



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

**MODELOS QUALITATIVOS DE SIMULAÇÃO SOBRE A DINÂMICA DO
PLÂNCTON EM DIFERENTES ESTADOS DE TROFIA NO LAGO PARANOÁ, DF**

Ana Carolina Gomes Corrêa

Brasília – DF
2011



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

MODELOS QUALITATIVOS DE SIMULAÇÃO SOBRE A DINÂMICA DO PLÂNCTON EM DIFERENTES ESTADOS DE TROFIA NO LAGO PARANOÁ, DF

Ana Carolina Gomes Corrêa

Dissertação apresentada ao Programa de Pós
Graduação em Ecologia da Universidade de
Brasília, como requisito à obtenção do título de
Mestre em Ecologia.

Orientador: Paulo Sérgio Bretas de Almeida Salles
Co-orientadora: Claudia Padovesi Fonseca

Brasília – DF
Julho, 2011

TERMO DE APROVAÇÃO

Ana Carolina Gomes Corrêa

**Modelos Qualitativos de Simulação sobre a Dinâmica do
Plâncton em Diferentes Estados de Trofia no Lago Paranoá, DF**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós
Graduação em Ecologia da Universidade de
Brasília, como requisito à obtenção do título de
Mestre em Ecologia.

Prof. Dr. Paulo Sérgio Bretas de Almeida Salles - UnB
(Orientador)

Prof^a. Dr^a. Lourdes Maria Abdu Elmoor Loureiro - UCB
(Membro Titular)

Prof. Dr. Carlos Hiroo Saito – UnB
(Membro Titular)

Prof. Dr. Carlos Henke de Oliveira- UnB
(Suplente)

Brasília – DF
Julho, 2011

Ao Vovô (*in memoriam*), Mãe, Pai e Irmão

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Dr. Paulo Sérgio Bretas de Almeida Salles pela confiança, oportunidade, orientação e apresentação à modelagem.

À Professora Dra. Claudia Padovesi Fonseca pela orientação e auxílio nas atividades de campo.

Aos membros da banca examinadora pela leitura do trabalho, sugestões e contribuições.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES - pela concessão da bolsa de mestrado.

A CAESB pela gentileza em disponibilizar os dados do Lago Paranoá.

À turma de Limnologia Regional (2º/2009) pelo auxílio nas atividades de campo.

Ao Gustavo Figueiredo Marques Leite pelo auxílio na construção dos modelos.

Ao Francisco Diogo Rocha Sousa, pelo auxílio em campo e no mapa e pela amizade.

A Cristina Arantes Miranda pelo auxílio na taxonomia do fitoplâncton.

A Elisa Araújo Cunha Carvalho Alvim pelo incentivo, auxílio, leitura da dissertação e boas risadas no laboratório de Limnologia.

À Dra. Luciana de Mendonça Galvão pelo incentivo, orientação (desde a graduação), idéias, referências bibliográficas e amizade.

À Dra. Bárbara Medeiros Fonseca, pelo incentivo e referências bibliográficas.

A Nathália Lima de Araújo e ao Charles Dayler da Silva de Almeida pelo auxílio nas imagens de satélite do Lago Paranoá.

Aos meus pais (Dolice e Pedro) pelo amor, incentivo e financiamento.

Ao meu irmão, João Pedro, pelo amor, cumplicidade e auxílio nas tabelas e figuras.

Às amigas, Elisa, Gabú, Izabelly, Nádia, Nath e Sheila, pelo aprendizado, apoio e amizade.

A todos que, de alguma maneira, contribuíram e auxiliaram na realização desse trabalho.

Muito obrigada!

*“A vida só pode ser compreendida
olhando-se para trás; mas só pode ser
vivida olhando-se para frente.”*

Soren Kierkegaard

SUMÁRIO	VII
RESUMO	X
ABSTRACT	XI
INTRODUÇÃO.....	1
Questões.....	3
Objetivos.....	3
Estrutura da Dissertação	4
1. DINÂMICA DO PLÂNCTON: VARIAÇÕES RELACIONADAS A GRAUS DE TROFIA.....	5
1.1. O PLÂNCTON E A QUALIDADE DA ÁGUA.....	5
1.1.1. A Comunidade Planctônica	5
1.1.1.1. Fitoplâncton	6
1.1.1.2. Zooplâncton	8
1.1.1.3. Interação Fito-Zooplâncton	9
1.1.2. Variação Planctônica em Relação aos Graus de Trofia: Os Modelos Propostos	11
1.2. ESTUDO DE CASO: O LAGO PARANOÁ	12
1.2.1. Área de Estudo.....	12
1.2.2. A Comunidade Planctônica e a Qualidade da Água do Lago Paranoá.....	15
1.3. A MODELAGEM ECOLÓGICA.....	20
1.3.1. Modelos e o Ecossistema Aquático Lêntico	23
1.3.2. Modelos Baseados em Raciocínio Qualitativo	24
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	26
2.1. COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DO LAGO PARANOÁ	26
2.1.1. Amostragem	26
2.1.1.1. Variáveis Abióticas e Clorofila-a	26
2.1.1.2. Comunidade Zooplanctônica.....	27
2.1.2. Análises dos Dados.....	27
2.2. CONSTRUÇÃO DOS MODELOS QUALITATIVOS PROPOSTOS.....	27
2.2.1. A Teoria Qualitativa dos Processos	28
2.2.1.1. Os Elementos dos Modelos Qualitativos.....	28
2.2.1.2. Influências e Proporcionalidades Qualitativas.....	29

2.2.2. Etapas para a Construção de Modelos Qualitativos	29
2.3. VALIDAÇÃO DOS MODELOS	32
2.3.1. Procedimento de Validação	32
2.3.2. Dados do Lago Paranoá: Uma Série Histórica	32
2.3.2.1. Dados Provenientes de Trabalhos Realizados no Lago Paranoá	32
2.3.2.2. Dados Fornecidos pela CAESB	33
2.3.3. Análise dos Dados	33
2.3.4. Análises Estatísticas	34
3. RESULTADOS	35
3.1. ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DO LAGO PARANOÁ.....	35
3.1.1. Comunidade Zooplanctônica	35
3.2. MODELOS QUALITATIVOS SOBRE A DINÂMICA DO PLÂNCTON EM DIFERENTES GRAUS DE TROFIA	35
3.2.1. A Estrutura dos Modelos Qualitativos.....	35
3.2.1.1. A Dinâmica do Plâncton	36
3.2.1.2. Fito e Zooplâncton	37
3.2.1.3. Fatores abióticos	38
3.2.1.4. Agentes	40
3.2.2. Os Modelos Qualitativos Propostos	41
3.2.3. Mapa Conceitual	41
3.2.4. Entidades, Agentes, Configurações, Quantidades e Espaços Quantitativos.....	42
3.2.5. Fragmentos de Modelo	45
3.2.6. Cenários	52
3.2.6.1. Simples	58
3.2.6.2. Complexos.....	60
3.2.7. Simulações.....	64
3.2.7.1. Simulações Provenientes de Cenários Simples	64
3.2.7.2. Simulações Provenientes de Cenários Complexos	68
3.3. VALIDAÇÃO	77
3.3.1. Análise dos dados do Lago Paranoá	77
3.3.2. Comparação dos Dados com os Resultados das Simulações.....	81
4. DISCUSSÃO.....	83
CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	91
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	93

APÊNDICES	106
ANEXOS	118

A comunidade planctônica é um importante componente dos ecossistemas aquáticos lênticos e sua estruturação ocorre a partir das interações entre seus próprios membros e com diferentes comunidades, além das relações estabelecidas entre todas e o ambiente. Tendo em vista esses aspectos, o objetivo deste trabalho foi desenvolver modelos qualitativos que explicam como algumas dessas relações e as variações tróficas influenciam na dinâmica das comunidades planctônicas. Os modelos qualitativos construídos expressam as relações de causalidade entre os componentes do sistema usando a linguagem de modelagem oferecida pela Teoria Qualitativa dos Processos, uma das mais importantes abordagens em Raciocínio Qualitativo, uma área de pesquisa e desenvolvimento da Inteligência Artificial. A estrutura do sistema e as relações de causalidade entre seus componentes determinam a dinâmica das comunidades planctônicas como resultado da interação com vários fatores naturais e ações antropogênicas. A validação do modelo foi realizada com uma série histórica de dados sobre o Lago Paranoá (Brasília, DF). As simulações geradas apresentaram respostas satisfatórias e condizentes com o observado no sistema natural. Além disso, mostraram como ocorre a variação das comunidades planctônicas em diferentes estados de trofia de um reservatório, evidenciando o potencial dos modelos qualitativos para dar suporte a elucidação de problemas e gerar previsões sobre o comportamento do sistema representado pela comunidade planctônica.

Palavras-chave: Raciocínio Qualitativo, Lago Paranoá, graus de trofia, fitoplâncton, zooplâncton.

The plankton community is an important component of lentic aquatic ecosystems and its structure depends on the interactions involving its own elements and interactions with different communities, as well as on relations established between them and the environment. Considering these aspects, the objective of the work described here was to develop qualitative models that explain how these relationships and trophic changes influence the dynamics of planktonic communities. Qualitative models express the cause-effect relations among the system components using the modeling language provided by the Qualitative Process Theory, one of the most important approaches in Qualitative Reasoning, a research and development area of Artificial Intelligence. The structure of the system and the causal relations among its components determine the dynamics of planktonic communities as a result of the interaction with several natural and anthropogenic factors. Model validation was done with a historical series of data from the Paranoá Lake (Brasília, DF). The simulations showed satisfactory responses and in accordance with observations in the natural system. Furthermore, they demonstrated the variation of planktonic communities in different trophic states of a reservoir. This work shows the potential of qualitative models to elucidate problems and to generate predictions about the planktonic community system behavior.

Key words: Qualitative Reasoning, Paranoá Lake, trophic status, phytoplankton, zooplankton.

As atividades antrópicas e o crescimento demográfico acelerado alteraram de forma significativa os processos hidrológicos naturais em todo o planeta. Hoje, questões relacionadas com a quantidade e a qualidade da água doce, como escassez e poluição, têm se tornado graves em muitas regiões do mundo, e são frutos de mudanças ambientais somadas a gestão ineficiente (Samson e Charrier, 1997). Torna-se, portanto, imperativo desenvolver estudos que contribuam para a gestão da água, de modo a garantir sua quantidade e qualidade.

Por muito tempo, as avaliações da qualidade da água ocorriam, somente, por meio de dados físicos e químicos, desconsiderando-se a biota local. Entretanto, esses registros são avaliações apenas momentâneas do ambiente, enquanto parâmetros biológicos podem fornecer um histórico do ecossistema, tornando-se indicadores de grande relevância para a compreensão da evolução temporal das condições do corpo hídrico (Karr, 1999).

O funcionamento de um ecossistema lântico apresenta uma grande relação com as comunidades planctônicas, isso por que o fitoplâncton constitui a maior porção autotrófica de um ambiente aquático e o zooplâncton é o elo entre os produtores primários e os níveis tróficos subsequentes (Townsend *et al.*, 2010).

A biota aquática constitui um importante componente dos ecossistemas em que se encontram. O entendimento da estrutura e de variações das comunidades é fundamental para a compreensão do funcionamento e dos mecanismos de controle de um ambiente aquático, uma vez que estes são formados por interações entre a biota e fatores físicos e químicos (Agostinho *et al.*, 2005). Sendo assim, o conhecimento das propriedades físicas, químicas e biológicas de um ecossistema aquático, somado ao entendimento dos mecanismos de seu funcionamento, constituem importante ferramenta para o gerenciamento dos recursos hídricos (Straskraba e Tundisi, 2000).

Todavia, além da compreensão de fatores limnológicos, faz-se necessário promover estudos estratégicos sobre os recursos hídricos, integrando todos os contextos a eles relacionados, que englobam aspectos energéticos, econômicos, ambientais, sociais e culturais. Tais estudos irão facilitar a compreensão da dinâmica dos ambientes aquáticos, além de promover visões e cenários de longo prazo que podem ser eficientes e estimular a gestão adequada dos ecossistemas aquáticos (Tundisi, 2008).

Nesse contexto, o uso de modelos pode ser muito útil, porque permitem representar a realidade de maneira formal e simplificada, isolando fatores mais relevantes e tornando sistemas complexos acessíveis às ferramentas de análise disponíveis. Modelos de simulação

são ainda mais interessantes, na medida em que permitem manipular parâmetros que muitas vezes não poderiam ser modificados em condições reais, e investigar as conseqüências de ações humanas ou de condições ambientais sobre a dinâmica do sistema (Haefner, 2005).

Entretanto, os modelos existentes sobre ecossistemas aquáticos são, em sua maioria, modelos matemáticos (Jørgensen e Bendoricchio, 2001), que dependem de dados numéricos de boa qualidade, nem sempre disponíveis. Além disso, embora a representação matemática tenha grande importância para a realização de previsões acuradas e para o monitoramento de sistemas hídricos, modelos matemáticos representam conhecimentos fortemente agregados, não permitem identificar, com clareza, os objetos envolvidos no sistema, e não mostram explicitamente as relações de causalidade capazes de justificar o comportamento do sistema modelado. Nessas condições, em geral tais modelos pouco contribuem para aumentar a compreensão que gestores e o público em geral têm dos problemas envolvidos na gestão dos recursos hídricos.

Até o momento, modelos matemáticos de simulação têm sido a forma mais comum de formalizar conhecimentos ecológicos. Entretanto, técnicas desenvolvidas na área de Inteligência Artificial podem ser úteis para o desenvolvimento de teorias ecológicas a partir da (i) organização de bases de conhecimentos compostas de conhecimentos qualitativos e quantitativos, compatíveis com métodos de computação; (ii) rápida avaliação de pressupostos, hipóteses ou outras idéias em contextos teóricos; e (iii) determinação das conseqüências e da consistência lógica de longas e complexas cadeias de raciocínio ecológico (Rykiel, 1989).

O Raciocínio Qualitativo (RQ) é uma área da Inteligência Artificial que cria representações para as propriedades contínuas do mundo, com o objetivo de dar suporte ao raciocínio automatizado com pouca informação (Forbus, 1984). Destaca-se o fato de que modelos qualitativos podem ser construídos sem que se use nenhum dado numérico. Modelos baseados em RQ têm produzido resultados interessantes para a compreensão de fenômenos ligados aos recursos hídricos (por exemplo, Tullos e Neumann, 2005; Salles *et al.*, 2006; Nakova *et al.*, 2009; Zitek *et al.*, 2009; Araújo *et al.*, 2008). A modelagem qualitativa contribui para o estabelecimento de relações de causalidade entre os diversos fatores envolvidos em processos que ocorrem no ambiente. Desse modo, contribui para melhorar o entendimento do funcionamento de sistemas hídricos, mesmo na ausência de dados numéricos exatos (Struss, 1997). Sendo assim, modelos baseados em raciocínio qualitativo são úteis para aumentar a capacidade de fazer predições e de gerar explicações sobre o comportamento dos sistemas, que podem ser proveitosas na gestão de ecossistemas aquáticos (Salles *et al.*, 2006).

O trabalho aqui descrito teve por finalidade a construção de modelos conceituais, baseados no raciocínio qualitativo, capazes de expressar a causalidade e, desse modo,

justificar alterações observadas na comunidade por meio das variações dos fatores bióticos e abióticos atuantes no ecossistema. Uma vez que, os métodos de pesquisa utilizados na atualidade não conseguem estabelecer, com clareza, as relações de causa e efeito responsáveis por alterações na comunidade biológica dos ecossistemas aquáticos, cujo conhecimento teria grande importância, assim, o uso de modelos qualitativos apresentam grande valia para a elucidação dessas relações, trazendo relevante contribuição na gestão dos recursos hídricos.

Questões

Os modelos qualitativos construídos, para descrever alterações observadas em comunidades aquáticas, devem ser capazes de responder as seguintes questões:

- i. Quais os efeitos de fatores abióticos como: mistura, temperatura, matéria orgânica, transparência, vazão e nutrientes sobre as comunidades planctônicas?
- ii. Quais fatores são determinantes para a mudança na estrutura e composição do plâncton?
- iii. Quais as consequências das ações antrópicas sobre a comunidade planctônica?

Ao responder essas questões os modelos propostos neste trabalho servirão para aumentar a compreensão de estudantes, gestores e membros de comitês de bacias hidrográficas a respeito da dinâmica das comunidades planctônicas, além de explicar, gerar previsões e avaliar as alternativas mais cabíveis em situações diversas para a prevenção de alterações na qualidade da água. Deste modo, as respostas geradas pelo modelo podem servir como ferramenta na gestão de recursos hídricos.

Objetivos

O objetivo do trabalho é desenvolver modelos qualitativos capazes de explicar como as relações tróficas e as influências de variáveis físicas e químicas, nas águas de um lago tropical, determinam variações de tamanho nos principais grupos funcionais, conforme indicam dados coletados por mais de 40 anos.

Os objetivos específicos do trabalho são:

- i. Modelar a dinâmica temporal do plâncton de um ecossistema lântico, em diferentes graus de trofia.
- ii. Validar os modelos qualitativos com dados numéricos sobre a comunidade planctônica do Lago Paranoá, DF, em uma escala temporal que compreende o período de 1965 a 2009.

Estrutura da Dissertação

A dissertação possui quatro seções - 1. Dinâmica do Plâncton: Variações Relacionadas a Graus de Trofia, 2. Material e Métodos, 3. Resultados e 4. Discussão - que comportam os elementos relevantes ao tema proposto. Cada uma dessas seções apresenta subdivisões descritas abaixo.

A primeira seção aborda a problemática dos fatores que atuam na estrutura e composição da comunidade planctônica e a importância desta para o funcionamento dos ecossistemas lênticos. Apresenta-se o Lago Paranoá como estudo de caso, escolhido por ter sido objeto de uma série de estudos, desde sua construção, que acompanham as diversas alterações na qualidade da água, refletida na comunidade planctônica. Além disso, essa divisão traz aspectos da modelagem e sua importância na elucidação de problemas ecológicos, e apresenta a modelagem qualitativa - abordagem que será usada para o desenvolvimento dos modelos propostos.

A parte metodológica do trabalho é composta de três subdivisões. Primeiro é a apresentada a metodologia adotada para coletas, identificação e comparação entre as amostras da comunidade planctônica do Lago Paranoá, coletadas ao longo do tempo. Em seguida, discute-se a metodologia para a construção de modelos qualitativos. Por fim, são apresentados os meios para a validação dos modelos qualitativos propostos, a partir de dados numéricos.

Os resultados do trabalho são apresentados na seção 3. Inicialmente são apresentados os resultados das coletas realizadas em 2009 no Lago Paranoá, bem como a comparação da comunidade atual com dois períodos anteriores do reservatório. Em seguida, os modelos qualitativos sobre a dinâmica do plâncton em diferentes estados de trofia são descritos, sendo também, apresentado os resultados das simulações realizadas. Por fim a validação dos modelos qualitativos, a partir da comparação dos dados quantitativos com os resultados produzidos pelos modelos, é apresentada.

A seção 4 traz a discussão de todos os resultados da dissertação, retomando a problemática ecológica existente e a contribuição dos modelos construídos para a elucidação desta.

Por fim, são apresentadas as principais conclusões da dissertação, as recomendações e as perspectivas de trabalho acerca do tema contido na dissertação.

1. DINÂMICA DO PLÂNCTON: VARIAÇÕES RELACIONADAS A GRAUS DE TROFIA

1.1. O PLÂNCTON E A QUALIDADE DA ÁGUA

Diversos ecossistemas dulcícolas encontram-se alterados, principalmente devido a atividades antrópicas como descargas de esgotos domésticos e industriais de centros urbanos e poluição difusa originada em regiões agrícolas. Ao causar o enriquecimento artificial desses ecossistemas, essas mudanças prejudicam a qualidade e a disponibilidade da água.

Nos ambientes aquáticos continentais, alterações de ordem qualitativa e/ou quantitativa na estrutura das comunidades bióticas podem ter importante significado para os diversos componentes do ecossistema (Branco e Cavalcanti, 1999), uma vez que a biota aquática apresenta respostas aos estímulos presentes no ambiente. Entre as alterações ambientais provocadas por atividades antrópicas, observam-se mudanças na estrutura e composição das comunidades ecológicas, além da perda da biodiversidade (Hooper *et al.*, 2005).

Além disso, a diversidade de espécies das comunidades aquáticas é função da interação de fatores como competição, predação, tamanho e diversidade de hábitat e estabilidade ambiental (Krebs, 1984). Sendo assim, a diversidade está, em geral, diretamente relacionada com a estabilidade da comunidade ou com a complexidade da teia alimentar, e inversamente relacionada ao grau de alteração do ecossistema (Margalef, 1983). Portanto, alterações no grau de trofia dos corpos d'água afetam a composição específica das comunidades aquáticas, por meio de alterações de natureza química e física da água; assim, podem existir diferentes comunidades associadas a diferentes condições tróficas (Rocha *et al.*, 1995; Matsumura-Tundisi e Tundisi, 2005).

A análise da estrutura das comunidades planctônicas e o estudo em séries de longa duração constituem contribuição fundamental para o conhecimento da ecologia, evolução da qualidade da água e base para construção de modelos preditivos sobre o comportamento do sistema. Contribui para o planejamento de usos múltiplos dos ecossistemas lênticos (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2003), uma vez que flutuações na composição e diversidade de comunidades planctônicas podem ser usadas como indicador de mudanças das condições trófico-dinâmicas do ecossistema aquático e contribuir com aspectos preditivos em relação às possíveis mudanças do meio (Huszar, 2000).

1.1.1. A Comunidade Planctônica

O plâncton é constituído por organismos vivos que não possuem movimentos próprios suficientes para vencer as correntes na massa de água onde vivem. Segundo a classificação por

nutrição, o plâncton pode ser dividido em fitoplâncton, seres autotróficos, e zooplâncton, organismos heterotróficos.

O fitoplâncton é o principal produtor primário dos ecossistemas lênticos; dele depende, direta ou indiretamente, a sobrevivência da maioria dos organismos que habitam esses ambientes, uma vez que ele é o elo primordial do fluxo de energia ao longo das teias alimentares (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008). A comunidade zooplancônica é componente importante dos sistemas aquáticos por constituir a chave do funcionamento desses ecossistemas, uma vez que fazem a ligação entre a ciclagem de nutrientes e o fluxo de energia dos produtores primários até os consumidores de topo de cadeia (Pinto-Coelho *et al.*, 1988; Santos *et al.*, 2006; Santos-Wisniewski *et al.*, 2006).

O Brasil apresenta, em suas águas continentais, grande diversidade. Sua riqueza contribui com 25% das espécies de Algas e Rotífera e 20% das espécies de Cladocera (Branchiopoda) do mundo (Agostinho, *et al.* 2005), todavia, não sendo toda a riqueza representado por organismos planctônicos. O plâncton apresenta variações, em sua composição, abundância e distribuição, de acordo com o ambiente e dependem de adaptações às características abióticas (temperatura, luz, oxigênio dissolvido, concentração de nutrientes) e bióticas (predadores, parasitas, competidores) (Sipaúba-Tavares e Rocha, 2001).

Fatores que controlam a estrutura da comunidade em lagos podem ser separados em processos *bottom-up*, associados com a química da água do lago (disponibilidade de nutrientes, pH), e processos *top-down*, associados a interações entre espécies (herbivoria, competição) (Carpenter *et al.*, 1985).

A relação entre esses processos varia espacialmente (diferentes lagos) e temporalmente (sazonal e ao longo de décadas). As interações climáticas, a paisagem, os usos da bacia, a imigração de espécies são exemplos de fatores que afetam esses processos. Portanto, é importante identificar qual o fator dominante no controle da estrutura das comunidades, e verificar se as comunidades do lago estão respondendo primariamente a processos que ocorrem no próprio lago (tais como interações entre espécies), ou a processos provenientes do exterior do lago, como a variabilidade climática e a perturbações na bacia hidrográfica (Anderson *et al.*, 2008).

1.1.1.1. Fitoplâncton

O fitoplâncton é constituído por um grupo polifilético de organismos fotossintéticos unicelulares ou coloniais que habitam os sistemas aquáticos, apresentando grande variedade de tamanho e formas.

Esse grupo é constituído por uma associação de Cyanophyta (algas azuis), Chlorophyta (algas verdes), Pyrophytas (algas marrons) e Chrysophyta (diatomáceas). As células das algas planctônicas variam 1 a 250µm, sendo que a maioria é inferior a 30µm. Quando formam colônias, podem chegar a alguns milímetros de tamanho (Porter, 1977). Dentro desse grupo destacam-se as Cyanophyta devido ao grande interesse ecológico, evolutivo e bioquímico, que despertam na comunidade científica (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008).

Em reservatórios, a composição, os valores de biomassa e a produtividade fitoplanctônica são influenciados por uma complexa interação entre fatores físicos, químicos e biológicos. O conjunto de fatores que controlam a comunidade está fortemente sujeito à ação dos pulsos produzidos nesse sistema (Straskraba e Tundisi, 1999).

O tamanho da comunidade fitoplanctônica, em qualquer lugar e tempo, depende da taxa de reprodução dos indivíduos – o que é influenciado pela intensidade de luz, transparência da água, quantidade e disponibilidade de elementos essenciais para a fotossíntese e o crescimento – e da taxa de remoção desses indivíduos devido à morte natural, consumo por predadores ou transporte pelas correntes de água (Sipaúba-Tavares e Rocha, 2001).

A eutrofização afeta a estrutura do fitoplâncton, resultando, às vezes, na perda de diversidade local, devido à explosão de poucas espécies que apresentam alta abundância. Dessa forma, a composição e distribuição do fitoplâncton e suas florações estão entre os fatores importantes que afetam o funcionamento dos ambientes aquáticos (Crossetti e Bicudo, 2005). Em ambientes tropicais, as cianobactérias podem representar uma parte importante da comunidade fitoplanctônica nos sistemas não eutróficos e, eventualmente, uma cianobactéria se torna a única espécie da comunidade (Reynolds *et al.*, 1987; Crossetti e Bicudo, 2005; Borges, 2006; Crossetti *et al.*, 2008). Esta seria, provavelmente, a manifestação final da hipereutrofia de reservatórios (Bouvy, *et al.*, 2000; Crossetti *et al.*, 2008).

O sucesso de cianobactérias em reservatórios é resultado de uma série de fatores, que incluem sua capacidade de estocar nutrientes, tolerar baixas razões NT/PT e regular sua posição na coluna de água em condições de estratificação, devido à presença de bainha mucilaginosa e aerótopos. Além das mínimas perdas por sedimentação, sua dominância é favorecida por seu baixo valor como recurso alimentar, devido ao grande tamanho de suas colônias e potencial toxicidade (Bouvy, *et al.*, 2000; Calijuri *et al.*, 2002; Ferrão-Filho *et al.*, 2002; Panosso *et al.*, 2003).

Infelizmente, a incidência de florações de cianobactérias tóxicas tem ocorrido com frequência cada vez maior em ecossistemas lênticos (Reynolds, *et al.*, 1987; Becker, *et al.*, 2004; Panosso *et al.*, 2008). Tais florações podem causar uma série de problemas à qualidade

de água, aos recursos pesqueiros e à saúde humana, devido a distintas toxinas que podem ser produzidas por esse grupo, – hepatotoxinas, neurotoxinas – que apresentam composição química e ação distinta de acordo com a espécie que as produzem (Bouvy, *et al.*, 2000; Brandão e Domingos, 2006).

1.1.1.2. Zooplâncton

O zooplâncton de água doce é constituído, principalmente, por Rotifera e Crustacea (microcrustáceos), sendo este representado pelos grupos Cladocera e Copepoda.

Rotifera são um componente importante e freqüente nos diferentes corpos d'água. A maior parte desses organismos tem de 0,1 a 1mm de comprimento. Apresenta reprodução, em geral, partenogenética, sendo raros os machos (Ruppert *et al.*, 2005). Destacam-se por serem organismos oportunistas, com altas taxas de consumo e assimilação de uma ampla variedade de recursos alimentares, o que lhes possibilita colonizar até mesmo os ambientes mais instáveis (Allan, 1976).

Cladocera são pequenos crustáceos da classe Branchiopoda, tendo, na sua maioria, tamanho entre 0,2 e 3,0mm. Locomovem-se pelas antenas a partir de saltos e usam as patas para a captura do alimento. Apresenta reprodução partenogenética, todavia em condições extremas esse tipo de reprodução pode ser interrompida, sendo então produzidos machos para que haja reprodução sexuada (Elmoor-Loureiro, 1997).

Pertencentes a classe Maxillopoda, os Copepoda possuem reprodução essencialmente sexuada, sendo os machos menores que as fêmeas. Os ovos são mantidos presos ao abdômen por sacos ovígeros, e, a partir desses ovos, desenvolvem-se larvas que sofrem cinco ou seis mudas. Em seguida, as larvas atingem o estágio de juvenil (copepodito), que passa por seis etapas até atingir a fase adulta. Durante os estágios de desenvolvimento, os Copepoda sofrem gradual metamorfose (Gilbert e Williamson, 1983; Barnes, 2005). A maior parte das espécies planctônicas alimenta-se, predominantemente, de algas planctônicas, constituindo assim um importante elo do ecossistema aquático (Ruppert, *et al.*, 2005).

Dentre esses três principais grupos pertencentes ao zooplâncton, os Rotifera se destacam como o grupo mais diverso e abundante em reservatórios do Brasil. Os Cladocera apresentam variação de riqueza e abundância de acordo com a qualidade da água em que vivem. Os Copepoda apresentam dominância em ambientes oligotróficos (Rocha, *et al.*, 1995).

Dessa forma, a estruturação da comunidade zooplanctônica é resultante dos processos de colonização e de seleção de espécies, principalmente em ecossistemas lênticos. A dinâmica de suas populações envolve complexas interações entre fatores bióticos e abióticos, tais como temperatura, pH, densidade, matéria orgânica e composição do fitoplâncton (Pinto-Coelho *et*

al., 1988; Rodríguez e Matsumura-Tundisi, 2000; Sarma *et al.*, 2002; Sipaúba-Tavares e Bachion, 2002; Bunioto e Arcifa, 2005; Santos *et al.*, 2006).

Vários estudos têm demonstrado as alterações da comunidade zooplanctônica ao longo do tempo em reservatórios brasileiros (Branco e Senna, 1996; Sendacz e Kubo, 1999; Pinto-Coelho e Greco, 1999; Matsumura-Tundisi, 1999; Mendonça-Galvão, 2001; Padovesi-Fonseca *et al.*, 2002; Mendonça-Galvão, 2005; Pinto-Coelho, *et al.*, 2005; Nogueira e Matsumura-Tundisi, 1996; Matsumura-Tundisi e Tundisi, 2003; Perbiche-Neves *et al.*, 2007; Sartoni, *et al.*, 2009). Estes evidenciam que, além das alterações na composição e densidade zooplanctônicas, o aumento da biomassa zooplanctônica tem sido freqüentemente associado à variação do estado trófico. Outro efeito do aumento do grau de trofia é a exclusão de algumas espécies (Crossetti, *et al.*, 2008), fenômeno que gera alterações na composição, redução na diversidade e equitabilidade.

Segundo Coelho-Botelho (2003), a eutrofização pode levar ao aumento da oferta de recursos alimentares, que resulta no incremento da biomassa zooplanctônica. Pinto-Coelho e Greco (1999) também relatam aumento considerável na produção secundária devido ao processo de eutrofização. Todavia, em ambientes eutrofizados, o zooplâncton é numericamente dominado por microzooplâncton, com predomínio de Rotífera e náuplios de Copepoda (Matsumura-Tundisi *et al.*, 1990), que são, geralmente, consumidores de alimento particulado, detritos e bactérias.

Sendo assim, espécies zooplanctônicas podem ser usadas como diagnóstico da qualidade da água, uma vez que a composição e a abundância do zooplâncton variam de acordo com o estado trófico ou as condições físicas e químicas da água, determinando assim padrões temporais e espaciais diferenciados (Sipaúba-Tavares e Rocha, 2001).

1.1.1.3. Interação Fito-Zooplâncton

Fatores abióticos, porém, não são os únicos fatores atuantes sobre a comunidade planctônica. A interação entre populações também é importante determinante da estrutura e composição dessa comunidade.

O zooplâncton é composto, predominantemente, por animais filtradores. As dietas desses animais variam de acordo com o tamanho, abundância e digestibilidade do alimento, bem como com a facilidade de encontrá-lo (Macedo e Pinto-Coelho, 2000). As espécies zooplanctônicas se alimentam de uma variedade de partículas, e não somente de uma espécie de alga; isso por que sua alimentação depende da disponibilidade de detritos e da variação sucessional do fitoplâncton, que apresenta grande alteração - de dominância completa para

quase desaparecimento de alguns grupos -, sendo assim, para sobreviver, o zooplâncton tem de se adaptar ao alimento disponível (Nakano *et al.*, 1998).

Para os organismos zooplanctônicos herbívoros, as algas constituem a principal fonte de alimento. Entretanto, a quantidade e qualidade do alimento são fatores importantes e potencialmente limitantes, que podem influenciar no desenvolvimento e na reprodução desses organismos (Pinto-Coelho *et al.*, 1988; Boersma e Kreutzer, 2002; Sipaúba-Tavares e Bachion, 2002; Bunioto e Arcifa, 2005; Santos *et al.*, 2006).

Apesar de as algas verdes constituírem a maior parte da dieta de muitas espécies de zooplâncton herbívoro, em corpos d'água não eutróficos, em termos de biomassa, as cianobactérias são freqüentemente o fitoplâncton de maior disponibilidade para os Cladocera (Alva-Martinez *et al.*, 2007). Todavia as cianobactérias apresentam baixo valor nutricional e são potencialmente tóxicas, o que pode influenciar na dieta e na composição zooplanctônica.

Sendo assim, em todo o mundo, vários experimentos têm sido realizados a fim de elucidar os efeitos de espécies de cianobactérias sobre o zooplâncton (Nandini, 2000; Picard e Lair, 2000; Panosso, *et al.*, 2003; Ferrão-Filho e Azevedo, 2003; Pinto-Coelho *et al.*, 2005; Alva-Martinez *et al.*, 2007). No Brasil, está se consolidando, a partir de observações e estudos laboratoriais, que *Microcystis* (Cyanobacteria) é tóxica para muitas espécies de Cladocera (Ferrão-Filho e Azevedo, 2003).

Estudos mostram que a alimentação com cianobactérias não foi suficientemente danosa para eliminar as espécies de Cladocera que delas se alimentavam. Porém, dieta baseada exclusivamente nesse grupo de alga reduz o crescimento de populações, quando comparada com dieta composta por alga verde - que aumenta as taxas de crescimento populacional do zooplâncton herbívoro (Panosso, *et al.*, 2003; Ferrão-Filho *et al.*, 2005; Picard e Lais, 2000; Pinto-Coelho *et al.*, 2005; Alva-Martinez *et al.*, 2007).

As algas palatáveis estão, geralmente, associadas ao zooplâncton herbívoro de grande porte, uma vez que eles podem discriminar o alimento pelo tamanho, toxicidade e conteúdo nutricional, bem como manipular o alimento a favor de sua ingestão (DeMott, 1995).

Segundo Sommer e Sommer (2006), a diferença de tamanho entre Cladocera e Copepoda é determinante na eficiência de herbivoria de cada um deles. Assim, o controle das comunidades fitoplanctônicas por microcrustáceos deve levar em consideração, principalmente, a concentração e a espécie de alga, bem como a densidade das espécies herbívoras do ecossistema aquático.

A comunidade zooplanctônica pode afetar o fitoplâncton diretamente pelo consumo de células, ou indiretamente por meio da reciclagem de nutrientes (Grigorszky *et al.*, 1998). Porém, o efeito da predação do zooplâncton sobre o fitoplâncton depende de inúmeros

fatores, incluindo a morfologia e fisiologia das algas, bem como a composição do fitoplâncton (Sipaúba-Tavares e Rocha, 2001).

Estudos sobre os efeitos da regulação do fitoplâncton pelo zooplâncton têm apresentado resultados contraditórios (Bernardi e Giussani, 1990). Segundo Sommer e Sommer (2006) inúmeros trabalhos verificaram diminuição da biomassa fitoplanctônica na presença de predadores herbívoros, principalmente de grandes Cladocera. Entretanto, outros autores não consideram a predação realizada pelo zooplâncton um fator controlador, ao contrário, muitos têm relatado fortes correlações positivas entre a biomassa fitoplanctônica e zooplanctônica, fato muitas vezes associado à dominância de cianobactérias. Assim, fica evidente a necessidade de maiores estudos sobre a interação zooplâncton e fitoplâncton, a fim de identificar se o sistema em questão apresenta controle do tipo *top-down* ou *bottom-up*, e elaborar as estratégias para o controle da biomassa algal.

1.1.2. Variação Planctônica em Relação aos Graus de Trofia: Os Modelos Propostos

Como visto, a estruturação da comunidade ocorre tanto a partir das interações entre os organismos que as compõem, como por meio das relações estabelecidas entre a comunidade e o ambiente. Tais relações de dependência entre os diversos componentes das comunidades são fundamentais e seu estudo permite caracterizar as principais funções dos componentes e compreender seu papel na determinação da estrutura do sistema.

O estudo da dinâmica do plâncton resulta em informações sobre a qualidade da água de um lago ou reservatório, uma vez que as comunidades planctônicas são uma das chaves do funcionamento de um ecossistema lântico e que a estruturação dessas comunidades são funções das suas interações com o componente biótico e abiótico do sistema.

Desse modo, a partir do conhecimento adequado dos processos que atuam no funcionamento dos ecossistemas lânticos, e na sucessão e distribuição espacial do plâncton, é possível prever, até certo ponto, a ocorrência de espécies e suas prováveis estratégias. Esse conhecimento pode ser útil também para estabelecer diretrizes para intervenções, visando o controle da biomassa, a distribuição espacial da comunidade fitoplanctônica e, ainda, otimizar o uso dos recursos biológicos e melhorar a qualidade da água (Straskraba e Tundisi, 1999).

A modelagem pode ser usada para explicar o funcionamento de sistemas lânticos, uma vez que busca capturar conhecimentos básicos sobre o sistema observado. Muitas vezes, o principal objetivo a ser atingido não é a construção de um modelo preciso, capaz de dar respostas detalhadas, mas sim aumentar o entendimento do comportamento global do sistema modelado. Nestes casos, é importante representar corretamente a base conceitual que explica a estrutura e o funcionamento do sistema (Araújo, 2005).

Modelos conceituais qualitativos são de grande valia para a organização e a compreensão de sistemas físicos, biológicos ou sociais, uma vez que aumentam o conhecimento sobre os sistemas de interesse, auxiliam na definição de problemas e podem prever cenários (Bredeweg *et al.*, 2008). Esses resultados são possíveis por que esses modelos ampliam os elementos necessários para a análise do sistema, pela segmentação de fenômenos complexos em relações mais simples, tornando possível discriminar situações e processos envolvidos no funcionamento do sistema e facilitando a identificação das relações de causa e efeito, capazes de justificar predições, mesmo na ausência de dados numéricos (Araújo, 2005).

Tendo em vista que a modelagem é capaz de capturar aspectos e processos fundamentais do ecossistema, auxiliando no entendimento das relações existentes entre componentes bióticos e abióticos, e que, de acordo com Tundisi (1999), reservatórios são identificados como uma rede complexa entre organismos e o ambiente físico-químico, que gera um estado de equilíbrio dinâmico em função de forças climatológicas, de ações da bacia e de operações sobre esse corpo d'água, o objetivo do trabalho aqui descrito é modelar a estrutura e o comportamento do plâncton em diferentes graus de trofia.

Na seção seguinte, o Lago Paranoá, um reservatório urbano, que ao longo de sua história apresenta variação da qualidade da água e, por consequência, alterações na estrutura planctônica, será apresentado como estudo de caso. Com base em um grande número de estudos que acompanharam as fases tróficas do Lago Paranoá, construímos modelos conceituais qualitativos, que buscam demonstrar como operam as relações de causalidade no funcionamento deste reservatório.

1.2. ESTUDO DE CASO: O LAGO PARANOÁ

1.2.1. Área de Estudo

Localizado no Centro-Oeste brasileiro e pertencente à grande bacia hidrográfica do Paraná, o Lago Paranoá (15° 48'S, 47° 47'W) é reservatório urbano, extenso e relativamente raso (37,50km² de área, volume de 498,6 x 10⁶m³ e profundidade média de 12,40m), que possui uma região central e quatro braços principais (Figura 1) (Tabela 1).

O clima da região, segundo a classificação Köppen, é classificado como tropical savana (Aw), apresentando duas estações bem definidas: um inverno seco e frio (maio a setembro) e verão chuvoso e quente (outubro a abril).

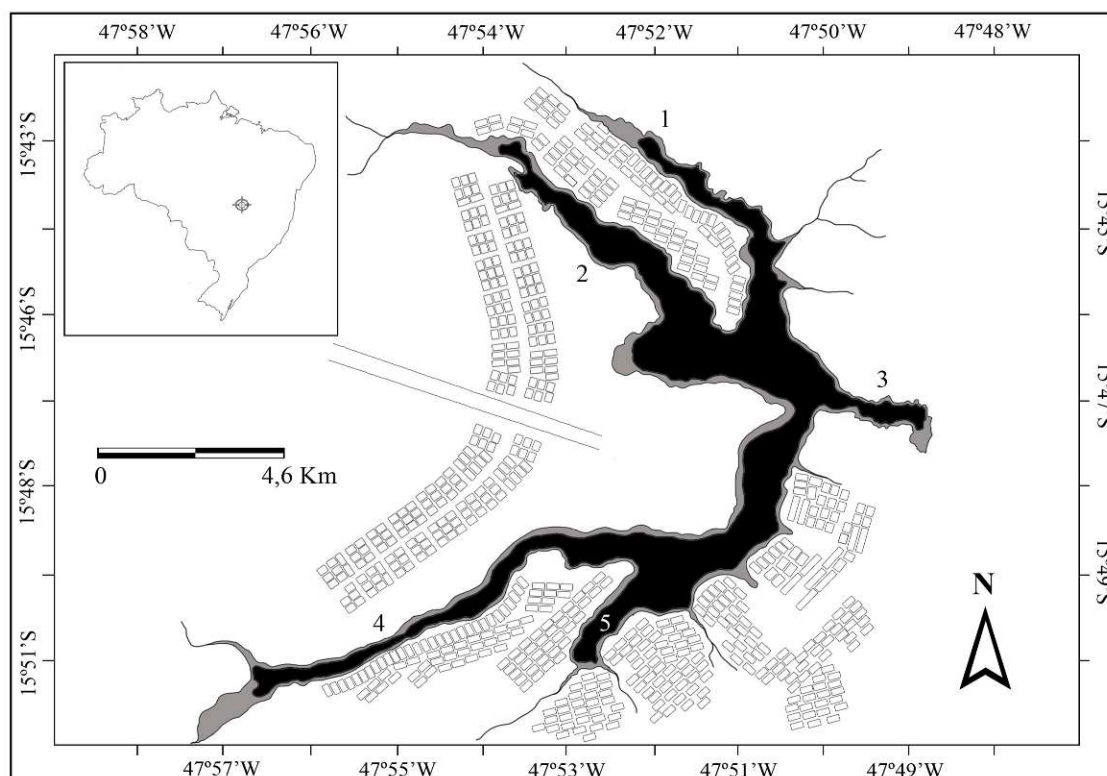


Figura 1 – Mapa do Lago Paranoá – DF. 1 – Braço do Ribeirão do Torto; 2 – Braço do Bananal; 3 – Regiões Central (Braço do Paranoá); 4 – Braço do Riacho Fundo; 5 – Braço do Gama.

Tabela 1 - Características gerais do Lago Paranoá – DF, dados morfométricos, e climatológicos. Dados retirados de Ferrante, *et al.* (2001).

Variáveis	Valores
Bacia de drenagem	1034,07 km ²
Área superficial	37,50 km ²
Volume total	498x10 ⁶ m ³
Profundidade média	12,40 m
Profundidade máxima	38,00 m
Altitude	1000,00 m
Comprimento	40,00 km
Largura máxima	5,00 km
Vazão média afluente dos principais cursos d'água	11,29 m ³ /s
Vazão média efluente	19,80 m ³ /s
Precipitação média histórica	1295,80 mm
Temperatura média do ar	18 a 22 °C

Os objetivos da construção do Lago Paranoá, no Distrito Federal, foram aumentar a umidade em suas proximidades, fornecer energia elétrica em caráter emergencial, a composição paisagística, além de garantir os usos múltiplos da água – lazer, turismo, pesca – para a população; todavia, sempre foi usado para o despejo de efluentes (Fonseca, 2001).

O represamento do Rio Paranoá teve início no final de 1956. O enchimento do reservatório iniciou-se em 1959, formando-se o Lago com seus quatro braços, que são frutos

dos antigos vales dos tributários Bananal e Torto ao norte e Riacho Fundo e Gama ao sul. Estas unidades hidrográficas, juntamente com o Lago, formam a bacia do Lago Paranoá (Figura 2).

