



DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

AVALIAÇÃO DA UTILIZAÇÃO DE ÍNDICES DE INTEGRIDADE BIÓTICA DO FITOPLÂNCTON COMO FERRAMENTA PARA ESTIMATIVA DE QUALIDADE DA ÁGUA NOS LAGOS PARANOÁ E DESCOBERTO, NO DISTRITO FEDERAL.

ANA PAULA DE SOUZA

BRASÍLIA, DEZEMBRO DE 2013.

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

FACULDADE DE TECNOLOGIA

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS

**AVALIAÇÃO DA UTILIZAÇÃO DE ÍNDICES DE INTEGRIDADE BIÓTICA DO
FITOPLÂNCTON COMO FERRAMENTA PARA ESTIMATIVA DE QUALIDADE DA
ÁGUA NOS LAGOS PARANOÁ E DESCOBERTO, NO DISTRITO FEDERAL.**

ANA PAULA DE SOUZA

ORIENTADORA: PROFA. DRA. LENORA NUNES LUDOLF GOMES
CO-ORIENTADOR: DR. RICARDO TEZINI MINOTI

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

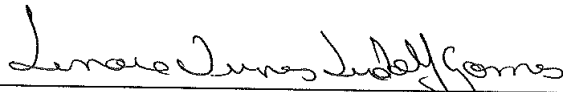
PUBLICAÇÃO: PTARH.DM – 158/2013
BRASÍLIA/DF: DEZEMBRO – 2013

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS

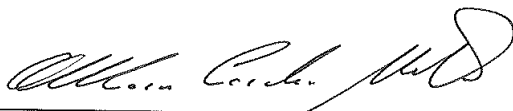
**AVALIAÇÃO DA UTILIZAÇÃO DE ÍNDICES DE INTEGRIDADE BIÓTICA DO
FITOPLÂNCTON COMO FERRAMENTA PARA ESTIMATIVA DE QUALIDADE
DA ÁGUA NOS LAGOS PARANOÁ E DESCOBERTO, NO DISTRITO FEDERAL.**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS
PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS.

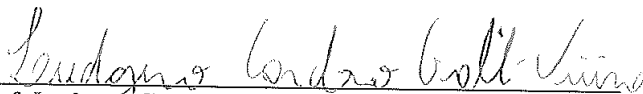
APROVADA POR:



Profa. Lenora Nunes Ludolf Gomes, PhD (ENC/FT/UnB)
(ORIENTADORA)



Prof. Oscar de Moraes Cordeiro Netto, Doutor (ENC/FT/UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)



Prof. Ludgero Cardoso Galli Vieira, PhD (FUP/UnB)
(EXAMINADOR EXTERNO)

DATA: BRASÍLIA/DF, 20 DE DEZEMBRO DE 2013.

<p>Souza, Ana Paula de.</p> <p>S729a Avaliação da utilização de índices de integridade biótica do fitoplâncton como ferramenta para estimativa de qualidade da água nos Lagos Paranoá e Descoberto, no Distrito Federal / Ana Paula de Souza. -- 2013. xvi, 174 f. : il. ; 30 cm.</p> <p>Dissertação (mestrado) - Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, 2013. Inclui bibliografia. Orientação: Lenora Nunes Ludolf Gomes.</p> <p>1. Fitoplâncton de água doce. 2. Água - Qualidade. 3. Reservatórios. I. Gomes, Lenora Nunes Ludolf. II. Título.</p> <p>ODU 628.16</p>

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

SOUZA, Ana Paula de (2013). Avaliação da utilização de índices de integridade biótica do fitoplâncton como ferramenta para estimativa de qualidade da água nos lagos Paranoá e Descoberto, no Distrito Federal. Dissertação de Mestrado, Publicação PTARH. DM - dezembro/2013, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 174 f.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Ana Paula de Souza.

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO: Avaliação da utilização de índices de integridade biótica do fitoplâncton como ferramenta para estimativa de qualidade da água nos lagos Paranoá e Descoberto, no Distrito Federal.

GRAU: Mestre ANO: 2013

É concedida à Universidade de Brasília permissão para produzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. A autora reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito da autora.

Ana Paula de Souza
anap.souza@ig.com.br
Brasília – DF – Brasília

*À minha Alice, que me ensinou muito em tão pouco tempo, especialmente o que somos capazes
de fazer movidos pelo amor.
Ao Gilson, pela paciência, carinho e apoio nesse período um tanto conturbado.
Aos meus familiares e amigos, pelo amor e carinho.*

AGRADECIMENTOS

Escrever uma dissertação de Mestrado é uma experiência que nos enriquece não somente pelos conhecimentos acadêmicos adquiridos, mas também por nos ensinar o que é superação. Muitos compartilharam comigo, direta ou indiretamente, esse período que às vezes pareceu uma tarefa interminável. A essas pessoas expressei meus agradecimentos:

Meu especial agradecimento à Prof. Lenora Nunes Ludolf Gomes, cujos conhecimentos e confiança foram fundamentais para que esta dissertação fosse executada com sucesso.

Ao Dr. Ricardo Tezini Minoti, que como co-orientador somou muito ao trabalho, além das palavras de apoio quando precisei.

À Agência Nacional de Águas pela concessão de afastamento para que eu pudesse me dedicar ao mestrado.

À Caesb, pela cessão de informações e apoio para confecção do banco de dados, em especial ao Bruno Batista e a Cristine Cavalcanti.

À minha família, pela confiança, estímulo e fé constantes, especialmente à minha mãe, minha irmã e meu esposo, pela grande ajuda para que eu pudesse me concentrar nos estudos. E, claro, pelo amor e paciência. E à Alice, obrigada por suportar minhas ausências.

Aos amigos, que embora muitas vezes longe, sempre acreditaram e me incentivaram.

A todos os colegas e professores do Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, pelo companheirismo e apoio.

Aos Professores Oscar de Moraes Cordeiro Netto, Ludgero Cardoso Galli Vieira, membros da Banca Examinadora, por terem atendido ao convite (de última hora) para exercer esta função, dispondo de seu tempo e conhecimento para analisar e contribuir com este trabalho.

O meu profundo e sincero agradecimento a todas as pessoas que contribuíram para a concretização desta dissertação, estimulando-me intelectual e emocionalmente.

RESUMO

O presente estudo teve como objetivo avaliar a aplicabilidade de índices de integridade biótica do fitoplâncton para estimar a qualidade da água em reservatórios tropicais, empregando dados secundários oriundos do programa de monitoramento realizado pela Caesb nos lagos Paranoá e Descoberto, no Distrito Federal. Esses ambientes foram escolhidos pela sua importância para a população local, e também por possuírem um programa de monitoramento limnológico bem instituído. Os dados do monitoramento foram compilados num banco de dados, onde se buscou adequá-los para atendimento as métricas dos índices de integridade biótica. Os cinco índices estudados foram selecionados na literatura em função da compatibilidade com os dados disponíveis, e foram os seguintes: P-IBI-G - *German Phytoplankton Index of Biotic Integrity* (Wu *et al.*, 2012); P-IBI-I - *Phytoplankton Index of Biotic Integrity for Iraq* (Maulood *et al.*, 2011); *Integrated Phytoplankton Index* - IPI (Spatharis e Tsirtsis, 2010); PSI – *Phyto-See-Index* (Mischke *et al.*, 2008) e Índice Q – *Assemblage Index* (Padisák *et al.*, 2006). A aplicação dos índices no lago Paranoá foi feita com dados de cinco estações de monitoramento; na região central (estação C), a aplicação dos índices foi feita com dados de toda a coluna de água. A fim de verificar a capacidade dos índices em demonstrar alterações na qualidade da água, foram comparados dois períodos: de 1976 a 1998 e de 1999 a 2011. No lago Descoberto, a aplicação foi feita apenas na estação A, em toda a coluna de água com dados de 2004 a 2011, e teve o intuito de se avaliar comparativamente os resultados dos índices aplicados em dois ambientes distintos. Os resultados do lago Paranoá demonstraram que no período de 1976 a 1998, todos os índices classificaram a água como “Ruim” ou “Insatisfatório”, corroborando que nesse período a qualidade da água estava comprometida, com sinais de eutrofização. A única exceção foi Q Index, que nas estações A1M e B1M apresentou resultado “Moderado” e na estação CSUP, “Bom”, pois apesar da alta densidade do grupo funcional S_N (gêneros *Cylindrospermopsis*), foram registradas também densidades expressivas de espécies que caracterizam ambientes oligotróficos a mesotróficos. No período de 1999 a 2011, os índices P-IBI-G, P-IBI-I e IPI variaram de “Moderado” a “Insatisfatório”. Porém, os índices PSI e Q Index variaram de “Moderado” a “Excelente”; o Q Index apresentou melhores resultados, devido, principalmente, a diminuição da densidade do grupo S_N. No lago Descoberto, o resultado foi semelhante: P-IBI-G, P-IBI-I e IPI variaram de “Moderado” a “Ruim”, enquanto os índices PSI e Q Index variaram de “Excelente” a “Bom”. As diferenças observadas podem ser atribuídas às abordagens adotadas no desenvolvimento de cada um. De forma geral os resultados demonstraram que os índices evidenciaram diferenças entre ambientes distintos, bem como a evolução na qualidade da água ao longo do tempo, porém não foram eficientes em comprovar alterações dentro do mesmo corpo de água. Acredita-se que a adequação das notas de classificação e métricas componentes dos índices ao ambiente avaliado pode levar a maior sensibilidade dos índices em demonstrar a qualidade da água dos ambientes tropicais.

PALAVRAS-CHAVE: índices multimétricos, integridade biótica, fitoplâncton, reservatórios tropicais, qualidade da água.

ABSTRACT

EVALUATION OF THE USE OF PHYTOPLANKTON INDICES OF BIOTIC INTEGRITY AS A TOOL TO ESTIMATE WATER QUALITY IN LAKES PARANOÁ AND DESCOBERTO IN FEDERAL DISTRICT OF BRAZIL.

The aim of this study was to evaluate the applicability of phytoplankton biotic integrity indexes to estimate water quality in tropical reservoirs. To calculate the indexes were applied secondary data from the monitoring program conducted monthly by Caesb (Company of Environmental Sanitation of Federal District) in Paranoá and Descoberto lakes. The lakes were chosen for their importance to the Federal District population and also because a well established limnological monitoring program. The data was compiled in a database and adapted to meet the metrics of the chosen biotic integrity indexes. The five indexes studied were selected based on their metrics compatibility to the available dataset. The indexes applied are P - IBI - G- German Phytoplankton Index of Biotic Integrity (Wu *et al.* , 2012.) , P - IBI - I- Phytoplankton Index of Biotic Integrity for Iraq ; Integrated Phytoplankton Index - IPI (Spatharis and Tsirtsis , 2010) ; (Maulood *et al* , 2011); PSI - Phyto -See -Index (Mischke *et al.* , 2008.) and Index Q - Assemblage Index (Padisák *et al.* , 2006). In Lake Paranoá the indexes were applied in five monitoring stations divided according to tributaries influences and limnological characteristics. In order to verify the ability of the indexes to demonstrate changes in water quality, two periods were compared 1976-1998 and 1999-2011. In Descoberto's lake the indexes were applied only at the more deep monitoring station with data from 2004 to 2011. The comparison between the two lakes intended to evaluate the results in two different environments. In Lake Paranoá, the period 1976-1998, the indexes classified the water as " Poor " or " Unsatisfactory ", emphasizing the eutrophication period. The exception was the Q Index, which classified the stations AIM and BIM as "Moderate" and CSUP station as "Good" because of the high densities of oligotrophic to mesotrophic species. In the period 1999 to 2011, the P - IBI - G, P - IBI - I and IPI varied from "Moderate" to "Unsatisfactory" at the same time as, PSI and Q Index varied from "Moderate" to "Excellent". The difference was probably due to the decrease in the SN group (Cylindrospermopsis cyanobacterial genera) density. The results for Descoberto's lake was similar : P - IBI - G , P - IBI - I and IPI ranged from "Moderate" to "Poor" , while PSI and Q Index ranged from "Excellent" to "Good". The dissimilarity observed may be due to the singular method used to develop each index. Overall, the results were able to differentiate the two environments, as well as point to water quality improvement over time at Paranoá's lake. Nevertheless the indexes were not effective in differentiate the water quality among the monitoring stations. The better adjustment of the classification weight's and metrics to the water body conditions would probably lead to an increase of the index's sensitivity to demonstrate the water quality in tropical environments.

KEYWORDS: multimetric indices, tropical reservoirs, biomonitoring, water quality.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	vi
RESUMO	vii
ABSTRACT	viii
LISTA QUADROS E TABELAS	xi
1. INTRODUÇÃO	17
2. OBJETIVOS	20
3. REVISÃO DA LITERATURA	21
3.1.1. Características Gerais de Reservatórios e Lagos Artificiais	21
3.1.2. Deterioração da qualidade da água	22
3.1.3. Monitoramento e avaliação da qualidade da água	24
3.1.4. Legislação sobre qualidade da água.....	27
3.2. IMPORTÂNCIA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA COMO INDICADORA DAS CONDIÇÕES DOS AMBIENTES AQUÁTICOS	31
3.2.1. Fitoplâncton: Características Gerais	31
3.2.2. Fitoplâncton como indicador de condições ambientais	33
3.3. ÍNDICES DE INTEGRIDADE BIÓTICA	40
3.3.1. Índices de Integridade Biótica: histórico, conceitos e desenvolvimento.	40
3.3.2. Índices de Integridade Biótica do Fitoplâncton	46
4. METODOLOGIA	51
4.1. ETAPAS DE DESENVOLVIMENTO.....	51
4.2. Descrição e Caracterização das Áreas de Estudo	52
4.2.1. Lago Paranoá	52
4.2.2. Lago Descoberto	56
4.3. Pesquisa Bibliográfica e Levantamento dos Índices de Integridade Biótica do Fitoplâncton	60
4.4. OBTENÇÃO DOS DADOS DO MONITORAMENTO DOS LAGOS PARANOÁ E DESCOBERTO	61
4.4.1. Banco de dados das variáveis biológicas e físico-químicas.....	62
4.4.2. Análises Estatísticas	63
4.5. SELEÇÃO DOS ÍNDICES DE INTEGRIDADE BIÓTICOS	64
4.5.1. P-IBI-G - <i>German Phytoplankton Index of Biotic Integrity</i> (Wu <i>et al.</i> , 2012).....	65
4.5.2. P-IBI-I - <i>Phytoplankton Index of Biotic Integrity for Iraq</i> (Maulood <i>et al.</i> , 2011)	68

4.5.3. IPI - <i>Integrated Phytoplankton Index</i> (Spatharis e Tsirtsis, 2010)	70
4.5.4. PSI – <i>Phyto-See-Index</i> (Mischke <i>et al.</i> , 2008).....	71
4.5.5. Índice Q – <i>Assemblage Index</i> (Padisák <i>et al.</i> , 2006).....	75
4.6. APLICAÇÃO DOS ÍNDICES DE INTEGRIDADE BIÓTICA DO FITOPLÂNCTON.....	76
4.6.1. Abordagens utilizadas para aplicação dos índices de integridade biótica do fitoplâncton nos lagos Paranoá e Descoberto.....	76
4.6.2. Análise comparativa das aplicações dos índices de integridade biótica do fitoplâncton no lago Paranoá.....	79
4.6.3. Comparação da aplicação dos índices nos lagos Paranoá e Descoberto.....	80
4.6.4. Avaliação dos índices de integridade biótica do fitoplâncton testados.....	81
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	82
5.1. SELEÇÃO DOS ÍNDICES DE INTEGRIDADE BIÓTICA DO FITOPLÂNCTON ADEQUADOS AOS AMBIENTES DE ESTUDO E À BASE DE DADOS DISPONÍVEL	82
5.1.1. Levantamento dos índices de integridade biótica	83
5.1.2. Seleção dos índices de integridade biótica.....	85
5.2. ANÁLISE E AVALIAÇÃO DA PERTINÊNCIA DA APLICAÇÃO DOS ÍNDICES SELECIONADOS NOS LAGOS PARANOÁ E DESCOBERTO	100
5.3. APLICAÇÃO E AVALIAÇÕES COMPARATIVAS DOS ÍNDICES DE INTEGRIDADE BIÓTICA DO FITOPLÂNCTON SELECIONADOS	103
5.3.1. Comparação temporal e espacial das aplicações dos Índices de Integridade Biótica selecionados no lago Paranoá	105
5.3.2. Avaliação comparativa da aplicação dos índices selecionados nos lagos Paranoá e Descoberto	112
5.3.3. Análise e avaliação dos índices testados.....	116
6 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	120
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	122
APÊNDICE A.....	135
APÊNDICE B	137
APÊNDICE C	149
APÊNDICE D.....	165
ANEXO 1.....	173

LISTA QUADROS E TABELAS

QUADRO 3.1: CLASSIFICAÇÃO DE ÁGUAS DOCES DE ACORDO COM A RESOLUÇÃO CONAMA 357/2005	28
QUADRO 3.2: CLASSIFICAÇÃO DA QUALIDADE ECOLÓGICA PARA RIOS, LAGOS, ÁGUAS TRANSICIONAIS E COSTEIRAS DE ACORDO COM A DIRETIVA QUADRO DA ÁGUA DA UNIÃO EUROPEIA (2000/60/CE).	30
QUADRO 3.3: EXEMPLOS DE GRUPOS FUNCIONAIS PROPOSTOS POR REYNOLDS <i>ET AL.</i> (2002), COM REPRESENTANTES TÍPICOS, HABITATS, TOLERÂNCIAS E SENSIBILIDADES.	36
QUADRO 4.1: LISTA DOS PERIÓDICOS PESQUISADOS PARA SELEÇÃO DOS ÍNDICES DE INTEGRIDADE BIÓTICA	60
QUADRO 4.2 – RELAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS E BIOLÓGICOS AVALIADOS PELO PROGRAMA DE MONITORAMENTO DA CAESB NOS LAGOS PARANOÁ E DESCOBERTO E UTILIZADOS PARA CÁLCULO DOS ÍNDICES DE INTEGRIDADE BIÓTICA DO FITOPLÂNCTON.	61
TABELA 4.3: ESCALA DE NOTAS DAS MÉTRICAS QUE COMPÕEM O ÍNDICE P-IBI-G (WU <i>ET AL.</i> , 2012).	67
TABELA 4.4: CRITÉRIO DE NOTAS DAS MÉTRICAS QUE COMPÕE O P – IBI-I	69
TABELA 4.5: VALORES DAS MÉTRICAS E INTERPRETAÇÃO DAS NOTAS DO P – IBI-I	70
TABELA 4.6: CRITÉRIO DE NOTAS DAS MÉTRICAS QUE COMPÕE O IPI	71
TABELA 4.7: VALORES E CLASSIFICAÇÃO DO PSI	75
TABELA 4.8: VALORES DO FATOR F PARA O LAGO TIPO 3	76
TABELA 4.9: DESCRIÇÃO DAS ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM DO MONITORAMENTO REALIZADO PELA CAESB NO LAGO PARANOÁ.	78
TABELA 4.10: ESTAÇÃO DE AMOSTRAGEM NO LAGO DESCOBERTO E RESPECTIVA PROFUNDIDADE.....	79
QUADRO 5.1: ÍNDICES MULTIMÉTRICOS FITOPLANCTÔNICOS PESQUISADOS E SUAS RESPECTIVAS MÉTRICAS.	84
.....	95
QUADRO 5.3: RESULTADOS DA APLICAÇÃO NO LAGO PARANOÁ DOS ÍNDICES DE INTEGRIDADE BIÓTICA SELECIONADOS COM DADOS DO PERÍODO DE 1976 A 1998.	106
QUADRO 5.4: RESULTADOS DA APLICAÇÃO NO LAGO PARANOÁ DOS ÍNDICES DE INTEGRIDADE BIÓTICA SELECIONADOS COM DADOS DO PERÍODO DE 1999 A 2011.	107
QUADRO 5.5: RESULTADOS DA APLICAÇÃO NO LAGO DESCOBERTO DOS ÍNDICES DE INTEGRIDADE BIÓTICA SELECIONADOS COM DADOS DO PERÍODO DE 2004 A 2010.	113
TABELA 5.9: MATRIZ DE CORRELAÇÃO ENTRE VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS E BIOLÓGICAS E OS ÍNDICES FITOPLANCTÔNICOS APLICADOS NO LAGO PARANOÁ COM DADOS DE 1976 A 1998	117

TABELA 5.10: MATRIZ DE CORRELAÇÃO ENTRE VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS E BIOLÓGICAS E OS RESULTADOS DOS ÍNDICES FITOPLANCTÔNICOS APLICADOS NO LAGO PARANOÁ COM DADOS DE 1999 A 2010.....	117
TABELA 5.11: MATRIZ DE CORRELAÇÃO ENTRE VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS E BIOLÓGICAS E OS RESULTADOS DOS ÍNDICES FITOPLANCTÔNICOS APLICADOS NO LAGO DESCOBERTO COM DADOS DE 2004 A 2010.....	119
TABELA A.1: PERCENTUAL DE DADOS DE FÓSFORO TOTAL, FITOPLÂNCTON E <i>CLOROFILA A</i> FALTANTES NO MONITORAMENTO DO LAGO PARANOÁ EM CADA ESTAÇÃO DE AMOSTRAGEM NO PERÍODO DE 1976 A 1998	135
TABELA A.2: PERCENTUAL DE DADOS DE FÓSFORO TOTAL, FITOPLÂNCTON E <i>CLOROFILA A</i> FALTANTES NO MONITORAMENTO DO LAGO DESCOBERTO EM CADA ESTAÇÃO DE AMOSTRAGEM NO PERÍODO DE 2004 A 2011	135
TABELA A.3: VALORES MÉDIOS E DESVIO-PADRÃO DE <i>CLOROFILA A</i> (UG/L), FÓSFORO TOTAL (MG/L), DENSIDADE (CEL/L) E BIOMASSA (MG/L) DO LAGO PARANOÁ NO PERÍODO DE 1976 – 1998.	135
TABELA A.4: VALORES MÉDIOS E DESVIO-PADRÃO DE <i>CLOROFILA A</i> (UG/L), FÓSFORO TOTAL (MG/L), DENSIDADE (CEL/L) E BIOMASSA (MG/L) DO LAGO PARANOÁ NO PERÍODO DE 1999 – 2011.	136
TABELA A.5: VALORES MÉDIOS E DESVIO-PADRÃO DE <i>CLOROFILA A</i> (UG/L), FÓSFORO TOTAL (MG/L), DENSIDADE (CEL/L) E BIOMASSA (MG/L) DO LAGO DESCOBERTO NO PERÍODO DE 2004 – 2010.....	136
TABELA B.1: LISTA DOS GÊNEROS E ESPÉCIES IDENTIFICADOS NO MONITORAMENTO REALIZADO PELA CAESB. A CLASSIFICAÇÃO (FILO OU CLASSE), FORMA (UNICELULAR, COLONIAL OU FILAMENTOSA), O NÚMERO DE CÉLULAS POR COLÔNIA E O VOLUME CELULAR UTILIZADO PARA CÁLCULO DA BIOMASSA.....	137
TABELA C.1: CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE <i>CLOROFILA A</i> (UG/L) NO LAGO PARANOÁ	149
TABELA C.2: CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE <i>CLOROFILA A</i> (UG/L) NO LAGO DESCOBERTO...	149
TABELA C.3: CONCENTRAÇÕES MÁXIMAS DE <i>CLOROFILA A</i> (UG/L) NO LAGO PARANOÁ.....	150
TABELA C.4: CONCENTRAÇÕES MÁXIMAS DE <i>CLOROFILA A</i> (UG/L) NO LAGO DESCOBERTO	150
TABELA C.5: CÁLCULO DO ÍNDICE DE MARGALEF (DMG) PARA O LAGO PARANOÁ COM DADOS MÉDIOS DOS PERÍODOS DE 1976 A 1998 E DE 1999 A 2011.....	151
TABELA C.6: CÁLCULO DO ÍNDICE DE MARGALEF (DMG) PARA O LAGO DESCOBERTO COM DADOS MÉDIOS DE 2004 A 2011.....	151
TABELA C.7: CÁLCULO DO ÍNDICE DE MENHINICK (DMN) PARA O LAGO PARANOÁ COM DADOS MÉDIOS DOS PERÍODOS DE 1976 A 1998 E DE 1999 A 2011.....	152
TABELA C.8: CÁLCULO DO ÍNDICE DE MENHINICK (DMN) PARA O LAGO DESCOBERTO COM DADOS MÉDIOS DO PERÍODOS DE 2004 A 2011	152
TABELA C.9: ABUNDÂNCIA RELATIVA (% EM RELAÇÃO AO NÚMERO TOTAL DE CEL/L) DE GÊNEROS CENTRALES E PENALLES NO LAGO PARANOÁ NOS PERÍODOS DE 1976 A 1998 E 1999 A 2011.	153
TABELA C.10: ABUNDÂNCIA RELATIVA (% EM RELAÇÃO AO NÚMERO TOTAL DE CEL/L) DE GÊNEROS CENTRALES E PENALLES NO LAGO DESCOBERTO NO PERÍODO DE 2004 A 2011. .	153

TABELA C.11: ABUNDÂNCIA RELATIVA (% EM RELAÇÃO À BIOMASSA TOTAL EM MG/L) DE ALGAS PALATÁVEIS NO LAGO PARANOÁ NOS PERÍODOS DE 1976 A 1998 E 1999 A 2011. ... 154

TABELA C.12: ABUNDÂNCIA RELATIVA (% EM RELAÇÃO À BIOMASSA TOTAL EM MG/L) DE ALGAS NÃO PALATÁVEIS NO LAGO PARANOÁ NOS PERÍODOS DE 1976 A 1998 E 1999 A 2011.
..... 154

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 4.1: DIAGRAMA DAS ETAPAS DE DESENVOLVIMENTO DA PESQUISA.....	51
FIGURA 4.2: ESQUEMA REPRESENTATIVO DA LOCALIZAÇÃO DO LAGO PARANOÁ E DAS ESTAÇÕES DE MONITORAMENTO DA CAESB	52
FIGURA 4.3: ESQUEMA REPRESENTATIVO DAS AFLUÊNCIAS E DEFLUÊNCIAS DO LAGO PARANOÁ (CAESB, 2005).	54
FIGURA 4.4: ESQUEMA REPRESENTATIVO DA LOCALIZAÇÃO DO LAGO DESCOBERTO E DAS ESTAÇÕES DE MONITORAMENTO	57
FIGURA 4.5: FLUXOGRAMA DO PROCESSO DE ESCOLHA DOS ÍNDICES DE INTEGRIDADE BIÓTICA DO FITOPLÂNCTON PARA APLICAÇÃO NAS ÁREAS DE ESTUDO	64
FIGURA 4.6: ESQUEMA REPRESENTATIVO DA LOCALIZAÇÃO DAS ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM DO LAGO PARANOÁ	77
FIGURA 4.7: ESQUEMA REPRESENTATIVO DA LOCALIZAÇÃO DAS ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM DO LAGO DESCOBERTO.....	79
FIGURA 4.8: REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DO CONCEITO DE EQR (RAZÃO DE QUALIDADE ECOLÓGICA). ADAPTADO DE VAN DE BUND E SOLIMINI (2007).....	80
FIGURA 5.2: SÉRIE TEMPORAL DOS VALORES DE CLOROFILA A (UG/L), FÓSFORO TOTAL (MG/L) AFERIDOS NO LAGO PARANOÁ NO PERÍODO DE 1999 – 2011, NAS ESTAÇÕES A,B, C, D E E.	92
FIGURA 5.3: SÉRIE TEMPORAL DE FÓSFORO TOTAL (MG/L) AFERIDOS NO LAGO PARANOÁ NO PERÍODO DE 1976-1998 E 1999-2010 NA ESTAÇÃO C EM DIFERENTES PROFUNDIDADES.	93
FIGURA 5.4: SÉRIE TEMPORAL DE CLOROFILA A (UG/L) AFERIDOS NO LAGO PARANOÁ NO PERÍODO DE 1976-1998 E 1999-2010 NA ESTAÇÃO C EM DIFERENTES PROFUNDIDADES.	94
FIGURA 5.5: SÉRIE TEMPORAL DE BIOMASSA (MG/L) DE FITOPLÂNCTON AFERIDOS NO LAGO PARANOÁ NO PERÍODO DE 1976 – 1998 E DE 1999 – 2011.	95
FIGURA 5.6: FITOPLÂNCTON TOTAL (CEL/L) NO LAGO PARANOÁ EM DOIS PERÍODOS.....	97
FIGURA 5.7: SÉRIE TEMPORAL DOS VALORES DE CLOROFILA A (UG/L), FÓSFORO TOTAL (MG/L) AFERIDOS NO LAGO DESCOBERTO NO PERÍODO DE 2004 – 2010.	98
FIGURA 5.8: SÉRIE TEMPORAL DOS VALORES BIOMASSA (MG/L) DO FITOPLÂNCTON AFERIDOS NO LAGO DESCOBERTO NO PERÍODO DE 2004 – 2010.....	99
FIGURA 5.9: RESULTADOS DAS APLICAÇÕES DO ÍNDICE P-IBI-G NO LAGO PARANOÁ NOS PERÍODOS DE 1976 A 1998 E DE 1999 A 2011.....	107
FIGURA 5.10: RESULTADOS DAS APLICAÇÕES DO ÍNDICE P-IBI-I NO LAGO PARANOÁ NOS PERÍODOS DE 1976 A 1998 E DE 1999 A 2011.....	108
FIGURA 5.11: RESULTADOS DAS APLICAÇÕES DO ÍNDICE IPI NO LAGO PARANOÁ NOS PERÍODOS DE 1976 A 1998 E DE 1999 A 2011.....	109
FIGURA 5.12: RESULTADOS DAS APLICAÇÕES DO ÍNDICE PSI NO LAGO PARANOÁ NOS PERÍODOS DE 1976 A 1998 E DE 1999 A 2011.....	111
FIGURA 5.13: RESULTADOS DAS APLICAÇÕES DO ÍNDICE Q NO LAGO PARANOÁ NOS PERÍODOS DE 1976 A 1998 E DE 1999 A 2011.....	112

FIGURA 5.14: RESULTADOS DAS APLICAÇÕES DO ÍNDICE P-IBI-G NOS LAGOS PARANOÁ E DESCOBERTO.....	113
FIGURA 5.15: RESULTADOS DAS APLICAÇÕES DO ÍNDICE P-IBI-I NOS LAGOS PARANOÁ E DESCOBERTO.....	114
FIGURA 5.16: RESULTADOS DAS APLICAÇÕES DO ÍNDICE IPI NOS LAGOS PARANOÁ E DESCOBERTO.....	114
FIGURA 5.17: RESULTADOS DAS APLICAÇÕES DO ÍNDICE PSI NOS LAGOS PARANOÁ E DESCOBERTO.....	115
FIGURA 5.18: RESULTADOS DAS APLICAÇÕES DO ÍNDICE Q NOS LAGOS PARANOÁ E DESCOBERTO.....	116

LISTA DE SIGLAS, NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES

ADASA - Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento do Distrito Federal;

ANA – Agencia Nacional de Águas;

BI - Brettum Index;

CAESB – Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal;

CEB - Companhia Energética de Brasília;

CFBM - Classificação Funcional Baseada na Morfologia

Cl a – *Clorofila a*;

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente;

DBO – Demanda bioquímica de oxigênio;

DF – Distrito Federal;

DQA - Diretiva Quadro da Água da União Europeia;

DQO – Demanda química de oxigênio;

EQR - Relação de Qualidade Ecológica;

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto;

IIB – Índice de Integridade Biótica;

IPI - Integrated Phytoplankton Index;

IQA – Índice de Qualidade da Água;

OD – Oxigênio dissolvido;

P-IBI - Phytoplankton Index of Biotic Integrity;

P-IBI-G - Phytoplankton Index of Biotic Integrity for German;

P-IBI-I - Phytoplankton Index of Biotic Integrity for Iraq;

PNRH - Política Nacional de Recursos Hídricos;

PSI – German Phytoplankton Index;

Q Index – Assemblage Index (Índice Q);

RA – Região administrativa;

UHE – Usina Hidroelétrica;

USEPA – Agência Ambiental dos Estados Unidos;

WFD - Water Framework Directive (Diretiva Quadro Europeia).

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional nos centros urbanos gera, dentre outros, problemas relacionados ao excesso de consumo tanto de água quanto de outros insumos, e, conseqüentemente, acarreta o aumento da produção de resíduos. Deste modo, os mananciais e corpos de água são impactados pela necessidade da água em grande quantidade, que diminui as reservas disponíveis, e pelos depósitos de dejetos com excessiva carga de nutrientes, em especial fósforo e nitrogênio.

Esses nutrientes quando disponíveis em excesso, favorecem o aumento da produtividade primária, acarretando a deterioração da qualidade das águas. Também a falta de manejo adequado na agricultura, a urbanização intensa sem planejamento e a destruição da cobertura vegetal contribuem para os processos que levam à perda da qualidade e quantidade de água necessária para atender aos diferentes usos, tais como: abastecimento de água, usos industriais, lazer, irrigação, manutenção das comunidades biológicas, dentre outros.

O lago Paranoá, por exemplo, tornou-se diluidor de efluentes das estações de tratamento de esgotos da cidade de Brasília. No passado, esse despejo de efluentes, que inicialmente eram tratados sem a remoção dos nutrientes, causou graves problemas, dentre eles a ocorrência do processo de eutrofização do lago. Para reverter esse quadro, institucionalizou-se um programa de trabalho objetivando controlar e reduzir o processo de eutrofização em desenvolvimento na área. Dentre as medidas adotadas, no início da década de 1990, novas estações de tratamento de esgotos entraram em operação, promovendo maior remoção de nutrientes dos efluentes lançados no Lago.

O lago Descoberto, por sua vez, constitui atualmente o maior reservatório para abastecimento público do Distrito Federal e, apesar de não ter apresentado condições eutróficas até o momento, sua bacia hidrográfica vem sofrendo um intenso processo de urbanização, com possíveis lançamentos de efluentes e águas pluviais, além de atividades agropecuárias e de mineração, que podem impactar negativamente a qualidade da água.

