido ($r = -0,804$) e clorofila-a ($r = -0,498$), e com a parte positiva foram zona eufótica ($r = 0,752$), nitrato ($r = 0,607$) e íon amônio ($r = 0,486$).

O grupo taxonômico da comunidade fitoplanctônica mais correlacionado com parte negativa do eixo 1 foi Cyanobacteria ($r = -0,515$). Com a parte positiva, destaca-se a correlação com Chrysophyceae ($r = 0,442$), e mais fracamente com Xanthophyceae ($r = 0,376$) e Dinophyceae ($r = 0,320$). Os outros grupos não apresentaram correlação expressiva, mas estão presentes na figura para compor a ilustração das características próprias de cada fase da recuperação.

O eixo 2 explica apenas 9,6% da variabilidade dos dados. Com relação a este eixo, as unidades amostrais referentes à fase 1 (68,75% destas) e à fase 3 (integralmente) se posicionaram do lado positivo, enquanto àquelas da fase 2 (87,5% destas), posicionaram-se na parte negativa.

Com relação às variáveis ambientais (algumas não representadas no gráfico), a parte positiva do eixo 2 apresentou maior correlação com íon amônio ($r = 0,426$) e a parte negativa, com condutividade elétrica ($r = -0,494$), nitrato ($r = -0,498$) e pH ($r = -0,469$).

Não foi encontrada correlação expressiva ($r > 0,4$) com qualquer grupo taxonômico, apesar da significância estatística, por meio do teste de Monte Carlo.

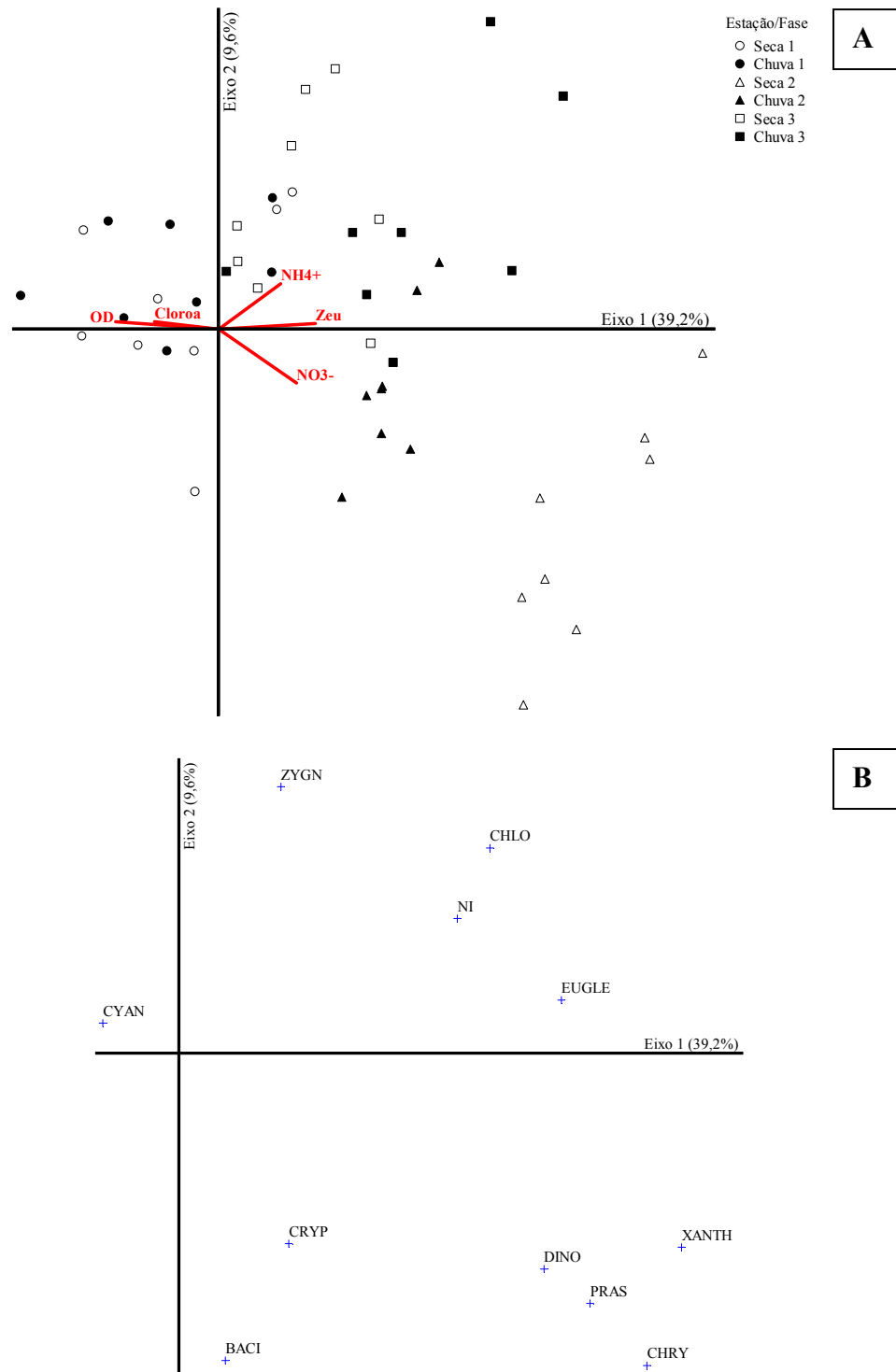


Figura 2.16. Diagrama de ordenação – Análise de Correspondência Canônica (CCA) – das amostras das três fases da restauração do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo), a partir das variáveis ambientais (A) e dos grupos taxonômicos da comunidade fitoplanctônica (B) – legenda na tabela 2.10. (figuras vazias=seca, figuras cheias=chuva. O número da fase da recuperação do lago consta após a indicação da estação climática correspondente.)

Tabela 2.9. Resumo dos resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as variáveis ambientais e os grupos taxonômicos da comunidade fitoplanctônica nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo).

Síntese da CCA / Variável	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	0,325	0,080
% da variância de explicação	39,2	9,6
Correlação espécie-ambiente (Pearson)	0,897	0,776
Teste de Monte Carlo (autovalores) – p	0,001	0,001
Teste de Monte Carlo (correlações espécie-ambiente) – p	0,001	0,014

Tabela 2.10. Correlações de Pearson e de Kendall considerando os dois primeiros eixos da ordenação – Análise de Correspondência Canônica (CCA) – entre as variáveis ambientais e os grupos taxonômicos da comunidade fitoplanctônica nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo) (detacados em negrito os grupos com $r > 0,4$).

Grupo Taxonômico Fitoplanctônico	Abreviação	Eixo	
		1 (r)	2 (r)
Bacillariophyceae	BACI	-0,215	-0,188
Chlorophyceae	CHLO	0,232	0,263
Chrysophyceae	CHRY	0,442	-0,329
Cryptophyceae	CRYP	-0,197	-0,170
Cyanobacteria	CYAN	-0,515	-0,006
Dinophyceae	DINO	0,320	-0,314
Euglenophyceae	EUGLE	0,128	0,007
Algas não identificadas	NI	0,065	0,078
Prasinophyceae	PRAS	0,113	-0,092
Xanthophyceae	XANTH	0,376	-0,161
Zygnemaphyceae	ZYGN	-0,215	0,175

Táxons descritores da comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais

Os resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as variáveis ambientais (abordadas no item 4.2) e os táxons descritores da comunidade fitoplanctônica nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF estão apresentados na figura 2.17 e nas tabelas 2.11 e 2.12. As amostras foram separadas em períodos de seca e de chuva, para melhor visualização do comportamento das unidades amostrais (na legenda).

A tabela 2.11 mostra que as ordenações relativas aos eixos 1 e 2 foram estatisticamente significativas ($p < 0,01$), segundo o teste de Monte Carlo (com 999 permutações). Os dois primeiros eixos representam 14,5 % da variabilidade dos dados.

Na figura 2.17 nota-se separação entre os períodos climáticos e entre as diferentes fases (1, 2 e 3) da restauração, com relação à combinação das variáveis físicas, químicas e biológicas (táxons descritores).

Quanto ao eixo 1, que explicou 9,1% da variabilidade dos dados, as unidades amostrais relativas à fase 1 posicionaram-se mais à esquerda do gráfico, na parte inferior e no centro, mostrando maior correlação com a parte negativa do eixo 1, e com algumas deslocadas para a direita (18,75% delas) – parte positiva desse eixo. As amostras da chuva de 1998 concentraram-se na parte inferior, fortemente correlacionadas com a parte negativa do eixo 1, e, as da estação seca, posicionaram-se ao centro, permeando ambos os lados do eixo 1 (positivo e negativo), mas, sem tendência definida. Há nítida separação entre os períodos da fase 1.

Àquelas referentes à fase 2 encontram-se à direita do gráfico, na parte positiva do eixo 1, separando-se a seca de 1999 – na parte inferior – e a chuva de 2000 – na parte superior.

As unidades amostrais da fase 3, estão posicionadas à direita do eixo 1, na parte superior da figura (exceto 12,5% das amostras). As amostras da seca de 2005 posicionaram-se mais acima, formando grupo mais bem delineado do que daquelas referentes à estação chuvosa.

Entre as variáveis do conjunto dos aspectos abióticos e da clorofila-a, apresentaram maior correlação com a parte positiva do eixo 1 nitrato ($r = 0,713$), zona eufótica ($r = 0,695$), nitrogênio total ($r = 0,634$), íon amônio ($r = 0,607$) e condutividade elétrica ($r = 0,512$). Com a parte negativa do eixo 1, as maiores correlações foram com oxigênio dissolvido ($r = -0,479$), clorofila-a ($r = -0,417$) e fósforo total ($r = -0,407$).

O principal táxon da comunidade fitoplanctônica mais correlacionado com parte positiva do eixo 1 foi *Dinobryon divergens* var. *schawinslandii* - Chrysophyceae - ($r = 0,407$), enquanto *Cylindrospermopsis raciborskii* - Cyanobacteria - correlaciona-se fortemente com a parte negativa desse eixo 1 ($r = -0,524$).

Com relação ao eixo 2, que explica 5,4% da variabilidade dos dados, as amostras relativas à fase 1 se posicionaram na parte negativo do eixo (exceto 12,5%). As amostras da fase 2 dividiram-se da seguinte forma no eixo 2: as unidades amostrais referentes à seca posicionaram-se na parte negativa e àquelas relativas à chuva estão no lado positivo. As amostras da fase 3 se posicionaram na parte positiva do eixo 2, em ambas as estações climáticas (exceto 12,5%).

Das variáveis do conjunto dos fatores abióticos e da clorofila-a, o íon amônio foi a que apresentou maior correlação com a parte positiva do eixo 2 ($r = 0,627$), enquanto nitrato correlacionou-se com o lado negativo do eixo 2 ($r = -0,421$). As demais variáveis não mostraram correlação significativa com o eixo em questão (preestabelecida com $r > 0,4$).

O táxon descritor que mostrou maior correlação com parte positiva do eixo 2 foi *Eutetramorus tetrasporus* - Chlorophyceae - ($r = 0,458$), e, com a parte negativa, encontrou-se forte correlação com Dinophyta sp. 1 - Dinophyceae - ($r = -0,463$), *Aulacoseira granulata* - Bacillariophyceae - ($r = -0,454$) e *Dinobryon divergens* var. *schawinslandii* - Chrysophyceae - ($r = -0,448$).

Nota-se a separação entre as três fases, porém menos evidente do que a divisão observada por meio da CCA com os grupos algais (na figura 2.16), provavelmente devido ao nível taxonômico aqui utilizado e a elevada quantidade de variáveis (espécies), que pode ter aproximado as unidades amostrais, tornando alguns grupos de dados quase coincidentes.

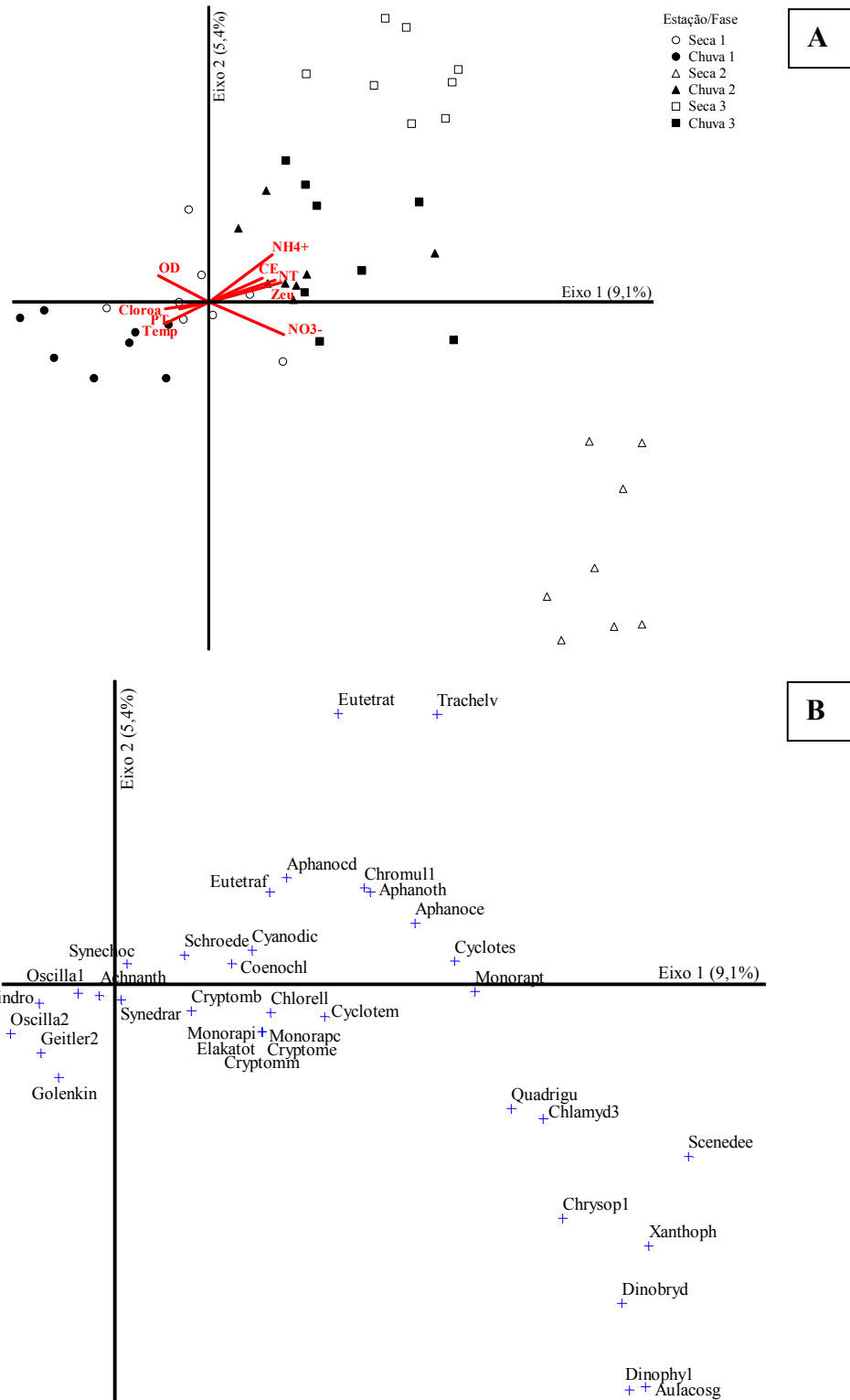


Figura 2.17. Diagrama de ordenação – Análise de Correspondência Canônica (CCA) – das amostras das três fases da restauração do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo), a partir de variáveis ambientais (A) e espécies descritoras fitoplancônicas (B), com densidade superior a 5% da total. (figuras vazias=estação seca, figuras cheias=estação chuvosa).

Tabela 2.11. Resumo dos resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as variáveis ambientais e as espécies descritoras da comunidade fitoplanctônica nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo).

Síntese da CCA / Variável	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	0,582	0,347
% da variância de explicação	9,1	5,4
Correlação espécie-ambiente (Pearson)	0,886	0,803
Teste de Monte Carlo (autovalores) – p	0,001	0,001
Teste de Monte Carlo (correlações espécie-ambiente) – p	0,003	0,037

Tabela 2.12. Correlações de Pearson e Kendall considerando os dois primeiros eixos da ordenação da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as variáveis ambientais e as espécies descritoras da comunidade fitoplanctônica nas três fases da restauração do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo) (em negrito encontram-se os táxons que apresentaram $r > 0,4$).