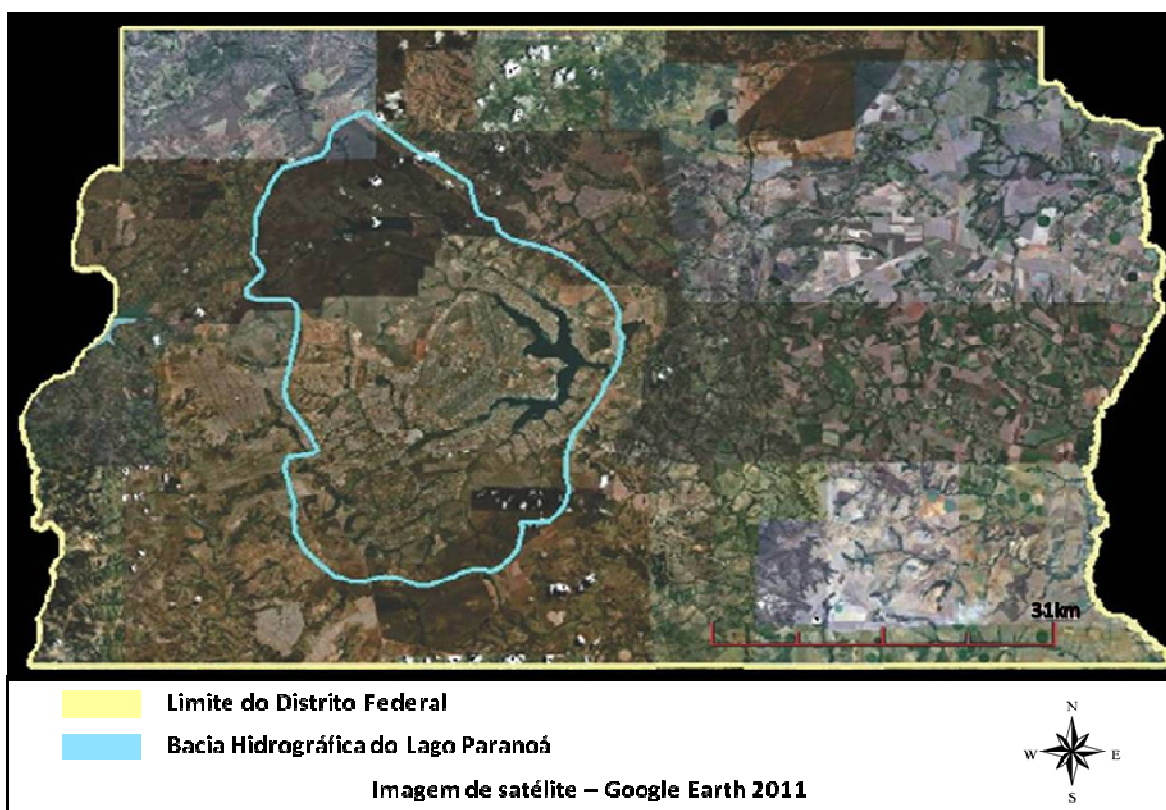


Figura 2 – Imagem de satélite do Distrito Federal, evidenciando a bacia hidrográfica do Lago Paranoá.

A ocupação urbana da bacia do Paranoá se deu juntamente com a construção da nova capital. Apesar dos projetos urbanísticos e dos esforços para o controle do uso e da ocupação do território, a pressão migratória rompeu os limites imaginados inicialmente (Oliva *et al.*, 2001; Parente, 2006). Durante a década de 1970, a preocupação central era assentar a população migrante fora da Bacia do Lago Paranoá, especialmente fora do Plano Piloto, com os argumentos de que a capacidade do Lago tinha chegado ao limite e de que havia necessidade de preservar de Brasília como cidade administrativa (Oliva *et al.*, 2001).

Todavia, o crescimento populacional acelerado impediu as ações anteriormente planejadas. Segundo o último censo do IBGE (2010), a população do Distrito Federal é de 2.562.963 pessoas, sendo que cerca de 900.000 habitantes vivem na bacia do Paranoá. Essa ocupação contribuiu para modificar a estrutura das comunidades planctônicas do Lago Paranoá e causou alterações na qualidade da água.

1.2.2. A Comunidade Planctônica e a Qualidade da Água do Lago Paranoá

O primeiro estudo limnológico realizado no Lago Paranoá é o trabalho de Oliveira e Krau (1970), que analisaram a biota aquática, características da água e seu grau de poluição, nos anos de 1965 e 1968.

O reservatório, no ano de 1965, foi classificado como um “lago de desmídeas”, sem poluição, oligossapróbrio – de acordo com o sistema de saprobidade. A comunidade fitoplanctônica era composta, principalmente, por espécies de desmídeas e diatomáceas e o zooplâncton composto por espécies de grande porte. As análises de 1968 revelaram um cenário distinto daquele anteriormente estudado. Nesse momento, o Lago foi caracterizado como um “lago de cianofíceas”, com manifestações do início da eutrofização resultante da influência humana, em que foram relatadas altas densidades de cianobactérias e de espécies zooplanctônicas de menor porte e detritívoras (Oliveira e Krau, 1970).

No final da década de 60, os problemas do Lago começavam a surgir. Foi, então, solicitada uma consultoria técnica a fim de fazer um diagnóstico de suas condições limnológicas. Palmer (1969) relata a dominância da cianobactéria *Aphanizomenon flos-aquae*, nos pontos mais poluídos do Lago. O autor afirma que o aporte contínuo e crescente de nutrientes levaria a freqüentes florações algais.

A partir de 1970, iniciou-se um processo de eutrofização antrópica muito acentuada no reservatório, que chegou a limitar diversos usos para os quais o Lago fora destinado. As causas desse processo foram, principalmente, atividades como: lançamento de esgotos brutos e de esgotos inadequadamente tratados, provenientes das duas Estações de Tratamento de Esgoto existentes no Lago; lançamento de detritos resultantes das atividades urbanas e rurais; e desmatamento incompleto e inadequado da área inundada durante a construção do Lago (Mattos *et al.*, 1992, Burnett *et al.*, 2001).

Tendo como objetivo conter a degradação da qualidade da água do Lago, foram contratados estudos e organizados projetos a fim de elaborar estratégias para a recuperação do Lago Paranoá. Em 1970 foi elaborado o PALINDRO – Plano Diretor de Água, Esgoto e Controle da Poluição do Distrito Federal – um plano para o desenvolvimento de ações de saneamento e preservação do meio ambiente, que propôs a contenção do crescimento demográfico e a exportação de esgoto sanitário para fora da bacia do Lago Paranoá. Um convênio entre diversas organizações e sob responsabilidade da CAESB foi firmado em 1976, para dar continuidade ao programa de recuperação do Lago Paranoá. Os trabalhos, provindos desse convênio, apresentavam uma visão holística do problema e trouxe avanço tecnológico para sua resolução (Burnett *et al.*, 2001).

Rocha (1979) relata a presença de espécies de diatomáceas, clorofíceas e evidencia o predomínio de cianobactérias no Lago. Relata ainda o aumento excessivo das algas, causando modificações na cor, redução da transparência, mortandade de organismos e maus odores no Lago Paranoá.

No ano de 1978 o maior desastre ecológico do Lago Paranoá ocorreu, no qual grandes porções do Lago, principalmente no braço do Riacho Fundo, apresentaram floração da cianobactéria *Microcystis aeruginosa*. Como consequência essa floração causou mortandade de peixes e um forte mau cheiro (Burnett *et al.*, 2001), que aumentaram a percepção pública do problema (Angelini *et al.*, 2008).

Após a ocorrência dessa floração, medidas foram tomadas para minimizar os efeitos da poluição do Lago. A CAESB fez lançamentos de sulfato de alumínio a fim de precipitar o fósforo solúvel e torná-lo indisponível para as algas. Outra medida testada foi a aeração do Lago, para aumentar sua oxigenação (Burnett *et al.*, 2001). Todavia, essas ações não surtiram efeito imediato. Por fim, a resposta rápida se deu pela adição do algicida sulfato de cobre, que acabou com as florações de *Microcystis aeruginosa*, por um curto período (Burnett *et al.*, 2001; Mattos *et al.*, 2001).

Medidas para a resolução definitiva da problemática existente foram apontadas por Almeida (1979), que estudou os aspectos ecológicos do Lago Paranoá. Esse autor salienta que a causa da poluição desse reservatório são as constantes descargas de esgoto e a deficiência das estações de tratamento de esgoto, fatores que haviam sido relatados desde os primeiros estudos sobre o Lago.

A partir da década de 1980, a comunidade planctônica do Lago Paranoá passa a ser mais estudada, ampliando-se o conhecimento ecológico desse componente do reservatório.

A interação fito-zooplâncton no Lago Paranoá foi pesquisada por Pinto-Coelho (1983), que observou as algas responderem a diferentes manipulações e que a sucessão do plâncton foi dependente de variações físicas e químicas da água. Além disso, o autor aponta a dominância do fitoplâncton pela espécie *Raphidiopsis brookii* (cianobactéria) e do zooplâncton de pequeno porte, durante todo o período de estudo.

Freitas (1983) analisou o plâncton do Lago e identificou quatro espécies de microcrustáceos e 28 espécies de algas, com destaque para a cianobactéria *Raphidiopsis brookii* que representou 90% da densidade fitoplanctônica, na maior parte do período de estudo.

A heterogeneidade do Lago, em relação a parâmetros físico-químicos e a organismos planctônicos, foi evidenciada por Giani (1984), que atribui essa variação ao fato de ele ser um

reservatório artificial e receber aportes de nutrientes das estações de tratamento de esgoto, que causam modificações químicas na água, que são refletidas na composição da comunidade.

Em comum, os trabalhos de Rocha (1979), Almeida (1979), Pinto-Coelho (1983), Freitas (1983) e Giani (1984) mostram o predomínio de espécies de cianobactéria no Lago Paranoá, o que denota o grande aporte de nutrientes no Lago. Outros trabalhos relatam as consequências da eutrofização (Mattos *et al.*, 1986), as respostas do fitoplâncton (Toledo, 1986; Ibañez, 1989), e a composição algal, descrita por Giani e Pinto-Coelho (1986), é classificada como de baixa diversidade, consequência do predomínio de cianobactérias.

Todavia, mesmo com o melhor entendimento do sistema e, principalmente, das causas da poluição, medidas adequadas não foram tomadas. Durante a década de 1980, foram relatados seis episódios de floração de *Microcystis aeruginosa*, com mortandade de peixes (Burnett *et al.*, 2001), além da maciça dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Branco e Senna, 1996). Esses fenômenos evidenciam a ineficiência das medidas adotadas para o controle das florações, uma vez que a aplicação de algicida persistiu durante a década (Burnett *et al.*, 2001).

Além das florações, a proliferação de outra espécie se tornou um problema para o Lago: a propagação de *Eichhornia crassipes*, uma macrófita aquática flutuante que formava grandes bancos sobre a lâmina d'água, e que, além do aspecto estético ruim, provocou mau cheiro e proliferação de mosquitos. Em 1982, realizou-se uma grande operação para a retirada da macrófita, do reservatório (Burnett *et al.*, 2001). Desde então, essas plantas requerem monitoramento e remoção constante.

Branco (1991) considerou o reservatório, em sua totalidade, eutrofizado, com predomínio de cianobactérias, grandes massas algais de *Cylindrospermopsis raciborskii* e zooplâncton de pequeno porte e detritívoro, a partir de coletas realizadas no Lago.

Tendo esse cenário de poluição, florações, mortandade de peixes, como persistente e sem grandes alterações, em 1987 a modelagem matemática foi aplicada como instrumento de planejamento. Dois modelos (estatístico e dinâmico), visando garantir a qualidade da água do Lago em 2015, revelaram a necessidade de tratar, em nível terciário, qualquer esgoto produzido na Bacia do Paranoá (Burnett *et al.*, 2001).

Quatro outros episódios de floração de *Microcystis aeruginosa* ocorreram durante a década de 1990. A CAESB realizou a mesma intervenção – aplicação do algicida sulfato de cobre (Burnett *et al.*, 2001; Padovesi-Fonseca e Philomeno, 2004).

Os efeitos do lançamento de sulfato de cobre no Lago, sobre a comunidade fitoplanctônica, foi avaliada por Padovesi-Fonseca e Philomeno (2004) no braço do Riacho Fundo. As autoras verificaram o declínio de populações de cianobactérias com substituição

imediate por populações de clorofíceas, todavia com a posterior recuperação da dominância pelas cianobactérias. Desse modo, ficou demonstrada a ineficiência dessa ação de controle.

Vários episódios de mortandade de peixes, por asfixia devido ao déficit de oxigênio, também foram relatadas, durante esse período. Cerca de 150 toneladas *Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli* (Tilápia) foram recolhidas após grande mortandade de peixes no braço do Riacho Fundo no ano de 1997 (Starling *et al.*, 2002). No ano seguinte, a mesma quantidade de Tilápias foi à morte.

Após o segundo evento de mortandade de peixes, a CAESB modernizou as duas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), ETE Sul e ETE Norte, visando à redução do aporte de nutrientes no Lago. As novas Estações entraram em funcionamento em 1993, com um sistema de tratamento de esgoto terciário que reduziu em 70% a entrada de nutrientes – fósforo e nitrogênio – no Lago (Cavalcanti *et al.*, 1997; Netto, 2001; Angelini *et al.*, 2008).

Todavia, apesar da modernização e redução no aporte de nutrientes no Lago, provenientes das ETEs (Branco e Cavalcanti, 1999), espécies como *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii* mantinham-se dominando a comunidade algal (Philomeno, 2003; Padovesi-Fonseca e Philomeno, 2004) e o zooplâncton apresentava predomínio de espécies detritívoras de pequeno porte (Mattos *et al.*, 1997; Mendonça-Galvão, 2001), além de as características físicas e químicas do Lago continuarem críticas, com baixa transparência da água, pequena concentração de oxigênio e elevados valores de condutividade elétrica (Mendonça-Galvão, 2001; Philomeno, 2003; Padovesi-Fonseca e Philomeno, 2004).

Como alternativa para o controle do fitoplâncton, no qual se observa o aumento da biomassa de cianobactérias e a redução da diversidade de espécies, em 1998 foram iniciados estudos de biomanipulação. Os experimentos revelaram que o controle da proliferação de tilápias – espécie exótica de hábitos bentófagos – desacelera a ciclagem interna de nutrientes e contribui para a redução de cianobactérias, e que a colocação de carpas prateadas – filtradoras e estéreis – controla a biomassa excedente dessas algas (Burnett *et al.*, 2001).

Outra opção para auxiliar nas medidas voltadas para a melhora da qualidade da água do Lago Paranoá, visando reduzir as condições eutróficas prevalentes, é a redução do tempo de residência do reservatório. Recomendação feita no trabalho realizado por Altafin *et al.* (1995).

Até o final de 1998, o resultado esperado de melhoria na qualidade da água, com redução na biomassa algal, pela remoção de mais de 70% dos nutrientes aportados ao Lago pelas ETEs não foi obtido. Anos após a implementação do tratamento terciário de efluentes, não havia ocorrido mudanças bióticas, físicas e químicas que justificassem o elevado investimento. O Lago apresentava-se como um sistema resistente, que atingiu um estado estável com elevado grau de trofia (Mendonça-Galvão, 2005).

Em 1998 a CAESB realizou manobras operacionais no nível do reservatório e no tempo de residência, que ocasionaram a remoção de um volume muito alto de água – *flushing* - (Mattos *et al.*, 1999; Souto-Maior *et al.*, 2001). Essas medidas tiveram como consequência a modificação desse cenário hipereutrófico (Mattos *et al.*, 1999; Pereira, 2001; Starling e Lazzaro, 2001; Mendonça-Galvão, 2005; Angelini *et al.*, 2008).

A alteração do cenário ocorreu porque o *flushing*, realizado em 1998, retirou a camada superficial de água do reservatório, levando consigo o plâncton contido na zona eufótica, o que propiciou o aumento significativo na transparência da água (Pereira, 2001; Mendonça-Galvão, 2005; Angelini *et al.*, 2008).

Dessa forma, somente o *flushing* foi capaz de interromper esse ciclo de retroalimentação – a mortalidade das algas disponibilizava fósforo para o Lago, sendo este reabsorvido pelos produtores primários e aumentando a produtividade (Cavalcanti *et al.*, 1997) - por que, grande parte do fósforo e dos organismos planctônicos foram carreados para a jusante do Lago (Mendonça-Galvão, 2005; Angelini *et al.*, 2008).

Estudos posteriores ao *flushing* revelaram grandes alterações na comunidade planctônica, com a redução da biomassa de cianobactérias (Mendonça-Galvão, 2005; Philomeno, 2007) e predomínio de algas verdes, amarelas e flageladas (Burnett *et al.*, 2001; Mendonça-Galvão, 2005), aumento da riqueza do zooplâncton (Elmoor-Loureiro *et al.*, 2004; Mendonça-Galvão, 2005), predominância de espécies zooplanctônicas de grande porte (Mendonça-Galvão, 2005; Batista, 2007), redução do microzooplâncton detritívoro (Mendonça-Galvão, 2005), além de outras modificações físicas e químicas na água como o aumento da transparência da água, redução dos valores de condutividade elétrica, aumento da concentração de oxigênio e redução na concentração de clorofila-a (Burnett, *et al.*, 2001; Mendonça-Galvão, 2005; Batista, 2007; Philomeno, 2007).

A qualidade da água do reservatório do Paranoá apresentou expressiva melhora após o *flushing*. Fellizato *et al.* (2000), a partir de análises de fósforo e concentração de clorofila-a, classificaram todo reservatório com tendência à mesotrofia.

Após essa modificação física, química e biológica no reservatório, as ações de abertura das comportas tornaram-se comuns no período que antecede as chuvas, sendo adotada como ação hidroecológica de manejo do sistema (Burnett *et al.*, 2001). Atualmente, além do *flushing* anual, a ação das espécies herbívoras do zooplâncton sobre o fitoplâncton tem sido apontada como um dos importantes fatores responsáveis pela manutenção da baixa biomassa algal no Lago (Mendonça-Galvão, 2005).

Segundo Angelini *et al.* (2008), o Lago Paranoá atingiu, após o *flushing*, um novo e permanente nível de produtividade primária e, conseqüentemente, de equilíbrio. No entanto,

embora o processo de eutrofização tenha sido interrompido, ainda há riscos de retorno a essa condição em função do teor de nutrientes nos sedimentos, não sendo improvável a ocorrência de fertilização interna (Netto, 2001).

Dada a importância do Lago Paranoá para a cidade de Brasília, cenários de evolução da qualidade da água e modelos preditivos podem ser gerados, a fim de trazer alternativas e novas linhas de ação para manutenção da qualidade de água, podendo, preceder e respaldar as decisões de gerenciamento. Além disso, a manutenção do monitoramento e dos estudos sobre a comunidade planctônica e a ictiofauna são fundamentais para avaliação constante do processo de redução no grau de trofia ou para detectar possível retorno (resiliência) do sistema (Mendonça-Galvão, 2005).

1.3. A MODELAGEM ECOLÓGICA

Modelos são representações simplificadas de um sistema real. Podem descrever comportamentos ou resultados esperados; explicam o comportamento ou os resultados obtidos; e permitem fazer previsões de comportamentos ou resultados não visíveis ou ainda não mensuráveis. Neles estão contidos as características e os processos mais relevantes do sistema (Dym, 2004).

Tradicionalmente, engenheiros e físicos têm dependido fortemente de modelos, e a modelagem tem sido parte integrante de seus métodos científicos (Angelini, 2008). Em ecologia, o modelo de Lotka-Volterra foi um dos primeiros modelos a serem desenvolvidos com base em princípios matemáticos. Desde então, modelos vêm sendo usados como ferramentas em disciplinas da ecologia e tornado-se amplamente aceitos. No entanto, o interesse pela modelagem em ciências biológicas ainda é modesto, quando comparado com outras disciplinas (Soetaert e Herman, 2009).

Um dos maiores entraves para um melhor desempenho brasileiro na modelagem é a deficiência na formação quantitativa (disciplinas exatas), que os pesquisadores formados em ciências biológicas possuem, e a escassez de dados e/ou conhecimentos básicos dos ecossistemas tropicais. Sendo assim, a modelagem no Brasil ainda tem um longo caminho a percorrer (Angelini e Gomes, 2008).

A ciência tem avançado por meio de registros sistemáticos de observações e de resultados experimentais. A interpretação desses resultados ocorre em termos de fatores causais prováveis, ou da geração de hipóteses que são coerentes com os dados obtidos. Geralmente, não é muito difícil formular uma hipótese quando estas são confrontadas com dados experimentais. O verdadeiro problema é garantir que as hipóteses sejam realmente

consistentes com os dados, e gerar hipóteses que sejam mais abrangentes que o sistema experimental específico. É nesse ponto que os modelos apresentam papel crucial, uma vez que essas ferramentas buscam aumentar a compreensão do sistema e se esta é válida (Caswell, 1988; Soetaert e Herman, 2009).

Isso ocorre por que os modelos ignoram as correlações entre os elementos do sistema e as substituem pelas interações de cadeia simples até as mais complexas. Um modelo, portanto, é a primeira tentativa de entender o comportamento de multi-agentes no sistema (Boccaro, 2004).

Segundo Angelini (2008) há um consenso entre os pesquisadores que os principais benefícios de um modelo são o aumento do conhecimento do ambiente, em especial de suas propriedades ecossistêmicas, e a possibilidade de o modelo ser utilizado como ferramenta de manejo, para prover cenários de uso e gestão.

Um ecossistema qualquer, independentemente se aquático ou terrestre e se natural ou artificial, deve ser analisado por métodos qualitativos e quantitativos, uma vez que qualquer componente do sistema é modelado em razão de sua ligação com os outros componentes, pois é o sistema que determina o estado dos constituintes e não o contrário (Angelini e Gomes, 2008; Soetaert e Herman, 2009). Essa idéia foi contemplada por Odum (1969), que diz que a interação entre os componentes através do fluxo de energia desenvolve-se com a sucessão ecológica, ou seja, pelas mudanças estruturais até a maturidade, ou até o estado de estabilidade e equilíbrio.

Para se compreender um sistema a partir do uso da modelagem, o primeiro passo é pensar sobre o problema a ser modelado (Bredeweg *et al.*, 2008). Sendo assim, deve-se identificar as características essenciais para o problema, pois essas são determinadas a partir dos objetivos do modelo e da definição do problema (Soetaert e Herman, 2009).

Em seguida, ocorre a simplificação do sistema, que pode ser realizada a partir da construção de um modelo conceitual. Nessa etapa de conceituação, são selecionados os componentes básicos a serem adicionados ao modelo e as relações que mantêm entre si, além de decidir a escala que será usada no modelo, tanto temporal quanto espacial. Nesse ponto, são feitas os pressupostos mais fundamentais do modelo, ao decidir o que é importante para o problema e o que não é (Soetaert e Herman, 2009). O modelador deve ainda especificar cada componente relevante para abordar o problema, cada termo deve ser explicitado sobre os pressupostos necessários para a simplificação (Dym, 2004).

Segundo Angelini e Gomes (2008), a delimitação do tamanho do modelo é uma das primeiras barreiras do modelador. Muito provavelmente, um modelo muito detalhado e articulado não trará benefícios compatíveis com o seu custo de confecção. É importante

salientar que cada parâmetro tem um erro associado. Dessa forma, em um modelo com muitos parâmetros pode-se somar ou multiplicar os erros individuais e, assim, chegar a simulações grandes, com inúmeros estados e várias possibilidades, que não geram respostas satisfatórias.

Dessa forma, não é possível descrever tudo, desde as moléculas até o funcionamento de toda a Terra, por exemplo. Todavia, um modelo simples, se captar os principais elementos de um sistema complexo, pode suscitar questões de grande relevância (Boccara, 2004).

Após a determinação dos objetivos do modelo, suas características e processos mais relevantes, e feita a delimitação de sua abrangência, são inseridos os aspectos no *software* escolhido para realizar a modelagem (Bredeweg *et al.*, 2008).

Uma vez que o modelo foi elaborado, faz-se necessário verificar sua consistência e, por fim, validá-lo. Nessa fase, o objetivo é testar o resultado final e averiguar o grau de generalidade do modelo, além de verificar se o modelo é uma representação similar do mundo real e se este se comporta como desejado (Dym, 2004). Todavia essas fases nem sempre são desenvolvidas uma após a outra, uma vez que elas interagem, devido a novos problemas que surgem durante a construção do modelo (Angelini e Gomes, 2008).

Se um determinado modelo é incapaz de reproduzir os fenômenos naturais é por que o conhecimento conceitual aplicado a ele foi insuficiente. Deve-se, então, realizar o refinamento do modelo. Este pode ser uma pequena reformulação dos processos já existentes, ou a inclusão de mais processos, além de considerar distintas variáveis envolvidas no processo. Esse método leva à identificação de lacunas do conhecimento, que podem dar uma orientação às prioridades de investigação e novas experiências a serem realizadas (Boccara, 2004; Bredeweg *et al.*, 2008).

Uma vez que tenhamos adquirido uma compreensão dos fenômenos e formalizado este entendimento como um modelo, podemos usá-lo para fazer previsões. Essa capacidade de previsão pode ser usada para examinar problemas sócio-econômicos. Os gestores, na maioria dos países, são obrigados a garantir que as comunidades e ecossistemas são geridos de forma ecologicamente sustentável. Qualquer tentativa de sustentabilidade requer a previsão do sistema no futuro. Essas decisões devem ser tomadas, baseadas em estudos ou até mesmo no pressentimento. Todavia com o auxílio da modelagem, os cientistas podem assumir a responsabilidade de tentar dar um rigor a essas decisões (Soetaert e Herman, 2009).

Modelos também permitem realizar experimentos que são inviáveis em um sistema real, por serem caros, perigosos ou apresentam respostas lentas (longo período). Sem dúvida, as experiências realizadas em modelos não envolvem riscos aos sistemas naturais, além de

serem pouco onerosas. Assim, pode-se avaliar as conseqüências de intervenções nos sistemas ecológicos com antecedência, a um custo muito baixo (Caswell, 1988).

1.3.1. Modelos e o Ecossistema Aquático Lêntico

Com o crescimento da população humana, o homem passou a transformar a natureza de maneira cada vez mais significativa. Grande parte das ações antropogênicas mais comuns provocam, direta ou indiretamente, alterações dos recursos hídricos. A construção de barragens está entre as ações de maior impacto sobre a estrutura e a diversidade das comunidades aquáticas.

De fato, o fechamento da barragem cria um novo ecossistema, devido às mudanças nas características físicas e químicas da água, na velocidade do fluxo do rio (que passa de lótico pra lêntico) e na composição da comunidade biótica. Portanto, estudos em ecossistemas aquáticos artificiais são particularmente importantes, tanto para prevenir sua eutrofização quanto para o desenvolvimento de projetos para aproveitamento de suas potencialidades (Tundisi, 2003).

Um dos desafios dos estudos ecológicos de reservatórios é a identificação dos fatores atuantes na dinâmica de suas populações. Nesse contexto, os estudos interdisciplinares que combinam experimentos com modelagem são necessários para conhecer os componentes, os processos e mecanismos de funcionamento do ecossistema (Jørgensen, 1994).

Uma vez que o ambiente lacustre sofre influência de grande número de fatores e apresenta inúmeros processos, a representação da dinâmica das comunidades lacustres é tarefa altamente complexa. A falta de conhecimento sobre as relações causais que determinam o comportamento das populações, e a escassez de dados numéricos completos e confiáveis sobre as variáveis físicas, químicas e biológicas, constituem obstáculos para a construção de modelos matemáticos sobre esses ecossistemas. Nessa situação, a construção de representações simples podem resultar em modelos simplificados, mas ainda úteis para a compreensão da estrutura e da dinâmica dos sistemas (Jørgensen, 1995; Araújo, 2005).

A modelagem qualitativa mostra-se como uma importante ferramenta de construção de tais representações, uma vez que estabelece as relações de causalidade entre os diversos fatores envolvidos nos processos que ocorrem no ambiente e permite a realização de simulações em que, no lugar de dados numéricos, são utilizadas representações qualitativas dos valores das quantidades (tais como 'pequeno', 'grande', 'profundo', 'crescente').

Dessa forma, os modelos qualitativos podem dar suporte à membros da sociedade em geral, bem como a gestores de recursos hídricos, uma vez que são ferramentas formais que auxiliam na compreensão dos processos relacionados ao sistema observado.

1.3.2. Modelos Baseados em Raciocínio Qualitativo

O Raciocínio Qualitativo (RQ) é uma área da Inteligência Artificial que cria representações para as propriedades contínuas do mundo, com o objetivo de dar suporte ao raciocínio automatizado com pouca informação (Forbus, 1984).

As técnicas desenvolvidas pela Inteligência Artificial podem ser úteis para o desenvolvimento de teorias ecológicas de três maneiras (i) organização de bases de conhecimentos compostas de conhecimentos qualitativos e quantitativos, compatíveis com métodos de computação; (ii) rápida avaliação de pressupostos, hipóteses ou outras idéias em contextos teóricos; e (iii) determinação das conseqüências e da consistência lógica de longas e complexas cadeias de raciocínio ecológico (Rykiel, 1989).

A modelagem baseada em Raciocínio Qualitativo contribui para o estabelecimento de relações de causalidade entre os diversos fatores envolvidos em processos que ocorrem no ambiente. Desse modo, contribui para melhorar o entendimento do funcionamento do sistema, mesmo na ausência de dados numéricos exatos (Struss, 1997). Assim, modelos baseados em raciocínio qualitativo são úteis para aumentar a capacidade de fazer predições e de gerar explicações sobre o comportamento dos sistemas.

Modelos qualitativos capturam o conhecimento de especialistas sobre a estrutura, o comportamento e a funcionalidade dos sistemas (Bredeweg *et al.*, 2004). As abordagens em RQ proporcionam vocabulário para descrever objetos, situações, relações, causalidade, premissas e mecanismos de mudanças. Usando esse vocabulário, é possível capturar o conhecimento conceitual sobre sistemas e seu comportamento, além de usar tal conhecimento para produzir, automaticamente, conclusões relevantes (Bredeweg *et al.*, 2004).

Entre as ontologias disponíveis para a modelagem em RQ, destaca-se a Teoria Qualitativa dos Processos (TQP) (Forbus, 1984). A Teoria Qualitativa dos Processos considera que processos são a causa primária de mudanças no sistema e que estas alterações se propagam ao longo de cadeias de causalidade para outras partes do sistema. A causalidade é representada por meio de *influências diretas* (I+ e I-), que modelam os efeitos (diretos) dos processos; e de *proporcionalidades qualitativas* (P+ e P-), que mostram como se propagam os efeitos dos processos para outras quantidades (Forbus, 1984).

Modelos qualitativos têm sido usados em modelagem ecológica, principalmente quando os dados numéricos não estão disponíveis. Entretanto, faz-se necessário explorar o potencial da modelagem a partir da incorporação de dados numéricos disponíveis, como forma de avaliar os aspectos conceituais, comparando-se as previsões dos modelos com os dados do sistema real (Araújo *et al.*, 2008).

A avaliação dos modelos ocorre por meio da validação deste. Esta validação indica se os conteúdos científicos e conceituais dos modelos são aceitáveis para sua pretendida utilização. Segundo Rykiel (1996), o processo de validação é formado por três componentes: (i) validação conceitual - investiga se a teoria e as premissas que se baseiam o modelo estão conceitualmente corretas; (ii) validação operacional – assegura que o comportamento simulado pelo modelo corresponde ao comportamento observado no sistema real, certificando que o modelo é uma representação adequada do sistema; e (iii) validação de dados – analisa se os dados utilizados para desenvolver o modelo estão em conformidade com o comportamento do sistema real.

Aplicadas a modelos qualitativos, as regras discutidas por Rykiel (1996) referem-se aos aspectos conceituais e operacionais, pois tais modelos freqüentemente não utilizam dados numéricos para serem construídos. Todavia, dados numéricos, quando disponíveis, podem validar predições obtidas em simulações com modelos qualitativos (Araújo *et al.*, 2008).

Os modelos propostos no presente trabalho buscam representar as relações de causalidade envolvidas na dinâmica de comunidades planctônicas de acordo com a Teoria Qualitativa dos Processos. As simulações produzidas pelos modelos serão comparadas com dados numéricos do Lago Paranoá – DF, a fim de validar os modelos propostos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DO LAGO PARANOÁ

Foram realizadas coletas da comunidade zooplancônica do Lago Paranoá. Os dados coletados foram utilizados nas primeiras etapas da modelagem. A metodologia para coleta e análise dos dados está descrita nas seções a seguir.

2.1.1. Amostragem

Foram realizadas três coletas, referentes aos meses de setembro, outubro e dezembro de 2009, na região pelágica do Lago Paranoá, a fim de caracterizar a comunidade planctônica, atualmente. A escolha do período de coleta se deu por questões logísticas.

As coletas foram realizadas no braço do Ribeirão do Torto (Figura 1) - 15° 44' 25.68''S 47° 52' 45.52''W.

2.1.1.1. Variáveis Abióticas e Clorofila-a

A cada coleta foi averiguada a transparência da água e obtidos dados sobre a temperatura da água, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH, clorofila-a e material em suspensão, em amostragens realizadas a 1m de profundidade.

Os dados de transparência da água e temperatura foram coletados com equipamentos de campo. Para os dados de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH, clorofila-a e material em suspensão, coletou-se uma amostra de água, com auxílio de garrafa de Van-Dorn, para posterior análise no Laboratório de Limnologia da UnB.

Tabela 2 – Métodos utilizados para a análise das propriedades físicas e químicas na estação de coleta do braço do Torto - Lago Paranoá, DF.

Propriedades	Método
Transparência da água	Disco de Secchi
Temperatura	Termômetro
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Método de Winkler
Condutividade Elétrica (µS/cm)	Condutivímetro Digimed
pH	Medidor de pH Micronal
Clorofila-a (µg/L)	Acetona 90%
Material em suspensão total (mg/L)	Gravimetria
Fósforo total	Cedidos pela CAESB
Nitrogênio total	Cedidos pela CAESB
Precipitação pluviométrica (mm)	Cedidos pela CAESB

Os dados de o fósforo total, nitrogênio total e precipitação pluviométrica foram cedidos pela CAESB (Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal).

Os métodos utilizados para a obtenção dos dados físicos e químicos, do Lago Paranoá, estão contidos na Tabela 2.

2.1.1.2. Comunidade Zooplanctônica

As coletas dos organismos planctônicos foram realizadas com auxílio de garrafa de Van-Dorn e rede de plâncton, a 1m de profundidade.

Com auxílio da garrafa de Van-Dorn, foram coletados 15 litros de água que posteriormente foi concentrada em rede de plâncton com abertura de malha de 68µm. As amostras foram preservadas em formaldeído, concentração final de 4%.

As amostras de zooplâncton foram concentradas e sedimentadas, em câmaras de sedimentação de 25mL. Em função da baixa densidade de organismos, foi analisado todo o conteúdo de todas as amostras. A contagem dos organismos foi realizada em microscópio invertido Zeiss modelo Telaval 31, com aumento de 100x.

A identificação dos organismos se deu em microscópio com aumento de até 1000x, com auxílio de obras especializadas: Koste (1978); Brandorff *et al.* (1982); Matsumura-Tundisi, (1983); Reid, (1985); Pennak, (1989); Reid, (1988); Reid, (1989); Elmoor-Loureiro (1997).

2.1.2. Análises dos Dados

A riqueza de espécies (S) foi dada pelo número total de taxa presentes em cada amostra. A abundância relativa de cada táxon foi calculada dividindo-se o número de indivíduos pelo número total de organismos encontrados na amostra.

Foram calculadas as densidades mensais por taxa. A densidade de cada população foi calculada dividindo-se o número de indivíduos presentes na amostra pelo volume de água filtrado. Para os Copepoda, os valores de densidade de cada estágio de desenvolvimento (náuplios, copepoditos e adultos) foram somados para a obtenção da densidade total de cada espécie. Também foi calculada a densidade relativa - porcentagem de contribuição de cada táxon para a densidade média do período.

A diversidade das comunidades foi estimada pelo índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'). A equitabilidade (J) foi calculada com base no índice proposto por Pielou.

2.2. CONSTRUÇÃO DOS MODELOS QUALITATIVOS PROPOSTOS

Os modelos propostos sobre a dinâmica do plâncton foram construídos com base no Raciocínio Qualitativo e na modelagem composicional (Falkenhainer e Forbus, 1991). Abaixo

segue as ontologias e os primitivos da modelagem qualitativa, bem como a metodologia para a construção de modelos baseados em Raciocínio Qualitativo.

2.2.1. A Teoria Qualitativa dos Processos

A modelagem qualitativa baseia-se na Teoria Qualitativa dos Processos (Forbus, 1984). A Teoria Qualitativa dos Processos considera que processos são a causa primária de mudanças no sistema e que estas alterações se propagam ao longo das cadeias de causalidade para outras partes do sistema.

2.2.1.1. Os Elementos dos Modelos Qualitativos

A Teoria Qualitativa dos Processos apresenta um vocabulário próprio e o entendimento de todos os componentes que irão compor os modelos qualitativos são de suma importância para uma correta implementação dos modelos. Os principais elementos de modelagem nessa abordagem estão listados abaixo.

Entidades – representações de objetos físicos ou conceitos que fazem parte do sistema a ser modelado. Elas determinam a estrutura do sistema representada nos modelos e são organizadas de modo hierarquizado. Essa forma de construção assegura que as propriedades definidas nos níveis mais altos sejam herdadas em níveis inferiores;

Agentes – são objetos usados para representar fatores externos que interferem no sistema, mas não são afetados por este;

Quantidades – representam mudanças nas propriedades das entidades e servem para identificar comportamentos qualitativamente diferentes;

Espaços Quantitativos – são os valores das quantidades. São representados por um conjunto ordenado de pontos e intervalos alternados;

Configurações - relações estruturais, que definem como as entidades relacionam-se umas com as outras. São usadas em fragmentos de modelo para definir relações de causa e efeito entre as entidades;

Fragmentos de Modelo – pedaços quase independentes de modelos que definem condições e conseqüências para que situações específicas e processos ocorram, e especificam relações de causalidade em termos de influências, proporcionalidades e correspondências. Fragmentos de modelo são (automaticamente) combinados para formar modelos de simulação. Existem três tipos de fragmentos de modelo: estáticos, de processos e modelos de agentes;

Premissas – são usadas para explicitar ou ocultar certos detalhes dos modelos. Podem ser simplificações ou operacionais, estas servem para reduzir a complexidade das simulações e aquelas referem-se ao vocabulário e nível de detalhamento expresso nos modelos;

Cenários – descrevem uma situação inicial do sistema cujo comportamento deverá ser capturado pelos modelos qualitativos. A partir das especificações contidas no cenário, o simulador seleciona iterativamente os fragmentos de modelo e produz a sequência de estados que expressa o comportamento do sistema.

2.2.1.2. Influências e Proporcionalidades Qualitativas

Influências diretas e proporcionalidades qualitativas são elementos básicos da modelagem de acordo com a Teoria Qualitativa dos Processos, e têm duplo papel: representam explicitamente relações de causalidade e possuem significado matemático (Forbus e de Kleer, 1993). Por exemplo, se a relação entre duas quantidades $Q1$ e $Q2$ é representada como $I+(Q1, Q2)$, então $Q2$ influencia $Q1$, e nunca o contrário. Do ponto de vista matemático, as influências diretas constituem uma leitura qualitativa da maneira como a dinâmica dos sistemas é expressa por meio de equações diferenciais.

Desse modo, influências diretas são definidas como segue: se $I+(Q1, Q2)$, então essa expressão equivale a $dQ1 / dt = \dots + Q2 \dots$. De modo similar, se $I-(Q1, Q3)$, então $dQ1 / dt = \dots - Q3 \dots$. Portanto, $Q2$ é uma taxa que será adicionada ($I+$) ao valor de $Q1$, e $Q3$ é uma taxa cujo valor será subtraído de $Q1$. Combinadas, essas duas equações qualitativas corresponderiam à expressão matemática $dQ1 / dt = Q2 - Q3$.

As proporcionalidades qualitativas expressam relações identificadas com a classe das funções monotônicas: $P+(Q4, Q1)$ ou $P-(Q5, Q1)$ indicam que se $Q1$ estiver crescendo, $Q4$, variará na mesma direção ($P+$) que $Q1$; e se $Q1$ estiver crescendo, $Q5$ variará na direção contrária ($P-$). Finalmente, se um modelo inclui as relações $I+(Q1, Q2)$ e $P+(Q4, Q1)$, então esse modelo expressa a cadeia de causalidade $Q2 \rightarrow Q1 \rightarrow Q4$.

A partir dos primitivos de modelagem disponíveis na TQP, torna-se possível modelar aspectos dos ecossistemas aquáticos e avaliar os impactos antrópicos sobre este, além de simular cenários que farão predições a respeito do ecossistema modelado (Araújo, 2005).

2.2.2. Etapas para a Construção de Modelos Qualitativos

A construção de modelos envolve a transformação de idéias inicialmente vagas em representações formais (Dym, 2004). Segundo Bredeweg *et al.* (2008), a construção de modelos deve ser previamente estruturada, decompondo-se a tarefa global em sub-tarefas. Dessa forma esses autores desenvolveram uma abordagem estruturada em seis passos, representados diagramaticamente na Figura 3 e listados abaixo.

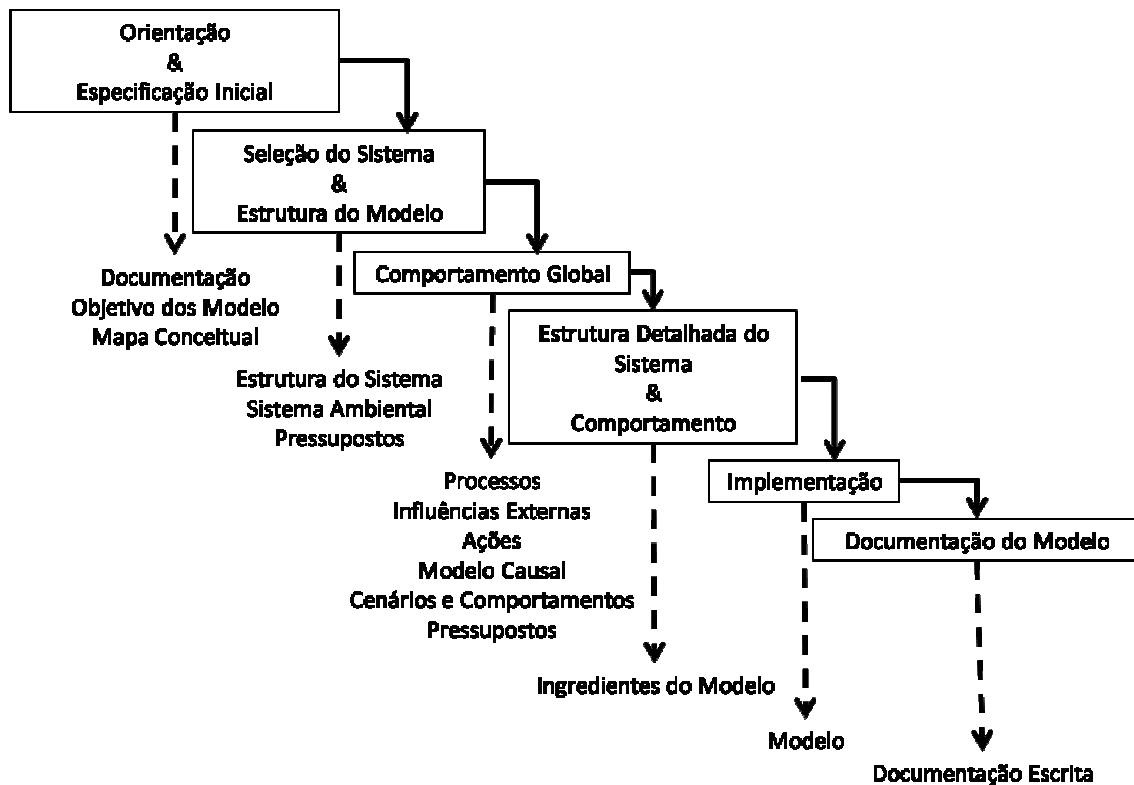


Figura 3 – Abordagem estruturada para a construção de modelos qualitativos. Modificado de Bredeweg *et al.* (2008).

I – *Orientação e Especificação Inicial* – nesta etapa é determinado o que deve ser modelado, por que e como;

II – *Seleção do Sistema e Modelo Estrutural* – realiza-se a identificação da estrutura do sistema e seus componentes;

III – *Comportamento Global* – determina-se as especificações gerais do comportamento que os modelos devem capturar;

IV – *Estrutura Detalhada a ser Capturada* – neste passo é feita a especificação detalhada da estrutura do sistema, identificando-se entidades, configurações e outros detalhes.

V – *Implementação* – criação dos modelos no *software* utilizado para a construção de modelos, realização de simulações e o refinamento da representação, com o objetivo de aperfeiçoar os modelos e obter os resultados esperados.

VI – *Documentação do Modelo* – documentação dos modelos e argumentação.

A implementação de modelos qualitativos também se dá em etapas – construção de fragmentos de modelo, criação cenários; realização de simulações e verificação do comportamento expresso nas simulações. A Figura 4 apresenta, de forma sintética, as etapas e componentes envolvidos na implementação de modelos qualitativos.