Diversas leis e normas foram elaboradas no Brasil com intuito de promover a gestão dos recursos hídricos, cuja finalidade é garantir características quantitativas e qualitativas adequadas aos diferentes usos da água. Dentre essas normas, algumas discorrem sobre estudos e programas de monitoramento da qualidade da água. O desenvolvimento desses programas torna-se importante

para indicar o estágio de conservação ou de degradação de um corpo hídrico, podendo assim balizar as ações dos órgãos públicos gestores e reguladores.

Contudo, os programas de monitoramento de qualidade de água são fortemente baseados em análises físico-químicas, tais como: DBO (demanda bioquímica de oxigênio), oxigênio dissolvido, nitrogênio e fósforo (ANA, 2009). Porém, esse tipo de avaliação pode não ser eficiente em detectar a degradação causada pela ação humana em todo o ecossistema hídrico (Karr, 1991). Assim, a fim de tornar a avaliação da qualidade da água mais confiável e completa vem sendo feita a inclusão nos programas de monitoramento a avaliação de aspectos biológicos para acompanhar as respostas das comunidades aos impactos sofridos.

Nesse sentido, a comunidade fitoplanctônica tem sido utilizada como indicativo de estado trófico de ambientes aquáticos, devido, principalmente, às características como ciclos de vida e reprodução curtos desses organismos, o que possibilita verificar alterações no ambiente rapidamente. Além disso, os organismos fitoplanctônicos possuem tamanho pequeno, altas densidades populacionais e são de fácil manipulação em laboratório; essas características fazem do fitoplâncton um modelo para focar questões ecológicas, tais como a sucessão de espécies em resposta às modificações do meio (Brasil e Huzsar, 2011; Moura *et al.*, 2007). Outro fator determinante para monitoramento do fitoplâncton, especificamente as cianobactérias, se refere ao fato de essas espécies produzirem toxinas prejudiciais à saúde humana.

Por isso, torna-se relevante o conhecimento da dinâmica da comunidade fitoplanctônica, pois as flutuações temporais e espaciais em sua composição e/ou biomassa podem ser indicadoras eficientes das alterações por causas naturais ou antrópicas nos ecossistemas aquáticos, uma vez que permitem verificar mudanças no equilíbrio entre a produção de matéria orgânica e seu consumo e decomposição. Dessa forma, ao se propor a utilização de um índice de integridade biótica, cuja concepção leva em consideração diferentes tipos de impactos e a possibilidade de agregar em um único valor as diversas alterações medidas no meio, torna-se possível avaliar a condição geral de determinado local (Hering *et al.*, 2006).

Porém, a utilização de índices fitoplanctônicos possui ressalvas, visto que a aplicação deles pode depender de estudos regionalizados sobre qualidade da água, inclusive estrutura e história de vida de espécies endêmicas. Também existe a necessidade de padronização de metodologias para produção de dados, a fim de possibilitar a aplicação do índice em diferentes locais. Outros fatores

importantes na utilização de índices de integridade biótica são: o risco de interpretações errôneas, especialmente quando se utiliza apenas uma espécie indicadora, e os pesos dados às métricas, uma vez que estão sujeitos a avaliações subjetivas.

Com base no exposto, evidencia-se a importância de se testar ferramentas para contribuir a avaliação da qualidade da água em corpos de água como os lagos Paranoá e Descoberto, que possuem múltiplos usos, muitas vezes conflitantes entre si. Além disso, o monitoramento das condições do ambiente é essencial para previsão das alterações dos estados de trofia, uma vez que os reservatórios em estudo estão constantemente sujeitos a impactos antrópicos. Assim, neste trabalho, pretende-se analisar se com a utilização de índices de integridade biótica, considerando as comunidades fitoplanctônicas, é possível avaliar a qualidade da água, dentro do contexto de manutenção da integridade ambiental, em reservatórios tropicais.

Este trabalho está estruturado em cinco tópicos. Os dois primeiros, incluindo o presente, introduzem o tema e a justificativa para o desenvolvimento do trabalho, além de descreverem o objetivo geral e os específicos. O terceiro traz uma discussão sucinta dos aspectos gerais do marco teórico relacionado ao tema, abordando questões relativas à integridade biótica, estados tróficos, comunidades fitoplanctônicas, avaliação da qualidade da água e índices de integridade biótica. No quarto tópico, apresenta-se a metodologia utilizada para o desenvolvimento do trabalho, incluindo a caracterização das áreas de estudo. No quinto capítulo são apresentados os resultados e discussões, e no sexto, e último, as conclusões e recomendações.

2. OBJETIVOS

Objetivo Geral

Selecionar e aplicar diferentes índices de integridade biótica do fitoplâncton visando uma avaliação crítica da aplicabilidade desses índices para estimar a qualidade da água em reservatórios tropicais, a partir do emprego dos mesmos nos reservatórios Paranoá e Descoberto, ambos localizados no Distrito Federal.

Objetivos Específicos

1. Selecionar índices de integridade biótica adequados aos ambientes de estudo e à base de dados disponível;
2. Avaliar a aplicação dos índices selecionados nos lagos Paranoá e Descoberto;
3. Avaliar comparativamente a capacidade dos índices selecionados em demonstrar as alterações de qualidade da água ocorridas em dois períodos distintos no lago Paranoá;
4. Comparar a aplicação dos índices selecionados em dois ambientes com características distintas.

3. REVISÃO DA LITERATURA

O objetivo deste capítulo é apresentar e discutir pressupostos teóricos que sustentam o trabalho e que possibilitam responder às questões da pesquisa, além da contextualização do tema, com a abordagem dos aspectos gerais de reservatórios e lagos, inclusive monitoramento e avaliação da qualidade da água, importância da comunidade fitoplanctônica como indicadora das condições dos ambientes aquáticos e conceitos, histórico e desenvolvimento de índices de integridade biótica.

3.1. RESERVATÓRIOS E LAGOS: ASPECTOS GERAIS

3.1.1. Características Gerais de Reservatórios e Lagos Artificiais

Reservatórios e/ou lagos artificiais são corpos de água formados principalmente pelo represamento de rios com o objetivo de atender a inúmeros usos, tais como geração de energia elétrica, irrigação, abastecimento público, dentre outros. Os reservatórios são sistemas híbridos entre rios e lagos naturais, pois possuem características intermediárias entre os dois meios, como a taxa de renovação de água, que é mais lenta que em um rio, mas mais rápida que em um lago natural (Margalef, 1983; Reynolds, 2006).

A formação de reservatórios provoca alterações no ambiente, não somente aquático, mas também no ambiente terrestre adjacente, onde se destacam: alterações no ciclo hidrológico e modificações no balanço hídrico, principalmente em regiões áridas e semiáridas; modificações na morfologia dos sistemas terrestres; movimentações do terreno; aumento da salinidade dos solos em certas regiões e consequente aumento da erosão; impactos sobre o microclima regional; impactos sobre os sistemas aquáticos; impactos sobre a flora e fauna terrestre e aquática (Esteves, 2011; Straškraba e Tundisi, 2000).

Lagos tendem a manter determinado estado trófico, pois possuem certa resiliência frente distúrbios externos. Entretanto, os sistemas lacustres são influenciados pelos sistemas terrestres que os circundam, podendo sofrer alterações guiadas por fatores e processos regionais específicos, como atividades antropogênicas. Outra característica importante que influencia a qualidade das águas de reservatórios é a tendência a apresentar instabilidade limnológica devido às suas características hidráulicas ou regras de operação (Esteves, 2011; Schimdt *et al.*, 2002).

A morfometria também influencia a sensibilidade dos lagos às variações na qualidade da água. Assim, lagos mais rasos e extensos estão mais sujeitos a aspectos físicos, tais como vento e nível da água, enquanto lagos profundos são mais sujeitos a aspectos químicos (Nöges *et al.*, 2009). Outro aspecto importante ligado à morfologia dos lagos é que, juntamente com ciclos sazonais das principais variáveis ambientais, as diferenças promovem um ambiente competitivo em que se sobressai as espécies mais bem adaptadas (Padisák *et al.*, 2006).

Assim, verifica-se que o tipo de lago, as condições de operação, a bacia hidrográfica contribuinte, bem como os usos do solo na área que o circunda são fatores que influenciam na dinâmica das variáveis limnológicas, e são, portanto, determinantes da qualidade da água. Dessa forma, o estudo desses ecossistemas para fins de avaliação da qualidade de suas águas abrange uma ampla visão de diversas áreas do conhecimento, principalmente limnologia e engenharia de recursos hídricos.

3.1.2. Deterioração da qualidade da água

Atualmente os usos conflitantes dos recursos hídricos, aliados à crescente demanda, vêm preocupando especialistas e autoridades no assunto pelo evidente decréscimo de oferta de água com qualidade adequada aos diferentes usos em todo o planeta. Alterações ambientais são contínuas e podem ter diversos fatores causadores, naturais ou não. Entretanto, a ação humana nos últimos séculos vem sendo a causa principal de várias mudanças. Os distúrbios provocados por atividades humanas têm, na maioria das vezes, maior intensidade do que os naturais, comprometendo o equilíbrio ambiental nas áreas afetadas.

Para medir e avaliar o funcionamento dinâmico dos ecossistemas vem sendo empregado o conceito de integridade ecológica, ou biótica. Esse conceito busca comparar os ecossistemas com condições esperadas ou de referência (ambientes sem degradação, por exemplo) (Schmidt *et al.*, 2002). As condições de referência são uma representação de integridade biológica que pode ser definida como a “habilidade” de manter equilibrada, integrada e adaptável uma comunidade de organismos que tem uma composição de espécies, uma diversidade e uma organização funcional comparável ao do habitat natural da região (Rebecca, 2005).

A definição das condições de referência para comparação com as atuais condições do ambiente tem se tornado cada vez mais comum, ajudando assim a harmonizar os resultados obtidos por diferentes métodos da avaliação da qualidade da água. Essa definição depende de uma determinação precisa

da estrutura do sistema e suas funções. Dessa forma, condições sem perturbações ou minimamente perturbadas, assim como condições históricas e extrapolações a partir de modelos empíricos, poderão ser utilizadas como padrões para comparação com as condições atuais (Martinez-Crego *et al.* 2010).

Nesse sentido, o conceito de eutrofização vem sendo largamente utilizado em estudos limnológicos para avaliar o grau de alteração de corpos d'água por ações humanas. Esse conceito constitui uma tentativa de estabelecimento de condições de referência para lagos, que, indiretamente, pode refletir o estado de integridade do sistema, com o desenvolvimento de diversos índices de estado trófico.

Deste modo, os corpos de água podem ser classificados em classes contínuas denominadas “estados tróficos”. Essas classes variam desde ambientes pobremente nutridos (ultraoligotróficos) até ambientes bem nutridos (hipereutróficos), dependendo da quantidade de nutrientes disponível e da produtividade do fitoplâncton (Ricklefs, 1996; Hilton *et al.*, 2006; Esteves, 2011). A avaliação de estado trófico da água inclui dados relativos aos nutrientes (fósforo e nitrogênio, principalmente), junto com fatores como temperatura e incidência de luz, que afetam a produtividade do ambiente aquático.

A eutrofização pode ter causas naturais ou ser provocada pela ação humana; a primeira ocorre normalmente de maneira lenta e contínua, com o aporte de nutrientes sendo carreados pelas águas da chuva. Com relação à eutrofização antrópica, também chamada artificial ou cultural, o aporte de nutriente tem origens diversas e as alterações nos ecossistemas podem ser sentidas rapidamente (Esteves, 2011). As fontes de nutrientes mais importantes para a eutrofização antrópica são as águas residuárias (domésticas e industriais), as águas que escoam de irrigação com carreamento de fertilizantes químicos e o escoamento superficial, que mobiliza nutrientes do solo (Margalef, 1983; Esteves, 2011).

Assim, a eutrofização produz profundas modificações na comunidade fitoplanctônica, uma vez que tem relação direta com o aumento da densidade desses organismos e conseqüentemente sobre a produção primária. Inicialmente, pode ocorrer o aumento tanto de espécies quanto de número de indivíduos, mas à medida que o grau de eutrofização aumenta, algumas espécies se tornam predominantes em detrimento de outras, como algumas espécies de cianobactérias (Reynolds, 2006; Esteves, 2011).

Sistemas oligotróficos possuem baixa produtividade primária, baixa concentração de nutrientes, muitas espécies encontradas mesmo em grandes profundidades, sendo os grupos algais mais característicos as Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Chrysophyceae. Já os sistemas eutróficos possuem alta produtividade primária, alta concentração de nutrientes, grande quantidade de espécies, mas com predominância de Cyanophyceae e Bacillariophyceae (Reynolds, 2006; Esteves, 2011).

Ao longo dos tempos foram fixados valores relativos a diversos parâmetros fitoplanctônicos, que representam limites para os níveis de eutrofização para lagos e outros corpos de água. Uma medida que pode ser utilizada é a densidade fitoplanctônica, que varia bastante entre diferentes ecossistemas aquáticos e níveis tróficos (Margalef, 1983).

Dessa forma, verifica-se que a definição do estado de eutrofização de corpo d' água é um instrumento válido e importante para avaliação da qualidade da água. Indiretamente o estado trófico pode representar a integridade biótica, no que se refere às condições de um ecossistema, particularmente a estrutura, composição e processos naturais das comunidades bióticas e ambiente físico. Com isso é possível avaliar se um ecossistema é íntegro, resiliente, sustentável e/ou capaz de resistir às perturbações, naturais ou não.

3.1.3. Monitoramento e avaliação da qualidade da água

Os primeiros estudos de avaliação de qualidade da água eram frequentemente expressos em termos de parâmetros físicos e químicos, conceitualmente ligados ao apontamento das fontes de poluição. No entanto, fontes difusas de poluição têm sido cada vez mais reconhecidas como sendo responsável por muitos problemas de qualidade da água. Devido a essa percepção, juntamente com uma melhor compreensão da interligação entre serviços dos ecossistemas e o bem-estar humano, o conceito de qualidade da água (e, portanto, a gestão da água) evoluiu para uma mais ampla abordagem holística, que incorpora critérios biológicos e ecológicos (Nõges *et al.*, 2009; Pizzela e Souza, 2007).

Posto isso, salienta-se que o monitoramento e a avaliação da qualidade da água de lagos e outros corpos d'água visando múltiplos usos podem abranger aspectos relativos à quantidade de água, qualidade biológica e química do meio ambiente. Nesse sentido, poderão ser desenvolvidos monitoramentos de longo prazo, incluindo indicadores biológicos que buscam caracterizar aspectos

de comunidades e ecossistemas, por meio de medidas de atributos tais como: riqueza de espécies, biodiversidade, táxon indicador, abundância, biomassa e outras medidas de processos ecológicos (Schmidt, 2002; Murtaugh e Pooler, 2005).

Entretanto, programas de monitoramento de sistemas aquáticos baseados principalmente em variáveis físicas, químicas são mais comuns que aqueles baseados em critérios biológicos, que quando presentes se referem mais a métricas da biota (Siqueira e Roque, 2010). Porém, como salienta Karr (2006), a avaliação de apenas variáveis físicas ou químicas pode resultar em subavaliação da degradação ambiental, pois a avaliação da qualidade da água utilizando indicadores biológicos permite ultrapassar e complementar os dados obtidos por meio de análises físico-químicas, visto que refletem alterações num espaço de tempo, e sintetizam as condições ambientais com uma visão holística (Ferreira *et al.*, 1996). Observa-se, assim, uma clara tendência mundial de se considerar a qualidade da água sob uma visão ecossistêmica, que considera os mananciais associados às bacias hidrográficas, e a adoção cada vez crescente de parâmetros biológicos objetivando a recuperação ou manutenção da integridade biótica.

Um indicador ambiental pode descrever quantitativamente as pressões sobre o ambiente e as alterações da qualidade ambiental, com base em padrões gerais de tolerância, distribuição geográfica e valor indicativo do organismo bioindicador, servindo de base para tratamento e transmissão de informações. Desse modo, os parâmetros científicos tornam-se mais facilmente utilizáveis por tomadores de decisão, técnicos, políticos e pelo público em geral (Silveira, 2004). Assim, medidas biológicas devem ser sensíveis tanto a estressores múltiplos quanto suficientemente específicos para prover pistas sobre as possíveis causas da deterioração (Martinez-Crego *et al.* 2010).

As mais recentes estratégias para preservar a qualidade da água têm identificado requisitos comuns a bioindicadores, dentre eles: relevância para integridade ecológica; aplicabilidade em larga escala; capacidade de detecção precoce; viabilidade de implementação; interpretável frente às condições de referência e capacidade de ligar degradação ambiental a causas (Martinez-Crego *et al.*, 2010).

Em seu estudo comparando diferentes bioindicadores para a qualidade da água, Murtaugh e Pooler (2005) afirmam que para o desenvolvimento de indicadores, estes devem representar características ecológicas de interesse, como concentração de clorofila *a*, produção primária, dentre outros. Para

discriminar indicadores candidatos há um conjunto de critérios que podem ser usados, como por exemplo: variabilidade temporal, facilidade e custo de medição e assim por diante.

Em diferentes graus, todo tipo de organismo ou comunidades podem ser utilizados como indicadores de qualidade de água, com vantagens e desvantagens variando de acordo com as características de cada sistema aquático (Ferreira *et al.*, 1996). O conceito de indicador ambiental pode se estender além da determinação de presença / ausência, englobando análises de abundância, biomassa, crescimento de determinadas espécies ou sintomas específicos ao estresse (Dokulil, 2003).

Assim, o biomonitoramento consiste no uso sistemático das repostas dos bioindicadores na avaliação e monitoramento de alterações ambientais. Os bioindicadores podem ser espécies, grupos ou comunidades biológicas cujas funções vitais sejam estreitamente correlacionadas com determinados fatores ambientais (De Paula, 2010). O biomonitoramento pode ser empregado em diferentes abordagens, dentre elas os índices ecológicos, tais como índices de diversidade, similaridade e saprobidade, índices bióticos e grupos funcionais.

Com o crescimento do conhecimento sobre a complexidade dos ecossistemas aquáticos e suas respostas aos vários impactos humanos, avaliações que integram informações sobre organismos relevantes (possíveis bioindicadores) e seus atributos vem sendo reunidas em métricas que pretendem avaliar a integridade biótica (Schmidt, 2002). Portanto, uma métrica que compõe um índice biótico pode ser definida como uma parte ou processo mensurável de um sistema biológico que empiricamente demonstra alteração no valor ao longo de um gradiente de influência humana (Karr e Chu, 1999 apud Hering *et al.* 2006).

Para o desenvolvimento de indicadores que poderão compor métricas e que representem a integridade do ecossistema, Murtaugh e Pooler (2005) observam que o processo é facilitado com a definição das condições de referência. As condições de referência podem ser determinadas por meio da avaliação de informações de alguns sistemas intensamente estudados. Essas informações podem, em seguida, servir para comparações quantitativas da precisão dos indicadores candidatos.

Dentro deste contexto, a integridade biótica de corpos de água sob pressão humana tem sido definida como a capacidade do ecossistema aquático para apoiar e manter os processos ecológicos essenciais e uma comunidade de organismos com uma determinada composição de espécies,

diversidade e organização funcional semelhante à dos habitats não perturbados na região (Karr e Dudley, 1981). Leo e Levin (1997) também reconhecem que a noção de integridade deve incorporar a visão de processos dinâmicos do ecossistema, mas alertam que se deve ainda avaliar a integridade pela perspectiva humana, i.e., o ecossistema íntegro é capaz de prover continuamente os serviços ambientais esperados pelo homem.

Assim, degradação ou perda de integridade é, portanto, qualquer divergência, positiva ou negativa, induzida pela ação humana, das características básicas esperadas de qualquer atributo biológico (Westra *et al.*, 2000). E, conforme afirmam Westra *et al.* (2000), a integridade não é um atributo unitário do ecossistema, e sob vários aspectos requer mais do que um simples índice para sua descrição quantitativa, sendo necessário retratar a capacidade natural do ambiente, ascendências e indeterminações para compreensão da integridade de um ecossistema.

Encontrar as causas de redução da integridade do sistema aquático e o desenvolvimento e implementação de ações corretivas adequadas podem se tornar componentes fundamentais da gestão da qualidade de água. Assim, são desenvolvidos índices que consideram a ocorrência de determinada espécie, sua frequência relativa e sua abundância, incluindo até diferentes pontuações para variedades ou espécies de acordo com a tolerância à poluição. As espécies podem ser categorizadas de acordo com gradientes de poluição ambiental que, por sua vez, são avaliados através de variáveis indicadoras como condutividade, teor de fósforo, nitrogênio, coliformes, alcalinidade, pH, DBO5 e outros (Senna e Magrin, 1999).

As normas brasileiras para gestão ambiental e de recursos hídricos, apesar de citarem, não estabelecem a utilização de critérios que abranjam a composição das comunidades biológicas e levem em consideração fatores geomorfológicos e a regionalização de parâmetros e padrões, o que faz com o que os programas de monitoramento contínuo sejam mais frequentemente baseados em parâmetros físicos e químicos.

3.1.4. Legislação sobre qualidade da água

No Brasil, a Lei nº. 9.433/1997 instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH e estabeleceu os objetivos, diretrizes e instrumentos para a gestão dos recursos hídricos no País. Dentre os instrumentos está a classificação das águas em classes de qualidade, o chamado enquadramento. A classificação das águas, por sua vez, foi regulamentada por uma resolução do

Conselho Nacional de Meio Ambiente – Conama, na Resolução nº 357/2005. Nessa resolução foram definidas classes para águas doces, salobras e salinas.

Com efeito, um dos principais objetivos do enquadramento é o estabelecimento de objetivos de qualidade para as águas superficiais de acordo com seus usos preponderantes, além de evitar custos com despoluição, mediante ações preventivas. Os corpos de água doce podem ser enquadrados em cinco classes de uso, definidas pelos usos preponderantes (Quadro 3.1), com padrões físicos e químicos, microbiológicos (coliformes termotolerantes) e biológicos (densidade de cianobactérias) definidos. Os padrões de qualidade foram definidos a fim de obedecerem ao uso mais restritivo de cada classe, e são generalizados para todo o País, não abrindo possibilidade de adequação a condições locais ou regionais (Pizzela e Souza, 2007). Além disso, subordina a condição de qualidade da água aos usos preponderantes, priorizando os usos humanos (Luz e Ferreira, 2011).

Segundo Pizzela e Souza (2007), a Resolução Conama 357/2005 apesar de dar um caráter de planejamento ao enquadramento, incluindo a possibilidade de instituir metas progressivas de qualidade, não reconhece a obrigatoriedade da melhoria progressiva da qualidade da água, pois permite a classificação dos corpos d'água em classes permissivas à degradação.

Quadro 3.1: Classificação de águas doces de acordo com a Resolução Conama 357/2005

CLASSE ESPECIAL	Águas destinadas: a) ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e, c) à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
CLASSE 1	Águas que podem ser destinadas: a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no. 274, de 2000; d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e, e) à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
CLASSE 2	Águas que podem ser destinadas: a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no. 274, de 2000; d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os o público possa vir a ter contato direto; e, e) à aquicultura e à atividade de pesca.
CLASSE 3	Águas que podem ser destinadas: a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; c) à pesca amadora; d) à recreação de contato secundário; e, e) à dessedentação de animais.
CLASSE 4	Águas que podem ser destinadas: a) à navegação; e, b) à harmonia paisagística.

A Resolução Conama 357/2005, em seu Artigo 8º, parágrafo 3º, indica a possibilidade de que a qualidade dos ambientes aquáticos possa ser avaliada por indicadores biológicos, quando apropriado, utilizando-se organismos e/ou comunidades aquáticas. Entretanto, conforme ressaltam Pizzela e Souza (2007), a Resolução não indica parâmetros a serem utilizados, o que dificulta a adoção desse tipo de monitoramento.

Analisando a gestão da qualidade hídrica dos Estados Unidos, pela USEPA – Agência Ambiental dos Estados Unidos, Pizzela e Souza (2007) verificaram a preocupação em restaurar e manter a integridade física, química e biológica das águas, além de prover a qualidade necessária à proteção e propagação de peixes e vida selvagem.

Também se constata a possibilidade de que os padrões adotados sejam regionais, e que a avaliação da qualidade da água seja feita com base nas características físicas, químicas e biológicas da água, levando em consideração a hidromorfologia, a estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Nessa perspectiva, a USEPA recomenda a utilização de abordagens multimétricas que informem a riqueza de espécies, a composição trófica, a abundância e a biomassa de diversos tipos de bioindicadores (peixes, macrófitas, fitoplâncton, dentre outros) (Pizzela e Souza, 2007).

Na Europa, a instituição da Diretiva Quadro da Água (DQA), pela Comissão Europeia, define classes de enquadramento para águas com base no potencial ou estado ecológico e estabelece a necessidade de uniformização de coletas e análises de dados. Assim, a DQA fixa prazo até 2015 para que os países membros atuem a fim de alcançar o bom estado ecológico e o bom estado químico da água (EC, 2005). A Diretiva também lista e recomenda sobre a escolha de parâmetros biológicos, hidromorfológicos e físicos e químicos para comporem a avaliação da qualidade da água, que devem ser escolhidos de acordo com as condições locais.

A DQA considera a qualidade ecológica das águas uma expressão da estrutura e funcionamento das comunidades, levando em consideração elementos biológicos (fitoplâncton, macrófitas, fitobentos, invertebrados bentônicos, peixes), hidromorfológicos, físicos e químicos que dão suporte aos elementos biológicos, além de poluentes específicos.

Desse modo, para sua implementação, e conseqüente definição do “estado ecológico”, a DQA define tipologias para corpos de água, sistema de avaliação dos elementos de qualidade ambiental, programas de monitoramento e condições ecológicas de referência. Para avaliar a qualidade da água

e facilitar a comparação entre diversos programas de monitoramento, foram definidos cinco níveis de classificação, que variam de excelente a ruim (classes I a V). Essas classes são definidas para cada elemento de qualidade do estado ecológico (indicadores biológicos, físicos e químicos e hidromorfológicos), para enfim se chegar a uma avaliação global da qualidade ecológica (Quadro 3.2).

De acordo com a DQA, a classificação do estado ecológico das categorias de águas de superfície será feita com base no melhor dos valores dos resultados de monitoramento biológico e físico-químico dos elementos de qualidade pertinentes, o qual será classificado como “Excelente”. Assim, os resultados de avaliação biológica deverão ser expressos utilizando uma escala numérica de 0 (zero) a 1(um), chamada "relação qualidade ecológica” (EQR). O valor 1 (um) representa condições de referência e valores próximos de 0 (zero) representam estado ecológico ruim, facilitando assim a comparação entre os diferentes métodos de avaliação da qualidade da água. Resumidamente, a EQR pode ser definida como a representação da razão entre o valor do parâmetro biológico observado para uma dada massa de água de superfície e do valor esperado para as condições de referência (EC, 2007).

Quadro 3.2: Classificação da qualidade ecológica para rios, lagos, águas transitórias e costeiras de acordo com a Diretiva Quadro da Água da União Europeia (2000/60/CE).

Estado excelente: Nenhuma (ou muito pouca) alteração antropogênica nos valores dos parâmetros físicos e químicos e hidromorfológicos do corpo de água em relação aos normalmente associados a esse tipo em condições não perturbadas. Os valores dos parâmetros biológicos do corpo de água refletem os normalmente associados a esse tipo em condições não perturbadas e não apresentam qualquer distorção ou mostram apenas uma ligeira diferença.	
Estado bom: os valores dos parâmetros biológicos do corpo de água apresentam níveis baixos de distorção, resultantes das atividades humanas, desviando-se ligeiramente dos normalmente associados ao tipo de corpo de água em condições não perturbadas.	Estado razoável: os valores dos parâmetros biológicos do corpo de água apresentam sinais moderados de distorção, resultantes das atividades humanas, e são significativamente mais perturbados do que em condições próprias do bom estado ecológico. Os valores desviam-se moderadamente dos normalmente associados ao tipo de corpo de água em condições não perturbadas.
Estado insatisfatório: as águas são classificadas como insatisfatórias quando apresentarem alterações consideráveis dos valores dos elementos de qualidade biológica referente ao tipo de corpo de água em questão e em que as comunidades biológicas desviam substancialmente das normalmente associadas a esse tipo de corpo de água em condições não perturbadas.	Estado ruim: serão classificados como ruins os corpos de água que apresentarem alterações graves dos valores dos elementos de qualidade biológica referente ao tipo de corpo de água em questão e em que estejam ausentes grandes porções das comunidades biológicas relevantes normalmente associadas às condições não perturbadas.

Fonte: Sobral *et al.* (2008).

3.2. IMPORTÂNCIA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA COMO INDICADORA DAS CONDIÇÕES DOS AMBIENTES AQUÁTICOS

3.2.1. Fitoplâncton: Características Gerais

O fitoplâncton é componente de base da cadeia alimentar, servindo como alimento para o zooplâncton, fauna bentônica e peixes; além disso, produz biomassa, e em função de sua rápida taxa de reprodução, as mudanças físicas e químicas na água são facilmente percebidas pela abundância ou não de espécies. Como a composição da comunidade fitoplanctônica afeta o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, é extremamente importante conhecer quais fatores governam sua dinâmica (Brasil e Huzsar, 2011).

O fitoplâncton compõe um grupo polifilético de micro-organismos fotossintetizantes (algas, cianobactérias) e diferem uns dos outros por características que definem suas taxas máximas de produção, tais como: quantidade e qualidade de pigmentos e relação entre volume e superfície celular. De acordo com Reynolds (2006), estimava-se, na época, a existência de cerca de quatro mil espécies de fitoplâncton marinho e, provavelmente, o mesmo número aproximado para o fitoplâncton de corpos de água continentais.

Apesar das diferenças climáticas, o fitoplâncton em regiões temperadas e tropicais possui semelhança, com composição taxonômica de complexidade similar e com presença de espécies cosmopolitas; entretanto, regiões tropicais possuem maior riqueza de espécies (Esteves, 2011; Bozelli e Huszar, 2003). A principal diferença da composição do fitoplâncton entre lagos de regiões temperadas e tropicais diz respeito às variações dos fatores ambientais (temperatura, oferta de nutrientes e luminosidade). Por exemplo, nas regiões temperadas as variações sazonais são bem delimitadas, enquanto nas regiões tropicais isso não é verificado. Assim, em lagos tropicais pode ocorrer maior variação intrasazonal na extensão da camada de mistura, ao contrário das regiões temperadas, em que as variações são bem definidas em cada estação climática (Lewis, 1996).

As principais divisões/filos do fitoplâncton de água doce são: Cyanophyta, Bacillariophyta, Chrysophyta, Cryptophyta, Euglenophyta, Dinophyta e Chlorophyta (Esteves, 2011; Reynolds, 2006). Além da classificação taxonômica, o fitoplâncton pode ser classificado de acordo com o tamanho dos organismos, que pode variar de 0,2 μm (picoplâncton) a 2mm (macroplâncton). No entanto, os limites de tamanho variam de autor para autor (Esteves, 2011). Os organismos

fitoplancônicos podem também ser classificados quanto à morfologia: unicelular, colonial ou filamentosos.

O fitoplâncton pode ser limitado principalmente pela presença ou ausência de luz e nutrientes, além de aspectos morfológicos que permitam adaptações ao meio (resistência à sedimentação, turbulência ou difusão). Assim, para prolongar sua sobrevivência na coluna d'água, os organismos do fitoplâncton podem apresentar especializações, como: bainha mucilaginosa, flagelos, formação de gotículas de óleo, formação de vacúolos de gás, esporos e filamentos para aumento da superfície de contato, formação de colônias, número e disposição de células e formação de estruturas silicosas (Esteves, 2011; Brasil e Huzsar, 2011).

Em águas continentais, podem ser encontrados representantes de praticamente todos os grupos fitoplancônicos, porém a predominância de um ou outro grupo depende, principalmente, das características presentes no ambiente. Tanto em rios como em lagos, as espécies variam de acordo com a disponibilidade de luz e nutrientes, assim, a composição do fitoplâncton em rios pode ser a mesma de lagos rasos, turvos ou turbulentos em regiões tropicais, por exemplo, (Rojo *et al.*, 1994 apud Soares *et al.*, 2007; Soares *et al.*, 2007; Esteves, 2011).

Além da disponibilidade de nutrientes e luz, fatores tais como características físicas, químicas e biológicas (por exemplo: herbivoria, parasitismo, densidade específica dos organismos, composição química do meio, turbulência da água, taxa de renovação da água, temperatura) ou associação de mais de uma dessas variáveis, influenciam a variação temporal e espacial dos organismos fitoplancônicos), podendo alterar a composição das comunidades (Litchman *et al.*, 2003; Esteves, 2011). Essas sensibilidades do fitoplâncton o tornam um indicador biológico suscetível a alterações ambientais, como a eutrofização (Coutinho *et al.*, 2012). Além da eutrofização, a agricultura, urbanização e superexploração da água contribuem para aumentar a severidade do impacto exercido pela ação humana sobre o fitoplâncton, e por sua vez, sobre o funcionamento de todo o ecossistema aquático.

Dessa forma, as alterações na composição das comunidades fitoplancônicas, assim como na densidade ou volume dos organismos, são bons indícios de alterações no ambiente, posto que a distribuição das espécies no ambiente reflete aspectos da variação da qualidade ambiental. Por isso, o estudo de parâmetros bióticos avaliam mudanças ambientais ao longo do tempo, ao contrário das medidas físico-químicas, que somente refletem o momento da coleta (Salmaso *et al.*, 2012; Carraro,

2009; Margalef, 1983). Por isso, o acompanhamento das flutuações temporais e espaciais da comunidade fitoplanctônica em termos de estrutura e funcionamento permite avaliar as alterações na qualidade da água, como aumento ou diminuição da concentração de nutrientes, pH, luminosidade, transparência, dentre outras alterações nas condições ambientais.

3.2.2. Fitoplâncton como indicador de condições ambientais

As relações entre qualidade de água e organismos fitoplanctônicos vem sendo estudadas desde o século 19 (Dokulil, 2003), sendo a saprobidade um dos primeiros sistemas de classificação, já utilizados no início do século 20. Desde então diversos sistemas e, mais recentemente, índices vêm sendo elaborados para avaliar qualidade da água ou ecossistemas a partir da observação de organismos indicadores (Dokulil, 2003).

Diversos autores têm procurado ligar as associações de comunidades fitoplanctônicas com diferentes condições ambientais (Reynolds *et al.*, 2002; Weithoff, 2003; Mieleitner *et al.*, 2006; Padisák *et al.*, 2009). Brasil e Huszar (2011) afirmam que não é recente a tentativa de agrupar o fitoplâncton em categorias para compreender sua estruturação e funcionalidade em diferentes condições ambientais. Hutchinson (1967) (apud Brasil e Huszar, 2011), já na década de 1960, tentou relacionar as grandes classes taxonômicas do fitoplâncton com o estado trófico e outras variáveis físicas e químicas de lagos.