Táxon Fitoplanctônico/Grupo	Abreviação	Eixo	
		1 (r)	2 (r)
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (CYAN)	Cylindro	-0,524	-0,069
<i>Synechocystis aquatilis</i> (CYAN)	Synechoc	-0,297	0,034
<i>Chlorella vulgaris</i> (CHLO)	Chlorell	0,001	-0,042
<i>Schroederia indica</i> (CHLO)	Schroede	-0,073	0,023
<i>Achnanthydium minutissimum</i> (BACI)	Achnanth	-0,200	-0,026
<i>Synedra rupens</i> (BACI)	Synedrar	-0,099	-0,018
Oscillatoriales sp. 1 (CYAN)	Oscilla1	-0,181	-0,018
Oscillatoriales sp. 2 (CYAN)	Oscilla2	-0,173	-0,044
<i>Geitlerinema</i> sp. 2 (CYAN)	Geitler2	-0,215	-0,085
<i>Golenkinia radiata</i> (CHLO)	Golenkin	-0,141	-0,079
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> (CRYP)	Cryptomb	-0,102	-0,051
Chrysophyceae sp. 1 (CHRY)	Chrysop1	0,327	-0,318
<i>Cyclotella steligera</i> (BACI)	Cyclotes	0,378	0,041
<i>Cyclotella meneghiniana</i> (BACI)	Cyclotem	0,133	-0,115
<i>Chromulina</i> sp. 1 (CHRY)	Chromul1	0,153	0,172
<i>Monoraphidium tortile</i> (CHLO)	Monorapt	0,296	-0,023
<i>Aulacoseira granulata</i> (BACI)	Aulacosg	0,351	-0,454
<i>Dinobryon divergens</i> var. <i>schawinslandii</i> (CHRY)	Dinobryd	0,407	-0,448
Dinophyta sp. 1 (DINO)	Dinophy1	0,340	-0,463
<i>Chlamydomonas</i> sp. 3 (CHLO)	Chlamyd3	0,394	-0,240
Xanthophyceae sp. (XANT)	Xanthoph	0,349	-0,293
<i>Quadrigula</i> sp. (CHLO)	Quadrigu	0,284	-0,183
<i>Scenedesmus ecornis</i> (CHLO)	Scenedee	0,279	-0,142
<i>Eutetramorus fottii</i> (CHLO)	Eutetra1	0,000	0,143
<i>Coenochloris</i> sp. (CHLO)	Coenochl	-0,025	0,011
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> (CYAN)	Aphanocd	0,032	0,224
<i>Cyanodiction</i> sp. (CYAN)	Cyanodic	-0,026	0,048
<i>Aphanocapsa elachista</i> (CYAN)	Aphanoce	0,097	0,043
<i>Aphanothece</i> sp. (CYAN)	Aphanoth	0,080	0,081
<i>Monoraphidium</i> cf. <i>convolutum</i> (CHLO)	Monorapc	-0,005	-0,043
<i>Elakatothryx</i> sp. (CHLO)	Elakatot	-0,005	-0,043
<i>Monoraphidium irregulare</i> (CHLO)	Monorapi	-0,005	-0,043
<i>Cryptomonas erosa</i> (CRYP)	Cryptome	-0,005	-0,043
<i>Cryptomonas marssonii</i> (CRYP)	Cryptomm	-0,005	-0,043
<i>Eutetramorus tetrasporus</i> (CHLO)	Eutetrat	0,100	0,458
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> (EUGL)	Trachelv	0,111	0,208

BACI=Bacillariophyceae; CHRO=Chlorophyceae; CHRY=Chrysophyceae;
 CRYP=Cryptophyceae; CYAN=Cyanobacteria; DINO=Dinophyceae;
 EUGL=Euglenophyceae; XANT=Xanthophyceae.

2.2. DISCUSSÃO

A opção por um capítulo mais abrangente, envolvendo aspectos da comunidade fitoplanctônica relacionados às variáveis ambientais, pode ser justificada pelo fato de os parâmetros físicos e químicos da água serem capazes de influenciar a estrutura da comunidade fitoplanctônica, bem como sofrerem modificações devido ao metabolismo das algas presentes. Neste item, cabe maior ênfase ao fitoplâncton, e as variáveis ambientais fornecem valioso suporte.

Quanto às teorias e modelos matemáticos relacionados às dinâmicas tróficas, são importantes os conceitos de controle das comunidades fitoplanctônicas descendente e ascendente, originariamente de Porter (1977), em que na primeira forma de controle assume-se que o fitoplâncton é controlado por herbivoria (padrões de biomassa sazonais), e, na segunda, sustenta-se que o fitoplâncton é fundamentalmente controlado pelos nutrientes, mais do que pela herbivoria.

Com base no trabalho de Van de Bund *et al.* (2004), que sugere que a biomassa fitoplanctônica é mais influenciada por nutrientes do que pela densidade de peixes planctívoros, preferiu-se aqui enfatizar a importância das variáveis ambientais na resposta do fitoplâncton, em detrimento da conhecida ação reguladora proveniente dos níveis superiores da teia alimentar (controle descendente). O mesmo experimento infere que a clorofila-a é um parâmetro mais preciso do que o biovolume algal para quantificar a biomassa fitoplanctônica, e neste estudo realizado no lago Paranoá, optou-se por utilizar densidade algal e clorofila-a, além do esforço elevado para a correta identificação das algas.

Diferentes aspectos da ecologia do fitoplâncton ocorrem em diferentes escalas de tempo e espaço: as taxas de crescimento em escala de horas ou dias, enquanto a sucessão de espécies ocorre em escala de estações inteiras e bacias inteiras. Embora uma espécie fitoplanctônica possa ser rara em um corpo hídrico, em determinado tempo, a importância na escala temporal na ecologia do fitoplâncton garante que pode não permanecer assim por muito tempo. Vários eventos envolvendo fitoplâncton ocorrem em pequenas escalas de tempo e, para a amostragem, deve-se observar tal particularidade e fenômeno de perder importantes eventos pela amostragem em escala inapropriada é chamado, em inglês, de “aliasing” (Graham & Wilcox, 2000).

Assim, o intervalo semanal entre as coletas (caracterizado em limnologia como curto espaço de tempo) foi escolhido com base no ciclo de vida das algas (Reynolds, 1993), em resultados de trabalhos anteriores em ambientes temperados (ex: Madgwick *et al.*, 2006) e tropicais (ex: Calijuri *et al.*, 2002) e na necessidade apontada em estudos anteriores em ambientes tropicais, como na represa de Barra Bonita-SP (De Filippo, 1987). Tendo em vista a intensa variabilidade sazonal, amostras em intervalos menores de tempo são capazes de fornecer elementos para a elucidação de episódios de sucessão fitoplanctônica, sua evolução e regressão, especialmente em reservatórios tropicais eutrofizados.

As algas fitoplanctônicas, grupo polifilético, diferem entre si sob vários aspectos. Apresentam vários tamanhos e formas, com diferentes modos de vida, células solitárias e colônias, e diversas estratégias adaptativas, podendo ser encontradas estruturas que conferem motilidade (como flagelos) e toxinas (capítulo 3), entre outras características.

Os pigmentos próprios de cada grupo de algas proporcionam a distinção destas na análise por meio da técnica de detecção HPLC. Fietz & Nicklisch (2004) obtiveram

estimativa eficaz de indicação de abundância e distribuição espacial do fitoplâncton, similar (não idêntica) à contagem de células, com a utilização de pigmentos diferenciadores.

O tamanho do organismo pode ser considerado como a característica individual mais importante na ecologia do fitoplâncton (Graham & Wilcox, 2000) e, em ambientes temperados, espécies de pequeno porte e de crescimento rápido são características do início da sucessão sazonal, enquanto as espécies que dominam no final do processo tendem a ser maiores, tolerantes à sombra e de crescimento lento, capazes de conservar biomassa e nutrientes – como a Cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii*, abundante na fase 1, ausente na fase 2 e em pequena quantidade na fase 3 da restauração do lago Paranoá-DF.

Nas três fases do estudo observou-se a coexistência de algas de diversas dimensões, formas e hábitos. Na fase 1, Cyanobacteria contribuiu para a maior densidade do fitoplâncton e na fase 2 verificou-se queda na densidade total, especialmente de Cyanobacteria, e outras algas puderam se estabelecer. Com isso, mesmo sem diferença entre a riqueza de táxons das etapas, as densidades relativas aos grupos taxonômicos, a partir da fase 2, mostrou distribuição mais homogênea (exceto na chuva da fase 3).

Geralmente, em ambientes de clima temperado, a seqüência de grupos algais do curso da sucessão depende de fatores ambientais (como a disponibilidade de nutrientes), diferindo ano a ano, porém obedecendo a um mesmo padrão (Sommer *et al.*, 1986). Dessa forma, as comunidades planctônicas podem nunca estar em equilíbrio no ambiente natural – especialmente devido à dinâmica irregular em nível de espécie, predação e competição (observadas *in vitro*) e flutuações ambientais (Scheffer *et al.*, 2003).

Além das variações naturais, interferências antrópicas provocam mudanças nas condições do sistema. Na fase 1 (na seca de 1997) do lago Paranoá houve três aplicações de algicida (sulfato de cobre) – prática anteriormente corriqueira da empresa de saneamento

local. Consequentemente, logo o primeiro episódio com o algicida, pode ser observada queda abrupta na densidade de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria filamentosa) e elevação imediata na densidade de *Synechocystis aquatilis* (pequena Cyanobacteria esférica persistente durante as 3 fases). A substituição pode ser explicada pelo estágio então criado e haver relação entre o tamanho da célula e a resposta à disponibilidade de nutrientes no ambiente (oportunistas), visto que as células pequenas podem responder, ainda, a um pulso de nutrientes com uma rápida explosão de crescimento. Há estreita relação entre o volume da célula e a taxa máxima de reprodução, onde geralmente células maiores e colônias tentem a apresentar baixas taxas de reprodução (Graham & Wilcox, 2000).

Quanto à predação, o tamanho da célula relaciona-se com a pastagem zooplancônica. Protozoários, rotíferos e crustáceos costumam consumir células pequenas rapidamente. As células de tamanho intermediário possivelmente estão livres de predação por protozoários, mas não por crustáceos. A maioria das células maiores e das colônias (com diâmetro superior a 50 micrômetros) não são predadas por crustáceos, mas estão propensas a serem atacadas por parasitas. Há relato de bactérias fixadas na superfície de colônias de Cyanobacteria ou de filamentos – agrupados ou soltos (Eiler *et al.*, 2006; Padovesi-Fonseca & Philomeno, 2004; Bell *et al.*, 1983).

As interações entre os organismos muitas vezes são relevantes fatores ecológicos responsáveis por modificações e/ou adaptações até em nível de comunidade. *In vitro* Jang *et al.* (2003) relatam aumento (em cinco vezes) na produção de toxinas (microcistina) por Cyanobacteria (linhagens de *Microcystis aeruginosa*) em reação à exposição direta das algas à predação por *Moina macrocopa*, *Daphnia magna* e *Daphnia pulex*, podendo ser uma defesa imediata induzida pela liberação de info-químicos pelo zooplâncton. A espécie *Microcystis aeruginosa* não foi observada no presente estudo, como ocorreu nos demais na

fase 1 (Philomeno, 2003; Padovesi-Fonseca & Philomeno, 2004), provavelmente pela profundidade de coleta eleita ser superior àquela em que este táxon está presente.

As estratégias competitivas e adaptações intermediárias estão associadas à dimensão das células fitoplanctônicas. Células maiores tendem a afundar mais rapidamente, mas a questão da baixa capacidade de flutuabilidade pode ser minimizada por meio de adaptações para reduzir a densidade ou aumentar fisicamente (forma) a resistência ao fundamento, notadamente em células maiores e colônias. A resistência ao afundamento relaciona-se também ao formato da célula e sua posição física no ambiente. Conforme resultados obtidos em experimento laboratorial para verificar as diferenças na velocidade de afundamento em moldes de diversos formatos, Padisák *et al.* (2003) relatam diferenças de celeridade condicionadas à forma e posição da alga no meio aquático (horizontal, vertical ou transversal), à presença e características de prolongamentos (e espinhos) e ao estado vital das células (vivas são mais morosas), entre outras variáveis. No trabalho, as formas de resistência (ao afundamento) são citadas como fator contribuinte para a evolução das espécies planctônicas e seleção de assembléias, atribuindo a estas o desenvolvimento de parte da diversidade morfológica do plâncton (força direcionadora).

Algumas adaptações para reduzir a taxa de afundamento também exercem papel contra a herbivoria. Além da forma própria da *Cylindrospermopsis raciborskii* – espécie que dominou a comunidade fitoplanctônica do lago Paranoá por mais de três décadas, até a ocasião do *flushing* no final de 1998 (fase 1) –, o fato de se caracterizar pelo baixo conteúdo nutricional para o zooplâncton (Silva, 2004), é pertinente que se associe à vantagem competitiva a manutenção da predominância, com possibilidade de retorno da condição observada na fase 1. O capítulo 3 aborda a questão com mais detalhes.

Para caracterizar a ecologia do fitoplâncton foram desenvolvidas várias teorias e modelos matemáticos, principalmente sobre competição e dinâmicas tróficas. O trabalho de Hutchinson (1961) inova com o conceito do paradoxo do plâncton, indo de encontro ao princípio da exclusão competitiva e à teoria do nicho, uma vez que não se pode assumir que comunidades em que as espécies estão perto de sua densidade máxima e que têm como regra geral a exclusão competitiva possam apresentar de 50 a 100 espécies fitoplanctônicas coexistindo em poucos mililitros de água nos sistemas aquáticos. Então a concepção de equilíbrio assume que as espécies mais bem adaptadas podem ser eventualmente selecionadas por competição (e coexistindo em situação de limitação de recursos), excluindo todas as demais (Hardin, 1960). Um destaque do estudo de Grime (1973) é que a competição pode ser o fator causal mais relevante na manutenção da baixa diversidade – vegetal, no caso –, apesar da baixa incidência de espécies competitivas em habitats floristicamente ricos. Hutchinson (1961) sugere que a biodiversidade inesperada no plâncton provavelmente está relacionada ao fato de que as comunidades nunca estão em equilíbrio. Porém, num processo de restauração, o desequilíbrio pode ser ainda mais marcante do que no caso de um sistema que não está sendo forçado a se adaptar às novas condições demandadas.

Na fase 2 da restauração do lago Paranoá, várias mudanças foram experimentadas pela comunidade fitoplanctônica. O aumento da diversidade e da equitabilidade, bem como a abundância relativa das algas distribuída de maneira mais homogênea entre os grupos taxonômicos (especialmente Chlorophyceae e Chrysophyceae) e a elevação observada na quantidade de assembléias fitoplanctônicas, podem ter sido provocados pelas marcantes transformações envolvendo fatores ambientais. Além dos baixos teores de fósforo, até mesmo a semelhança nas temperaturas da água mensuradas na seca e na chuva (na fase 2)

pode ter contribuído para a composição florística diferenciada a partir dessa etapa, mesmo com valores inalterados de riqueza de espécies.

A fase 3 apresenta-se com algumas características observadas na fase 1 e outras próprias da fase 2, inclusive com diferenças entre seca e chuva relativas à proporção das densidade encontradas nos grupos taxonômicos. Marcante foi o retorno de *Cylindrospermopsis raciborskii* (em pequena quantidade), ausente na fase 2, e a elevação da contribuição de *Synechocystis aquatilis* (também Cyanobacteria) para a densidade total.

Vários modelos sugerem que até mesmo em ambientes homogêneos (e constantes) o plâncton nunca estará em equilíbrio, pois interações entre muitas espécies podem originar constante crescimento e diminuição de espécies dentro da comunidade – oscilações e caos. Para Scheffer *et al.* (2003), as estações climáticas e o tempo podem ser considerados ruídos externos, enquanto o caos pode ser considerado ruído interno. A sazonalidade pode dificultar ou impedir o real “equilíbrio da natureza” e, nos modelos em ecologia, seu papel tem sido negligenciado.

O comportamento caótico – por fatores oscilantes (em constante mudança), onde não há repetição do mesmo padrão, ainda que a periodicidade possa ser detectável – sugere que as dinâmicas do plâncton sejam imprevisíveis intrinsecamente quando vistas em detalhes. Portanto, sistemas aquáticos sujeitos às ações antrópicas (degradantes), notadamente aqueles que se localizam em áreas urbanas ou de influência das mesmas – como o lago Paranoá –, devem ser monitorados com frequência, pois os efeitos de perturbações (de qualquer magnitude) podem ser expressivos em longo prazo.

Entretanto, a previsibilidade aumenta com o nível de agregação, o que pode ser sugerido pela afirmação de que a força sazonal é suficiente para levar sistemas biológicos a tornarem-se fechados em um ciclo sazonal, onde há repetição das mesmas dinâmicas todos

os anos, com a mesma duração (tempo). Assim, em um nível de agregação mais elevado as dinâmicas sazonais podem ser previsíveis e indicadores, como a biomassa algal total que tende a permanecer constante mesmo com flutuações irregulares no nível de espécies, podem mostrar padrões bastante regulares, os quais podem vir a ser reproduzidos por modelos simples (Scheffer *et al.*, 2003).