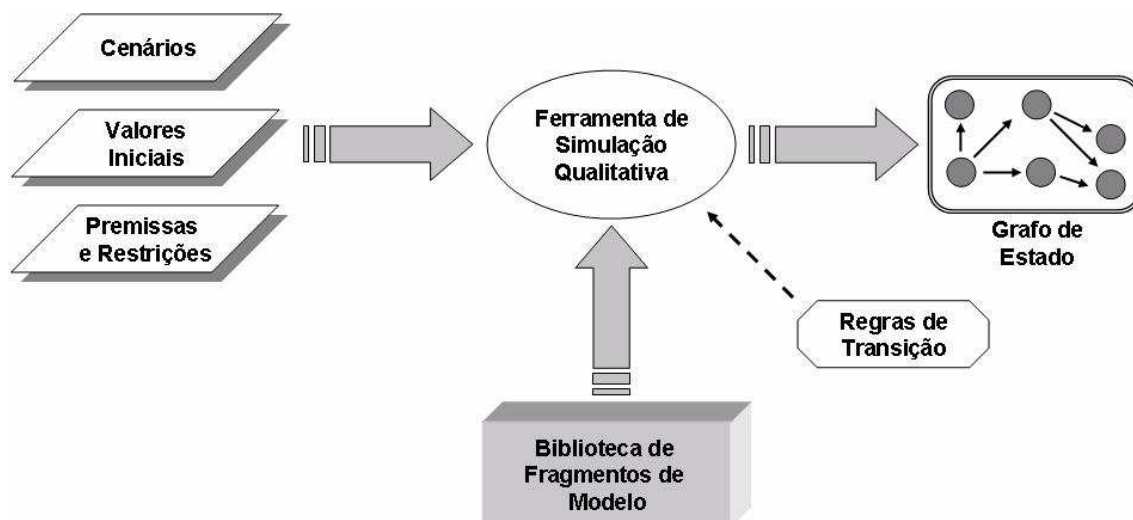


Figura 4 – Elementos envolvidos na implementação de modelos qualitativos. (Retirado de Araújo, 2005 e modificado de Bredeweg *et al.*, 2004).

A construção dos fragmentos de modelo é realizada a partir da determinação prévia dos componentes e das relações do sistema a ser modelado. Diversos fragmentos de modelo são construídos a fim de representar todas as relações causais que foram anteriormente estabelecidas. Assim, cada fragmento de modelo apresentará um processo e/ou relação entre os componentes do sistema modelado e formarão uma biblioteca de fragmentos de modelo.

Os fragmentos de modelo construídos são combinados posteriormente durante as simulações. Essa combinação de fragmentos é conhecida com modelagem composicional (Falkenhainer e Forbus, 1991). Os cenários trazem uma descrição estrutural do sistema, seus componentes e valores que dão início a simulação qualitativa. Dessa forma, os cenários são usados como *start* para a realização de simulações.

As simulações mostram os diferentes caminhos percorridos por uma variável. O resultado da simulação é dado por um grafo de estados; este é composto por um conjunto de estados e transições, que expressam o comportamento das quantidades envolvidas, a partir de caminhos formados por sequências de estados. Dessa forma, a simulação é a resposta do comportamento do sistema modelado.

Após a construção dos modelos, o próximo passo importante é a validação deste, a fim de verificar se o comportamento gerado nas simulações do sistema modelado corresponde ao sistema real.

2.3. VALIDAÇÃO DOS MODELOS

A validação dos modelos qualitativos tem por objetivo averiguar se os modelos atingem os objetivos para os quais foram construídos. A validação ocorre em duas etapas: conceitual e operacional. A conceitual investiga se a teoria e as premissas que se baseiam os modelos estão conceitualmente corretas; já a operacional assegura que o comportamento simulado pelos modelos correspondem ao comportamento observado no sistema real, certificando que os modelos são representações adequadas do sistema (Rykiel, 1996).

Além da validação conceitual e operacional, pode-se fazer a validação com dados. A partir de dados numéricos disponíveis as previsões obtidas em simulações com modelos qualitativos podem ser validadas (Araújo *et al.*, 2008). Abaixo estão descritos os procedimentos para a validação com dados dos modelos qualitativos propostos.

2.3.1. Procedimento de Validação

A validação dos modelos se deu pela comparação dos resultados das simulações, nos distintos cenários criados, com os dados coletados no sistema natural. Para tanto foi realizado o levantamento dos dados bióticos e abióticos do Lago Paranoá, em uma série histórica.

A validação conceitual deveria ter ocorrido a partir da avaliação de um especialista a sobre as relações e cenários modelados e simulações geradas pelos modelos. Todavia essa validação não ocorreu; sendo a validação conceitual realizada pela banca examinadora. Além disso, os modelos foram submetidos, a validação operacional e numérica (com dados).

2.3.2. Dados do Lago Paranoá: Uma Série Histórica

Os dados biótico, abióticos e populacionais sobre a Bacia do Lago Paranoá são provenientes de diversas fontes e trabalhos, não apresentam uma periodicidade e não são oriundos da mesma região de coleta do Lago Paranoá. Sendo assim, consideramos o reservatório em sua totalidade, desconsiderando a heterogeneidade espacial existente nesse ecossistema.

2.3.2.1. Dados Provenientes de Trabalhos Realizados no Lago Paranoá

Dados da comunidade planctônica e dados populacionais foram levantados de diversos estudos realizados no Lago Paranoá. Abaixo segue a lista de trabalhos utilizados na comparação dos dados de campo com os modelos qualitativos propostos:

Oliveira e Krau, 1970; Björk, 1975; Cronberg, 1977; Lindmark, 1977; Moura, 1979; Almeida, 1979; Freitas, 1983; Pinto-Coelho, 1983; Giani, 1984; Giani e Pinto-Coelho, 1986; Toledo, 1986; Pinto-Coelho, 1987; Alves *et al.*, 1988; Somlyódy *et al.*, 1989; Ibañez, 1989;

Granado, 1990; Branco, 1991; Branco e Senna, 1994; Altafin *et al.*, 1995; Branco e Senna, 1996; Mattos *et al.*, 1992; Starling, 1993; Philomeno e Padovesi-Fonseca, 1999; Starling, 2000; Mendonça-Galvão, 2001; Pereira, 2001; Fonseca, 2001; Elmoor-Loureiro *et al.*, 2004; Philomeno, 2003; Padovesi-Fonseca, e Philomeno, 2004, Mendonça-Galvão, 2005 e Batista, 2007; IBGE, 2010 e GDF, 2010.

Durante o ano de 2009, foram realizadas coletas no Lago Paranoá, a fim de verificar se a estrutura da comunidade estava mantida, comparando-a com o estudo de Mendonça-Galvão (2005). A amostragem e os resultados dessas coletas foram apresentados nos itens 1 das seções 2 e 3, respectivamente. Esses dados foram incorporados aos demais, sendo assim também foram utilizados na validação dos modelos.

2.3.2.2. Dados Fornecidos pela CAESB

Uma série de dados de nutrientes (fósforo e nitrogênio), transparência e clorofila-a, foram fornecidos pela CAESB – Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. Esses dados são valores médios anuais dos cinco pontos amostrais (Tabela 3). Todavia, é possível observar a ausência de informações em alguns anos (Tabela 15, em anexo).

Tabela 3 – Localização dos pontos amostrais do Lago Paranoá – DF, pela CAESB.

Ponto Amostral	Coordenada Geográfica
Riacho Fundo	15° 49' 41,8''S 47°53'09,5''W
Gama	15° 50' 14,6''S 47°51'31,3''W
Central	15° 47' 30,9''S 47°48'00,8''W
Torto	15° 44' 02,8''S 47°50'50,0''W
Bananal	15° 44' 50,0''S 47°51'59,6''W

As informações fornecidas pela CAESB são provenientes do monitoramento feito pela Companhia, que passou a ser realizado após a implementação do Programa Limnológico em 1976, como consequência, a maior fonte de dados que possuímos se dá a partir da época em que o Lago já se encontrava meso-eutrófico, excluindo o período inicial, oligotrófico e oligo-mesotrófico - 1960 a 1975.

2.3.3. Análise dos Dados

Os dados do Lago Paranoá, em uma série histórica foram analisados por períodos, que correspondem aos diferentes estados de trofia observados no reservatório ao longo dos anos - meso-eutrófico (1976 a 1978), eutrófico (1978 a 1998) e meso-oligotrófico (1998 a 2009). Os três períodos foram determinados por apresentam como fator caracterizador as mudanças da comunidade biológica em resposta as alterações sofridas na bacia ou as intervenções realizadas pelos órgãos competentes.

Utilizou-se o dado de clorofila-a como dado de abundância do fitoplâncton, embora saibamos que está é correspondente a toda comunidade fitoplanctônica. Sendo assim, a variação de clorofila-a, será analisada juntamente com os relatos contidos nos estudo do Lago Paranoá sobre o predomínio do grupo algal em cada período.

2.3.4. Análises Estatísticas

O conjunto de dados levantados sobre o Lago Paranoá foram analisados pelo programa PAST - PAleontological STatistics - versão 1.77.

Os dados de nitrogênio total, fósforo total, transparência e clorofila-a foram analisados a partir de regressões cúbicas. Já o número de habitantes na bacia do Lago Paranoá foi avaliado a partir de uma regressão linear.

3. RESULTADOS

3.1. ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DO LAGO PARANOÁ

Nesta seção são apresentados os resultados da coleta realizada em 2009 no Lago Paranoá.

Como o enfoque da dissertação são os modelos qualitativos sobre a dinâmica do plâncton, aqui só serão apresentados os principais resultados. A complementação dos resultados obtidos no trabalho encontra-se no apêndice A.

3.1.1. Comunidade Zooplancônica

A riqueza total foi de 27 espécies, sendo a diversidade (H') para a comunidade no período de estudo de 2009 de 2,713 (bits/ind.) e a equitabilidade (J) de 0,82. O número de espécies variou de 11 a 21 espécies em cada amostragem. A diversidade específica apresentou valores de 2,36 (bits/ind.) em setembro, 1,98 (bits/ind.) em outubro e 2,28 m (bits/ind.) em dezembro. A equitabilidade variou de 0,77 a 0,83 (Tabela 4).

Tabela 4 - Riqueza, número de indivíduos, índice de diversidade de Shannon e equitabilidade do zooplâncton do braço do Torto, Lago Paranoá – DF, nos meses de setembro, outubro e dezembro de 2009.

Variável	Setembro	Outubro	Dezembro
Riqueza (S)	21	11	18
Número de indivíduos	801	581	288
Shannon (H') (bits/ind.)	2,29	1,59	2,18
Equitabilidade (J)	0,75	0,66	0,75

As espécies que apresentaram alta abundância nos três meses de coleta pertencem ao grupo Copepoda - *Notodiaptomus cearensis* e *Thermocyclops decipiens*. Tais espécies foram responsáveis por 37,63%, 61,79% e 39,24% da abundância dos meses de setembro, outubro e dezembro, respectivamente (Tabela 8, Apêndice A).

3.2. MODELOS QUALITATIVOS SOBRE A DINÂMICA DO PLÂNCTON EM DIFERENTES GRAUS DE TROFIA

3.2.1. A Estrutura dos Modelos Qualitativos

A comunidade planctônica tem importante participação na aplicação do monitoramento biológico, uma vez que esta dá indícios tanto sobre a história como sobre o funcionamento atual do ecossistema. Todavia, pela complexidade das relações existentes entre os

componentes do sistema, a atuação dos diversos fatores na dinâmica das populações planctônicas nem sempre são claras.

Nos modelos qualitativos propostos, o principal objeto de estudo é o plâncton. A partir do entendimento das relações de causa e efeito que atuam sobre essa comunidade pode-se elucidar a dinâmica de suas populações e seus efeitos sobre o ecossistema. Sendo assim, nos modelos são representadas relações de causalidade existentes entre os componentes abióticos e bióticos dentro do reservatório e as influências sofridas por esse ecossistema lêntico providas de ações antrópicas.

Os modelos baseiam-se no histórico do Lago Paranoá, abordando as ações da bacia hidrográfica sobre o sistema que resultaram na alteração da qualidade da água e por consequência na estrutura da comunidade planctônica desse reservatório. Além disso, são modeladas as diversas intervenções realizadas pelos órgãos responsáveis, a fim de alterar o estado eutrófico pelo qual o Lago passou.

Os modelos propostos neste trabalho foram implementados no simulador qualitativo GARP3 (Bredeweg *et al.*, 2009), estes poderão elucidar os processos que influenciam na dinâmica da comunidade planctônica, bem como gerar previsões, a partir de cenários iniciais.

3.2.1.1. A Dinâmica do Plâncton

O conjunto de alterações que ocorrem em um reservatório, ao longo de uma escala temporal variada, desencadeia diferentes respostas por parte da comunidade planctônica, que podem ser utilizadas como parâmetros em estudos limnológicos. A utilização da comunidade planctônica como bioindicadora de um ecossistema aquático se fundamenta na avaliação da base de uma cadeia alimentar, na qual os efeitos oriundos das alterações ambientais serão refletidos em todos os seus componentes e, conseqüentemente, no ecossistema. Mudanças na dinâmica da comunidade planctônica são reflexos das alterações físicas, químicas e/ou biológicas que ocorrem no corpo d'água (Branco, 1991).

Diversos são os fatores que influenciam a composição dessa comunidade. Por um lado, o crescimento das diferentes espécies de algas é afetado ou favorecido de acordo com a variação de fatores físicos, químicos e biológicos, por exemplo, a intensidade luminosa, fotoperíodo, temperatura, fatores nutricionais (carbono, nitrogênio, fósforo, e sílica), pH, estratificação térmica, predação (Sipaúba-Tavares e Rocha, 2001). Por outro lado, o zooplâncton sofre influência de fatores bióticos e abióticos do ambiente, como a temperatura, pH, densidade, matéria orgânica e composição do fitoplâncton (Pinto-Coelho *et al.*, 1988; Rodríguez e Matsumura-Tundisi, 2000; Sarma *et al.*, 2002; Sipaúba-Tavares e Bachion, 2002; Bunioto e Arcifa, 2005; Santos *et al.*, 2006). Além desses fatores, as representações conceituais

nos modelos consideram os efeitos das ações antrópicas e dos usos da bacia sobre o ecossistema lêntico e os processos que atuam sobre dinâmica da comunidade planctônica.

3.2.1.2. Fito e Zooplâncton

Para representar a dinâmica dos organismos planctônicos em diferentes graus de trofia, considerou-se a classificação por nutrição do plâncton, na qual seres autotróficos compõem o fitoplâncton e organismos heterotróficos formam o zooplâncton.

Cada um desses – *Fitoplâncton* e *Zooplâncton* – foi subdividido em dois grupos que correspondem a grupos que se alternam na dominância da comunidade, de acordo com as alterações tróficas que podem ocorrer em um ecossistema aquático lêntico.

Assim, na representação feita nos modelos qualitativos, o fitoplâncton foi diferenciado entre *Cianobactérias*, grupo de espécies de algas, pertencentes à divisão *Cianophyta*, e *Outras Algas*, grupo que engloba as demais algas pertencentes ao plâncton (que não são cianobactérias), como por exemplo, aquelas das divisões *Chlorophyta* e *Dinophyta*. O zooplâncton foi subdividido de acordo com o tipo de alimentação predominante das espécies, sendo separadas em *Herbívoros* e *Detritívoros*.

As condições ambientais agem de forma distinta nas diversas espécies fitoplanctônicas, influenciando de forma diferente em cada espécie os processos de crescimento, reprodução, competição e pressão de predação. Essa condição dificulta o estudo das alterações na comunidade, devido ao fato de cada espécie apresentar suas peculiaridades. Assim, o trabalho com grupos funcionais pode auxiliar na previsão das distribuições e dinâmicas de populações naturais, sendo ferramenta preditiva mais eficiente, especialmente para os tomadores de decisão (Reynolds, *et al.*, 2002).

O estado trófico do reservatório é determinante para as alterações na composição e estrutura do fitoplâncton. Ambientes oligotróficos apresentam maior riqueza de espécies, sendo esta composta por distintas divisões algais, do que a encontrada em ambientes eutrofizados (Crossetti *et al.*, 2008). O domínio por cianobactérias são ocorrências típicas de lagos eutróficos (Bouvy *et al.*, 2000), que caracterizam os estágios finais do processo de sucessão, quando o fitoplâncton está representado por espécies com alta capacidade de conservar biomassa, explorar recursos segregados e se aproveitar da variabilidade ambiental (Reynolds, 1997).

O zooplâncton também sofre os efeitos do meio aquático, sendo que a abundância de determinados grupos está associada à produtividade do reservatório e ao seu estado trófico. O zooplâncton de grande porte geralmente está associado a condições oligotróficas (DeMott,

1995), enquanto o microzooplâncton é encontrado em ambientes com predominância de cianobactérias (Branco e Senna, 1996; Mendonça-Galvão, 2005).

Para os organismos zooplanctônicos herbívoros, as algas constituem a principal fonte de alimento; entretanto, a quantidade e qualidade do alimento são fatores importantes e potencialmente limitantes para o desenvolvimento e reprodução desses organismos (Pinto-Coelho *et al.*, 1988; Sipaúba-Tavares e Bachion, 2002; Bunioto e Arcifa, 2005; Santos *et al.*, 2006). O zooplâncton herbívoro de grande porte geralmente está associado a algas palatáveis, sendo que eles podem discriminar o alimento pelo tamanho, toxicidade e conteúdo nutricional, bem como manipular o alimento a favor de sua ingestão (DeMott, 1995).

O microzooplâncton se alimenta, predominantemente, de alimento particulado, detritos e bactérias, fazendo parte da cadeia detritívora. O zooplâncton detritívoro domina, numericamente, ambientes eutrofizados e apresentam predomínio de espécies de Rotífera e náuplios de Copepoda (Matsumura-Tundisi *et al.*, 1990).

3.2.1.3. Fatores abióticos

Foram representados nos modelos alguns fatores abióticos que apresentam relação com a dinâmica do plâncton e a qualidade da água do reservatório. Partindo do princípio de que nenhum modelo é completo e que a determinação dos limites do modelo é dada pelo modelador, considerou-se a influência dos seguintes fatores abióticos: Mistura, Temperatura, Matéria Orgânica, Transparência, Vazão e Nutrientes (Nitrogênio e Fósforo), que são propriedades presentes no Lago. Todavia, reconhecemos a existência de outros fatores, muito usados em estudos limnológicos, por apresentarem importância em ecossistemas aquáticos lênticos e exercerem influência na dinâmica do plâncton, como por exemplo: condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, pH.

Abaixo são descritas cada uma das propriedades, inseridas nos modelos, e comentada sua importância no ecossistema aquático.

Mistura

Os mecanismos que impulsionam os processos de organização vertical de ecossistemas aquáticos lênticos têm conseqüências químicas e biológicas fundamentais para o funcionamento destes. Nos ecossistemas aquáticos continentais, os processos de estratificação e mistura resultam de efeitos acumulados das trocas de calor e das entradas de energia; da absorção da radiação solar com a profundidade; da direção e força do vento; da direção e energia das entradas e saídas de água. Assim a mistura é um processo dinâmico altamente complexo (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008).

Nos ecossistemas aquáticos continentais, a quase totalidade da propagação do calor ocorre por transporte de massa d'água, sendo a eficiência da propagação do calor função da ausência ou presença de camadas de diferentes densidades. Em lagos que apresentam temperatura uniforme em toda a coluna, a propagação do calor através de toda a massa líquida pode ocorrer de maneira bastante eficiente, uma vez que a densidade da água nessas condições é praticamente igual em todas as profundidades, sendo o vento o agente fornecedor da energia indispensável para a mistura das massas d'água. Por outro lado, quando as diferenças de temperatura geram camadas d'água com diferentes densidades, que em si já formam uma barreira física, impedindo que se misturem, e se a energia do vento não for suficiente para misturá-las, o calor não se distribui uniformemente, gerando estratificação térmica no sistema, onde as camadas, freqüentemente, estão diferenciados física, química e biologicamente (Esteves, 1998).

Temperatura

É a medida da intensidade de calor; é um parâmetro importante, pois, influi em algumas propriedades da água (densidade, mistura, viscosidade, oxigênio dissolvido), com reflexos sobre a vida aquática. A temperatura pode variar em função de fontes naturais (energia solar) e fontes antropogênicas.

Matéria Orgânica

Apresenta grande importância no corpo d'água, uma vez que sua presença é necessária para a nutrição de seres heterótrofos, e aos autótrofos serve como fonte de nutrientes e gás carbônico (Esteves, 1998; Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008). No entanto, em grandes quantidades, pode causar alterações na água, influenciando fatores como cor, odor, turbidez e consumo do oxigênio dissolvido pelos organismos decompositores.

Transparência

A transparência da coluna d'água pode variar desde alguns centímetros até dezenas de metros. Essa região da coluna d'água é denominada zona eufótica e sua extensão depende, principalmente, da capacidade do meio em atenuar a radiação subaquática. O limite inferior da zona eufótica é geralmente assumido como sendo aquela profundidade onde a intensidade da radiação corresponde a 1% da que atinge a superfície (Esteves, 1998).

Do ponto de vista óptico, a transparência da água pode ser considerada o oposto da turbidez. A turbidez é dada pela presença de matéria em suspensão na água, como substâncias orgânicas finamente divididas, organismos microscópicos e outras partículas. O aumento da turbidez gera redução da produção primária fitoplanctônica.

Vazão

É o volume de água por unidade de tempo que escoar. Em reservatórios existem a vazão de entrada, proveniente dos tributários que alimentam o Lago e a de saída, que é o volume de água que escoar do reservatório, tanto por transbordamento, quanto por ações que ocorrem na barragem, como a abertura das comportas. Apresenta grande importância nos processos físicos de mistura da água, que por consequência, influenciam alterações nas propriedades bióticas e abióticas do ecossistema.

Nitrogênio e Fósforo

Na presença de nutrientes adequados e em quantidades suficientes, o fitoplâncton é capaz de transformar a energia solar e acumular compostos químicos energéticos, por meio da fotossíntese (Sipaúba-Tavares e Rocha, 2001).

O nitrogênio pode estar presente na água sob várias formas: molecular, amônia, nitrito, nitrato; é um elemento indispensável ao crescimento de algas. Os compostos de fósforo são um dos mais importantes fatores limitantes para os organismos aquáticos, sendo essencial para o crescimento de algas. O fósforo encontra-se na água nas formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico. Todavia, o excesso de nitrogênio e fósforo pode ocasionar um exagerado desenvolvimento do fitoplâncton (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008).

São causas do aumento do nitrogênio na água: esgotos domésticos e industriais, fertilizantes, excrementos de animais. As principais fontes de fósforo são: dissolução de compostos do solo, decomposição da matéria orgânica, esgotos domésticos e industriais, fertilizantes, detergentes e excrementos de animais.

Os aspectos entre os componentes abióticos descritos acima estão contidas nos modelos qualitativos. Neste, são representadas as influências entre os componentes abióticos e as relações de causa e efeito desses fatores sobre a comunidade planctônica. Na sessão 3.3 deste capítulo – Fragmentos de Modelo, são apresentadas essas relações implementadas em fragmentos de modelo.

3.2.1.4. Agentes

Na modelagem qualitativa, os agentes representam ações exógenas que apresentam influência no comportamento do sistema (Bredeweg, 1992). Nos modelos propostos, os agentes referem-se às mudanças que ocorrem no ecossistema, decorrentes das ações antrópicas. Foram representadas as ações de entrada de nutrientes decorrentes do *Uso da Bacia* e das *Estações de Tratamento de Esgoto*. Além dessas, foi inserido o agente *Algicida*, que corresponde a intervenções muitas vezes realizadas em reservatórios a fim de controlar florações algais.

Reservatórios localizados em uma matriz urbana são submetidos a inúmeras pressões, sendo também ecossistemas que fornecem muitos serviços ambientais. Esses sistemas são pressionados permanentemente pelas ações que ocorrem em sua bacia hidrográfica (Tucci, *et al.*, 2006). Os impactos são causados por entradas, pontuais ou não-pontuais, de nitrogênio e fósforo, degradação da margem, desmatamento, descarga de resíduos sólidos, sedimentação, ocupação urbana extensa. Assim, o gerenciamento desses reservatórios é uma tarefa complexa e de difícil resolução, uma vez que necessitam de uma permanente resolução de conflitos (Tucci, *et al.*, 2006; Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008).

3.2.2. Os Modelos Qualitativos Propostos

Os modelos qualitativos sobre a dinâmica do plâncton em diferentes graus de trofia baseiam-se em aspectos, relações e processos apresentados na seção 3.2, e estão descritos nas seções a seguir. Inicialmente, é apresentado um mapa conceitual, que traz as principais idéias capturadas nos modelos qualitativos; em seguida, são apresentados os componentes dos modelos qualitativos – *Entidades, Agentes, Configurações, Quantidades e Espaços Quantitativos* – estruturados de forma a compor os fragmentos de modelo. Por fim são mostrados os cenários iniciais que geraram as simulações referentes aos processos ativos no sistema modelado.

3.2.3. Mapa Conceitual

Reconhecer e delimitar o sistema de interesse, expressando-o a partir de um diagrama conceitual, no qual são representadas as principais interações entre os componentes do sistema, é importante passo para na construção de um modelo (Angelini, 1999).

Pensando nesse aspecto, a Figura 5 traz o mapa conceitual do sistema escolhido como objeto deste estudo. Nele estão contidas as interações entre os componentes que interferem na dinâmica dos organismos planctônicos.

Representamos o reservatório com suas propriedades (Fósforo, Matéria Orgânica, Mistura, Nitrogênio, Temperatura, Transparência e Vazão), entendidas como as mais relevantes para o problema estudado, os organismos planctônicos (*Cianobactérias, Outras Algas, Detritívoros e Herbívoros*) e as relações existentes entre esses componentes. Mostramos, ainda, a ação de fatores exógenos (*Bacia, ETEs e Algicida*) sobre o ecossistema (Figura 5).

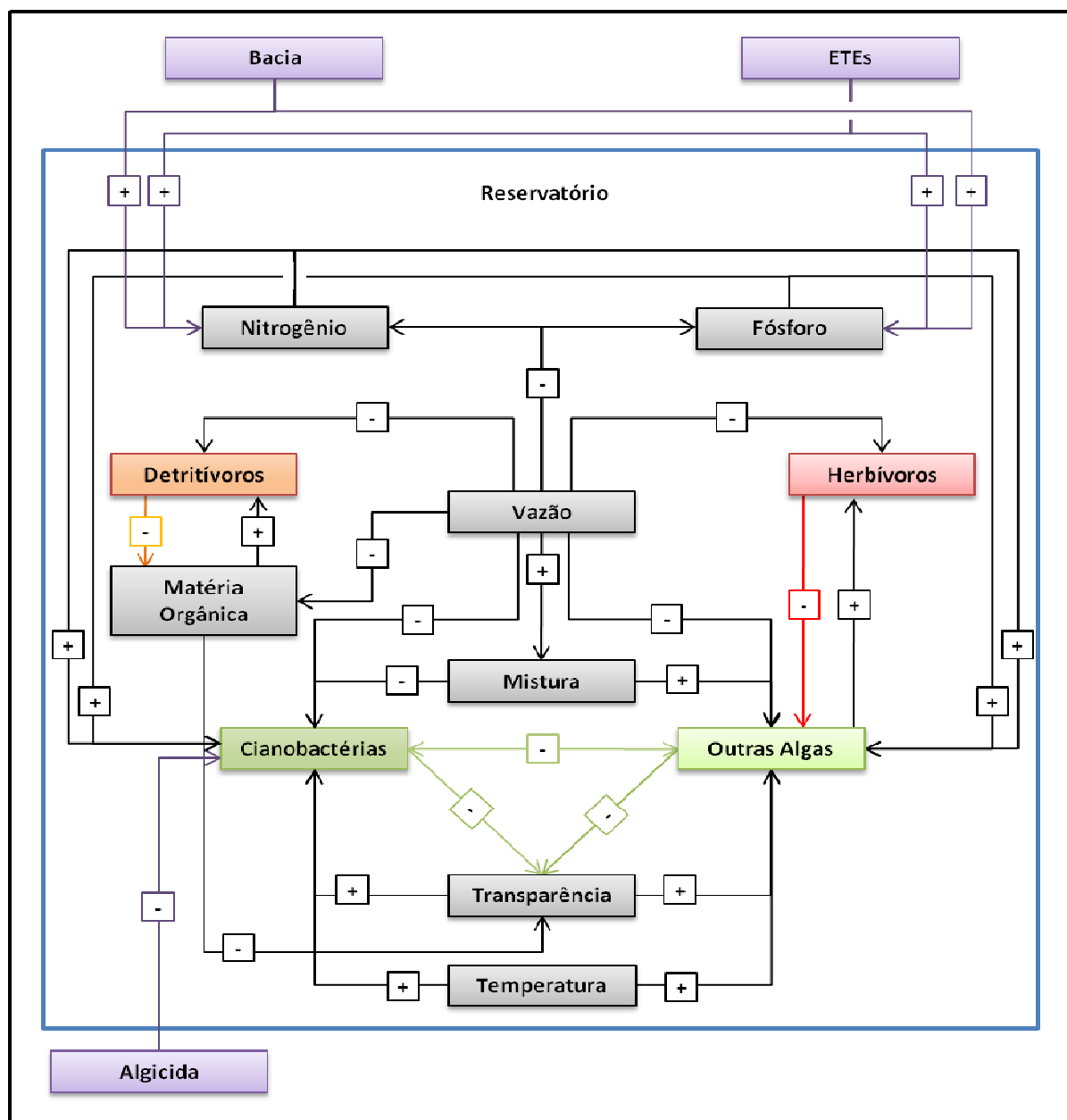


Figura 5 – Mapa conceitual representando alguns dos componentes relevantes para a dinâmica do plâncton no Lago Paranoá, DF. Relações diretas são representadas por “+” e as relações inversas são representadas por “-”.

3.2.4. Entidades, Agentes, Configurações, Quantidades e Espaços Quantitativos

Entidades

Nos modelos, a configuração de um sistema dá-se por objetos (entidades) inter-relacionados. Tais entidades podem ser representadas de forma hierarquizada (Figura 6), de modo que, nos passos que se seguem todos os processos representados na entidade de nível mais elevado (*Entidade biológica*), serão herdadas pelas entidades situadas nos níveis abaixo (*Fitoplâncton* e *Zooplâncton*).

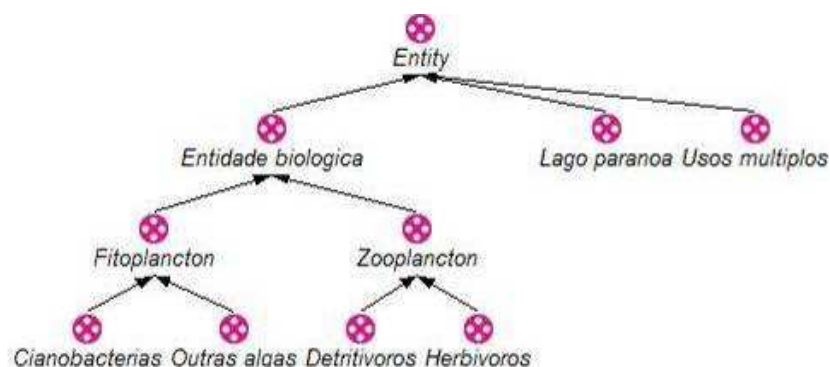


Figura 6 – Entidades presentes nos modelos qualitativos.

Nossos modelos são compostos por nove entidades. Três são entidades principais – *Entidade biológica*, *Lago Paranoá*, *Usos Múltiplos* – e seis – *Fitoplâncton* (*Cianobactérias* e *Outras Algas*) e *Zooplâncton* (*Detritívoros* e *Herbívoros*) – são subtipos de *Entidade biológica* (Figura 6).

Os modelos trazem a entidade *Lago Paranoá* como o reservatório urbano de estudo e a *Entidade biológica*, principal objeto de estudo do modelo. Os processos que ocorrem dentro do *Lago Paranoá* influenciam a *Entidade Biológica* e, por consequência, geram efeitos sobre a entidade *Usos Múltiplos*, que representa o potencial de utilização (navegação, pesca, recreação, práticas de esporte) do reservatório pela população.

Agentes

Agentes são usados para representar fatores externos que interferem no sistema. Os agentes relacionam-se com os objetos incluídos nos modelos.

Os três agentes – *Uso da Bacia*, *ETEs*, *Algicida* – representam as ações antrópicas sobre o reservatório. Os agentes *Uso da Bacia* e *ETEs* são os responsáveis pela entrada de nutrientes no ecossistema modelado. *Algicida* é o agente que representa a ação dos órgãos responsáveis a fim de controlar florações algais no reservatório. A Figura 7 mostra a composição dos agentes nos modelos.

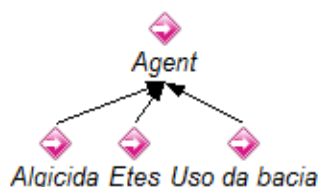


Figura 7 - Agentes presentes nos modelos qualitativos.

Configurações

A estrutura do sistema é representada por meio das configurações entre os objetos (entidade-entidade ou agente-entidade). A Tabela 10, em anexo, apresenta as configurações presentes nos nossos modelos qualitativos.

Quantidades e Espaços Quantitativos

Entidades e agentes possuem propriedades, representadas como quantidades (propriedades quantitativas), que descrevem as mudanças sofridas pelas entidades ao longo do tempo. Por sua vez, os valores das quantidades são representados por pares <magnitude, derivada>, respectivamente o “tamanho” e a direção de mudança da quantidade em um estado específico. Os possíveis valores qualitativos da magnitude e da derivada constituem conjuntos ordenados chamados *espaços qualitativos*. Por exemplo, a magnitude da massa de cianobactérias pode assumir um dos seguintes valores: {zero, pequena, média, grande}. A derivada de qualquer quantidade terá sempre o espaço quantitativo {negativo, zero, positivo¹}, indicando que a variável pode estar decrescendo, estável ou crescendo, respectivamente. Portanto, por exemplo, em determinado momento o valor qualitativo da massa de cianobactérias pode ser <pequena, positiva>, indicando uma pequena quantidade, que está crescendo.

Uma entidade e suas propriedades quantitativas são representadas na Figura 8, onde a entidade é representada por *Entidade biológica*, e suas propriedades quantitativas são a *taxa de crescimento* e a *biomassa*, respectivamente associadas aos espaços quantitativos *Mzp* (minus, zero, plus) e *Pmg* (pequena, média e grande).

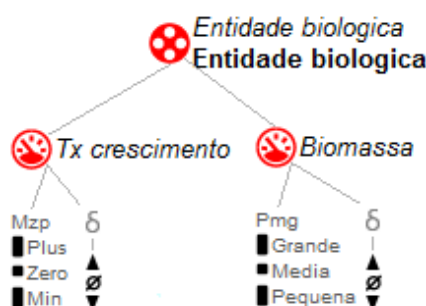


Figura 8 – Representação da entidade com suas propriedades e espaços quantitativos definidos.

Os modelos incluem 15 quantidades, sendo 12 quantidades pertencentes às entidades e três incluídas nos agentes. As Tabelas 13 e 14, em anexo, trazem as entidades e os agentes com suas quantidades e espaços quantitativos, respectivamente.

¹ Nos software Garp3 e DynaLearn, o espaço quantitativo {negativo, zero, positivo} é representado por {minus, zero, plus}.

3.2.5. Fragmentos de Modelo

Os fragmentos de modelo são classificados em estáticos, de processos e de agentes. Os modelos qualitativos sobre a dinâmica do plâncton são compostos por 29 fragmentos de modelo, sendo 21 fragmentos estáticos, três de processos e cinco de agentes.

Estáticos

Os fragmentos de modelo do tipo estático descrevem as relações entre as entidades e quantidades que não envolvem as influências diretas (I+ e I-), apenas representam as relações de proporcionalidade qualitativa (P+ e P-) (Figura 9).

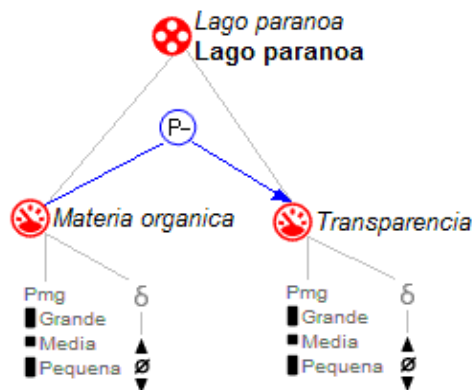


Figura 9 – Exemplo de um fragmento de modelo do tipo estático, no qual a matéria orgânica apresenta uma proporcionalidade qualitativa sobre a transparência da água.

Processos

Os fragmentos de modelo de processos descrevem comportamento do sistema a partir das influências diretas (processos), entre as quantidades, que serão propagadas ao longo das cadeias de causalidade (Figura 10).

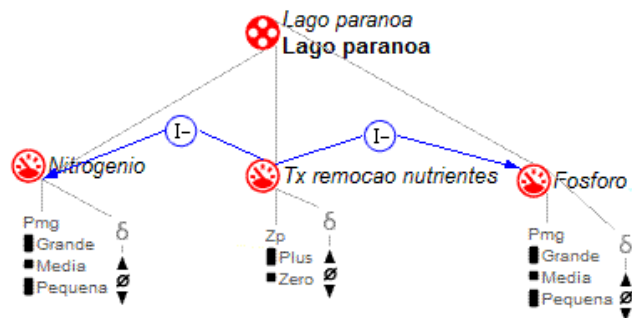


Figura 10 - Exemplo de um fragmento de modelo de processos. Nele, a taxa de remoção de nutrientes exerce uma influência direta sobre os nutrientes.

Agentes

Fragmentos de modelo do tipo agente representam as ações externas sobre o comportamento do sistema (Figura 11).

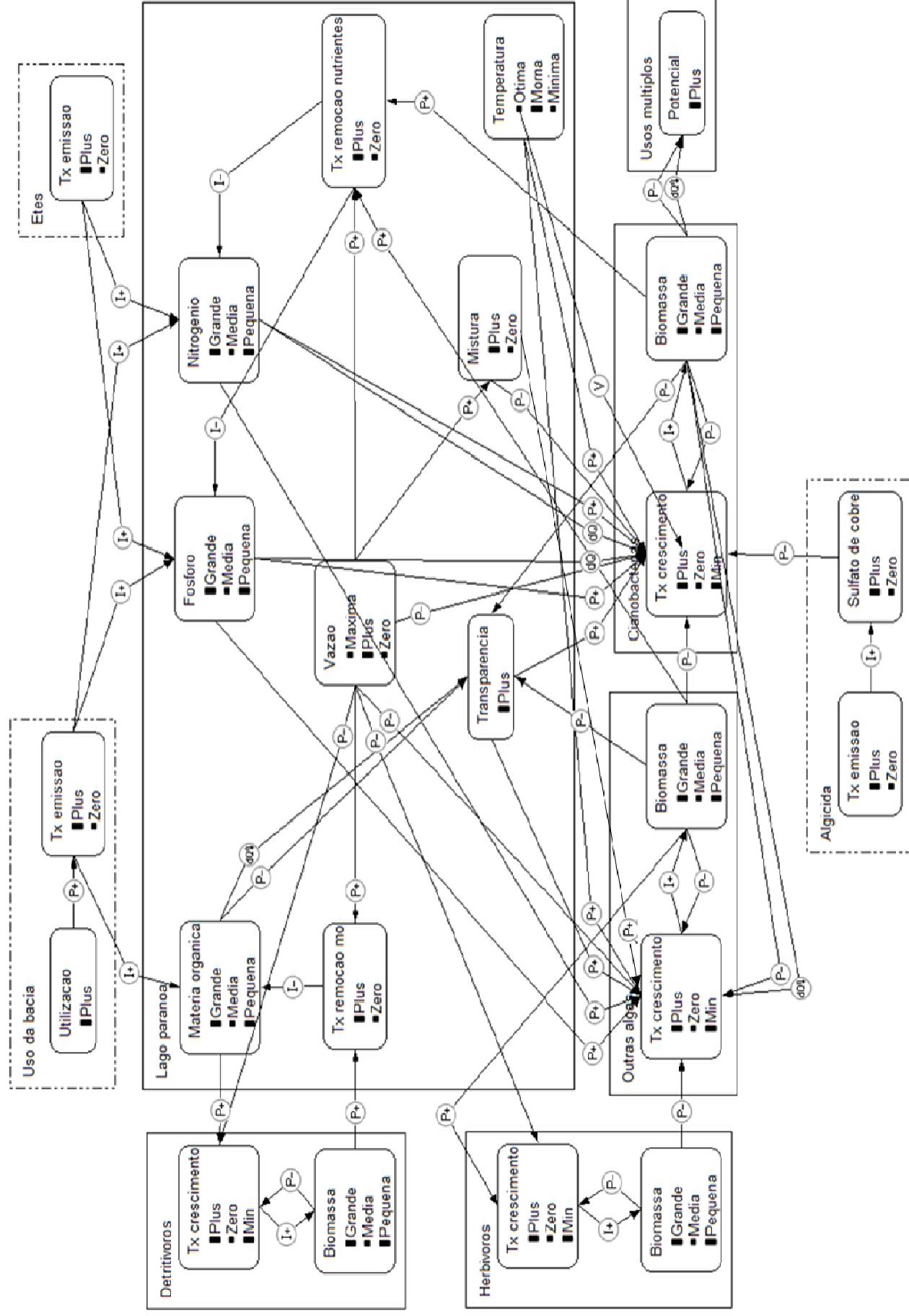


Figura 12 – Modelo causal obtido em simulação envolvendo todos os fragmentos de modelo sobre a dinâmica do plâncton, em diferentes estados de trofia.

Competição fitoplâncton

A biomassa de *Outras Algas* irá influenciar (P-) a taxa de crescimento de *Cianobactérias*. Por sua vez, a biomassa de *Cianobactérias* também exerce uma ação indireta (P-) sobre a taxa de crescimento de *Outras Algas*. Esse processo ocorre, principalmente, pela disputa por recurso entre esses grupos.

Alimentação dos herbívoros

A alimentação das espécies zooplanctônicas herbívoras é dependente do grupo fitoplanctônico *Outras Algas*. A biomassa dos *Herbívoros* possui uma proporcionalidade indireta (P-) sobre a taxa de crescimento de *Outras Algas* e a biomassa desse grupo fitoplanctônico apresenta uma relação direta (P+) sobre a taxa de crescimento dos *Herbívoros*.

Representou-se a ação do zooplâncton herbívoro somente sobre o grupo denominado *Outras Algas*. Isso por que as espécies planctônicas herbívoras alimentam-se preferencialmente de algas palatáveis e que apresentam bom conteúdo nutricional (DeMott, 1995; Sipaúba-Tavares e Rocha, 2001; Ferrão-Filho *et al.*, 2005).

As algas pertencentes ao grupo das *Cianobactérias* não apresentam palatabilidade por conta da sua bainha de mucilagem ou estrutura filamentosa, além de possuírem baixo valor nutricional e serem potenciais produtoras de toxinas (Macedo, 1999; Sipaúba-Tavares e Rocha, 2001; Ferrão-Filho *et al.*, 2005; Tonietto *et al.*, 2008). Dessa forma, a ação de espécies zooplanctônicas herbívoras apresenta maior importância sobre as algas não pertencentes ao a divisão Cyanobacteria.

Mistura afeta crescimento do grupo Outras Algas

Cianobactérias são competitivamente melhores que *Outras Algas* em caso de estratificação da coluna d'água (mistura igual a zero), isso por que estas algas conseguem ficar no estrato superior da massa d'água sem sofrer stress fotoquímico. Além de serem capazes de absorver nitrogênio atmosférico, em casos onde a ausência da mistura da água, não disponibiliza nutrientes para as distintas camadas formadas (Tonietto *et al.*, 2008).

Ao contrário do que ocorre com as *Cianobactérias*, a mistura exerce uma ação direta (P+) sobre a taxa de crescimento das *Outras Algas*. Isso por que com a movimentação da coluna d'água favorece a ressuspensão de nutrientes. Nos casos de estratificação (ausência de mistura) não ocorre ressuspensão, impedindo as algas "presas" em uma determinada camada migrem para outras camadas com maior disponibilidade de nutrientes, por conta da diferença de densidade que impede que essas algas ultrapassem as camadas.

Alimentação dos Detritívoros

A alimentação dos *Detritívoros* mostra que a quantidade de matéria orgânica presente no Lago influencia na quantidade desse tipo de organismos, por ele se alimentar da matéria

orgânica presente no Lago. A biomassa dos *Detritívoros* possui uma proporcionalidade direta (P+) sobre a taxa de remoção de matéria orgânica e a quantidade matéria orgânica apresenta uma ação direta (P+) sobre a taxa de crescimento dos *Herbívoros*.

Matéria orgânica afeta a transparência

A redução da transparência pode ocorrer pela relação indireta (P-) da quantidade de matéria orgânica na coluna d'água. Assim, o aumento da matéria orgânica reduz a transparência da água.

Nitrogênio e Fósforo afetam fitoplâncton

A entrada de nutrientes – fósforo e nitrogênio – afeta o crescimento do *Fitoplâncton*. A entrada de nutrientes exerce ação positiva (P+) sobre a taxa de crescimento das algas, ou seja, o aumento da quantidade de nutrientes aumenta a taxa de crescimento dos organismos fitoplanctônicos.

Apesar da influência de outros fatores, assumimos, ao longo do desenvolvimento dos modelos, que o fator determinante para o incremento da biomassa de *Cianobactérias* e a ocorrência de possíveis florações é o aumento do aporte de nutrientes. Assim, inserimos uma correspondência entre as derivadas (dQ) dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) e a derivada da taxa de crescimento de *Cianobactérias* (veja Figura 12). Essa correspondência foi inserida de modo a simplificar os modelos e as simulações, mas os modelos não desconsideram as outras variáveis que têm influência na biomassa das *Cianobactérias*.