Muitos estudos vêm correlacionando a composição do fitoplâncton a fatores ambientais com o objetivo de propor modelos e padrões para lagos e reservatórios de diferentes estados tróficos (Moura *et al.*, 2007). E, conforme afirma Reynolds *et al.* (2002), comunidades e assembleias são indicadores mais confiáveis das condições de habitat do que somente a presença ou ausência de alguma espécie componente do ecossistema.

Devlin *et al.* (2009) consideram que os esquemas de classificação para fitoplâncton baseados em suas respostas específicas às condições ambientais são fundamentais para a compreensão dos efeitos do enriquecimento de nutrientes e alterações do ambiente físico verificados nas repostas fitoplanctônicas. Esteves (2011) ressalta ainda a importância de que levantamentos envolvendo a comunidade fitoplanctônica na determinação de estados tróficos devem ser realizados a partir de estudos de longo prazo, uma vez que as mesmas características que fazem do fitoplâncton bons

indicadores de alterações ambientais (ciclo de vida curto e rápida geração), podem induzir a conclusões errôneas, quando verificadas apenas alterações pontuais, em curtos períodos.

Reynolds *et al.* (2002) definem o termo “assembleias fitoplanctônicas” como um grupo de espécies que respondem similarmente a um único conjunto de condições ambientais, mesmo quando não ocupam o mesmo nicho no ambiente aquático. Assim, as assembleias designam um grupo funcional baseado nas adaptações especializadas e suas exigências nutricionais, de luminosidade, dentre outras condições ambientais. E, a um mesmo grupo funcional, podem estar relacionados vários táxons.

Para a aplicação do conceito de assembleias fitoplanctônicas, Reynolds *et al.* (2002) destacam como princípios que a maioria das espécies tem uma distribuição cosmopolita ou mesmo onipresente, e, algumas espécies podem ser mais sensíveis a certas propriedades ou circunstâncias ambientais (tais como deficiência ou excesso de nutrientes, luz e carbono). Essas características podem enfraquecer as performances das espécies mais sensíveis em comparação com as que são mais tolerantes a essas mesmas propriedades ou circunstâncias.

Assim, quanto mais tempo certas propriedades estiverem presentes, pior é a sobrevivência dos mais sensíveis e relativamente melhor é a sobrevivência dos mais tolerantes. Desse modo, em ambientes mais equilibrados, mais espécies poderão, potencialmente, operar com sucesso, mas a partir do momento em que condições limitantes para espécies menos tolerantes tornam-se mais severas, os sobreviventes tornam-se mais previsíveis.

Sugere-se que há relação entre as associações desses organismos e o tamanho/profundidade do lago, regime de mistura, turbidez, disponibilidade de nutrientes, disponibilidade de luz e de carbono (CO₂), entre outros fatores. Reynolds *et al.* (2002) procuraram consolidar uma visão de que a ecologia de fitoplâncton será beneficiada com a adoção de um esquema alternativo de "reconhecimento", com base na representação das associações funcionais de espécies. Assim, as espécies podem ser selecionadas ou excluídas com base nas características adaptativas, mesmo aquelas que não são específicas para um ou alguns grupos filogenéticos.

O uso da classificação do fitoplâncton em grupos funcionais é interessante para a compreensão de porque certas espécies são mais favorecidas do que outras numa assembleia, ou porque a composição de espécies planctônicas varia no tempo e espaço. Outra vantagem é que a semelhança

de assembleias planctônicas em lagos que apresentam características similares, assim como as diferenças na estrutura das assembleias em lagos de tipos diferentes, permite fazer previsões válidas ou, pelo menos, possibilita fazer extrapolações sobre a estrutura do fitoplâncton, o que pode ser de grande valia para a avaliação da qualidade da água (Reynolds *et al.*, 2002; Mieleitner *et al.*, 2008). Um fator a ser considerado nas classificações do fitoplâncton é que, geralmente, comunidades analisadas em termos de grupos funcionais também têm comportamento mais previsível que aquelas analisadas somente em termos de composição de espécies (Hay, 1994 apud De Leo e Levin, 1997).

Portanto, na definição dos grupos funcionais deve-se considerar uma espécie em termos de sua ocorrência, frequência, abundância, variação no tempo e no espaço, sendo fundamental trabalhar com a população e suas relações com o ambiente, e não considerando apenas o indivíduo isoladamente dentro do contexto biológico e ambiental (Senna e Magrin, 1999).

Reynolds, em seu estudo inicial identificou 14 grupos funcionais de algas (Quadro 3.3), os quais se baseiam não apenas nos traços funcionais dos organismos, mas também nas condições ambientais sob as quais as espécies fitoplanctônicas devem ocorrer, indicando ainda possíveis padrões de co-ocorrência (Reynolds *et al.*, 2002; Weithoff, 2003).

A abordagem prosseguiu evoluindo e novos grupos funcionais foram adicionados. Padisák *et al.* (2009) apresentaram uma consolidação da proposta de Reynolds *et al.* (2002), assinalando os usos da referida abordagem e seus equívocos e atualizando a lista para 40 grupos funcionais.

De acordo com Padisák *et al.* (2009), o sucesso da classificação de grupos funcionais proposta por Reynolds *et al.* (2002) se deve a três principais razões:

- simplicidade para agrupar espécies com características ecológicas similares;
- maior utilidade para atender propósitos ecológicos do que longas listas taxonômicas;
- simplicidade da classificação em grupos funcionais, atendendo às necessidades para implementação da DQA - Diretiva Quadro da Água da União Europeia (Water Framework Directive - WFD), que estabelece padrões de qualidade da água e limites de emissão para a indústria e para a agricultura na Europa.

Entretanto, Padisák *et al.* (2009) alertam que a aparente simplicidade desse sistema de classificação pode gerar interpretações errôneas se as bases teóricas da classificação funcional forem ignoradas, principalmente para uso de agências ambientais, pois mesmo experientes ecólogos podem alocar

espécies em grupos errados. Mieleitner *et al.*(2008) alertam para a dificuldade relacionada à decisão sobre qual abordagem de grupo funcional (divisão taxonômica, propriedades morfológicas, etc.) pode ser mais adequada para um determinado corpo de água. Além do mais, grupos funcionais definidos para um tipo de sistema lacustre podem não ser adequados para outro, o que reforça a necessidade de regionalização para os estudos envolvendo fitoplâncton.

Quadro 3.3: Exemplos de grupos funcionais propostos por Reynolds *et al.* (2002), com representantes típicos, habitats, tolerâncias e sensibilidades.

Códigos	Habitats	Representantes típicos	Tolerâncias	Sensibilidades
A	Lagos claros, bem misturados, pobres em nutrientes.	<i>Urosolenia</i> , <i>Cyclotella comensis</i> .	deficiência de nutrientes	aumento do pH
D	Corpos aquáticos rasos, túrbidos, enriquecidos, incluindo rios.	<i>Synedra acus</i> , <i>Nitzschia spp.</i>	escoamento	depleção de nutrientes
N	Epilímnio mesotrófico	<i>Tabellaria</i> , <i>Cosmarium</i> , <i>Staurodesmus</i> .	deficiência de nutrientes	estratificação, aumento pH.
P	Epilímnio eutrófico	<i>Fragilaria crotonensis</i> , <i>Aulacoseira granulata</i> , <i>Closterium aciculare</i> , <i>Staurastrum pingue</i> .	luz moderada deficiência C	estratificação, depleção de Si.
S1	Camadas de mistura túrbidas	<i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Limnothrix redekei</i> , <i>Pseudanabaena</i> .	Deficiência de luz	escoamento
S_N	Camadas de mistura quente	<i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Anabaena minutissima</i> .	Condições deficientes de luz e N	escoamento
X1	Camadas de mistura rasas em condições enriquecidas	<i>Chlorella</i> , <i>Ankyra</i> , <i>Monoraphidium</i> .	estratificação	deficiência de nutrientes, herbivoria.
Y	Lagos geralmente pequenos, e enriquecidos.	<i>Cryptomonas</i>	condições de baixa luz	fagotróficos
J	Lagos, tanques e rios rasos e enriquecidos.	<i>Pediastrum</i> , <i>Coelastrum</i> , <i>Scenedesmus</i> , <i>Golenkinia</i> .		condições de baixa luz
K	Coluna d'água rasa, rica em nutrientes.	<i>Aphanothece</i> , <i>Aphanocapsa</i>		mistura profunda
Lo	Epilímnio de verão em lagos mesotróficos	<i>Peridinium</i> , <i>Woronichinia</i> , <i>Merismopedia</i> .	Condições de nutrientes segregados	deficiência de CO ₂ , mistura prolongada ou profunda
Lm	Epilímnio de verão em lagos eutróficos	<i>Ceratium</i> , <i>Microcystis</i>	Concentrações muito baixas de C	mistura, baixas condições de luz

Brasil e Huzsar (2011) fizeram uma breve análise dos grupos funcionais propostos por Reynolds *et al.* (2002) aplicados a ecossistemas aquáticos continentais brasileiros. Nesse estudo, concluíram que diferentes tipos de ecossistemas (rios, lagos, estuários, reservatórios) compartilham grupos funcionais similares quando apresentam estados tróficos similares. Nessa abordagem, enfocaram exclusivamente nos traços funcionais mais frequentemente considerados para definir os grupos do fitoplâncton, com ênfase na morfologia, luz, nutrientes e principais processos de perda (escoamento hidráulico, sedimentação, herbivoria e parasitismo).

Afirmam ainda, Brasil e Huzsar (2011), que a análise considerando grupos funcionais é uma potencial ferramenta para sintetizar os tipos de comunidades em ecossistemas aquáticos brasileiros, levando-se em consideração o tipo de ambiente e seu estado trófico. Entretanto, apontam como deficiências da proposta de Reynolds *et al.* (2002): (i) alguns agrupamentos apresentados foram propostos com base no conhecimento dos autores, portanto de forma subjetiva; (ii) possibilidade de classificação taxonômica errônea, o que pode resultar em uma inclusão equivocada das espécies em determinado grupo e, conseqüentemente, em conclusões errôneas; (iii) a inclusão de novas espécies (aquelas que não estão presentes nos representantes típicos sugeridos pelos autores) em um determinado grupo depende das características do habitat onde as mesmas são encontradas; posteriormente, o habitat é interpretado a partir dos grupos funcionais nele encontrado, seguindo um raciocínio cíclico quando se vai testar a adequação do esquema de classificação nos grupos funcionais.

Verifica-se, portanto, que na utilização do fitoplâncton como indicador de qualidade da água é necessário identificá-lo e classificá-lo adequadamente. Segundo Senna e Magrin (1999), a utilização de características fisiológicas e bioquímicas (sensibilidade à luz/salinidade; composição ou proporção de pigmentos e outras atividades fisiológicas), genéticas (conteúdo de DNA, razão guanina/citosina, como exemplos), ultracelulares (posição dos tilacóides; presença e distribuição de poros na parede celular, corpúsculos intracitoplasmáticos, entre outros) e ecológicas (produção de toxinas e outras substâncias em reação ao estresse ambiental, como exemplo), levou a uma reinterpretação total de muitos dos gêneros, famílias e ordens anteriormente consideradas.

No que se refere à classificação baseada em estratégia de vida, Mieleitner *et al.* (2008) também alertam para dificuldades em assegurar que a espécie pertence a um determinado grupo na hora da classificação. Além disso, os conceitos descrevem um *continuum* entre os extremos e, portanto, é difícil para delinear limites fixos entre os grupos. Os autores lembram ainda que os grupos baseados

em estratégia de vida podem não cobrir todos os aspectos que demonstraram ser importantes nas respostas do fitoplâncton (por exemplo, a motilidade ou a necessidade de sílica para alguns organismos).

Ainda em relação à classificação funcional do fitoplâncton, Weithoff (2003), apresentou uma proposta baseada em traços e diversidade funcionais. Os traços funcionais afetam a aptidão das espécies, podendo ser: morfológicos (ex. forma, tamanho), fisiológicos (ex. concentração e composição de pigmentos fotossintéticos, capacidade de fixação de nitrogênio, produção de toxinas), comportamentais (por ex. mixotrofia e motilidade) e de história de vida (ex. reprodução assexuada/sexuada e produção de estágios de dormência). Os traços descritos por Weithoff (2003) são: tamanho, fixação de nitrogênio, demanda por sílica, fagotrofia, mobilidade e forma.

Segundo Weithoff (2003), a diversidade funcional, reflete a multiplicidade funcional dentro de uma comunidade ao invés da simples quantidade de espécies; assim, uma medida simples da diversidade funcional é o número de tipos funcionais ocorrendo simultaneamente. E, segundo Brasil e Huzsar (2011), a partir da perspectiva funcional, surge o interesse em classificar espécies em grupos que se relacionam diretamente com as funções do ecossistema.

A essa classificação proposta por Weithoff (2003), Mieleitner *et al.* (2008) fazem uma crítica alertando que além das propriedades descritas existem outras importantes, tais como: afinidade por fosfato e dependência de temperatura e luz, que não podem ser derivadas daquelas descritas inicialmente.

Mieleitner *et al.* (2008) propuseram um sistema de classificação com base na análise de dados em 3 lagos suíços com diferentes níveis de trofia, utilizando as divisões taxonômicas onde cada grupo foi subdividido em subgrupos baseados nos padrões de ocorrência das espécies (agrupamento das similares). As espécies, no entanto, podem apresentar padrões de ocorrência similares, mas possuem diferentes traços funcionais. Por isso a segunda etapa desse esquema de classificação consiste em combinar a análise de dados com o conhecimento biológico das espécies. No último estágio da análise, os grupos de ocorrência são agregados para além dos limites taxonômicos, baseados na similaridade dos traços chave das espécies (taxas de crescimento, constantes de semisaturação para luz e fósforo, requerimentos por sílica, velocidade de sedimentação e habilidade para fixar nitrogênio).

Salmaso e Padisák (2007), com base no estudo de dois lagos europeus profundos, propuseram uma classificação adotando como critérios para discriminar os grupos a motilidade, a capacidade potencial para obter carbono e nutrientes por mixotrofia, requerimentos específicos de nutrientes, o tamanho e forma, e a presença de envoltório mucilaginoso. Esse critério resultou na diferenciação de 31 grupos.

Kruk *et al.* (2010) propuseram uma classificação funcional do fitoplâncton baseada na morfologia dos organismos utilizando dados da comunidade fitoplanctônica do lago Rodó, em Montevideu, Uruguai. Para validar a seleção desses traços morfológicos, os autores analisaram sua relação com traços fisiológicos (ex. taxa máxima de crescimento) e com dados demográficos (ex. biomassa média da população). O novo sistema proposto não requer conhecimento de traços fisiológicos das espécies, condicionamento ambiental e afiliação taxonômica, e foi denominada como CFBM - Classificação Funcional Baseada na Morfologia. Os autores observaram ainda que os Grupos Funcionais Baseados na Morfologia, classificados de acordo com CFBM, podem ser mais bem relacionados às condições ambientais do que os grupos funcionais propostos por Reynolds *et al.* (2002) ou grupos filogenéticos.

Portanto, o agrupamento de organismos fitoplanctônicos com base em traços funcionais permite prever ou explicar a estrutura das comunidades e suas respostas às condições ambientais, permitindo uma ligação entre ecologia de comunidades e ecologia de ecossistemas (Brasil e Huzsar, 2011).

Outra questão sobre o uso de fitoplâncton como elemento biológico para avaliação da qualidade da água, segundo Domingues *et al.* (2008) é a necessidade de desenvolvimento de uma estratégia de amostragem que seja representativa, isto é, abranja vários períodos, sob o risco de se fazer uma sub- ou superavaliação por causa de alterações pontuais do fitoplâncton. Os mesmos autores também alertam para as falhas de identificação e quantificação do nano e picofitoplâncton, visto que o método mais usual com uso de câmaras de contagem em microscópio invertido os valores desses grupos podem ser subestimados.

Desse modo, o trabalho com os grupos funcionais pode auxiliar na previsão das distribuições e dinâmicas de populações naturais, refletindo a integridade do ecossistema. O fitoplâncton torna-se, assim, uma ferramenta para determinar a qualidade da água, além de prever alterações, antecipando um problema ambiental antes mesmo que ele se intensifique (Reynolds, 2000;

Martinez-Crego *et al.* 2010). Entretanto, Cabecinhas *et al.* (2009) alertam para o fato de que apesar de o fitoplâncton reagir a diversas influências ambientais e por isso serem usados como indicadores ecológicos, é necessária uma análise cuidadosa para distinguir entre efeitos naturais e distúrbios provocados por ações antropogênicas.

3.3. ÍNDICES DE INTEGRIDADE BIÓTICA

3.3.1. Índices de Integridade Biótica: histórico, conceitos e desenvolvimento.

Desde o século 19, índices bióticos vêm sendo desenvolvidos utilizando diferentes organismos aquáticos (bactérias, protozoários, plâncton, macroinvertebrados bentônicos, peixes e insetos), com o intuito de monitorar e quantificar as condições ambientais (Karr, 1981; Togoro, 2006).

Desde a década de 1960, diversos índices multimétricos, isto é, aqueles que são compostos por diferentes métricas que caracterizam o ambiente em estudo, representando indivíduos, população, comunidade ou assembleias vêm sendo aplicados, principalmente na Europa e nos Estados Unidos, para avaliar a qualidade da água. Esses índices constituem ferramentas de avaliação biológica da integridade ecológica de ecossistemas aquáticos, e são utilizados rotineiramente em programas de monitoramento biológico em países como Estados Unidos, Alemanha, França e Áustria. Entretanto, a grande diversidade de índices dificulta a comparação entre os resultados (Oliveira *et al.*, 2008; Huggins e Moffet, 1988; Ferreira *et al.*, 1996).

O desenvolvimento desse tipo de índice, muitas vezes é baseado na comparação entre áreas livres de influência humana, consideradas como referenciais e áreas sujeitas a impactos da atividade humana (Oliveira *et al.*, 2008), ou seja, utilizam-se de princípios de aproximação com condições de referência (Quartaert, 2011). Ao considerar os indicadores como respostas às variáveis que são difíceis de mensurar, assume-se a existência de um padrão ideal – isto é, uma avaliação da “verdadeira” condição ambiental comparada aos resultados encontrados (Murtaugh e Pooler, 2005). Assim, sistemas imaculados ou minimamente alterados podem ser utilizados como referência para comparação com outros sistemas, e a correlação com distúrbios antrópicos são características desejáveis de um indicador (Murtaugh e Pooler, 2005).

O termo Índice de Integridade Biótica – IIB – foi proposto inicialmente por James Karr, ecólogo da universidade de Illinois, no início da década de 1980, ao apresentar a descrição de um procedimento

multimétrico para monitorar recursos aquáticos utilizando como bioindicadores peixes de rios e riachos do meio-oeste dos Estados Unidos (Karr, 1981; Jaramillo-Villa e Caramaschi, 2008; Togoro, 2006; Lacouture, 2006). A partir de então, os índices de integridade biótica vêm sendo testados e adaptados para comunidades de ambientes distintos, e além de peixes, outros organismos passaram a serem utilizados como bioindicadores, como pássaros, anfíbios, macrófitas aquáticas, perifiton e fitoplâncton. (Oliveira *et al.*, 2008; Jaramillo-Villa e Caramaschi, 2008; Lacouture *et al.*, 2006).

O IIB tem o intuito de avaliar as condições dos ambientes a partir de uma análise holística e integrativa de diferentes atributos biológicos - as métricas, que são escolhidas com base no que elas refletem de respostas dos organismos às alterações ambientais e devem ser capazes de discriminar entre mudanças causadas por atividades antrópicas e/ou variabilidade ambiental (Westra *et al.*, 2000).

Índices bióticos expressam numericamente, a partir da avaliação de bioindicadores sensíveis a determinadas condições ambientais, a complexidade das mudanças ocorridas numa comunidade. A aplicação de índices bióticos pode ser mais rápida e fácil que outros métodos biológicos, tornando-os assim úteis em programas de avaliação rotineiros (Graça *et al.*, 1998).

Um índice biótico multimétrico integra múltiplos indicadores biológicos (individuais, populacionais, comunidades e ecossistemas) a fim de avaliar os efeitos de múltiplos impactos, agregando medidas biológicas individuais em um único valor que pode ser usado para avaliar a condição geral de um local em relação a ambientes sem perturbações; assim, o índice pode classificar entre excelente e ruim (Hering *et al.*, 2006; Karr, 2006). Posto isso, espera-se que as métricas reflitam respostas específicas e previsíveis da comunidade de acordo com as atividades humanas, tanto para um único fator de impacto quanto para os efeitos cumulativos de múltiplos danos antrópicos dentro de uma bacia hidrográfica.

Martinez-Crego *et al.*(2010) classificam os índices bióticos em quatro tipos de acordo com a abordagem que fazem em relação ao tipo de métricas que utilizam:

- índices que utilizam atributos funcionais ou estruturais de espécies sentinelas/bioindicadores;
- índices que utilizam atributos estruturais no nível de comunidade (ex.: índices baseados em número, dominância e abundância de espécies, índices multimétricos de integridade biótica);

- índices que utilizam atributos funcionais no nível de comunidade (ex.: classificação de grupos funcionais);
- índices que utilizam índices agregativos com base em informações recolhidas de diferentes comunidades (baseados na agregação de outros índices, conceito semelhante a índices multimétricos).

Diferentes métricas tem provado serem bastante úteis na avaliação das condições locais de um sistema aquático, tais como: riqueza de espécies, táxons indicadores (tolerantes e intolerantes); abundância relativa de espécies indicadoras e outros grupos ecológicos; presença de espécies alienígenas, dentre outras (Westra *et al.*, 2000). Segundo Hering *et al.* (2006), os seguintes tipos de métricas podem ser distinguidos:

- Métricas de composição / abundância: métricas que indicam a proporção relativa de um táxon ou grupo taxonômico em relação ao seu número total ou abundância, respectivamente (ex.: abundância relativa de cianobactérias; densidade de espécie dominante); Métricas de riqueza / diversidade: métricas que indicam o número de espécies, gêneros ou táxons dentro uma determinada entidade taxonômica (ex.: diversidade de espécies, riqueza de espécies);
- Métricas de sensibilidade / tolerância: métricas relacionadas ao táxon conhecido por responder com sensibilidade ou tolerância a um estressor, utilizando a presença / ausência ou abundância (ex.: abundância relativa de cianobactérias; densidade de cianobactérias; biomassa de cianobactérias);
- Métricas funcionais: todas as métricas que abordam a função ecológica do táxon (para além da sua sensibilidade ao estresse), tais como os tipos de alimentação, habitat, preferências pelo tipo de ecossistema, parâmetros do ciclo de vida, parâmetros biométricos, podendo basear-se em abundância (ex.: abundância relativa de cianobactérias; densidade de cianobactérias; biomassa de cianobactérias; classes de tamanho; classes algais, grupos funcionais).

A escolha das métricas que compõe um índice biótico pode ser feita por meio de seleção estatística com intuito de verificar a sensibilidade de cada métrica, ou por meio de escolhas baseadas em julgamento de especialista. Porém, como alertam Hering *et al.*(2006), a seleção estatística consolida métricas mais confiáveis que aquelas escolhidas por julgamento de especialistas, os quais estão sujeitos a avaliações subjetivas.

A partir desses conceitos, Hering *et al.* (2006) descreveram os princípios do desenvolvimento de índices multimétricos em cinco passos, sendo eles:

1 - Seleção da forma do índice multimétrico: dependendo de propósito, tipo de ecossistema, organismos, grupo e de dados disponíveis os índices multimétricos podem ter uma abordagem geral, isto é, uma avaliação que reflète de forma geral a integridade de um ecossistema, ou serem específicos aos tipos de estressores, utilizando métricas que demonstram de maneira mais contundente determinado tipo de impacto. Entretanto, índices multimétricos que apresentem respostas características a determinados estressores só pode ser desenvolvido se o conjunto de dados de desenvolvimento incluírem dados ambientais refletindo diferentes tipos de estresse específicos, se diferentes gradientes ambientais estiverem presentes no conjunto de dados e se a auto-ecologia do grupo de organismos alvo for bem conhecida.

2 - Seleção e cálculo das métricas: essa etapa envolve outros procedimentos, quais sejam:

- Exclusão de métricas numericamente inadequadas: a fim de reduzir longas listas de métricas deve-se identificar e excluir aquelas medidas numericamente inadequadas, por exemplo, aquelas com um a série de valores restrita ou que contenham muitos “outliers”;
- Definição de um gradiente: é mandatório definir de acordo com o tipo de ecossistema avaliado uma classificação de acordo com o quanto o resultado obtido se aproxima ou se distancia das condições de referência. O gradiente de avaliação pode ser uma medida continua de classes (por exemplo: excelente, bom, mediano, ruim e péssimo);
- Correlação de gradientes estressores e métricas: uma parte importante do processo é correlacionar as métricas aos gradientes estressores, a fim de se localizar diferenças significativas entre diferentes “status” ambientais;
- Seleção de métricas candidatas: na escolha das métricas deve-se avaliar se ela responde aos estressores e possui uma baixa variabilidade natural; além disso, é desejável que a métrica possibilite a distinção entre alterações naturais ou não e apresente uma correlação significativa com os estressores;
- Seleção de métricas fundamentais: as métricas candidatas identificadas como mais robustas e informativas deverão ser analisadas mais cuidadosamente no processo de seleção de métricas fundamentais. Para ser selecionados como uma métrica fundamental dois aspectos importantes devem ser considerados: (1) as métricas devem cobrir os diferentes tipos de abordagem (composição/abundância, riqueza/diversidade, sensibilidade/tolerância, atributos funcionais) e (2)

métricas redundantes (i.e., aquelas que mostram forte intercorrelação uma com a outra) precisam ser excluídas;

- Distribuição de métricas dentro dos tipos de métrica: índices multimétricos bem construídos contêm um número suficiente de métricas de cada tipo (métricas composição/abundância, riqueza/diversidade, sensibilidade/tolerância, funcionais), para assim cobrirem múltiplas dimensões dos sistemas biológicos (cerca de 3 métricas de cada tipo é considerado o ideal);
- Definição de limites superiores e inferiores e escalas: os limites superiores e inferiores que marcam o intervalo de uma métrica, isto é, os valores que estão empiricamente fixadas e definidas para normalização de um resultado da métrica de acordo com as condições de referência, podendo variar de "1" (excelente) a "0" (ruim), por exemplo.. Se os dados de regiões de referência estão disponíveis, o limite superior deve ser definido como um percentual de todos os valores das métricas de referência locais (por exemplo, 95%, 75% ou mediana, dependendo do qualidade dos locais de referência). Se os dados disponíveis para os locais de referência são, em certa medida, incertos, o valor mais elevado observado também pode ser considerado (excluindo as métricas de abundância).

3- Geração de um índice multimétrico: os autores propõem duas formas de se gerar índices multimétricos: uma pela abordagem geral e a outra pela abordagem estressor-específica.

4 - Definir limites de classe: a nota final do índice deve representar a relação entre os valores dos parâmetros biológicos observados e os valores esperados para as condições de referência. Essas classes podem ser subdivididas em categorias correspondentes a vários níveis de impacto (de excelente a ruim, por exemplo).

5 - Interpretação dos resultados: índices multimétrico podem ser facilmente interpretados, o que é considerada como a principal vantagem deste tipo de bioavaliação. No entanto, quando os gestores de recursos hídricos têm pouca experiência esse tipo de ferramenta torna-se necessário incluir um guia para interpretação dos resultados. Assim, é altamente recomendável incluir uma ajuda para interpretação, especialmente se a abordagem geral foi aplicada, isto é, quando não é possível a imediata distinção entre tipos de impacto. Nessa ajuda devem constar os valores a serem esperado sob condições de referência, qual o tipo de estresse a métrica é mais fortemente ligada e, se possível, as medidas de recuperação necessárias para melhorar a métrica.

Numa avaliação do uso e adaptações de índices de integridade biótica em regiões tropicais, Jaramillo-Villa e Caramaschi (2008), ao analisarem as dificuldades de aplicação nas regiões tropicais, encontraram como principais problemas, basicamente, a carência de estudos mais detalhados sobre a estrutura, história de vida e espécies regionais de peixes, o que provavelmente pode ser extrapolado para outras espécies aquáticas, especialmente o fitoplâncton.

Conforme verificaram Jaramillo-Villa e Caramaschi (2008), o desenvolvimento de índices de integridade biótica pode ter bastante eficácia para medir impactos antrópicos, sendo mais simples de avaliar que a simples observação da biodiversidade ou de parâmetros físicos e químicos. Entretanto, para que o mesmo aconteça em países de clima tropical, são necessários estudos regionalizados dos corpos de água, sendo importante a participação e coordenação dos órgãos responsáveis pelo monitoramento e gestão de recursos hídricos na implantação de biomonitoramento da qualidade da água, tanto com uso de peixes quanto utilizando fitoplâncton, nessas regiões.

Segundo Borja *et al.* (2009), na década de 2000, diversos índices bióticos foram desenvolvidos, utilizando diferentes elementos biológicos, entretanto, os esforços agora devem ser dirigidos à consolidação desses índices, por meio de validação, intercalibração e integração. A validação consiste em avaliar a acurácia e precisão do índice, utilizando dados diferentes dos utilizados para desenvolvê-lo, assim como amostras de ambientes perturbados e íntegros. Já a intercalibração de um índice consiste em prever adaptações necessárias para a utilização do índice em diferentes regiões geográficas e habitats. A integração pressupõe a inclusão de diferentes elementos de avaliação, como indicadores físicos e químicos e biológicos.

Martinez-Crego *et al.* (2010) analisaram as fraquezas e pontos fortes dos índices bióticos, pontuando-os de acordo com os requisitos para bioindicadores (relevância para integridade ecológica; aplicabilidade em larga escala; capacidade de detecção precoce; viabilidade de implementação; interpretável frente às condições de referência e capacidade de ligar degradação ambiental a causas).

De acordo com essa avaliação, os índices baseados em um único bioindicador são relevantes para avaliação da integridade biótica, mas pouco capazes de identificar e detectar precocemente a degradação ambiental. Já os índices com múltiplos bioindicadores são eficazes em demonstrar as causas da degradação e detectá-la precocemente. Porém, dos tipos de índices analisados, os únicos

que apresentam pontos positivos em todos os requisitos avaliados são aqueles que agregam informações de diferentes comunidades e os com múltiplos bioindicadores.

Dessa forma, a correta identificação de indicadores adequados para o desenvolvimento de índices de integridade biótica torna-se fundamental na busca pela representação dos dados relativos ao ambiente e interações em um valor representativo. Esses índices poderão facilitar a compreensão da dinâmica do ambiente por parte dos gestores, e assim, contribuir para uma gestão mais eficiente (Togoro, 2006).

3.3.2. Índices de Integridade Biótica do Fitoplâncton

Segundo Wu *et al.* (2012), índices multimétricos têm sido utilizados satisfatoriamente na avaliação de estado ecológico de rios e lagos, inclusive para gerenciamento de ecossistemas. Em relação às espécies indicadoras, Wu *et al.* (2012) afirmam que a utilização de fitoplâncton, comparados a outros indicadores biológicos na avaliação da qualidade de água, pode ser eficiente pelo fato de que algas planctônicas possuem ciclo de vida e tempo de geração curtos, e por isso respondem rapidamente a influências antropogênicas.

As métricas que compõem os índices de integridade biótica do fitoplâncton refletem abordagens que levam em consideração atributos funcionais ou estruturais de espécies bioindicadoras (ex.: abundância relativa de táxons ou espécies); atributos estruturais no nível de comunidade (ex.: índices baseados em número, dominância e abundância de espécies); atributos funcionais no nível de comunidade (ex.: classificação de grupos funcionais), além de variáveis biológicas que avaliam produtividade primária, como *clorofila a* e biomassa.

Os atributos funcionais ou estruturais de espécies bioindicadoras mais utilizados como métricas são, principalmente, aqueles relativos a abundâncias em relação à densidade total do fitoplâncton (indivíduos ou biomassa) de táxons específicos, indicadores principalmente de eutrofização, tais como:

•**Abundância relativa de diatomáceas, clorofíceas, cianofíceas:** métricas frequentemente utilizadas em estudos com índices fitoplancctônicos, pois alguns gêneros/espécies podem apresentar números elevados em ambientes eutrofizados ou serem característicos de ambientes íntegros ou em desequilíbrio. Cianobactérias, por exemplo, vêm sendo consideradas importantes indicadoras do

aumento da concentração de fósforo no meio aquático, e por suas características ecológicas, acabam por diminuir a diversidade no meio (Salmaso *et al.*, 2012).

Segundo Martinez-Crego *et al.* (2009), índices baseados em um único bioindicador, em qualquer nível de organização biológica, são geralmente fáceis de medir e interpretar. Além disso, eles geralmente refletem a integridade global do ecossistema, desde que as espécies escolhidas desempenhem um papel ecológico importante. Porém, eles podem falhar na detecção precoce de distúrbios, porque a diminuição da abundância pode ocorrer em um estágio avançado de deterioração e também pelo fato de não fornecerem informações sobre fatores estressantes causadores. Outro ponto negativo de índices baseados em espécies indicadoras é o fato de que elas podem ter uma distribuição geográfica abrangente, mas não são onipresentes, dificultando as comparações entre diferentes ambientes. Já índices com múltiplos bioindicadores abrangem diversos níveis de organização biológica, e espera-se que forneçam uma visão mais completa da integridade do ecossistema, e assim melhorarem a compreensão do efeito interativo de múltiplos estressores.

As métricas baseadas em atributos estruturais no nível de comunidade levam em consideração a quantidade de espécies e abundâncias relativas dentre espécies, como exemplo mais comuns, cita-se:

● **Índices de Diversidade** - A diversidade de espécies calculada utilizando esses índices leva em conta a riqueza e a abundância total de espécies. Spatharis e Tsirtsis (2010) concluem que a estrutura de comunidades do fitoplâncton fornece informações mais robustas em relação às mudanças devido à eutrofização que o teor de clorofila. Índices de diversidade são utilizados para comparar padrões em diferentes locais ou em diferentes gradientes; também é possível avaliar uma mesma área ao longo do tempo. Entretanto, os valores que esses índices apresentam isoladamente não possuem significado.