No caso do lago Paranoá, as estratégias competitivas de certas algas (prejudiciais ao processo de restauração, como as Cyanobacteria) podem independe da oferta nutricional do sistema e se, somado a esse fato, o ambiente apresentar aspectos propícios ao retorno da comunidade nas condições observadas na fase 1, todo o esforço para a manutenção do menor grau de trofia, concentrado na diminuição do aporte de nutrientes, pode ser em vão. É importante relatar o crescimento populacional na área de influência da bacia, principalmente da porção sul, que provoca aumento na carga de esgotos (nutrientes) e a eficiência da estação de tratamento pode ser a mesma, porém, a percentagem de ‘falha’ (cerca de 5%, segundo a CAESB) agora equivale à carga superior de esgoto aportado.

Numa análise geral da estrutura da comunidade fitoplanctônica entre as três fases da restauração, para grande parte dos fatores analisados pode-se observar maior similaridade entre as fases cronologicamente mais distantes, em detrimento das fases 1 e 2, uma vez que o *flushing* deve ter desempenhado papel mais efetivo do que o tempo, na comunidade e no sistema aquático como um todo. Segundo Scheffer *et al.* (2003), o tempo parece ser um fator importante na manutenção da diversidade e dinâmica da comunidade algal e pode-se pensar que a ausência de qualquer perturbação externa permita que seja atingido um estado estável na sucessão de algas. Porém, o que se observa em sistemas naturais é o comportamento de um sistema caótico intrinsecamente em um ambiente flutuante.

A conservação de valores mais elevados de diversidade nas fases após o *flushing* – apontado como provável desencadeador das mudanças efetivas no sistema – pode ser reflexo do surgimento (ou aparecimento em densidade detectável) de outras espécies com determinadas características vantajosas (competitivamente) na comunidade fitoplanctônica.

Mudanças na diversidade têm relação com o fato da comunidade não se encontrar em um estado estático (especialmente para ambientes com grau de trofia mais elevado), contando com as variações na dinâmica intrínseca ao sistema – alterações abióticas típicas das estações de seca e de chuva, mudanças diárias da temperatura e intensidade e direção de ventos, motivadoras de estratificação e mistura da coluna d'água, entre outros fatores – e/ou com as variações externas que originam transformações ao ambiente – como o funcionamento das estações de tratamento das águas, contribuições de nutrientes provenientes da bacia de drenagem pelo crescimento populacional na área de influência da bacia, entre outras.

Pode ser incoerente o fato de os valores da riqueza de espécies não terem apresentado diferença significativa entre as diferentes etapas da restauração, visto que foram marcantes as modificações na estrutura e na dinâmica da comunidade algal nas fases e que a literatura relaciona a riqueza de espécies planctônicas ao estado trófico do reservatório (Matsumura-Tundisi & Tundisi, 2005). Na fase 1, com características de ambiente eutrofizado, a riqueza apresentou correlação significativa positiva com fósforo total e nitrato, e, conforme esperado, também com valores de comprimento de zona eufótica, pois é provável que as Cyanophyta interferissem no acesso das outras algas à luz solar (somado fatores vantajosos competitivamente, peculiares a este grupo), impedindo que houvesse aumento na riqueza.

Também a heterogeneidade espacial na estrutura vertical e horizontal – térmica, física e química – e a frequência e o grau de mistura (e estratificação) da coluna d’água influenciam a riqueza do plâncton (Matsumura-Tundisi & Tundisi, 2005) e a composição de espécies fitoplanctônicas do sistema (Reynolds *et al.*, 2002; Madgwick *et al.*, 2006).

Quanto à composição de espécies, com estratégias ecológicas diversas, em resposta às condições ambientais, Grime (1977) desenvolveu a concepção C-S-R para plantas terrestres, que posteriormente foi adaptada ao fitoplâncton por Reynolds (1988) – “Grupos Funcionais” –, e utilizada no presente trabalho no lago Paranoá baseada na versão mais atual em Reynolds *et al.* (2002).

A aplicação de grupos funcionais teve o intuito de servir como uma ferramenta descritiva das interações entre as populações algais e o ambiente, que mostrou diferenças nas fases da restauração. Pensou-se nos grupos funcionais como um modo de elucidar as alterações na comunidade fitoplanctônica do lago Paranoá, com a pretensão de entender as fases e as ocorrências diversas no decorrer do processo experimentado pelo sistema. A fase 1 caracterizou-se pela presença de poucas assembléias, enquanto a fase 2 apresentou grande número de grupos funcionais, sempre coexistindo, e a fase 3 se assemelha à segunda, porém contando com menos associações.

Em alguns trabalhos envolvendo associações de grupos funcionais podem ser evidenciadas relações entre mudanças na estrutura térmica – hetero ou homogeneização da coluna d’água – e composição fitoplanctônica, características fotossintéticas (Frenette *et al.*, 1996), além de aspectos relativos à diversidade e à dominância de espécies detentoras de estratégias distintas (Madgwick *et al.*, 2006). Vários estudos sobre sucessão têm considerado a aplicação dos grupos funcionais, nas diferentes latitudes (Lindensmidt &

Chorus, 1998; Melo & Huszar, 2000; Anneville *et al.*, 2004; Fonseca, 2005; Mendonça-Galvão, 2005).

O trabalho de Madgwick *et al.* (2006), produzido no hemisfério norte (Inglaterra) com coletas semanais (como o presente estudo), avaliou se a dominância das espécies do grupo S (tolerantes a estresse) é afetada pela diminuição na estabilidade do sistema e se tal quebra afeta a diversidade. Devido às similaridades na metodologia, os resultados de Esthwaite Water podem ser comparados aos encontrados para o lago Paranoá, mas com ressalvas por serem ambientes de latitudes diferentes. Os valores de fósforo em ambos os corpos água se parecem, especialmente aqueles relativos às fases 2 e 3 no lago Paranoá ($20-40\mu\text{gL}^{-1}$).

Com a estratificação, Madgwick *et al.* (2006) observaram que as espécies Sc (tolerantes a estresse e de crescimento rápido) são favorecidas pela estabilidade, estratificação (no verão) e radiação solar mais elevada, o que os levou a associar o aumento na abundância de Sc ao decréscimo na diversidade de espécies (Shannon). No caso do lago Paranoá não é possível visualizar tal comportamento para comparar com o estudo, uma vez que ocorrem episódios de estratificação efetiva a partir do 6º metro, mas nas camadas superiores não há, com na região temperada, separação de estações climáticas por meio de características relacionadas à homogeneização da coluna d'água. Microestratificações são comuns em ambas as estações. É importante registrar que, quanto à diversidade de Shannon, o aumento na abundância de algas está relacionado à baixa diversidade de espécies (fase 1).

No lago Paranoá, observou-se que na fase 1 poucos grupos funcionais distintos coexistiam no sistema, enquanto na fase 2 esse número foi aumentado expressivamente. Na

fase 3, ainda foram encontradas muitas combinações de grupos, um pouco a menos do que na fase anterior, mas ainda em quantidade bastante superior àquela da fase 1. Também as oscilações na presença/ausência, quantidade e abundância relativa das algas, entre outros aspectos da comunidade analisados nas diferentes fases da restauração, podem sugerir que o ecossistema ainda procura se adaptar às mudanças e que a flutuação é uma etapa do processo, ou indicar que as ações foram eficazes por um determinado tempo, para um espectro limitado de variáveis (resiliência do sistema sugere a possibilidade de retorno às condições da fase 1).

A oligotrofização e a re-oligotrofização (retorno à condição de menor trofia) são processos baseados na diminuição de nutrientes nos sistemas aquáticos e esperada redução na produtividade biológica, inversamente à eutrofização.

Para restaurar corpos d'água existem técnicas de manipulação das condições biológicas. Entretanto, como ocorre com a maioria das interferências humanas, há possibilidade de complicações, sobretudo no controle da rede alimentar e na introdução de mecanismos intra e interespecíficos de alteração. Com a modificação do tempo de residência podem ser alteradas as condições de reprodução e o nível da biomassa algal, proporcionando amplas possibilidades de manejo e controle ligadas à mecanismos de operação hidráulica.

Pode-se praticar, ainda, a contenção física de componentes biológicos (remoção de macrófitas) e a aplicação de substâncias químicas, para remover algas e macrófitas (compostos orgânicos sintéticos, principalmente). Esta última alternativa foi utilizada sem muito critério até a última década, interferindo na qualidade das águas destinadas ao abastecimento humano, irrigação e contato primário da população humana, como o lago Paranoá-DF.

Em nível de comunidade, Padovesi-Fonseca & Philomeno (2004) revelaram que o efeito da aplicação de algicida (utilizado para o controle da produção algal no lago Paranoá-DF) consiste em flutuações na comunidade fitoplanctônica. Como as coletas foram intensas, com intervalos muito curtos (bissemanais), puderam ser verificadas variações na densidade e composição de espécies, evidenciando alternância nas densidades de Cyanobacteria e algas pertencentes à divisão Chlorophyta.

Atualmente, o foco dos estudos de oligotrofização tem sido os lagos temperados (Marsden, 1989; Sas, 1989; Jeppesen *et al.*, 2005a), apesar da magnitude atual (quantidade e grau de eutrofização) de sistemas lênticos eutrofizados nos trópicos. Ainda não há registro legítimo de experiência de oligotrofização em ambientes naturais nos trópicos, apenas experimentos (Crossetti & Bicudo, 2005) e suposições (Jeppesen *et al.*, 2005b).

Vários lagos e reservatórios em regiões de clima temperado têm sido palco de medidas com vistas à restauração. Sas (1989) defende que a diminuição das concentrações de nutrientes inicialmente afeta a biomassa e posteriormente verifica-se transformações na estrutura da comunidade. Porém, é provável que não haja tal ordem e sucessão de acontecimentos, pois no lago Albufera (Romo *et al.*, 2005), assim como em outros na mesma região (Jeppesen *et al.*, 2000; Köhler *et al.*, 2000), observou-se modificações na composição de espécies, com alterações marcantes na comunidade fitoplanctônica, indo de encontro com a cronologia de eventos.

Desde os primeiros estudos, é comum verificar declínio na biomassa (Garnier, 1992; Gaedke & Schweizer, 1993; Sommer *et al.*, 1993, Hoehn & Schmidthalewicz, 1995; Ruggiu *et al.*, 1998) e, assim, decréscimo na produção algal (Garnier, 1992), quando as concentrações de fósforo se tornam expressivamente menores no ambiente aquático. Porém, contrariamente, Horn (2003) verificou que a média anual da biomassa

fitoplanctônica quase duplicou, com a queda na produtividade primária. O trabalho mostra relevantes mudanças na dinâmica da comunidade fitoplanctônica, como o controle de florações indesejadas de diatomáceas e Cyanobacteria.

Em geral, o decréscimo na produção e na biomassa fitoplanctônica são respostas rápidas à redução de nutrientes e mudanças hidrológicas. Mas essas mudanças podem se apresentar sem que haja modificações mais visíveis na estrutura da comunidade. Garnier (1992) verificou que, com as mudanças no estado trófico do lago, a comunidade permaneceu dominada por pequenas diatomáceas, Chlorophyceae e Cryptophyceae.

A profundidade dos corpos hídricos exerce influência ímpar adicional aos fatores comuns do processo, e conseqüente diferença na resposta à redução de nutrientes, sazonal e anualmente. Na comparação de 12 lagos dinamarqueses, os lagos mais profundos mostraram maior variabilidade na flutuação dos dados de clorofila-a, com elevação marcante de julho a setembro e posterior retorno a valores inferiores (Sondergaard *et al.*, 2005). Os autores buscavam evidenciar mudanças sazonais com as análises de resultados obtidos durante 13 anos de redução do fósforo do sistema. Verificou-se que há diferenças na liberação interna do nutriente, que declinou em lagos rasos na primavera, início do verão e outono (provavelmente pela ausência de estratificação), e diminuiu de maio a agosto em lagos profundos. Houve indicação de que o aporte interno de fósforo pode atrasar por anos a recuperação de um lago, após a redução da carga, especialmente em lagos rasos.

Mudanças mais específicas na comunidade fitoplanctônicas foram estudadas por Gaedke & Schweizer (1993), que observaram declínio na biomassa na mesma proporção que nas concentrações de fósforo (SRP), nas estações verão e inverno na primeira década de restauração do lago Constance. Verificaram, ainda, que houve alteração do pico da

concentração de biomassa do verão para a primavera e que a variabilidade temporal da biomassa algal decaiu no verão e no outono, mas não na primavera.

Sommer *et al.* (1993) observaram, na primavera, elevação na proporção de diatomáceas, Chlorophyta e Chrysophyta, enquanto a proporção de Cryptophyta decaiu. No verão, foi verificado aumento na biomassa de Cryptophyta, Chrysophyta, com pico de Chlorophyta durante o verão de 1 dos 10 anos do estudo no lago Constance, e diminuição de diatomáceas. Os autores atribuem o incremento de diatomáceas na primavera à performance competitiva destas com um aumento das razões Si:P. Alteração no biovolume algal foi relatada por Jeppesen *et al.* (2005), que verificou decaimento do valores de março a junho, e por Köhler *et al.* (2005), que observou resposta imediata com queda do biovolume fitoplanctônico no verão em decorrência dos valores mais baixos de fósforo e nitrogênio.

Em grande parte dos ecossistemas aquáticos estudados no hemisfério norte, a resposta da comunidade fitoplanctônica se dá quase logo após o decréscimo nas concentrações de fósforo. Porém, não é possível estabelecer regras preditivas, uma vez que diferentes espécies podem responder em tempos distintos às alterações ambientais.

Em diferentes lagos do continente europeu, têm sido comumente relatados atrasos nas respostas das comunidades aquáticas à redução de fósforo (Anneville & Pelletier, 2000; Ruggiu *et al.*, 1998; Polli & Simona, 1992), como ocorreu no lago Paranoá, que após 6 anos do início do decréscimo marcante das concentrações de nutrientes, e logo em seguida ao *flushing* (no final do ano de 1998), apresentou mudanças expressivas no fitoplâncton (Fonseca, 2001). Da mesma forma, no lago Mondsee, na Áustria, observou-se redução no biovolume fitoplanctônico com atraso de 5 anos. Foram verificadas respostas em tempos diferentes, dependendo das espécies e com relação à espécie *Planktothrix rubescens* (que

surgiu em determinada fase do estudo em que as concentrações de fósforo se elevaram e foi considerada invasora) declinou ao mesmo tempo em que acontecia o decréscimo nas concentrações de fósforo (Dokulil & Teubner, 2005).

Ruggiu *et al.* (1998) relatam que durante o processo de redução drástica dos valores de fósforo total no lago Maggiore (Itália) na década de 70, observou-se estabilidade na comunidade fitoplanctônica durante vários anos e, somente duas décadas depois do início da re-oligotrofização, quando o fósforo total foi reduzido em dois terços, foi possível verificar-se mudanças definitivas na diversidade e composição de espécies dessa comunidade. Pode-se comparar tal ocorrência com o lago Paranoá, que experimentou por vários anos a permanência da comunidade fitoplanctônica característica de ambientes onde as concentrações desse nutriente são bastante elevadas, mesmo com marcante decréscimo nas concentrações de fósforo na água, e somente após expressiva queda no nível de água do lago, com o *flushing*.

O processo de oligotrofização envolve mudanças claras nas propriedades físicas e químicas do lago Paranoá (Mendonça-Galvão, 2005; Felizatto *et al.*, 2000), refletidas na estrutura da comunidade algal. Em análise de correspondência canônica observa-se a nítida separação das unidades amostrais das diferentes fases e das estações climáticas de cada uma dessas fases da restauração do lago, sugerindo que as associações dos fatores abióticos e bióticos próprias de cada seca e chuva, de cada uma das fases, apresentam-se em diferentes momentos, como se fossem fotografias registrando objetos distintos num mesmo local. Tal fato ocorre quando são considerados os grupos fitoplanctônicos e quando são consideradas as espécies descritoras (em menor grau).

As mudanças na comunidade fitoplanctônica em lagos tropicais, em decorrência de processos que objetivem a melhoria na qualidade da água, são pouco conhecidas quando

comparadas àquelas ocorridas em ambiente temperado e a dificuldade na comparação de dados obtidos na região temperada para aqueles próprios da região tropical pode ser atribuída às diferenças na amplitude e na periodicidade das variações climáticas (Talling, 1969) e suas conseqüências para o ambiente e para as comunidades aquáticas. Outra particularidade desses locais são as importantes variações em períodos mais curtos de tempo, como as variações diárias, que parecem ser dominantes nos trópicos (Ganf, 1974).