À medida que o fitoplâncton consome nutrientes, o nitrogênio e fósforo têm sua quantidade reduzida na coluna d'água. Para representar esse consumo, no fragmento de modelo foi inserida a proporcionalidade direta (P+) entre a biomassa fitoplanctônica e a taxa de remoção de nutrientes.

Temperatura afeta fitoplâncton

A temperatura é um importante fator para o crescimento e reprodução das espécies planctônicas. Como o aumento da temperatura acelera esse processo, uma relação positiva (P+) entre a temperatura e a taxa de crescimento das algas planctônicas foi acrescentada ao modelo.

Temperatura ótima para o crescimento de Cianobactéria

Temperaturas nas quais as espécies de algas possuem crescimento máximo, são conhecidas como temperaturas ótimas. Para *Cianobactérias* o valor de temperatura ótima varia em torno de 28°C. Nessa condição, elas se mostram excelentes competidoras, uma vez o aumento da temperatura, provocado pela alta irradiância, reduz a solubilidade de CO₂ e desfavorece seus competidores, que não apresentam mecanismos fisiológicos para sobreviver nessas circunstâncias (Tonietto, *et al.*, 2008).

Nos modelos, os valores que representam a temperatura ótima (em torno de 28°C) apresentam correspondência (V) para o valor plus da taxa de crescimento de *Cianobactérias*.

Transparência afeta fitoplâncton

A transparência da água é fundamental para a atividade fotossintética das algas, por conta da penetração de luz. Desse modo, o aumento da transparência afeta positivamente (P+) a taxa de crescimento do *Fitoplâncton*.

Fitoplâncton afeta a transparência

Um dos fatores que afetam a transparência da coluna d'água é o aumento da biomassa dos organismos fitoplanctônicos, tendo a biomassa das algas uma relação negativa (P-) sobre a transparência da água.

Vazão afeta crescimento da entidade biológica

A quantidade vazão afeta a taxa de crescimento da *Entidade Biológica*. O aumento da vazão reduz (P-) a taxa de crescimento da *Entidade Biológica*. Essa relação se explica pelo fato de que, a medida em que a vazão é aumentada, a mortalidade da *Entidade Biológica* também é aumentada, reduzindo sua taxa de crescimento, pois esses organismos serão lançados para fora do *Reservatório*.

Vazão afeta a mistura

Diversos são os fatores que interferem na mistura da coluna d'água em um ecossistema lântico. Nos modelos são representados o efeito da vazão sobre a mistura, pois o Lago Paranoá, é um *Reservatório* no qual esse fator apresenta grande importância dentre os processos hidrológicos.

A vazão, neste caso, representa a abertura das comportas do *Reservatório*; esta exerce uma influência positiva (P+) sobre a mistura da coluna d'água.

Vazão afeta remoção de matéria orgânica

A vazão apresenta uma proporcionalidade qualitativa positiva (P+) sobre a taxa de remoção de matéria orgânica. Isso por que, à medida que a vazão aumenta, a taxa de remoção de matéria orgânica aumenta, porque esta escoar a jusante do *Reservatório*, tendo sua quantidade reduzida no Lago.

Vazão afeta remoção de nutrientes

A vazão exerce uma ação positiva (P+) sobre a taxa de remoção de nutrientes. Isso por que, a medida em que a vazão aumenta a taxa de remoção de nutrientes aumenta, porque estes elementos são escoados a jusante do *Reservatório*, tendo suas concentrações reduzidas no Lago.

Cianobactéria afeta usos múltiplos

O aumento de *Cianobactérias* pode afetar os *Usos Múltiplos* do Lago, uma vez que esses organismos promovem a proliferação de insetos, bactérias, geram odor desagradável na água, podem levar a mortandade de peixes, além de produzirem toxinas que podem ser letais ao homem. Essa relação foi representada a partir de uma proporcionalidade negativa (P-) entre a biomassa de *Cianobactérias* e o potencial dos *Usos Múltiplos*.

Crescimento entidade biológica

O processo de crescimento de *Entidade biológica* é dado pela influência direta (I+) da taxa de crescimento para a biomassa, e da proporcionalidade qualitativa (P-) entre a biomassa e a taxa de crescimento. Entende-se que o aumento da taxa de crescimento influencia a biomassa, aumentando-a. À medida que a biomassa da *Entidade Biológica* cresce ocorre uma influência na taxa de crescimento dessa entidade, reduzindo-a. Essa relação configura um mecanismo de retroalimentação negativa.

Remoção de matéria orgânica

A remoção da matéria orgânica no Lago se dá por meio da influência direta negativa (I-) da taxa de remoção de matéria orgânica sobre a quantidade matéria orgânica.

Remoção de nutrientes

Nitrogênio e fósforo são removidos do *Reservatório* a partir do processo de remoção de nutrientes. Nesse processo, a taxa de remoção de nutrientes exerce uma influência direta negativa (I-) sobre o nitrogênio e fósforo.

Uso da Bacia afeta taxa de emissão

A entidade *Uso da Bacia*, que representa o uso e ocupação da terra dentro da bacia hidrográfica do *Reservatório* apresenta relação positiva (P+) com as taxas de emissão de matéria orgânica e nutrientes. Assim, à medida que a pressão antrópica aumenta na bacia, há um aumento nas taxas de emissão da bacia para o Lago.

Taxa de emissão de nutrientes da bacia afeta nutrientes no Lago

O aumento da emissão de matéria orgânica, provinda do *Uso da Bacia*, exerce influência direta positiva (I+) sobre a quantidade de matéria orgânica no *Reservatório*.

Taxa de emissão de matéria orgânica da bacia afeta nutrientes no Lago

O aumento da taxa de emissão de nutrientes, provinda do *Uso da Bacia*, influencia diretamente (I+) a quantidade de nitrogênio e fósforo no *Reservatório*.

Taxa de emissão de nutrientes das ETEs afeta nutrientes no Lago

Estações de tratamento de esgoto, quando não apresentam tratamento adequado, acabam por despejar uma grande quantidade de nitrogênio e fósforo no corpo d'água. Desse

modo, a representação da ação das *ETEs* sobre o *Reservatório* modelado, mostra que a taxa de emissão das *ETEs* influencia diretamente (+) a quantidade de nitrogênio e fósforo no Lago.

3.2.6. Cenários

Os cenários descrevem a estrutura do sistema modelado e as quantidades citadas no modelo. Neles são representados os valores iniciais das quantidades e, eventualmente, fatores exógenos que dão início a simulação (Bredeweg *et al.*, 2008).

Os modelos são compostos por 18 cenários, sendo que 11 correspondem a cenários simples (Tabela 5) que representam todos os pequenos processos que ocorrem no sistema e sete são cenários completos (Tabela 6) que apresentam a maior parte ou todos (ou) os fragmentos de modelo combinados, a fim de entender o funcionamento global do sistema, após o resultado das simulações.

Tabela 5 – Lista de tipo, denominação, componentes e finalidade dos cenários simples contidos nos modelos qualitativos.

Tipo	Nome do Cenário	Componentes	Finalidade
Simples	Competição do fitoplâncton	<i>Cianobactérias</i> (Taxa de crescimento e Biomassa)	Cenário inicial sem predomínio de um grupo.
	Alimentação dos herbívoros	<i>Outras Algas</i> (Taxa de crescimento e Biomassa)	Criado para avaliar a ação entre as duas entidades.
		<i>Herbívoros</i> (Taxa de crescimento e Biomassa)	Explorar a ação de predação de herbívoros sobre as outras algas
		<i>Outras Algas</i> (Taxa de crescimento e Biomassa)	
		<i>Detritívoros</i> (Taxa de crescimento e Biomassa)	Explorar a ação de espécies detritívoras sobre a matéria orgânica do reservatório.
	Alimentação dos detritívoros	<i>Reservatório</i> (Matéria orgânica e Taxa de remoção de matéria orgânica)	
		<i>Detritívoros</i> (Taxa de crescimento e Biomassa)	
		<i>Reservatório</i> (Vazão, Matéria orgânica, Taxa de remoção de matéria orgânica e Transparência)	Explorar a ação da entrada de matéria orgânica sobre as propriedades do reservatório, o fitoplâncton e o zooplâncton detritívoro.
	Matéria orgânica	<i>Uso da bacia</i> (Utilização e Taxa de emissão)	
		<i>Cianobactérias</i> (Taxa de crescimento e Biomassa)	
		<i>Outras Algas</i> (Taxa de crescimento e Biomassa)	Explorar como a variação da mistura da coluna d'água afeta os grupos de algas.
	Mistura afeta fitoplâncton	<i>Reservatório</i> (Vazão e Mistura)	
		<i>Cianobactérias</i> (Taxa de crescimento e Biomassa)	
		<i>Outras Algas</i> (Taxa de crescimento e Biomassa)	
		<i>Reservatório</i> (Nitrogênio, Fósforo, Taxa de remoção de nutrientes e Vazão)	Explorar as entradas de nutrientes, sua variação e o efeito destas sobre a dinâmica dos dois grupos fitoplanctônico.
	Nutrientes e fitoplâncton	<i>ETEs</i> (Taxa de emissão)	
		<i>Uso da bacia</i> (Utilização e Taxa de emissão)	
		<i>Cianobactérias</i> (Taxa de crescimento e Biomassa)	
	Temperatura e fitoplâncton	<i>Outras Algas</i> (Taxa de crescimento e Biomassa)	Explorar como a variação temperatura interfere no crescimento de cianobactérias e outras algas.
		<i>Reservatório</i> (Temperatura)	

Simples	Transparência	<i>Detritívoros</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Fitoplâncton</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Reservatório</i> (Vazão, Matéria orgânica, Taxa de remoção de matéria orgânica e Transparência) <i>Uso da bacia</i> (Utilização e Taxa de emissão) <i>Cianobactérias</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Outras Algas</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Detritívoros</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Herbívoros</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Reservatório</i> (Fósforo, Matéria orgânica, Nutrientes, Taxa de remoção de matéria orgânica, Taxa de remoção de nutrientes, Vazão)	Explorar as alterações que a transparência do reservatório sofre e seus efeitos sobre o fitoplâncton. Explorar a ação da vazão sobre as concentrações de nutrientes (fósforo e nitrogênio), matéria orgânica e sobre as entidades biológicas (<i>Cianobactérias</i>, Outras Algas, <i>Detritívoros</i> e <i>Herbívoros</i>). Explorar a interferência das variações na biomassa de cianobactérias sobre o potencial de usos múltiplos. Explorar a ação da adição de algicida sobre a taxa de crescimento e biomassa do fitoplâncton.
	Vazão		
	Cianobactéria e Usos múltiplos	<i>Cianobactérias</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Usos múltiplos</i> (Potencial)	
	Algicida e Fitoplâncton	<i>Cianobactérias</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Outras Algas</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) Algicida (Taxa de emissão e Sulfato de Cobre)	

Tabela 6 - Lista de tipo, denominação, componentes e finalidade dos cenários complexos contidos nos modelos qualitativos.

Tipo	Nome do Cenário	Componentes	Finalidade
Complexos	Oligotrófico	<i>Cianobactérias</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Outras Algas</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Detritívoros</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Herbívoros</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Reservatório</i> (Fósforo, Matéria orgânica, Mistura, Nutrientes, Taxa de remoção de matéria orgânica, Taxa de remoção de nutrientes, Temperatura, Transparência, Vazão) <i>ETEs</i> (Taxa de emissão) <i>Uso da bacia</i> (Utilização e Taxa de emissão) <i>Usos múltiplos</i> (Potencial)	Explorar as mudanças da comunidade planctônica em um ecossistema com condição inicial oligotrófico, que passa a sofrer ações do uso da bacia.
	Mesotrófico	<i>Cianobactérias</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Outras Algas</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Detritívoros</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Herbívoros</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Reservatório</i> (Fósforo, Matéria orgânica, Mistura, Nutrientes, Taxa de remoção de matéria orgânica, Taxa de remoção de nutrientes, Temperatura, Transparência e Vazão) <i>ETEs</i> (Taxa de emissão) <i>Uso da bacia</i> (Utilização e Taxa de emissão) <i>Usos múltiplos</i> (Potencial)	Explorar as mudanças da comunidade planctônica em um ecossistema mesotrófico, que continua a sofrer ações do uso da bacia e das ETEs.
	Eutrófico	<i>Cianobactérias</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Outras Algas</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Detritívoros</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Herbívoros</i> (Taxa de crescimento e Biomassa)	Explorar as mudanças da comunidade planctônica em um ecossistema eutrófico, que continua a sofrer ações do uso da bacia e das ETEs.

Complexos		<i>Reservatório</i> (Fósforo, Matéria orgânica, Mistura, Nutrientes, Taxa de remoção de matéria orgânica, Taxa de remoção de nutrientes, Temperatura, Transparência e Vazão) <i>ETEs</i> (Taxa de emissão) <i>Uso da bacia</i> (Utilização e Taxa de emissão) <i>Usos múltiplos</i> (Potencial)	
	Eutrófico com uso de algicida	<i>Cianobactérias</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Outras Algas</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Detritívoros</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Herbívoros</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Reservatório</i> (Fósforo, Matéria orgânica, Mistura, Nutrientes, Taxa de remoção de matéria orgânica, Taxa de remoção de nutrientes, Temperatura, Transparência e Vazão) <i>Algicida</i> (Taxa de emissão, Sulfato de cobre) <i>ETEs</i> (Taxa de emissão) <i>Uso da bacia</i> (Utilização e Taxa de emissão) <i>Usos múltiplos</i> (Potencial)	Explorar as mudanças da comunidade planctônica em um ecossistema eutrófico, que como tentativa de alterar a dominância de cianobactérias sofre intervenção com a da adição de sulfato de cobre no reservatório, como algicida.
	Eutrófico após uso de algicida	<i>Cianobactérias</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Outras Algas</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Detritívoros</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Herbívoros</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Reservatório</i> (Fósforo, Matéria orgânica, Mistura, Nutrientes, Taxa de remoção de matéria orgânica, Taxa de remoção de nutrientes, Temperatura, Transparência e Vazão)	Explorar as mudanças da comunidade planctônica em um ecossistema eutrófico, após a aplicação de sulfato de cobre.

Complexos		<i>Algicida</i> (Taxa de emissão, Sulfato de cobre) <i>ETEs</i> (Taxa de emissão) <i>Uso da bacia</i> (Utilização e Taxa de emissão) <i>Usos múltiplos</i> (Potencial)	
	Eutrófico ETEs com tratamento terciário	<i>Cianobactérias</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Outras Algas</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Detritívoros</i>(Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Herbívoros</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Reservatório</i> (Fósforo, Matéria orgânica, Mistura, Nutrientes, Taxa de remoção de matéria orgânica, Taxa de remoção de nutrientes, Temperatura, Transparência e Vazão) <i>ETEs</i> (Taxa de emissão) <i>Uso da bacia</i> (Utilização e Taxa de emissão) <i>Usos múltiplos</i> (Potencial)	Explorar as mudanças da comunidade planctônica em um ecossistema eutrófico, após a modernização das ETEs.
	Eutrófico com aumento da vazão	<i>Cianobactérias</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Outras Algas</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Detritívoros</i>(Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Herbívoros</i> (Taxa de crescimento e Biomassa) <i>Reservatório</i> (Fósforo, Matéria orgânica, Mistura, Nutrientes, Taxa de remoção de matéria orgânica, Taxa de remoção de nutrientes, Temperatura, Transparência e Vazão) <i>ETEs</i> (Taxa de emissão) <i>Uso da bacia</i> (Utilização e Taxa de emissão) <i>Usos múltiplos</i> (Potencial)	Explorar as mudanças da comunidade planctônica em um ecossistema eutrófico, após o aumento da vazão do reservatório.

3.2.6.1. Simples

Como o objetivo do trabalho não é o resultado das simulações desses pequenos cenários, formado pela combinação de poucos fragmentos de modelo, nesta seção são apresentados somente quatro dos 11 cenários simples contidos nos modelos; os demais podem ser encontrados no apêndice B.

Os cenários, que aqui serão apresentados, simulam as interações entre as entidades biológicas (competição e alimentação) e a interação entre os fatores abióticos e as entidades biológicas (efeito da entrada de nutrientes sobre a comunidade fitoplanctônica).

Competição do fitoplâncton

No cenário estão representados os dois grupos planctônicos autotróficos e estabelecida a configuração de competição entre as entidades. As taxas de crescimento e biomassa das entidades *Cianobactérias* e *Outras Algas* são iniciadas nos valores *<plus, pequena>*, respectivamente (Figura 13). Os valores iniciais das quantidades nesses cenários estão representados pelas setas azuis.

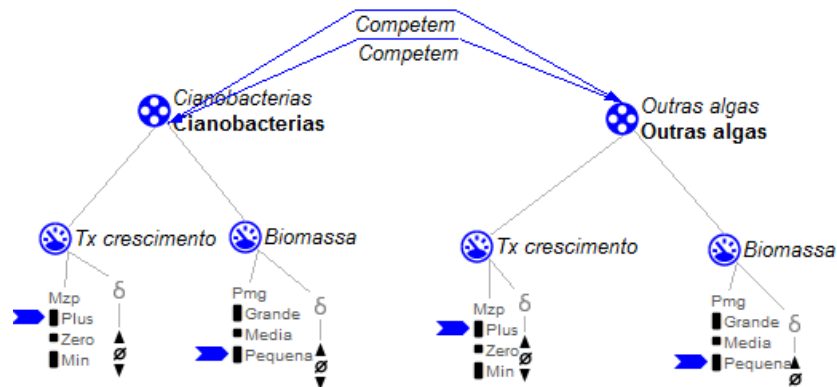


Figura 13 – Cenário para a simulação do processo de competição entre os dois grupos de algas.

Alimentação do zooplâncton

Os processos de alimentação do zooplâncton estão representados nos cenários de alimentação dos *Herbívoros* (Figura 14) e dos *Detritívoros* (Figura 15). A alimentação dos herbívoros envolve as entidades *Herbívoros* e *Outras algas*. Já o cenário de alimentação de detritívoros está composto pela entidade *Detritívoros* e *Reservatório*, onde esse grupo se alimentará da quantidade de matéria orgânica presente no lago.

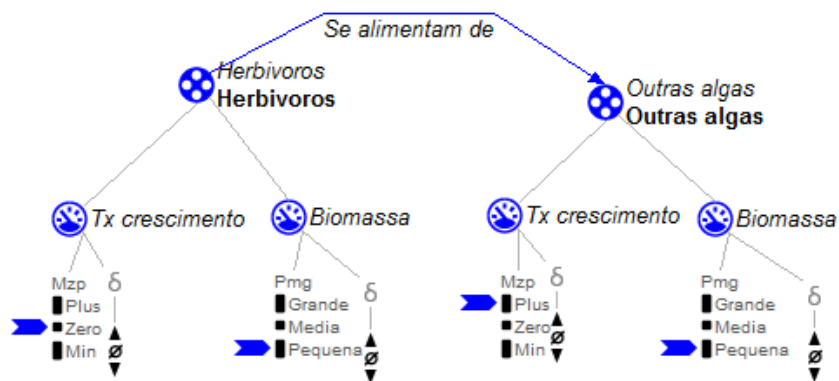


Figura 14 – Cenário para a simulação do processo de alimentação dos herbívoros.

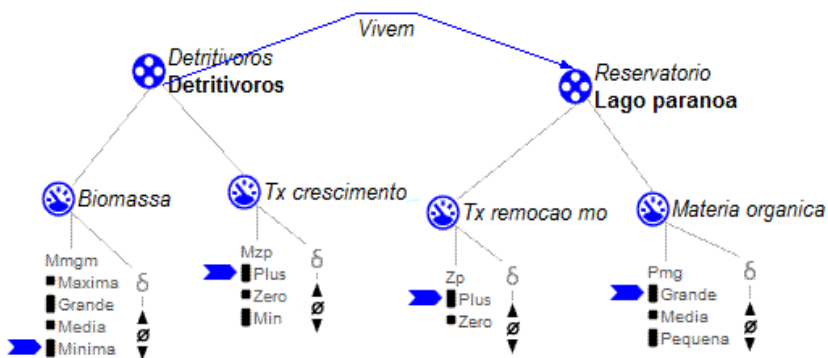


Figura 15 – Cenário para a simulação do processo de alimentação dos detritívoros.

Nutrientes e o Fitoplâncton

Nesse cenário, representamos os efeitos de todas as entradas (provindas dos agentes *Uso da Bacia* e *ETEs*) e saídas (taxa de remoção, que é influenciada pela vazão e pela taxa de crescimento do fitoplâncton) dos nutrientes sobre a comunidade fitoplanctônica (Figura 16). Espera-se que a simulação mostre a variação da quantidade de nutrientes e seu efeito sobre os grupos algais.

O agente *Uso da Bacia* no cenário inicial apresenta uma quantidade pequena e ação exógena que dita o crescimento da sua quantidade – utilização – esta age de forma a aumentar a utilização da bacia ao longo da simulação. O agente *ETEs* apresenta valor inicial *<plus, estável>*.

Os grupos fitoplanctônicos iniciam a simulação em valores *positivo* e *pequena* para as quantidades taxa de crescimento e biomassa, respectivamente. As quantidades nitrogênio e fósforo apresentam valores iniciados em *pequena*, com a taxa de remoção de nutrientes positiva. O valor da vazão do Lago é iniciado em *<plus, estável>*.

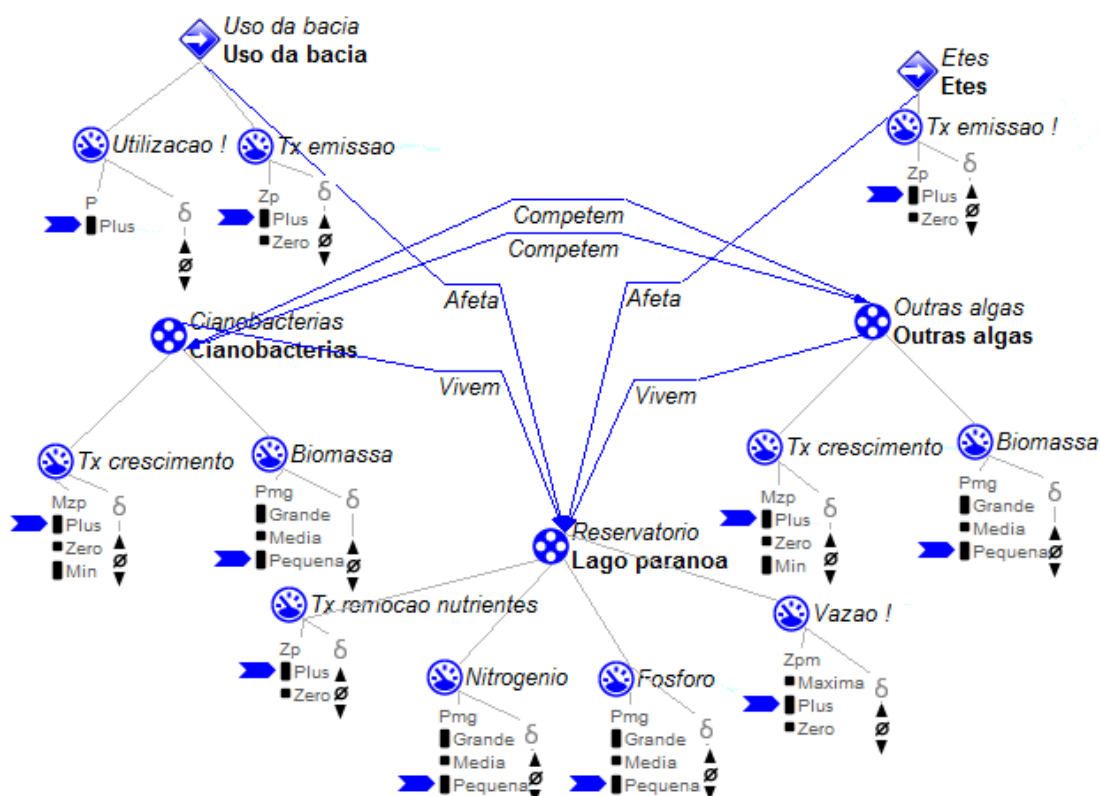


Figura 16 – Cenário para a simulação das alterações na quantidade de nutrientes e sua resposta sobre o fitoplâncton.

Os resultados das simulações produzidas por todos os cenários iniciais exibidos acima estão apresentados na seção 3.2.7.1.

3.2.6.2. Complexos

Sete são os cenários que envolvem, durante a simulação, a maior parte ou todos os fragmentos de modelo. Cinco cenários são apresentados nas seções que se seguem, os demais estão no apêndice B.

A partir dos cenários, foram realizadas simulações com distintas condições iniciais, a fim de avaliar os processos envolvidos, representar a dinâmica do plâncton em diferentes estados de trofia e testar a capacidade preditiva dos modelos. Os cenários complexos, aqui apresentados, têm os resultados de suas simulações discutidos na seção 3.2.7.2.

Oligotrófico

No cenário oligotrófico (Figura 17), representa-se a condição inicial do Lago Paranoá, tal como se apresentava no tempo em que havia pouca pressão antrópica provinda do uso da bacia hidrográfica do Lago Paranoá.

Nesse cenário, a quantidade *Utilização da bacia* apresenta valor inicial *<plus, constante>*. A quantidade de nutrientes (fósforo e nitrogênio) e matéria orgânica inicial é

pequena. Temperatura e vazão apresentam valores constantes. Quanto à comunidade planctônica, inicialmente a biomassa de *Herbívoros* e *Outras algas* é maior (valor inicial *médio*) do que a biomassa de *Cianobactérias* e *Detritívoros* (valor inicial *pequeno*).

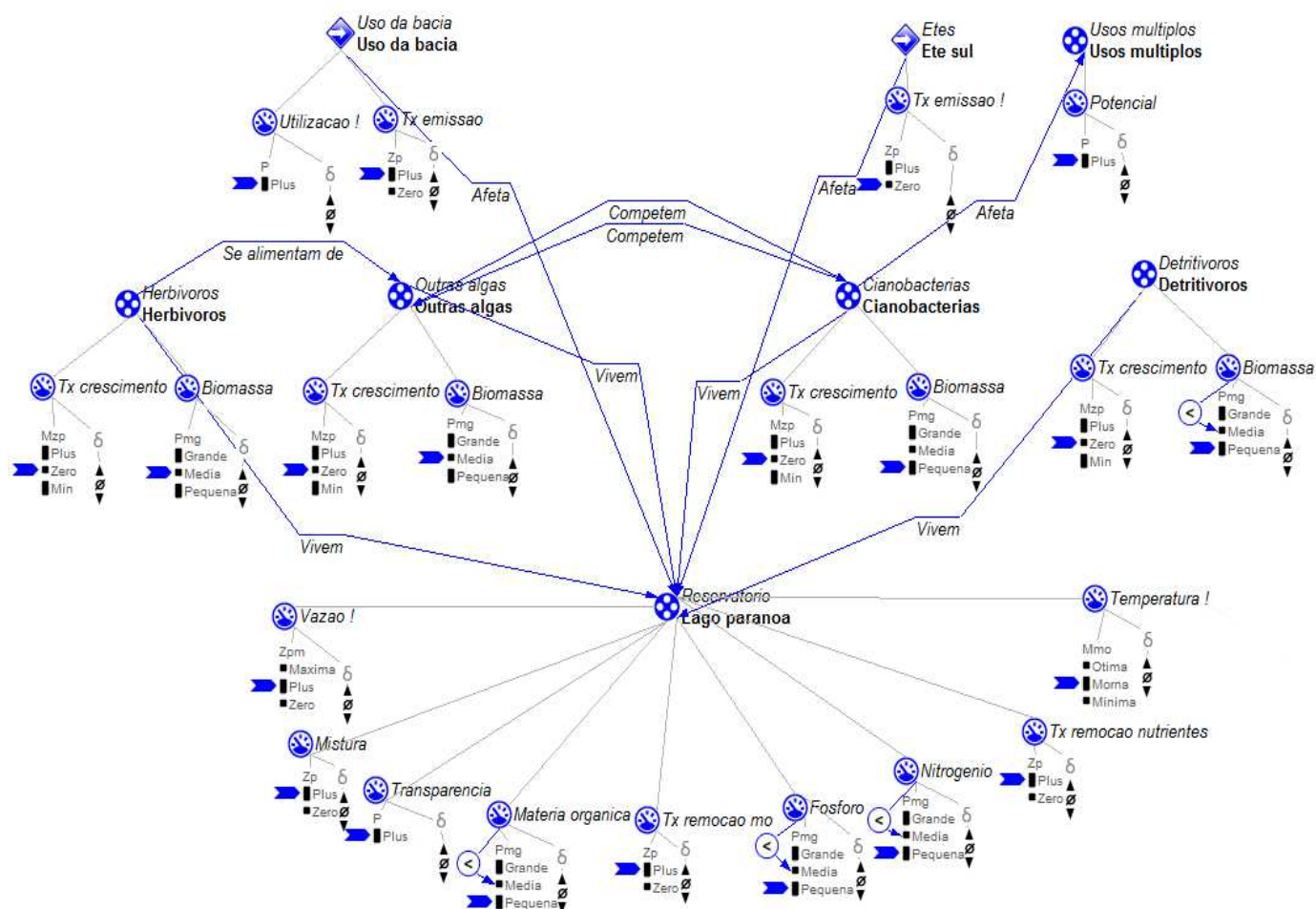


Figura 17 – Cenário para a compreensão da dinâmica das comunidades planctônicas a partir de um estado inicial oligotrófico.

Mesotrófico

A condição mesotrófica está representada no cenário mostrado na Figura 18. O valor inicial de nitrogênio e fósforo é *médio*, resultado da entrada de nutrientes proveniente do *Uso da bacia*, que no cenário mesotrófico inicia-se com valor *<plus, constante>*. A entrada de nutrientes no Lago também ocorre pelas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), com valor inicial *<plus, constante>*.

Neste cenário, a quantidade de matéria orgânica é grande, por conta da não remoção da vegetação antes do enchimento do reservatório. Temperatura e vazão apresentam valores constantes. Quanto ao plâncton, *Cianobactérias* apresentam maior biomassa (*média*) que *Outras Algas* (*pequena*) e os *Detritívoros* apresentam biomassa igual aos *Herbívoros* (*média*).

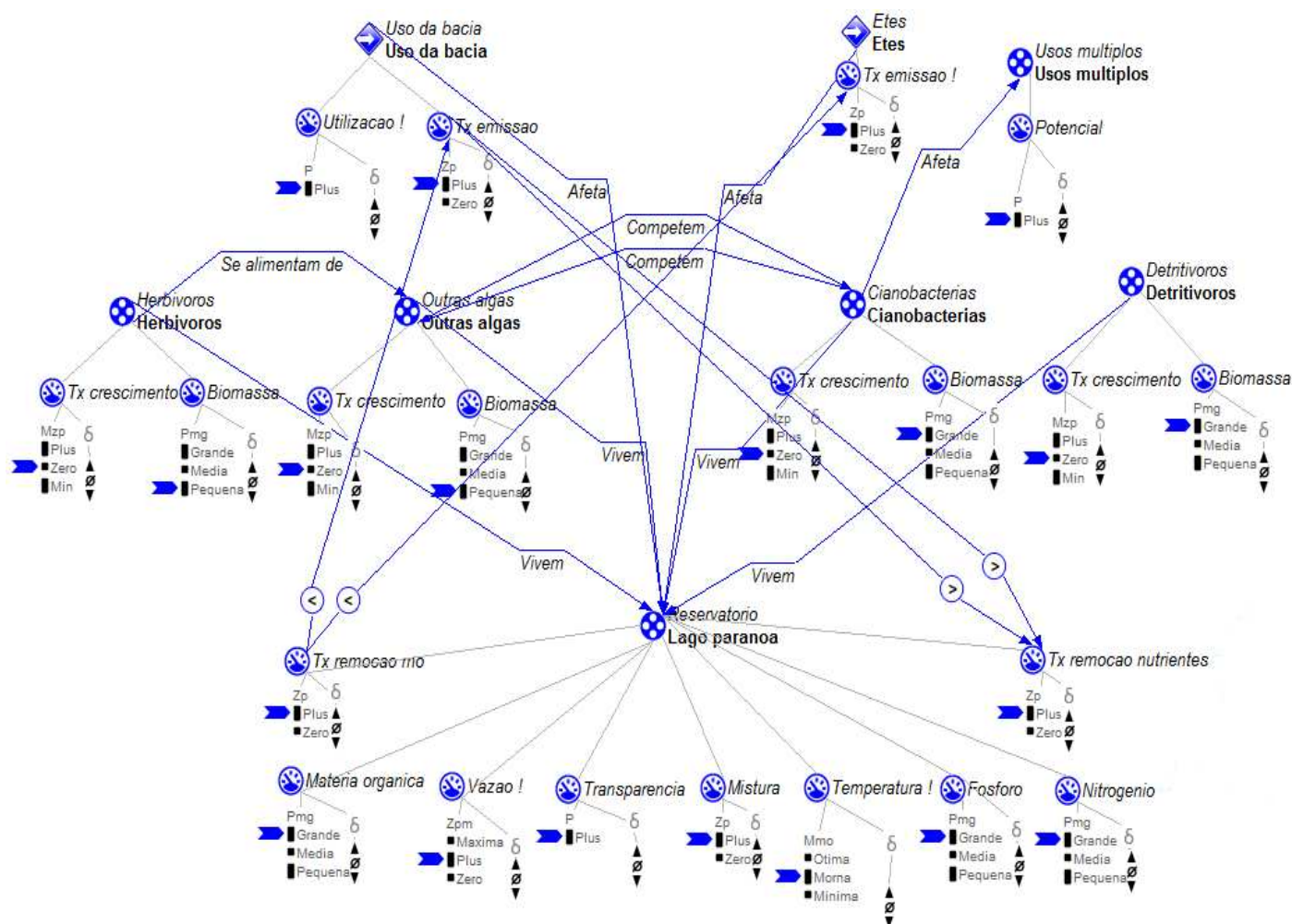


Figura 19 - Cenário para a compreensão da dinâmica das comunidades planctônicas a partir de um estado inicial eutrófico.

Eutrófico com vazão máxima

Esse cenário traz a condição eutrófica do Lago Paranoá, após a modernização das ETEs (taxa de emissão igual a zero), apresentando o *flushing* (Figura 20). Assim, o cenário apresenta valores de nutrientes (fósforo e nitrogênio) e matéria orgânica grande, valores de biomassa de *Cianobactérias* e *Detritívoros* grande e a biomassa de *Outras Algas* e *Herbívoros* pequeno. A distinção desse cenário é dada pela vazão, que apresenta valor inicial máximo, representando o *flushing*, que passa a ocorrer no Lago Paranoá a partir de 1998.

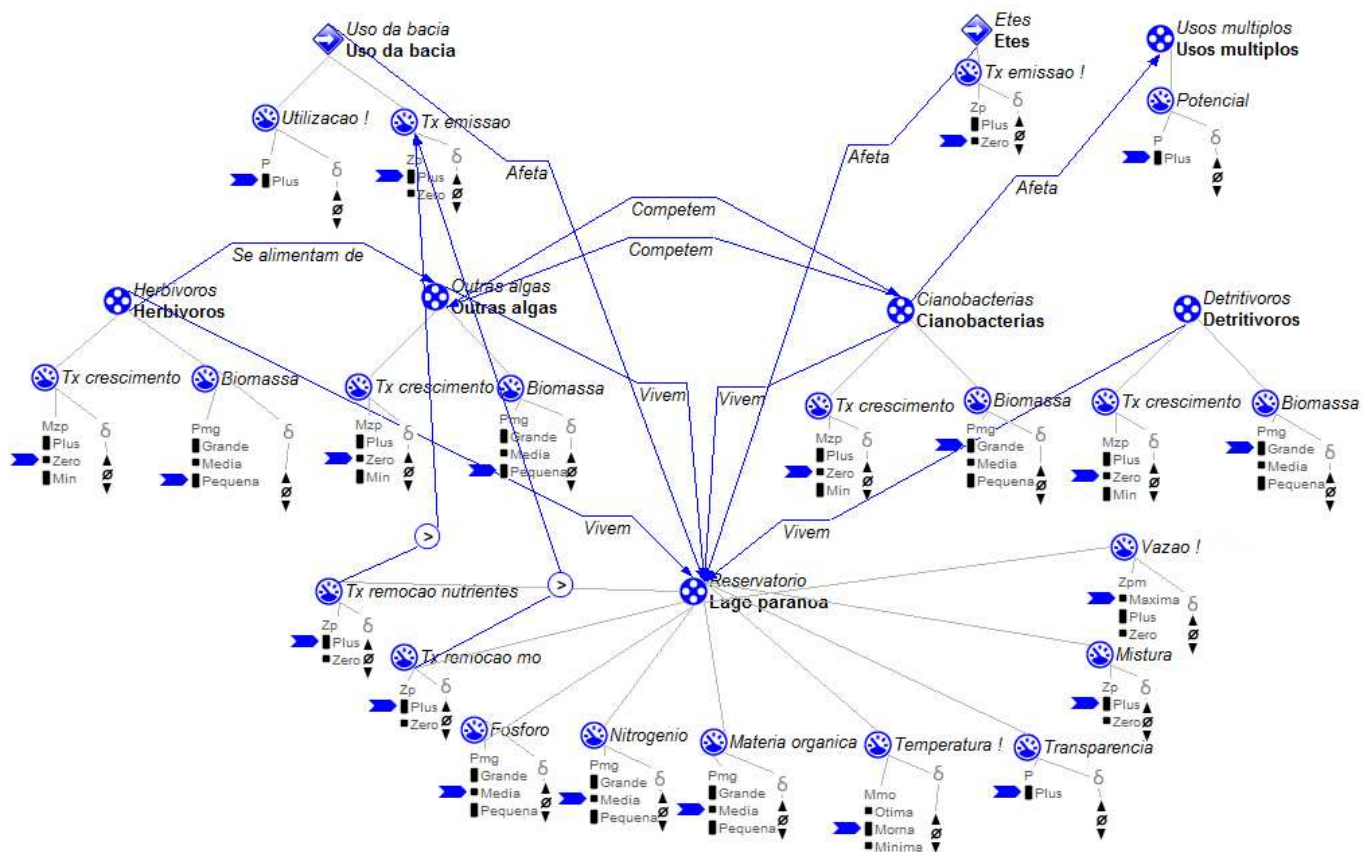


Figura 20 - Cenário para a compreensão da dinâmica das comunidades planctônicas a partir de um estado inicial eutrófico com ocorrência do *flushing*.

3.2.7. Simulações

As simulações são as respostas dos processos envolvidos nos cenários mostrados anteriormente. Nesta seção são apresentadas somente as simulações dos cenários anteriormente descritos nas seções 3.2.6.1. e 3.2.6.2. As demais simulações, de todos os cenários contidos nos modelos, estão contidas no apêndice B.

3.2.7.1. Simulações Provenientes de Cenários Simples

Competição no fitoplâncton

A simulação da competição entre os grupos de algas modelados resultou em um estado inicial que produziu, posteriormente, 164 estados. O caminho escolhido para a explicação da dinâmica desses dois grupos pelo processo de competição foi o composto pelos estados [1, 11, 17, 20, 65, 76, 82, 45]. A Figura 21 mostra os diagramas com a história dos valores das quantidades *Taxa de crescimento* e *Biomassa* no trajeto escolhido.

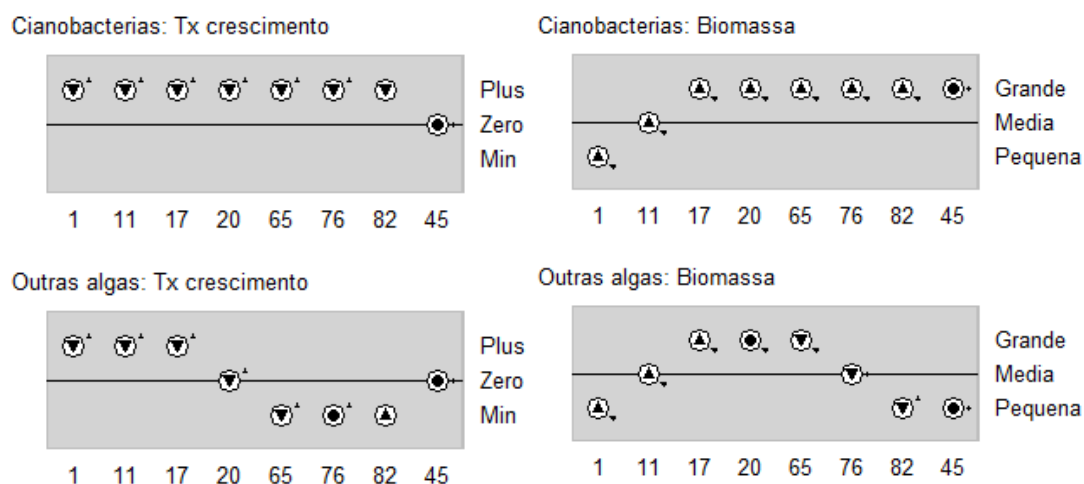


Figura 21 – Diagramas com a história dos valores de quantidades selecionadas em uma trajetória específica, obtidas a partir do cenário de competição do fitoplâncton.

Os valores iniciais da taxa de crescimento dos dois grupos estão em *plus*; essa taxa exerce uma influência direta (I+) sobre a *Biomassa* tanto das *Outras algas*, quanto das *Cianobactérias*, com isso há um aumento da biomassa dos dois grupos de algas.

Os dois grupos de algas aumentam seus valores de biomassa juntos, inicialmente. Até que a taxa de crescimento de *Outras Algas* passa de *plus* (estado 17) para zero (estado 20) e continua a cair (estado 65), tornando-se negativa, e volta a *zero* no estado 45. Com isso a biomassa de *Outras algas* chega ao valor *grande*, estabiliza (estado 20) e cai (estado 66), seguindo as alterações da sua taxa de crescimento.

O decréscimo da taxa de crescimento das *Outras Algas* é consequência da ação da biomassa de cianobactérias sobre ela, uma vez que a biomassa de *Cianobactéria* continua a crescer (fruto da força exercida por sua taxa de crescimento) até chegar ao seu valor máximo (estado 45). Os diagramas de valores de estados ilustram a influência da biomassa dos grupos de algas sobre as taxas de crescimento da entidade concorrente.

Alimentação do zooplâncton

O cenário de alimentação dos *Herbívoros* produziu uma simulação com um estado inicial e 153 estados na simulação completa. A Figura 22 apresenta os estados [1, 2, 3, 16, 18, 52, 53, 66, 79, 85, 98, 101, 118, 119, 136, 137, 1] que representam um dos caminhos gerados na simulação.

Inicialmente a taxa de crescimento positiva da entidade *Outras algas* faz com que o valor de sua biomassa cresça (estados 1, 2, 3 e 16). A medida em que a biomassa de *Outras Algas* cresce, esta exerce uma ação (P+) sobre a taxa de crescimento dos *Herbívoros*, elevando-a. Com isso, há aumento da biomassa de *Herbívoros* que, por se alimentarem de algas, exercem influencia (P-) sobre taxa de crescimento de *Outras algas*, reduzindo-a (estados 16,

18, 52). Por consequência, a biomassa desse grupo algas (estados 52, 53, 66, 79, 85, 98, 101) é reduzida, o que gera queda na biomassa dos *Herbívoros* (estados 85, 98, 101, 118, 119, 136, 137). Com a queda da biomassa dos predadores, a taxa de crescimento de *Outras Algas* volta a crescer (estados 119 e 136). Sendo assim, é possível notar que há uma relação cíclica entre essas duas entidades.

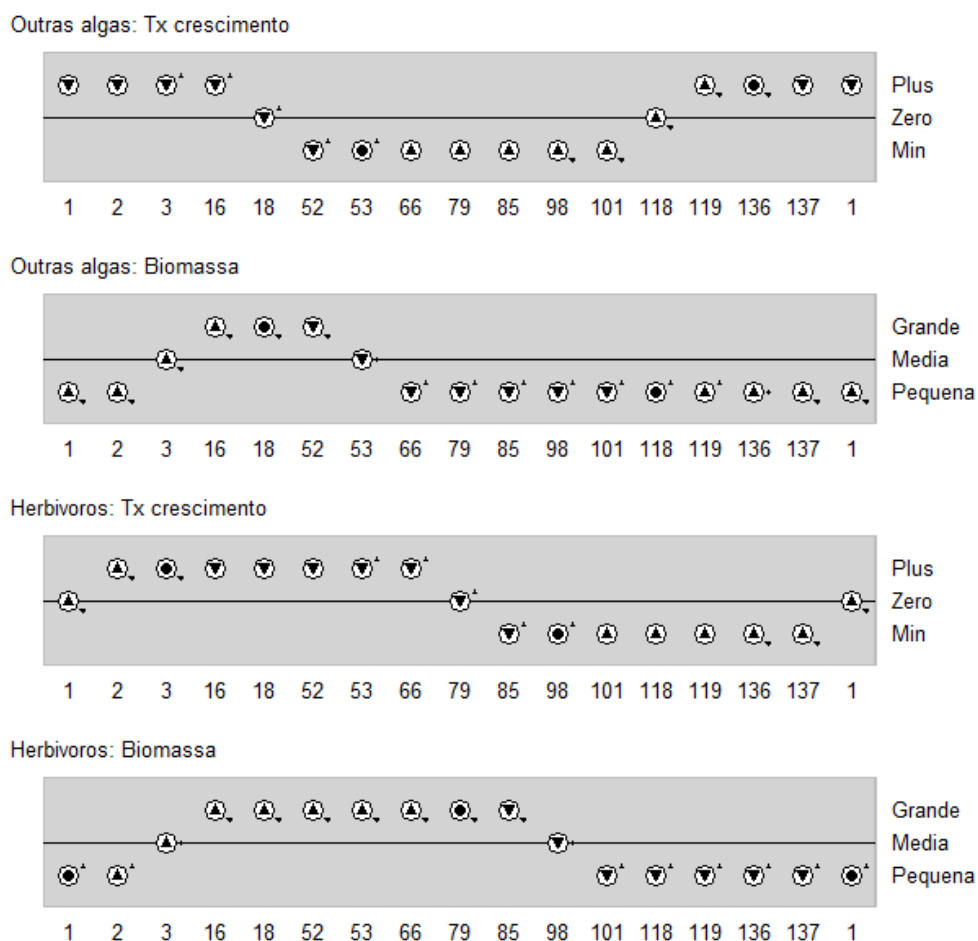


Figura 22 – Diagramas com a história dos valores das quantidades selecionadas em uma trajetória específica, obtidas a partir da simulação do cenário de alimentação dos herbívoros.