● **Equitabilidade de espécies** - A equitabilidade de espécies define a homogeneidade da distribuição de abundância de espécies em uma comunidade e reflete o grau de dominância de determinadas espécies em uma comunidade. Compõem essa métrica um índice de diversidade, comumente utilizado em estudos ecológicos, e a riqueza de espécies. Dessa forma, a equitabilidade será baixa quando há poucas espécies altamente dominantes; assim, a métrica tem valor mais alto em

ambientes oligotróficos e tende a decrescer com o aumento da eutrofização (Spatharis e Tsirtsis, 2010).

•**Riqueza de espécies** – Representa número total de espécies encontradas numa amostragem. Índices de diversidade e índices de equitabilidade (distribuição de espécies) baseados em riqueza de espécies têm sido frequentemente utilizados para medir e descrever a composição da comunidade fitoplanctônica e o impacto da poluição da água nos componentes bióticos (Guo *et al.*, 2010). Assim, riqueza, diversidade e equitabilidade respondem a influências da estrutura da comunidade e funções biológicas dos organismos, porém, não refletem claramente o impacto, em uma espécie particular, da estrutura ou funcionamento da comunidade fitoplanctônica. Por isso, cada um destes índices sozinho não pode dar uma explicação completa sobre a comunidade biótica (Guo *et al.*, 2010).

A principal vantagem destes índices é a sua capacidade de refletir o estado geral do ecossistema. Entretanto, quando se utiliza índices de diversidade, recomenda-se precaução porque são altamente dependentes de fatores naturais (por exemplo, a variabilidade sazonal, tipo de habitat, grandes eventos de recrutamento ou distribuição irregular das espécies) ou considerações metodológicas (por exemplo, tamanho da amostra, metodologia de amostragem, a seleção adequada de locais que representam condições extremas para a validação do índice, os critérios utilizados para definir as condições de referência) (Martinez-Crego *et al.*, 2009). Também podem levar a interpretações errôneas, uma vez que no início do processo de eutrofização em ambientes oligotróficos há um aumento na diversidade de espécies (Danilov e Ekelund, 1999) e ao fato de que diferentes combinações de riqueza de espécies e equabilidade poderiam gerar exatamente o mesmo valor, impossibilitando diferenciar comunidades distintas (Melo, 2008).

As métricas baseadas em atributos funcionais no nível de comunidade levam em consideração nichos ecológicos das espécies, assim como adaptabilidade a ambientes específicos. Dentre esse tipo de métrica, cita-se:

•**Classificação em grupos funcionais** – agrupa espécies com características ecológicas similares. As principais teorias e característica da abordagem utilizando grupos funcionais fitoplanctônicos estão descritas no item 3.2.2.

•**Densidade de fitoplâncton** (mg/L e cel/L³) - Segundo Maulood *et al.* (2011), as medidas de densidade do fitoplâncton são de fácil verificação e são representativas porque seus valores são

diretamente proporcionais à produtividade. Assim, contagens altas que persistem ao longo do tempo podem ser indicativas da alta produtividade e de impactos no corpo d'água (Devlin *et al.*, 2007).

•**Índice de Saprobiidade** – Os sistemas de classificação que levam em consideração a saprobiidade combinam propriedades indicadoras da presença de matéria orgânica biodegradável e as concentrações de oxigênio. Entretanto, a presença de táxons que são muito tolerantes à poluição orgânica nem sempre está associada à existência de poluição por compostos orgânicos, podendo assim levar a conclusões errôneas.

•**Índice de Estado Trófico Fitoplanctônico**: classifica o estado trófico do corpo de água baseado na composição das espécies encontradas (indicador taxonômico).

•**Classes dominantes**: varia de acordo com o tipo de corpo de água e é indicado pelas espécies dominantes no ambiente.

Um aspecto negativo desse tipo de índice é o fato de que a classificação das espécies em diferentes categorias ou grupos ecológicos, e os coeficientes de peso atribuídos a eles muitas vezes são aspectos mais ou menos subjetivos, em que a experiência e conhecimento do cientista desempenham um importante papel. Além disso, a utilização de índices baseados em taxonomia exige um nível adequado de conhecimento, pois demandam identificação ao nível de espécie, e erros nessa identificação pode levar a classificações incorretas e falsas interpretações dos dados (Padisák *et al.*, 2006; Martinez-Crego *et al.*, 2009).

A principal variável biológica verificada no desenvolvimento de índices de integridade biótica do fitoplâncton é a *Clorofila a*, medida, geralmente em mg/L (miligramas por litro) ou µg/L (microgramas por litro). A *Clorofila a* é um pigmento fotossintetizante presente em praticamente todas as células do fitoplâncton, e sua medida é utilizada como indicativo de biomassa, porquanto a taxa de fotossíntese é diretamente proporcional à quantidade de *clorofila a*. Porém, ela representa somente uma fração da biomassa total, pois a concentração celular dela varia dependendo da composição taxonômica, disponibilidade de nutrientes, temperatura e intensidade de luz.

Além disso, espécies heterotróficas não são totalmente representados pelas medições de *clorofila a* (Domingues *et al.*, 2008), pois podem formar picos importantes de abundância associados com outras formas de perturbações, tais como insumos orgânicos alóctones e autóctones, em vez de eutrofização. Portanto, levar em consideração a estrutura da comunidade como um todo, parece ser

uma medida mais representativa da qualidade da água do que *clorofila a* sozinha (Spatharis e Tsirtsis, 2010).

Assim, verificou-se que a utilização de índices de integridade biótica no Brasil ainda é incipiente, especialmente quando se trata de índices fitoplanctônicos, apesar de já existirem diversos estudos com assembleias e comunidades fitoplanctônicas correlacionando-as com aspectos da qualidade da água, assim como a utilização da abordagem de grupos funcionais (Dantas *et al.*, 2012; Fonseca e Bicudo, 2010; Gemelgo *et al.*, 2009).

Posto isso, verifica-se que para o desenvolvimento de índices de integridade biótica do fitoplâncton, com o intuito de monitorar impactos antrópicos no País, são necessários monitoramento adequado dos ecossistemas e estudos regionalizados sobre comunidades e espécies. Westra *et al.* (2000) argumentam ainda que os IIB são valiosos porque proveem cidadãos comuns de informações a partir de indicadores locais significativos que ajudam a promover o entendimento de sua biorregião, além disso, legisladores, gestores e usuários se beneficiariam por poderem apreciar as condições do ecossistema de uma maneira geral por meio de uma medida sintética (Quataert, 2011).

4. METODOLOGIA

Para o desenvolvimento da pesquisa e cumprimento dos objetivos propostos a metodologia descrita a seguir foi utilizada.

4.1. ETAPAS DE DESENVOLVIMENTO

O desenvolvimento deste trabalho ocorreu de acordo com as seguintes etapas (Figura 4.1):

1. Pesquisa bibliográfica e levantamento dos índices bióticos fitoplancônicos que poderiam ser aplicados nos ambientes de estudo;
2. Obtenção dos dados históricos do monitoramento dos lagos Paranoá e Descoberto realizados pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (Caesb) e organização desses em um banco de dados;
3. Seleção dos índices de integridade a serem aplicados e avaliados;
4. Aplicação dos índices bióticos.

O diagrama de desenvolvimento do trabalho é apresentado na Figura 4.1.

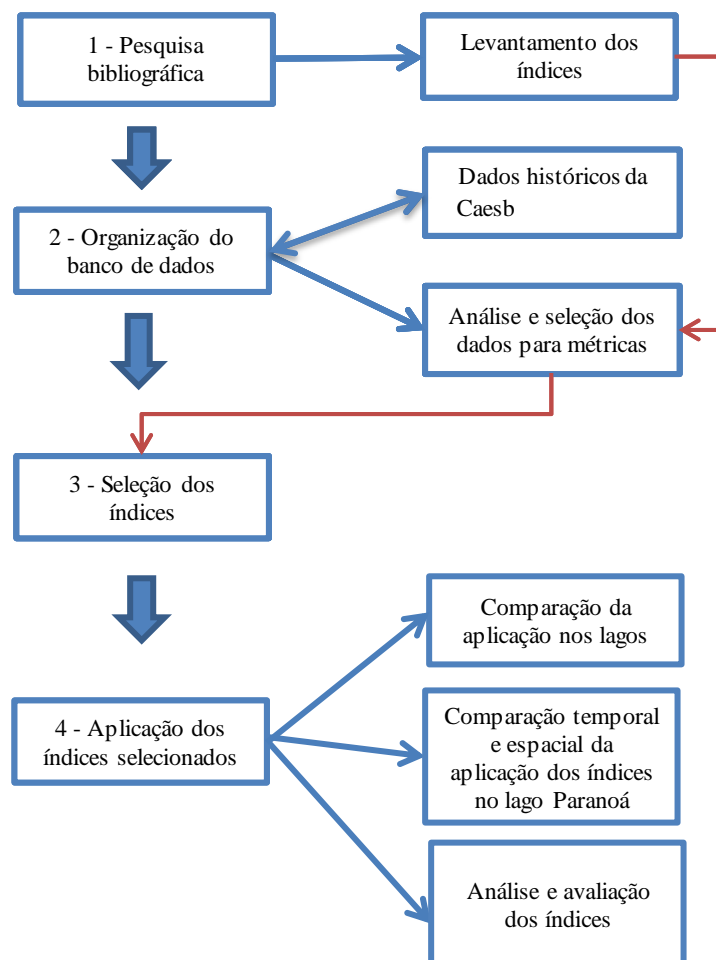


Figura 4.1: Diagrama das etapas de desenvolvimento da pesquisa.

4.2. Descrição e Caracterização das Áreas de Estudo

4.2.1. Lago Paranoá

O lago Paranoá foi projetado com os objetivos de equilibrar a umidade do ar, servir de área de recreação e paisagismo, além de geração de energia, e foi uma das primeiras obras da cidade. Sua formação começou com o represamento do rio Paranoá, em 1956, tendo sido concluída três anos depois. É um reservatório urbano, com aproximadamente 38 km² de área e profundidade média de 12,4 m (Ferrante *et al.*, 2001). Possui uma região central e quatro braços principais (Figura 4.2).

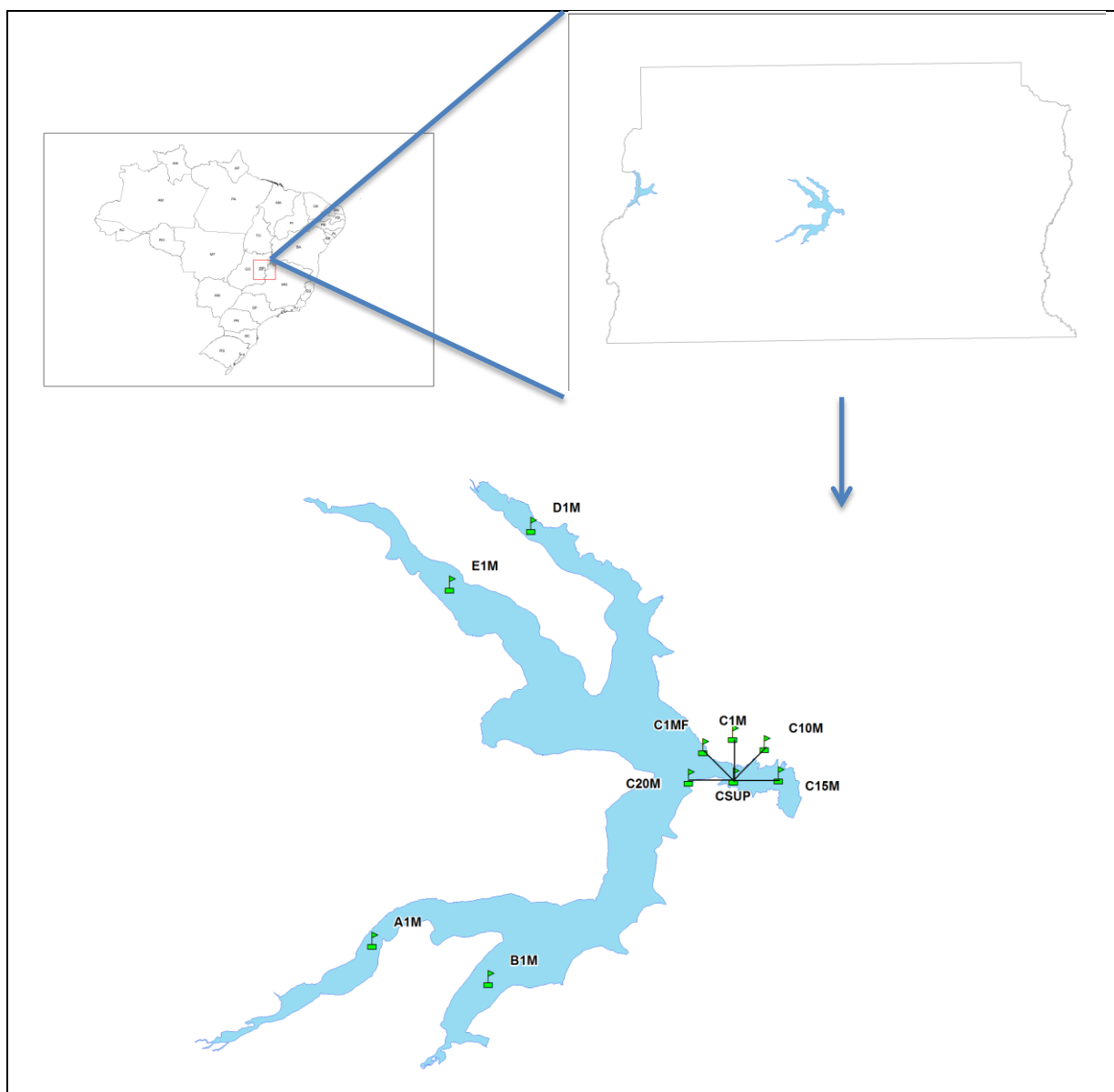


Figura 4.2: Esquema representativo da localização do lago Paranoá e das estações de monitoramento da Caesb

Porém, ao longo do tempo o crescimento da cidade afetou a qualidade da água do lago Paranoá, pois o desenvolvimento de áreas urbanas ocupando grande parte das bacias hidrográficas a montante e áreas que contribuem diretamente para lago Paranoá têm afetado continuamente esse sistema. Por causa da construção de aterros e ocupação das margens houve forte assoreamento e conseqüentemente a redução da área superficial (Fonseca, 2001). Além disso, o lago transformou-se em receptor de efluentes das estações de tratamento de esgotos, existentes na bacia do Paranoá. No final dos anos 1970, o lago apresentou um aumento significativo da biomassa fitoplanctônica com florescimento de cianobactérias, o que causou forte mau cheiro na cidade (Fonseca, 2001). A partir de então, foi desenvolvido um programa de trabalho objetivando controlar e eventualmente reduzir o processo de eutrofização em desenvolvimento na área da bacia do lago.

Desde meados da década de 1990, vem sendo verificada uma contínua melhora na qualidade das águas do lago Paranoá creditada à adoção de novas tecnologias para o tratamento dos esgotos (principalmente a incorporação de tratamento terciário e remoção de nutrientes) e à alteração na operação do reservatório, realizada pela CEB - Companhia Energética de Brasília. A primeira mudança na operação das comportas ocorreu em 1998 e consistiu no deplecionamento do reservatório, operação essa semelhante a uma descarga de fundo. A partir de então, o esquema de operação da UHE do Paranoá foi modificado com incorporação dessa nova norma operativa anualmente antes do período chuvoso (Philomeno, 2007; Burnett, 2001; Pires, 2004). Isso ocasionou a redução no tempo de residência do reservatório e o conseqüente aumento do fluxo de água para fora do lago, com efeito direto na dinâmica do fitoplâncton e redução de sua biomassa.

O lago Paranoá tem sua bacia hidrográfica delimitada pela Estrada Parque Contorno, e está localizada integralmente no território do Distrito Federal, com área de drenagem de 1.098 km². A área da bacia corresponde a 18% do território do Distrito Federal. Divide-se em cinco unidades hidrográficas de gerenciamento e seus principais afluentes são o Riacho Fundo e os ribeirões Torto, Bananal, Gama e Cabeça de Veado (Adasa, 2012). O clima predominante da região é caracterizado pela ocorrência bem definida de verões chuvosos e invernos secos. A estação chuvosa se inicia em outubro e termina em abril, período que concentra 90% do total precipitado no ano.

A ocupação do território onde se localiza o Distrito Federal, até meados do século XX, era essencialmente rural, com alguma produção agropecuária e algumas regiões com exploração mineral. A partir da transferência do DF para a região, ocorreram grandes transformações, dentre elas a fragmentação territorial e crescimento urbano, o que alterou significativamente o uso do solo

e as demandas por recursos hídricos. Nos diversos planos diretores do Distrito Federal há a recomendação de que o crescimento da cidade aconteça em regiões fora da bacia do Paranoá. Porém ao longo do tempo, a ocupação desordenada abrangeu regiões que antes eram destinadas à proteção ambiental (Abers, 2002). Esse crescimento desorganizado ocasiona decréscimo na área superficial do lago Paranoá, devido aos desmatamentos das áreas circundantes do lago e de seus tributários, e consequente erosão e assoreamento (Echeveria, 2007).

De acordo com relatório elaborado pela Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (Adasa, 2012), mais de 35% do território da bacia do rio Paranoá, na qual está inserida a bacia do lago Paranoá, está atualmente ocupado por áreas urbanizadas e pouco mais de 20% da área ainda possui vegetação nativa.

No que diz respeito à sua morfologia, o Lago apresenta formato dendrítico, bem compartimentado, com afluentes desaguardando em diferentes pontos. Nos braços a profundidade varia de 5 a 20 metros e na região central tem profundidades maiores que 20 metros. O tempo de residência nos braços é maior que no centro, além de que os tributários que chegam a cada braço apresentam características distintas pelos diferentes graus de conservação das microbacias, da densidade populacional e usos do solo e dos recursos hídricos (Machado, 2004). As unidades hidrográficas contribuintes do lago Paranoá são: ribeirões Santa Maria/Torto, Bananal, Riacho Fundo, Gama, e córregos Taquari, Cachoeirinha e Cabeça do Veado (Figura 4.3). Devido a essas contribuições de diferentes corpos de água, os braços têm comportamentos independentes entre si e as características tróficas raramente são homogêneas em todo o Lago (Pires, 2004).

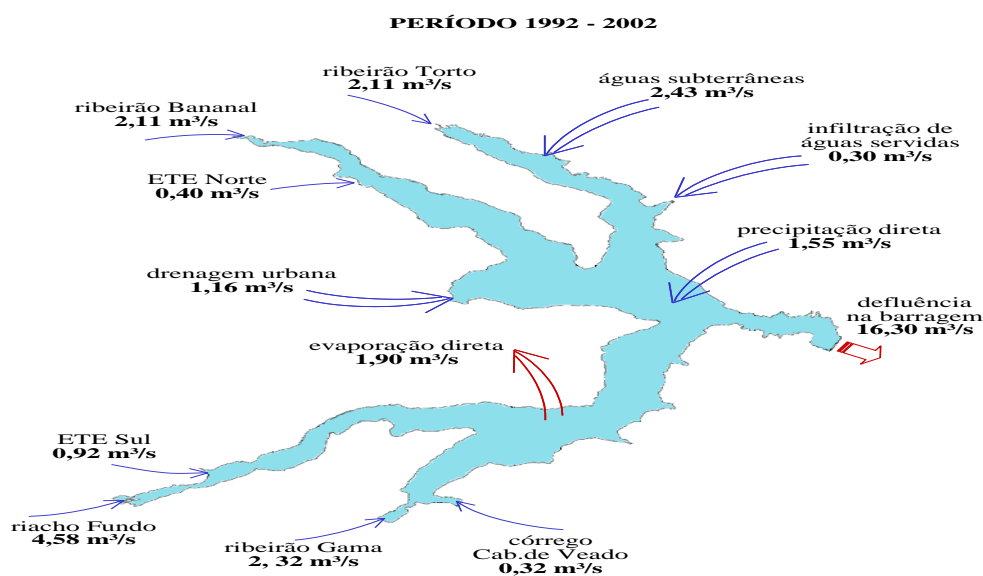


Figura 4.3: Esquema representativo das afluências e defluências do Lago Paranoá (CAESB, 2005).

Unidade Hidrográfica Santa Maria/Torto

O ribeirão do Torto possui área de drenagem com aproximadamente 250km² e deságua diretamente no lago Paranoá, com vazão média da ordem de 2,1 m³/s. A sub-bacia do ribeirão do Torto está inserida, em grande parte, no Parque Nacional de Brasília. A jusante do Parque, o Ribeirão cruza áreas predominantemente rurais (Granja do Torto e lago Oeste), mas com crescente pressão das ocupações urbanas (Varjão e Setor de Mansões do Lago Norte). O Torto apresenta contribuição maior de matéria orgânica, fosfato e nitrogênio do que o ribeirão Bananal, constituindo-se no tributário da porção norte que oferece maior aporte de nutrientes e maior risco de assoreamento ao Lago (Ferrante *et al.*, 2002; Pires, 2004).

Unidade Hidrográfica do Bananal

Essa unidade possui cerca de 130km² e está localizada, em sua quase totalidade, dentro do Parque Nacional de Brasília, o que garante uma boa qualidade das águas do ribeirão Bananal. O Ribeirão deságua no lago Paranoá com vazão média da ordem de 2,4 m³/s. Próximo a esse ponto ainda há o deságue dos efluentes da estação de tratamento de esgotos da Asa Norte. Também são registradas contribuições vindas de ocupações urbanas nas proximidades do seu curso (Setor Sudoeste, Rodoferroviária, SAAN e extremidade da Asa Norte), onde se verifica carga diária de nitrogênio e fosfato pouco menor do que a do ribeirão do Gama, com visível processo de assoreamento no seu percurso até a confluência com o Lago (Ferrante *et al.*, 2002; Pires, 2004).

Unidade Hidrográfica do Riacho Fundo

A sub-bacia do Ribeirão Riacho Fundo possui uma área de 228,32 km², a vazão média do Riacho Fundo é de cerca de 4,0 m³/s. Essa região também é influenciada pelos efluentes das estações de tratamento de esgotos da Asa Sul. A sub-bacia do riacho Fundo é a que apresenta a maior densidade e diversidade de ocupação. Nela ocorrem degradação dos solos, movimentações de terra e forte urbanização, provocando um aporte substancial de sedimentos ao lago, comprovado pelo grave assoreamento do braço do lago Paranoá que recebe a contribuição dessa sub-bacia. É também no riacho Fundo que se observam as cargas mais expressivas de nutrientes, nitrogênio orgânico e demanda bioquímica de oxigênio (Ferrante *et al.*, 2002; Pires, 2004).

Unidade Hidrográfica do Gama

O Ribeirão do Gama possui uma área de drenagem de aproximadamente 150 km² e deságua no lago Paranoá, com vazão média de 2,9 m³/s. Essa sub-bacia apresenta áreas preservadas, com os seus tributários, os córregos Roncador, Taquara e Capetinga, atravessando o Jardim Botânico, a Reserva

Ecológica do IBGE e a Fazenda Experimental da UnB, respectivamente. A segunda área é mais ocupada, com os córregos Mato Seco e Cedro drenando o Núcleo Rural Vargem Bonita, áreas rurais e o Setor de Mansões Park Way. Em consequência das ocupações, as águas do ribeirão do Gama apresentam teores de fosfato e nitrogênio maiores do que o córrego Cabeça de Veado, bem como níveis mais significativos de assoreamento (Ferrante *et al.*, 2002; Pires, 2004).

Unidade Hidrográfica do lago Paranoá

A Unidade Hidrográfica do Lago Paranoá, com área de 282,60 km², além de contar com as contribuições dos afluentes principais, recebe águas da drenagem pluvial urbana. Recebe, também, a contribuição de corpos d'água de menor porte, como os córregos Taquari, Cachoeirinha e Cabeça do Veado. Nesses três córregos, existem pequenas captações de água da Caesb, para abastecimento público. A sub-bacia do Córrego Cabeça de Veado está localizada em área com baixa ocupação demográfica, com suas nascentes protegidas na Estação Ecológica do Jardim Botânico, por onde corre, no seu maior percurso, para o Lago. As águas desse contribuinte são de excelente qualidade, desprovidas de grandes concentrações de nutrientes, levando pouca contribuição em termos de nitrogênio e fosfato para a porção sul do Lago, com níveis reduzidos de assoreamento (Ferrante *et al.*, 2002; Pires, 2004).

Complementando as informações sobre a qualidade da água do Paranoá, Starling *et al.* (2003) realizaram uma análise da evolução do estado trófico do lago Paranoá desde sua construção até 2003, baseados em dados físicos e químicos e biológicos, e concluíram que o reservatório passou por uma nítida fase de eutrofização (de 1970 a 1992), uma fase de recuperação a partir da implantação de novas estações de tratamento de esgotos (1993 a 1996), e iniciando uma fase de oligotrofização a partir de 1996, que se completou no final de 1998, após alterações na operação do reservatório. Entretanto, devido às características morfológicas do lago, a grande parte do reservatório apresenta boas condições, mas os braços, especialmente o do Riacho Fundo, onde se encontra o estação de amostragem A, tem ainda grande possibilidade de se tornar eutrófico.

4.2.2. Lago Descoberto

O lago Descoberto está situado entre o estado de Goiás e o Distrito Federal e faz parte da bacia do rio Descoberto. Na região norte dessa bacia encontra-se a barragem do Descoberto que forma o principal reservatório de abastecimento público de água do DF, responsável pela produção de cerca de 50% de toda a água tratada do Distrito Federal (Caesb, 2013).

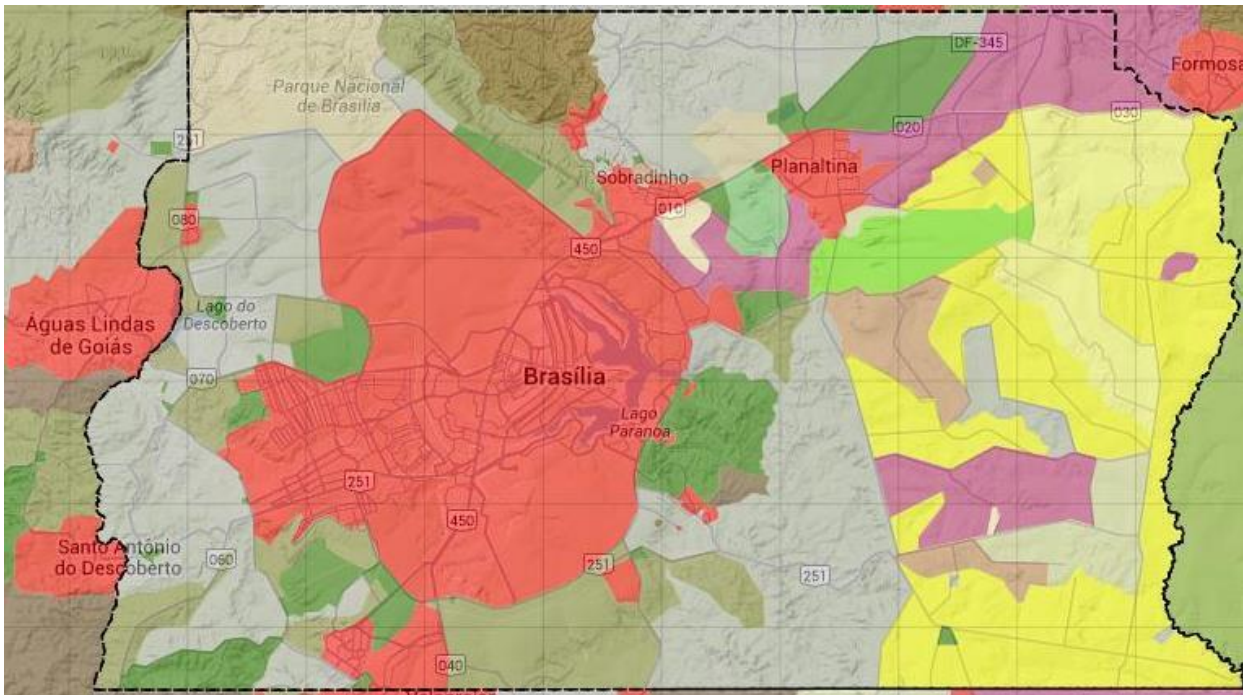
A barragem do rio Descoberto foi inaugurada em 1974 e deu origem a um lago de 17 km² de extensão, com capacidade de armazenar 102,3 hm³ de água. A barragem se localiza às margens da BR-070, marcando a divisa do DF com Goiás (Figura 4.4).



Figura 4.4: Esquema representativo da localização do lago Descoberto e das estações de monitoramento

Após, a inauguração da barragem, as tendências de uso e ocupação do solo na região já indicavam a necessidade de estabelecer mecanismos de controle do processo de degradação ambiental (GDF/MMA, 2009). Atualmente na bacia há predominância de áreas ocupadas pela agricultura e com trechos pequenos ocupados por pivôs de irrigação. Além disso, destaca-se a presença de reflorestamento em cerca de 4% do território da bacia e as áreas urbanizadas e de condomínios / chácaras ocupam mais de um quarto da área total da bacia (Adasa, 2012).

De acordo com a Figura 4.3, averígua-se que os problemas encontrados tanto na bacia do Descoberto, quanto do Paranoá, estão intimamente ligados à ocupação intensiva, diversificada e desordenada do solo, causados pelo parcelamento do território, assentamentos, condomínios, invasões, atividades agrícolas, pecuária e extrativismo mineral (Silva, 2009; Adasa, 2012).



Legenda:

- | | |
|--|---|
| <p>Categorias Compostas</p> <ul style="list-style-type: none"> ■ Outras coberturas e usos + Usos diversificados ■ Lavouras + Sistemas agroflorestais ■ Lavouras + Outras coberturas e usos ■ Lavouras + Pastagens ■ Lavouras + Matas e/ou florestas ■ Pastagens + Sistemas agroflorestais ■ Pastagens + Outras coberturas e usos ■ Pastagens + Lavouras ■ Pastagens + Matas e/ou florestas ■ Matas e/ou florestas + Sistemas agroflorestais ■ Matas e/ou florestas + Outras coberturas e usos ■ Matas e/ou florestas + Lavouras ■ Matas e/ou florestas + Pastagens ■ Sistemas agroflorestais + usos diversificados ■ Usos diversificados | <p>Áreas com Mais de 50% de Ocupação pelos Estabelecimentos Agropecuários</p> <p>Categorias Simples</p> <ul style="list-style-type: none"> ■ Lavouras ■ Lavouras temporárias ■ Lavouras permanentes ■ Pastagens ■ Pastagens naturais ■ Pastagens plantadas ■ Matas e/ou florestas ■ Florestas Plantadas ■ Matas e/ou florestas naturais ■ Sistemas agroflorestais ■ Outras coberturas e usos |
|--|---|
- Áreas antrópicas não Agrícolas
 ■ Área urbanizada
 ■ Áreas com Predomínio de Vegetação
 ■ Área entre 50% e 25% de ocupação por estabelecimentos agropecuários
 ■ Área entre 25% e 10% de ocupação por estabelecimentos agropecuários
 ■ Área com menos de 10% de ocupação por estabelecimentos agropecuários
 ■ Água
 ■ Uso de corpo d'água costeiro para pesca, aquicultura, lazer e turismo

Figura 4.3: Esquema representativo da distribuição das classes de uso e cobertura do solo no Distrito Federal (Fonte: Sistema de observação e monitoramento da agricultura no Brasil – Emprapa, 2014).

Segundo o relatório anual de qualidade da Caesb (Caesb, 2011), a qualidade da água do lago Descoberto é considerada boa. Essa avaliação é feita por meio do IQA – Índice de Qualidade da Água baseado em parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos, composto por oito parâmetros, de acordo com a metodologia desenvolvida pela Cetesb (Companhia de Saneamento de São Paulo): cor, turbidez, amônia, ferro, cloreto, pH, DQO e coliformes totais. O IQA é calculado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes às variáveis que integram o índice. A seguinte fórmula é utilizada:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

onde:

IQA: Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

qi: qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida e,

wi: peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1$$

em que:

n: número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

Os resultados de qualidade da água obtidos com o IQA são classificados em: “Ótima” (91 – 100); “Muito boa” (80 – 90); “Boa” (52 – 79); “Aceitável” (37 – 51); “Imprópria para tratamento convencional” (20 – 36) ou “Imprópria” (0 – 19). Embora a Caesb faça o monitoramento limnológico sistemático do reservatório, inclusive do fitoplâncton, não foram encontrados estudos das relações entre essa comunidade e as variáveis ambientais desse ambiente.

Devido às diferenças de uso e ocupação do solo nas bacias dos lagos Paranoá e Descoberto e a importância desses corpos d’água para a população do Distrito Federal, esses ambientes foram escolhidos para avaliar a aplicabilidade dos índices de integridade biótica do fitoplâncton. Além disso, as alterações na qualidade da água observada no Paranoá ao longo do tempo e a existência de um programa de monitoramento bem estabelecido contribuíram para essa escolha.

4.3. Pesquisa Bibliográfica e Levantamento dos Índices de Integridade Biótica do Fitoplâncton

Na primeira etapa do trabalho, procedeu-se à pesquisa bibliográfica com intuito de identificar e analisar os índices de integridade biótica do fitoplâncton descritos na literatura. A pesquisa foi realizada em periódicos especializados (Quadro 4.1), sites e banco de teses.

Quadro 4.1: Lista dos periódicos pesquisados para seleção dos índices de integridade biótica

Periódico Pesquisado	Periódico Pesquisado
Advances in Water Resources	Hydrobiology
African Journal of Ecology	Journal of Applied Ecology
American Journal of Environmental Sciences	Journal of Environment Monitoring
Applied Ecology and Environmental Research	Journal of Environment Protection
Aquatic Ecosystem Health and Management	Limnology and Oceanography
Australian Journal Of Basic And Applied Science	Limnologica – Ecology and Management of Island Water
Australian Journal Of Water Resources	Limnological Review
Brazilian Journal Of Aquatic Science And Technology	Limnology
Canadian Water Resources Journal	Oecologica
Clean Water Report	Science of the Total Environment
Eco-Engeineering	Water
Ecologia Aplicada	Water and Environmental Journal
Ecological Indicators	Water Quality index
Ecological Management And Restoration	Water Research
Ecological Research	Water Resources Management
Ecosystems	Water Resources Research
Environment International	Water Science and Technology
Hydrobiological Journal	

Essa pesquisa foi realizada utilizando-se dos mecanismos de buscas disponíveis nos endereços virtuais das publicações, com o uso de palavras-chaves ou termos relacionados ao conteúdo buscado, sendo eles: fitoplâncton, índices de integridade biótica, qualidade da água, índices

fitoplanctônicos, índices bióticos, índices de integridade, índices ecológicos, índices multimétricos, indicadores ecológicos. Os mesmos termos foram buscados também em língua inglesa.