Os trópicos diferem da região temperada também com relação à intensidade luminosa e período de persistência desta (comprimento do dia). Litchman *et al.* (2003) compararam as respostas do fitoplâncton (selecionaram uma espécie de diatomácea, uma de clorofíceas e uma de cianobactéria) ao comprimento do dia e à limitação de fósforo, mensurando a concentração de clorofila-a celular. Segundo o estudo realizado na Suíça, os efeitos da limitação de fósforo na fotossíntese podem ser menos pronunciados no início da primavera e outono. Não há como fazer analogia com a região tropical, neste caso, pois não há equivalência de estação climática, mesmo sendo admitido, por alguns autores, que as condições características do verão da região temperada possuem semelhanças com aquelas encontradas em região de clima tropical.

Os estudos da dinâmica dos ecossistemas tropicais em recuperação poderiam auxiliar na elucidação de pontos ainda não compreendidos no processo de restauração de lagos temperados. Há dificuldade para comparar dos resultados dos inúmeros trabalhos realizados em região temperada com aqueles efetuados nos trópicos, pois há diferenças consideráveis com relação à dinâmica do ambiente aquático - altas temperaturas da água na região tropical e diferenças marcantes na duração da estação de crescimento e na estrutura da cadeia alimentar (Lewis, 1996, Lazzaro *et al.*, 2003).

Uma diferença evidente entre os ambientes aquáticos situados em região temperada, se comparados àqueles próprios de áreas tropicais, é que as marcadas quatro estações climáticas na região temperada provocam diferenças na dinâmica dos ecossistemas aquáticos. Na tentativa de comparar diferentes latitudes, foi apontada similaridade entre as comunidades fitoplanctônicas de lagos tropicais e àquelas comunidades de lagos temperados no verão, na Austrália. O mesmo trabalho mostra, na região, a existência de um gradiente altitudinal com diferenças marcantes na composição algal – espécies tipicamente tropicais sendo gradualmente substituídas por táxons característicos de condições climáticas opostas, com temperaturas mais baixas (Vyverman, 1996).

Vários estudos mostram possíveis relações entre os fatores climáticos e as comunidades planctônicas. Hoehn & Schmidthalewicz (1995) sugerem que prevalece controle descendente dos grupos planctônicos no verão (devido à pastagem da *Daphnia longispina*) e ascendente nas outras estações (devido à carga de nutrientes). Também a composição florística do fitoplâncton, proporções entre os grupos e biomassa estão fortemente associados às estações climáticas no hemisfério norte. Existem evidências de que o padrão sazonal da biomassa planctônica seja menos pronunciado em lagos tropicais, se comparados aos temperados (Melak, 1979, Lewis, 1990). Ainda assim, são notadas comumente diferenças relevantes na comunidade planctônica entre as estações de seca e de chuva (Mendonça-Galvão, 2001, 2005, Philomeno, 2003, Talling, 2001, Townsend, 2000, Nwankwo, 1998, Padovesi-Fonseca, 1996, Branco, 1991, De Filippo, 1987).

Alterações produzidas pela desestratificação artificial (aeração) de um lago tropical fortemente estratificado foram verificadas na Austrália (Hawkins & Griffiths, 1993). O estudo mostra que naturalmente o lago experimentava alternância na abundância relativa de grupos fitoplanctônicos – Cyanobacteria (filamentosas) nos meses de águas mornas

(correspondente à época de chuvas no Brasil), substituídas pelas Chlorophyta, Dinophyceae e Euglenophyceae após chuvas fortes, e, enfim, Bacillariophyceae (especialmente duas espécies de *Synedra*) nos meses de temperaturas mais baixas (como na estação seca, no Brasil). Com a mistura provocada pela aeração, as diatomáceas passaram a dominar até o cerceamento de sílica, o que gerou condições permissivas ao retorno de Cyanobacteria, e uma gama de Chlorophyta.

No lago das Garças, em São Paulo-SP, foi realizado estudo-diagnóstico do estado trófico (Henry *et al.*, 2004) como subsídio ao desenvolvimento de estratégias para a recuperação da qualidade da água. Em mesocosmos, Crossetti & Bicudo (2005) relatam os resultados do experimento simulando oligotrofização desse mesmo lago, com análises realizadas durante 31 dias consecutivos, onde se verificou alterações nas propriedades físicas e químicas da água, além da substituição gradual de espécies fitoplanctônicas caracteristicamente R- e S- estrategistas (*Planktothrix*, *Cylindrospermopsis* e *Microcystis*) por C-estrategistas (*Cryptomonas* spp., Chlorococcales em geral), semelhante ao que ocorreu no lago Paranoá com dados de longo prazo, com possibilidade de verificar as mudanças ocorridas em anos.

O presente trabalho mostra diferença marcante na abundância relativa da comunidade algal nas três fases, bem como na composição específica e na densidade, tanto das populações quanto na densidade total do período. São observadas discrepâncias também entre as estações climáticas das fases, o que pode ser associado à sucessão sazonal de espécies algais dependentes da temperatura, da disponibilidade de luz durante o ano (menos relevante nos trópicos) e outros fatores ambientais que apresentam comportamento distinto nas estações de seca e de chuva. Para melhor entendimento das proporções dos eventos em função do tempo no sistema aquático, Reynolds (1993) e Sommer (1991)

sugerem uma analogia entre a sucessão em vegetação terrestre e sucessão fitoplanctônica, em escalas de tempo bastante diferentes, visto que o tempo de geração das algas é aproximadamente 1000 vezes menor do que o das plantas terrestres.

É provável que as mudanças das condições ambientais do lago Paranoá, com indicações de melhoria de qualidade de água, no final do ano de 1998, tenham ocorrido ocasionalmente, após o aumento do tempo da operação para abaixamento do nível d'água do lago (procedimento adotado anualmente, sempre antes das chuvas), o que pode ser comparado à uma redução no tempo de residência do lago.

Foram notórias as diferenças entre as fases – para os fatores relativos à comunidade fitoplanctônica –, especialmente a queda na densidade de organismos (Cyanobacteria) e o incremento na diversidade e na quantidade de táxons coexistindo em proporções semelhantes (após o *flushing*), entre outras. Também interessantes foram as respostas obtidas na fase 3, como elevado número de correlações entre a comunidade e os parâmetros ambientais, o que, provavelmente devido às novas condições advindas com o *flushing* (novas ao ambiente), não foram observadas na fase 2. Também as análises multivariadas apontaram grupos distintos formados pelas unidades amostrais das fases (e períodos climáticos), corroborando as discrepâncias entre as três fases do processo de restauração.

As mudanças ambientais, junto com as alterações na estrutura da comunidade aquática, estão inseridas no processo de redução do nível trófico desse sistema aquático, que já vinha experimentando medidas como a diminuição nas concentrações de nitrogênio e fósforo, este último pelo incremento das estações de tratamento de esgoto sul e norte.

A opção por um trabalho com ênfase na descrição de resultados poderá servir como referência para os próximos estudos relacionados à restauração do lago Paranoá ou de outro corpo hídrico tropical, uma vez que são apresentadas mudanças no comportamento das

variáveis e alterações na estrutura da comunidade fitoplanctônica, ainda que não possam ser previstas as próximas ocorrências, já que os dados sugerem que o ambiente encontra-se em fase de transição, de adaptação, apresentando oscilação entre indicativos de melhoria e de piora na qualidade da água (como pode ser verificado no capítulo anterior a este).

Lamentavelmente, a preocupação com a qualidade da água de um corpo d'água surge com o aparecimento de condições impróprias ao uso e os monitoramentos se iniciam depois que os efeitos da eutrofização já se tornaram evidentes, o que implica em ações mais complexas e dispendiosas do que as necessárias à manutenção de condições meso e oligotróficas. Recomenda-se monitoramento contínuo do ambiente, com intensificação das coletas (preferencialmente semanais, para observar com mais propriedade as eventuais mudanças ocorridas na comunidade fitoplanctônica, já que os organismos têm ciclos de vida entre 0,5 e 5 dias) e análises integradas do fitoplâncton com fatores ambientais, porque há indícios de tendência de retorno à comunidade fitoplanctônica característica de ambientes impactados, como no caso da fase 1 do presente estudo.

Conclusões

Existem diferenças marcantes entre as fases da restauração do lago Paranoá-DF (braço do Riacho Fundo), com relação aos seguintes aspectos da comunidade fitoplanctônica: biomassa algal, densidade de organismos (total e flutuação temporal) e correlações desta com as variáveis ambientais, composição de espécies, diversidade e equitabilidade, abundância relativa dos grupos taxonômicos e correlações destes com as variáveis ambientais, frequência de ocorrência dos táxons, táxons descritores da comunidade fitoplanctônica e grupos funcionais (táxons componentes e combinações).

O ambiente pode estar experimentando um processo transicional, com características mescladas, envolvendo aspectos da comunidade fitoplanctônica e associações com variáveis físicas, químicas e biológicas

Deve-se proceder ao monitoramento da qualidade da água em curtos intervalos de tempo e incluindo da comunidade fitoplanctônica, pois, ainda que fossem conhecidas as regras que conduzem a comunidade e determinado precisamente o atual estado desta, a possibilidade de mudanças garante a imprevisibilidade dos eventos futuros (Scheffer *et al.*, 2003), como diversidade baixa e o retorno das altas densidades de Cyanobacteria, podendo comprometer a qualidade da água do lago Paranoá para diversos dos usos atuais.

Capítulo 3. CYLINDROSPERMOPSIS RACIBORSKII (CYANOBACTERIA) E O LAGO PARANOÁ-DF

O presente capítulo objetiva abordar a questão específica da dominância da comunidade fitoplanctônica por Cyanobacteria, especialmente a persistência da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* durante décadas.

Foram realizadas coletas semanais em dois meses de estiagem e em dois meses de chuvas em três fases distintas no lago Paranoá-DF: fase 1 – seca de 1997 e chuva de 1998; fase 2 – seca de 1999 e chuva de 2000; e fase 3 – chuva e seca de 2005.

3.1. RESULTADOS

Nas coletas efetuadas nas fases 1 e 3 foram encontrados tricomas da Cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloskynska) Seenaya et Subba Raju, ausentes durante a fase 2. Por este motivo, os dados apresentados e discutidos a seguir contam com informações da fase 1 e 3. Foram aplicadas duas toneladas do algicida sulfato de cobre (CuSO_4) na seca da fase 1: 1000kg dia 05/08/97, 700kg dia 08/09/97 e 300kg dia 16/09/97.

Variação no tamanho dos tricomas de *Cylindrospermopsis raciborskii*

A tabela 3.1 mostra a estatística descritiva da variação dimensional dos tricomas de *Cylindrospermopsis raciborskii* mensuradas nas fases 1 (seca e chuva) e 3 (chuva e seca).

Tabela 3.1. Valores de médias e desvios padrões (DP), valores mínimos e valores máximos e coeficientes de variação (CV%) das dimensões dos tricomas de *Cylindrospermopsis raciborskii* mensuradas em 1997, 1998 (fase 1) e 2005 (fase 3) no braço do Riacho Fundo do lago Paranoá-DF.

Estação e Variável		Média e DP	Valor Mínimo	Valor Máximo	CV (%)
Seca de 1997 N=20	Comprimento	124,1±44,0	50,0	225,0	35,4
	Diâmetro	3,5±1,1	2,5	6,25	32,7
Chuva de 1998 N=20	Comprimento	109,6±47,2	47,5	202,5	43,0
	Diâmetro	2,6±0,3	2,5	3,8	11,4
Chuva de 2005 N=20	Comprimento	72,2±2,6	27,5	175,0	60,0
	Diâmetro	2,6±0,3	2,5	3,5	10,9
Seca de 2005 N=20	Comprimento	303,8±165,8	110,0	687,5	54,6
	Diâmetro	2,5±0,1	2,4	2,6	1,3

Os tricomas apresentaram tamanhos significativamente diferentes ($p < 0,05$) nos diversos períodos de coleta. Em média os comprimentos das algas da espécie mostraram-se superiores na fase 3 (Wilcoxon; $Z = -2,066$). Na comparação entre as secas das fases 1 e 3, os comprimentos da *Cylindrospermopsis raciborskii* foram maiores na seca da fase 3 (Wilcoxon, $Z = -3,622$) e entre as chuvas dessas fases, os valores mais elevados foram encontrados na fase 1 (Wilcoxon, $Z = -2,334$). Na fase 3, os maiores valores de comprimento se referem à estação seca (Wilcoxon; $Z = -3,920$) e, na fase 1, os valores mais elevados foram mensurados na seca, mas não foi observada diferença significativa ($p < 0,005$) entre os períodos de seca e de chuva da fase. A maior variabilidade dos dados foi verificada na chuva da fase 3.

Quanto ao diâmetro das *C. raciborskii*, foram mais elevados os valores médios da fase 1, com variação mais expressiva (Wilcoxon; $Z = -2,945$). Na comparação entre as secas das fases, a seca da fase 1 apresentou os maiores valores (Wilcoxon; $Z = -2,946$). Houve diferença significativa entre os períodos climáticos de seca e de chuva na fase 1 (Wilcoxon; $Z = -2,807$) e mesmo períodos da fase 3 (Wilcoxon; $Z = -2,371$). A maior flutuação dos dados foi verificada na estação seca da fase 1 e, a menor, na seca da fase 3.

Biovolume

A figura 3.1 apresenta a variação temporal e a abundância relativa do biovolume de *Cylindrospermopsis raciborskii* nas fases em que esta esteve presente (fase 1 e fase 3).

Foi mensurado o biovolume nas fases 1 e 3. Na fase 1, os valores encontrados foram significativamente mais elevados (Wilcoxon; $Z = -3,464$). Não há diferença significativa na comparação do biovolume entre períodos climáticos (estiagem e chuva) das fases.

Quanto à abundância relativa do táxon, da totalidade (soma) de tricomas de *C. raciborskii* observados nas fases 1 e 3 do estudo, 78% relacionam-se à seca de 1997 (fase 1), 21%, à chuva de 1998 (fase 1) e o restante (1%) foi encontrado na fase 3.

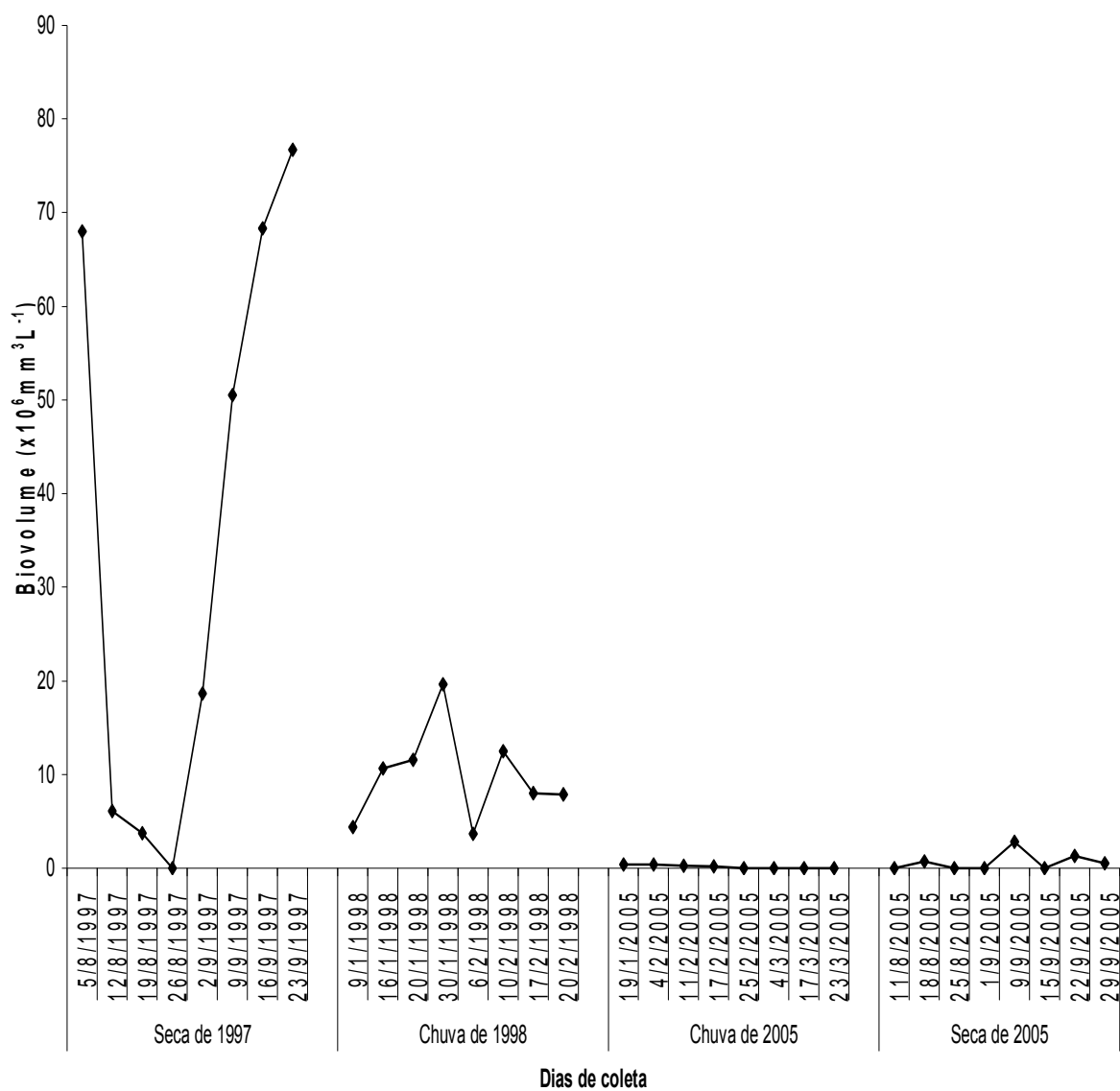


Figura 3.1. Variação temporal do biovolume de *Cylindrospermopsis raciborskii* durante as fases 1 e 3 da restauração do lago Paranoá-DF (no braço do Riacho Fundo), por estação de seca e de chuva.