A simulação da alimentação do zooplâncton detritívoro teve um estado inicial e 45 estados na simulação total. Escolhemos o caminho que apresenta dos estados [1, 6, 11, 20, 13, 16, 30, 31, 28] para explicar um dos resultados da simulação sobre esse processo (Figura 23).

Nessa simulação, não há nenhuma entrada de matéria orgânica, de modo que a redução da quantidade de matéria orgânica é decorrente da taxa de remoção de matéria orgânica (I-), que por sua vez é influenciada (P+) pela biomassa de *Detritívoros*.

Inicialmente, a taxa de crescimento dos *Detritívoros* positiva exerce influência sobre sua biomassa, aumentando-a (estados 1, 6, 11, 20, 13) até estabilizar no estado 16, e se mantém em *grande* até o estado 30. Com isso, a quantidade de matéria orgânica passa a cair e há

redução da taxa e crescimento dos *Detritívoros*, o que, posteriormente, leva à queda da biomassa desse grupo (estados 21 e 28). Nota-se que as quantidades estão inter-relacionadas e que geraram resultados compatíveis com o sistema natural.

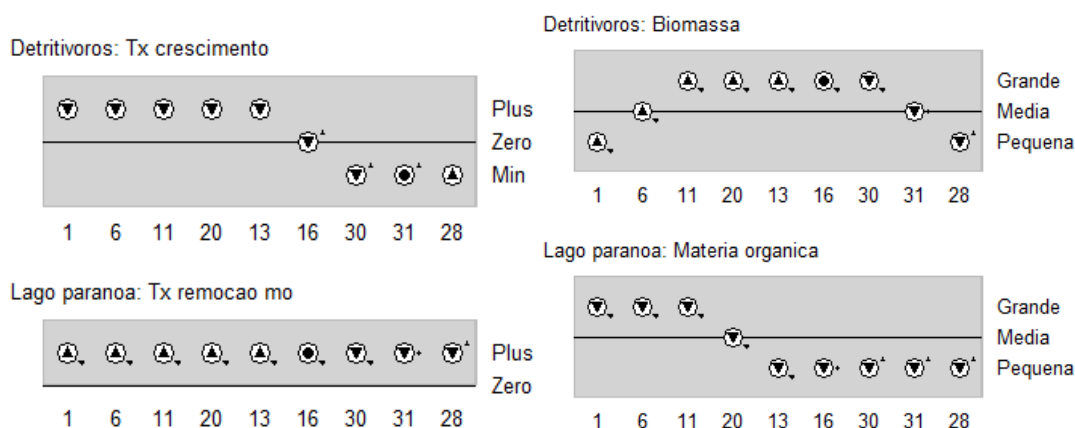


Figura 23 – Diagramas com a história dos valores de quantidades selecionadas em uma trajetória específica, obtidas a partir da simulação do cenário de alimentação dos detritívoros.

Nutrientes e o Fitoplâncton

Essa simulação começa com dois estados e, ao final 6 estados são gerados. O diagrama de valores da Figura 24 traz a trajetória que inclui os estados [2, 3, 5, 6], que mostra a dinâmica do *Fitoplâncton* sendo influenciada pelas mudanças na quantidade de nutrientes do *Reservatório*. Como as quantidades vazão e taxa de emissão (*ETEs*) estão com valores constantes no cenário inicial, esses valores foram retirados da apresentação, a fim de facilitar a visualização das demais variáveis.

O valor de utilização da bacia <grande, crescendo> faz a taxa de emissão desse agente ficar positivo por todo caminho escolhido. Essa entrada de nutrientes faz com que a quantidade de nitrogênio e fósforo cresça (estados 2,3,5,6). A partir do aumento da quantidade de nutrientes há um aumento da taxa de crescimento de *Cianobactérias* que por consequência eleva sua biomassa até grande (estado 6).

Outro aspecto extraído do resultado da simulação é a entrada de nutrientes que favorece a taxa de crescimento de *Cianobactérias*, que por ser melhor competidora nessas condições acaba por reduzir a taxa de crescimento das *Outras Algas*. Assim, a simulação evidenciou que o aumento de nutrientes favorece o crescimento de *Cianobactérias*.

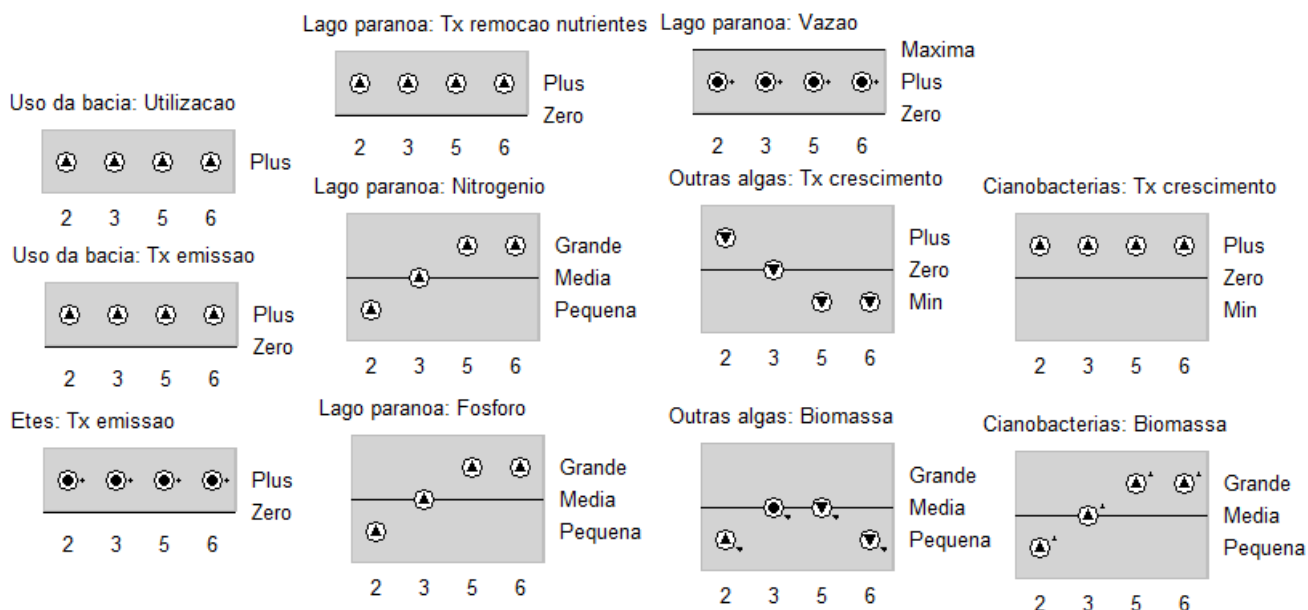


Figura 24 - Diagramas com a história dos valores de quantidades selecionadas em uma trajetória específica, obtidas a partir da simulação do cenário nutrientes e fitoplâncton.

3.2.7.2. Simulações Provenientes de Cenários Complexos

Todas as simulações dos cenários complexos, com exceção do cenário “*Lago Oligotrófico*”, apresentaram caminhos que resultaram em uma mesma condição ao final da simulação. Os diferentes caminhos gerados distinguem-se, somente, pelo “tempo” em que uma determinada variável demora para mudar de estado, assim qualquer caminho escolhido apresentaria, de forma geral, o mesmo resultado.

Lago Oligotrófico

A simulação do cenário oligotrófico apresenta três estados iniciais e 25 estados ao final da simulação (Figura 25). Para este cenário apresentamos dois caminhos para explicar a dinâmica do plâncton com uma condição inicial oligotrófica.

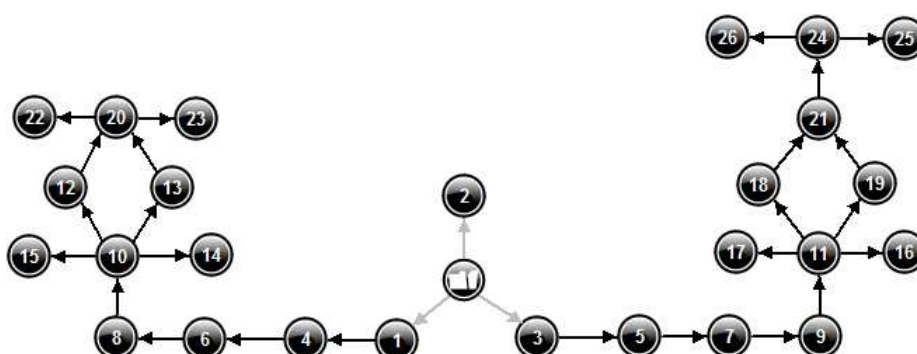


Figura 25 – Simulação do cenário oligotrófico

Para melhor apresentar os resultados, retiramos as simulações da mistura, taxa de emissão das *ETEs*, temperatura e vazão, que apresentam valores estáveis, iguais aos inicialmente definidos no cenário.

A trajetória [1,4,7,8,11,15] (Figura 26) mostra que, apesar de o *Uso da Bacia* apresentar taxa de emissão *plus*, a quantidade de nutrientes presente no reservatório não sofre acréscimo, por conta da taxa de remoção, que a reduz. Sendo assim, nesta simulação não há alteração da quantidade de nutrientes inicial, tampouco no estado de trofia.

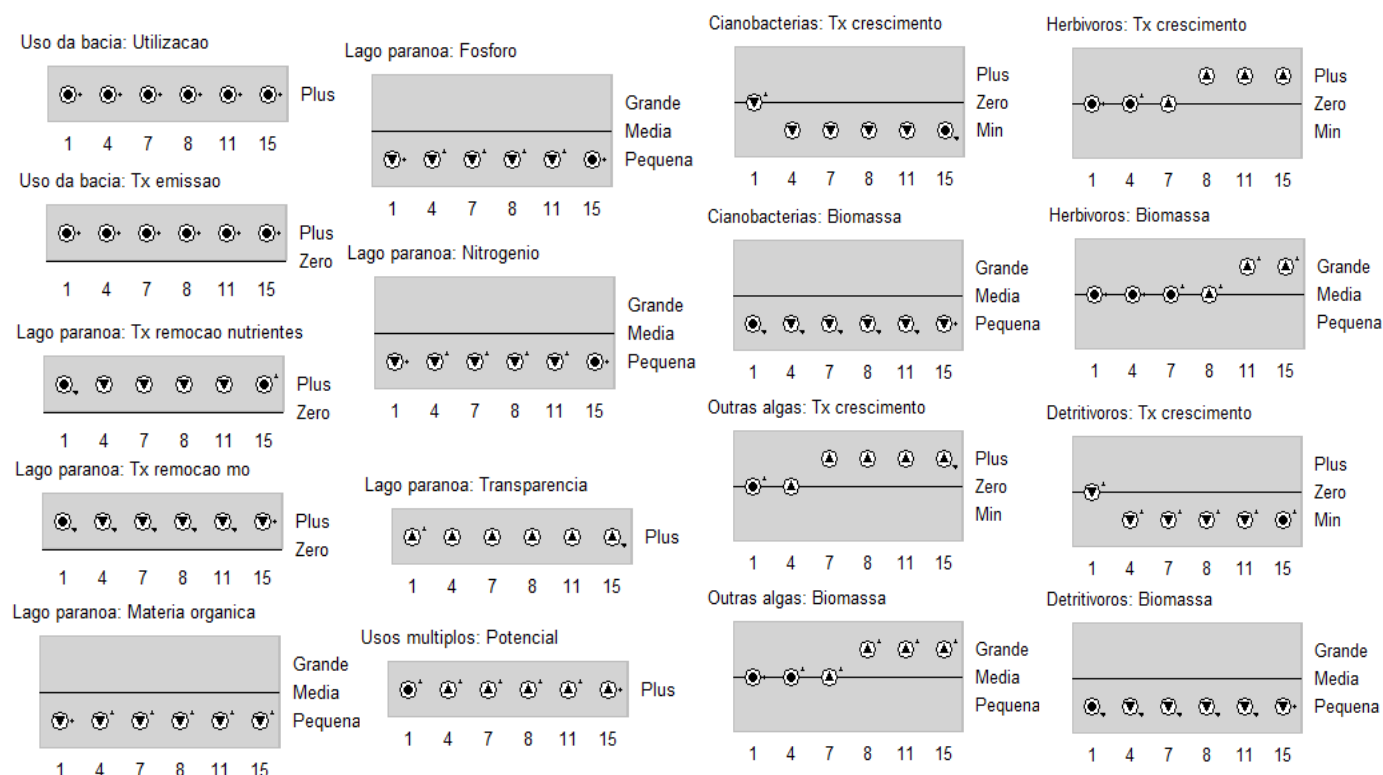


Figura 26 – Diagramas com a história dos valores de quantidades selecionadas em uma trajetória específica, obtidas a partir da simulação do cenário oligotrófico.

Nesta simulação observa-se que há aumento na biomassa de *Outras algas* e *Herbívoros*, enquanto a biomassa de *Cianobactérias* e *Detritívoros* é mantida em *pequena*. Tal condição se dá pelo não aumento na quantidade de nutrientes presentes no Lago, assim, o grau de trofia do Lago permanece o mesmo: oligotrófico.

O caminho [3,5,7,9,11,17] (Figura 27) mostra o aumento da concentração de nutrientes no *Reservatório*, indicando que a taxa de emissão pelo uso da bacia é maior que a taxa de remoção de nutrientes. Com o incremento de nitrogênio e fósforo (estados 5 a 17) aumenta a taxa de crescimento de *Cianobactérias* e conseqüentemente de sua biomassa, que chega a *média* (estado 17). O aumento da biomassa de *Cianobactérias* reduz a taxa de crescimento de *Outras Algas* que têm, por conseqüência, sua biomassa reduzida à *pequena* (estados 9 a 17).

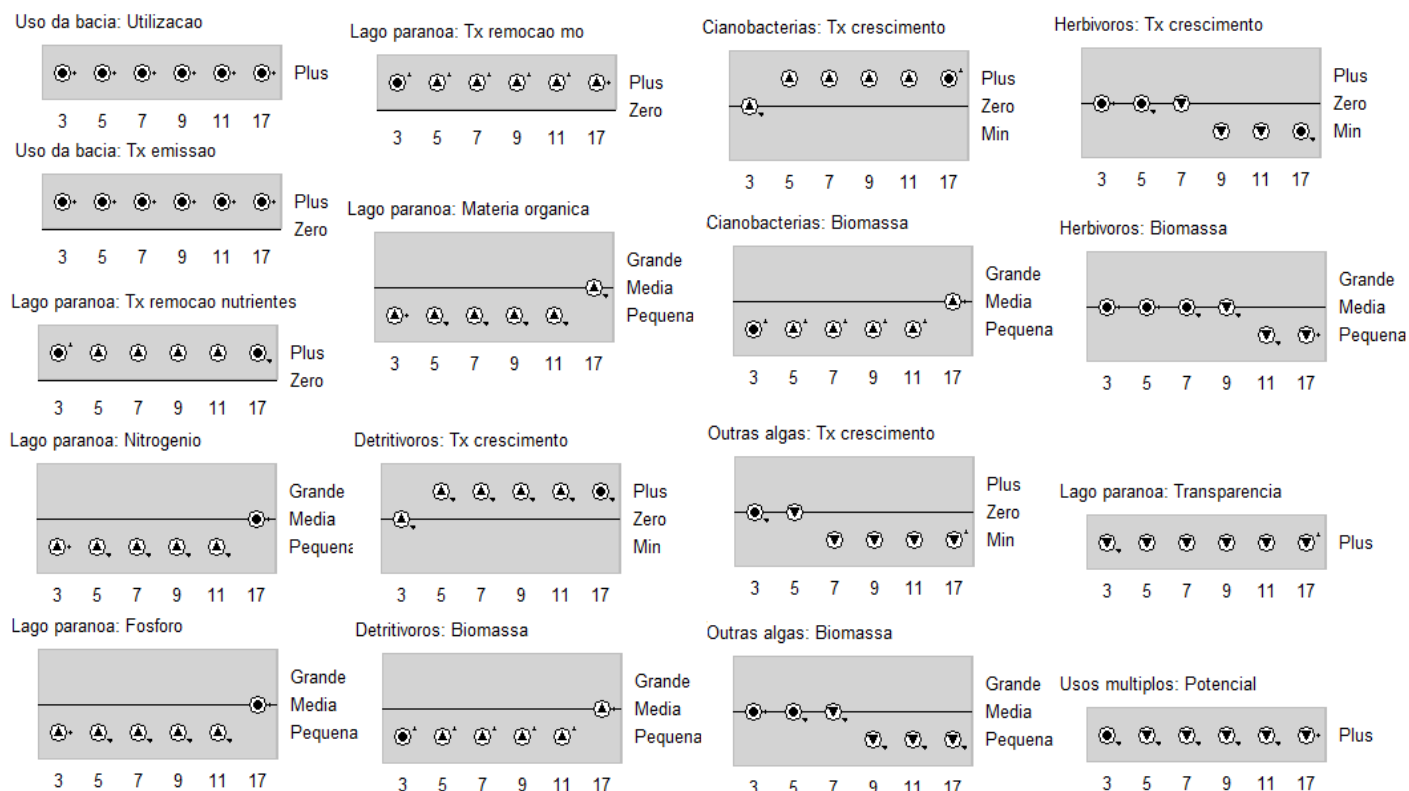


Figura 27 – Diagramas com a história dos valores de quantidades selecionadas em uma trajetória específica, obtidas a partir da simulação do cenário oligotrófico.

O *Zooplâncton* também sofre alterações em sua composição. Com a redução da biomassa de *Outras Algas*, o zooplâncton herbívoro, que se alimenta deste grupo algal, tem sua taxa de crescimento reduzida e sua biomassa chega ao final da simulação numa quantidade pequena. Quanto ao zooplâncton detritívoro, o aumento de sua biomassa (média no estado 18) ocorre pelo incremento na quantidade de matéria orgânica (estados 3 a 17), provinda do *Uso da Bacia*.

A simulação mostrou que a alteração nas comunidades planctônicas se deu pelo aumento na quantidade de nutrientes e matéria orgânica presentes no Lago; sendo que esse aumento na concentração de nutrientes e matéria orgânica foi causado pela ação antrópica – *Uso da Bacia*. O incremento da concentração de nutrientes do Lago, juntamente com as alterações das comunidades planctônicas, evidencia que o Lago passa a um estado mesotrófico após essa ação antrópica.

Mesotrófico

A simulação do cenário mesotrófico produz um estado inicial e 16 estados após a simulação completa (Figura 28). A Figura 29 apresenta o caminho escolhido para a explicação do resultado da simulação deste cenário. Para facilitar a compreensão da simulação, retirou-se

da Figura 29 os diagramas de valores das quantidades mistura, temperatura e vazão, que apresentam valores estáveis e iguais aos valores iniciais no cenário Mesotrófico.

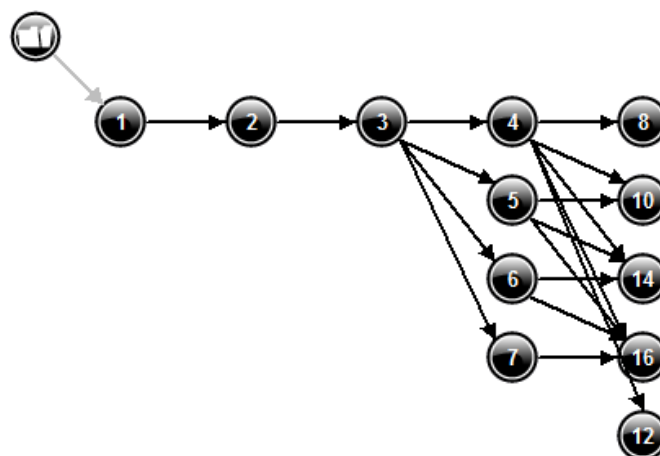


Figura 28 – Simulação do cenário mesotrófico.

Os diagramas de valores da Figura 29 mostram o caminho [1,2,3,4,12] percorrido pelas variáveis em estudo. Nesse cenário, a condição inicial é mesotrófica, com aumento da utilização da bacia e, conseqüentemente, da taxa de emissão de nutrientes. Além disso, há aumento da emissão de nutrientes no Lago por parte das ETEs. Essas emissões somadas aumentam a quantidade de nutrientes presentes no reservatório.

O incremento de nitrogênio e fósforo aumenta a taxa de crescimento de *Cianobactérias* (estados 1 a 12), que amplia a biomassa destas algas, que chegam ao valor *grande* no estado 3 e se mantêm nesse valor até o final da simulação. Com o aumento da biomassa de *Cianobactérias*, há redução da taxa de crescimento (estados 1 a 12) e da biomassa de *Outras Algas* (estados 3 a 12). Com o aumento da biomassa de *Cianobactérias* há redução no potencial de usos múltiplos do *Reservatório* (estados 2 a 12).

A redução da biomassa de *Outras Algas* reduz a quantidade de *Herbívoros* (estados 1 a 12). O zooplâncton detritívoro também sofre alterações, devido à quantidade de matéria orgânica que permanece *grande* e crescente durante toda a simulação. Com isso a taxa de crescimento de *Detritívoros* aumenta (estados 1 a 3) e se estabiliza em *grande* (estados 4 e 12), incrementando a biomassa dessa comunidade, que inicia-se em *média* (estado 1) e finaliza a simulação em *grande* (estado 12).

Nota-se que o *Uso da Bacia* e a ação das *ETEs* aumentaram a quantidade de nutrientes e alteraram a comunidade planctônica, fazendo a condição trófica do reservatório passar de mesotrófica (condição inicial do cenário) a eutrófica.

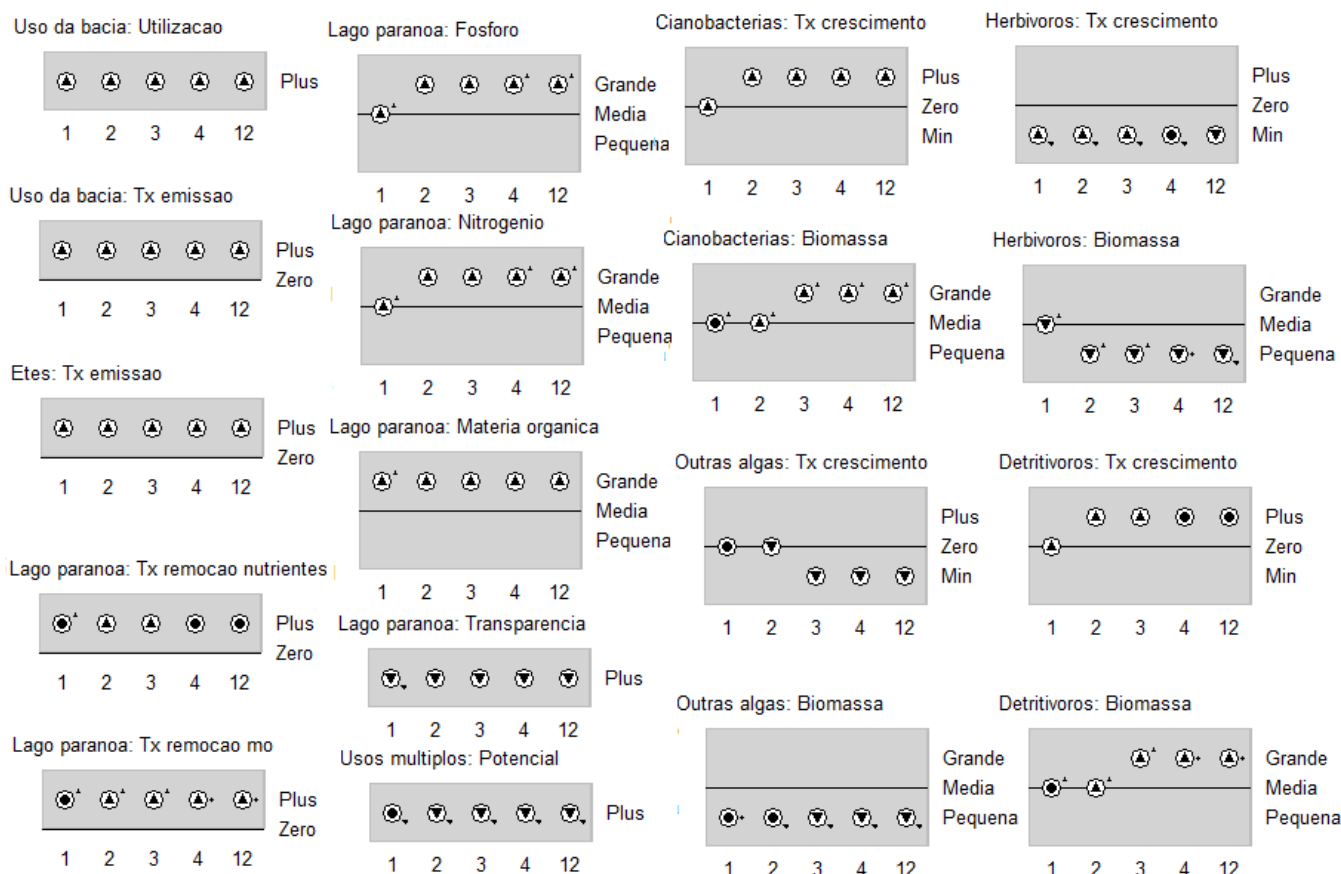


Figura 29 – Diagramas com a história dos valores de quantidades selecionadas em uma trajetória específica, obtidas a partir da simulação do cenário mesotrófico.

Eutrófico

A simulação do cenário eutrófico apresenta um estado inicial e quatro ao final da simulação (Figura 30). Como a simulação só apresenta um caminho [1,2,3,4], este é apresentado na Figura 31.

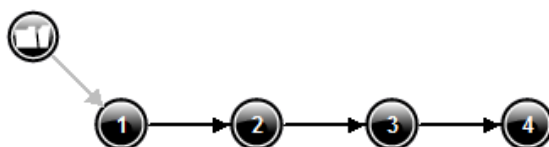


Figura 30 – Simulação do cenário eutrófico.

Retirou-se da Figura 31 os diagramas de valores da mistura, temperatura e vazão, que apresentam valores estáveis e iguais aos definidos no cenário inicial eutrófico, a fim de facilitar a compreensão da simulação.

A utilização da bacia e respectivas emissões, e a emissão por parte das ETEs encontram-se positivas e crescentes, e isso mantém os valores de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica em *grande* e aumentando (estados 1 a 4). O incremento de nutrientes mantém os valores de

biomassa de *Cianobactérias* em *grande* e crescente (estados 2 a 4), enquanto o de *Outras Algas* permanece em *pequeno* e *decrecendo* (estados 3 e 4).

Pela redução da biomassa de *Outras Algas*, há redução de biomassa de *Herbívoros* (estado 4). A grande quantidade de matéria orgânica mantém a biomassa de *Detritívoros* em *grande* e crescente.

A partir da simulação é possível notar que o estado inicial eutrófico do Lago é mantido ao final da simulação, porque a entrada de nutrientes continua a crescer, sendo superior à taxa de remoção.

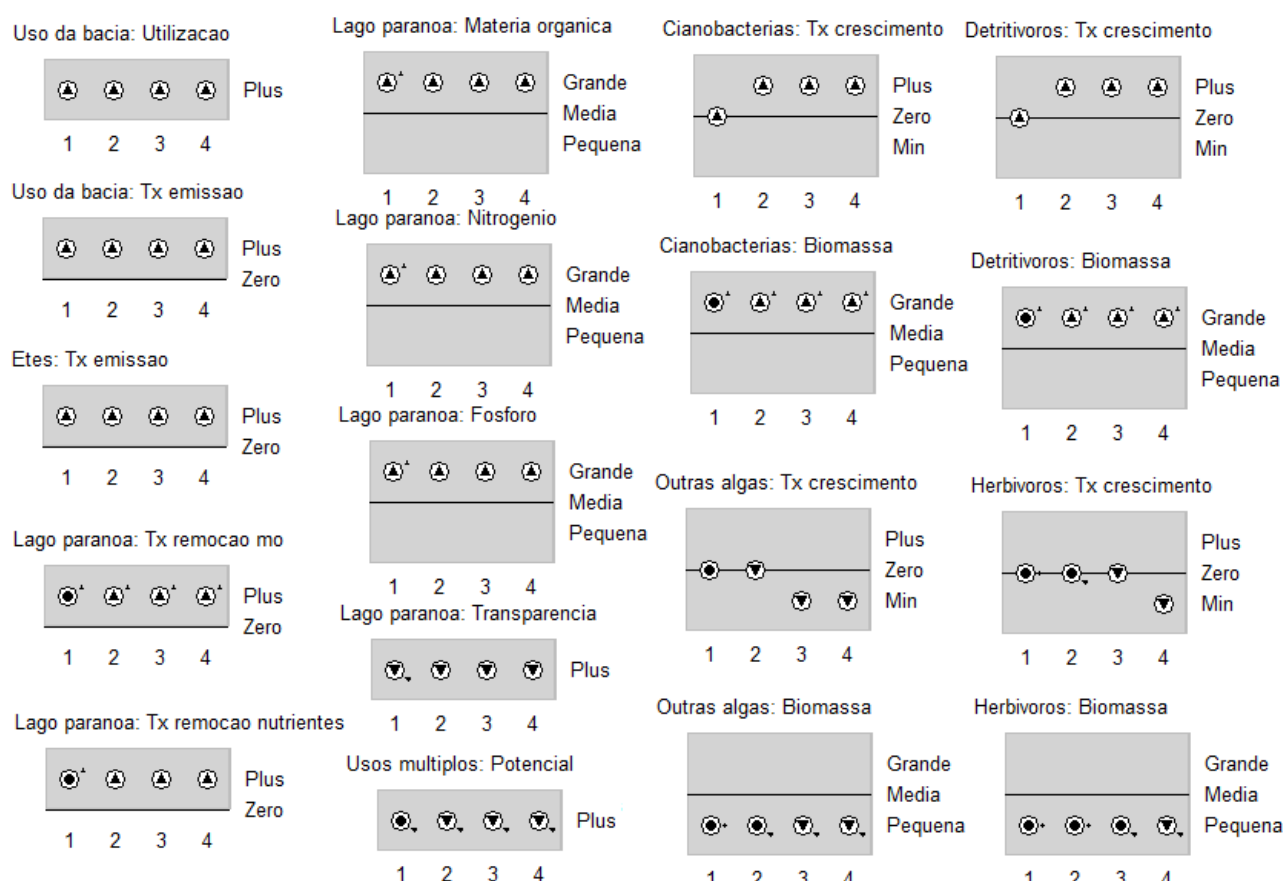


Figura 31 – Diagramas com a história dos valores de quantidades selecionadas em uma trajetória específica, obtidas a partir da simulação do cenário eutrófico.

Eutrófico ETEs com tratamento terciário

O cenário eutrófico com tratamento terciário resulta em uma simulação com um estado inicial e 11 ao final da simulação (Figura 32). Para explicar a simulação selecionou-se o caminho [1,2,3,4,7,9,10] (Figura 33). Para facilitar a explicação da simulação, retirou-se as variáveis (mistura, temperatura e vazão) que apresentaram valores estáveis, iguais aos selecionados no cenário.

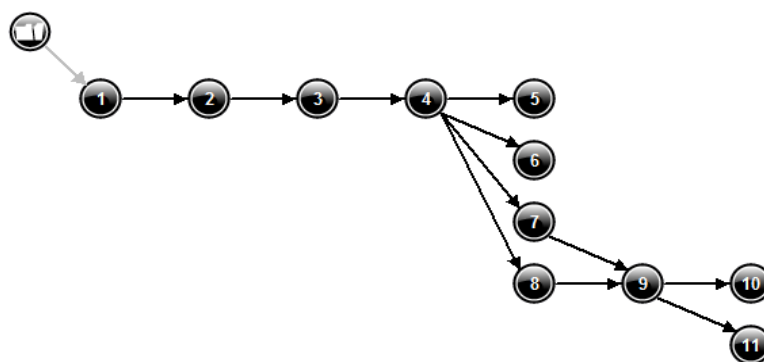


Figura 32 – Simulação do cenário eutrófico ETEs com tratamento terciário.

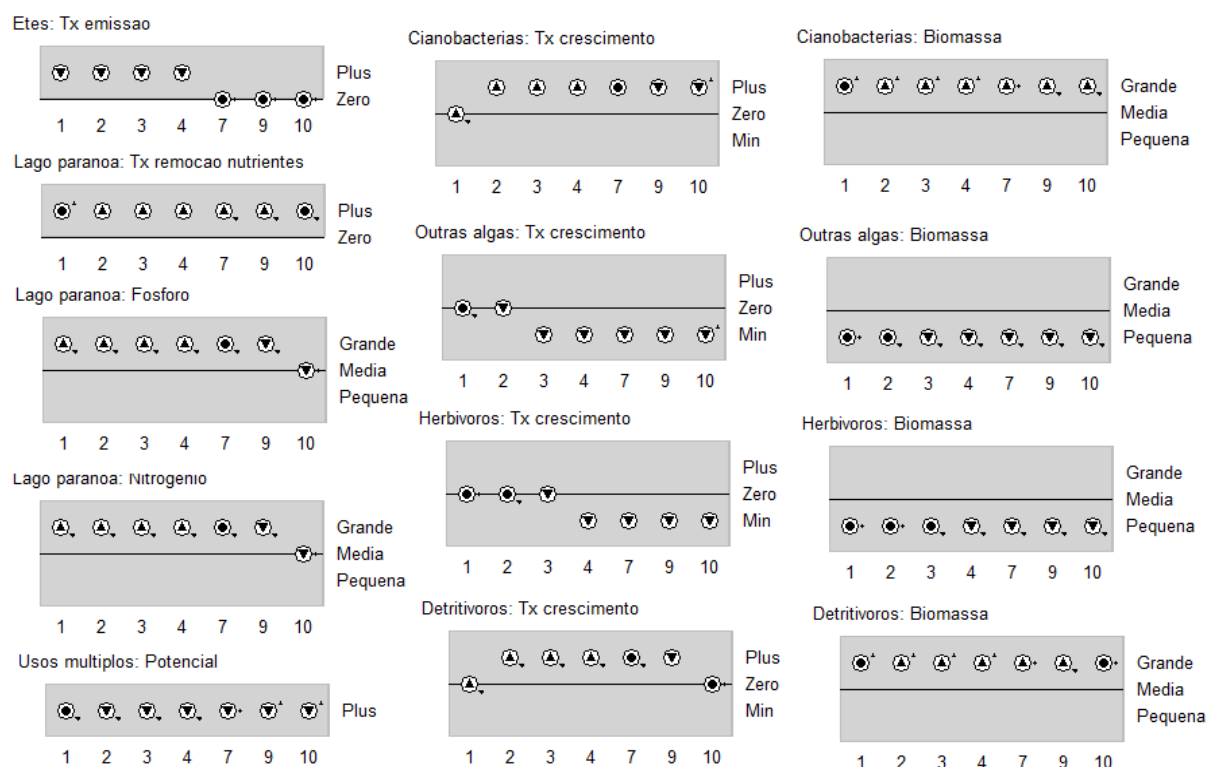


Figura 33 – Diagramas com a história dos valores de quantidades selecionadas em uma trajetória específica, obtidas a partir da simulação do cenário eutrófico com ETEs com tratamento terciário.

Nessa simulação, a utilização da bacia e sua taxa de emissão estão estáveis e positivas, considerando que a utilização da bacia estabilizou-se e sua taxa de emissão passou a ser constante. A emissão por parte das *ETEs* inicia-se em *plus* e cai a *zero*, representando a modernização das Estações de Tratamento de Esgoto, que passaram a ter tratamento terciário. Como efeito, quando essa situação ocorre consideramos que a emissão de nutrientes por parte das *ETEs* é igual a zero.

A partir da redução da entrada de nutrientes provenientes das *ETEs*, há diminuição na quantidade de nitrogênio e fósforo no reservatório, que começa a cair no estado 9 e apresenta quantidade *média* no estado final da simulação (estado 10).

Apesar da redução na quantidade de nutrientes, não houve alteração na biomassa das comunidades planctônicas ao longo da simulação, evidenciando que a redução do aporte de nutrientes e, posteriormente, da quantidade de nitrogênio e fósforo no Lago, não foram suficientes para alterar a composição do fito e zooplâncton.

Eutrófico com vazão máxima

A simulação do cenário Eutrófico com vazão máxima produz um estado inicial e 11 estados finais (Figura 34). O caminho [1,2,3,4,5,9,10] mostra a variação da comunidade planctônica após a alteração na vazão do Lago (Figura 35).

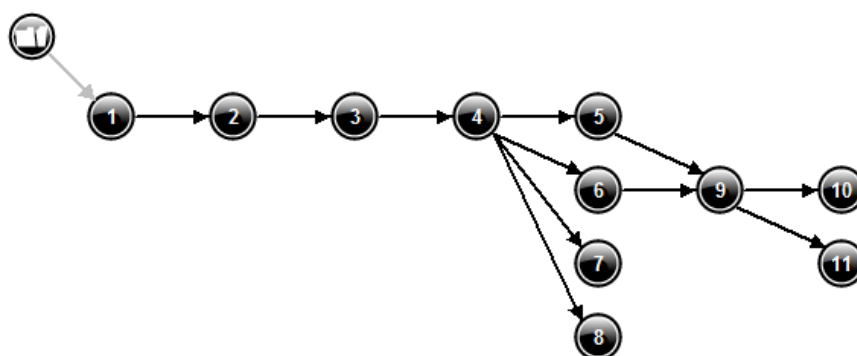


Figura 34 – Simulação do cenário eutrófico com vazão máxima.

A utilização da bacia e suas taxas de emissão permanecem positivas e constantes. A taxa de emissão das ETEs está estável em zero, devido à modernização das estações de tratamento de esgoto. A vazão, fator chave neste cenário, está estável em máxima, representando o *flushing* realizado periodicamente no Lago Paranoá, a partir de 1998.

Com a redução da entrada de nutrientes e o aumento da vazão, houve redução na quantidade de nitrogênio e fósforo no reservatório (estados 1 a 5). Essa redução levou à queda da taxa de crescimento de *Cianobactérias* e posterior queda de biomassa desse grupo algal (estados 5 a 10). A partir da redução da biomassa, há aumento da taxa de crescimento de *Outras Algas* (estados 2 a 10) e de sua biomassa (3 a 10).

O aumento da biomassa de *Outras Algas* eleva a taxa de crescimento de *Herbívoros* (estados 3 e 4) e sua biomassa (estados 4 a 10). Com a redução da matéria orgânica, há redução da taxa de crescimento do zooplâncton detritívoro (estados 1 a 5) e da biomassa desse grupo (estados 2 a 9).

A simulação mostrou que a vazão, somada à redução anterior do aporte de nutrientes, reduziu a quantidade de fósforo e nitrogênio no Lago, fazendo com que a dominância de *Cianobactérias* e do zooplâncton *Detritívoros* fosse quebrada, com alteração na composição da comunidade planctônica. Assim, houve alteração no estado trófico do Lago, passando este a se enquadrar em um estado meso-oligotrófico.

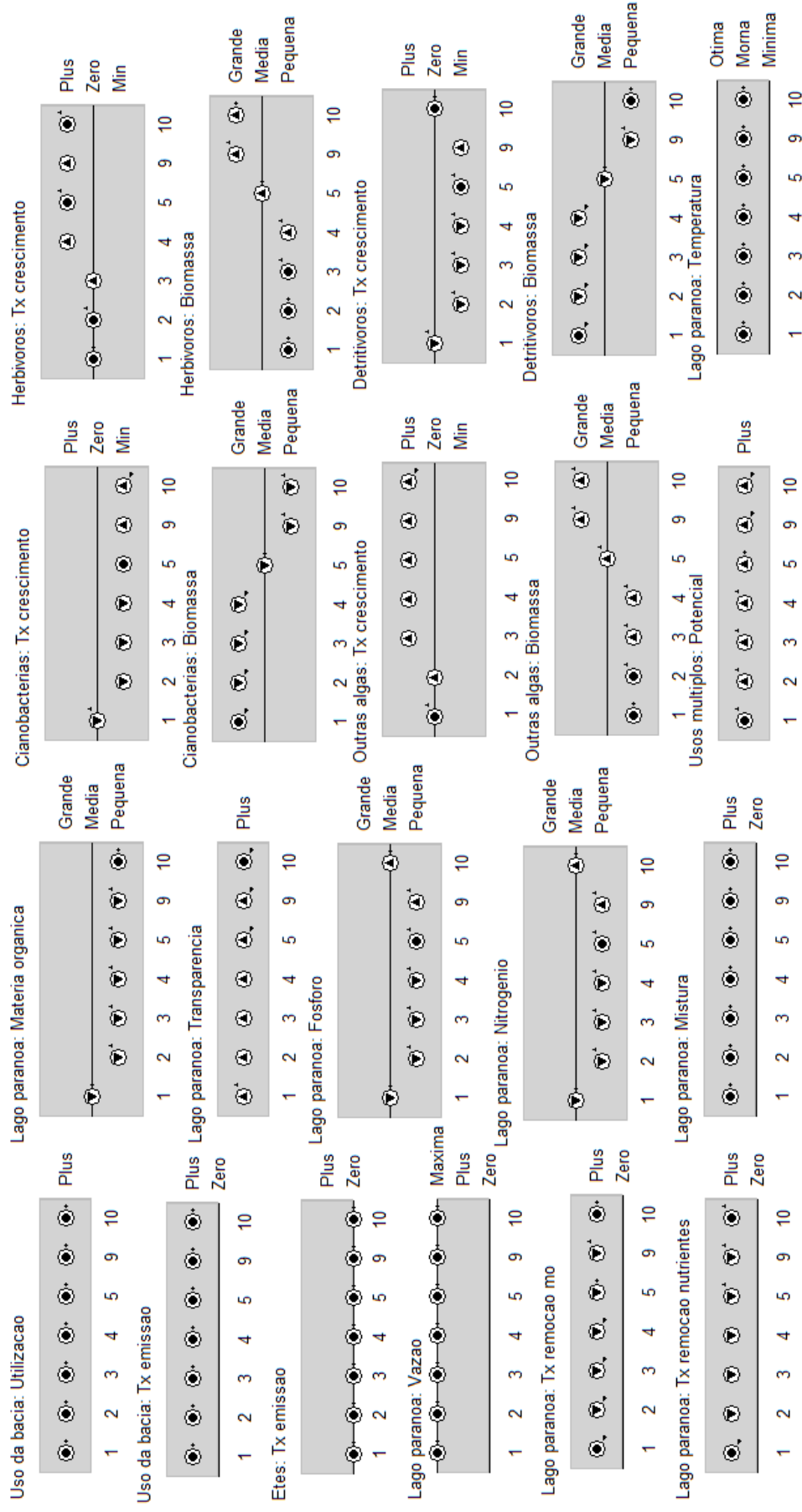


Figura 35 - Diagramas com a história dos valores de quantidades selecionadas em uma trajetória específica, obtidas a partir da simulação do cenário eutrófico com vazão máxima.

3.3. VALIDAÇÃO

Os resultados da validação dos modelos qualitativos serão apresentados em duas etapas. Primeiro são mostrados os resultados das regressões cúbicas dos dados do Lago Paranoá, em uma série histórica. Em seguida, os da comparação entre estes e os resultados obtidos em simulações geradas pelos modelos qualitativos.

3.3.1. Análise dos dados do Lago Paranoá

Uma vez que a maior causa das mudanças em um ecossistema lântico, localizado em matriz urbana, são decorrentes de ações antrópicas, primeiro são apresentadas as análises dos dados do Lago Paranoá, mostrando o aumento populacional do Distrito Federal, bem como o do número de habitantes que vivem na Bacia do Lago Paranoá (Figura 36).