Com a pesquisa bibliográfica, foram encontrados onze índices multimétricos, com diferentes abordagens de desenvolvimento, e que utilizam o fitoplâncton como principal indicador. No item 4.5, encontra-se descrição dos índices encontrados e dos que foram selecionados para o desenvolvimento desse estudo.

4.4. OBTENÇÃO DOS DADOS DO MONITORAMENTO DOS LAGOS PARANOÁ E DESCOBERTO

A segunda etapa incluiu o levantamento dos dados de monitoramento de qualidade da água dos lagos Paranoá e Descoberto e a organização desses em um banco de dados. Os dados utilizados nessa avaliação foram oriundos do programa de monitoramento da Caesb – Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal, realizado desde 1976 até 2011. Os dados de parâmetros físicos e químicos e biológicos produzidos pela Caesb utilizados para aplicação de índices de integridade biótica do fitoplâncton estão listados no Quadro 4.2.

Quadro 4.2 – Relação dos parâmetros físicos e químicos e biológicos avaliados pelo programa de monitoramento da Caesb nos lagos Paranoá e Descoberto e utilizados para cálculo dos índices de integridade biótica do fitoplâncton.

Análise	Método	Referência
Temperatura da água	Sonda multiparamétrica**	_____
Oxigênio dissolvido (OD)	Sonda multiparamétrica**	_____
pH	Sonda multiparamétrica**	_____
Fósforo total	Espectrofotométrico**	APHA (2005) **
Fitoplâncton (contagem e biomassa)	Microscópio invertido*	Utermöhl (1958)* e Hillebrand <i>et al.</i> (1999)**
Clorofila <i>a</i>	Espectrofotométrico**	(APHA, 2005) **

Fonte: *De acordo com Caesb (2012) e ** de acordo com Batista (2010).

Na construção do banco de dados, os valores foram utilizados conforme fornecidos pela Caesb, não sendo realizada nenhuma interpolação para cobrir dados faltantes. Também não foram retiradas de dados extremos (mínimos ou máximos). No Apêndice A estão os resultados da aplicação de estatística descritiva aos dados bióticos e abióticos, por meio do cálculo da média aritmética, como medida de tendência central, e desvio-padrão, como medidas de dispersão. A análise estatística

possibilitou a avaliação das frequências de falhas nas análises nos períodos avaliados, bem como atender aos cálculos de algumas métricas selecionadas.

4.4.1. Banco de dados das variáveis biológicas e físico-químicas

Os dados do fitoplâncton do Paranoá, referentes aos anos de 1976 a 2004, foram entregues em formulários que foram digitalizados antes da inserção no banco de dados eletrônico (Anexo 1). Os resultados das contagens do fitoplâncton foram fornecidos em indivíduos por litro (Ind/L) e biovolume (mg/L). Para adequação às métricas dos índices selecionados em que se utilizava a quantificação do fitoplâncton em células por litro (cel/L), foi feita a conversão das unidades. No caso de ausência de dados para a estimativa de biomassa por meio do cálculo do biovolume (mg/L), estes foram buscados na literatura.

A densidade do fitoplâncton é usualmente dada pela quantificação do número de células ou indivíduos por volume com emprego de câmaras de contagem. Para a contagem de organismos coloniais utiliza-se o critério da contagem por conjuntos ou *clump counting* (Branco, 1986). Assim, para as espécies coloniais, onde cada colônia é contada como um indivíduo, esse número é multiplicado pela quantidade média de células por colônia e o resultado expresso em células por litro (cel/L).

A metodologia empregada para obtenção da biomassa em mg/L foi a mesma utilizada pela Caesb (calculada a partir do biovolume obtido com o método de modelos geométricos de Hillebrand *et al.* (1999)). Assim, tanto para o cálculo da biomassa quanto para a adequação dos resultados para estimativa do número de células por litro, utilizaram-se os mesmos valores de volume celular e quantidades de células por colônia estimados nas análises realizadas pela Caesb (Caesb, 2012).

Quando esses valores não estavam disponíveis, utilizaram-se os calculados por Batista (2010) em seu trabalho realizado sobre o fitoplâncton do lago Paranoá. Por último, quando não havia informação em nenhuma das duas fontes, o biovolume foi calculado, de acordo com método de modelos geométricos, a partir de dados de volume celular encontrados na revisão bibliográfica referente à taxonomia das espécies (Anagnostidis e Komárek, 1988; Komárek e Anagnostidis, 1989, 1999 e 2005; Sant'anna e Azevedo, 1989 e 2000; Fott *et al.*, 1983; Bicudo e Menezes, 2006). O número médio de células por colônia também foi pesquisado na revisão bibliográfica quando não havia informação nos dados históricos da Caesb.

No Apêndice B, estão descritos os gêneros e/ou espécies identificados no programa de monitoramento da Caesb (registrados com a mesma nomenclatura que aparece nos formulários de análise), a classificação (filo ou classe), a forma (unicelular, colonial ou filamentosa), número de células por colônia e o volume celular utilizado para cálculo da biomassa e as fontes pesquisadas para complementação dos dados.

Os dados referentes aos anos de 2005 a 2011 já se encontravam em planilhas eletrônicas no banco de dados da Caesb, apresentando valores de contagem do fitoplâncton em indivíduos por litro (Ind./L) e biomassa (mg/L). Porém, para alguns gêneros e espécies não foram informados dados de volume celular, assim, os valores de biomassa foram complementados conforme o procedimento relatado anteriormente.

Os dados físicos e químicos foram entregues em planilhas eletrônicas, e corresponderam ao mesmo período dos dados fitoplancônicos. Para esses dados não foram necessárias adaptações, uma vez que as metodologias de análise são compatíveis com as utilizadas nos índices testados.

4.4.2. Análises Estatísticas

Tanto para os dados químicos (fósforo total), quanto para os relativos ao fitoplâncton (densidades, biomassa e *clorofila a*), aplicaram-se técnicas de estatística descritiva, por meio do cálculo da média aritmética, como medida de tendência central, e desvio-padrão, como medidas de dispersão (Apêndice A). Essa etapa foi necessária para o cálculo das métricas, onde se utilizou valores médios das variáveis requisitadas.

Esses cálculos abrangeram todo o conjunto de dados obtidos para cada estação e profundidade de monitoramento, seguindo a mesma divisão de tempo proposta para aplicação dos índices no Paranoá (1976 a 1998 e 1999 a 2011) e com todos os dados do Descoberto (2004 a 2011). Para facilitar os cálculos, foram utilizadas planilhas eletrônicas (*Excel*).

4.5. SELEÇÃO DOS ÍNDICES DE INTEGRIDADE BIÓTICOS

A terceira etapa do trabalho constituiu-se da seleção dos índices que foram aplicados nas áreas de estudo. Essa seleção foi baseada nos levantamentos feitos na pesquisa bibliográfica e na análise dos dados de monitoramento disponíveis (Figura 4.5).

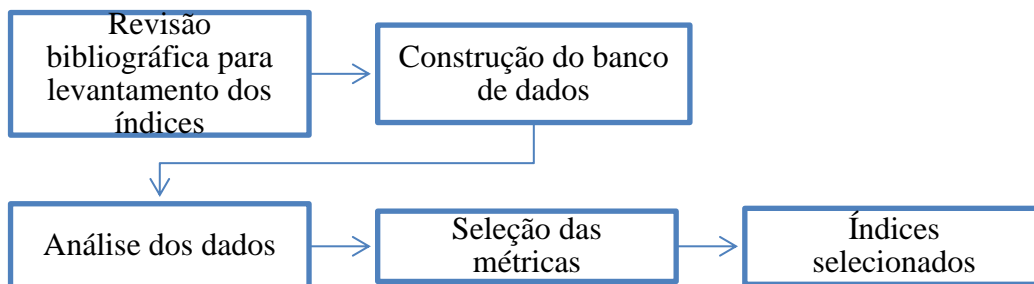


Figura 4.5: Fluxograma do processo de escolha dos índices de integridade biótica do fitoplâncton para aplicação nas áreas de estudo

Após a análise e a compilação dos dados em um banco de dados verificaram-se as métricas dos índices encontrados na revisão bibliográfica que poderiam ser calculadas a partir dos dados obtidos. Assim, selecionaram-se os índices de integridade biótica do fitoplâncton que foram testados.

Dessa forma, com base nos dados disponíveis e necessários para o cálculo de cada métrica componente dos 11 índices encontrados no levantamento bibliográfico, foram selecionados os seguintes índices de integridade biótica do fitoplâncton para aplicação: P-IBI-G - *German Phytoplankton Index of Biotic Integrity* (Wu *et al.*, 2012); P-IBI-I - *Phytoplankton Index of Biotic Integrity for Iraq* (Maulood *et al.*, 2011); *Integrated Phytoplankton Index - IPI* (Spatharis e Tsirtsis, 2010); PSI – *Phyto-See-Index* (Mischke *et al.*, 2008) e Índice Q – *Assemblage Index* (Padisák *et al.*, 2006).

Nessa fase também foi feita a avaliação da pertinência da aplicação dos índices de integridade biótica do fitoplâncton selecionados. Para cada índice foi feita uma breve descrição dos ambientes estudados e descrição da metodologia apresentada em cada artigo como forma de se conhecer como os dados foram obtidos e trabalhados para a geração dos respectivos índices bióticos do fitoplâncton.

4.5.1. P-IBI-G - *German Phytoplankton Index of Biotic Integrity* (Wu *et al.*, 2012)

Para o desenvolvimento desse índice, 71 coletas iniciais foram realizadas em três réplicas na subsuperfície em um rio de planície da Alemanha e seus tributários. O volume total de água coletado (10L) foi filtrado em rede de plâncton de 20 μ m e os organismos retidos foram transferidos para frascos de vidros e fixados com solução Lugol 5%. A identificação das espécies do fitoplâncton das amostras foi feita a partir de um volume de 0,1 mL utilizando-se o aumento de 1000x para identificação das espécies de Bacillariophyceae e o aumento de 400x para os outros grupos do fitoplâncton. O fitoplâncton foi identificado ao menor nível taxonômico possível e as densidades foram expressas em cel/L. A biomassa algal foi estimada pela concentração de *clorofila a* e pelo biovolume, calculado pela forma geométrica mais próxima, considerando o peso específico de 1.00 g cm⁻³, conforme Hillebrand *et al.*(1999).

Algumas variáveis físico-químicas (pH, OD, condutividade e temperatura da água) foram analisadas *in situ* utilizando-se sonda multiparâmetros, enquanto outras como NH₄-N (amônia), Cl⁻ (cloro), Si (sílica), NO₃-N (nitrato), NO₂-N (nitrito), PO₄³⁻(ortofosfato), SO₄²⁻ (sulfato), Pt (fósforo total), sólidos suspensos e *clorofila a* foram analisados em laboratório de acordo com métodos da “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater”.

Foram selecionadas inicialmente 36 métricas, incluindo as relacionadas com a comunidade, forma de crescimento e índices de diversidade do fitoplâncton. As métricas do índice foram escolhidas a partir de análises de correlação de Spearman entre estas e diversas variáveis ambientais, tais como: amônia, cloreto, profundidade do trecho, condutividade, nitrogênio inorgânico, oxigênio dissolvido, sílica dissolvida, ortofosfato, fósforo total, pH, sulfato, nitrato, nitrito, sólidos em suspensão e temperatura. Selecionaram-se as métricas que tiveram alta correlação com pelo menos duas variáveis ambientais, e dessas, verificou-se a significância estatística de cada correlação entre as métricas e as variáveis. As métricas com maior relação com as variáveis foram escolhidas para compor o índice.

Os resultados produzidos no teste com as 51 amostras para validação foram comparados com os obtidos no desenvolvimento do índice, e apesar de a correlação com as variáveis ambientais ter sido menor do que com os dados do desenvolvimento do índice, ainda foram consideradas suficientes para validar as métricas e o P-IBI-G. Após a validação do índice, as métricas escolhidas para

compor o índice P-IBI-G foram clorofila *a*, índice de cianobactérias, riqueza de espécies, diversidade de Margalef, diversidade de Menhinick e índice de saprobidade.

Os cálculos de cada métrica foram realizados da seguinte forma:

- M1. Clorofila *a* – utilizados no cálculo valores médios, expressos em mg/L.
- M2. Índice de cianobactérias – abundância relativa dos valores médios de biomassa de cianobactérias em relação à biomassa total do fitoplâncton;
- M3. Índice de Diversidade de Margalef (Equação 4.1):

$$D_{Mg} = \frac{(S - 1)}{\ln N} \quad (4.1)$$

Onde: D = diversidade; S = número total de espécies encontradas; N = número total de indivíduos na amostra.

A métrica índice de diversidade, que é calculada pela razão entre o número total de espécies encontradas e o número total de indivíduos na amostra, foi calculada nesse estudo utilizando-se a soma de gêneros e espécies, uma vez que na maior parte do período monitorado pela Caesb nos dois ambientes testados não havia identificação até o nível de espécies.

- M4. Índice de Diversidade de Menhinick (Equação 4.2):

$$D_{Mn} = \frac{S}{\sqrt{N}} \quad (4.2)$$

Onde: D = diversidade; S = número total de espécies encontradas; N = número total de indivíduos na amostra.

Essa métrica foi calculada com as mesmas adaptações explicadas na métrica anterior, com a utilização da soma de gêneros e espécies.

•M5. Riqueza de espécies - número total de espécies encontradas. Quando não havia identificação em nível de espécies, cada gênero contado foi considerado uma espécie para o cálculo da riqueza. Casos em que havia alguma diferenciação, mesmo não chegando a identificar espécies distintas (ex.: *Cryptomonas Grande* ou *Cryptomonas Pequena*), cada uma foi considerada como uma espécie. Essa diferenciação foi empregada em todos os índices que utilizam a riqueza de espécie como métrica.

•M6. Índice de Saprobidade – calculada com base nos valores médios de biomassa de diatomáceas classificadas de acordo com Van Dam *et al.* (1994) (Apêndice C).

Para o cálculo do índice, os autores determinaram que cada métrica selecionada deverá ser escalonada com notas que expressam a qualidade da água variando de 1 a 5, de acordo com os requisitos da Diretiva Quadro da Água da União Europeia (DQA) em: 1 (Ruim); 2 (Insatisfatório); 3 (Moderado); 4 (Bom) e 5 (Excelente), conforme Tabela 4.3.

Tabela 4.3: Escala de notas das métricas que compõem o índice P-IBI-G (Wu *et al.*, 2012).

Métricas	Excelente (5)	Bom (4)	Moderado (3)	Insatisfatório (2)	Ruim (1)
Clorofila a	< 3,69	3,69 - 9,04	9,04 - 23,53	23,53 - 42,30	> 42,30
Índice de saprobidade	<1,80	1,8 - 2,00	2,00 - 2,28	2,28 - 2,64	>2,64
Índice de cianobactérias	<0,68	0,68 - 1,97	1,997 - 5,70	5,70 - 14,00	>14,00
Índice de Margalef	>2,60	2,60 - 2,21	2,21 - 1,84	1,84 - 1,55	<1,55
Riqueza de espécies	>44	44 - 38	38 - 33	33 - 27	<27
Índice de Menhinick	>0,15	0,15 - 0,09	0,09 - 0,05	0,05 - 0,03	<0,03

Desta forma, o Índice P-IBI-G é calculado pela média aritmética dos valores atribuídos a cada métrica (Equação 4.3):

$$P\text{-IBI-G} = \frac{(M1+M2+M3+M4+M5+M6)}{6} \quad (4.3)$$

Baseado no sistema de escala das métricas, o valor final do índice pode ser classificado em cinco escalas: 'Excelente' (5,0-4,5), 'Bom' (4,5-3,75), "Moderado" (3,75-2,5), 'Insatisfatório' (2,5-1,25) e 'Ruim' (1,25-1,0).

4.5.2. P-IBI-I - *Phytoplankton Index of Biotic Integrity for Iraq* (Maulood *et al.*, 2011)

No desenvolvimento desse índice não foram utilizados parâmetros físicos e químicos de qualidade da água e os dados biológicos foram obtidos de amostras coletadas mensalmente, separadas sazonalmente (inverno e verão), entre os anos de 2005 a 2007, em regiões de áreas alagadas do Iraque. As amostras para análise do fitoplâncton foram coletadas com rede de plâncton de 20µm e a identificação das espécies foi realizada de acordo com Patrick e Reimer (1966) e Mizuno (1971) (apud Maulood *et al.*, 2011).

As métricas que compõem o índice P-IBI-I são: densidade do fitoplâncton; abundância relativa de Centrales, Pennales, diatomáceas, cianobactérias, clorofíceas, algas palatáveis, algas não palatáveis, *clorofila a* (mg/L) e riqueza de espécies (abundância relativa é calculada em relação à densidade total do fitoplâncton, medida em células/L³):

- M1. Densidade de fitoplâncton – Soma total de células em todas as amostras de cada estação de monitoramento, expressa em células/L³.
- M2. Abundância relativa de Centrales – Relação entre os valores médios de biomassa de bacilariófitos Centrales e os valores médios de biomassa total do fitoplâncton.
- M3. Abundância Relativa de Pennales - Relação entre os valores médios de biomassa de Pennales e os valores médios de biomassa total do fitoplâncton.
- M4. Abundância relativa de Bacillariophyceae - Relação entre os valores médios de biomassa de bacilariófitos e os valores médios de biomassa total do fitoplâncton.
- M5. Abundância relativa de cianobactérias - Relação entre os valores médios de biomassa de cianobactérias e os valores médios de biomassa total do fitoplâncton.
- M6. Abundância relativa de clorofíceas - Relação entre os valores médios de biomassa de clorofíceas e os valores médios de biomassa total do fitoplâncton.

- M7. Abundância relativa de algas palatáveis - Relação entre os valores médios de biomassa das algas palatáveis e os valores médios de biomassa total do fitoplâncton. Para cálculo das abundâncias relativas de algas palatáveis foi utilizada a classificação proposta por Sarnelle *et al.* (1992).
- M8. Abundância relativa de algas não palatáveis - Relação entre os valores médios de biomassa das algas classificadas como não palatáveis e os valores médios de biomassa total do fitoplâncton. Para cálculo das abundâncias relativas de algas não palatáveis foi utilizada a classificação proposta por Sarnelle *et al.* (1992) (Apêndice C – Quadro C.1).
- M9. Concentração de clorofila *a* – utilizados no cálculo valores médios, expressos em mg/L.
- M10. Índice de Riqueza de Espécies - quantidade total de espécies/gêneros encontradas na amostra, conforme descrito anteriormente.

No desenvolvimento desse índice, os dados brutos foram convertidos em pontuações das métricas utilizando uma escala de limiar entre 1, 3 e 5. A determinação desses limites (condições de referência, médias ou ruins) foi realizada com base nos dados históricos das áreas de estudo e em julgamento profissional. Assim, um limiar de 5 foi atribuído às métricas quando esta apresentava valores iguais ou próximos à condição de referência; 3 foi aplicado àquelas próximas das condições médias e 1 às piores condições (Tabela 4.4).

Tabela 4.4: Critério de Notas das métricas que compõe o P – IBI-I

Métricas	Critério de Notas		
	1	3	5
Densidade do fitoplâncton	>4000	4000 - 2000	2000 - 1000
AR de Centrales	> 35%	35 - 25%	< 20%
AR de Pennales	30%	30 - 40%	40 - 95%
AR de Bacillariophyceae	<30%	30 - 60%	>60%
AR de clorofíceas	<5%	5 - 18%	>18%
AR de cianobactérias	>30%	30 - 20%	<20%
AR de algas palatáveis	<60%	60 - 80%	> 80%
AR de algas não palatáveis	>20%	20 - 15%	<15%
Clorofila <i>a</i>	>5	5 - 3	<3
Riqueza de espécies	<30	30-70	>70

AR = Abundancia Relativa

O valor final do índice é dado pela soma de todas as notas atribuídas às 10 métricas que o compõem. Porém, para a classificação final torna-se necessário o agrupamento das notas em cinco categorias, As categorias podem variar de excelente a ruim de acordo com as faixas de valores apresentadas na Tabela 4.5.

Tabela 4.5: Valores das métricas e interpretação das notas do P – IBI-I

Valores das Métricas	Condição do Ecossistema
46 - 50	Excelente
38 - 44	Bom
28 - 36	Moderado
18 - 26	Insatisfatória
10 - 16	Ruim

4.5.3. IPI - *Integrated Phytoplankton Index* (Spatharis e Tsirtsis, 2010)

O índice foi desenvolvido com dados de amostras coletadas em 6 áreas costeiras do Mar Egeu durante um ano, num total de 816 amostras coletadas de 6 áreas (42 locais de coleta). A contagem de fitoplâncton foi realizada conforme Utermöhl (1958) e a *clorofila a* foi medida de acordo com Parsons *et al.* (1984).

As métricas que compõem o índice são: *clorofila a*, equitabilidade de espécies e índice de diversidade.

- M1. Clorofila *a* - mg/L - valores utilizados no cálculo expressos em mg/L.
- M2. Índice de Menhinick (Equação 4.4):

$$D_{Mn} = \frac{S}{\sqrt{N}} \quad (4.4)$$

Onde: S = número de espécies na amostra; N = número de indivíduo numa população ou comunidade.

A métrica índice de diversidade, da mesma forma que o índice P-IBI-G, foi calculado pela razão entre o número total de espécies encontradas e o número total de indivíduos na amostra utilizando-se a soma de gêneros e espécies, uma vez que na maior parte do período monitorado pela Caesb nos dois ambientes testados não havia identificação até o nível de espécies.

•M3. Equitabilidade de espécies (Equação 4.5):

$$E_2 = \frac{\exp(H')}{S} \quad (4.5)$$

Onde:

S = número de espécies na amostra

H' = índice de diversidade de Shannon (Equação 4.6)

Para o cálculo do índice de diversidade de Shannon utiliza-se a equação 4.6:

$$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{n} \times \ln \frac{n_i}{n} \quad (4.6)$$

Onde:

n_i = número de indivíduos de determinada espécie i numa amostra de uma população

n = número de indivíduos em uma amostra de uma população

Para o cálculo da equitabilidade de espécies, foram utilizadas as classes mais representativas, isto é, aquelas com maior abundância em relação ao total da contagem de indivíduos, sendo elas: Cyanophyceae, Chlorophyceae e Bacillariophyceae (Apêndice C). Essa estratégia foi utilizada porque a grande quantidade de dados com a qual se trabalhou e as falhas na identificação de espécies não possibilitariam o cálculo dessa métrica para cada uma das espécies encontradas,

Como mencionado anteriormente, todas as métricas têm peso igual no cálculo do índice e são pontuadas para atribuição das cinco categorias de acordo com o critério apresentado na Tabela 4.6.

Tabela 4.6: Critério de Notas das métricas que compõe o IPI

Métrica	Excelente (5)	Bom (4)	Moderado (3)	Insatisfatório (2)	Ruim (1)
<i>Clorofila a</i>	<0,10	00,10 - 0,40	0,40 - 0,60	0,60 - 2,21	>2,21
Índice de Menhinick	0,19 - 0,15	00,15 - 0,09	0,09 - 0,05	0,05 - 0,03	0,03 - 0,01
Equitabilidade de espécies	0,96 - 0,77	00,77 - 0,46	0,46 - 0,30	0,30 - 0,21	0,21 - 0,09

4.5.4. PSI – Phyto-See-Index (Mischke *et al.*, 2008)

O índice (PSI) inclui o inventário de espécies, bem como os estados de referência de estados tróficos definidos na Alemanha para a classificação trófica de lagos. As métricas que o compõem

estão relacionadas à biomassa total (M1), classes algais (M2) e espécies indicadoras de estado trófico (M3), e foram calculadas como descrito a seguir:

•M1 – Biomassa total: média aritmética do volume total de fitoplâncton coletado das zonas eufótica ou epilímnio mm^3/L (Y1) + concentração média de *clorofila a* (Y2)+ valor máximo de *clorofila a*, caso haja variações maiores que 25% (Y3).

Devem-se calcular os parâmetros dessa métrica (Y1, Y2 e Y3) de acordo com a função para o tipo de lago. O tipo do lago é definido de acordo com características morfológicas, e deve seguir os seguintes passos: 1- alocar o lago em ecorregiões definidas (lagos de planícies, pré-alpinos, ou alpinos); 2- definir o volume do lago; 3- definir o tamanho do lago; 4- calcular a razão entre volume e área do lago; 5- verificar o tipo de estratificação térmica do lago (polimítico ou estratificado); 6- verificar a profundidade do lago para subdivisão dos muito rasos.

No caso dos lagos Paranoá e Descoberto, após a definição da tipologia segundo esses cinco passos, foram utilizadas as seguintes funções:

→ Fitoplâncton Total (Y1) (Equação 4.7):

$$Y1 = 1,403 * \text{Ln}(x) - 0,0152 \quad (4.7)$$

Onde x é o valor do biovolume total de fitoplâncton.

Para esse parâmetro, a escala de classificação é: Excelente – Bom = 2,95; Bom – Moderado = 6,0; Moderado - Pobre = 12,2; Pobre – Ruim = 25,1.

→ *Clorofila a* (Y2) (Equação 4.8):

$$Y2 = 1,6271 * \text{Ln}(x) - 2,1865 \quad (4.8)$$

Onde x é o valor da média de *clorofila a* no período analisado.

Para esse parâmetro, a escala de classificação é: Excelente – Bom = 9,7; Bom – Moderado = 17,8; Moderado - Pobre = 32,9; Pobre – Ruim = 61,0.

→ *Clorofila a* Máxima (Y3) (Equação 4.6): parâmetro calculado caso haja valores maiores que 125% do valor médio de *clorofila a* (Equação 4.9).

$$Y3 = 1,5378 * \text{Ln}(x) - 2,8645 \quad (4.9)$$

Onde x é o valor máximo de clorofila encontrado.

Para esse parâmetro, a escala de classificação é: Excelente – Bom = 17; Bom – Moderado = 33; Moderado - Pobre = 63; Pobre – Ruim = 120.

Em qualquer dos três parâmetros, caso os resultados obtidos sejam menores que 0,5 deverão ser reajustados para 0,5. Se os resultados forem maiores que 5,5 serão reajustados para 5,5.

• M2 - Classes algais: a métrica varia de acordo com o tipo de lago (espécies dominantes), e é calculada pelo biovolume de cianobactérias, clorófitas e/ou dinófitas e criptófitas;

→ Média de biovolume da classe algal considerada indicadora de cada tipo de lago (y) (Equação 4.10). No caso dos lagos Paranoá e Descoberto, foram consideradas as cianobactérias.

$$y = 1,453 * \text{Ln}(x) + 0,8916 \quad (4.10)$$

Onde x é o valor do biovolume médio de cianobactérias.

Para essa métrica, a escala de classificação é: Excelente – Bom = 1,5; Bom – Moderado = 3,0; Moderado - Pobre = 6,0; Pobre – Ruim = 12,0.

Os resultados obtidos menores que 0,5 serão reajustados para 0,5 e os resultados maiores que 5,5 serão reajustados para 5,5 para cálculo do PSI.

• M3 - PTSI (*Phytoplankton-Taxa-Seen-Index*): a lista elaborada contendo as espécies indicadoras é utilizada para classificar o estado trófico do lago baseado na composição das espécies encontradas (indicador taxonômico). O PTSI é aplicado por comparação entre o valor do índice e estado trófico pré-definido para o lago em estudo.

Para cálculo do PTSI, deve-se inicialmente verificar o táxon indicador apropriado, que é definido pelo tipo de lago já identificado no passo anterior. No caso dos lagos Paranoá e Descoberto, o táxon indicador são as cianobactérias.

Após essa identificação, devem-se verificar os fatores de peso e os valores de corte para cada estado trófico. No caso do lago Paranoá, os valores usados foram os seguintes:

- 1976 - 1998 = *Cylindrospermopsis* >> Categoria de abundância = 8; TAW (valor de estado trófico) = 4,97; Fator = 1.
- 1999 - 2011 = *Aphanocapsa* >> Categoria de abundância = 8; TAW (valor de estado trófico) = 1,34; Fator = 1.

Para o lago Descoberto:

- 2004 - 2011 = *Aphanocapsa* >> Categoria de abundância = 8; TAW (valor de estado trófico) = 1,34; Fator = 1.

Utiliza-se a Equação 4.8 para cálculo dessa métrica:

$$PTSI = \frac{\sum(\text{categoria de abundância } i * TAW_i * \text{fator de correção } i)}{\sum(\text{categoria de abundância } i * \text{fator de correção } i)} \quad (4.11)$$

Finalmente o cálculo do resultado do índice *Phyto-See-Index* (PSI) leva consideração o fato de que cada métrica tem seu fator de peso e o resultado final está classificado em cinco categorias, variando de ruim a excelente. O PSI é calculado de acordo com os seguintes passos (Equação 4.9):

- a) Multiplicar todos os índices calculados pelos fatores de peso, que são específicos e tabelados para cada tipo de lago e métrica, nos ambientes desse estudo os fatores são F1 = 4; F2 = 1 e F3 = 2;
- b) Somar todos os resultados (numerador da equação), e;
- c) Dividir pela soma de todos os fatores de peso aplicados (denominador da equação);

$$PSI = \frac{(M1 * F1) + (M2 * F2) + (M3 * F3)}{7} \quad (4.12)$$

- d) Converter o PSI para a classe de estado ecológico (Tabela 4.7).

Tabela 4.7: Valores e classificação do PSI

Valor de PSI	Classe
0,5 – 1,5	1 (excelente)
1,51 – 2,5	2 (bom)
2,51 – 3,5	3 (moderado)
3,51 – 4,5	4 (inferior)
4,51 – 5,5	5 (ruim)

4.5.5. Índice Q – *Assemblage Index* (Padisák *et al.*, 2006).

O índice foi desenvolvido utilizando dados mensais de monitoramento de oito lagos rasos da Hungria, com dados relativos a períodos que variaram de 6 meses a 2 anos. Porém, os autores recomendam que no caso de lagos em regiões temperadas uma amostra é suficiente, desde que seja realizada no verão (período de maior crescimento algal). As amostras foram preservadas em solução Lugol e a contagem do fitoplâncton realizada em câmara de Utermöhl em microscópio invertido. O picoplâncton foi contado seguindo padronização de Padisák *et al.* (1999). A estimativa de biomassa foi realizada através da multiplicação da densidade pelo volume (calculado pela forma geométrica), supondo a densidade específica do fitoplâncton de 1,00g/cm³. As espécies foram classificadas em códons e somadas em grupos funcionais de acordo com Reynolds *et al.* (2002) e Padisák *et al.* (2003).

O fator F é um valor presente no cálculo do índice, que estabelece um peso para cada grupo funcional, e é determinado de acordo com cada tipologia do lago observado. Esse fator é tabelado e foi definido com base em conhecimento prévio das características dos lagos utilizados no desenvolvimento do índice (dados de monitoramento e conhecimento de especialistas). No caso dos lagos Paranoá e Descoberto foi escolhido o lago tipo 3 (três) para determinação do fator F, que é um lago alcalino, perene, com profundidades entre 1 e 3 metros, área de superfície entre 10 e 100km² (Tabela 4.8).

O Índice Q é calculado pela seguinte equação (4.13):

$$Q = \sum_{i=1}^n p_i F_i, \text{ onde:} \quad (4.13)$$

$$I = 1$$

P_i = biomassa do grupo funcional i / biomassa total da amostra

F = fator estabelecido para cada grupo funcional de acordo com cada tipo de lago

Tabela 4.8: Valores do Fator F para o lago tipo 3

Grupo Funcional	Fator F	Grupo Funcional	Fator F
A	5	P	5
C	4	S1	0
D	4	SN	0
E	2	T	5
F	3	TB	
J	2	V	0
K	5	W1	3
L0	3	W2	3
LM	0	X1	3
M	0	X2	4
MP	5	X3	4
N	2	Y	3
NA			

O valor do índice (Q) resultante da equação varia entre 0 e 5, em cinco grades, de acordo com DQA: 0-1: ruim; 1 -2: insatisfatório; 2 -3: moderado; 3 – 4: bom e 4 – 5: excelente.

4.6. APLICAÇÃO DOS ÍNDICES DE INTEGRIDADE BIÓTICA DO FITOPLÂNCTON

4.6.1. Abordagens utilizadas para aplicação dos índices de integridade biótica do fitoplâncton nos lagos Paranoá e Descoberto

Nessa etapa realizou-se a aplicação dos índices selecionados utilizando os dados do monitoramento limnológico mensal realizado pela Caesb em cinco estações no lago Paranoá e uma estação no lago Descoberto. No Paranoá, para cada estação de monitoramento a aplicação dos índices se deu em duas etapas. Primeiramente, utilizaram-se os dados obtidos desde o início do monitoramento até o início da operação das novas estações de tratamento de esgotos e o deplecionamento do lago, correspondente ao período de 1976 a 1998. E depois, em um segundo período, posterior à otimização dos processos de tratamento e alteração da operação lago Paranoá, no período de 1999 a 2011. No Descoberto, a aplicação dos índices foi realizada com dados da estação de amostragem mais profunda, com coletas em diferentes profundidades da coluna d'água, correspondentes ao período de 2004 a 2010.

Na aplicação de todos os índices, foram utilizados valores médios, sem análise de diferenças entre períodos climatológicos, e sem cobertura de falhas ou retirada de dados extremos, conforme explicado anteriormente.

Lago Paranoá

No lago Paranoá, o monitoramento das variáveis de qualidade da água é feito pela Caesb em cinco estações de amostragem (Figura 4.6). Em quatro delas (A, B, D e E) as coletas são realizadas a 1 metro de profundidade. Na estação C, a coleta é feita em toda a coluna d' água (na superfície, 1, 10, 15 e 20 metros de profundidade e a 1 metro do fundo) (Tabela 4.9).