3.2. DISCUSSÃO

As Cyanobacteria são organismos unicelulares, que apresentam características de bactérias e de algas. Podem ser encontradas formando colônias ou solitárias, esféricas ou filamentosas. Assim como as bactérias, as Cyanobacteria não possuem núcleo e são gram negativas. Ao mesmo tempo, como as algas, apresentam pigmentos fotossintéticos (clorofila-a, ficocianina, ficoeritrina, xantofilas). Supõe-se que Cyanobacteria tenha sido o grupo de organismos pioneiro na produção de oxigênio (O₂), possibilitando o surgimento de outros seres no planeta.

A alta competitividade/vantagem competitiva esta associada às peculiaridades apresentadas pelo grupo, conferindo inúmeros benefícios às Cyanobacteria. Tais seres não apresentam flagelos, nem reprodução sexuada, e contém cianoficina como material de reserva (substância semelhante ao glicogênio). Entre as estruturas celulares relevantes estão os aerótopos (pseudovacúolos, vacúolos gasosos para flutuação quando a alga precisa de luz - superfície).

Cyanobacteria são capazes de viver sob as mais diversas condições ambientes, e possuem notável sensibilidade à percepção das alterações ocorridas no meio (Paerl, 1988). A alta plasticidade fisiológica das Cyanobacteria pode ser notada em diversas condições. Tang *et al.* (1997) sugerem que, em ambiente polar (lagos antárticos), esses organismos não são adaptados, mas sim tolerantes à baixas temperaturas, indo de encontro à afirmação de Paerl & Pinckney (1996).

Devido às conseqüências das estratégias e do crescimento rápido inerente ao grupo (entre outras peculiaridades), várias técnicas vêm sendo desenvolvidas para a detecção, estimativa de densidade e de crescimento, e, principalmente, controle dessas algas no

ambiente. A frequência de divisões celulares tem sido utilizada (*in situ*) para estimar taxa de crescimento do gênero de Cyanobacteria *Microcystis* - *M. aeruginosa* e *M. wesenbergii* (Tsujimura, 2003) -, responsável por florações potencialmente tóxica em ecossistemas aquáticos no Mundo todo, com informações sobre os mecanismos de formação dessas florações em Oliver & Ganf (2000), Paerl (1988), Reynolds (1987).

Há autores que associam a predominância de Cyanobacteria em vários ambientes aquáticos à capacidade peculiar de fixação de nitrogênio molecular (Margalef, 1983; Pick & Lean, 1987; Paerl, 1988). Atualmente sabe-se que a fixação do nitrogênio gasoso é própria de condições extremas de escassez do elemento na forma de íon amônio – entre 82 e 98% do nitrogênio assimilado –, ou nitrato – entre 15 e 18% do total de nitrogênio adquirido pelas algas na primavera e no outono e menos do que 5% no verão, conforme experimento de Ferber *et al.* (2004).

A validade e a importância da relação entre a dominância de Cyanobacteria e a vantagem competitiva acima descrita é questionada em Ferber *et al.* (2004). Os autores sugerem, com base em estudo realizado em ambiente com limitação de luz e nitrogênio nos Estados Unidos (lagoa Shelburne, a sudoeste de Burlington, V.T.), que a dominância por Cyanobacteria pode ser devida ao monopólio das fontes bentônicas de amônio ou pela formação da espuma na camada mais superficial da coluna d'água, produzindo sombra a outras algas e assim dificultando o processo fotossintético para os demais organismos fitoplanctônicos.

Vários trabalhos foram realizados, especialmente na região temperada, com intuito de elucidar os fatores diretamente relacionados à dominância das Cyanobacteria, e existem divergências entre os autores. Reynolds (1991) atribui tal sucesso à disponibilidade de fósforo do ambiente, e reforça a alta probabilidade de florações no verão (região

temperada). Já Shapiro (1990), sugere que a elevada capacidade destas algas absorverem dióxido de carbono dissolvido, mesmo em baixas concentrações, explica o predomínio das Cyanobacteria em diversos ecossistemas. Forsberg *et al.* (1978) associam a dominância do grupo ao produto da relação entre nitrogênio e fósforo. Pearsall (1932), Schindler (1977) e Smith (1983) relacionam a habilidade de fixar nitrogênio atmosférico das Cyanobacteria em lagos eutróficos à baixa razão N : P, com limitação de nitrogênio.

Com relação à disponibilidade nutricional, elevada proporcional e diretamente com o aumento do grau de trofia, é certo que o processo de eutrofização produz mudanças quantitativas e qualitativas na comunidade fitoplanctônica – provocadas pelas variações nas propriedades físicas e químicas do ambiente (Reynolds, 1998). Nessas condições, as espécies de Cyanobacteria obtêm sucesso competitivo devido às adaptações morfo e fisiológicas. A frequência e a densidade das florações de Cyanobacteria aumentam, enquanto os outros grupos permanecem em menor número e frequência (Padisák, 1997).

A dominância permanente de Cyanobacteria pode ser considerada como a última fase da eutrofização, ocorrendo no mundo inteiro (Robarts, 1985; Jones, 1994; Pizzolon *et al.*, 1999), e há evidências que associam temperaturas elevadas ao aumento da contribuição de Cyanobacteria ao biovolume fitoplanctônico total, especialmente em lagos rasos (Van de Bund *et al.*, 2004).

O lago Paranoá apresentou dominância desse grupo fitoplanctônico durante mais de três décadas, com interrupção na fase 2 (da recuperação, após o *flushing* do final do ano de 1998) e retorno na fase 3. Foi observada novamente a dominância na chuva de 2005 (fase 3), porém não na seca do mesmo ano (mesma fase), o que pode sugerir que o sistema ainda está em processo de transição entre níveis tróficos distintos, apresentando oscilações na comunidade (supracitadas) e nas variáveis ambientais (no capítulo 4 são mostrados valores

altos de condutividade elétrica e íon amônio na fase 3, entre outras características próprias de ecossistemas com maior grau de trofia).

Ainda que associado a condições de intensa eutrofização, o referido grupo constitui um importante componente do fitoplâncton de ecossistemas oligo e mesotróficos (Hecky & Kling, 1987; Canfield *et al.*, 1989; Blomqvist *et al.*, 1994; Huszar & Caraco, 1998). Relatou-se, na Argentina, a presença de espécies de Cyanobacteria em ambientes com menor grau de trofia (oligo e mesotróficos), porém estas não dominavam a comunidade fitoplanctônica de tais ecossistemas em nenhum momento estudado (Pizzolon *et al.*, 1999), contrariamente ao que foi encontrado na fase 3 do presente trabalho (vide parágrafo anterior).

Quanto à sistemática das Cyanobacteria, tal grupo conta com uma Classe – Cyanophyceae – e com cinco ordens: Chroococcales, Pleurocapsales, Oscillatoriales, Nostocales e Stigonematales. Entre as características das Nostocales, destacam-se: filamentos unisseriados, presença de heterocitos, acinetos, pseudoramificações e hormogônios. Saunders (1957) sugere que os gêneros *Cylindrospermum* e *Nostoc* sejam heterotróficos facultativos.

No presente capítulo é abordada uma determinada espécie de Nostocales, a *Cylindrospermopsis raciborskii*, que há mais de 30 anos está presente no lago Paranoá (praticamente desde o enchimento do lago, na década de 60, nas condições próprias da fase 1, anterior ao *flushing* ocorrido no final de 1998). A espécie não foi registrada na comunidade fitoplanctônica apenas durante o período imediatamente após o *flushing* (fase 2 do processo de restauração, segundo o presente trabalho), voltando a aparecer nas amostras de modo menos expressivo (e visualmente mais delgada) na fase 3.

Uma suposição quanto à origem da *Cylindrospermopsis raciborskii* na fase 3, quando esta retornou ao epilímnio, é que durante sua ausência na comunidade, havia indivíduos no sedimento, como relata Karlsson-Elfgren *et al.* (2004) para a Cyanobacteria *Gloeotrichia echinulata*, em experimento laboratorial. Os autores mostraram que a luminosidade e a temperatura, associadas à mistura do sedimento, são capazes de recrutar essas algas, iniciando a germinação e elevando a frequência de heterocitos e colônias no fitoplâncton, principalmente (mas não exclusivamente) em lagos rasos, com variabilidade mais alta de acinetos.

Tal táxon apresenta ampla distribuição em corpos lênticos de ambiente tropical, especialmente no Brasil, onde as condições de trofia oferecem vantagem ao estabelecimento e crescimento de suas populações (Huszar *et al.*, 2000; Bouvy *et al.*, 1999, 2000; De Souza *et al.* 1998; Branco & Senna, 1994).

Originalmente *Cylindrospermopsis raciborskii* foi classificada como uma espécie tipicamente tropical e subtropical, porém, atualmente, encontram-se populações da espécie em vários corpos hídricos na região temperada, especialmente na Hungria (Tóth & Pádisak, 1986), na Áustria (Dokulil & Mayer, 1996), na França (Couté *et al.*, 1997) e na Alemanha (Krienitz & Hegewald, 1996; Fastner *et al.*, 2003), provavelmente devido ao seu comportamento (potencial) invasivo e plasticidade adaptativa.

Enquanto nos trópicos há relatos de floração permanente (durante todo o ano) de *C. raciborskii* (Philomeno, 2003; Bouvy *et al.*, 1999), o aparecimento da espécie na região temperada é observado especialmente no verão (Briand *et al.*, 2002; Dokulil & Mayer, 1996; Tóth & Pádisak, 1986), época em que a temperatura e a luminosidade tornam-se semelhantes às condições encontradas nos trópicos.

Com base no trabalho de Foy *et al.*(1976), em que se sugere a relação direta entre as taxas de crescimento de Cyanobacteria e o comprimento do dia, intensidade luminosa e temperatura, Briand *et al.* (2004) realizaram experimento com cepas de *C. raciborskii* provenientes da região temperada (França, Alemanha e Hungria) e da região tropical (Brasil, Austrália, México e Senegal), para verificar possíveis distinções nos clones encontrados as regiões, que indicassem adaptações às diferentes condições climáticas (que selecionassem determinadas linhagens), tolerância fisiológica, além de possível favorecimento ao crescimento da espécie devido às mudanças globais. Os autores observaram que a espécie apresenta crescimento máximo quando submetida à temperatura entre 29 e 31⁰C e intensidade luminosa de 80 μ mol fótons.m⁻².s⁻¹, sugerindo que a colonização de latitudes médias pode ser devida à habilidade da *C. raciborskii* de tolerar uma extensa gama de condições ambientais (temperatura e irradiação, em especial), combinada com os efeitos do fenômeno do aquecimento global.

Também Bouvy *et al.* (2000) relacionaram o gênero algal a acontecimento de maiores proporções. No nordeste brasileiro foi relatada a ocorrência e os efeitos da densidade numérica das algas do gênero *Cylindrospermopsis* em 39 reservatórios, na estação seca de 1998. Os autores associaram as condições tróficas dos ambientes estudados e a dominância pelo táxon às conseqüências do fenômeno El Niño.

As condições de crescimento e de formação de florações de Cyanobacteria são diversas em ambientes de diferentes latitudes. Tem sido comum notar a escassez ou mesmo a ausência de heterocito nos tricomas de *Cylindrospermopsis raciborskii* nos corpos d'água brasileiros.

Estudo envolvendo diversos reservatórios produtivos brasileiros, situados nas regiões sudeste e nordeste, mostra que apenas 10% dos tricomas das espécies do gênero *Cylindrospermopsis* possuíam heterocito. No reservatório de Ingazeira-PE, observou-se dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii*, onde foram observados heterocitos em 12% dos filamentos (Bouvy *et al.*, 2001). Estudo em período anterior ao que aqui se denomina fase 1, no lago Paranoá, mostrou a presença de heterocitos apenas em alguns poucos tricomas de *C. raciborskii* (Branco & Senna, 1994). Nas análises anteriores realizadas no lago Paranoá, com amostras também coletadas à época da fase 1, em dois pontos com algumas diferenças na qualidade da água (braços distantes do lago), não foi detectada a presença de tal estrutura nos organismos do táxon (Philomeno & Padovesi-Fonseca, 1998, 1999; Padovesi-Fonseca, 2004). É possível que tal estrutura adaptativa, fixadora de nitrogênio atmosférico, não seja necessária em ambientes com disponibilidade nutricional elevada, o que dispensa modos alternativos de obtenção de nutrientes (vantagens competitivas).

Não foi registrada observação de heterocito na população de *C. raciborskii* do lago em nenhuma das fases do presente estudo, como pode ser verificado em Bouvy *et al.* (2000) para ambiente com alta concentração de íon amônio. É relevante registrar o fato do retorno da espécie à comunidade fitoplanctônica do lago Paranoá ter coincidido com a elevação marcante da concentração de íon amônio no ponto amostral estudado, na estação de chuvas da fase 3. Concomitantemente, observa-se queda dos valores de fósforo total.

O lago Paranoá, antes de 1993, apresentava concentrações elevadas de fósforo total na água. Após o aumento na eficiência das estações de tratamento de esgotos, tal parâmetro apresentou gradualmente teores menores (condição da fase 1), mas o ambiente ainda era

dominado pelas Cyanobacteria e não se notava mudança estrutural na comunidade fitoplanctônica que refletisse o processo de restauração no qual o lago está inserido.

Depois do *flushing* ocorrido no final do ano de 1998 (fase 2), os valores de fósforo total diminuíram e a comunidade passou a apresentar maior heterogeneidade numérica, com queda na densidade de Cyanobacteria (a densidade total também diminuiu), e inclusive *Cylindrospermopsis raciborskii* tornou-se ausente na fase 2.

Cinco anos depois, na fase 3, o fósforo total mostrou decréscimo em média (apesar da flutuação expressiva). A tendência de queda do nutriente pode ser observada ao longo do estudo, mas, ainda assim, nota-se o retorno da dominância de Cyanobacteria (na estação de chuvas da fase 3) e presença de *C. raciborskii* novamente. Uma explicação para este último fato pode se a alta afinidade e capacidade de estocar fósforo, inerentes à *Cylindrospermopsis raciborskii*, que pode ser um dos motivos da sua presença em lagos com diferentes condições de trofia (Istvánovics *et al.*, 2000).

No lago Paranoá, nota-se que o biovolume de *C. raciborskii* é mais elevado nas estações de estiagem, especialmente na seca da fase 1, onde a abundância relativa, comparada com o total encontrado no somatório dos 4 períodos (seca e chuva da fase 1 e seca e chuva da fase 3) para o táxon é muito superior (cerca de 99% dos tricomas foram encontrados na fase 1). As condições físicas e químicas do ambiente podem estar determinando a densidade/biovolume do táxon no sistema, bem como o efeito de diluição.

No início da sucessão sazonal do fitoplâncton em ambientes temperados, podem ser observadas espécies de pequeno porte e de crescimento rápido. Já as espécies que dominam no final do processo tendem a ser maiores, tolerantes à sombra e de crescimento lento, capazes de conservar biomassa e nutrientes. Geralmente a seqüência de grupos algais do

curso da sucessão depende de fatores ambientais (como a disponibilidade de nutrientes), diferindo ano a ano, porém obedecendo a um mesmo padrão (Sommer *et al.*, 1986).