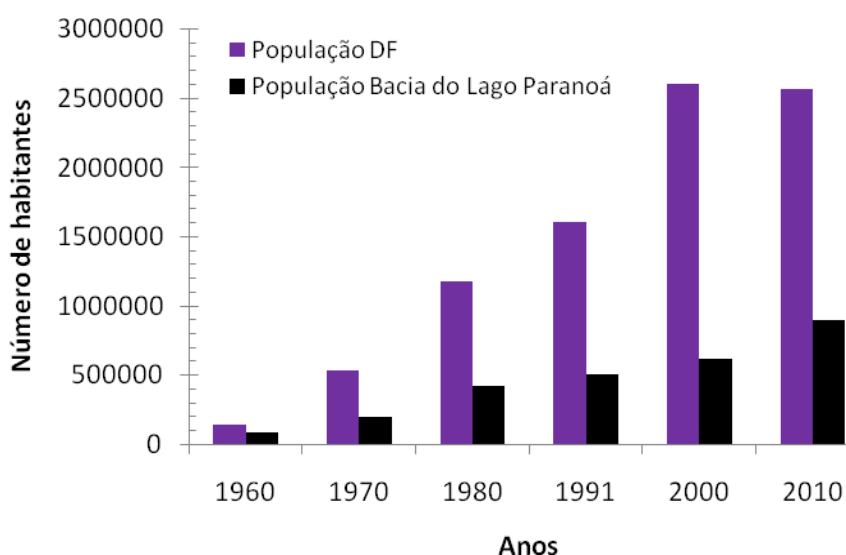


Figura 36 – Número de habitantes do Distrito Federal e da Bacia do Lago Paranoá ao longo de 50 anos. Fontes: Fonseca *et al.* (2001), GDF (2010), IBGE (2010).

Nota-se aumento expressivo do número de habitantes do Distrito Federal, passando de menos de 200 mil habitantes a mais de 2.5000.000 em apenas 50 anos. A população residente na bacia do reservatório em estudo também foi incrementada, todavia não manteve a mesma proporção inicial. Em 1960, mais da metade da população do DF residia na Bacia do Lago Paranoá. As figuras 59 a 66, no Anexo, mostram a evolução da ocupação urbana no entorno do Lago Paranoá.

A população residente na Bacia do Lago Paranoá inicialmente (1960) era de 88.334 habitantes, e atualmente a população dessa área é estimada em 900.00 habitantes. A regressão do número de habitantes ao longo dos anos mostra um crescimento populacional linear acentuado nessa região (Figura 37).

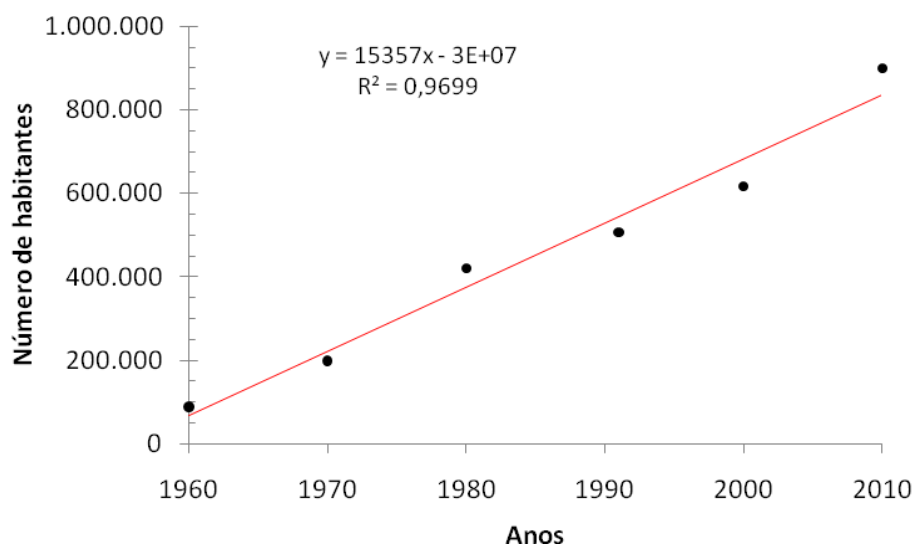


Figura 37 – Número de habitantes na Bacia do Lago Paranoá ao longo de 50 anos. A linha corresponde à regressão linear. Fontes: Fonseca *et al.* (2001), GDF (2010), IBGE (2010).

Esse aumento populacional gera efeitos sobre o Lago Paranoá, como o aumento do aporte de nutrientes (nitrogênio e fósforo). As figuras 38 e 39 aprestandam a média anual da quantidade de fósforo e nitrogênio total (mg/L) e a linha de tendência, ao longo de 34 anos (1976 a 2009).

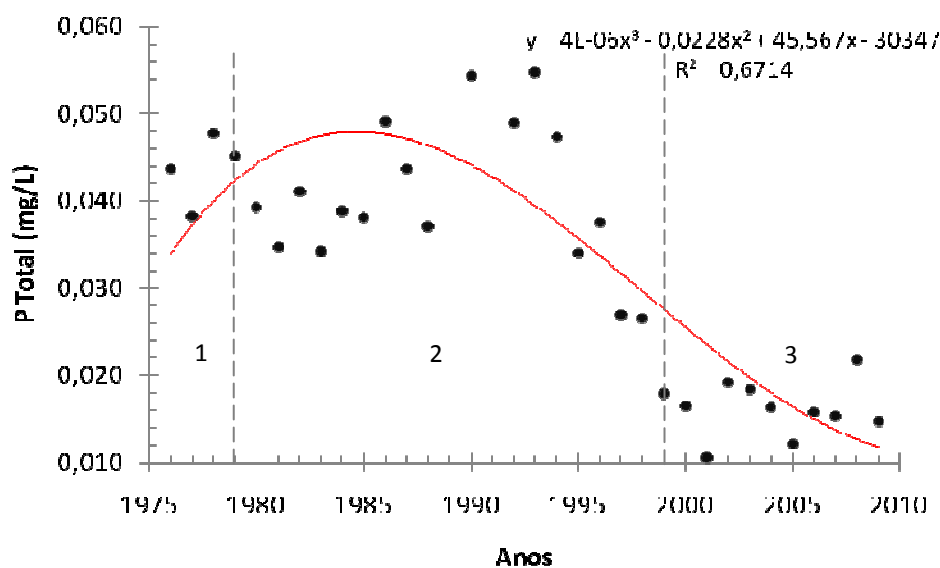


Figura 38 – Média anual da concentração fósforo total no Lago Paranoá ao longo dos anos. A linha corresponde a regressão cúbica efetuada. Dados fornecidos pela CAESB.

As Figuras 38 e 39 mostram que os gráficos foram divididos em três períodos distintos, do ponto de vista da tendência na quantidade de nutrientes do Lago. No período 1 (meso-eutrófico) há um aumento da quantidade de nutrientes, que é estabilizada no segundo período (eutrófico), com redução nos anos finais dessa época, em decorrência da modernização das

estações de tratamento de esgoto, localizadas em dois braços do Lago Paranoá. Já no período 3 (meso-oligotrófico) nota-se queda da quantidade de nutrientes presentes no reservatório. Tal redução é devida ao *flushing* realizado no ano de 1998, somado a redução do aporte de nutrientes provenientes das ETEs modernizadas (Figuras 38 e 39).

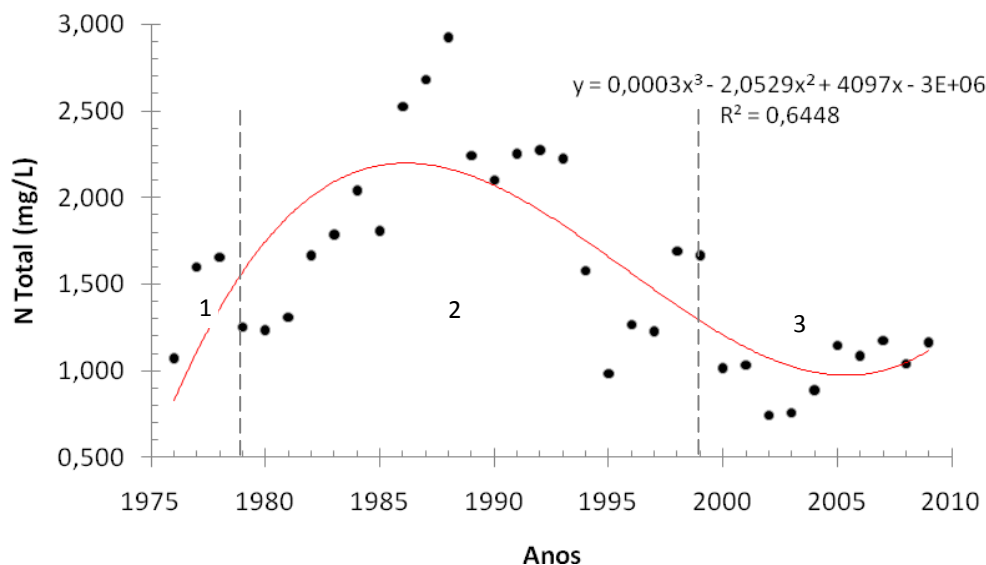


Figura 39 – Média anual da concentração nitrogênio total no Lago Paranoá ao longo dos anos. A linha corresponde a regressão cúbica efetuada. Dados fornecidos pela CAESB.

A variação de nutrientes no Lago Paranoá influencia a alteração na quantidade de clorofila-a do reservatório. A Figura 40 mostra a média anual da quantidade de clorofila-a do reservatório em estudo ao longo dos anos.

A variação da concentração de clorofila-a evidencia, de forma mais marcada, cada um dos três períodos com diferentes estados de trofia do lago. Inicialmente, no período meso-eutrófico, há uma baixa concentração de clorofila-a, que cresce no período seguinte (eutrófico), decorrente do aumento do aporte de nutrientes. O segundo período é marcado, na história do Lago Paranoá, pelas recorrentes florações de cianobactérias. O período 3 mostra uma reduzida quantidade de clorofila-a, decorrente do *flushing* realizado em 1998 e esta é mantida graças a abertura das comportas realizadas anualmente e pela redução da quantidade de nutrientes no reservatório (Figura 40).

Como não foi possível conseguir os dados de abundância da comunidade fitoplanctônica fez-se um apanhado da riqueza amostrada em cada um dos períodos (Tabela 13, em anexo). Foram considerados relatos apresentados em trabalhos diversos, para estabelecer a dominância dos grupos fitoplanctônicos.

Assim, de acordo com estudos realizados no Lago Paranoá, a partir de 1968 até o ano de 1998, a comunidade fitoplanctônica é dominada por espécies de cianobactérias. Dessa forma, a

maior proporção de clorofila-a observada nesses períodos (1 e 2) corresponde à biomassa desse grupo algal, tendo os demais grupos pouca representação no total da concentração de clorofila-a. A partir de 1998, observa-se redução significativa na abundância de cianobactérias, sendo o fitoplâncton dominado no período 3 (meso-oligotrófico) por algas verdes, amarelas e flageladas. Sendo assim, a clorofila-a a partir de 1998 representa a biomassa dos demais grupos algais (Figura 40).

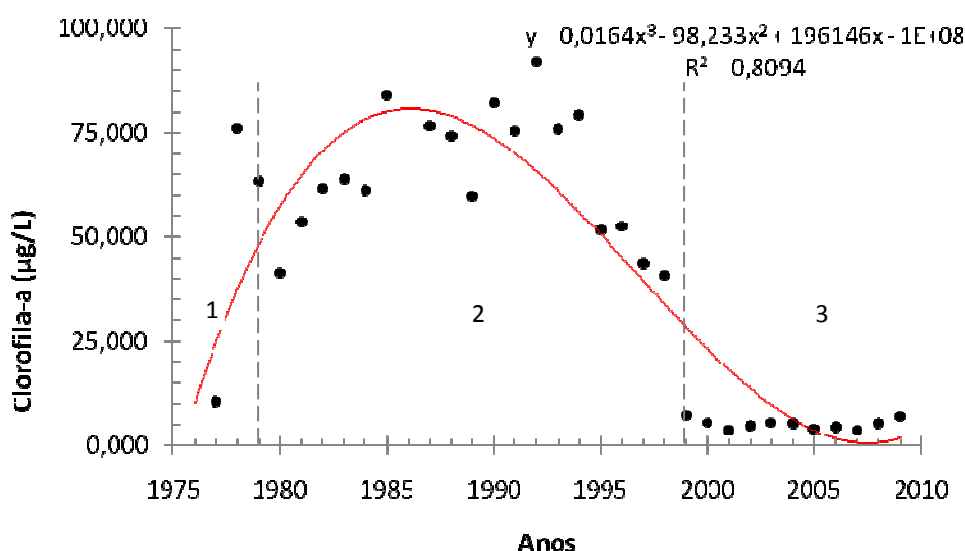


Figura 40 – Média anual da concentração de clorofila-a no Lago Paranoá ao longo dos anos. A linha corresponde a regressão cúbica efetuada. Dados fornecidos pela CAESB.

As ações antrópicas afetam vários fatores no corpo d'água. A transparência da água foi uma propriedade que variou de forma bem marcada, ao longo da história do Lago Paranoá.

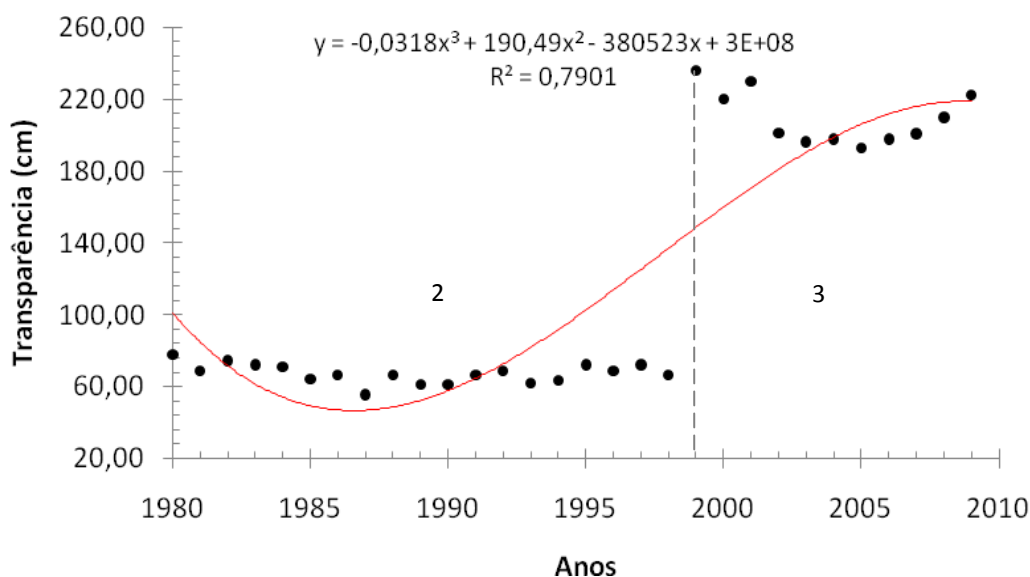


Figura 41 – Média anual da transparência do Lago Paranoá ao longo dos anos. A linha corresponde a regressão cúbica efetuada.

A Figura 41 mostra a média anual da transparência a partir de 1980 até 2009, portanto só representa os estados eutrófico e meso-oligotrófico do reservatório. Nota-se que, durante todo o período 2 (eutrófico), a transparência não ultrapassa 1 metro de profundidade. Todavia, a partir de 1998, ela chega a ultrapassar os dois metros. Tal variação é decorrente do *flushing* realizado no final de década de 1990.

3.3.2. Comparação dos Dados com os Resultados das Simulações

A comparação de resultados obtidos nas simulações dos modelos, sobre a dinâmica do plâncton, e os dados limnológicos coletados foi separada pelos diferentes estados de trofia pelos quais o reservatório passou, ao longo de seu histórico.

Mesotrófico

O cenário mesotrófico inicia-se com quantidade *média* de nutrientes, biomassa *média* de cianobactérias e *pequena* de outras algas. Com o incremento de nutrientes, proveniente da taxa de emissão calculada a partir do uso da bacia e das estações de tratamento de esgoto, há alteração na biomassa dos organismos fitoplantônicos. Ao final da simulação, o estado trófico do reservatório chega a eutrófico, de modo que esse cenário corresponde a fase meso-oligotrófica do reservatório (Figura 29).

As curvas de tendências, provenientes dos dados numéricos, indicam que o período meso-eutrófico ocorreu de 1975 a 1978. Os dados de nutrientes (Figura 38) e fósforo (Figura 39) mostram que nesse período há um aumento da quantidade desses nutrientes no Lago.

A análise dos diagramas de valores obtidos em simulações iniciadas com cenário mesotrófico e dos gráficos construídos a partir dos dados numéricos limnológicos do Lago convergem, evidenciando que as simulações dos modelos qualitativos construídos correspondem ao histórico do Lago Paranoá, sistema modelado.

Eutrófico

O cenário eutrófico mostra que essa condição se mantém ao final da simulação, com grande e crescente quantidade de nutrientes, grande e crescente biomassa de cianobactérias, baixa transparência e redução no potencial de usos múltiplos do reservatório (Figura 31).

O cenário eutrófico com ETEs fazendo tratamento terciário trazem em sua simulação a redução da entrada de nutrientes no Lago, porém essa redução não surte efeito sobre a condição trófica do reservatório, que se mantém eutrófica (Figura 33).

Os gráficos dos dados numéricos apontam que no período de 1978 a 1998 registraram-se as maiores quantidades de fósforo (Figura 38), nitrogênio (Figura 39) e clorofila-a (Figura 40). Nota-se que em meados dos anos 1990 há uma queda nas quantidades de nutrientes e

clorofila-a, porém não suficientes para alterar a condição trófica, com a melhoria da qualidade do reservatório.

Comparando-se inicialmente o cenário eutrófico com o primeiro período eutrófico do reservatório, até meados de 1990, é possível observar que o cenário eutrófico apresenta as mesmas alterações, com o aumento da quantidade de nutrientes e cianobactérias e manutenção do estado trófico.

Os resultados obtidos com o segundo cenário eutrófico (Figura 33) coincidem com os dados numéricos desse período (a partir de 1993 com a modernização das ETEs), de modo que tanto os diagramas de valores das quantidades quanto as curvas de tendências apontam a redução na quantidade de nutrientes e clorofila-a; porém, mesmo com a redução de biomassa, a dominância por cianobactérias é mantida.

Meso-oligotrófico

O cenário que corresponde a este período é o eutrófico com vazão máxima (correspondente ao *flushing*), que inicia-se com uma quantidade mediana de nutrientes, alta biomassa de cianobactérias, alta biomassa de zooplâncton detritívoro e baixa transparência. Porém, com o aumento da vazão do reservatório, ocorre a redução na quantidade de nitrogênio, fósforo, matéria orgânica e alteração na dominância dos grupos planctônicos. Ao final da simulação, considera-se que o estado trófico do reservatório é meso-oligotrófico (Figura 35).

Os dados numéricos, mostram, em seus respectivos gráficos, que após o *flushing* houve uma grande alteração no estado trófico do reservatório, com queda drástica da quantidade de nutrientes (Figura 38 e 39), e clorofila-a (Figura 40), além do aumento da transparência (Figura 41). Após o *flushing* houve uma grande alteração na qualidade da água, passando esta a uma condição meso-oligotrófica.

Os diagramas de valores da simulação do cenário eutrófico com vazão máxima e o terceiro período trófico do reservatório (meso-oligotrófico) são semelhantes, apresentando a mesma tendência, de redução na quantidade de nutrientes, alteração na transparência e redução nas concentrações de clorofila-a.

A partir da comparação dos cenários com os dados limnológicos do Lago Paranoá, é possível concluir que os resultados produzidos pelos modelos qualitativos sobre a dinâmica do plâncton em diferentes estados de trofia foram respaldados pelos dados numéricos disponíveis, e que o comportamento do sistema modelado, demonstrado nas simulações, corresponde ao observado no sistema natural.

As questões levantadas inicialmente (Introdução, i, ii, iii) a respeito de os efeitos das variáveis abióticas (mistura, temperatura, matéria orgânica, transparência, vazão e nutrientes) sobre as comunidades planctônicas, dos fatores determinantes para as mudanças e as consequências das ações antrópicas foram respondidas pelos modelos qualitativos como segue.

Quais os efeitos de fatores abióticos como: mistura, temperatura, matéria orgânica, transparência, vazão e nutrientes sobre as comunidades planctônicas?

- Nas simulações geradas pelos modelos, a variável mistura mostrou-se como um dos fatores que favorecem o aumento da taxa de crescimento de cianobactérias e a redução da taxa de crescimento das outras algas. Isso ocorre porque a estagnação da coluna d'água é um dos fatores que favorecem a proliferação maciça de cianobactérias (Reynolds *et al.*, 1987, Tucci e Sant'Anna, 2003, Tonietto *et al.*, 2008).

O Lago Paranoá é um reservatório com eventos de mistura durante todo o ano, que apresenta microestratificações não persistentes em alguns horários, com pequenas diferenças de temperatura entre a superfície da coluna d'água e a temperatura abaixo de 1,5m (Pereira, 2001, Mendonça-Galvão, 2001, Philomeno, 2003, Mendonça-Galvão, 2005). Apesar de o Lago não apresentar eventos claros e duradouros de estratificação, a mistura foi inserida no modelo, por ser essa variável apontada como um dos fatores que favorecem a proliferação maciça de cianobactérias (Tucci e Sant'Anna, 2003, Matsumura-Tundisi e Tundisi, 2005, Tonietto *et al.*, 2008), tendo as simulações acerca desta variável respostas compatíveis com o sistema natural.

Com relação à temperatura, o aumento desse fator favorece o crescimento das algas e acelera a reprodução e o crescimento do zooplâncton (Melão, 1999). Todavia, cada espécie apresenta temperaturas ótimas de crescimento, na qual a espécie se desenvolve mais e se torna melhor competidora, podendo reduzir a abundância dos demais grupos.

- Nos modelos, a forma como a relação entre a temperatura e o aumento da taxa de crescimento do fitoplâncton foi modelada e as simulações obtidas mostraram-se satisfatórias e condizentes com o sistema natural. Por exemplo, o aumento da temperatura favoreceu a taxa de crescimento do fitoplâncton; quanto a temperatura atingiu o valor ótimo para o crescimento de cianobactérias, esse grupo passou a ter maior taxa de reprodução e, por consequência, tornou-se um competidor mais forte, capaz de aumentar sua biomassa e reduzir a abundância das demais algas.

Salienta-se que por se tratar de um lago tropical, a temperatura se torna um fator secundário na dinâmica da comunidade fitoplanctônica do sistema modelado, sendo as causas de grandes alterações dessa comunidade ditadas por outras variáveis.

A matéria orgânica é apontada, desde o barramento do rio Paranoá, como um fator que geraria perda da qualidade da água do reservatório, pois a não remoção da vegetação para o enchimento do lago acumularia grande quantidade de matéria orgânica e nutrientes no reservatório (Burnett *et al.*, 2001). Essa situação, por consequência, resultaria em altas taxas de decomposição, redução na concentração de oxigênio e aumento da turbidez da água e favorecimento de organismos detritívoros e decompositores.

- Nas simulações produzidas pelos modelos qualitativos construídos, a variável Matéria orgânica dita o incremento do zooplâncton detritívoro e a redução da transparência da água do reservatório, mostrando que os resultados das simulações corroboram o observado no Lago Paranoá.
- A transparência do Lago está intimamente relacionada com a quantidade de matéria orgânica na água. Os modelos admitem que a não remoção da matéria orgânica durante o enchimento do reservatório foi o principal fator de alta turbidez durante muitos anos no Lago Paranoá. A remoção da matéria orgânica e o aumento da transparência só ocorreram após os eventos de vazão máxima, onde há redução da quantidade de matéria orgânica por esta ser levada a jusante do reservatório, permitindo, assim, o aumento da transparência do Lago e posterior alteração das comunidades planctônicas.
- A vazão, assim como relatado pelos dados numéricos, mostrou-se, nos modelos, um fator essencial para a dinâmica das comunidades planctônicas. Enquanto a vazão apresentava-se baixa, ao longo do ano, gerava efeitos no tempo de retenção da água, favorecendo a possibilidade de estagnação da coluna d'água e de aumentar a quantidade de nutrientes e matéria orgânica (Tonietto *et al.*, 2008), que não apresentavam saídas no sistema, além das saídas ocorridas dentro do Lago pelas ciclagens. A baixa vazão, portanto, aumentava a importância dos fatores que influenciam a dinâmica do plâncton e, assim, favoreciam a dominância do reservatório por cianobactérias e zooplâncton detritívoro.

O *flushing* foi uma ação hidroecológica que abriu uma saída para o sistema, reduzindo assim, as quantidades das variáveis que favoreciam a manutenção das cianobactérias e do microzooplâncton detritívoros altas. Dessa forma, o *flushing* abriu espaço para o desenvolvimento dos demais grupos planctônicos (Pereira, 2001, Mendonça-Galvão, 2005, Philomeno, 2007)

Quais fatores são determinantes para a mudança na estrutura e composição do plâncton?

- Nos modelos, os nutrientes foram os grandes determinantes para a mudança na estrutura e composição da comunidade planctônica do Lago. Isso por que as simulações mostram que o incremento das concentrações de nutrientes na água resultou na alteração da dominância fito e zooplânctônica; inicialmente composto por outras algas e zooplâncton herbívoro, o plâncton passou a ser dominado por cianobactérias e detritívoros. Assim, as simulações mostram os nutrientes como responsáveis pelas alterações na riqueza e abundância do plâncton do Lago Paranoá. De fato, muitos trabalhos mostram que a diversidade e biomassa das comunidades planctônicas estão muito relacionadas à condição trófica do corpo d'água (Lynch et al., 1991, Pereira, 2001, Caliruji et al., 2002, Mendonça-Galvão, 2005, Sendacz et al., 2006, Philomeno, 2007, Crossetti et al., 2008).
- Os modelos ainda mostram que, após atingir o estado eutrófico, as estratégias que visavam reduzir o aporte de nutrientes no reservatório, tanto provenientes do uso da bacia quanto provindo das ETEs, não surtiram efeito na comunidade. De acordo com os resultados dos modelos, esta encontrava-se em estado de equilíbrio e a redução observada na quantidade de nutrientes não foi suficiente para tirar a dominância de cianobactérias e zooplâncton detritívoro. Esse fenômeno justifica-se pelo fato de que, apesar da redução da quantidade de nutrientes no Lago, este apresentava outras características que não favoreciam alterações nas comunidades, como grande quantidade de matéria orgânica, alta turbidez e alto tempo de retenção da água (Pereira, 2001, Mendonça-Galvão, 2005, Philomeno, 2007).

As mudanças na comunidade planctônica e na qualidade da água do Lago Paranoá só ocorreram após a ação hidroecológica ocorrida em 1998, o *flushing*, que carregou a jusante grande parte da matéria orgânica e dos nutrientes presentes no Lago (Burnett *et al.*, 2001, Mendonça-Galvão, 2005, Philomeno, 2007, Angelini *et al.*, 2008). Além desses elementos, o *flushing* removeu grande parte da biomassa algal, aumentando a transparência da água, o que propiciou às espécies de baixa abundância uma oportunidade de alteração em suas taxas de crescimento, favorecendo-as. Assim, houve de fato alterações nas comunidades planctônicas do Lago, que passou a maior parte do seu histórico dominado por espécies de cianobactérias e microzooplâncton detritívoro (Mendonça-Galvão, 2005, Philomeno, 2007).

É possível notar que os fatores abióticos (mistura, temperatura, matéria orgânica, transparência, vazão e nutrientes) se inter-relacionam. Dessa forma, a construção do modelo qualitativo foi fundamental para entender a ação de diversas variáveis sobre a dinâmica das comunidades planctônicas. Em uma coleta de dados ou em uma análise experimental tal

avaliação não seria possível, uma vez que as variáveis estariam combinadas par a par, ou quando muito, distribuídas em uma matriz que mostra as correlações entre os componentes do sistema, que nem sempre apresentam uma explicação de causa e efeito.

Apesar de os modelos apresentarem a interação entre diversos fatores limnológicos, envolvidos na dinâmica do plâncton, sabemos que existem outras variáveis que apresentam importância no Lago Paranoá, como por exemplo, a condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, pH. Reconhecemos a importância de outras variáveis e salientamos que nenhum modelo é completo, podendo ser tais variáveis inseridas em novos modelos.

Quais as consequências das ações antrópicas sobre a comunidade planctônica?

Ao retomar essa pergunta, colocada na Introdução, os modelos mostram que várias foram as ações antrópicas ocorridas no Lago, com efeitos bem diferentes. Abaixo estão listadas ações ocorridas no reservatório do Paranoá e as respostas dadas a partir das simulações realizadas.

Por ser tratar de um lago artificial, desde sua construção o Lago Paranoá sofre consequências das ações antrópicas. O próprio barramento de um rio e a transformação do corpo d'água em um sistema lântico é a primeira ação antrópica que desencadeia uma série de processos de alteração na dinâmica do ambiente. Esses processos interferem nas características bióticas e abióticas do ambiente aquático, além da atenuar os pulsos hidrológicos a jusante (De Filippo *et al.*, 1999).

Após o barramento, houve a ocupação urbana na bacia do Lago Paranoá e a emissão de nutrientes provindos de usos agrícolas e urbanos, mais ações antrópicas que geram consequências para o reservatório. O processo de enriquecimento da água do Lago afetou as comunidades biológicas. Para a comunidade em estudo, as simulações mostram que a emissão de nutrientes, provindos do uso da bacia e das ETEs, alteraram significativamente a estrutura e a composição do fito e do zooplâncton.

Os modelos trazem outras ações de manejo: aplicação de algicida e redução do aporte de nutrientes provindos das ETEs, como tentativas de reduzir biomassa de cianobactérias e melhorar a qualidade da água do Lago Paranoá.

- Os cenários que tratam do uso de algicida mostram que o efeito dessa ação é imediato, porém não duradouro. Ou seja, observa-se de início a redução da taxa de crescimento de cianobactérias e posterior queda da biomassa. Todavia, quando cessa a aplicação de algicidas, as cianobactérias retomam sua alta reprodução e voltam a ser mais abundantes que as outras algas. Essa observação foi realizada in loco por Padovesi-Fonsca e Philomeno (2004), que observaram a queda das densidades das espécies *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii* durante a aplicação

do sulfato de cobre e posterior incremento da densidade desses grupos, após encerrada a aplicação do algicida.

- Devido à ineficácia da aplicação de algicida, outra estratégia foi adotada, a fim de controlar as cianobactérias – a modernização das ETEs, para redução do aporte de nutrientes no reservatório. Tal ação foi modelada, e as simulações apresentaram-se semelhantes ao observado no sistema natural. Ou seja, apesar da redução na entrada de nutrientes provindos das ETEs, as comunidades planctônicas não apresentaram uma resposta imediata, tendo-se, mesmo após a redução da concentração de nutrientes no Lago, a manutenção de grande biomassa algal dominada por cianobactérias, e alta abundância do zooplâncton detritívoro.

Burnett *et al.* (2001), Mendonça-Galvão (2005), Philomeno (2007), Angelini *et al.* (2008) e Padovesi-Fonseca *et al.* (2009) argumentam que, apesar da redução da entrada de nutrientes, a grande quantidade de nutrientes já presentes no Lago e a influência de outros fatores (transparência, matéria orgânica, vazão) foram determinantes para a sustentação da comunidade planctônica como ela se mantinha. Esses mesmo autores mostram que somente o *flushing* – ação hidroecológica ocorrida em 1998, que aumentou a vazão do Lago Paranoá e “lavou” o reservatório – foi capaz de quebrar o estado de equilíbrio em que se encontrava o Lago Paranoá.

- Como dito anteriormente, a vazão, representada nos modelos sobre a dinâmica do plâncton em diferentes estados de trofia, apresentou-se como uma importante influência sobre a dinâmica da comunidade planctônica no Lago Paranoá. Assim como ocorreu no sistema natural, a vazão foi o fator determinante para a alteração do estado eutrófico do Lago e posterior processo de oligotrofização.

Angelini *et al.* (2008), mostram que o controle de fósforo foi a condição essencial para diminuir a produtividade primária, porém não suficiente. Somente após o *flushing* houve redução nos valores de clorofila-a e fósforo total, pois os nutrientes e a comunidade planctônica foram carreados a jusante, reduzindo as suas quantidades no reservatório.

A partir dessa ação hidroecológica, o *flushing*, houve quebra da homeostase do reservatório, sendo possível uma nova organização da comunidade planctônica. Os trabalhos de Mendonça-Galvão (2005), Philomeno (2007), Batista (2007) evidenciam a alteração na estrutura das comunidades planctônicas.

Em suma, as simulações produzidas a partir dos modelos qualitativos construídos no presente trabalho, apresentaram respostas satisfatórias e condizentes com o sistema natural e foram capazes de responder como ocorre a variação dos principais grupos planctônicos em um ecossistema lântico, em diferentes estados de trofia. A emissão de nutrientes (nitrogênio e

fósforo), principal efeito antrópico, foi a grande responsável pela alteração da comunidade. As alterações no grau de trofia do corpo d'água geram flutuações nos grupos planctônicos modelados; esses grupos passam de uma baixa abundância a dominância quase que completa dependendo do estado trófico.

Os resultados mostraram que as comunidades planctônicas se alternam de acordo com a quantidade de nutrientes presentes no reservatório. Em condições de baixa trofia, há predomínio de outras algas e do zooplâncton herbívoro, enquanto em condições eutróficas há dominância de cianobactérias e de espécies zooplanctônicas detritívoras. Esse padrão foi encontrado no reservatório por Mendonça-Galvão (2005) para os dois grupos planctônicos, e por Philomeno (2007), para o fitoplâncton, e validado com os dados numéricos do Lago Paranoá.

As coletas realizadas no presente trabalho mostram que a comunidade zooplanctônica apresenta-se semelhante à comunidade amostrada por Mendonça-Galvão (2005), sugerindo que o Lago ainda comporta o perfil meso-oligotrófico, com a presença de zooplâncton de maior porte, composto, principalmente, por espécies herbívoras.

Apesar de a comunidade apresentar alterações que revelam uma melhoria na qualidade da água do reservatório, algumas propriedades do Lago ainda apresentam valores que divergem dessa condição. Um exemplo disso é o elevado valor de condutividade elétrica (por volta do 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$), que não corresponde aos valores encontrados em ambientes com boa qualidade de água.

Philomeno (2007) comparou a comunidade fitoplanctônica e as propriedades físicas e químicas do Lago Paranoá, no braço do Riacho Fundo, em três fases: 1 – avançado processo de eutrofização (1997/1998); 2 - melhoria nas condições da água (1999/2000); 3 – indícios de regressão da qualidade da água. A similaridade da comunidade fitoplanctônica foi maior entre as fases 2 e 3, fato também constatado nos nossos estudos.

Segundo Philomeno (2007), houve diferenças significativas entre as três fases comparadas, tanto para as propriedades físicas e químicas, quanto para as biológicas, evidenciando que o reservatório encontra-se em processo de oligotrofização. A redução do grau de trofia do Lago também é relatada por Mendonça-Galvão (2005), Angelini *et al.* (2008), Fellizarto *et al.* (2000).

As causas desse processo de oligotrofização são a modernização das ETEs e o *flushing* (Burnett, *et al.*, 2001; Mendonça-Galvão, 2005; Philomeno, 2007; Angelini *et al.*, 2008). Para Angelini *et al.* (2008), o Lago Paranoá atingiu, após o *flushing*, um novo e permanente nível de produtividade primária e, conseqüentemente, equilíbrio. Mendonça-Galvão (2005) sugere ainda que o controle descendente sobre a comunidade fitoplanctônica também contribuiu

para melhoria da qualidade da água, uma vez que a atuação de zooplâncton herbívoro contribui para as baixas densidades algais.

No entanto, embora o processo de eutrofização tenha sido interrompido, ainda há riscos de retorno a essa condição em função do teor de nutrientes nos sedimentos, não sendo improvável a ocorrência de fertilização interna (Netto, 2001).

A validação realizada com dados numéricos evidenciou que os modelos construídos representam adequadamente os aspectos da dinâmica de comunidades planctônicas em diferentes estados de trofia, uma vez que as simulações dos distintos cenários modelados mostraram-se análogas às tendências observadas, com dados, no Lago Paranoá, ao longo do histórico deste reservatório.

O potencial da modelagem qualitativa é ressaltado com a validação numérica, pois demonstra-se que as simulações são condizentes com o sistema natural representado. Araújo *et al.*, (2008) validaram dessa forma seus modelos sobre a dinâmica do oxigênio dissolvido em corpos d'água, e salientam a importância desse procedimento para os modelos baseados em raciocínio qualitativo.

Na modelagem quantitativa, os dados numéricos disponíveis são utilizados para definir funções matemáticas e calibrar o modelo, de modo que os resultados produzidos em simulações sejam compatíveis com o observado no sistema natural. Após os ajustes, esses modelos podem ser usados para fazer previsões em ambientes similares, que não possuem dados numéricos.

Na modelagem qualitativa os dados numéricos são dispensáveis; todavia, quando disponíveis, podem ter grande valia, uma vez que estes podem ser usados para validar os modelos, mostrando que as simulações qualitativas representam bem o comportamento do sistema natural modelado. Os modelos qualitativos criados para um determinado sistema, da mesma forma que os modelos quantitativos, podem ser usados para ajudar a entender outros sistemas que apresentem situações semelhantes. Dessa forma, os modelos qualitativos sobre a dinâmica do plâncton, baseados no histórico do Lago Paranoá, podem ser utilizados para elucidar a variação desta comunidade em lagos e reservatórios que apresentem situações semelhantes.

Os modelos qualitativos sobre a dinâmica do plâncton em diferentes estados de trofia foram capazes de responder as perguntas iniciais. Mostraram os efeitos de nutrientes, mistura, matéria orgânica, temperatura, transparência e vazão sobre as comunidades planctônicas, apontando que a emissão de nutrientes provenientes de fontes antrópicas é determinante na composição e estrutura do plâncton.

Segundo Tullos *et al.* (2005), a construção de modelos qualitativos permite a visualização de processos e fluxos do ecossistema, sendo importante para a elaboração de projetos que visam minimizar os impactos, inevitáveis, da urbanização sobre a biota. Isso se deve ao fato de que, ao modelar qualitativamente sistemas complexos, desenvolve-se uma compreensão abrangente dos processos que controlam as comunidades, fornecendo uma ferramenta para a educação e a minimização de impactos sobre o ecossistema.

Modelos são versões simplificadas de sistemas naturais e sua utilização é de grande valia para testar e aumentar a compreensão do funcionamento dos sistemas, podendo ser uma importante ferramenta de gestão.

Modelos qualitativos sobre a dinâmica do plâncton em diferentes estados de trofia, apresentaram simulações condizentes com o sistema natural, sendo este validado operacionalmente, por o comportamento simulado pelo modelo ser corresponde ao comportamento observado no sistema real, certificando que o modelo é uma representação adequada do sistema.

A comparação dos resultados dos modelos com os dados do Lago Paranoá mostrou que os modelos apresentaram em suas simulações as mesmas tendências de variação, no estado trófico e na estrutura do plâncton, que foram observadas no reservatório ao longo do seu histórico. Com isso os modelos construídos foram validados com dados numéricos..

Os modelos apontaram que os fatores determinantes para a mudança na estrutura do plâncton são aqueles provindos das ações antrópicas, principalmente aquelas relacionadas ao aporte de nutrientes no Lago Paranoá.

A dominância dos diferentes grupos fitoplanctônicos e zooplanctônicos variou, nos modelos, de acordo com a disponibilidade de nutrientes no reservatório - cianobactérias e espécies zooplanctônicas detritívoras apresentam maior abundância em ambientes eutróficos, enquanto as outras espécies de algas e o zooplâncton herbívoro estão associados a condições de menor trofia.

Os modelos mostram que a condição eutrófica perdurou e que as ações implementadas, a fim de reduzir a entrada de nutrientes no Lago Paranoá, não foram suficientes para alterar a dominância por cianobactérias. Somente o *flushing* foi capaz de quebrar a estabilidade da comunidade levando-a a um novo estado de equilíbrio. Por isso, salientamos a importância da manutenção dessa ação hidroecológica para a conservação da qualidade da água do reservatório em bons níveis. Todavia, esta ação deve ocorrer juntamente com o controle populacional na bacia do Lago Paranoá, para que as emissões antrópicas não voltem a enriquecer as águas do Lago.

A abertura anual das comportas (*flushing*) traz, indubitavelmente, benefícios à qualidade da água do Lago Paranoá; porém, os efeitos dessa ação a jusante do reservatório ainda são incertos, sendo necessários estudos que investiguem esta situação.

Os modelos qualitativos aqui descritos podem facilitar a compreensão sobre a dinâmica dos organismos fito e zooplanctônicos em diferentes estados tróficos. Isso por que os modelos

apresentam as relações entre os componentes do sistema, estruturadas e ao longo de cadeias de causalidade, o que facilita o entendimento das causas da mudança e os efeitos sobre as variáveis deste ecossistema. Portanto, os modelos podem ser usados pelo Comitê da Bacia Hidrográfica do Lago Paranoá, a fim de expor a problemática do Lago de forma didática e assim, elaborar estratégias para a gestão deste reservatório.

Além disso, o auxílio na gestão deste ecossistema pode ocorrer a partir de ajustes nos modelos, para que novos cenários sejam construídos e estes apresentem, em suas simulações, previsões sobre a condição trófica e a qualidade da água do Lago Paranoá. Um cenário que pode ser construído, por exemplo, é um com a interrupção do *flushing*, a fim de verificar as possíveis consequências da extinção dessa ação hidroecológica.

Os modelos construídos podem, também, ser utilizados para descrever sistemas semelhantes ao Lago Paranoá, tanto para entender os mecanismos envolvidos na dinâmica do plâncton quanto para prever o futuro de corpos d'água que apresentam situações análogas, ao reservatório do Paranoá - lagos urbanos com grande aporte de nutrientes .

- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em água continentais do Brasil. *Megadiversidade*, v. 1, n. 1, p. 70-78, 2005.
- ALLAN, J. D. Life History Patterns in Zooplankton. *The American Naturalist*, v. 110, n. 971, p. 165-180, 1976.
- ALMEIDA, M. A. M. *Aspectos Ecológicos do Lago Paranoá*. 1979. 192p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.
- ALTAFIN, I. G.; MATTOS, S. P.; CAVALCANTI, C. G. B.; ESTUQUI, V. R. Paranoá Lake, Limnology and Recovery Program. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995. p. 325-349.
- ALVA-MARTINEZ, A. F.; SARMA, S. S. S.; NANDINI, S. Effect of mixed diets (cyanobacteria and green algae) on the population growth of the cladocerans *Ceriodaphnia dubia* and *Moina macrocopa*. *Aquatic Ecology*, v. 41, n. 4, p. 579-585, 2007.
- ALVES, V. R. E.; CAVALCANTI, C. G. B.; MATTOS, S. P. Análise comparativa de parâmetros físicos, químicos e biológicos, em um período de 24 horas, no lago Paranoá, Brasília- DF, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 2, n. 1, p. 199-218, 1988.
- ANDERSON, N. J.; BRODERSEN, K. P.; RYVES, D. B.; MCGOWAN, S.; JOHANSSON, L. S.; JEPPESEN, E.; LENG, M. J. Climate Versus In-Lake Processes as Controls on the Development of Community Structure in a Low-Arctic Lake (South-West Greenland). *Ecosystems*, v. 11, n. 2, p.307-324, 2008.
- ANGELINI, R. A arte da modelagem. In: ANGENILI, R.; GOMES, L. C. (Orgs.). *O artesanato de ecossistemas: construindo modelos com dados*. Maringá: Eduem, 2008. p. 14-29.
- ANGELINI, R. Ecossistemas e a Modelagem Ecológica. In: POMPÊO, M. L. L. (Ed.) *Perspectivas na Limnologia do Brasil*. São Luís: União, 1999. p. 1-16.
- ANGELINI, R.; BINI, L. M.; STARLING, F. L. R. M. Efeitos de diferentes intervenções no processo de eutrofização do Lago Paranoá (Brasília – DF). *Oecologia Brasiliensis*, v. 12, n. 3, p. 564-571, 2008.
- ANGENILI, R.; GOMES, L. C. (Orgs.). *O artesanato de ecossistemas: construindo modelos com dados*. Maringá: Eduem, 2008. 173p.
- ARAÚJO, S. C. S. *Modelos de simulação baseados em raciocínio qualitativo para avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas*. 2005. 218p. Tese (Doutorado Ecologia) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.
- ARAÚJO, S.; SALLES, P.; SAITO, C. H. A case study on qualitative reasoning model evaluation with data about river water quality. *Ecological Informatics*, v. 3, n. 1, p. 13-25, 2008.

- BATISTA, C. A. *Estrutura da comunidade zooplanctônica e Qualidade da água no Lago Paranoá, Brasília-DF*. 2007. 103p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.
- BECKER, V.; CARDOSO, L. S.; MOTTA-MARQUES, D. Development of *Anabaena Bory de Saint-Vincent* (Cyanobacteria) blooms in a shallow, subtropical lake in southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 16, n. 4, p. 306-317, 2004.
- BERNARDI, R.; GIUSSANI G. Are blue-green algae a suitable food for zooplankton? An overview. *Hydrobiologia*, v. 200/201, n. 1, p. 29-41, 1990.
- BJÖRK, S. *The Lago Paranoá rehabilitation project: preliminary report for CAESB (project BRA-2000)*, Brasília, 1975. 40p.
- BOCCARA, N. *Modeling Complex Systems*. New York: Springer, 2004. 397p.
- BOERSMA, M.; KREUTZER, C. Life at the Edge: Is Food Quality Really of Minor Importance at Low Quantities? *Ecology*, v. 83, n. 9, p. 2552-2561, 2002.
- BORGES, P. A. F. *Estrutura e Dinâmica do Fitoplâncton nos reservatórios de Segredo e Parigot de Souza (Estado do Paraná, Brasil)*. 2006. 45p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Paraná.
- BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M.; MOURA, A. Occurrence of *Cylindropermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 23, p. 13-27, 2000.
- BRANCO, C. W. C. *A comunidade planctônica e a qualidade da água no lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil*. 1991. 342p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.
- BRANCO, C. W. C.; CAVALCANTI, C. G. B. A ecologia das Comunidades Planctônicas no Lago Paranoá. In: HENRY, R. (ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: Fapesp/Fundibio, 1999. p.573-595.
- BRANCO, C. W. C.; SENNA, A. C. Factors influencing the development of *Cylindropermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. *Algol. Stud.*, v. 75, p. 85-96, 1994.
- _____. Relations among heterotrophic bacteria, chlorophyll-a, total phytoplankton, total zooplankton and physical and chemical features in the Paranoá reservoir, Brasília, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 337, n. 1-3, p. 171-181, 1996.
- BRANDÃO, L. H.; DOMINGOS, P. Fatores ambientais para a floração de cianobactérias tóxicas. *Saúde e Ambiente em Revista*, v. 1, n. 2, p. 40-50, 2006.