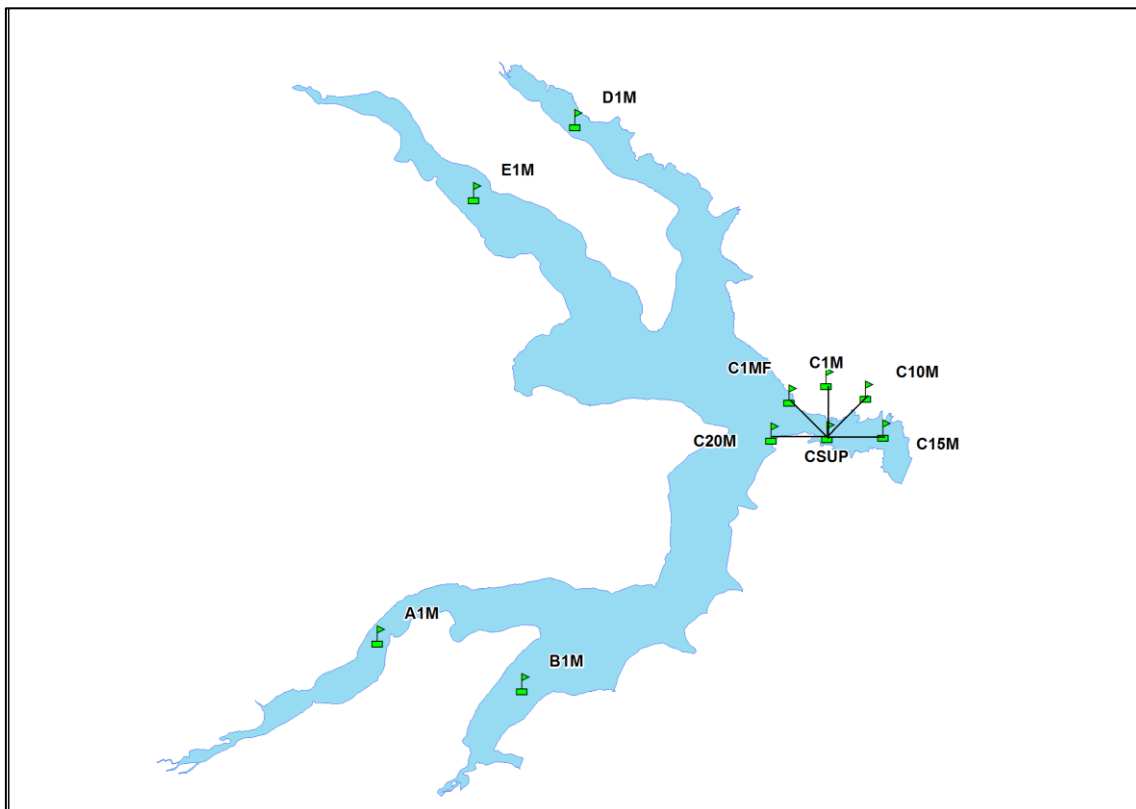


Figura 4.6: Esquema representativo da localização das estações de amostragem do lago Paranoá

Para referência aos dados e apresentação dos resultados foi adotada a seguinte nomenclatura para as estações de amostragem: A1M; B1M; CSUP; C1M; C10M; C15M; C20M; C1MF; D1M; E1M (Tabela 4.9).

Tabela 4.9: Descrição das estações de amostragem do monitoramento realizado pela Caesb no lago Paranoá.

Estações	Referência	Coordenadas Geográficas		Profundidade da coleta	Estações (Nomenclatura)
		Sul	W Gr.		
A	Próx. Trem do Lago/Posto Shell	15°49' 41,8"	47°53'09,5"	1 metro	A1M
B	Parque da QL 14 (ultraleve)	15°50'14.6	47°51'31,3"	1 metro	B1M
C	Área central	15°47'30.9	47°48'00,8"	Superfície	CSUP
				1 metro	C1M
				10 metros	C10M
				15 metros	C15M
				20 metros	C20M
				1 metro do fundo	C1MF
D	Entrada do ribeirão do Torto	15°44'02.8	47°50'50,0"	1 metro	D1M
E	Clube Minas Brasília	15°44'50.0	47°51'59,6"	1 metro	E1M

Fonte: Caesb (2012).

Lago Descoberto

No lago Descoberto, os dados de monitoramento da Caesb são oriundos da coleta em uma única estação de amostragem. A estação está localizada próximo ao barramento e à captação de água bruta aduzida à estação de tratamento (Figura 4.7).

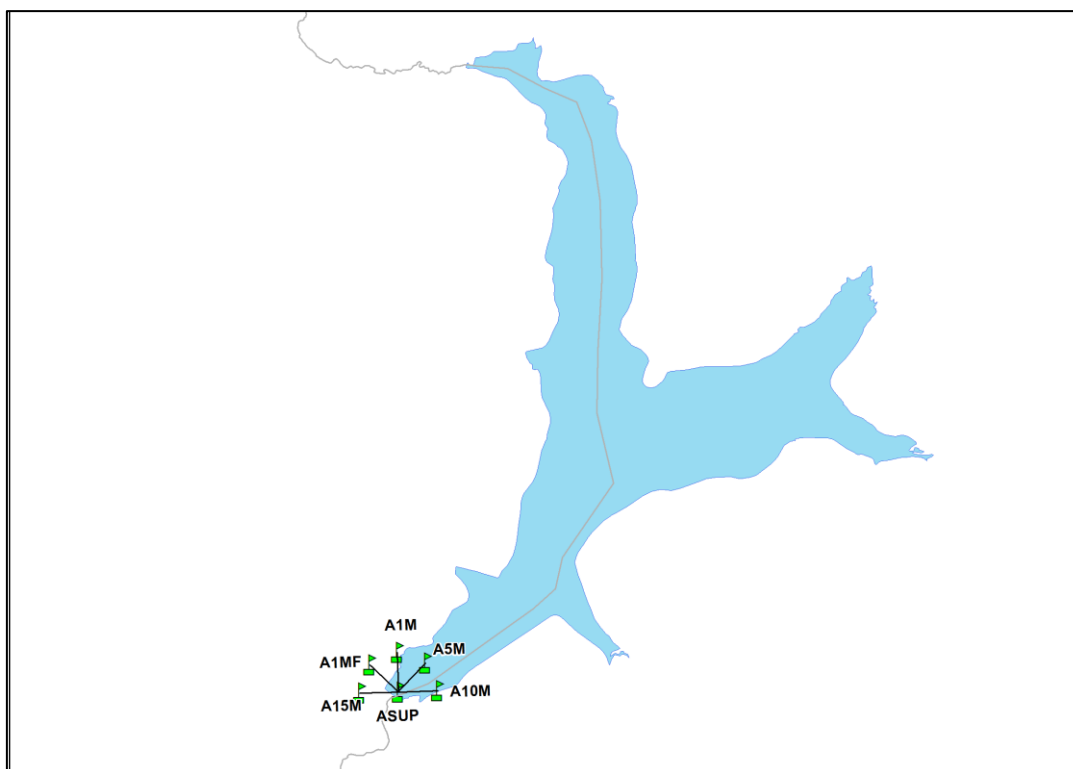


Figura 4.7: Esquema representativo da localização das estações de amostragem do lago Descoberto

Para referência aos dados e apresentação dos resultados foi adotada a seguinte nomenclatura para as estações de amostragem: ASUP; A1M; A5M; A10M; A1MF (Tabela 4.10). Também estão apresentadas nessa tabela as diferentes profundidades amostradas em toda a coluna d'água.

Tabela 4.10: Estação de amostragem no lago Descoberto e respectiva profundidade.

Estação	Profundidade da coleta	Estações (Nomenclatura)
	Superfície	ASUP
A	1 metro	A1M
	5 metros	A5M
	10 metros	A10M
	1 metro do fundo	A1MF

4.6.2. Análise comparativa das aplicações dos índices de integridade biótica do fitoplâncton no lago Paranoá

Após a aplicação dos cinco índices com as abordagens mencionadas no item 4.6.1, ou seja, aplicação dos índices com os dados das cinco estações de amostragem do lago Paranoá (avaliação

espacial) e entre os dois períodos distintos do monitoramento (avaliação temporal), procedeu-se a uma análise comparativa entre os resultados obtidos. Essa comparação foi possível pois os resultados dos índices possuem a mesma nomenclatura e valores (Figura 4.8): “Ruim” = 0,1; “Insatisfatório” = 0,3; “Moderado” = 0,5; “Bom” = 0,7 e “Excelente” = 0,9, de acordo com a DQA - Diretiva Quadro da Água da União Europeia (EC, 2000).

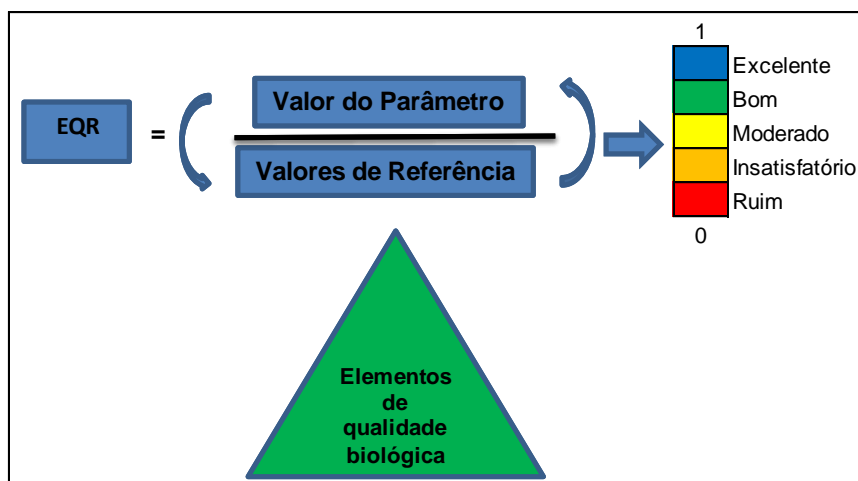


Figura 4.8: Representação gráfica do conceito de EQR (Razão de Qualidade Ecológica). Adaptado de Van de Bund e Solimini (2007).

4.6.3. Comparação da aplicação dos índices nos lagos Paranoá e Descoberto

Para a avaliação da aplicação dos índices de integridade biótica do fitoplâncton em ambientes com diferentes características na bacia de drenagem, foi realizada uma comparação entre os resultados obtidos em todas as profundidades da estação C do lago Paranoá e da estação A do lago Descoberto.

As estações de monitoramento escolhidas para essa avaliação são as mais profundas dos respectivos ambientes e possuem dados históricos do monitoramento do fitoplâncton em toda coluna de água. Dessa forma, pode-se comparar o comportamento dos mesmos índices bióticos quando aplicados nos dois ambientes, considerando o período de 2004 a 2011 para o lago Descoberto e o período de 1999 a 2011 para o lago Paranoá.

Essa comparação foi realizada também convertendo os resultados dos índices para a mesma nomenclatura e valores: “Ruim” = 0,1; “Insatisfatório” = 0,3; “Moderado” = 0,5; “Bom” = 0,7 e “Excelente” = 0,9, de acordo com a DQA - Diretiva Quadro da Água da União Europeia (EC, 2000).

4.6.4. Avaliação dos índices de integridade biótica do fitoplâncton testados

Para avaliar o desempenho dos índices, foi realizada uma análise de correlação linear entre os resultados de cada índice e os valores médios de *clorofila a*, fósforo total e biomassa total, de acordo com a metodologia proposta por Wu *et al.* (2011) para a avaliação de índices bióticos. Esses parâmetros foram utilizados porque são os mais comumente usados para avaliação das condições das águas em programas de monitoramento, conforme já visto anteriormente. A avaliação levou em consideração tanto os resultados da aplicação dos índices com dados do lago Paranoá quanto do Descoberto.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A metodologia adotada para a realização do presente trabalho foi definida como forma de prover uma avaliação crítica da utilização de diferentes índices de integridade biótica do fitoplâncton. Desse modo, a revisão bibliográfica foi voltada para a busca de índices multimétricos que adotassem o fitoplâncton como bioindicador. Buscou-se, com isso, promover uma reflexão sobre as metodologias que têm sido usadas no desenvolvimento desses índices e da utilização dos mesmos em programas de monitoramento da qualidade da água.

Os lagos Paranoá e Descoberto, no Distrito Federal, foram escolhidos como caso de aplicação da metodologia proposta devido às diferenças de uso e ocupação do solo nas duas bacias, assim como alteração na qualidade da água, especialmente no lago Paranoá, ao longo do tempo, e a importância desses corpos d'água para a população do Distrito Federal. Também foi considerado um fator de peso a existência de um programa de monitoramento da qualidade da água já estabelecido, com uma longa série de dados. Além disso, verifica-se a tendência de aumento e de diversificação da ocupação da bacia de drenagem do Descoberto, e a possibilidade de se utilizar água do Paranoá para outros fins, além dos atuais, inclusive usos consuntivos, como abastecimento de água e outros menos nobres, o que reforçam a importância de estudos que possam prever alterações na qualidade da água de forma confiável.

Para a aplicação dos índices com os dados históricos dos lagos Paranoá e Descoberto foram necessárias adaptações, especialmente no que concernem as unidades em que os dados se encontravam. Parte dos dados relativos às características das espécies/gêneros fitoplanctônicos como volume celular, número de células por colônia, para obtenção dos valores em biovolume e número de células/L, respectivamente, tiveram que ser calculados utilizando-se valores de referência da literatura taxonômica, como descrito no item 4.4.1 da Metodologia.

5.1. SELEÇÃO DOS ÍNDICES DE INTEGRIDADE BIÓTICA DO FITOPLÂNCYTON ADEQUADOS AOS AMBIENTES DE ESTUDO E À BASE DE DADOS DISPONÍVEL

Nessa etapa estão apresentados os resultados do levantamento dos índices de integridade biótica, da obtenção de informações do monitoramento dos ambientes em estudo e a organização destas em um banco de dados.

5.1.1. Levantamento dos índices de integridade biótica

Na pesquisa bibliográfica, que compreendeu publicações do período de 1999 a 2012, foi realizado um levantamento dos índices de integridade biótica que utilizam o fitoplâncton como indicador e que poderiam ser aplicados nos ambientes de estudo. Foram encontrados 11 índices que utilizam parâmetros relacionados ao fitoplâncton, com diferentes abordagens metodológicas de desenvolvimento.

Também se verificou o emprego de parâmetros fitoplanctônicos de forma a avaliar variações na qualidade da água, dentre eles: biomassa, abundância e composição do fitoplâncton, frequência e intensidade de florações. Assim, o fato de distintos índices de integridade biótica incorporar múltiplas métricas que englobam esses parâmetros relacionados ao fitoplâncton, além da possibilidade de comparar ambientes com comunidades e espécies dominantes díspares, foram fatores determinantes para a seleção dos índices a serem avaliados para aplicação aos ambientes em estudo no presente trabalho.

Os índices de integridade biótica identificados nas buscas realizadas reúnem métricas que refletem atributos funcionais ou estruturais de espécies bioindicadoras (Kane *et al.*, 2009); atributos estruturais no nível de comunidade, como diversidade e equitabilidade (ex.: Spatharis e Tsirtisis, 2010); atributos funcionais no nível de comunidade (ex.: Pádisak *et al.*, 2006). O Quadro 5.1 mostra os índices encontrados, assim como suas respectivas métricas.

Quadro 5.1: Índices multimétricos fitoplanctônicos pesquisados e suas respectivas métricas.

ÍNDICES / MÉTRICAS	clorofila a	densidade cianobacterias	riqueza de especies	índice de diversidade	índice de saprobidade	biomassa do fitoplâncton	índice de Brettum (biovolume)	abundância relativa de cianobactérias	taxa de zooplâncton	densidade de espécie dominante	biomassa de zooplâncton	biomassa de crustáceos	carbono orgânico dissolvido	feofitina	abundância relativa a biomassa	classes algais	classes de tamanho	biomassa de cianobactérias	abundância relativa das espécies fitoplactônicas dominantes	espécies indicadoras	densidade total de fitoplâncton	total de células eucarióticas	
P-IBI - German Phytoplankton Index of Biotic Integrity (Wu et al., 2012)	X	X	X	X	X																		
Brettum Index - Áustria e Eslovênia (Kaiblinger et al., 2009)						X	X																
P-IBI - Plankton Index of Biotic Integrity (Kane et al., 2009)						X		X	X	X	X	X											
P-IBI - Phytoplankton Index of Biotic Integrity for Chesapeake Bay (Lacouture et al., 2002)	X					X							X	X	X	X			X				
PSI - Phyto-See-Index (Mischke et al., 2008)						X														X			
Índice Fitoplanctônico Integrado - IPI (Spatharis e Tsirtsis, 2010)	X			X													X						
ISS-Phyto - Index of size spectra Sensitivity of Phytoplankton (Lugoli et al., 2012)	X															X				X			
Phymed -Mediterranean Phytoplankton Index (Pachés et al., 2012)	X																						X
PMPL - Phytoplankton Metric for Polish Lakes (Napiórkowska-Krzebietke et al., 2012)	X					X																	
P-IBI - Phytoplankton Index of Biological Integrity for Iraquian marshes (Mauloud et al., 2011)	X		X															X	X		X		
Q Index (Padisák et al., 2006)						X										X				X			

Legenda: X = métrica presente no índice

5.1.2. Seleção dos índices de integridade biótica

Dos índices pesquisados, foram selecionados para a aplicação com os dados de monitoramento dos lagos Paranoá e Descoberto os seguintes: P-IBI-G - *German Phytoplankton Index of Biotic Integrity* (Wu *et al.*, 2012); P-IBI-I - *Phytoplankton Index of Biotic Integrity for Iraq* (Maulood *et al.*, 2011); *Integrated Phytoplankton Index* - IPI (Spatharis e Tsirtsis, 2010); PSI – *Phyto-See-Index* (Mischke *et al.*, 2008) e Índice Q – *Assemblage Index* (Padisák *et al.*, 2006).

A escolha desses cinco índices foi baseada na possibilidade de aplicação de cada um nos lagos Paranoá e Descoberto, mediante as exigências dos parâmetros físicos, químicos e biológicos necessários aos cálculos de cada métrica. Além disso, tentou-se buscar aqueles índices onde as características do corpo d'água fossem similares às encontradas no Paranoá e Descoberto. Por isso, como boa parte dos índices foi desenvolvida para ambientes particulares, algumas ressalvas para o cálculo das métricas tiveram que ser feitas.

A discussão sobre a aplicação de cada índice selecionado será apresentada no item 5.2. Os outros seis índices encontrados não puderam ser aplicados por diferentes razões, conforme explicitado nos parágrafos a seguir.

O índice *Plankton Index of Biotic Integrity* é um índice de integridade biótica planctônico (fitoplâncton e zooplâncton) desenvolvido por Kane *et al.* (2009), a partir de dados de plâncton e estado trófico, coletados de 1970 e 1996, com intuito de avaliar mudanças na saúde do ecossistema do lago Erie (região dos grandes lagos, EUA). As métricas que compõe o índice são: percentagem da abundância dos gêneros de cianobactérias *Microcystis*, *Anabaena* e *Aphanizomenon* do total de espécies encontradas; biomassa total das espécies fitoplanctônicas; taxa de zooplâncton; densidade de *Limnocalanus macrurus*, espécie de calanóida presente no zooplâncton; biomassa de crustáceos no zooplâncton.

Segundo os autores, o índice desenvolvido para o lago Erie reflete os diversos usos da água, e pode ser utilizado para monitorar as mudanças na qualidade da água, visto que o índice demonstrou as alterações espaciais e temporais ocorridas no lago. Entretanto, esse índice não pode ser adaptado para utilização nesse estudo, porque, apesar de haver monitoramento do zooplâncton tanto no lago Paranoá, quanto no Descoberto, a identificação não é feita ao nível

de espécie, o que impossibilitou o atendimento às métricas do índice que utilizam esse parâmetro.

Kaiblinger *et al.* (2009) testaram, em três grandes lagos peri-alpinos (lago Geneva, lago Annecy e lago Bourget), dois índices desenvolvidos a partir das propostas da DQA (Diretiva Quadro da Água da União Europeia) – o PSI (*Phytoplankton Index*), na Alemanha, e *Austrian Index*, para Áustria e Eslovênia. Os dados de monitoramento utilizados na aplicação dos índices variaram de séries de mais de 30 anos a série de três anos. As principais métricas do índice PSI são: classes de algas; biomassa total; *clorofila a* total; composição das espécies de fitoplâncton. E as principais métricas do *Austrian Index* são: biomassa total; índice de Brettum (índice obtido a partir da média aritmética do biovolume das espécies indicadoras de quatro coletas em diferentes datas).

Kaiblinger *et al.* (2009) concluíram que os métodos testados demonstraram não serem adequados para a avaliação da qualidade da água nas áreas de estudo, uma vez que não indicaram a mesma categoria trófica, exceto para um dos lagos (Annecy). Entretanto, os resultados mostraram que os métodos podem ser suficientes para comparar o estado trófico de diferentes lagos, mas não são suficientemente sensíveis para analisar a evolução da qualidade da água de cada lago separadamente. Assim, o PSI, apresentado mais detalhadamente na Metodologia, foi aplicado nesse estudo, porém, não foi possível a aplicação do *Austrian Index* devido à dificuldade de encontrar material com a descrição detalhada da metodologia do índice, principalmente da pontuação final.

O índice de integridade biótica fitoplanctônico P-IBI (*Phytoplankton Index of Biotic Integrity*) foi elaborado por Lacouture *et al.* (2006) a partir de dados coletados ao longo de 18 anos em Chesapeake Bay, uma grande área estuarina nos Estados Unidos. A metodologia utilizada no desenvolvimento do índice aplicou uma aproximação analítica do trabalho descrito por Karr (1981). As métricas que compõe o índice são: *clorofila a*; biomassa total de cianobactérias, diatomáceas, dinoflagelados, nano-micro algas; carbono orgânico dissolvido; feofitina; porcentagem de criptófita na biomassa; abundância de *Procentrum minimum* (dinoflagelado), *Microcystis aeruginosa* (cianobactéria) e picofitoplâncton.

A nota final do P-IBI é calculada pela média dos valores das métricas, e pode variar de 1 a 5. As métricas podem ser pontuadas em 1, 3 ou 5. Esse valor varia se a métrica aproxima, desvia

ligeiramente, ou se desvia muito a partir da distribuição da métrica na comunidade de referência, respectivamente. Entretanto, a aplicação desse índice não foi possível porque as métricas utilizadas foram desenvolvidas para ambientes costeiros, e a escolha das espécies indicadoras leva em consideração a salinidade da água.

Lugoli *et al.* (2012) desenvolveram um índice para águas transicionais e costeiras utilizando a sensibilidade espectral de tamanho do fitoplâncton (*ISS-Phyto*). O objetivo do estudo foi analisar a habilidade de diferentes espectros de tamanho discriminarem ambientes com perturbações das condições naturais de outros não perturbados. Esse índice integra métricas de espectro de tamanho, sensibilidade de classes de tamanhos a distúrbios antropogênicos, biomassa do fitoplâncton (*clorofila a*) e limiares de riqueza taxonômica.

A utilização desse índice nos ambientes escolhidos para esse trabalho não foi possível devido às características do ambiente para o qual foi desenvolvido (ambientes marinhos e águas transicionais). Conforme Lugoli *et al.* (2012) afirmam, diversos fatores podem alterar a estrutura de tamanho e distribuição do fitoplâncton, que tende a apresentar diferenças espaciais e temporais influenciadas pela dinâmica vertical da água, profundidade e estado trófico.

Pachés *et al.* (2012) desenvolveram um índice para avaliação dos corpos de água costeiros na região de Valência, na Espanha, o *Phymed* - Índice Multimétrico Fitoplanctônico do Mediterrâneo. As métricas que compõem o índice são: *Clorofila a*; total de células eucarióticas + cianobactérias; total de picocianobactérias; total de *Prymnesiophyceae*; total de diatomáceas + *Cryptophyceae*; inverso da % de *Prymneophyceae* do total de células fitoplanctônicas.

As métricas do índice *Phymed* foram escolhidas a partir da avaliação da composição da comunidade fitoplanctônica da região, sendo o índice adaptado às variáveis do corpo d'água. Assim, os autores concluíram que o índice é aplicável ao ambiente estudado, pois foi capaz de demonstrar que o status ecológico da região. Por essa especificidade regional do índice não foi possível adaptá-lo para utilização com os dados dos lagos Paranoá e Descoberto.

5.1.3. Dados históricos de monitoramento dos lagos Paranoá e Descoberto

Os dados das variáveis físicas, químicas e biológicas utilizadas nessa avaliação foram oriundos do programa de monitoramento da Caesb – Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito

Federal, realizado desde 1976 até 2011. Dessa forma, os dados históricos gerados no monitoramento limnológico mensal, nas diferentes estações de amostragem dos lagos Paranoá e Descoberto, foram utilizados para o estudo da dinâmica do fitoplâncton e para a avaliação comparativa do emprego de diferentes índices de integridade biótica.

Os resultados do monitoramento realizado no lago Paranoá utilizados nesse trabalho compreendem o período de setembro de 1976 a dezembro de 2011 para as estações A, B, C, D e E, onde as amostras foram coletadas a 1 metro de profundidade. Além disso, na estação C, foram coletadas amostras na superfície, a 1m, 10m, 15m, 20m e a 1m do fundo. Já para o Descoberto, o período compreendido foi de janeiro de 2004 a dezembro de 2011, com amostras coletadas somente na estação A, na superfície e com profundidades de 1m, 5m, 10m e 1m do fundo.

A utilização de dados já existentes em uma pesquisa apresenta vantagens em comparação com o esforço investido na coleta de dados primários, sendo as mais significativas às relacionadas com tempo e custo, pois é geralmente mais econômico e rápido usar dados secundários do que conduzir pesquisas na busca de dados primários, conforme afirma Kovacs (2006). Além disso, no caso em questão, a utilização de dados secundários foi importante porque proporcionou a oportunidade de se comparar momentos distintos em relação à qualidade da água do Paranoá. Também propiciaram verificar o comportamento dos índices como ferramenta para avaliar a qualidade da água a partir de programas de monitoramento já instituídos, além de configurar uma tentativa de se extrair mais informações de bases de dados já existentes.

Apesar de apresentar vantagens, a utilização de dados secundários impõe limitações: primeiro em relação à disponibilidade, pois apenas parte dos dados estava disponível em formato já adequado para uso nesse estudo (unidades, identificação ao nível de espécies), requerendo adaptações para a adequação. Uma segunda limitação identificada com a utilização de dados secundários é a validação desses dados, pois existe a dificuldade de se mensurar e avaliar os possíveis erros de amostragem ou análise, por exemplo. Além disso, a metodologia utilizada na obtenção desses dados pode ser diferente daquela empregada na geração daqueles utilizados no desenvolvimento dos índices estudados. Assim, diversos dados necessitaram ser adaptados para o cálculo dos índices.

Portanto, pode-se listar como as principais dificuldades advindas da utilização dos dados secundários observadas na execução desse trabalho o seguinte:

1. Identificação do fitoplâncton na maior parte das análises somente até o nível de gênero, o que exigiu adaptações na aplicação dos índices, além da impossibilidade de se calcular o valor real de riqueza e diversidade de espécies, o que certamente influenciou os resultados obtidos;

2. Necessidade de adaptação de unidades utilizadas: os dados disponibilizados pela Caesb possuíam resultados de contagens de indivíduos (Ind/L) e biovolume (mg/L), assim, para adequação para cálculo das métricas, foi necessário calcular a contagem de células por litro (Cel/L) e o biovolume (mg/L) para os gêneros que estavam sem essa informação.

O banco de dados para o cálculo das métricas forneceu a possibilidade de se avaliar a frequência de dados faltantes de variáveis utilizadas para aferir os índices empregados nesse trabalho (fósforo total, *clorofila a*, fitoplâncton). A avaliação foi feita somente para essas variáveis, devido ao fato de que os índices selecionados somente contarem com essas entre suas métricas.

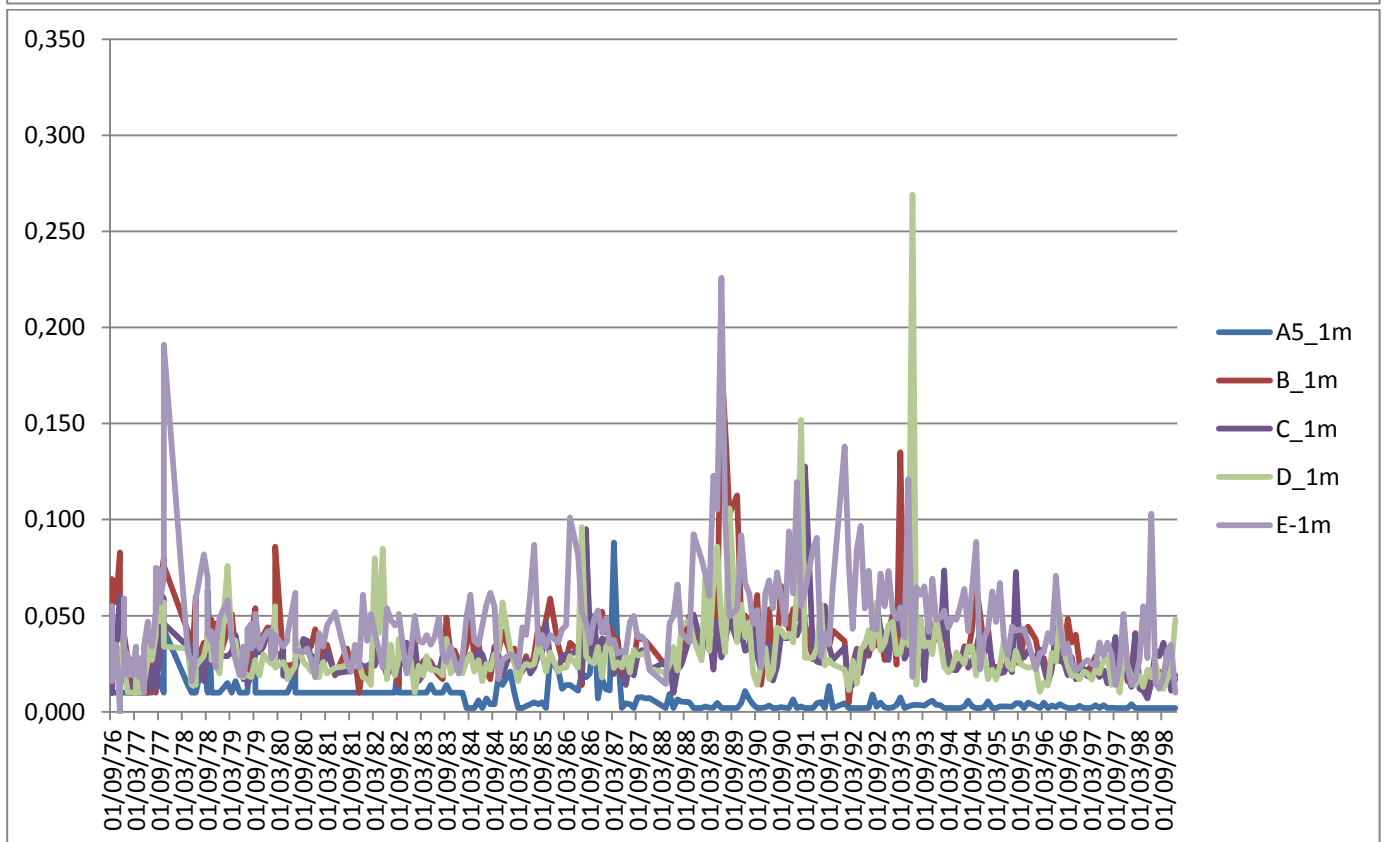
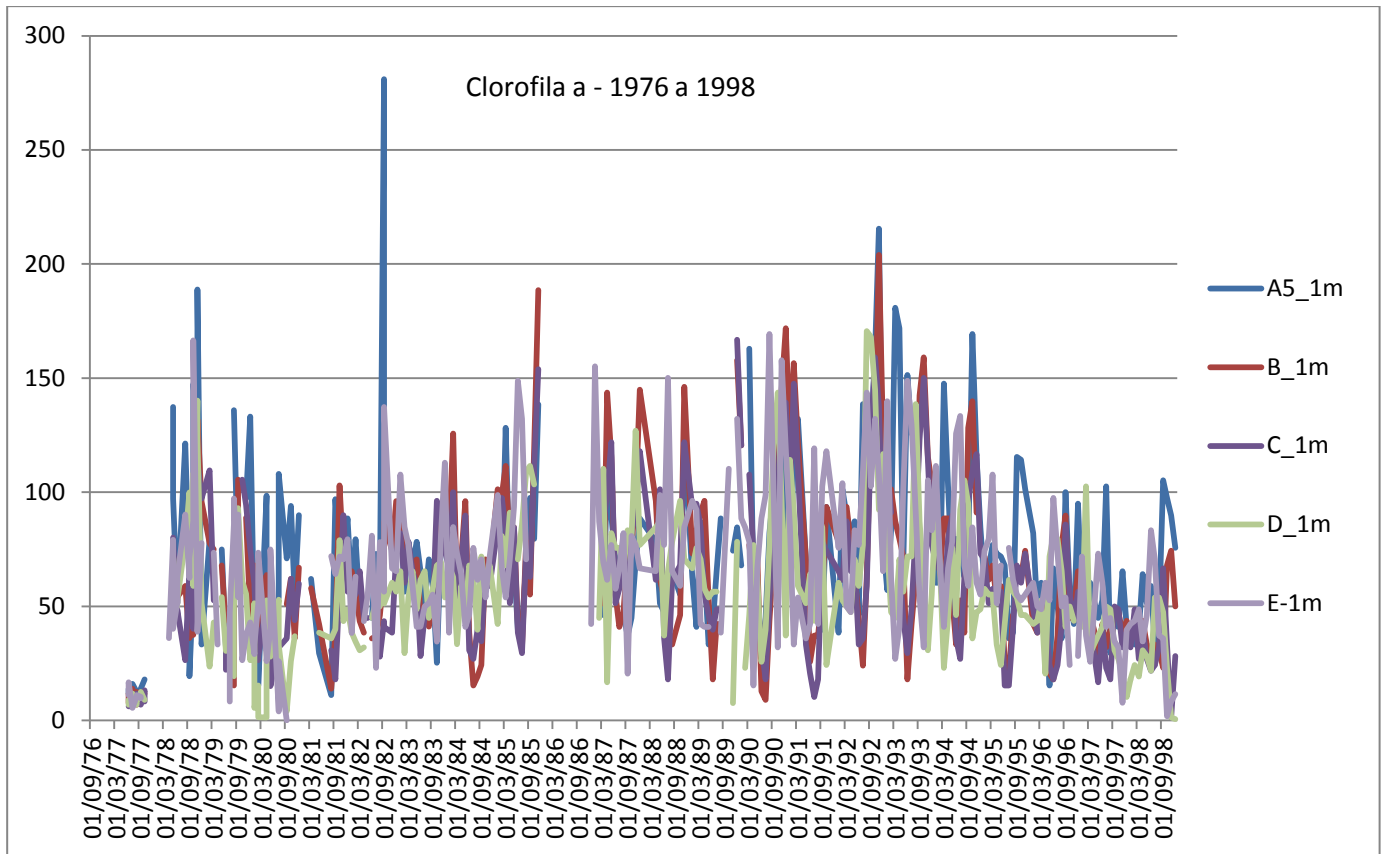
Analisando a frequência de monitoramento das análises de fósforo total, verifica-se que para o lago Paranoá a porcentagem de meses sem resultados, no período de setembro de 1976 a dezembro de 1998 é de cerca de 9% de um total de 271 amostras, no período seguinte (janeiro de 1999 a dezembro de 2011) praticamente não se registram falhas. Porém, na estação C, as amostras coletadas a 15m e a 1m do fundo, passaram a ser registradas somente a partir de 1986 e 1993, respectivamente. Para a *clorofila a*, as falhas chegaram a cerca de 20%. Também se verifica que na estação C, a 1m do fundo, começou a ser monitorada posteriormente, a partir de 1993.