Graham & Wilcox (2000) sugerem que o tamanho das algas pode ser considerado como a característica individual mais relevante na ecologia fitoplanctônica, pois, com o crescimento do fitoplâncton, o volume se eleva ao cubo de seu raio e a área superficial cresce na proporção do quadrado do raio. Com isso, as espécies se tornam maiores, enquanto sua razão superfície-volume se torna menor.

Quanto à forma, os indivíduos da espécie *C. raciborskii* encontrados nas fases 1 e 3 diferem morfológicamente entre si com relação ao comprimento e a largura dos tricomas. A idéia da comparação surgiu a partir das verificações realizadas ao microscópio invertido, na ocasião da contagem das algas. Observou-se que quando o ambiente apresentava condições de trofia mais elevadas, a largura das algas era visivelmente maior, notadamente na seca (fase 1). Para confirmar o fato, os tricomas foram mensurados na fase 1 e na fase 3.

Assim como foram encontrados tricomas com diâmetros superiores na fase 1, esperava-se que o comprimento das algas também fosse maior nas amostras da fase, mas a aplicação de algicida (sulfato de cobre) em três dias diferentes (na seca) no início do período da amostragem provocou o rompimento dos tricomas, que foram encontrados partidos (em sua maioria em mais de duas partes) nas datas posteriores ao dia 05 de agosto de 1997 (exclusivamente nas amostras da estação seca da fase 1). Assim, além de poder ter havido superestimativa de indivíduos do táxon em voga, mesmo que os tricomas fossem realmente maiores, o registro não poderia ser feito, visto que, para a mensuração, foram amostrados tricomas de uma amostra composta de alíquotas de todas as coletas da estação.

É possível atribuir os menores valores de comprimento algal encontrados nas estações de chuva ao efeito de diluição, visto que a concentração de fósforo total é inferior nesses períodos, o que pode interferir no porte dos indivíduos.

A persistência da espécie pode ser explicada por estudo realizado por Burford *et al.* (2006) em reservatório subtropical, na Austrália, que sugere que a dominância por *Cylindrospermopsis raciborskii* se deve a sua capacidade de se nutrir e armazenar fósforo em baixas concentrações no ambiente, além de sua adaptação às condições de pouca luminosidade, provocadas pela homogeneização artificial. Os autores enfatizam que a fixação de nitrogênio atmosférico é ínfima, comparada à assimilação de íon amônio e, secundariamente, nitrato, pela espécie.

Antenucci *et al.* (2005) relatam relação entre a desestratificação e as diferenças de motivos para o domínio por *Cylindrospermopsis raciborskii*. Os autores sugerem que quanto o ambiente está estratificado, a vantagem competitiva da espécie se dá com relação ao fósforo, e quando está desestratificado, pela habilidade competitiva por luz.

Assim, ambos os estudos supracitados auxiliam na explicação da persistência da alga em períodos relativamente distintos, como são a estiagem e a estação de chuvas na região do lago Paranoá-DF, tanto na fase 1 como também no retorno da espécie na fase 3.

Na época em que o lago apresentava-se bastante eutrofizado, encontrou-se maior quantidade de *C. raciborskii* (fase 1). Moore *et al.* (2005) focaram estudo nos fatores que contribuem para o aumento na quantidade de acinetos (esporos reprodutivos), e sugerem que a grande variação (flutuação) nos valores de temperatura da água, a elevada concentração de FRP (fósforo reativo filtrável) e a intensidade luminosa aumentada produzem elevação na concentração de acinetos de *C. raciborskii*.

Assim, observa-se que a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, persistente por mais de três décadas em quantidade relevante no lago, mesmo presente em 2005 em densidade inferior às anteriormente encontradas, representa risco iminente.

Como são conhecidas as vantagens competitivas características dessas algas e, também se sabe quais os danos que elas podem causar ao ambiente, aos seres que utilizam direta ou indiretamente o sistema no qual estão presentes, especialmente no caso de haver cepas tóxicas, sugere-se que o monitoramento no lago Paranoá seja contínuo e eterno, visto que mesmo não havendo representantes desses indivíduos na coluna d'água, o sedimento ainda abriga *C. raciborskii* na forma de cistos. Sugere-se manter baixas as concentrações de fósforo e periodicamente analisar a presença e toxicidade das algas (preferencialmente em coletas semanais), considerando a possibilidade de estudar o sedimento.

Conclusões

Nas fases 1 e 3 as características da *Cylindrospermopsis raciborskii* mostraram-se diversas, tanto sob o aspecto morfológico, quanto na densidade de indivíduos.

Não podem ser previstas as próximas etapas e seus efeitos sob a população de *C. raciborskii* do lago Paranoá. Pode ser que as condições ambientais propiciem a elevação da densidade da alga, assim como é possível que o sistema não permita o retorno desta nas mesmas proporções anteriores, ou que novamente ela se ausente da comunidade (devido às condições desfavoráveis ao seu estabelecimento e crescimento).

CONCLUSÕES GERAIS

As análises sugerem que o lago Paranoá-DF encontra-se em processo de oligotrofização - tendo experimentado três fases distintas - e que o *flushing* provavelmente foi o fator desencadeador das mudanças efetivas nas condições de trofia.

A diminuição da clorofila-a e aumento na transparência da água indicam melhoria na qualidade da água, bem como a queda nos valores de fósforo total e a substituição da dominância de Cyanobacteria por vários táxons com características distintas (com distribuição tendendo à homogeneidade). Porém, semelhanças entre fatores ambientais nas fases 1 e 3 e tendências observadas na comunidade fitoplanctônicas, como o retorno da Cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* e as proporções de *Synechocystis aquatilis*, podem sugerir que iniciou-se o processo de regresso às condições experimentadas antes do *flushing*.

Os períodos sazonais (seca e chuva) das diferentes fases da restauração apresentaram diferenças marcantes, porém não comparáveis, devido ao momento em que ocorreram (fase). Nota-se que variáveis relacionadas ao ambiente físicos apresentaram semelhança, porém não pode ser feita relação entre as secas e entre as chuvas visto que as condições ambientais em cada uma das fases mostraram-se diferentes.

Após a análise de variáveis físicas, químicas e biológicas, conclui-se que as três fases da restauração do lago Paranoá são significativamente distintas e que o ambiente pode estar em estado de transição entre diferentes estágios de trofia. O fato de não haver estudo semelhante em ambiente tropical dificulta a previsibilidade das etapas futuras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, M. A. M. 1979. **Aspectos ecológicos do lago Paranoá**. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília. 182p.
- ALVES, V.R.E., CAVALCANTE, C.G.B. & MATTOS, S.P. 1988. Análise comparativa de parâmetros físicos, químicos e biológicos em um período de 24 horas no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil. **Acta Limnol. Bras. 2**: 199-218.
- AGUSTÍ, S., ALOU, E., HOYER, M. V., FRAZER, T. K., CANFIELD, D. E. 2006. Cell death in lake phytoplankton communities. **Freshwater Biology 51**: 1496-1506.
- ANDERSON, G., CRONBERG, G. & GRANÉLI, W. 1976. Destillerat vatter eller algspå – regionallimnologi och eutrofieringsproblem i Brasília. **Aquannalen 1**:11-36. *In*: Henry, R. (ed). **Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. P575-595.
- ANDREONI-BATISTA, C. 2007. **Estrutura da Comunidade Zooplancônica e Qualidade da Água no Lago Paranoá, Brasília-DF**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília-UnB. Brasília-DF. 104p.
- ANDERSON, N. G., JEPPESEN, E. & SONDERGAARD, M. 2005. Ecological effects of reduced nutrient loading (oligotrophication) on lakes: an introduction. **Freshwater Biology 50**: 1589-1593.
- ANNEVILLE, O. & PELLETIER, J.P. 2000. Recovery of Lake Geneva from eutrophication: quantitative response of phytoplankton. **Archiv für hydrobiologie, 148**: 607-624.
- ANNEVILLE, O., SOUISSI, S., GAMMETER, S. & STRAILE, D. 2004. Seasonal and inter-annual scales of variability in phytoplankton assemblages: comparison of phytoplankton dynamics in three peri-alpine lakes over a period of 28 years. **Freshwater Biology 49**: 98-115.

- ANTENUCCI, J.P., GHADOUANI, A., BURFORD, M.A. & ROMERO, J.A. 2005. The long-term effect of artificial destratification on phytoplankton species composition in a subtropical reservoir. **Freshwater Biology** **50**: 1081-1093.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 1985. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 16ed. American Water Works Association. Washington. 1268p.
- AYRES, M., AYRES Jr., M., AYRES, D.L., SANTOS, A.S. 2000. **BioEstat 2.0: Aplicações Estatísticas nas Áreas das Ciências Biológicas e Médicas**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá. Brasília: CNPq. 272p.
- BARTRAM, J., CARMICHEL, W. W., CHORUS, I., JONES, G., SKULBERG, O. M. 1999. Chapter 1: Introduction. In Chorus, I.
- BELL, R.T., AHLGREN, G.M. & AHLGREN, L. 1983. Estimating bacterioplankton production by measuring [³H]thymidine incorporation in a eutrophic Swedish lake. **Applied and Environmental Microbiology** **45**: 1709-1721.
- BJORK, S. 1975. The Lago Paranoá restoration project. Brasília, Brazil. **Preliminary report**. Project WHO/BRA/2341. 30p.
- BJORK, S. 1979. The Lago Paranoá restoration project. Brasília, Brazil. **Technical report**. Project WHO/BRA/2341. 45p.
- BLANCHER, E. C. 1984. Zooplankton-trophic state relationship in some north and central Florida lakes. **Hydrobiologia** **109**: 251-263.
- BLOMQUIST, P.; PETTERSSON, A. & HYENSTRAND, P. 1994. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. **Arch. Hydrobiol.****132**: 141-164.
- BOUVY, M.; MOLICA, R.; DE OLIVEIRA, S.; MARINHO, M. & BEKER, B. 1999. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. **Aquatic. Microbial. Ecol.** **20**: 285-297.

- BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M. & MOURA, A. 2000. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquat. Microb. Ecol.** **23**: 13-27.
- BOUVY, M.; PAGANO, M. & TROUSSELLIER, M. 2001. Effects of cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). **Aquat. Microb. Ecol.** **25**: 215-227.
- BRANCO, S. M. 1976. Análise de alguns aspectos e soluções prováveis para o Lago Paranoá. **Rev. D.A.E.** **39**: 38-45.
- BRANCO, C. W. C. 1991. **A comunidade planctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil.** Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 340p.
- BRANCO, C.W.C & SENNA, P.A.C. 1994. Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. **Algol. Stud.** **75**: 85-96.
- BRANCO, C. W. C. & SENNA, P. A. C. 1996. Plankton studies in Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. I. Relations among heterotrophic bacteria, chlorophyll-a, total zooplankton and physicochemical factors. **Hydrobiologia** **337**: 171-181.
- BRIAND, J.F., ROBILLOT, C., QUIBLER-LLOBÉRAS, C., HUMBERT, J.F., COUNTÉ, A. & BERNARD, C. 2002. Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. **Water Research** **36**: 3183-3192.
- BRIAND, J.F.; LÉBOULANGER, C.; HUMBERT, J-F.; BERNARD, C.; DUFOUR, P. 2004. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming? **Journal of Phycology** **40**: 231-238.
- BURFORD, M. A., MCNEALE, K. L., MCKENZIE-SMITH, F. J. 2006. The role of nitrogen in promoting the toxic cyanophyte *Cylindrospermopsis raciborskii* in a subtropical water reservoir. **Freshwater Biology** **51**: 2143-2153.

- CALIJURI, M. C., DOS SANTOS, A. C. A. & JATI, S. 2002. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, S.P.- Brazil). **Journal of Plankton Research** **24** (7): 617-634.
- CANFIELD, D.E.Jr.; PHILIPS, E. & DUARTE, C.M. 1989. Factors influencing the abundance of blue-green algae in Florida lakes. **Can. J. Fish. aquat. Sci.** **46**: 1232-1237.
- CARPENTER, S.R.; BOLGRIEN, D.; LATHROP, R.C.; STOW, C.A.; REED, T.; WILSON, M.A. 1998. Ecological and economic analysis of lake eutrophication by nonpoint pollution. **Australian J. Ecol.** **23**: 68-79.
- CAVALCANTE, C. G. B., COSTA, E. B. & ALVES, V. R. E. 1990. Impacto das fontes poluidoras pontuais no braço do Riacho Fundo, Lago Paranoá, Brasília-DF, **Anais do IV Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Belo Horizonte. Vol. 1, P60.
- CHAPIN, F.S., WALKER, B.H., HOBBS, R.J., HOOPER, D.U., LAWTON, J.H., SALA, O.E. & TILMAN, D. 1997. Biotic control over the functioning of ecosystems. **Science** **277**: 500-504.
- COLE, G. A. 1994. **Textbook of Limnology**. Waveland Press Inc. Illinois-USA. 491p.
- CORDEIRO-NETTO, O. M. & DUTRA-FILHO, D. 1981. O aporte de fósforo ao Lago Paranoá/Brasília. **Anais do XI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Fortaleza. P21.
- COUTÉ, A., LEITÃO, M. & MARTIN, C. 1997. Première observation du genre *Cylindrospermopsis* (Cyanophyceae, Nostocales) en France. **Cryptg. Algol.** **18**: 57-70.
- COVENEY, M. F., LOWE, E. F, BATTOE, L. E., MARZOLF, E. R. & CONROW, R. 2005. Response of a eutrophic, shallow subtropical lake to reduced nutrient loading. **Freshwater Biology** **50**: 1718-1730.
- CRONBERG, G. 1976. **The Lago Paranoá Restoration Project: Phytoplankton ecology and taxonomy**. A preliminary report. Brasília. Project FAHO/WHO/76/PW/BRA/2000. 24p.

- CRONBERG, G. 1977. **The Lago Paranoá Restoration Project: Phytoplankton ecology and taxonomy.** Final report to CAESB. Brasília. Project FAHO/WHO/76/PW/BRA/2000. 76p.
- CROSSETTI, L.O. & BICUDO, C.E.M. 2005. Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia** **541**: 71–85.
- DE BERNARDI, R. 1984. Methods for estimation of zooplankton abundance. *In*: Downing & Rigler. 1984. **A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Freshwaters.** 2.ed. Oxford, Blackwell Sci. Publ. P59-63.
- DE FILIPPO, R. 1987. **Ciclo sazonal do Fitoplâncton, Fatores climáticos e Hidrológicos na Represa de Barra Bonita, São Paulo.** Dissertação de mestrado. UFSCar. São Paulo-SP. 90p.
- DE SOUZA, R.C.R., CARVALHO, M.C. & TRUZZI, A.C. 1998. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.) Seenaya and Subba Raju (Cyanophyceae) dominance and a contribution to the knowledge of Rio Pequeno Arm, Billings Reservoir, Brazil. **Environ. Toxicol. Water Qual.** **13**: 73-81.
- DI CASTRI, F. & YOUNES, T. 1990. Fonction de la biodiversité biologique au sein de l'écosystème. **Acta Oecologica** **11**: 429-444.
- DOKULIL, M.T. & MAYER, J. 1996. Population dynamics and photosynthetic rates of a *Cylindrospermopsis-Limnothrix* association in a highly eutrophic urban lake, Alte Donau, Vienna. **Algol. Stud.** **83**: 179-195.
- DOKULIL, M.T. & TEUBNER, K. 2005. Do phytoplankton communities correctly track trophic changes? An assessment using directly measured and palaeolimnological data. **Freshwater Biology** **50**:1594-1604.
- EILER, A., OLSSON, J.A., BERTILSSON, S. 2006. Diurnal variations in the auto- and heterotrophic activity of cyanobacterial phycospheres (*Gloeotrichia echinulata*) and the identity of attached bacteria. **Freshwater Biology** **51**: 298-311.

- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. 1984. **Aspectos ecomorfológicos em Bosmina (Crustacea, Cladocera) no Lago Paranoá, Brasília – DF.** Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília. 105p.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A., MENDONÇA-GALVÃO, L., PADOVESI-FONSECA, C. 2004. New cladoceran records from lake Paranoá, Central Brazil. **Braz. J. Biol.** **64 (3A):** 415- 422.
- ENELL, M. 1977. The Lago Paranoá restoration project: **water chemistry and sediment stratigraphy. Final report.** Project PAHO-World Health Organization 77/WT/BRA/2341/04. 75p.
- ESTEVES, F.A. 1998. **Fundamentos de Limnologia.** Editora Interciência. 602p.
- FASTNER, J., HEINZE, R., HUMPAGE, A.R., MISCHKE, U., EAGLESHAM, G.K. & CHORUS, I. 2003. *Cylindrospermopsis* occurrence in two German lakes and preliminary assessment of toxicity and toxin production of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) isolates. **Toxicon** **42:** 313-321.
- FÉLIX, C. R.; DUTRA-FILHO, D. & FERNANDES, C. S. 1979. **Determinação das velocidades de reaeração e de dispersão de água-sedimento e fixação de CO₂ no lago Paranoá.** X Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Manaus. 19p.
- FELIZATTO, M. R.; ITONAGA, L. C. H.; PINTO, M. A. T.; CAVALCANTE, C. G. B. 2000. Statistical tendency analysis of Lake Paranoá limnological data (1992-1999) and its trophic state classification based on CEPIS methodology. **SIDISA, Book 2:** 33-40.
- FERBER, L. R., LEVINE, S. N., LINI, A., LIVINGSTON, G. P. 2004. Do cyanobacteria dominate in eutrophic lakes because they fix atmospheric nitrogen? **Freshwater Biology** **49:** 690-708.
- FERNANDES, C. A. & CRISMAN, T. L. 1994. Lake Paranoá, management approaches for a tropical urban reservoir. **Verh. Int. Ver. Limnol.** **25:** 1301-1305.
- FERREIRA, F. S. B., OVÍDIO, M. F. 1975. **A base de pesquisa na programação para a recuperação e manutenção do lago Paranoá, em Brasília.** VIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. Rio de Janeiro. 12p.

- FIETZ, S. & NICKLISCH, A. 2004. An HPLC analysis of the summer phytoplankton assemblage in Lake Baikal. **Freshwater Biology** **49**: 332-345.
- FONSECA, B.M. 2005. **Diversidade fitoplanctônica como discriminador ambiental em dois reservatórios rasos com diferentes estados tróficos no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo-USP. São Paulo-SP. 208p.
- FONSECA, F. O. (organizador) 2001 **Olhares sobre o Lago Paranoá**. 1ª edição. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos-SEMARH/DF. 425p.
- FORSBERG, C.; RYDING, S.; CLAEISSON, A. & FORSBERG, A. 1978. Water chemical analyses and/or algal assay?. **Mitt. Internat. Verein. Limnol.** **21**: 352-363.
- FOY, R.H., GIBSON, C.E. & SMITH, R.V. 1976. The influence of day length, light intensity and temperature on the growth rates of planktonic blue-green algae. **Br. Phycol. J.** **11**: 151-163.
- FREITAS, J. S. 1983. **Variação sazonal e distribuição vertical de microcrustáceos planctônicos no lago Paranoá, DF**. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília. 110p.
- FRENETTE, J.-J., DEMERS, S., LEGENDRE, L. & BOULÉ, M. 1996. Size-related photosynthetic characteristics of phytoplankton during periods of seasonal mixing and stratification in an oligotrophic multibasin lake system. **Journal of Plankton Research** **18**: 45-61.
- GAEDKE, U. & SCHWEIZER, A. 1993. The first decade of oligotrophication in Lake Constance. 1- The response of phytoplankton biomass and cell-size. **Oecologia** **93**: 268-275.
- GAEDKE, U. 1998. The response of the pelagic food web to re-oligotrophication of a large and deep lake (L. Constance): evidence for scale-dependent hierarchical patterns? **Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.** **53**: 317- 333.
- GANF, G.G. 1974. Diurnal mixing and the vertical distribution of phytoplankton in a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda). **Journal of Ecology** **62**:611-629.

- GARBEY, C., MURPHY, K.J., THIÉBAUT, G. & MULLER, S. 2004. Variation in P-content in aquatic plant tissues offers an efficient tool for determining plant growth strategies along a resource gradient. **Freshwater Biology** **49**: 346-356.
- GARNIER, J. 1992. Typical and atypical features of phytoplankton in changing environment – 8 years of oligotrophication in a recently created sand-pit lake (Creteil Lake, Paris suburb, France). **Archiv fur Hydrobiologie** **125(4)**: 463-478.
- GIANI, A. 1984. **Distribuição horizontal do fitoplâncton e zooplâncton no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 148p.
- GIANI, A. & PINTO-COELHO, R. M. 1986. Contribuição ao conhecimento das algas fitoplanctônicas do reservatório Paranoá, Brasília, Brasil: Chlorophyta, Euglenophyta, Pirrophyta e Schizophyta. **Revista Brasileira de Botânica** **9**: 45-62.
- GLOOSCHENKO, W.A. & BLATON, J.O. 1977. Short-term variability of chlorophyll-a concentrations in Lake Ontario. **Hydrobiologia** **53**: 203-212.
- GOLTERMAN, H. L., CLYMO, R. S., OHNSTAD, M. A. M. 1978. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters**. 2ed. IBP Handbook n8. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 213p.
- GOLTERMAN, H. L. 2001. Phosphate release from anoxic sediments or “What did Mortimer really write?” **Hydrobiologia** **450**: 99-106.
- GRAHAM, L.E. & WILCOX, L.W. 2000. **Algae**. Prentice-Hall, Inc. New Jersey. USA. 640p.
- GRANDO, J. V. 1990. **Considerações sobre o estágio atual da ictiofauna e aspectos alimentares de quatro espécies de peixes do Lago Paranoá, Brasília, DF**. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília. 115 p.
- GRIME, J.P. 1973. Competitive Exclusion in herbaceous vegetation. **Nature** **242**: 244-247.
- GRIME, J.P. 1977. Evidences for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **American Naturalist** **111**:1169-1194.
- In*: Weithoff, G. 2003. The concepts of ‘plant functional types’ and ‘functional diversity’

- in lake phytoplankton – a new understanding of phytoplankton ecology? **Freshwater Biology** **48**: 1669-1675.
- HABERYAN, K. A., G. UMAÑA V., C. COLLADO & S. P. HORN. 1995. Observations on the plankton of some Costa Rican lakes. **Hydrobiologia** **312**: 75-85.
- HARDIN, G. 1960. The competitive exclusion theory. **Science** **131**: 1292-1297.
- HÅKANSON, L., OSTAP-0,615 (F3)ENIA, A.P. & BOULION, V. 2003. A mass-balance model for phosphorus in lakes accounting for biouptake and retention in biota. **Freshwater Biology** **48**: 928-950.
- HAWKINS, P. R. & GRIFFITHS, D. J. 1993. Artificial destratification of a small tropical reservoir: effects upon the phytoplankton. **Hydrobiologia** **254(3)**: 169-181.
- HECKY, R.E. & KLING, H. 1987. Phytoplankton ecology of the great lakes in the rift valleys of Central Africa. **Arch. Hydrobiol., Beih Ergebn. Limnol.** **25**: 197-228.
- HEINO, J. & SOININEN, J. 2006. Regional occupancy in unicellular eukaryotes: a reflection of niche breadth, habitat availability or size-related dispersal capacity? **Freshwater Biology** **51**: 672-685.
- HENRY, R., NUNES, M.A., MITSUKA, P.M., LIMA, N. & CASANOVA, S.M.C. 1998. Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim (rio Paranapanema,SP). **Rev. Bras. Biol.** **58(4)**: 571-590.
- HENRY, R., CARMO, C.F. & BICUDO, D.C. 2004. Trophic status of a Brazilian urban reservoir and prognosis about the recovery of water quality. **Acta Limnol. Bras.** **16(3)**: 251-262.
- HOCHSTADTER, S. 2000. Seasonal changes of C:P ratios of seston, bacteria, phytoplankton and zooplankton in deep, mesotrophic lake. **Freshwater Biology** **44(3)**: 453-463.
- HOEHN, E. & SCHMIDTHALEWICZ, S. 1995. The impact of high flood-nutrient loading and Daphnia grazing on plankton development in the Kleine-Kinzig Reservoir. **Journal of Water Supply Research and Technology – Aqua** **44**: 102-107 Suppl 1.

- HOLM-HANSEN, O. & REIMANN, B. 1978. Chlorophyll-a determination: improvements in methodology. **Oikos** **30**:438-447.
- HORN, H. 2003. The relative importance of climate and nutrients in controlling phytoplankton growth in Saldenbach Reservoir. **Hydrobiologia** **504** (1-3): 159-166.
- HUSZAR, V.L.M. & CARACO, N. 1998. The relationship between phytoplankton composition and physical-chemical variables: a comparison of taxonomic and morfological-functional approaches in six temperate lakes. **Freshwater Biology** **40**: 1-18.
- HUSZAR, V.L.M., SILVA, L.H.S., MARINHO, M., DOMINGOS, P. & ANNA, C.L.S. 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. **Hydrobiologia** **424**: 67-77.
- HUTCHINSON, G.E. 1957. **A Treatise on Limnology. Volume I: Geography, Physics and Chemistry**. John Wiley & Sons. New York. 1015p.
- HUTCHINSON, G.E. 1961. The paradox of plankton. **The American Naturalist** **95**: 137-146.
- IBAÑEZ, M. S. R. 1989. Response to artificial enrichment with ammonia and phosphate of phytoplankton from lake Paranoá (Brasília, DF). **Rev. Bras. Biol.** **48** (3): 453- 457.
- ISTVÁNOVICS, V., SHAFIK, H.M., PRÉISING, M. & JUHOS, S. 2000. Growth and phosphate uptake kinetics of the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanophyceae) in throughflow cultures. **Freshwater Biology** **43**: 257-275.
- JANG, M.-H, HA, K., JOO, G.-J., TAKAMURA, N. 2003. Toxin production of cyanobacteria is increased by exposure to zooplankton. **Freshwater Biology** **48**: 1540-1550.
- JAWORSKI, G.H.M., TALLING, J.F. & HEANEY, S.I. 2003. Potassium dependence and phytoplankton ecology: an experimental study. **Freshwater Biology** **48**: 833-840.
- JEPPESEN, E., JENSEN, J.P., SONDERGAARD, M., LAURIDSEN, T.L. & LANDKILDEHUS, F. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. **Freshwater Biology** **45**: 201-218.

- JEPPESEN, E., SONDERGAARD, M., JENSEN, J.P., HAVENS, K.E., ANNEVILLE, O., CARVALHO, L., COVENEY, M.F., DENEKE, R., DOKULIL, M.T., FOY, B., GERDEAUX, D., HAMPTON, S.E., HILT, S., KANGUR, K., KÖHLER, J., LAMMENS, E.H.H.R., LAURIDSEN, T.L., MANCA, M, MIRACLE, M.R., MOSS, B., NÖGES, P., PERSSON, G., PHILLIPS, G., PORTIELJE, R., ROMO, S., SCHELSKE, C.L., STRAILE, D., TATRAI, I., WILLÉN, E. & WINDER, M. 2005a. Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. **Freshwater Biology** **50**: 1747-1771.
- JEPPESEN, E., SONDERGAARD, M., MAZZEO, N., MEERHOFF, M., BRANCO, C., HUSZAR, V. & SCASSO, F. 2005b. Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. *In*: (Ed. M. V. Reddy), **Restoration and Management of Tropical Eutrophic Lakes**. Pp. 331-349. Oxford & IBH Publishing Co. Pvt. Ltda, New Delhi. India.
- JEPPESEN, E., JENSEN, J.P., SONDERGAARD, M. & LAURIDSEN, T.L. 2005c. Response of fish and plankton to nutrient loading reduction in eight shallow Danish lakes with special emphasis on seasonal dynamics. **Freshwater Biology** **50**: 1616-1627.
- JONES, G.J. (Eds.) 1994. Cyanobacterial Research in Australia. **Aust. J. Mar. Freshwat. Res.** **45**: 731-915.
- JONES, I.D. & ELLIOTT, J.A. 2007. Modelling the effects of changing retention time on abundance and composition of phytoplankton species in a small lake. **Freshwater Biology** **52**: 988-997.
- KARLSSON-ELFGREN, I., RENGEFORS, K. & GUSTAFSSON, S. 2004. Factors regulating recruitment from the sediment to the water column in the bloom-forming cyanobacterium *Gloeotrichia echinulata*. **Freshwater Biology** **49**: 265-273.
- KILHAM, S.S & KILHAM, P. 1990. Tropical limnology: do African lakes violate the ‘first law’ of limnology? **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie** **24**:68-72.

- KÖHLER, J., BEHRENDT, H. & HOEG, S. 2000. Long-term response of phytoplankton to reduced nutrient load in the flushed Lake Müggelsee (Spree system, Germany). **Archiv für Hydrobiologie 148**: 209-229.
- KÖHLER, J., HILT, S., ADRIAN, R., NICKLISCH, A., KOZERSKI, H. P. & WALZ, N. 2005. Long-term response of a shallow, moderately flushed lake to reduced external phosphorus and nitrogen loading. **Freshwater Biology 50**: 1639-1650.
- KOZHOV, M. 1963. **Lake Baikal and its Life**. Dr W. Junk Publishers. The Hague. *In*: PADISÁK, J., SORÓCZKI-PINTÉR, E. & REZNER, Z. 2003. Sinking properties of some phytoplankton shapes and the relation of form resistance to morphological diversity of plankton – an experimental study. **Hydrobiologia 500**: 243–257.
- KRIENITZ, L. & HEGEWALD, E. 1996. Über das vorkommen von wärmeliebenden Blaualgenarten in einem norddeutschen gewässer. **Lauterbornia H. 26**: 55-63. *In*: BRIAND, J-F.; LÉBOULANGER, C.; HUMBERT, J-F.; BERNARD, C.; DUFOUR, P. 2004. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming? **Journal of Phycology 40**: 231-238.
- LAZZARO, X., BOUVY, M., RIBEIRO, R.A., OLIVEIRA, V.S., SALES, L.T., VASCONCELOS, A.R.M. & MATA, M.R. 2003. Do fish regulate phytoplankton in shallow eutrophic Northeast Brazilian reservoirs? **Freshwater Biology 48**: 649-668.
- LEE, G.F., JONES, R.A. & RAST, W. 1981. Recent advances in assessing impact of phosphorus load on eutrophication – related water quality. **Water Research 16**: 503-515.
- LEITÃO, M., MORATA, S., RODRIGUEZ, S. & VERGON, J. P. 2003. The Effect of perturbations on phytoplankton assemblages in a deep reservoir (Vouglans, France). **Hydrobiologia 502**: 73-83.
- LEWIS, W.M.Jr. 1990. Comparisons of phytoplankton biomass in temperate and tropical lakes. **Limnol. and Oceanogr. 35**: 1838-1845.

- LEWIS, W.M.Jr. 1996. Tropical lakes: how latitude makes a difference. *In Perspectives in Tropical Limnology*. (Eds F. Schiemer and K.T. Boland). pp. 43-64. SPB Academic Publishing bv. Amsterdam, Netherlands (Holanda).
- LIND, O.T. 1974. **Handbook of Common Methods in Limnology**. The C.V. Mosby Co.. Saint Louis. 154p.
- LINDENSCHMIDT, K.-E. & CHORUS, I. 1998. The effect of water column mixing on phytoplankton succession, diversity and similarity. **Journal of Plankton Research** **20**: 1927-1951.
- LITCHMAN, E., STERNER, D & BOSSARD, P. 2003. Photosynthetic and growth responses of three freshwater algae to phosphorus limitation and daylength. **Freshwater Biology** **48**: 2141-2148.
- LÔBO, E. & LEIGHTON, G. 1986. Estruturas comunitárias de las fitocenosis plantónicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Revista de Biologia Marinha** **22**: 1-29.
- MADGWICK, G., JONES, I. D., THACKERAY, S. J., ELLIOTT, J. A., MILLER, H. J. 2006. Phytoplankton communities and antecedent conditions: high resolution sampling in Esthwaite Water. **Freshwater Biology** **51**: 1798-1810.
- MARAIS, G. V. R. 1975. **Relatório sobre as estações de tratamento e esgotos por lodos ativados de Brasília**. Relatório de consultoria para a Companhia de Águas e Esgotos de Brasília. 26p.
- MARGALEF, R. 1983. **Limnología**. Ediciones Omega, S.A. Barcelona. 1010p.
- MARSDEN, S. 1989. Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. **Freshwater Biology** **21**: 139-162.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, J.G. 2005. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). **Hydrobiologia** **542**: 367-378.
- MATTOS, S. P., ALVES, V. R. E., CAVALCANTE, C. G. B., EVARISTO, S. M. S. & COLLARES, S. A. P. 1986. Contribuição ao estudo limnológico do Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil. **Acta Limnol. Bras.** **1**: 129-154.