- BRANDORFF, G.O.; KOSTE, W.; SMIRNOV, N.N. The composition and structure of rotiferan and crustacean communities of the lower Rio Nhamundá, Amazonas, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v. 17, p. 69-121, 1982.
- BREDEWEG, B. *Expertise in Qualitative Prediction of Behavior*. 1992. 217p. Tese (Doutorado) Artificial Inteligência, Departamento de Ciências Sociais e Informática (SWI), Universidade de Amsterdam, Amsterdam.
- BREDEWEG, B.; LINNEBANK, F.; BOUWER, A.; LIEM, J. Garp3 — Workbench for qualitative modelling and simulation. *Ecological Informatics*, v. 9, p.263-281, 2009.
- BREDEWEG, B.; SALLES, P.; BOUWER, A.; LIEM, J.; NUTTLE, T.; CIOACA, E.; NAKOVA, E.; NOBLE, R.; CALDAS, A.L.R.; UZUNOV, Y.; VARADINOVA, E.; ZITEK, A. Towards a Structured Approach to Qualitative Modelling. *Ecological Informatics*, v. 3, n. 1, p. 1-12, 2008.
- BREDEWEG, B.; SALLLES, P.; NEUMANN, M. Ecological Applications of Qualitative Reasoning. In: RECKNAGEL, F. (Ed.). *Ecological Informatics. Understanding Ecology by Biologically-Inspired Computational*. Springer, 2004. p. 15-48.
- BUNIOTO, T. C.; ARCIFA, M. S. Influência da qualidade de alimento e da temperatura sobre o crescimento individual e a reprodução de cladóceros do Lago Monte Alegre. In: ROLAND, F.; CESAR, D.; MARINHO, M. (Eds.). *Lições em Limnologia*. São Carlos: Rima, 2005. p.341-350.
- BURNETT, J. A. B.; MATTOS, S. P.; AZZOLIN, N. M. P. Intervenções da Companhia de Saneamento. In: FONSECA, F. O. (Org.). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Brasília: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2001. p.199- 211.
- CALIJURI, M. C.; SANTOS, A. C. A.; JATI, S. Temporal changes in the phytoplankton community structure in tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP -Brazil). *Journal of Plankton Research*, v. 24, p. 617-634, 2002.
- CARPENTER, S. R.; KITCHELL, J. F.; HODGSON, J. R. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, v. 35, n. 10, p. 634–639, 1985.
- CASWELL, H. Theory and models in ecology: a different perspective. *Ecological Modelling*, v. 43, p.33-44, 1988.
- CAVALCANTI, C. G. B.; PINTO, M. T.; FREITAS, H. J.; MOREIRA, R. C. A. Paranoa Lake restoration: impact of tertiary treatment sewage in the watershed. *Verhandlungender Inernationalen Vereinigun fur Theoretische und Angewandte Limnologie*, v. 26, p. 689-693, 1997.
- COELHO-BOTELHO, M. J. Dinâmica da Comunidade Zooplânctônica e sua Relação com o Grau de Trofia em Reservatórios. In: *IV Simpósio e IV Reunião de Avaliação do Programa Biota*. Fapesp, 2003.

- CRONBERG, G. *The Paranoá Reservoir Restoration Project: phytoplankton ecology and taxonomy*. Final report to CAESB, Brasília (project PAHO- World Health Organization, 77/WT/BRA/2341/04). 1977. 76p.
- CROSSETTI, L. O.; BICUDO, C. E. M. Effects of nutrient impoverishment on phytoplankton biomass: a mesocosms experimental approach in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, southeast Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 28, n. 1, p. 95-108, 2005.
- CROSSETTI, L. O.; BICUDO, D. C.; BICUDO, C. E. M.; BINI, L. M. Phytoplankton biodiversity changes in a shallow tropical reservoir during the hypertrophication process. *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, n. 4, p. 1061-1067, 2008.
- DE FILIPPO, R.; GOMES, E. L.; LENZ-CEZAR, J.; SOARES, C. B. P.; MENEZES, C. F. S., 1999. Alteracoes na qualidade de água durante o enchimento do reservatorio de UHE Serra da Mesa-GO In: HENRY, R., *Ecologia de Reservatorios: estrutura, funcao e aspectos sociais*. Botucatu:FAPESP, 1999. p. 321-346.
- DEMOOT, W. R. Food selection by calanoid copepods in response to between-lake variation in food abundance. *Freshwater Biology*, v. 33, n. 2, p. 171-180, 1995.
- DYM, C. *Principles of Mathematical Modeling*. California: Hardbound, 2004. 303p.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. *Manual de identificação de Cladóceros Limnéticos do Brasil*. Brasília: Universa, 1997. 156p.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A.; MENDONÇA-GALVÃO, L.; PADOVESI-FONSECA, C. New cladoceran records from lake Paranoá, Central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 64, n. 3ª, p. 415- 422, 2004.
- ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.
- FALKENHAINER, B.; FORBUS, K. Compositional modeling: Finding the right model for the Job. *Artificial Intelligence*, v. 51, n. 1, p. 95-143, 1991.
- FELLIZATO, M. R.; ITONAGA, L. C. H.; PINTO, M. A. T.; CAVALCANTI, C. G. B. Statistical tendency analysis of Lake Paranoá limnological data (1992-1999) and its trophic state classification based on CEPIS methodology. *SIDISA*, v. 2, p. 33-40, 2000.
- FERRANTE, J. E. T.; RANCAN, L.; NETTO, P. B. Meio físico. In: FONSECA, F. O. (Org.). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Brasília: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2001. p.45-79.
- FERRÃO-FILHO A. S.; AZEVEDO S. M. F. O. Effects of unicellular and colonial forms of toxic *Microcystis aeruginosa* from laboratory cultures and natural populations on tropical cladocerans. *Aquatic Ecology*, v. 37, n. 1, p. 23–35. 2003.

- FERRÃO-FILHO, A. S.; ARCIFA, M. S.; FILETO, C. Influence of seston quantity and quality on growth of tropical cladocerans. *Brazilian Journal of Biology*, v. 65, n. 1, p. 77-89, 2005.
- FERRÃO-FILHO, A. S.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; AZEVEDO, S. M. F. O. Accumulation of microcystins by a tropical zooplankton community. *Aquatic Toxicology*, v. 59, n.3-4, p. 201-208, 2002.
- FONSECA, F. O. (Org.). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Brasília: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2001. 425p.
- FONSECA, F. O.; MUNIZ, M. M. B. R.; NETTO, P. B. Meio socioeconômico e cultural. In: FONSECA, F. O. (Org.). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Brasília: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2001. p.149-165.
- FORBUS, K. D. Qualitative Process Theory. *Artificial Intelligence*, v. 24, p. 85–168, 1984.
- FORBUS, K. D.; DE KLEER, J. *Building Problem Solvers*. Cambridge: MIT Press, 1993. 702p.
- FREITAS, J. S. *Variação sazonal e distribuição vertical de microcrustáceos planctônicos no Lago Paranoá, DF*. 1983. 110p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.
- GDF. *Portal do cidadão. Administrações regionais*. 2010. Disponível em: <<http://www.gdf.df.gov.br/045/04501002.asp>>, Acesso em 05/12/2010.
- GIANI, A. *Distribuição horizontal do fitoplâncton e zooplâncton no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil*. 1984. 148p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.
- GIANI, A.; PINTO-COELHO, R. M. Contribuição ao conhecimento das algas fitoplanctônicas do reservatório Paranoá, Brasília, Brasil: Chlorophyta, Euglenophyta, Pirrophyta e Schizophyta. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 9, p. 45-62, 1986.
- GILBERT, J. J.; WILLIAMSON, C. E. Sexual Dimorphism in Zooplankton (Copepoda, Cladocera, and Rotifera). *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 14, pp. 1-33, 1983.
- GRANADO, J. V. *Considerações sobre o estágio atual da ictiofauna e aspectos alimentares de quatro espécies de peixes do Lago Paranoá, Brasília, DF*. 1990. 115p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.
- GRIGORSZKY, I.; NAGY, S.; TÓTH, A.; MÁTHÉ, C.; MÜLLER, Z.; BORBÉLY, G. Effect of large and of small-bodied zooplankton on phytoplankton in a eutrophic oxbow. *Journal of Plankton Research*, v. 20, n. 10, p. 1989-1995, 1998.
- HAEFNER, J. W. *Modeling Biological Systems: Principles and Applications*. 2ed. New York: Springer Science, 2005. 475p.
- HOOPER, D. U.; CHAPIN III, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J. H.; LODGE, D. M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETALA, H.; SYMSTAD, A. J.;

- VANDERMEER, J.; WARDLE, D. A. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, v. 75, n. 1, p. 3-35, 2005.
- HUSZAR, V. L. M. Fitoplâncton. In: BOZELLI, R. L. *Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico*. Rio de Janeiro: UFRJ/SBL, 2000. p.89-104.
- IBAÑEZ, M. S. R. Response to artificial enrichment with ammonia and phosphate of phytoplankton from lake Paranoá (Brasília, DF). *Revista Brasileira de Biologia*, v. 48, n. 3, p. 453-457, 1989.
- IBGE. *Dados do Censo 2010 publicados no Diário Oficial da União do dia 04/11/2010*. Disponível em: < http://www.censo2010.ibge.gov.br/dados_divulgados/index.php >. Acesso em 05/12/2010.
- JØRGENSEN, S. E. Models instruments for combination of ecological theory and environmental practice. *Ecological Modelling*, v. 75, p. 5–20, 1994.
- _____. State of the art of ecological modelling in limnology. *Ecological Modelling*, v.78, p. 101–115, 1995.
- JØRGENSEN, S. E.; BENDORICCHIO, G. *Fundamentals of ecological modelling*. 3ed. Oxford: Elsevier Science, 2001. 544p.
- KARR, J. R. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, v. 41, p. 221-234. 1999.
- KOSTE, W. *Rotatoria: Die Rädertiere Mitteleuropas begünd von Max Voigt-Monogonata*. Auflage neubearbeitet von Walter Koste. Gebrüder Bomtraeger. Berlin, 1978. 673p.
- KREBS, C. J. Distribution and Abundance at the Community Level. In: KREBS, C. J. *The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. New York: Harper e Row, 1984. p. 433-700.
- _____. *Ecological Methodology*. New York: Harper & Row, 1989. 574p.
- LINDMARK, G. *The Paranoá Reservoir restoration Project: bioassay – field and laboratory experiments, and phytoplankton productivity*. Final report to CAESB (PAHO/WHO: 77/BRA/2341/04), Brasília. 1977. 80p.
- LYNCH, M.; GABRIEL, W.; WOOD, A. M. Adaptive and Demographic Responses of Plankton Populations to Environmental Change. *Limnology and Oceanography*, v. 36, n. 7, p. 1301-1312, 1991.
- MACEDO, C. F. *O estudo da qualidade nutricional de duas espécies de cladóceros em relação às clorofíceas Ankistrodesmus gracilis e Scenedesmus quadricauda*. 1999. 124p. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais.
- MACEDO, C. F.; PINTO-COELHO, R. M. Taxas de filtração de *Daphnia laevis* e *Moina micrura* em relação às clorofíceas *Scenedesmus quadricauda* e *Ankistrodesmus gracilis*. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v, 12, n. 1, p. 1-10, 2000.

- MARGALEF, R. *Limnologia*. Barcelona: Ediciones Òmega, 1983. 700 p.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. *Tipologia de reservatórios do Estado de São Paulo: cladóceros do Brasil*. Relatório Técnico Científico. São Carlos:UFSCar, 1983. 57p.
- _____. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In: HENRY, R. (Ed.): *Ecologia de Reservatórios*. Fundibio/FAPESP, 1999. p 39- 54.
- MATSUMURA-TUNDISI, NAUMAN-LEITÃO, S., AGUENA, L. S., MIYAHARA, J. Eutrofização da represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de Rotífera. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 50, n.4, p. 923- 935, 1990.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. *Hydrobiologia*, v. 504, n. 1, p. 215-222, 2003.
- _____. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). *Hydrobiologia*, v. 542, p. 367–378, 2005.
- MATTOS, S. P.; ALTAFIN, I. G.; FREITAS, H. J.; CAVALVANTI, C. G. B.; ALVES, V. R. Lake Paranoá, Brasília, Brasil: Integrated Management Plan for its Restoration. *Water Pollution Research Journal of Canada*, v. 27, n. 2, p. 271:286, 1992.
- MATTOS, S. P.; ALVES, V. R. E.; CAVALCANTI, C. G. B.; EVARISTO, S. M. S.; COLLARES, S. A. P. Contribuição ao estudo limnológico do Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v, 1, p. 129-154, 1986.
- MATTOS, S. P.; CAVALCANTI, C. G. B.; STARLING, F. L. R. M. Lago Paranoá: evidências adicionais de recuperação após manipulação do tempo de residência. In: *Anais do VII Congresso Brasileiro de Limnologia*, 65p. 1999.
- MATTOS, S.P.; ESTUQUI, V.R.A.; CAVALCANTI, C.G.B. Lake Paranoá (Brazil): Limnological aspects witch emphasis on the distribution of the zooplankton community (1982 to 1994). *Verh Internat Verein Limnology*, v. 26, p. 542-547, 1997.
- MATTOS, S. P.; STARLING, F. L. R. M. 2001. Comunidade fitoplanctônica do lago Paranoá. In: FONSECA, F. O. (org.). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Brasília: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2001. p. 83- 84.
- MENDONÇA-GALVÃO, L. *Comunidade planctônica e o processo de restauração do Lago Paranoá DF*. 2005. 251p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.
- _____. *Comunidade zooplanctônica do lago Paranoá – DF, nos períodos de seca e chuva*. 2001. 115p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.

- MOURA, V. P.; RIBEIRO, M. A; COLLARES, S. A. P. Variação anual de biomassa de fitoplâncton nos lagos Paranoá, Descoberto e Santa Maria, do Distrito Federal. In: *Anais do X Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 37p. 1979.
- NAKANO, S.; ISHII, N.; MANAGE, P. M.; KAWABATA, Z. Trophic roles of heterotrophic nanoflagellates and ciliates among planktonic organisms in a hypereutrophic pond. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 16, p. 153–161, 1998.
- NAKOVA, E.; LINNEBANK, F. E.; BREDEWEG, B.; SALLES, P.; UZUNOV, Y. The river Mesta case study: A qualitative model of dissolved oxygen in aquatic ecosystems. *Ecological Informatics*, v. 4, p. 339-357, 2009.
- NANDINI, S. Responses of rotifers and cladocerans to *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae): A demographic study. *Aquatic Ecology*, v. 34, n. 3, p. 227-242, 2000.
- NETTO, P. B. 2001. Sustentabilidade ameaçada. FONSECA, F. O. (org.). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Brasília: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2001. p. 167-178.
- NOGUEIRA, M. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia de um sistema artificial raso (Represa do Monjolinho – São Carlos, SP). Dinâmica das populações planctônicas. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 8, p. 149-168, 1996.
- ODUM, E.P. The strategy of ecosystem development. *Science*, v. 104, p. 262-270, 1969.
- OLIVA, A. Q.; CAVALCANTE, C. V.; FONSECA, F. O.; NETTO, P. B.; OGLIARI, T. C. Uso e ocupação do solo. In: FONSECA, F. O. (Org.). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Brasília: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2001. p.213-269.
- OLIVEIRA, L. P. H.; KRAU, L. Hidrobiologia geral aplicada particularmente a veiculadores de esquistossomos – hipereutrofia, mal modernos das águas. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, v. 68, p. 89-118, 1970.
- PADOVESI-FONSECA, C.; MENDONÇA-GALVÃO, L.; ROCHA, D. L. P. Temporal fluctuation and reproduction of *Thermocyclops decipiens* (Copepoda, Cyclopoida) in a eutrophic lake of central Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, v. 50, n. 1, p. 57-68, 2002.
- PADOVESI-FONSECA, C.; PHILOMENO, M. G. Effects of algicide (copper sulfate) application on short-term fluctuations of phytoplankton in lake Paranoá, central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 64, n. 4, p. 819-826, 2004.
- PADOVESI-FONSECA, C.; PHILOMENO, M. G.; ANDREONI-BATISTA, C. Limnological features after a flushing event in Paranoá Reservoir, central Brazil. *Acta Limnologica. Brailiensia*, v. 21, n. 2, p. 277-285. 2009.
- PALMER, M. C. Algae as biological indicators of pollution. *Biology of water pollution: transactions of the seminar on biological problems in water pollution*. 1969. p. 60-70.

- PANOSSO, R.; CARLSSON, P.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; AZEVEDO, S. M. O.; GRANÉLI, A. E. Effect of grazing by a neotropical copepod, *Notodiaptomus*, on a natural cyanobacterial assemblage and on toxic and non-toxic cyanobacterial strains. *Journal of Plankton Research*, v. 25, p. 1169-1175, 2003.
- PANOSSO, R.; COSTA, I. A. S.; ATTAYDE, J. L.; ARAÚJO, M. F. F. Florações de cianobactérias nas águas do Rio Grande do Norte, e as intervenções alimentares entre cianobactérias e o zooplâncton e peixes onívoros. In: *Anais do 59º Congresso Nacional de Botânica*. 534p. 2008.
- PARENTE, A. A. *Lago Paranoá: Lazer e Sustentabilidade Urbana*. 2006. 147p. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) – Instituto de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de Brasília, Brasília.
- PENNAK, R. W. *Fresh water invertebrates of the United States. Protozoa to Mollusca*. John Wiley & Sons, 1989. 628p.
- PERBICHE-NEVES, G.; SERAFIM, Jr.; GHIDINI, M.; BRITO, A. R. Spatial and temporal distribution of Copepoda (Cyclopoida and Calanoida) of an eutrophic reservoir in the basin of upper Iguaçu River, Paraná, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v, 19, n. 4, p. 393-406, 2007.
- PEREIRA, D. P. *A comunidade zooplanctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá (Brasília-DF) durante o processo de oligotrofização*. 2001. 66p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.
- PHILOMENO, M. G. *A estrutura da Comunidade Fitoplanctônica em dois períodos sazonais no Lago Paranoá, Brasília-DF*. 2003. 102p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.
- _____. *A comunidade fitoplanctônica e a restauração do Lago Paranoá, Brasília-DF*. 2007. 223p. Tese (Mestrado em Ecologia) - Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.
- PHILOMENO, M. G.; PADOVESI-FONSECA, C. Análise do fitoplâncton no braço do Riacho fundo do Lago Paranoá-DF, nos períodos de seca e chuva. In: *Anais do VII Congresso Brasileiro de Limnologia*, 322p. 1999.
- PICARD, V.; LAIR, N. The influence of autotrophic an heterotrophic food demography of *Daphnia longispina* under starves, and enriched conditions. *Journal of Plankton Research*, v. 22, n. 10, p. 1925-1944, 2000.
- PINTO-COELHO, R. M. *Efeitos do zooplâncton na composição qualitativa e quantitativa do fitoplâncton no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil*. 1983. 163p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.

- _____. Flutuações sazonais e de curta duração na comunidade zooplanctônica do lago Paranoá, Brasília-DF, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 47, n. 1/2, p. 17-29, 1987.
- PINTO-COELHO, R. M.; GIANI, A.; MORAIS-JR, C. A.; CARVALHO-JR, E. R.; BEZERRA-NETO, J. F. The nutritional status of zooplankton in a tropical reservoir: effects of food quality and community structure. *Brazilian Journal of Biology*, v. 65, n. 2, p. 313-324, 2005.
- PINTO-COELHO, R. M.; GRECO, M. K. B. The contribution of the water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and zooplankton to the internal cycling of phosphorus in the eutrophic Pampulha reservoir, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 411, p. 115- 127, 1999.
- PINTO-COELHO, R. M.; LIMA, S. S.; PELLI, A. Estudos experimentais sobre Alimentação e, Fêmeas Adultas de *Diaptomus* (s.l.) *corderoi* (Wright, 1936) Copepoda-Calanoidea, do Reservatório da Pampulha, Belo Horizonte – MG. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 2, p. 605-620, 1988.
- PORTER, K. G. The plant-animal interface in freshwater ecosystems. *American Scientist*, v. 65, p. 159-170, 1977.
- REID, J. W. Chave de identificação para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Bolm. Zool. USP*, v. 9, p.17 – 143, 1985.
- _____. The distribution of species of the genus *Thermocyclops* (Copepoda, Cyclopoida) in the western hemisphere, with description of *T. parvus*, new species. *Hydrobiologia*, v. 175, p. 149-174, 1989.
- REID, J. W.; PINTO-COELHO, R. M.; GIANI, A. Uma apreciação da fauna de Copépodos (Crustacea) da região de Belo Horizonte, com comentários sobre espécies de Minas Gerais. *Acta Limnol. Brasil.*, v. 2, p. 527– 547, 1988.
- REYNOLDS, C. S. *Vegetation process in the pelagic: A model for ecosystem theory*. Oldendorf: Ecology Institute, 371p. 1997.
- REYNOLDS, C. S.; HUSZAR V. L.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.
- REYNOLDS, C.S.; OLIVER, R.L.; WALSBY, A.E. Cyanobacterial dominance: the role of buoyancy regulation in dynamic lake environments. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 21, p. 379-390, 1987.
- ROCHA, A. J. A. *Sucessão do perifiton em substrato artificial em dois lados de Brasília (DF)*. 1979. 89p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.

- ROCHA, O.; SENDACZ, S.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs of Brazil. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995. p.151-166.
- RODRÍGUEZ, M. P.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Variation of density, species composition and dominance of rotifers at a shallow tropical reservoir (Broa Reservoir, SP, Brazil) in a short scale time. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 60, p. 1-9, 2000.
- RUPPERT, E.E.; FOX, R.S.; BARNES, R.D. 2005. *Zoologia dos invertebrados: uma abordagem funcional-evolutiva*. São Paulo: Roca, 2005. 1145 p.
- RYKIEL, E. J. Artificial Intelligence and Expert Systems in Ecology and Natural Resource Management. *Ecological Modelling*, v. 46, p. 3-8, 1989.
- _____. Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling*, v. 90, p. 229-244, 1996.
- SALLES, P.; BREDEWEG, B.; ARAÚJO, S. Qualitative models about stream ecosystem recover: exploratory studies. *Ecological Modelling*, v. 194, p. 80-89, 2006.
- SAMSON, P.; CHARRIER, B. *International Freshwater Conflict: Issues and Prevention Strategies*. 1997. Disponível em: <http://www4.gve.ch/gci/GreenCross_Programs/waterres/gcwater/study.html>. Acesso em 02 mai. 2009.
- SANTOS, M. A. P. F.; MELÃO, M. G. G.; LOMBARDI, A. T. Life history characteristics and production of *Ceriodaphnia silvestrii* Daday (Crustacea, Cladocera) under different experimental condition. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v, 18, n. 2, p. 199-212, 2006.
- SANTOS-WISNIEWSKI, M. J.; ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Aspects of the life cycle os *Chydorus pubescens* Sars, 1901 (Cladocera, Chydoridae). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v, 18, p.305-310, 2006.
- SARMA, S. S. S.; NANDINI, S.; GULATI, R. D. Cost of reproduction in selected species of zooplankton (rotifers and cladocerans). *Hydrobiologia*, v. 481, p. 89-99, 2002.
- SARTONI, L. P.; NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; MORETTO, E. M. Zooplankton fluctuations in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil): a three-year study. *Brazilian Journal of Biology*, v. 69, n. 1, p. 1-18, 2009.
- SENDACZ, S; CALEFFI, S.; SANTOS-SOARES, J. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, n. 1B, p. 337-350, 2006.
- SENDACZ, S.; KUBO, E. Zooplâncton de reservatório do Alto Tietê. In: HENRY, R. (Ed.). *Ecologia de Reservatórios*. Botucatu:FAPESP/FUNDIBIO, 1999. p. 509- 530.

- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BACHION, M. A. Population growth and development of two species of Cladocera, *Moina micrura* and *Diaphanosoma birgei*, in laboratory. *Brazilian Journal of Biology*, v. 62, n. 4A, p. 701-711, 2002.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; ROCHA, O. *Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos*. São Carlos: Rima, 2001. 122p.
- SOETAERT, K.; HERMAN, P. M. *A practical guide to ecological modeling*. Springer, 2009. 372p.
- SOMLYÓDY, L.; MASINI, T. A.; Van STRATEN, G. Eutrophication of Lake Paranoá and development of Brasília. In: SALÁNNKI, J.; HERODEK, S. (Eds.): *Conservation and Management of Lakes. Symposia Biologica Hungarica*. Akadémiai Kiadó, 1989. v. 38, p.399- 413.
- SOMMER, U.; SOMMER, F. Cladocerans versus copepods: the cause of contrasting top-down controls on freshwater and marine phytoplankton. *Oecologia*, v. 147, p.183–194, 2006.
- SOUTO-MAIOR, G.; CHIARINI, H.; NETTO, P. B.; Moretti, W. Geração de energia. In: FONSECA, F. O. (org.). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Brasília: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2001. p. 191-197.
- STARLING, F. L. R. M. Control of eutrophication by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in th tropical Paranoá Reservoir (Brasília, Brazil): a mesocosm experiment. *Hydrobiologia*, v. 257, p. 143- 152, 1993.
- _____. Comparative study of the zooplankton composition of six lacustrine ecosystems in Central Brazil during dry season. *Revista Brasileira de Biologia*, v.60, p. 101–111, 2000.
- STARLING, F. L. R. M., LAZZARO, X. Controle da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais por biomanipulação- estudo de caso: lago Paranoá (Brasília, Brasil). In: DI BERNARDI, R. & GIUSSANI, G (Eds.). *Diretrizes para o gerenciamento de lagos: biomanipulação para o gerenciamento de lagos e reservatórios*. São Paulo: ILEC/IEE, 2001. v.7, p. 203-221.
- STARLING, F. L. R. M.; LAZZARO, X.; CAVALCANTI, C.; MOREIRA, R. Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow tropical reservoir: evidence from a fish kill. *Freshwater Biology*, v. 47, p. 2443-2452, 2002.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. *Diretrizes para o gerenciamento de lagos*. Gerenciamento da Qualidade da água de represas. São Carlos: Rima, 2000. 258p.
- _____. Reservoir Ecosystem Functioning: Theory and Application In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Eds). *Theorical Reservoir Ecology and its Applications*. São Carlos: International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, 1999. p. 565-597.

- STRUSS, P. Model-based and qualitative reasoning: An introduction. *Annals of Mathematics and Artificial Intelligence*, v. 19, p. 355-381, 1997.
- TOLEDO, L. G. *Estudo anual da produção primária do fitoplâncton e dos fatores limnológicos no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil*. 1986. 96p. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Departamento de Biologia Vegetal, Universidade de Brasília, Brasília.
- TONIETTO, A.; FONSECA, B.; GUIMARÃES, M. *O gênero Microcystis (Cyanobacteria): uma abordagem eco-fisiológica*. 1ª ed. Brasília: Universa, 2008. 110 p.
- TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. *Fundamentos em Ecologia*. Porto Alegre: Artmed, 2010, 3.ed. 576p.
- TUCCI, A.; SANT'ANNA, C. R. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 26, n. 1, p. 97-112. 2003.
- TUCCI, A.; SANT'ANNA, C. R.; GENTIL, R. C.; AZEVEDO, M. T. P. Fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, Brasil: um reservatório urbano eutrófico. *Hoehnea*, v. 33, n. 2, p. 147-175, 2006.
- TULLOS, D.; NEUMANN, M. *A Qualitative Model for Characterizing Effects of Anthropogenic Activities on Benthic Communities*. 2005. Disponível em: <http://rivers.bee.oregonstate.edu/publications.html>. Acesso em: 12 mai. 2009.
- TUNDISI, J. G. *Água no século XXI: enfrentando a escassez*. São Carlos: Rima, 2003. 247p.
- _____. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. *Estudos Avançados*, v. 22, n. 63, p. 7-16, 2008.
- _____. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: HENRY, R. (Ed.) *Ecologia de Reservatório: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO, 1999. p. 21-38.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience in South America and Brazilian case studies. *Hydrobiologia*, v. 500, p. 231-242, 2003.
- _____. *Limnologia*. São Paulo: Oficinas de textos 2008. 632p.
- ZITEK, A.; SCHMUTZ, S.; PREIS, S.; SALLES, P.; BREDEWEG, B.; MUHAR, S. Evaluating the potential of qualitative reasoning models to contribute to sustainable catchment management. *Ecological Informatics*, v.4, p. 381-395, 2009.

**RESULTADOS SOBRE A ESTRUTURA E SIMILARIDADE
DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DO LAGO PARANOÁ – DF**

Comunidade Zooplanctônica

No presente trabalho foram encontradas 27 espécies zooplanctônicas, sendo 15 taxa pertencentes aos Rotifera e 12 taxa pertencentes ao grupo dos microcrustáceos (Cladocera, Copepoda e Ostracoda) (Tabela 7).

A densidade zooplanctônica média foi de $37,11 \pm 17,15$ (ind./L), sendo que o mês de setembro apresentou a maior densidade, com 53,4 (ind./L), seguido do mês de outubro (38,73 ind./L) e dezembro (19,20 ind./L) (Tabela 7).

Com relação a cada mês de coleta, destaca-se a abundância relativa de *Ceriodaphnia cornuta* (18%) e *Keratella cochlearis* (13,63%) no mês de setembro; *Diaphanosoma birgei* (10,33%) em outubro e *Conochilus unicornis* (19,79%) em dezembro, que apresentaram um grande número de indivíduos (Tabela 7).

Tabela 7 – Lista de espécies de zooplâncton, presentes nas coletas de setembro, outubro e dezembro de 2009, do Lago Paranoá-DF.

	Setembro		Outubro		Dezembro	
	Dens. (ind/L)	Abund. (%)	Dens. (ind/L)	Abund. (%)	Dens. (ind/L)	Abund. (%)
Rotifera						
<i>Ascomorpha saltans</i>	0,80	1,50	0,00	0,00	0,60	3,13
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	0,13	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Collotheca judayi</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,35
<i>Collotheca ornata</i>	1,93	3,63	0,07	0,17	0,07	0,35
<i>Conochilus</i> sp.	0,40	0,75	0,00	0,00	0,07	0,35
<i>Conochilus unicornis</i>	3,20	6,00	1,33	3,44	3,80	19,79
<i>Filinia longisetas</i>	0,53	1,00	0,00	0,00	0,13	0,69
<i>Hexarthra intermedia</i>	0,00	0,00	0,07	0,17	0,00	0,00
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	3,47	6,50	0,33	0,86	0,20	1,04
<i>Keratella cochlearis</i>	7,27	13,63	0,00	0,00	2,27	11,81
<i>Keratella tropica</i>	0,40	0,75	0,40	1,03	0,00	0,00
<i>Polyarthra</i> cf. <i>dolichoptera</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	1,04
<i>Testudinella patina</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,27	6,60
<i>Trichocerca chattoni</i>	0,13	0,25	0,00	0,00	0,33	1,74
<i>Trichocerca similis</i>	0,27	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00
Cladocera						
<i>Bosmina freyri</i>	0,00	0,00	2,53	6,54	0,40	2,08
<i>Bosmina hagmanni</i>	0,67	1,25	3,53	9,12	1,67	8,68
<i>Bosmina tubicen</i>	0,00	0,00	2,53	6,54	0,13	0,69
<i>Bosminopsis deitersi</i>	0,20	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>	9,60	18,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ceriodaphnia cornuta rigaudi</i>	1,27	2,38	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Daphnia gessneri</i>	0,60	1,13	0,00	0,00	0,07	0,35
<i>Diaphanosoma birgei</i>	0,53	1,00	4,00	10,33	0,00	0,00

<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	1,73	3,25	0,00	0,00	0,40	2,08
Copepoda						
<i>Notodiaptomus cearensis</i>	8,86	16,63	20,04	52,67	4,40	22,92
<i>Thermocyclops decipiens</i>	11,26	21,00	3,53	9,12	3,13	16,32
Ostracoda						
Indeterminado	0,13	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	35,78	100	18,92	100	14,28	100

A Tabela 8 traz os valores das propriedades físicas - temperatura, transparência, sólidos total, químicas – condutividade elétrica, pH, oxigênio dissolvido (OD), fósforo total (P total), nitrogênio total (N total) e biológicas – clorofila-*a* (Clo-*a*), de cada mês.

Tabela 8 – Valores das propriedades físicas, química e biótica do Lago Paranoá - DF, durante os três meses de amostragem, no braço do Torto.

Propriedade	Setembro	Outubro	Dezembro
Transparência (m)	3,30	3,00	2,20
Temperatura °C	24,33	26,67	25,33
Cond. Elétrica (µS/cm)	91,63	105,63	92,47
pH	6,30	7,40	7,27
OD (mg/L)	6,80	7,98	8,10
Clo- <i>a</i> (µg/L)	6,60	5,93	6,60
Sólido total (mg/L)	2,30	3,00	3,30
P total (mg/L)	0,002	0,010	0,009
N total (mg/L)	1,001	0,948	1,258

A média pluviométrica de cada um dos meses amostrados (setembro, outubro e dezembro) está relatada na Tabela 9.

Tabela 9 – Médias, desvios padrão e valores mínimos e máximos da pluviosidade (em mm) dos meses de setembro, outubro e dezembro, coletados na estação meteorológica da ETE Norte.

	Setembro	Outubro	Dezembro
Média ±Desvio Padrão	0,6 ± 1,89	7,2 ± 12,41	9,1 ± 15,12
Mínimo	0,00	0,00	0,00
Máximo	9,60	60,40	59,00

RESULTADO DAS SIMULAÇÕES DOS MODELOS QUALITATIVOS SOBRE A DINÂMICA DO PLÂNCTON EM DIFERENTES ESTADOS DE TROFIA

Os resultados das simulações aqui apresentados são frutos dos cenários que não foram inseridos no corpo da dissertação. São apresentadas, primeiro, as simulações referentes aos cenários simples e depois as de cenários complexos.

Cada simulação traz o nome do seu cenário, seu modelo causal, as informações sobre a simulação e seus diagramas de valores.

Simulações dos Cenários Simples

Matéria Orgânica

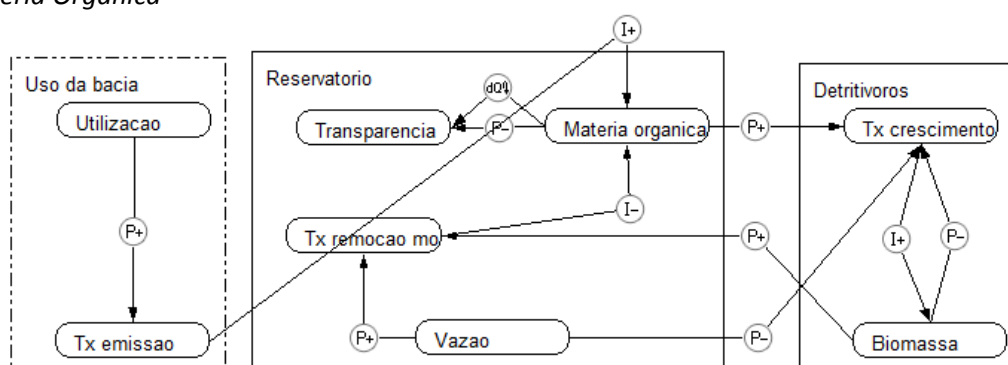


Figura 42 – Modelo causal do cenário sobre os fatores que envolvem a matéria orgânica.

A simulação deste cenário apresenta como base o modelo causal da Figura 42. A simulação possui três estados iniciais e 14 estados na simulação completa. O caminho escolhido para explicar um dos comportamentos do sistema é composto pelos estados [3,4,7,10,13,14,9] (Figura 43).

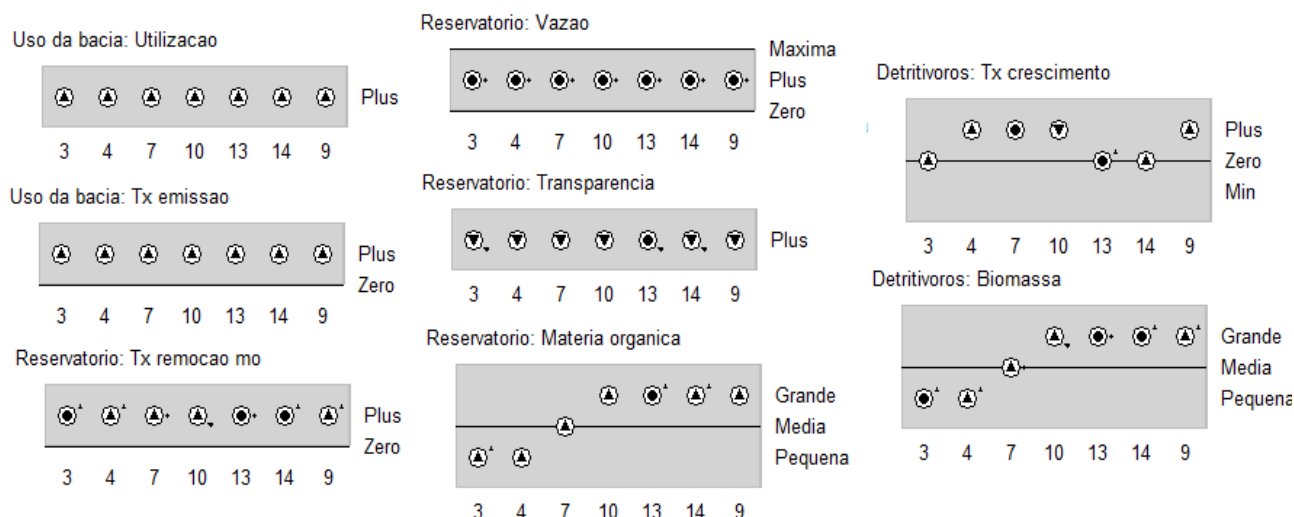


Figura 43 – Diagramas com a história dos valores de quantidades selecionadas em uma trajetória específica, obtidas a partir da simulação do cenário da matéria orgânica.

Mistura afeta fitoplâncton

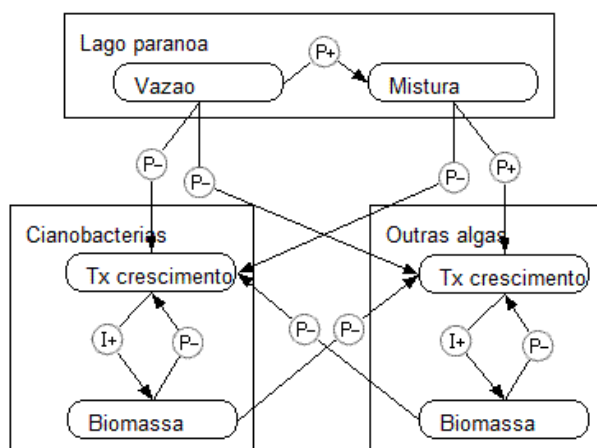


Figura 44 – Modelo causal do cenário do efeito da mistura sobre o fitoplâncton.

A simulação deste cenário apresenta como base o modelo causal da Figura 44. A simulação possui quatro estados iniciais e 94 estados na simulação completa. O caminho escolhido para explicar um dos comportamentos do sistema é composto pelos estados [2,12,13,30,31,48,50] (Figura 45).

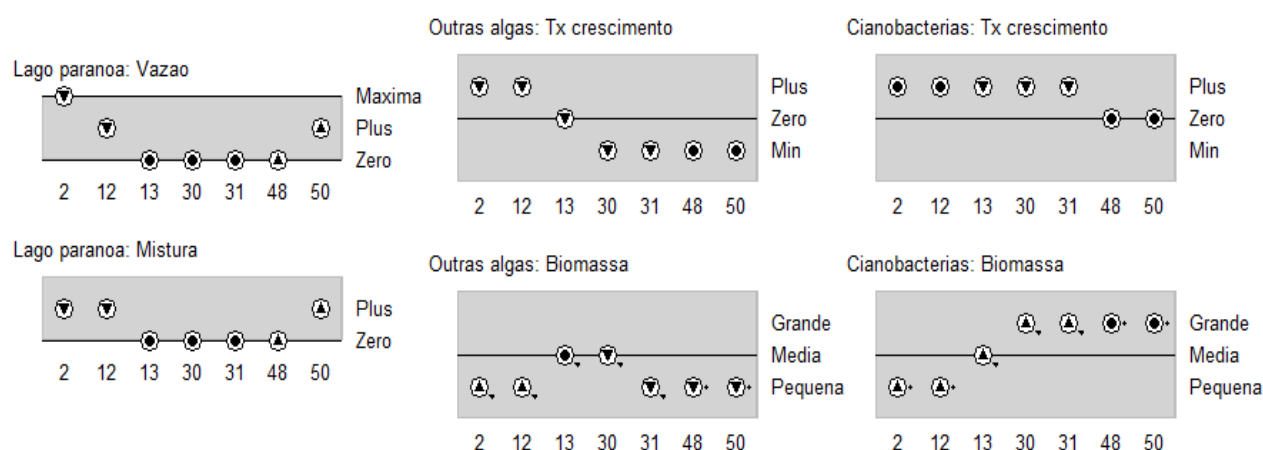


Figura 45 – Diagramas com a história dos valores das quantidades selecionadas em uma trajetória específica, obtidas a partir da simulação do cenário mistura afeta fitoplâncton.

Temperatura e fitoplâncton

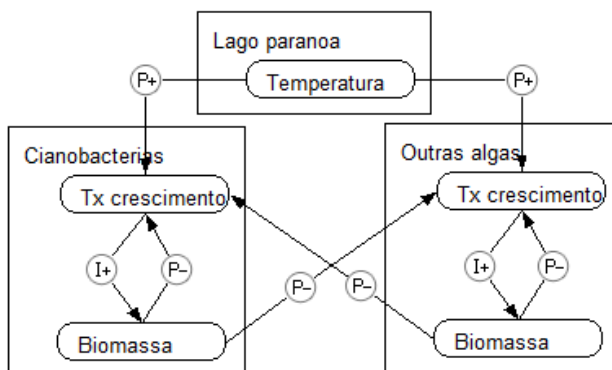


Figura 46 – Modelo causal do cenário do efeito da temperatura sobre o fitoplâncton.

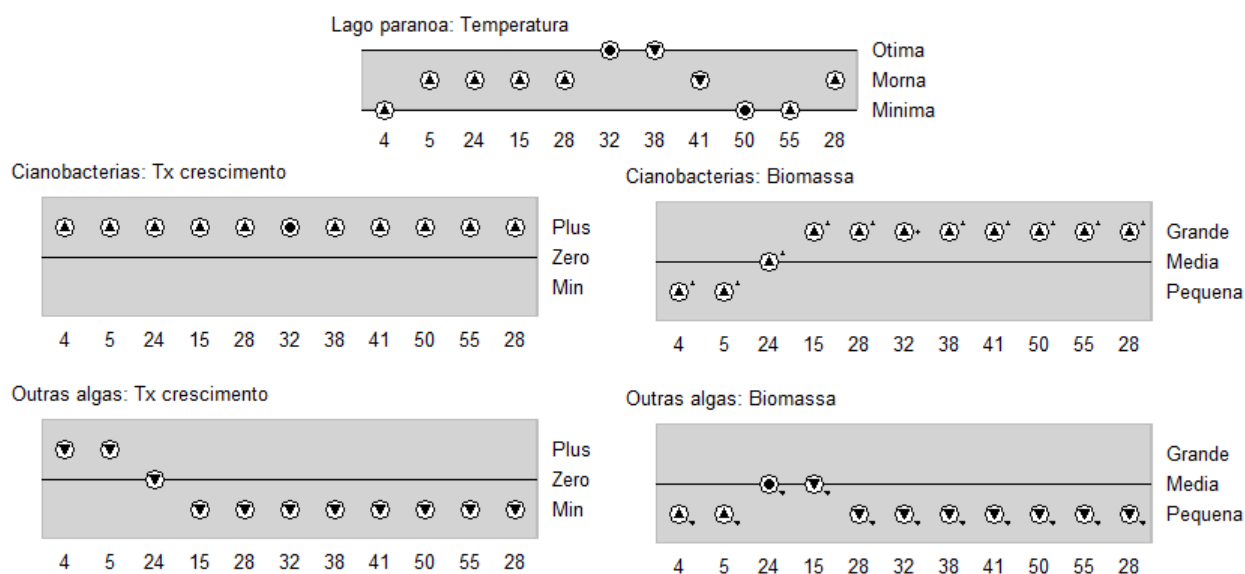


Figura 47 – Diagramas com a história dos valores das quantidades selecionadas em uma trajetória específica, obtidas a partir da simulação do cenário temperatura e fitoplâncton.