Ponderando os valores médios das variáveis (Figuras 5.1, 5.2 e 5.3), no Paranoá, foi possível verificar que durante todo o período analisado houve valores extremos tanto de fósforo total quanto de *clorofila a*, com valores máximos até 70% maiores que os valores médios. Isso ocorreu nos dois períodos avaliados (1976 a 1998 e 1999 a 2011) e em todas as estações de amostragem. Porém, se observa diferenças entre esses períodos, com uma diminuição considerável dos valores de fósforo total e *clorofila a* em todas as estações de amostragem, chegando a quase 10 vezes menores para *clorofila a*, e até três vezes para o fósforo total.

Como exemplo, para a estação A, no período de 1976 a 1998, a *clorofila a* apresentou valor máximo de 281,0 ug/L e mínimo de 7,6 ug/L; já no período de 1999 a 2011 o valor máximo foi de 33,7 ug/L e mínimo de 0,6 ug/L (nos cálculos de valor mínimo, média e desvio-padrão foram desprezados valores iguais à zero). Também se observa, ao analisar as profundidades 10m, 15m, 20m e 1m do fundo da estação de amostragem C (Figura 5.4), que nos dois períodos avaliados (1976 – 1998 e 1999 – 2011) os valores de *clorofila a* tendem a decrescer com a profundidade e os de fósforo total tem comportamento inverso.

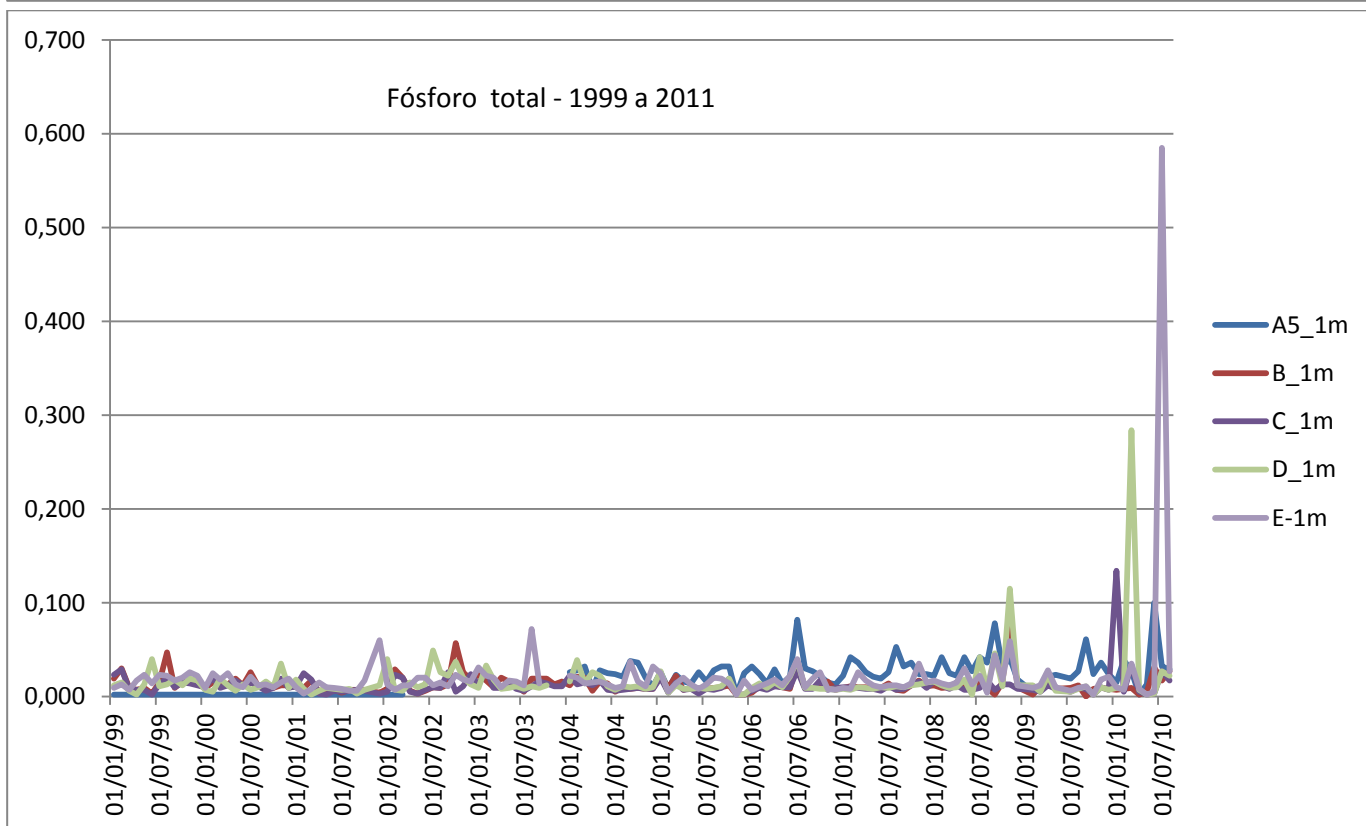
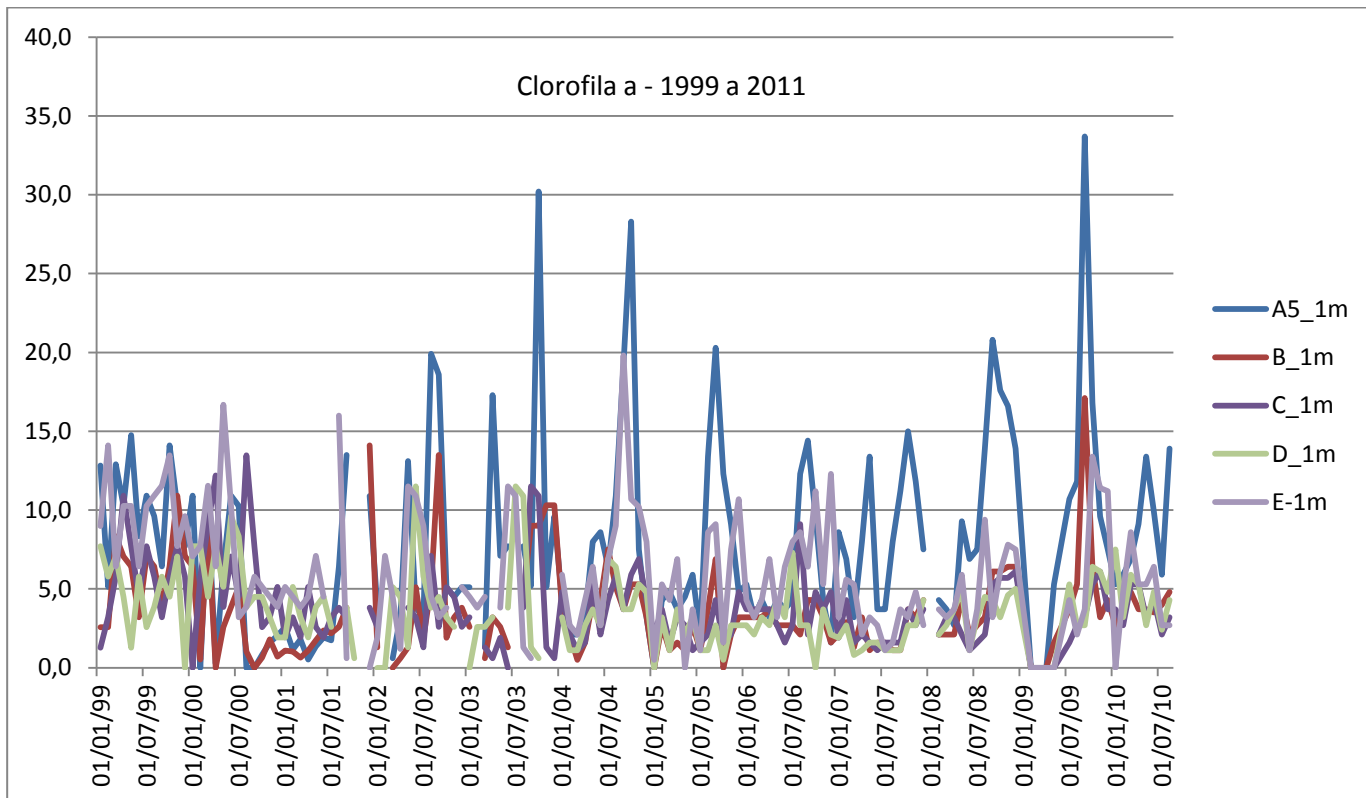
Analisando a frequência de análises de identificação e contagem de fitoplâncton no lago Paranoá, verificou-se que não foi realizada somente 10,5% dos meses, de um total de 424 meses. Entretanto, quando se observa cada estação de coleta separadamente, observou-se que na C, em todas as profundidades, houve alto índice de falhas (chegando a 81% dos meses amostrados), porém não é possível afirmar com certeza se não houve coleta nessas estações ou se nenhum organismo foi encontrado, visto que essas observações não se encontravam registradas nos formulários. Observou-se também que as coletas na superfície da estação C não foram regulares até setembro de 2009.

Ponderando os valores médios das variáveis, foi possível constatar que durante todo o período analisado foram registrados valores extremos tanto de densidade quanto de biomassa de fitoplâncton (Figura 5.5), isso pode indicar que o lago Paranoá apresentou variações sazonais ao longo do período analisado. Não foram retirados do banco de dados valores máximos ou mínimos, uma vez que o cálculo das métricas dos índices utiliza, em sua maioria, valores médios ou somatórios. Também se avaliou que tais valores podem ser indicativos de características reais da população em estudo ao longo do período avaliado (ex.: valores extremos de densidade do fitoplâncton).



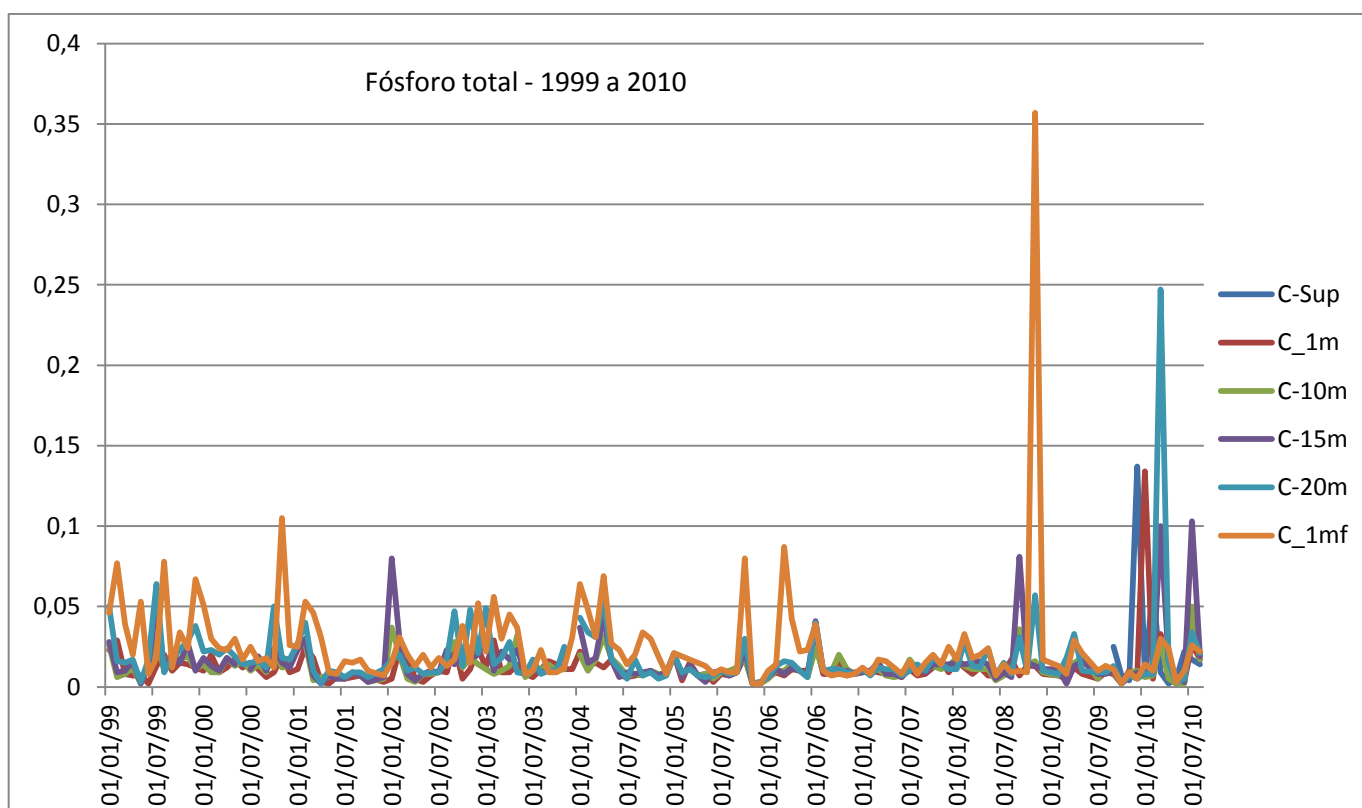
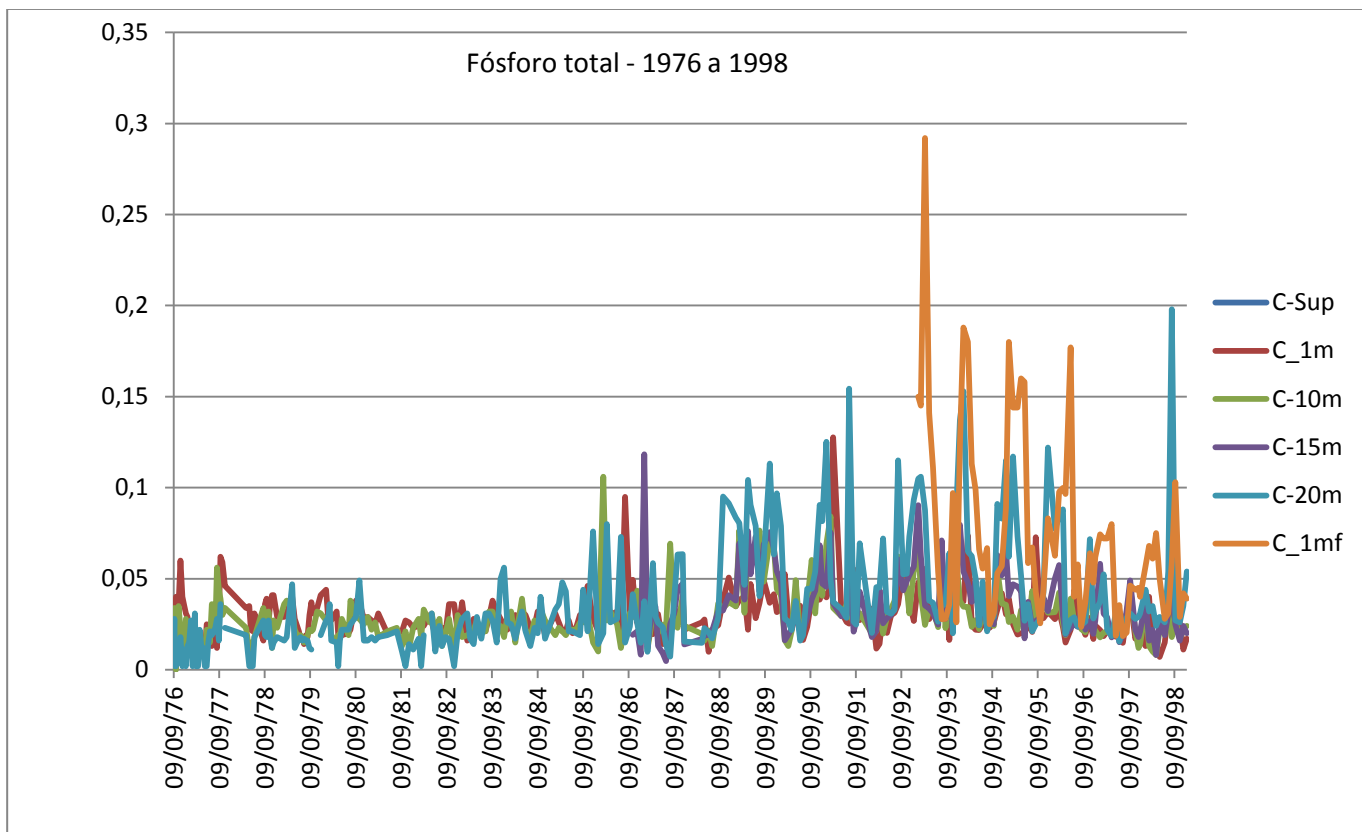
Legenda: AIM – estação A, profundidade 1m; BIM – estação B, profundidade 1m; CIM – estação C, profundidade 1m; DIM, estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m.

Figura 5.1: Série temporal dos valores de clorofila a (ug/L), fósforo total (mg/L) aferidos no lago Paranoá no período de 1976 – 1998, nas estações A,B, C, D e E.



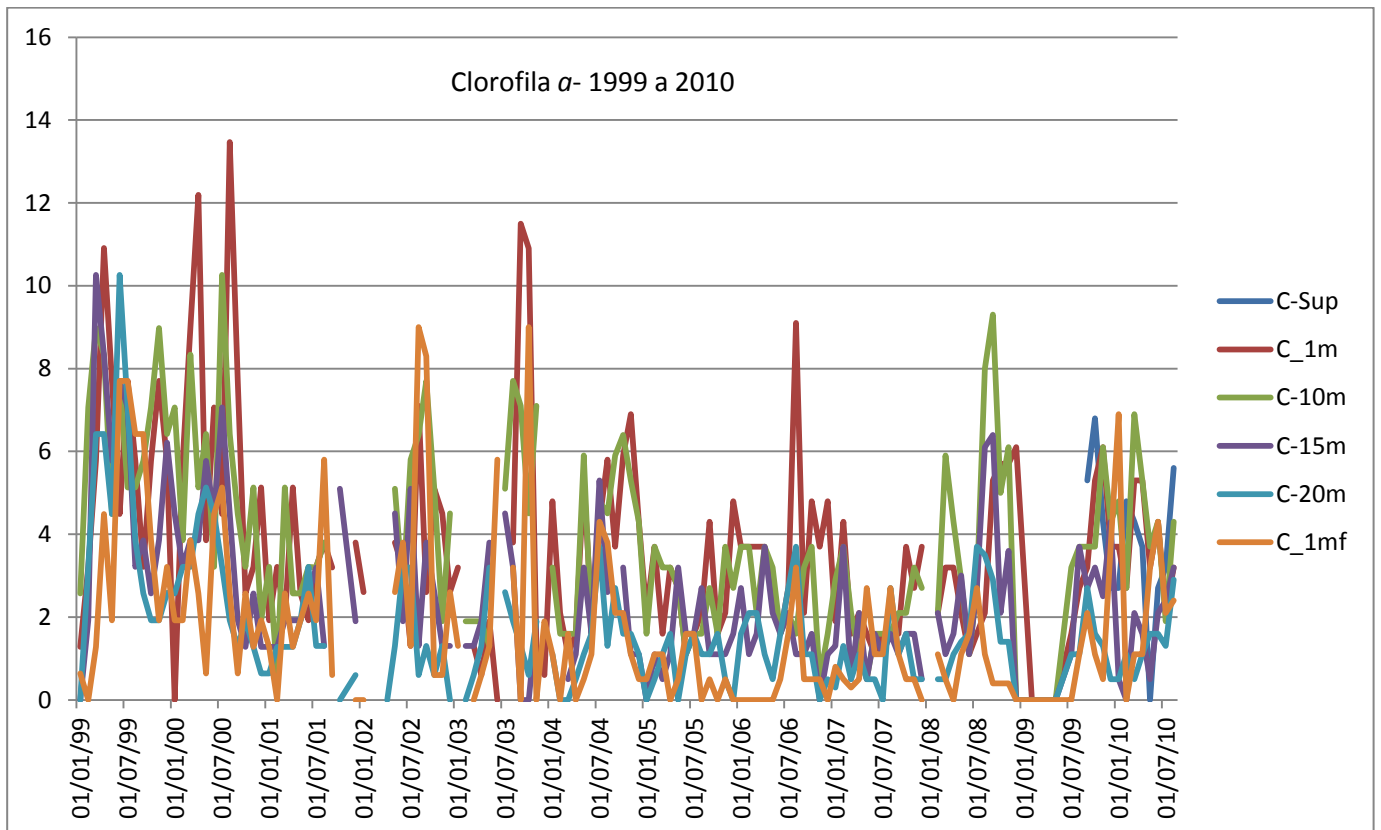
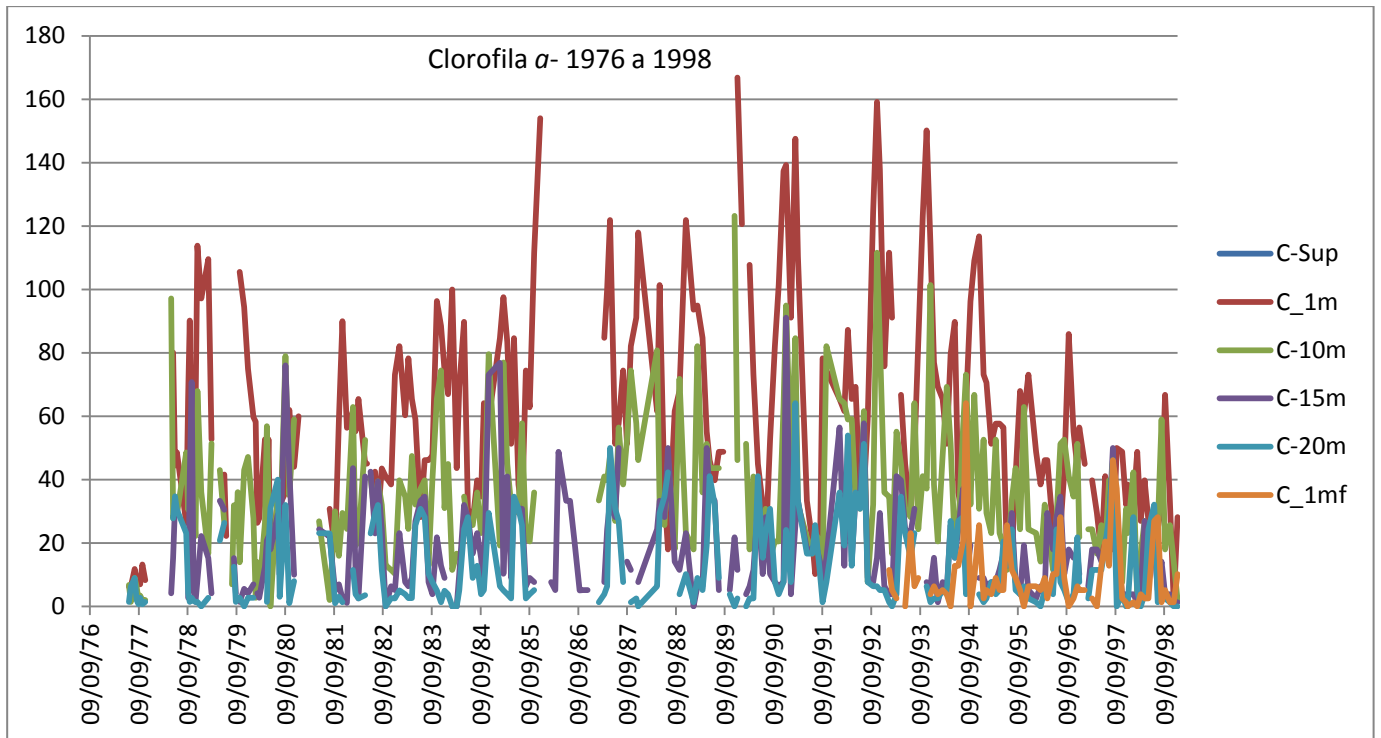
Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; C1M – estação C, profundidade 1m; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m.

Figura 5.2: Série temporal dos valores de clorofila a (ug/L), fósforo total (mg/L) aferidos no lago Paranoá no período de 1999 – 2011, nas estações A,B, C, D e E.



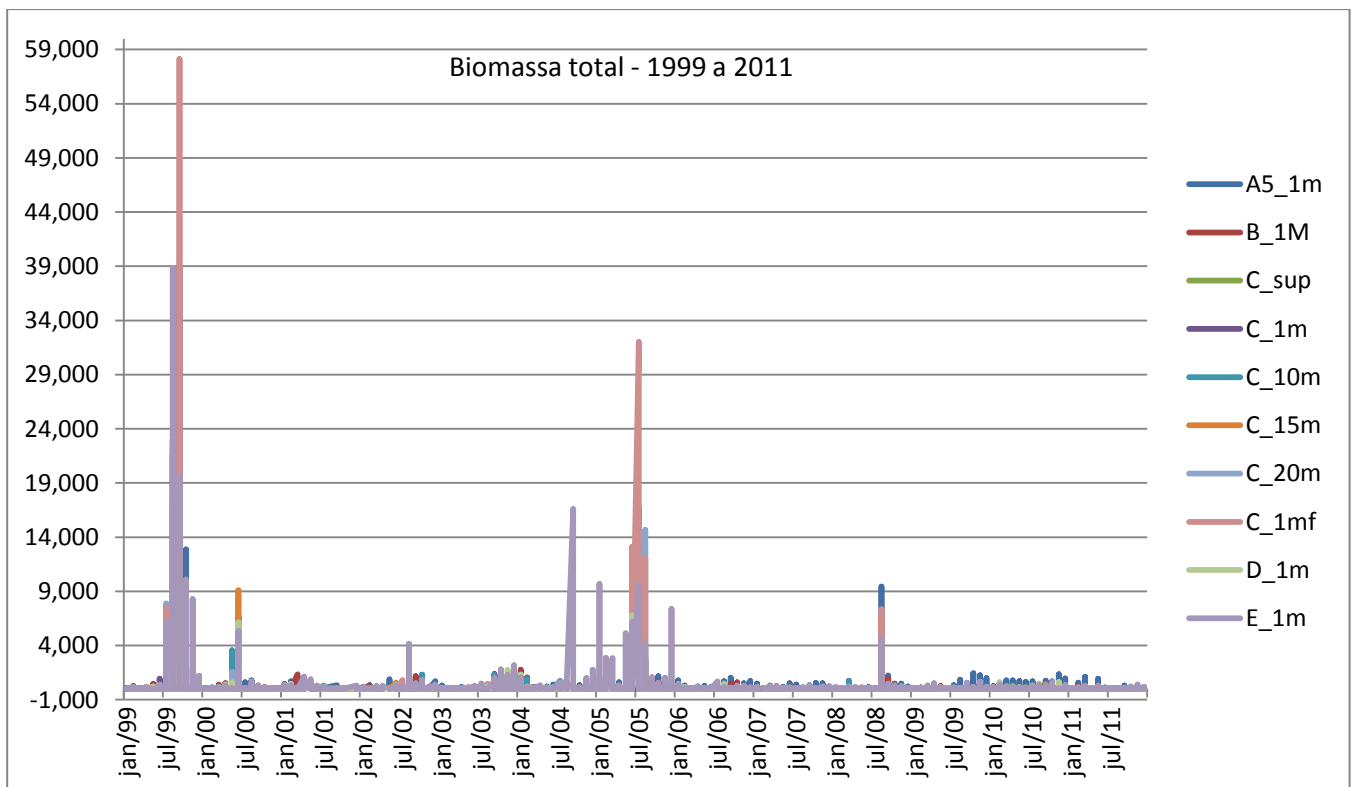
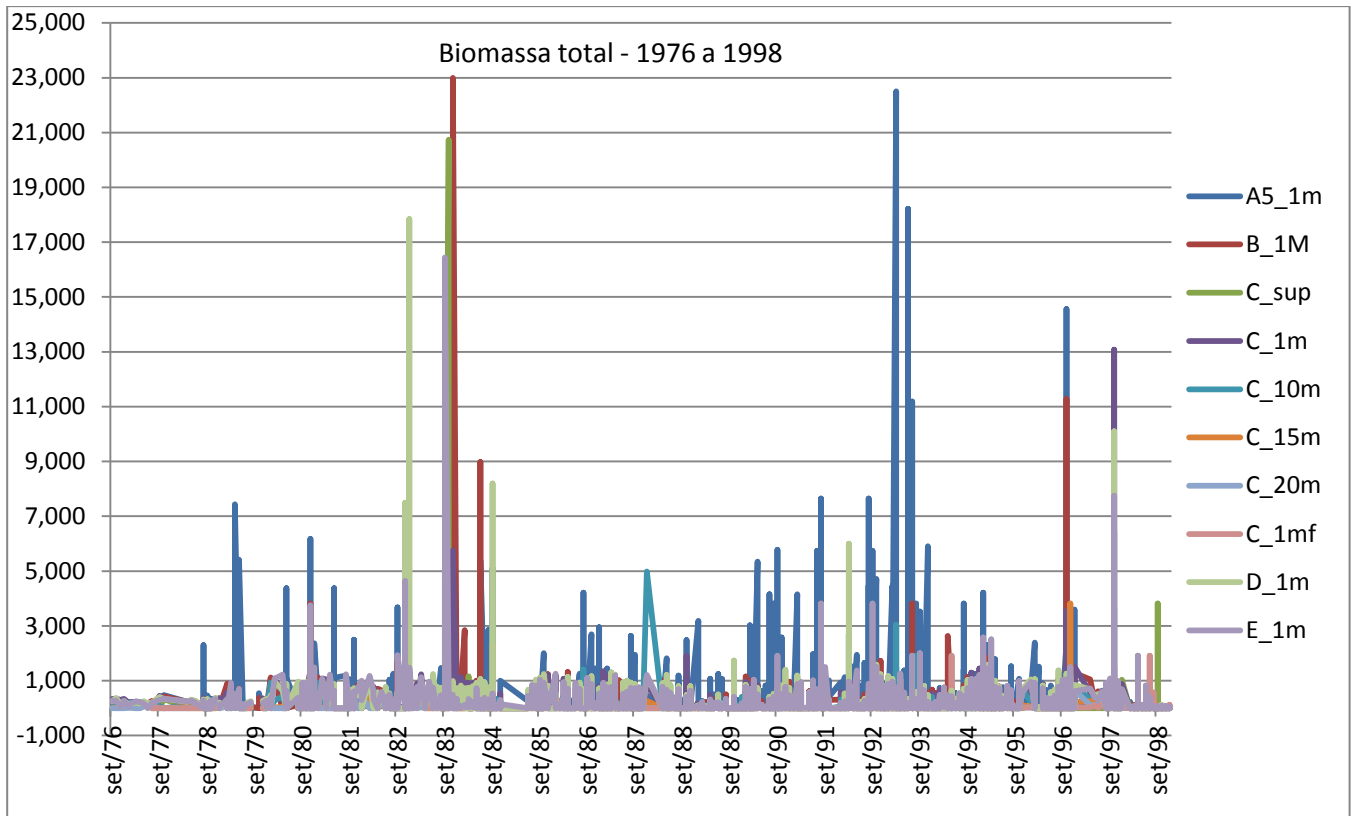
Legenda: CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo.

Figura 5.3: Série temporal de fósforo total (mg/L) aferidos no lago Paranoá no período de 1976-1998 e 1999-2010 na estação C em diferentes profundidades.



Legenda: CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo.

Figura 5.4: Série temporal de clorofila a (ug/L) aferidos no lago Paranoá no período de 1976-1998 e 1999-2010 na estação C em diferentes profundidades.



Legenda: AIM – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m.