- MEHNER, T. & BENNDORF, J. 1995. Eutrophication – a summary of observed effects and possible solutions. **Journal of Water Supply Research and Technology – Aqua** **44** Supp 1: 35-44.
- MELAK, J.M. 1979. Temporal variability of phytoplankton in tropical lakes. **Oecologia** **44**: 1-7.
- MELO, S. & HUSZAR, V.L.M. 2000. Phytoplankton in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): diel variation and species strategies. **Journal of Plankton Research** **22**: 63-76.
- MENDONÇA-GALVÃO, L. 2001. **Comunidade Zooplancônica do Lago Paranoá-DF, nos Períodos de Seca e de Chuva**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília- UnB. Brasília-DF. 115p.
- MENDONÇA-GALVÃO, L. 2005. **Comunidade Planctônica e o Processo de Restauração do Lago Paranoá, DF**. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília- UnB. Brasília-DF. 251p.
- MOORE, D., O'DONOHUE, M., GARNETT, C., CRITCHLEY, C., SHAW, G. 2005. Factors affecting akinete differentiation in *Cylindrospermopsis raciborsii* (Nostocales, Cyanobacteria). **Freshwater Biology** **50**: 345-352.
- MOSS, B., BARKER, T., STEPHEN, D., WILLIAMS, A.E., BALAYLA, D.J., BEKLIOGLU, M. & CARVALHO, L. 2005. Consequences of reduced nutrient loading on a lake system in a lowland catchment: deviations from the norm? **Freshwater Biology** **50**: 1687-1705.
- NÜRNBERG, G.K. 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special considerations of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. **Lake and Reservoir Management** **12**: 432-447.
- NWANKWO, D.I. 1998. Seasonal changes in phytoplankton composition and diversity in the Epe Lagoon, Nigeria. **Acta Hydrobiol.** **40(2)**: 83-92.
- OLIVEIRA, L. P. H. & KRAU, L. 1970. Hidrobiologia geral aplicada particularmente à veiculadores de esquistossomos-hipereutrofia, mal moderno das águas. **Mem. Inst. Oswaldo Cruz** **68**: 89-118.

- OLIVER, R.L. & GANF, G.G. 2000. Freshwater blooms. *In: The Ecology of Cyanobacteria: their Diversity in Time and Space*. Whitton, B.A. & Potts, M. Ed. Kluwer. Dordrecht, The Netherlands. Pp 150-194.
- PADISÁK, J. 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. **Arch. Hydrobiol. Suppl.** **107(4)**: 563-593.
- PADISÁK, J., KÖHLER, J., HOEG, S. 1999. The Effect of Changing Flushing Rates on Development of Late Summer *Aphanizomenon* and *Microcystis* Population in a Shallow Lake, Müggelsee, Berlin, Germany. **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**, 411-423. Edited by J. G. Tundisi and M. Straškraba. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Science and Backhuys Publishers.
- PADISÁK, J., SORÓCZKI-PINTÉR, E. & REZNER, Z. 2003. Sinking properties of some phytoplankton shapes and the relation of form resistance to morphological diversity of plankton – an experimental study. **Hydrobiologia** **500**: 243–257.
- PADOVESI-FONSECA, C. 1996. **A dinâmica planctônica nas estações de chuva e de seca, Represa do Jacaré-Pepira, Brotas-SP**. Tese de doutorado. UFSCar. São Carlos-SP. 172p.
- PADOVESI-FONSECA, C., Mendonça-Galvão, L & Rocha, D.L.P. 2002. Temporal fluctuation and reproduction of *Thermocyclops decipiens* (Copepoda, Cyclopoida) in a eutrophic lake of Central Brazil. **Rev. Biol. Trop.** **50(1)**: 57-68.
- PADOVESI-FONSECA, C. & PHILOMENO, M. G. 2004. Effects of algicide application (copper sulfate) on short-term fluctuations of phytoplankton in Lake Paranoá, Central Brazil. **Brazilian Journal of Biology** **64 (4)**: 15-20.
- PAERL, H.W. 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine and inland water. **Limnology and Oceanography** **33(4)**: 823-847.
- PAERL, H.W. & PINCKNEY, J.L. 1996. Ice aggregates as a microbial habitat in Lake Bonney, Dry Valley Lakes, Antarctica: nutrient-rich microzones in an oligotrophic ecosystem. **Antarctic J. United States** **31** (Review): 220-222.

- PALMER, C. M. 1969. **Report on the algae in relation to water quality of Paranoá Lake, Brasilia**: Relatório de consultoria. PAHO/WHO. 14 p.
- PEREIRA, D. F. 2001. **Comunidade zooplanctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá (Brasília-DF) durante o processo de oligotrofização**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília-UnB. Brasília-DF. 66p.
- PHILLIPS, G., KELLY, A., PITT, J.-A., SANDERSON, R. & TAYLOR, E. 2005. The recovery of a very shallow eutrophic lake, 20 years after the control of effluent derived phosphorus. **Freshwater Biology** **50**: 1628-1638.
- PHILOMENO, M. G. 2003. **A Estrutura da Comunidade Fitoplanctônica em Dois Períodos Sazonais no Lago Paranoá, Brasília-DF**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília-UnB. Brasília-DF. 102 p.
- PHILOMENO, M. G. & PADOVESI-FONSECA, C. 1998. Estudo do fitoplâncton no braço do Riacho Fundo do Lago Paranoá-DF, no período de seca. **Anais do IV Congresso Brasileiro de Ecologia**. Belém. P603.
- PHILOMENO, M. G. & PADOVESI-FONSECA, C. 1999. Análise do fitoplâncton no braço do Riacho Fundo do Lago Paranoá-DF, nos períodos de seca e de chuva. **Anais do VII Congresso Brasileiro de Limnologia**. Florianópolis. Vol. 1. P322.
- PICK, F.R. & LEAN, D.R.S. 1987. The role of macronutrientes (C, N, P) in controlling cyanobacterial dominance in eutrophic lakes. **New Zealand Journal of Freshwater and Marine Research** **21**: 425-434.
- PIELOU, E.C. 1975. Ecological diversity. John Wiley & Sons. New York. 165p.
- PINTO-COELHO, R.M. 1983. **Efeitos do zooplâncton na composição qualitativa e quantitativa do fitoplâncton no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 163p.
- PINTO-COELHO, R.M., GIANI, A., MORAIS-Jr, C.A., CARVALHO-Jr, E.R. & BEZERRA-NETO, J.F. 2005. The nutritional status of zooplankton in a tropical reservoir: effects of food quality and community structure. **Braz. J. Biol.** **65(2)**: 313-324.

- PIZZOLON, L.; TRACCANA, B.; PROSPERI, C. & GUERRERO, J.M. 1999. Cyanobacterial blooms in Argentinean inland waters. **Lakes Res. 4**: 101-105.
- POLLI, B. & SIMONA, M. 1992. Qualitative and quantitative aspects of the evolution of the planktonic populations in Lake Lugano. **Aquatic Science, 54**: 303-320.
- PORTER, K. G. 1977. The plant-animal interface in freshwater ecosystems. **Amer. Scient. 65**: 159- 170.
- PREISENDORFER, R.W. 1986. Secchi disk science: visual optics of natural waters. **Limnology and Oceanography 31**: 909-926.
- REYNOLDS, C.S. 1987. Cyanobacterial water blooms. *In: Advances in Botanical Research*. Callow, J.A. (Ed.). Academic Press. London. 68-143pp.
- REYNOLDS, C.S. 1988. Functional morphology and the adaptative strategies of freshwater phytoplankton. *In: Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton* (Ed. C.D. Sandgren). Pp. 388-433. Cambridge University Press. New York. USA.
- REYNOLDS, C.S. 1991. Toxic blue-green algae: The problem in perspective. **Freshwat. For. 1**: 29-38.
- REYNOLDS, C.S. 1993. Scales of disturbance and their role in plankton ecology. **Hydrobiologia 249**:157-171.
- REYNOLDS, C.S. 1998. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? **Hydrobiologia 369/370**: 11-26.
- REYNOLDS, C.S. 2000. Phytoplankton designer-or how to predict compositional responses to trophic-state change. **Hydrobiologia 424**:67-77.
- REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research 24**:417-428.
- RIBEIRO, L.H.L., BRANDIMARTE, A.L., KISHI, R.T. 2005. Formation of the Salto Caxias Reservoir (PR) – an approach on the eutrophication process. **Acta Limnol. Bras. 17(2)**: 155-165.

- ROBARTS, R.S. 1985. Hypertrophy, a consequence of development. **Int. J. envir. Stud.** **12**: 72-89.
- ROCHA, A. J. A. 1979. **Sucessão do perífiton em substrato artificial em dois lagos de Brasília (DF)**. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília. Brasília. 89p.
- RUGGIU, D.; MORABITO, G.; PANZANI, P.; PUGNETTI, A. 1998. Trends and relations among basic phytoplankton characteristics in the course of the long-term oligotrophication of Lake Maggiore (Italy). **Hydrobiologia** **370**: 243-257.
- RUTTNER, F. 1966. **Fundamentals of Limnology**. University of Toronto Press. Toronto. 295p.
- SAKAMOTO, M. 1966. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on the lake depth. **Archiv für Hydrobiologie** **62**: 1-28.
- SALAS, H.J. & MARTINO, P. 1990. **Metodologias simplificadas para la evaluación de eutroficación em lagos cálidos tropicales**. Programa Regional CEPIS/HEP/OPS 1981-1990. Lima-Peru. CEPIS.
- SALMASO, N. 2003. Life strategies, dominance patterns and mechanisms promoting species coexistence in phytoplankton communities along complex environmental gradients. **Hydrobiologia** **502**:13-36.
- SANTOS, A. C. A. & CALIJURI, M. C. 1997. Phytoplankton communities over a short period of time, in the Barra Bonita Reservoir (State of São Paulo, Brazil): microcosm experiments. **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie** **26**: 468-471.
- SAS, H. 1989. **Lake Restoration by Reduction of Nutrient Loading: Expectations, Experiences, Extrapolations**. Academia Verlag Richarz GmbH, St Augustin, Germany (Alemanha). *In*: ROMO, S., VILLENA, M. J., SAHUQUILLO, M., SORIA, J.M., GIMENEZ, M., ALFONSO, T., VICENTE, E., MIRACLE, M.R. 2005. Response of a shallow Mediterranean lake to nutrient diversion: does it follow similar patterns as in northern shallow lakes? **Freshwater Biology** **50**: 1706-1717.
- SAUNDERS, G.W. 1957. Interrelations of dissolved organic matter and phytoplankton. **Bot. Rev.** **23**: 389-409.

- SCHEFFER, M. RINALDI, S., HUISMAN, J. & WEISSING, F.J. 2003. Why plankton communities have no equilibrium: solutions to the paradox. **Hydrobiologia** **491**: 9-18.
- SCHINDLER, D.W. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. **Science** **46**: 260-262.
- SHANNON, C.E. & WEAVER, W. 1949. **The Mathematical Theory of Communication**. Urbana (IL). The University of Illinois Press.
- SHAPIRO, J. 1990. Current beliefs regarding dominance of blue-greens: The case for the importance of CO₂ and pH. **Verh. int. Ver. Limnol.** **24**: 38-54.
- SILVA, L.H.S. 2004. **Fitoplâncton de um pequeno reservatório eutrófico (Lago Monte Alegre, Riberão Preto, SP): Dinâmica temporal e respostas à ação do zooplâncton e peixes**. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 219p.
- SMITH, V.H. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. **Science** **221**: 669-671.
- SMITH, V.H. 2003. Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems-A Global Problem. **ESPR-Environ Sci & Pollut Res** **10(2)**: 126-139.
- SOMMER, U. 1986. The periodicity of phytoplankton in Lake Constance (Bodensee) in comparison to the other deep lakes of central Europe. **Hydrobiologia** **138**: 1-7.
- SOMMER, U.; GAEDKE, U. & SCHWEIZER, A. 1993. The first decade of oligotrophication in Lake Constance. 2- The response of phytoplankton taxonomic composition. **Oecologia** **93**: 276-284.
- SONDERGAARD, M., JENSEN, J. P. & JEPPESEN, E. 2005. Seasonal response of nutrients to reduced phosphorus loading in 12 Danish lakes. **Freshwater Biology** **50**: 1605-1615.
- STAEHR, P.A. & SAND-JENSEN, K. 2006. Seasonal changes in temperature and nutrient control of photosynthesis, respiration and growth of natural phytoplankton communities. **Freshwater Biology** **51**: 249-262.
- STARLING, F. L. R. M. 1989. **Estudo Experimental dos Impactos de Peixes Planctófagos sobre a Comunidade Planctônica e a Qualidade da Água do Lago**

- Paranoá, Brasília, DF.** Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 238p.
- STARLING, F. L. R. M. & ROCHA, A. J. A. 1990. Experimental study of the impacts of planktivorous fishes on plankton community and eutrophication of a tropical Brazilian reservoir. **Hydrobiologia** **200/201**: 581-591.
- STRASKRABA, M. 1999. Limnological differences between deep valley reservoirs and deep lakes. **Int. Rev. Hydrobiol.** **83**, Special Issue: 1-12.
- TALLING, J.F. 1969. The incidence of vertical mixing, and some biological and chemical consequences, in tropical African lakes. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie** **17**:998-1012.
- TALLING, J.F. 2001. Environmental controls on the functioning of shallow tropical lakes. **Hydrobiologia** **458**: 1-8.
- TANG, E.P.Y. TREMBLAY, R. & VINCENT, W.F. 1997. Cyanobacterial dominance of polar freshwater ecosystems: are high-latitude mat-formers adapted to low-temperature? **J. Phycol.** **33**: 171-81.
- TOLEDO, L. G. 1986. **Estudo anual da produção primária do fitoplâncton e dos fatores limnológicos no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil.** Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 96p.
- TÓTH, L.G. & PÁDISAK, J. 1986. Meteorological factors affecting the bloom of *Anabaenopsis raciborskii* Wolosz. (Cyanophyta: Hormogonales) in the shallow Lake Balaton, Hungary. **J. Plankton Res.** **8**: 353-363.
- TOWNSEND, S.A. 2000. Seasonal pattern and inferred phosphorus limitation of phytoplankton biomass in two tropical reservoirs in northern Australia. **Mar. Freshwater Res.** **51**: 91-6.
- TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T., HENRY, R.; ROCHA, O. & HINO, K. 1988. Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: eutrofização e manejo. In: Tundisi, J. G. (ed). **Limnologia e manejo de represas. Série: Monografias em Limnologia. Vol. 1**, T. 1. P165-204.

- TUNDISI, J. G. 1999. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. *In*: Henry, R. (ed). **Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. P21-38.
- TSUJIMURA, S. 2003. Application of the frequency of dividing cells technique to estimate the *in situ* growth rate of *Microcystis* (Cyanobacteria). **Freshwater Biology** **48**: 2009-2024.
- UHLMAN, D. 1982. **Hydrobiologie**. G. Fisher. Jena. 301p.
- VAN DE BUND, W.J., ROMO, S., VILLENA, M.J., VALENTÍN, M., VAN DONK, E., VICENTE, E., VAKKILAINEN, K., SVENSSON, M., STEPHEN, D., STÅHL-DELBANCO, A., RUEDA, J., MOSS, B., MIRACLE, M.R., KAIRESALO, T., HANSSON, L.-A., HIETALA, J., GYLLSTRÖM, M., GOMA, J., GARCÍA, P., FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M., FERNÁNDEZ-ALÁEZ, C., FERRIOL, C., COLLINGS, S.E., BÉCARES, E., BALAYLA, D.M. & ALFONSO, T. 2004. Responses of phytoplankton to fish predation and nutrient loading in shallow lakes: a pan-European mesocosm experiment. **Freshwater Biology** **49**: 1608-1618.
- VOLLENWEIDER, R.A. 1968. **Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication**. Technical Report No. DA5/SCI/68.27. OECD. Paris. França.
- VOLLENWEIDER, R.A. & KEREKES, J.J. 1982. The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of OECD program on eutrophication. **Progress Water Technology** **12**: 5-38
- VON SPERLING, M. 1996. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG. Belo Horizonte. 242p.
- VYVERMAN, W. 1996. The Indo-Malaysian North-Australian phycogeographical region revised. **Hydrobiologia** **336(1-3)**: 107-120.

- WEITHOFF, G. 2003. The concepts of 'plant functional types' and 'function diversity' in lake phytoplankton – a new understanding of phytoplankton ecology? **Freshwater Biology** **48**: 1669-1675.
- WETZEL, R.G. 1990. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie** **24**: 6-24..
- WETZEL, R.G. 2001. **Limnology - Lake and River Ecosystems**. 3ed. Academic. Press. USA. 1006p.
- WETZEL, R. G. & LIKENS, G. E. 1991. **Limnological Analyses**. 2nd Ed. Springer-Verlag. New York. 391p.
- WIENER, N. 1948. **Cybernetics**. Cambridge. Mass. MIT Press.
- YOSHIYAMA, K. & SHARP, J.H. 2006. Phytoplankton response to nutrient enrichment in an urbanized estuary: Apparent inhibition of primary production by overeutrophication. **Limnology and Oceanography** **51(1)**:424-434
- ZAR, J.H. 1999. **Biostatistical analysis**. 4th Ed. Prentice-Hall. New Jersey. 663p.