A simulação deste cenário apresenta como base o modelo causal da Figura 46. A simulação possui quatro estados iniciais e 80 estados na simulação completa. O caminho escolhido para explicar um dos comportamentos do sistema é composto pelos estados [4,5,24,15,28,32,38,41,50,55,28] (Figura 47).

Transparência

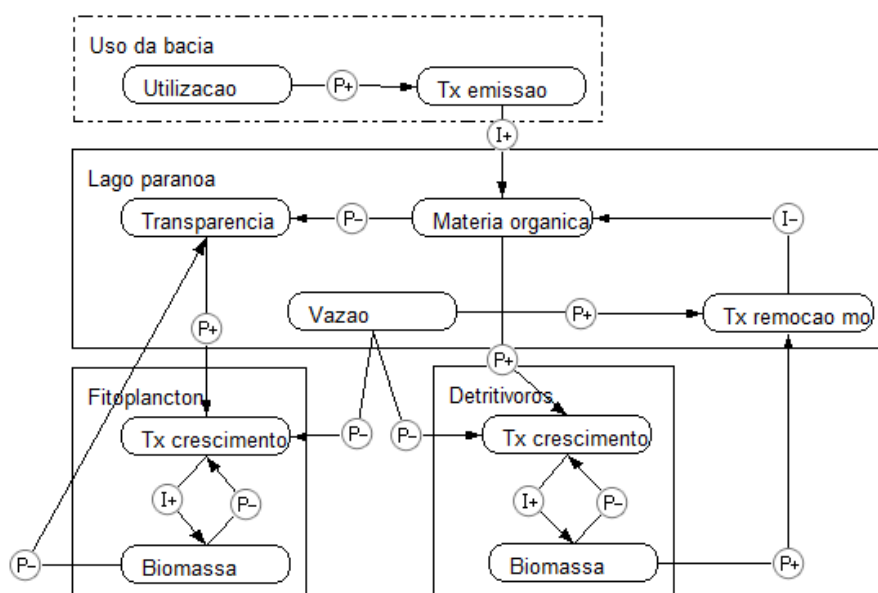


Figura 48 – Modelo causal do cenário do efeito da transparência sobre o fitoplâncton.

A simulação deste cenário apresenta como base o modelo causal da Figura 48. A simulação possui quatro estados iniciais e 37 estados na simulação completa. O caminho escolhido para explicar um dos comportamentos do sistema é composto pelos estados [1,7,8,15,16,20,21,22,17] (Figura 49).

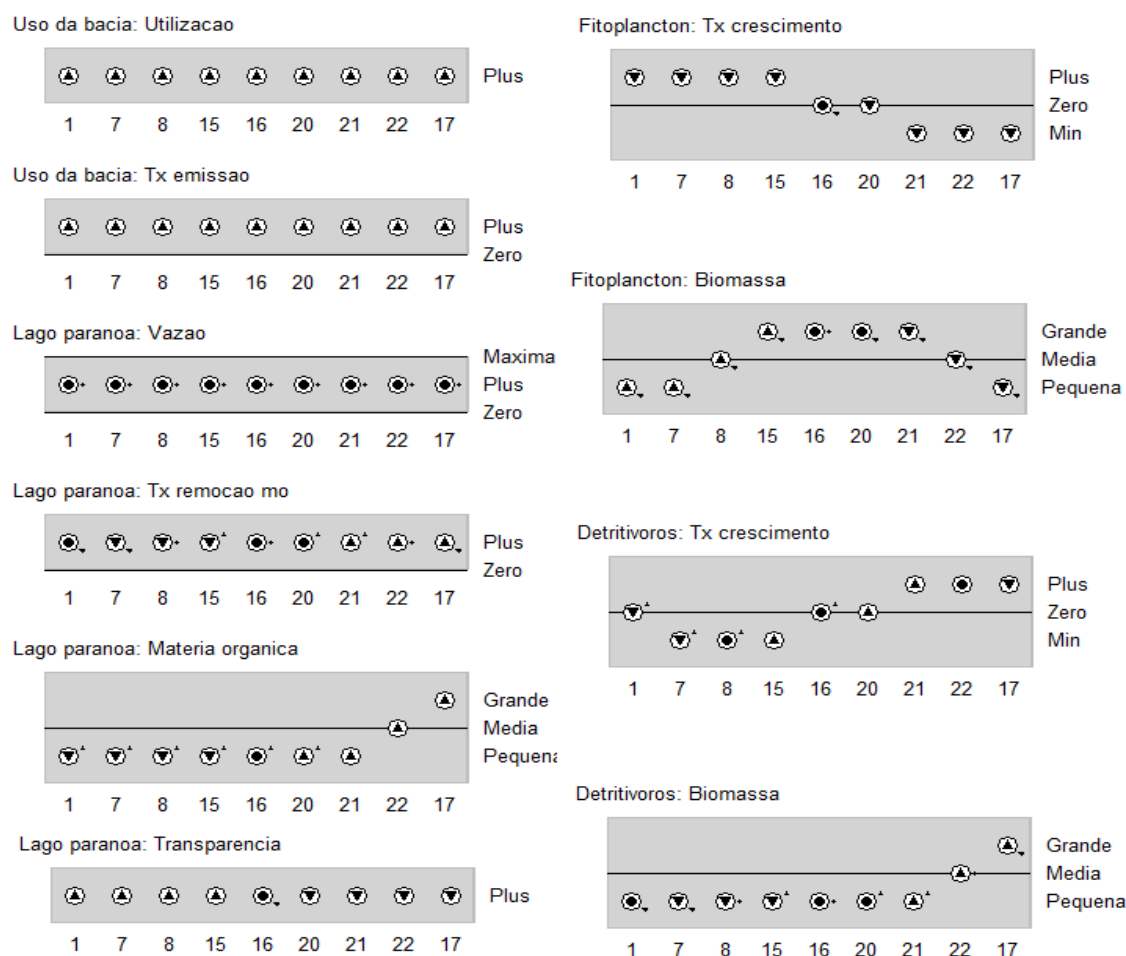


Figura 49 – Diagramas com a história dos valores das quantidades selecionadas em uma trajetória específica, obtidas a partir da simulação do cenário transparência.

Vazão

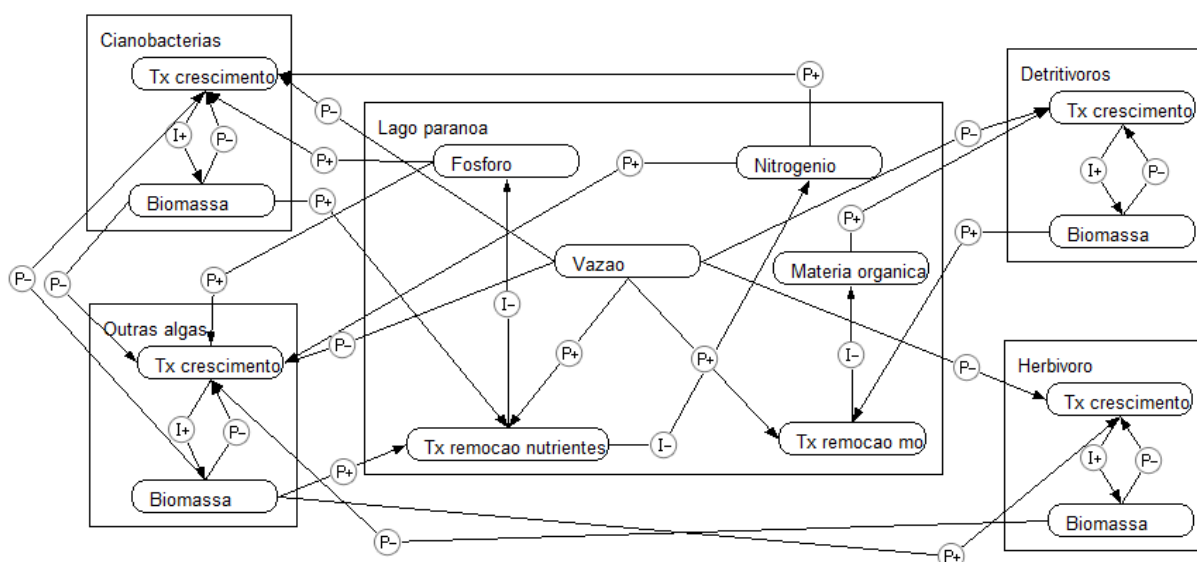


Figura 50 – Modelo causal do cenário sobre a ação da vazão na concentração de nutrientes e matéria orgânica.

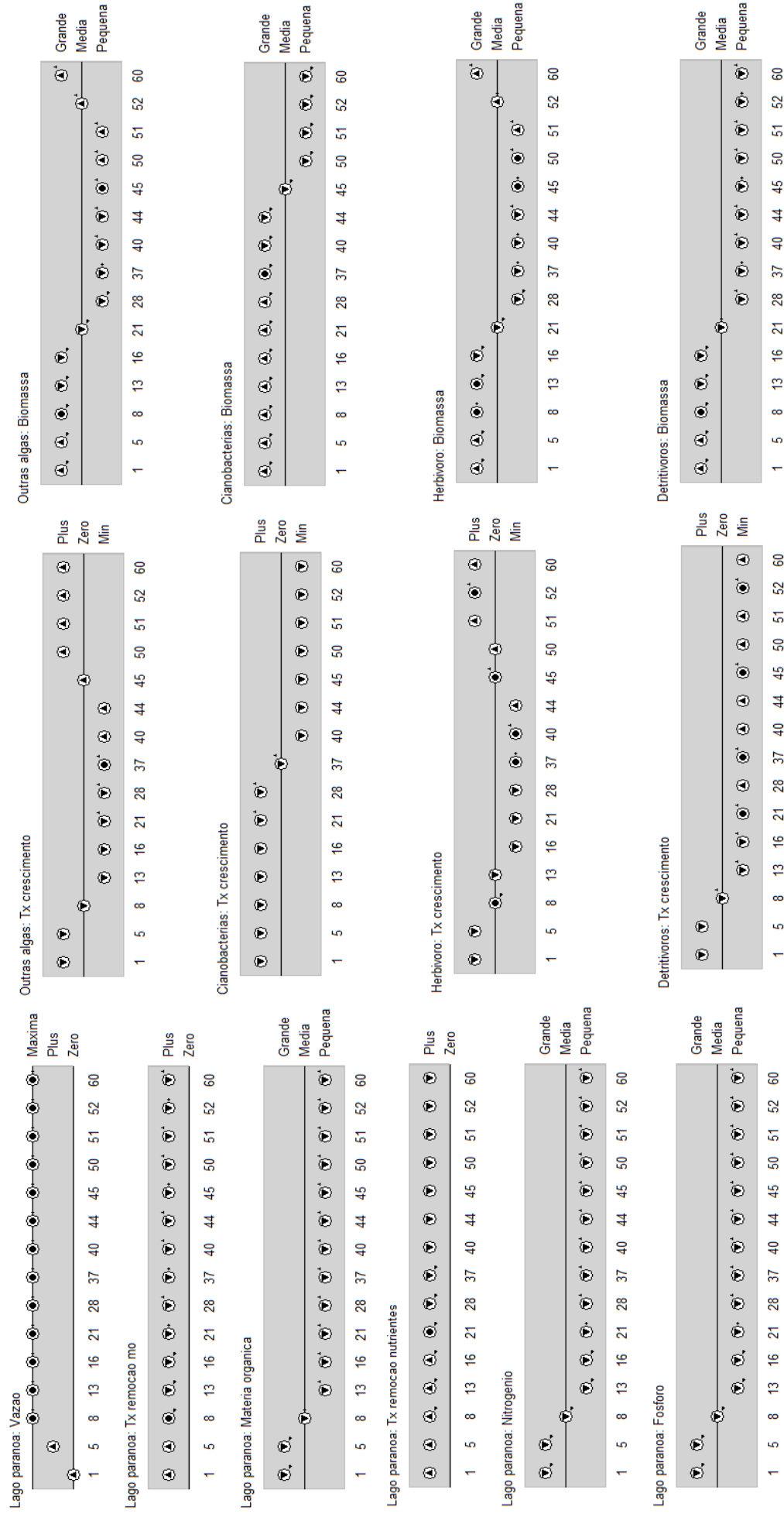


Figura 51 – Diagramas com a história dos valores das quantidades selecionadas em uma trajetória específica, obtidas a partir da simulação do cenário vazão.

A simulação deste cenário apresenta como base o modelo causal da Figura 50. A simulação possui três estados iniciais e 62 estados na simulação completa. O caminho escolhido para explicar um dos comportamentos do sistema é composto pelos estados [1,5,8,13,16,21,28,37,40,44,45,50,51,52,60] (Figura 51).

Cianobactérias e usos múltiplos

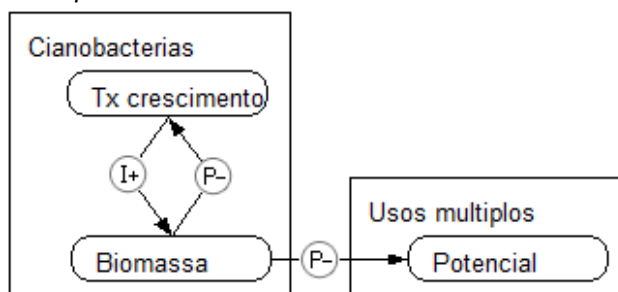


Figura 52 – Modelo causal do cenário do efeito das cianobactérias sobre os usos múltiplos.

A simulação deste cenário apresenta como base o modelo causal da Figura 52. A simulação possui um estado inicial e seis estados na simulação completa. O caminho escolhido para explicar um dos comportamentos do sistema é composto pelos estados [1,3,5,6] (Figura 53).

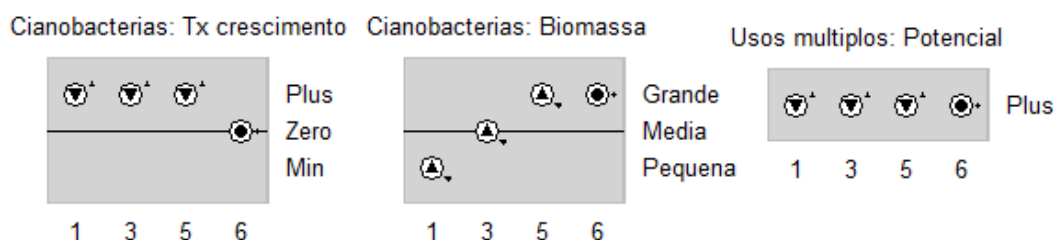


Figura 53 – Diagramas com a história dos valores das quantidades selecionadas em uma trajetória específica, obtidas a partir da simulação do cenário cianobactérias e usos múltiplos.

Algicida e fitoplâncton

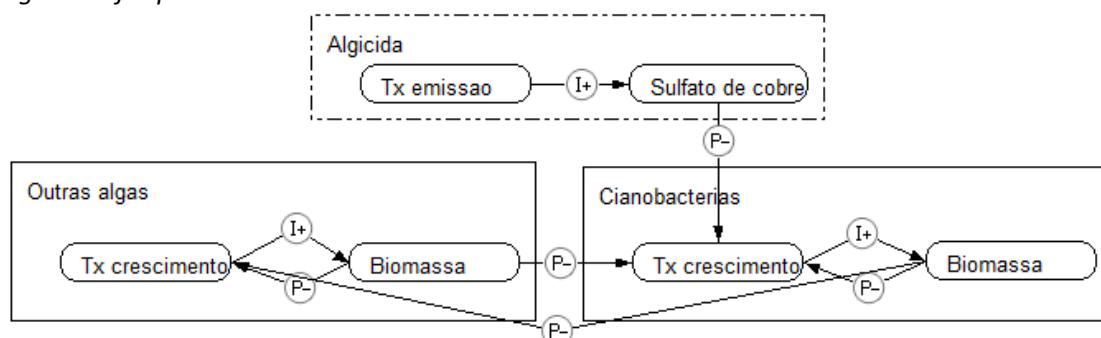


Figura 54 – Modelo causal do cenário do efeito do algicida sobre o fitoplâncton.

A simulação deste cenário apresenta como base o modelo causal da Figura 54. A simulação possui dois estado inicial e nove estados na simulação completa. O caminho escolhido para explicar um dos comportamentos do sistema é composto pelos estados [2,3,4,5,6,7,8,9] (Figura 55).

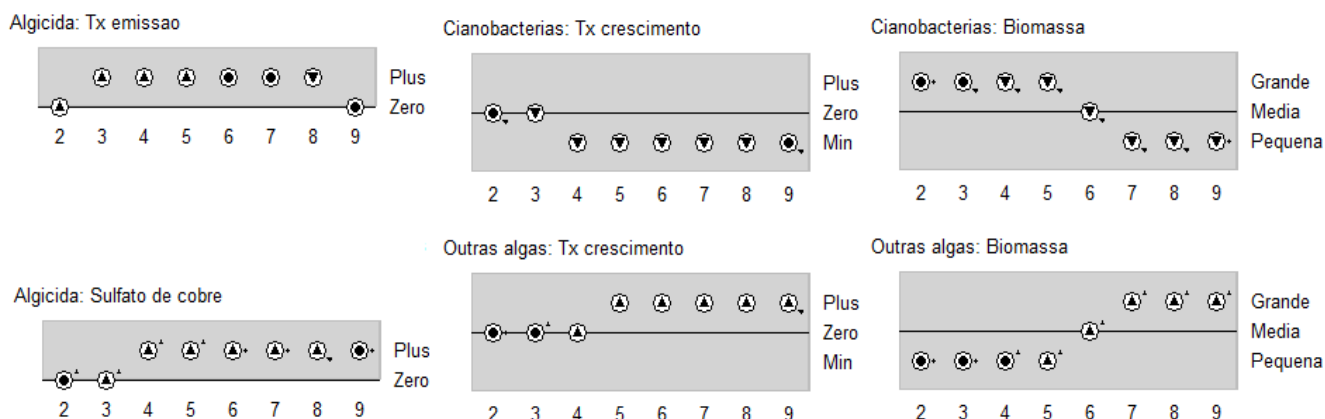


Figura 55 – Diagramas com a história dos valores das quantidades selecionadas em uma trajetória específica, obtidas a partir da simulação do cenário algicida e fitoplâncton.

Simulações dos Cenários Complexos

Eutrófico com uso de algicida

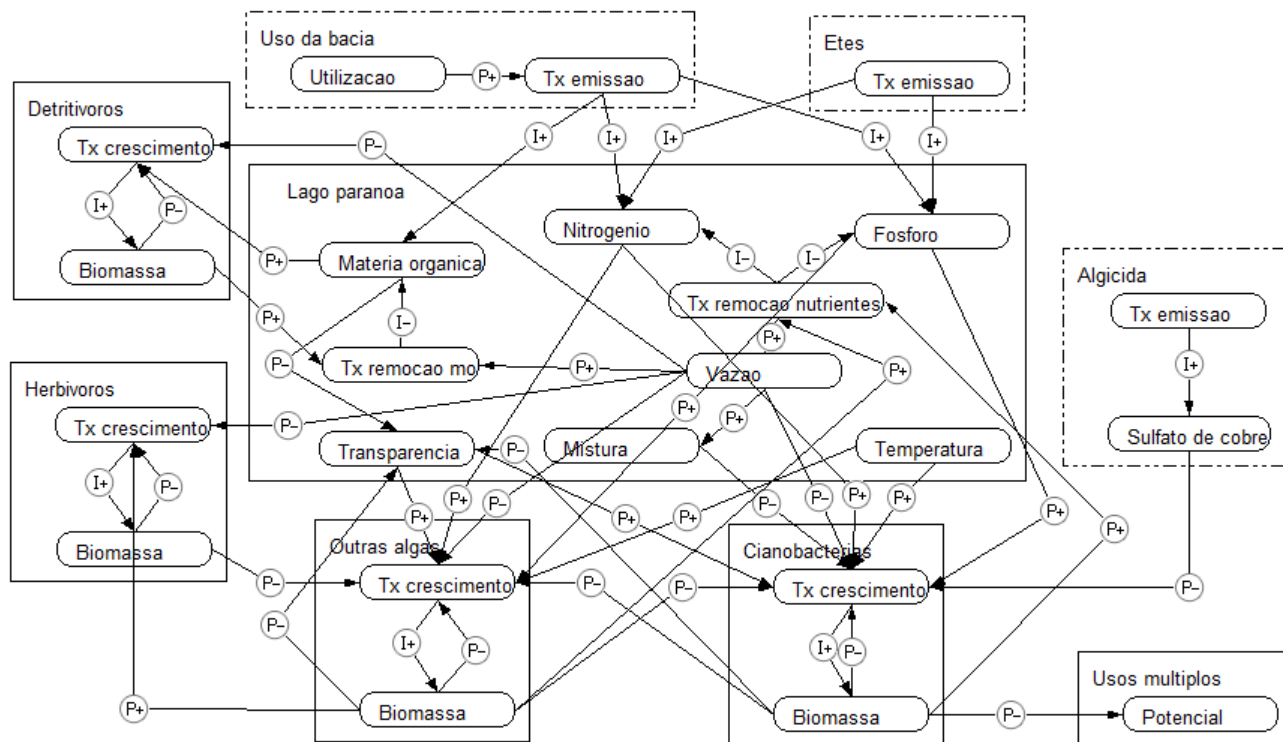


Figura 56 – Modelo causal do cenário eutrófico com uso de algicida.

A simulação deste cenário apresenta como base o modelo causal da Figura 56. A simulação possui um estado inicial e 22 estados na simulação completa. O caminho escolhido para explicar um dos comportamentos do sistema é composto pelos estados [1,2,3,4,5,6,15] (Figura 57).

Eutrófico após uso de algicida

A simulação deste cenário apresenta como base o modelo causal da Figura 56. A simulação possui um estado inicial e 18 estados na simulação completa. O caminho escolhido para explicar um dos comportamentos do sistema é composto pelos estados [1,2,3,4,5,15] (Figura 58).

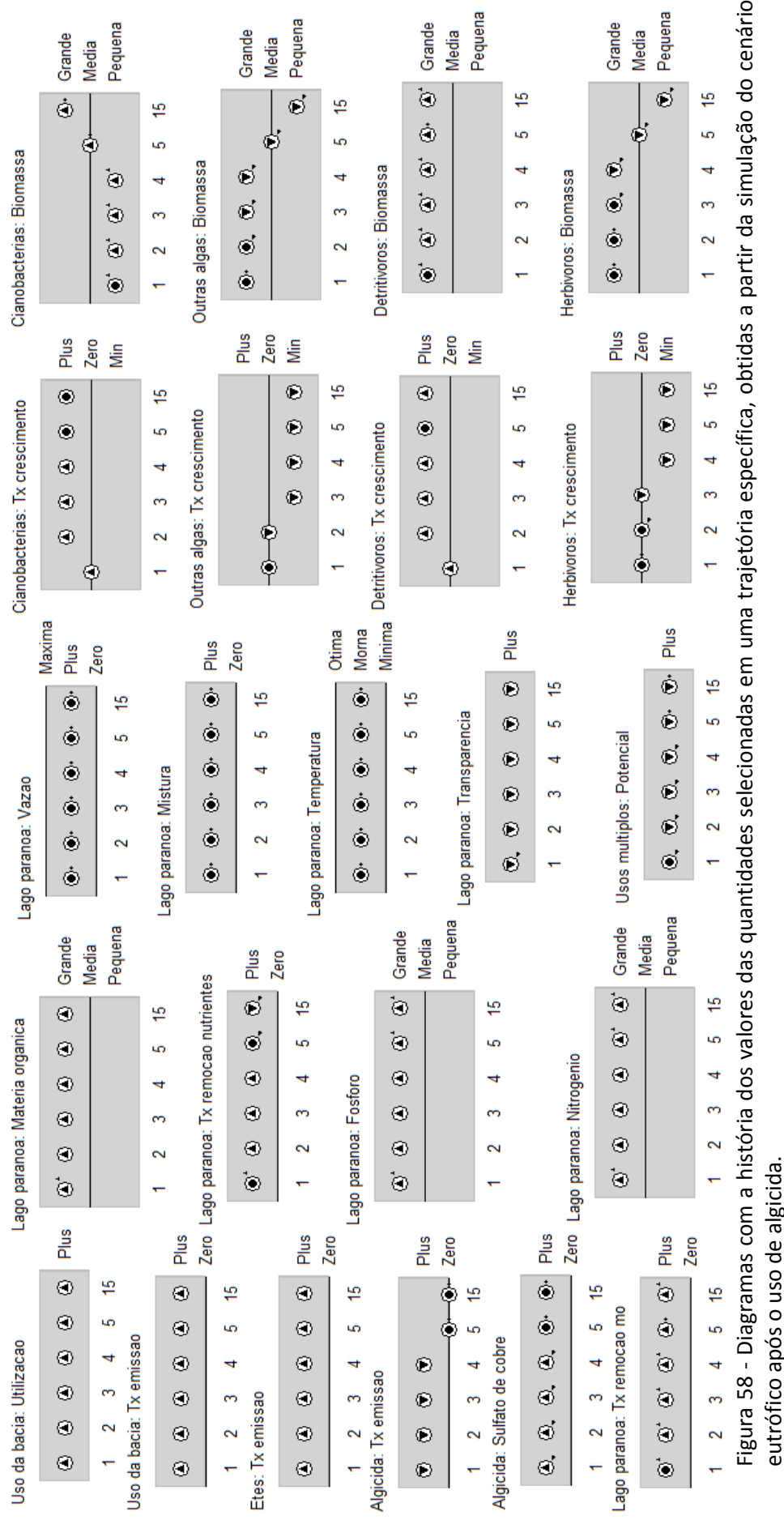


Figura 58 - Diagramas com a história dos valores das quantidades selecionadas em uma trajetória específica, obtidas a partir da simulação do cenário eutrófico após o uso de algicida.

Tabela 10 – Configurações entre os objetos dos modelos (entidade-entidade ou agente-entidade).

Objeto Fonte	Configuração	Objeto Alvo
<i>Entidade Biológica</i>	Vivem	<i>Lago Paranoá</i>
<i>Cianobactéria</i>	Competem	<i>Outras Algas</i>
<i>Outras Algas</i>	Competem	<i>Cianobactéria</i>
<i>Herbívoros</i>	Se alimentam de	<i>Outras Algas</i>
<i>Cianobactéria</i>	Afeta	<i>Usos Múltiplos</i>
<i>Uso da Bacia</i>	Afeta	<i>Lago Paranoá</i>
<i>ETEs</i>	Afeta	<i>Lago Paranoá</i>
<i>Algicida</i>	Afeta	<i>Cianobactéria</i>

Tabela 11 – Quantidades e espaços quantitativos de cada uma das entidades dos modelos.

Entidade	Quantidade	Espaço Quantitativo
<i>Entidade Biológica</i>	Taxa de crescimento	Mzp (minus, zero, plus)
<i>Entidade Biológica</i>	Biomassa	Pmg (pequena, média, grande)
<i>Lago Paranoá</i>	Matéria Orgânica	Pmg (pequena, média, grande)
<i>Lago Paranoá</i>	Mistura	Zp (zero, plus)
<i>Lago Paranoá</i>	Nitrogênio	Pmg (pequena, média, grande)
<i>Lago Paranoá</i>	Fósforo	Pmg (pequena, média, grande)
<i>Lago Paranoá</i>	Temperatura	Mmo (mínima, morna, ótima)
<i>Lago Paranoá</i>	Transparência	P (plus)
<i>Lago Paranoá</i>	Vazão	Zpm (zero, plus, máxima)
<i>Lago Paranoá</i>	Taxa de remoção de Matéria Orgânica	Zp (zero, plus)
<i>Lago Paranoá</i>	Taxa de remoção de Nutrientes	Zp (zero, plus)
<i>Usos Múltiplos</i>	Potencial	P (plus)

Tabela 12 – Quantidades e espaços quantitativos de cada dos agentes dos modelos.

Agente	Quantidade	Espaço Quantitativo
<i>Uso da Bacia</i>	Utilização	P (plus)
<i>Uso da Bacia</i>	Taxa de emissão	Zp (zero, plus)
<i>ETEs</i>	Taxa de emissão	Zp (zero, plus)
<i>Algicida</i>	Taxa de emissão	Zp (zero, plus)
<i>Algicida</i>	Sulfato de Cobre	Zp (zero, plus)

Tabela 13 – Número de espécies fitoplancônicas encontradas no Lago Paranoá-DF, ao longo de 40 anos de estudos.

Gênero	1965 ¹ 1968 ¹	1975 ² 1979 ²	1983 ³ 1986 ³	1991 ⁴ 1996 ⁴	1997 ⁵ 1998 ⁵	1999 ⁶ 2000 ⁶	2005 ⁷
Bacillariophyta							
<i>Frustulia</i>							1
<i>Synedra</i>						1	
Chlorophyta							
<i>Actinastrum</i>				1			
<i>Actinotaenium</i>							1
<i>Ankistrodesmus</i>		1		1		2	2
<i>Ankyra</i>						3	1
<i>Bambusina</i>	1						
<i>Botryococcus</i>		1	1	1	1	1	
<i>Chlamydocapsa</i>			1			2	
<i>Chlamydomonas</i>						8	3
<i>Chlorella</i>			1	1	1	3	1
<i>Chlorococcales</i>						1	3
<i>Chlorococcum</i>						1	
<i>Choricystis</i>							1
<i>Closteriopsis</i>						1	
<i>Closteriospira</i>						1	1
<i>Closterium</i>	2	1	6	3	1	2	
<i>Coelastrum</i>		4	1	4	1	5	2
<i>Coenocystis</i>						1	1
<i>Cosmarium</i>	1		4	2	2	9	1
<i>Crucigenia</i>						2	1
<i>Crucigeniella</i>		1				1	1
<i>Dactylosphaerium</i>						1	
<i>Desmidium</i>		2					
<i>Desmodesmus</i>	1	3	2	3	1	6	2
<i>Dictyosphaerium</i>		1	1	2	1	2	1
<i>Dimorphococcus</i>			1	1	1		
<i>Elakatothrix</i>						2	1
<i>Euastrum</i>		1				1	
<i>Eutetramorus</i>						3	2
<i>Golenkinia</i>						1	1
<i>Kirchineriella</i>		1	1	2	2	1	
<i>Lagerheimia</i>						2	
<i>Micractinium</i>		1	2	3		1	1
<i>Micrasterias</i>	3		1				
<i>Monoraphidium</i>		1		2		7	8
<i>Mougeotia</i>						2	1
<i>Nephrochlamys</i>						1	
<i>Nephrocytium</i>				1			
<i>Octacanthium</i>						1	

<i>Oocystis</i>			1	3	2	3	
<i>Pediastrum</i>	1	2	2	2	2	2	1
<i>Polyedriopsis</i>						1	
<i>Pseudosphaerocystis</i>						1	
<i>Quadrigula</i>						1	
<i>Radiococcus</i>						1	
<i>Scenedesmus</i>		1	1	3	4	1	
<i>Schroederia</i>						1	1
<i>Siderocellis</i>						2	1
<i>Sphaerocystis</i>		1	1	1	1	1	1
<i>Staurastrum</i>	1	8	13	6	9	9	1
<i>Staurodesmus</i>		3	2	4	4	3	
<i>Tetraedron</i>			1	2	1	2	2
<i>Tetrallantos</i>						1	1
<i>Tetranephris</i>							1
<i>Tetrastrum</i>						2	
<i>Treubaria</i>				1	1		
<i>Triploceras</i>		1					
<i>Ulothrix</i>				1			1
<i>Westella</i>				1	1		1
Chrysophyta							
<i>Achnanthidium</i>						3	1
<i>Amphora</i>						1	
<i>Aulacoseira</i>						5	2
<i>Chromulina</i>						2	
Chrysophyceae						1	
<i>Chysococcus</i>						2	
<i>Cyclotella</i>						3	2
<i>Cymbella</i>						2	1
<i>Dinobryum</i>		3				2	1
<i>Encyonema</i>						1	
<i>Eunotia</i>						1	
<i>Fragillaria</i>						2	
<i>Gomphonema</i>						3	
<i>Mallomonas</i>		1				2	2
<i>Navicula</i>						1	
<i>Nitzschia</i>						2	1
<i>Pinullaria</i>						1	
<i>Planothidium</i>						1	
<i>Pseudostaurastrum</i>			1	1		1	
<i>Surirella</i>						2	1
<i>Synura</i>						1	
<i>Ulnaria</i>						1	
Cryptophyta							
<i>Rhodomonas</i>						1	
Cyanobacteria							

<i>Anabaena</i>							1
<i>Aphanocapsa</i>						5	3
<i>Aphanothece</i>		1		2	1	5	1
<i>Chroococcales</i>						1	1
<i>Chroococcus</i>						2	1
<i>Cyanoduction</i>						1	4
<i>Cyanothece</i>						1	
<i>Cylindrospermopsis</i>		1	1	1	1	1	1
<i>Geitlerinema</i>						1	
<i>Gomphosphaeria</i>	1					1	
<i>Jaaginema</i>				3		1	
<i>Merismopedia</i>			1	1		2	
<i>Microcystis</i>	1	1	1	1	1	4	1
<i>Oscillatoria</i>					4		
<i>Phormidium</i>	1			1			
<i>Planktolyngbya</i>			1			1	
<i>Planktothrix</i>				1			1
<i>Pseudoanabaena</i>	1			1	1		
<i>Raphidiopsis</i>			1				
<i>Rhabdoderma</i>						1	
<i>Snowella</i>						2	
<i>Sphaerocavum</i>							1
<i>Spirulina</i>					1		
<i>Synechococcus</i>						1	
<i>Trichodesmium</i>				1			
Dinophyta						1	
<i>Gymnodinium</i>						1	2
Euglenophyta							
<i>Euglena</i>	1	1		2			
<i>Leptocinclis</i>				1		1	
<i>Phacus</i>		2		2		1	1
<i>Trachelomonas</i>		1	2	2		1	
Pyrrophyta							
<i>Chroomonas</i>		1					
<i>Cryptomonas</i>		1		2		8	4
<i>Peridinium</i>		1	2	2	2	2	2
<i>Planonephron</i>						1	
Xantophyta							
<i>Ochromonas</i>						2	1
Total	15	48	53	75	47	195	84

Os anos na tabela referem-se aos períodos de coletas.

¹Oliveira e Krau (1970); ²Björk (1975); ²Cronberg (1977); ²Lindmark (1977); ²Moura (1979); ²Lindmark (1979); ³Pinto-Coelho (1983); ³Freitas (1983); ³Giani (1984); ³Giani e Pinto-Coelho (1986); ³Toledo (1986); ⁴Somlyódy *et al.* (1989); ⁴Grando (1990); ⁴Branco (1991); ⁴Mattos *et al.* (1992); ⁴Starling (1993); ⁴Branco e Senna (1996); ⁵Philomeno (2003); ⁶Mendonça-Galvão (2005); ⁷Philomeno (2007).

Tabela 14 – Número de espécies zooplancônicas encontradas no Lago Paranoá-DF, ao longo de mais de 40 anos de estudos.

Gênero	1965 ¹ 1968 ¹	1983 ² 1984 ³	1988 ⁴ 1989 ⁴	1991 ⁵	1997 ⁶ 1998 ⁶	1999 ⁷ 2000 ⁷	2005 ⁸	2009 ⁹
Rotifera								
<i>Anuraeopsis</i>		1	1	1	1	2		
<i>Ascomorpha</i>		1				3	2	1
<i>Asplanchna</i>		1	1	1	1	2	1	
<i>Brachionus</i>		3	3	1	2	3	3	
<i>Cephalodella</i>		1	1		1	1		
<i>Collotheca</i>		1	2		2	2	2	2
<i>Colurella</i>			2		1	1		
<i>Conochilus</i>	2	2	2	2	2	3	2	2
<i>Epiphanes</i>		1						
<i>Euchlanis</i>			1			2		
<i>Filinia</i>		1	2		1	1	1	1
<i>Gastropus</i>						2		
<i>Hexarthra</i>		1	1		1	1	1	1
<i>Horaella</i>			1	1		1		
<i>Kellicottia</i>						1	1	1
<i>Keratella</i>		1	3	3	3	4	5	2
<i>Lecane</i>	1	1	2	1	1	2		
<i>Lepadella</i>			1					
<i>Notholca*</i>					1			
<i>Pedalia</i>	1							
<i>Platyias</i>			1					
<i>Polyarthra</i>	2	1	1	1	2	1	2	1
<i>Ptygura</i>		1	1			3		
<i>Rotaria</i>	1		1		1	1		
<i>Synchaeta</i>		1	1	1	1			
<i>Testudinella</i>			1			1	1	1
<i>Trichocerca</i>		2	3	3	4	5	1	2
<i>Trochosphaera</i>		1						
Cladocera								
<i>Alona</i>						1		
<i>Bosmina</i>	1	2	2	2	2	3	3	3
<i>Bosminopsis</i>					1	1		1
<i>Ceriodaphnia</i>	1				1	2	2	2
<i>Daphnia</i>	1					1	1	1
<i>Diaphanosoma</i>	1	1	1	1	1	2	2	2
<i>Euryalona</i>						1		
<i>Ilyocryptus</i>						1		
<i>Kurzia</i>						1		
<i>Macrothrix</i>						2		
<i>Moina</i>					1	1	1	
<i>Simocephalus</i>						1		

Copepoda									
Cyclopoida			1						
<i>Cyclops</i>	1								
<i>Mesocyclops</i>	1				1	1	1		
<i>Microcyclops*</i>					1	1			
<i>Thermocyclops</i>		1		1	1	1	1	1	1
Calanoida	2								
<i>Notodiaptomus</i>						1	1	1	
Total	14	25	36	19	34	63	34	25	

Os anos na tabela referem-se aos períodos de coletas.

¹Oliveira e Krau (1970); ²Freitas (1983); ²Pinto-Coelho (1983); ³Giani (1984); ⁴Branco (1991);

⁵Starling (2000); ⁶Mendonça-Galvão (2001); ⁷Pereira (2001); ⁷Elmoor-Loureiro (2002); ⁷Elmoor-Loureiro *et al.* (2004); ⁷Mendonça-Galvão (2005); ⁸Batista (2007); ⁹presente estudo.

*Identificação não confirmada.



Figura 59 – Imagem do satélite Landsat (MSS) do entorno do Lago Paranoá em 1973. Fonte: INPE.



Figura 60 – Imagem do satélite Landsat (MSS) do entorno do Lago Paranoá em 1979. Fonte: INPE.



Figura 61 – Imagem do satélite Landsat (MSS) do entorno do Lago Paranoá em 1981. Fonte: INPE.



Figura 62 – Imagem do satélite Landsat (TM) do entorno do Lago Paranoá em 1988. Fonte: INPE.



Figura 63 – Imagem do satélite Landsat (TM) do entorno do Lago Paranoá em 1990. Fonte: INPE.



Figura 64 – Imagem do satélite Landsat (TM) do entorno do Lago Paranoá em 1998. Fonte: INPE.

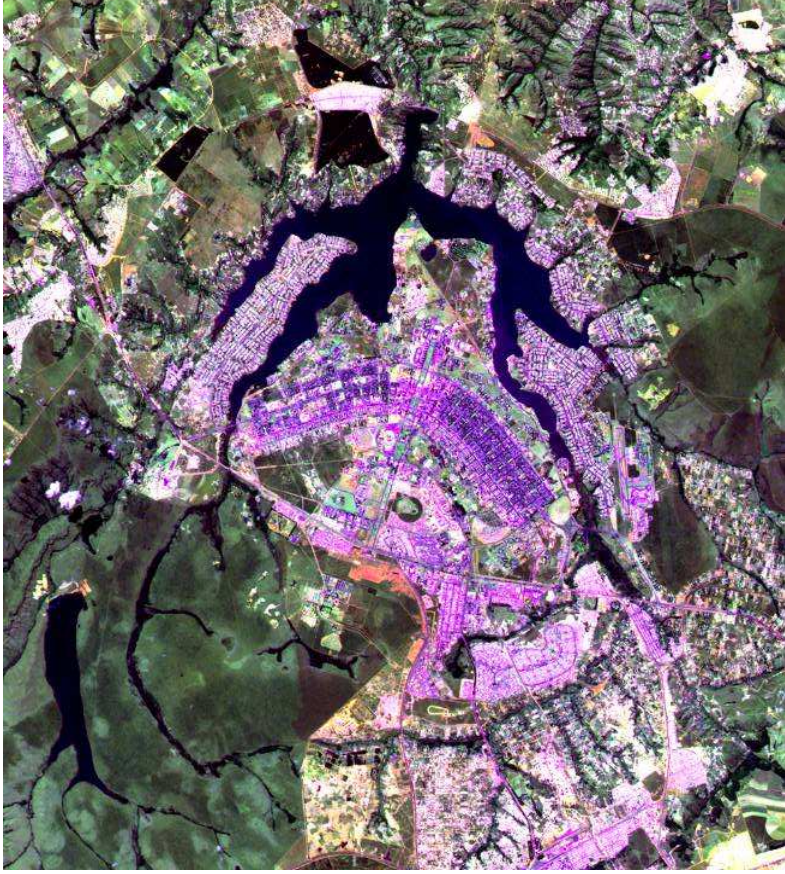


Figura 65 – Imagem do satélite Landsat (TM) do entorno do Lago Paranoá em 2000. Fonte: INPE.

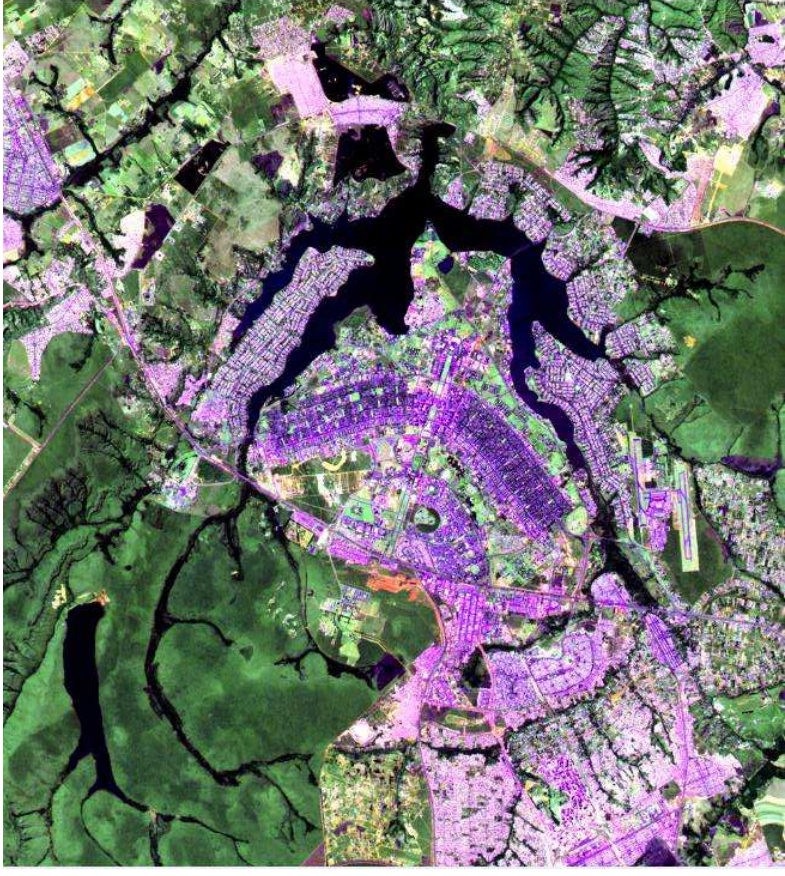


Figura 66 – Imagem do satélite Landsat (TM) do entorno do Lago Paranoá em 2010. Fonte: INPE.

Tabela 15 – Média anual do fósforo total, nitrogênio total, clorofila-a e transparência do Lago Paranoá de 1976 a 2009.

Data	P Total (mg/L)	N Total (mg/L)	Clorofila-a (µg/L)	Transparência (cm)
1976	0,044	1,073	-	-
1977	0,038	1,597	10,525	-
1978	0,048	1,656	76,065	-
1979	0,045	1,253	63,499	-
1980	0,039	1,236	41,385	77,78
1981	0,035	1,312	53,595	68,89
1982	0,041	1,667	61,555	74,44
1983	0,034	1,787	63,843	72,22
1984	0,039	2,040	61,158	71,11
1985	0,038	1,808	83,871	64,44
1986	0,049	2,526	-	66,67
1987	0,044	2,682	76,700	55,56
1988	0,037	2,926	74,353	66,67
1989	0,061	2,241	59,729	61,11
1990	0,054	2,102	82,218	61,11
1991	0,061	2,254	75,539	66,67
1992	0,049	2,275	92,017	68,89
1993	0,055	2,224	75,982	62,22
1994	0,047	1,579	79,312	63,33
1995	0,034	0,985	51,704	72,22
1996	0,038	1,265	52,495	68,89
1997	0,027	1,227	43,699	72,22
1998	0,027	1,689	40,704	66,67
1999	0,018	1,667	7,390	236,17
2000	0,016	1,015	5,465	220,15
2001	0,011	1,034	3,742	230,18
2002	0,019	0,745	4,702	201,17
2003	0,018	0,760	5,528	196,3
2004	0,016	0,889	5,395	197,8
2005	0,012	1,146	3,910	193
2006	0,016	1,087	4,477	197,8
2007	0,015	1,173	3,628	200,98
2008	0,022	1,042	5,340	209,9
2009	0,015	1,165	6,953	222,6