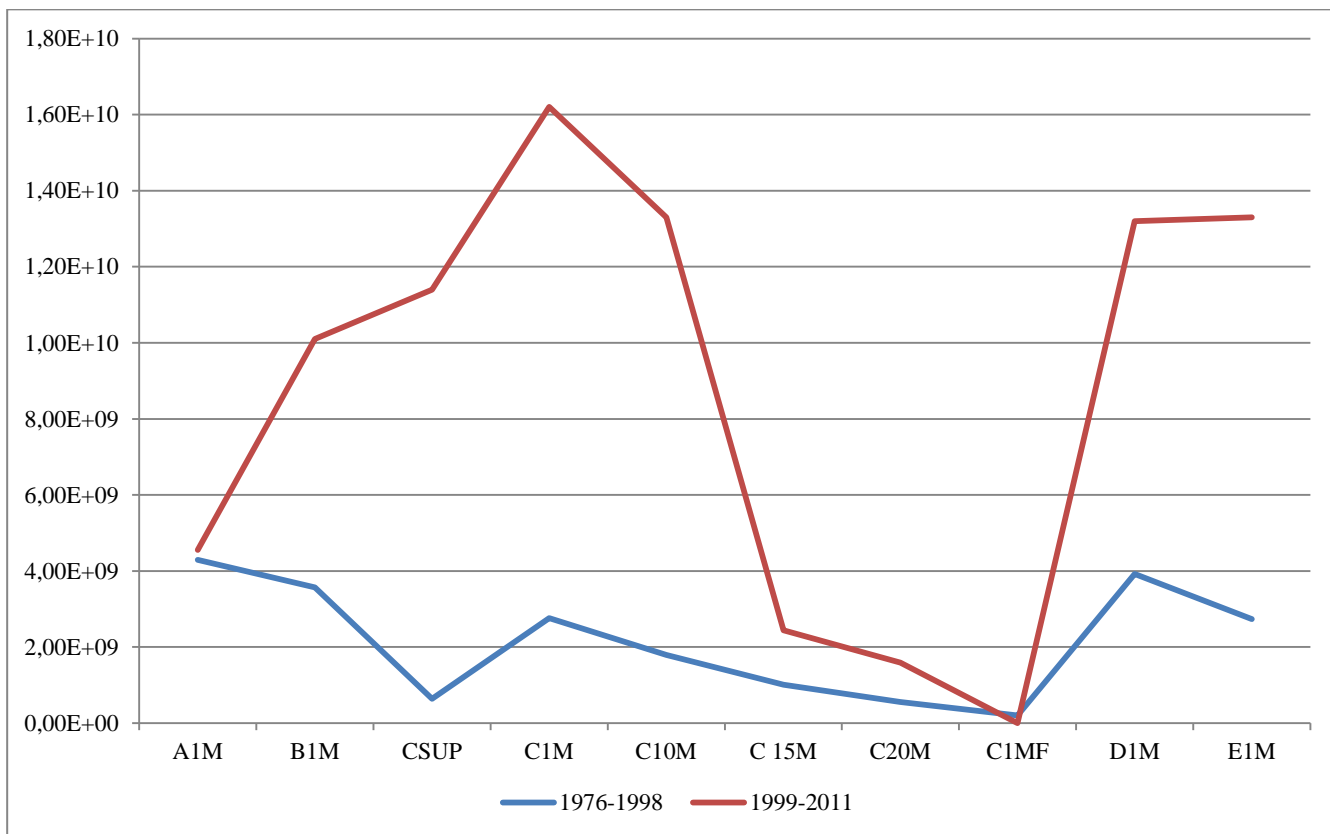
Figura 5.5: Série temporal de biomassa (mg/L) de fitoplâncton aferidos no lago Paranoá no período de 1976 – 1998 e de 1999 – 2011.

Segundo estudos conduzidos por Batista (2011), os grupos taxonômicos dominantes no lago Paranoá são as cianobactérias, clorofíceas e bacilariófitas, corroborando os dados de monitoramento obtidos, onde esses grupos apresentaram as maiores abundâncias em relação ao número total de células por litro (cianobactérias de 60 a 90%; clorofíceas de 0,3 a 4,5% e bacilariófitas de 0,2 a 3%). Analisando o período entre 1976 e 1998, verifica-se que em todas as profundidades da estação C o grupo cianobactérias foi o mais abundante, chegando 90% do total de indivíduos registrados ($6,30 \times 10^9$ cel/L de um total de $6,96 \times 10^9$ cel/L).

Nas demais estações houve um equilíbrio entre os grupos do fitoplâncton, especialmente no período de 1999 a 2011. Entretanto a mesma tendência não foi verificada quando se avaliou os resultados expressos em biovolume: as cianobactérias apresentaram as maiores abundâncias de biovolume em quase todas as estações (estações B, D e E), porém na estação C tendeu a diminuir com a profundidade. Isso se deveu, principalmente, pela presença abundante de picocianobactérias, que apresentam baixos valores de biomassa.

Em relação à densidade total do fitoplâncton em células por litro (Figura 5.4), notou-se que todas as estações do lago Paranoá registraram altos valores. Os maiores valores foram observados nas estações A, B e D, nesta ordem, com valores até 130% mais altos que os demais. Quanto à biomassa, as mesmas estações também apresentaram os maiores valores. A composição taxonômica e a riqueza total (17 a 119 espécies/gêneros encontrados, respectivamente) não apresentaram grandes variações entre as estações, nos dois períodos avaliados.

Considerando somente a estação C do lago Paranoá, averiguou-se que tanto densidade quanto a biomassa apresentaram os menores valores dentre todas as estações de monitoramento amostradas, e também foi possível observar que esses valores tenderam a diminuir com a medida em que a profundidade aumentava (Figura 5.4). Entretanto, não foram observadas diferenças entre superfície e fundo em termos de composição taxonômica, porém a riqueza específica tendeu a decrescer ao longo do gradiente vertical. Em seu trabalho, Batista (2010), também encontrou altos coeficientes de variação de biomassa de 89% e de contagem de indivíduo chegando a 110%, pois, como o autor explica, o fitoplâncton respondeu ao regime de circulação das massas de água do sistema, apresentando maiores valores de densidade e biomassa nas camadas superficiais da coluna d'água em meses com estratificação e distribuição homogênea ao longo do perfil vertical nos meses de mistura.

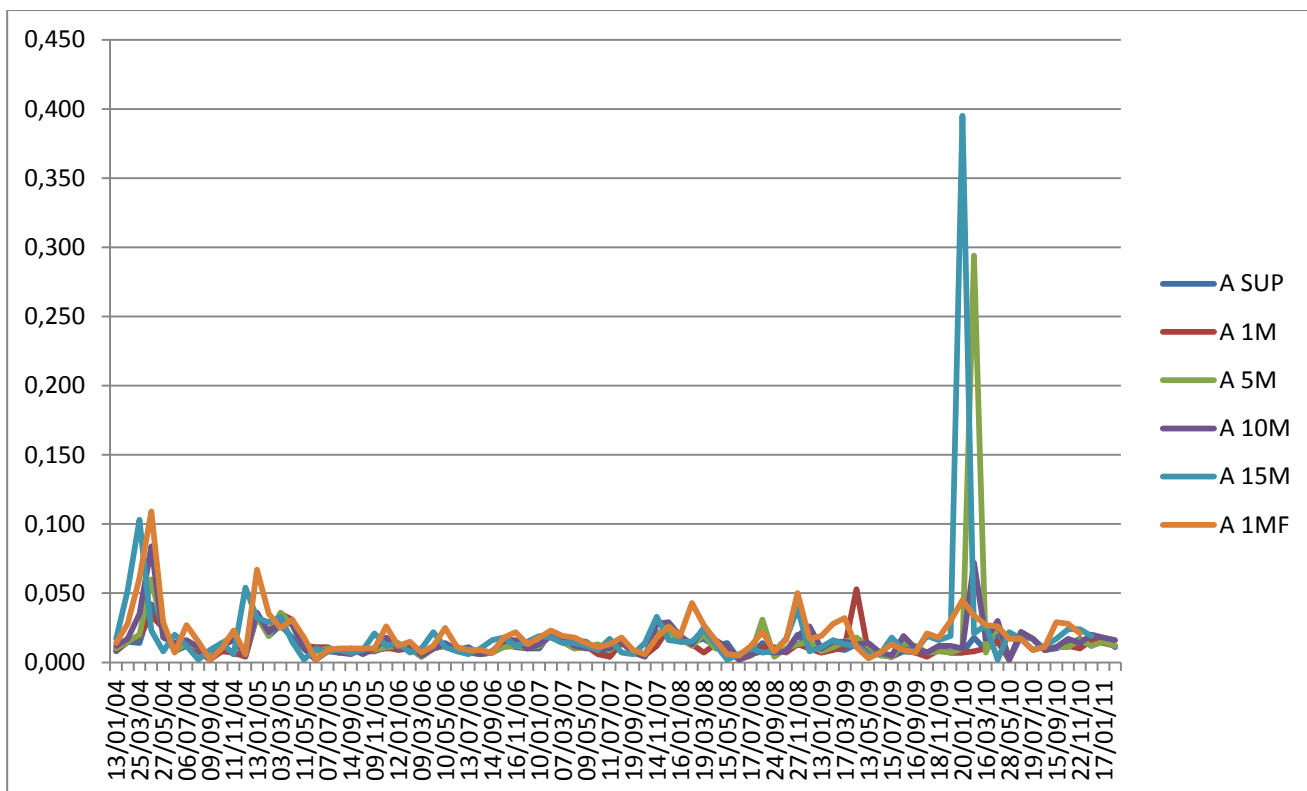
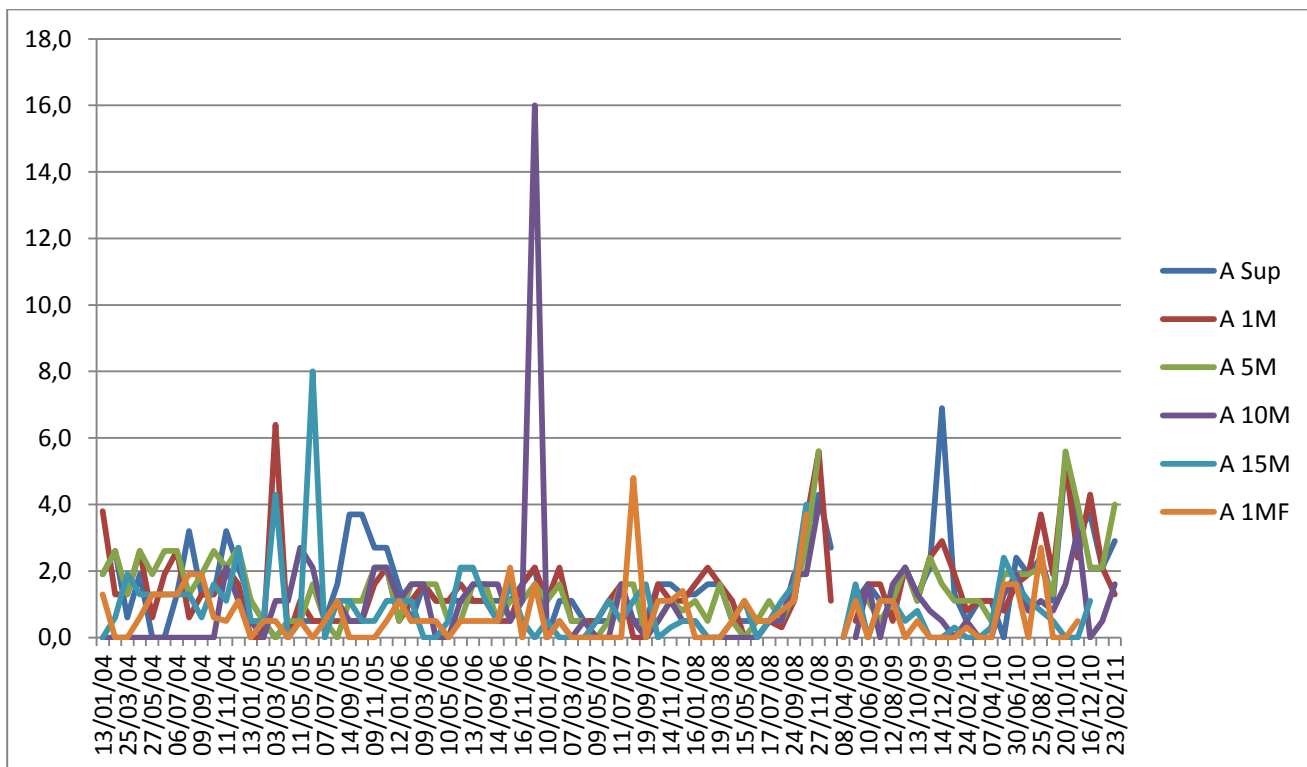


Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m.

Figura 5.6: Fitoplâncton total (Cel/L) no lago Paranoá em dois períodos

Em relação ao lago Descoberto, não foram registradas falhas mensais nas análises do fitoplâncton no período considerado (2004 a 2011). Porém, nas profundidades 5m e 1m do fundo, foram detectados dados faltantes de fitoplâncton, mas, da mesma forma que no Paranoá, não foi possível determinar se a falha ocorreu por falta de coleta na estação ou por não ter sido encontrando nenhum organismo fitoplanctônico. Já a porcentagem de falhas nas análises de *clorofila a* não chegaram a 9% na superfície e a 1m de profundidade, porém nas demais profundidades, as falhas ficaram entre 17 e 20%, num total de 85 coletas mensais realizadas ao longo de 6 anos. O fósforo total apresentou falhas de cerca de 7%, exceto na profundidade 15m, que chegou a 31%.

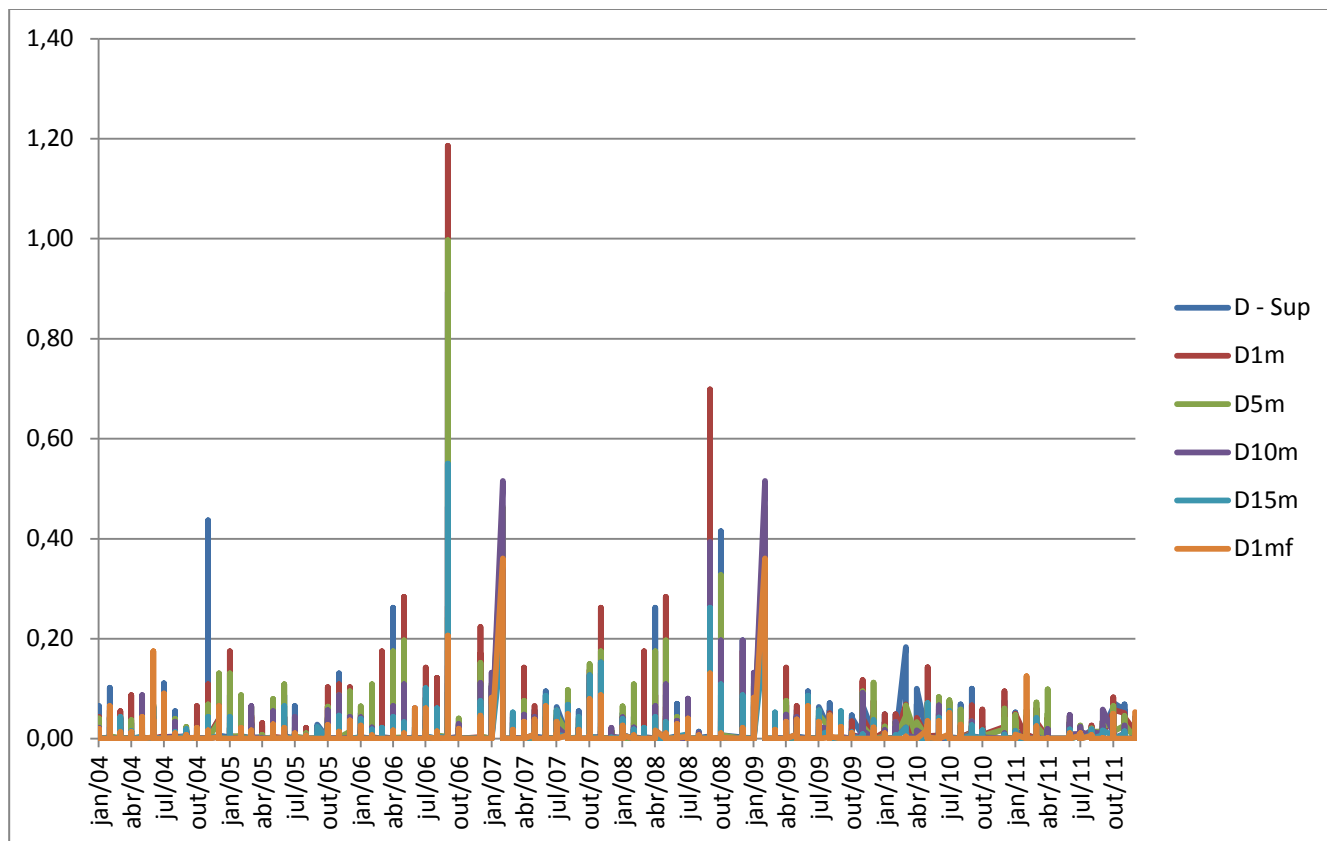
Aferindo os valores médios de *clorofila a* e fósforo total no lago Descoberto (Figura 5.5), constata-se que também ocorreram valores extremos de ambas as variáveis, com máximos chegando a valores 160% mais altos que a média. Porém, quando se observa os valores médios, tanto *clorofila a* quanto fósforo total tem valores decrescentes em relação às profundidades.



Legenda: ASUP – estação A, superfície; A1M – estação A, profundidade 1m; A5M – estação A, profundidade 5m; A10M. – estação A, profundidade 10m; A15M – estação A, profundidade 15m; A1MF – estação A, a 1m do fundo.

Figura 5.7: Série temporal dos valores de clorofila a (ug/L), fósforo total (mg/L) aferidos no lago Descoberto no período de 2004 – 2010.

Analisando-se os valores de biomassa (mg/L) no Descoberto (Figura 5.6), verifica-se que os valores médios decrescem com a profundidade. Também se observa que os valores máximos chegam a valores 100 vezes maiores, porém os valores de todas as profundidades são bastante próximos.



Legenda: ASUP – estação A, superfície; A1M – estação A, profundidade 1m; A5M – estação A, profundidade 5m; A10M – estação A, profundidade 10m; A15M – estação A, profundidade 15m; A1MF – estação A, a 1m do fundo.

Figura 5.8: Série temporal dos valores biomassa (mg/L) do fitoplâncton aferidos no lago Descoberto no período de 2004 – 2010.

Considerando as informações referentes à metodologia utilizada pela CAESB para geração dos dados levantados (base de dados construída), constatou-se que durante o período avaliado na coleta de dados houve alterações nas rotinas de coleta e nos métodos de análise no laboratório, com incorporação de novas técnicas e equipamentos. Essas alterações acarretaram uma melhoria na identificação do fitoplâncton, aumentando número de gêneros e espécies identificadas. Também se observou que a partir de meados da década de 1990 a frequência das coletas se manteve, diminuindo consideravelmente a quantidade de falha (aproximadamente 87% das falhas correspondem ao período até 1995).

No geral, avalia-se que a quantidade de dados obtidos para os dois ambientes (511 análises mensais de parâmetros físicos, químicos e biológicos para o lago Descoberto e 4.300 para o

Paranoá) foi bastante representativa, e especificamente para o Paranoá, possibilitou a separação da base de dados em dois períodos, o que propiciou um fator de peso para avaliação da aplicabilidade dos índices testados.

5.2. ANÁLISE E AVALIAÇÃO DA PERTINÊNCIA DA APLICAÇÃO DOS ÍNDICES SELECIONADOS NOS LAGOS PARANOÁ E DESCOBERTO

Após a construção dos bancos de dados físicos, químicos e biológicos, verificaram-se as métricas dos índices já selecionados na revisão bibliográfica, e assim fez-se uma análise de quais deles poderiam ser aplicados aos dados existentes. Portanto, nesse item, são avaliados os índices selecionados para a aplicação aos dados do monitoramento histórico.

Apesar da seleção dos índices ter sido feita com base nos dados de monitoramento disponíveis, tornou-se necessária adaptações em algumas métricas, tais como espécies consideradas indicadoras, tipologias de ambientes aquáticos e nível de identificação do fitoplâncton. A discussão sobre as alterações realizadas no cálculo de cada índice é apresentada a seguir.

P-IBI-G - *German Phytoplankton Index of Biotic Integrity* (Wu *et al.*, 2012)

O índice P-IBI-G - *German Phytoplankton Index of Biotic Integrity* foi desenvolvido por Wu *et al.* (2012) com intuito de aplicar a dinâmica do fitoplâncton para avaliar os impactos antrópicos e a condição ecológica do ambiente em estudo. O índice é composto por seis métricas, escolhidas com base em testes estatísticos para verificar a correlação dos parâmetros com as variáveis ambientais avaliadas. As métricas que compõem o índice são: *clorofila a*, índice de cianobactérias, riqueza de espécies, diversidade de Margalef, diversidade de Menhinick e índice de saprobidade.

Esse índice foi escolhido no presente estudo por apresentar abordagem relevante e ser composto por métricas passíveis de serem calculadas com os dados históricos do monitoramento dos lagos Paranoá e Descoberto. Porém, para obtenção do valor da métrica índice de diversidade, foi necessário utilizar também a identificação do fitoplâncton ao nível de gênero, uma vez que na maior parte do período monitorado pela Caesb (1976 - 2011) não havia identificação até o nível de espécies. Desta forma, assumiu-se um erro no cálculo do índice de

diversidade ao ser empregada a soma do número de gêneros e espécies. Com isso, provavelmente, o valor dessa métrica foi subestimado.

Outra avaliação importante em relação aos resultados obtidos com esse índice é o fato de ele ter sido desenvolvido para ambientes lóticos. Assim como nos ambientes lênticos, os sistemas lóticos vão ter suas características químicas fortemente influenciadas pelo entorno, sendo que as trocas entre terra e água são mais intensas nos ambientes lóticos. Além disso, em rios a correnteza tende a ser um fator limitante e de controle do fitoplâncton e ocorrência de estratificações térmica e química são raras. É importante ainda ressaltar que essas diferenças propiciam características específicas e diferenciadas na dinâmica e na estrutura das comunidades.

Dessa forma, a análise dos resultados da aplicação desse índice aos dados dos lagos Paranoá e Descoberto devem levar em consideração esses fatores. Contudo, principalmente nas estações localizadas nos braços mais rasos do Paranoá apresentam uma dinâmica diferente, gerada pela influência da entrada dos tributários. Por isso, optou-se pela aplicação desse índice, mesmo tendo ele sido desenvolvido para ambientes lóticos.

P-IBI-I - *Phytoplankton Index of Biotic Integrity for Iraq* (Maulood *et al.*, 2011)

O P-IBI-I (*Phytoplankton Index of Biotic Integrity for Iraq*), desenvolvido por Maulood *et al.* (2011), possui métricas escolhidas pela capacidade de discriminar entre condições de qualidade da água menos ou mais impactadas, diferenciando diferentes níveis de estado trófico. As espécies do fitoplâncton listadas nas métricas são as dominantes nos ambientes aquáticos focos do artigo, ou seja, regiões alagadas.

Apesar de o índice ter sido desenvolvido para um ambiente específico, ele foi escolhido para ser aplicado pela possibilidade de se calcular as métricas a partir dos dados do fitoplâncton do Paranoá e Descoberto e, pelo fato de o ambiente para o qual foi desenvolvido o índice poder ser comparável às regiões mais rasas do lago Paranoá, localizadas próximas às estações de amostragem A (Riacho Fundo), B (Gama), E (Bananal) e D (Torto), principalmente nos períodos de seca. As métricas que compõem o P-IBI-I são: densidade do fitoplâncton; abundância relativa de Centrales, Pennales, diatomáceas, cianobactérias, clorófitas, algas palatáveis, algas não palatáveis, *clorofila a* (mg/L) e riqueza de espécies.

IPI - *Integrated Phytoplankton Index* (Spatharis e Tsirtsis, 2010)

Spatharis e Tsirtsis (2010) desenvolveram o IPI - *Integrated Phytoplankton Index*, um índice fitoplanctônico integrado baseado em três métricas: *clorofila a*; abundância e diversidade do fitoplâncton. Todas as métricas têm peso igual no cálculo do índice e o resultado final está classificado em cinco categorias, variando de ruim a excelente.

Para o cálculo da equitabilidade de espécies foram utilizadas as classes mais representativas, isto é, aquelas com maior abundância em relação ao total da contagem de indivíduos, sendo elas: Cyanophyceae, Chlorophyceae e Bacillariophyceae (Apêndice C). Nesse índice também foi necessário calcular a diversidade utilizando a soma de gêneros e espécies.

Apesar de o IPI ter sido desenvolvido para ambientes marinhos, as métricas utilizadas se referem somente a atributos estruturais da comunidade fitoplanctônica, e por isso os critérios de notas puderam ser transpostos para reservatórios. Da mesma forma que o P-IBI-G, as diferenças entre reservatórios e ambientes marinhos influenciam a dinâmica e a estrutura das comunidades destes ecossistemas: por exemplo, nos ambientes marinhos a classe Bacillariophyceae frequentemente tem maior densidade que as demais classes, enquanto que em lagos tropicais, principalmente, costuma ocorrer a dominância de Chlorophyceae e Cyanophyceae. Assim, a análise dos resultados da aplicação desse índice aos dados dos lagos Paranoá e Descoberto devem levar em consideração esses fatores.

PSI – *Phyto-See-Index* (Mischke *et al.*, 2008)

Mischke *et al.* (2008) propuseram o PSI – *Phyto-See-Index*, um sistema de avaliação da produtividade de lagos baseado no fitoplâncton. Esse é um índice multimétrico que procura classificar corpos de água, também em cinco classes (de ruim a excelente), de acordo com a Diretiva Quadro da Água da União Europeia- DQA. Além disso, o índice proporciona a classificação de lagos em diferentes estados tróficos, por meio da métrica PTSI (*Phytoplankton-Taxa-Seen- Index*).

O desenvolvimento do índice iniciou-se com um estudo abrangente da literatura sobre métodos de classificação de rios e lagos com base no fitoplâncton. Para os autores, esta revisão da literatura internacional revelou que, apesar de já existirem métodos desenvolvidos em

diferentes ecorregiões, estes não poderiam simplesmente ser transferidos para as condições fisiográficas da Alemanha. Assim, a avaliação ecológica utilizando o PSI consistiu em considerar a resposta do fitoplâncton às perturbações ao nível da sua biomassa e sua composição taxonômica (tipos / classes de algas), na forma de indicadores biológicos (métricas).

As métricas que compõem o índice são: biovolume total, *clorofila a*, classes algais dominantes, PTSI (estado trófico determinado de acordo com as espécies indicadoras definidas pelo índice).

Para cálculo do PTSI, deve-se inicialmente verificar o táxon indicador apropriado, que é definido pelo tipo de lago. No caso dos lagos Paranoá e Descoberto, que foram classificados como lagos polimíticos, profundidades médias maiores ou iguais a 3m e razão entre o volume do lago e a área de contribuição para o lago maior que 1,5. Assim, o táxon indicador foram as cianobactéria. As demais métricas foram aplicadas sem a necessidade de adaptações.

Índice Q – *Assemblage Index* (Padisák *et al.*, 2006).

O Índice Q (Q Index - Assemblage Index) foi desenvolvido por Padisák *et al.* (2006) utilizando a classificação do fitoplâncton em grupos funcionais para avaliação da qualidade ecológica de lagos, segundo os preceitos da Diretiva Quadro da Água da União Europeia. Esse índice foi considerado eficiente para determinar as condições do corpo de água, mas como os próprios autores salientam, os valores usados como pesos para a presença dos diferentes grupos funcionais são baseados no conhecimento dos pesquisadores, sujeito à subjetividade.

Nenhum dos tipos de lagos descritos no estudo de Padisák *et al.* (2006) se encaixa perfeitamente aos ambientes estudados nesse trabalho. Por isso, não há um fator para cálculo do índice que seja ideal para representar as características dos lagos Paranoá e Descoberto, portanto a análise dos resultados deve levar isso em consideração.

5.3. APLICAÇÃO E AVALIAÇÕES COMPARATIVAS DOS ÍNDICES DE INTEGRIDADE BIÓTICA DO FITOPLÂNTON SELECIONADOS

Nesse item, utilizando-se das argumentações já apresentadas sobre as metodologias de desenvolvimento dos índices e suas métricas, as características do lago Paranoá e Descoberto e

os dados do monitoramento limnológico, discutem-se comparativamente os resultados da aplicação dos índices multimétricos obtidos nos ambientes de estudo.

Primeiramente, foi realizada uma comparação dos resultados obtidos em dois períodos no lago Paranoá, com intuito de avaliar a capacidade dos índices demonstrarem alterações ocorridas na qualidade da água ao longo do tempo. Com a aplicação com dados de cinco estações de monitoramento do Paranoá, buscou-se também verificar se os índices são capazes de demonstrar diferenças espaciais nesse ambiente. Em seguida, realizou-se uma comparação entre os resultados obtidos no Paranoá e no Descoberto, a fim de verificar se os índices testados possuem sensibilidade para diferenciar corpos de água com características distintas de uso e ocupação do solo.

A fim de comparar os índices aplicados (P – IBI-G; P – IBI-I; IPI; PSI e Q Index), os resultados foram convertidos para a mesma nomenclatura e valores, conforme já explicitado na metodologia (de acordo com a DQA: “Ruim” = 0,1; “Insatisfatório” = 0,3; “Moderado” = 0,5; “Bom” = 0,7 e “Excelente” = 0,9).

Essa uniformização de nomenclaturas e valores correspondentes foi possível porque todos os índices testados nesse estudo seguem as premissas dadas pela DQA – Diretiva Quadro da Água da União Europeia, que requer o estabelecimento de métodos para quantificar o estado ecológico das massas de água. A avaliação dos resultados precisa ser expressa através de uma escala numérica entre zero e um, a "Razão de Qualidade Ecológica" (EQR). O valor um (1) da EQR representa (para cada elemento de qualidade definido – físico, químico ou biológico) condições de referência e valores próximos de zero (0) estado ecológico ruim, de acordo com o explicitado no item 4.6.2 da Metodologia (Figura 4.6).

A DQA estabelece explicitamente que o objetivo de expressar os resultados como um EQR é assegurar a comparabilidade entre diferentes métodos de avaliação - em outras palavras, a possibilidade de fornecer uma escala comum de qualidade ecológica. Os Estados-Membros têm a possibilidade de desenvolver métodos que acharem adequados, adaptados às suas necessidades específicas, porém, com a escala comum EQR é possível harmonizar o resultado dos diferentes métodos, através do exercício de intercalibração.

5.3.1. Comparação temporal e espacial das aplicações dos Índices de Integridade Biótica selecionados no lago Paranoá

Nessa etapa realizou-se a aplicação dos índices selecionados utilizando os dados do monitoramento limnológico mensal realizado pela Caesb em cinco estações de monitoramento do lago Paranoá. A separação utilizada no lago Paranoá foi importante para verificar diferenças apresentadas entre as regiões do lago, visto que este apresenta formato dendrítico e sofre a influência de diferentes tributários, com compartimentos apresentando características próprias.

Nessa etapa buscou-se realizar uma avaliação das alterações da qualidade da água ocorridas ao longo do tempo no Paranoá. Para isso, a aplicação dos índices para cada estação de monitoramento se deu em duas etapas: primeiramente com os dados obtidos desde o início do monitoramento até o início da operação das novas estações de tratamento de esgotos e o deplecionamento do lago (1976-1998). E depois, em um segundo período, posterior à otimização dos processos de tratamento e alteração da operação lago Paranoá (1999-2011) (Quadros 5.3 e 5.4).

O deplecionamento do Lago realizado a partir de 1998 foi um fator significativo para a melhoria da qualidade da água. A prática se assemelha a uma descarga do reservatório ao final do período seco. Dessa forma, aumentam-se a renovação e circulação da água, e conseqüente remoção de biomassa, o que melhorou a qualidade de suas águas. (Echeveria, 2007; Pires, 2004). Com base na análise do banco de dados de monitoramento, também foi observado que os níveis de fósforo total das águas do lago Paranoá vêm diminuindo gradativamente ao longo dos últimos anos, acompanhado de melhoras no que se refere tanto aos indicadores de produtividade primária, quanto aos resultados de análises físicas e químicas (Apêndice A – Tabelas A.3 e A.4).

Com a escolha dos dois períodos buscou-se avaliar a resposta dos índices em relação à qualidade da água nesses dois momentos distintos, em que há reconhecidamente uma diferença da avaliação da qualidade da água do lago, sendo um primeiro momento até quase final da década de 1990 e o segundo momento de 1999 até os dias atuais (Burnier, 2001; Starling *et al.*, 2003; Philomeno, 2007; Batista, 2010).

Verifica-se que no período de 1976 a 1998 (Quadro 5.3), todos os índices mostraram resultados “Ruim” ou “Insatisfatório”, corroborando que nesse período a qualidade da água do lago estava comprometida, com sinais de eutrofização. A única exceção foi Q Index, que nas estações A1M e B1M apresentou resultado “Moderado” e no CSUP, “Bom”, pois apesar da alta densidade do grupo funcional S_N (gêneros *Cylindrospermopsis*), foram registradas também densidades expressivas dos grupos A, D e P (Quadro C.2 - Apêndice C), que caracterizam ambientes oligotróficos a mesotrófico.

Quadro 5.3: Resultados da aplicação no lago Paranoá dos índices de integridade biótica selecionados com dados do período de 1976 a 1998.

	P – IBI-G	P – IBI-I	IPI	PSI	Q Index
A1M	Ruim	Insatisfatório	Ruim	Ruim	Moderado
B1M	Ruim	Insatisfatório	Ruim	Ruim	Moderado
CSUP	Insatisfatório	Ruim	Insatisfatório	Ruim	Bom
C1M	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Insatisfatório
C10M	Ruim	Ruim	Insatisfatório	Ruim	Ruim
C 15M	Insatisfatório	Insatisfatório	Moderado	Ruim	Ruim
C20M	Insatisfatório	Insatisfatório	Insatisfatório	Insatisfatório	Ruim
C1MF	Insatisfatório	Ruim	Moderado	Insatisfatório	Ruim
D1M	Ruim	Ruim	Insatisfatório	Ruim	Ruim
E1M	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Insatisfatório

Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m.

No período de 1999 a 2011, os índices P-IBI-G, P-IBI-I e IPI variaram de “Moderado” a “Insatisfatória” (Quadro 5.4). Porém, os índices PSI e Q Index variaram de “Moderado” a “Excelente”, e especialmente o Q Index apresentou os melhores, devido, principalmente, a diminuição da densidade do grupo S_N (*Cylindrospermopsis*).

Quadro 5.4: Resultados da aplicação no lago Paranoá dos índices de integridade biótica selecionados com dados do período de 1999 a 2011.

	P – IBI-G	P – IBI-I	IPI	PSI	Q Index
A1M	Moderado	Insatisfatório	Moderado	Moderado	Bom
B1M	Moderado	Insatisfatório	Moderado	Moderado	Bom
CSUP	Moderado	Insatisfatório	Moderado	Excelente	Bom
C1M	Moderado	Insatisfatório	Moderado	Moderado	Bom
C10M	Moderado	Insatisfatório	Moderado	Moderado	Bom
C 15M	Moderado	Moderado	Insatisfatório	Bom	Bom
C20M	Moderado	Moderado	Insatisfatório	Bom	Excelente
C1MF	Moderado	Insatisfatório	Insatisfatório	Bom	Excelente
D1M	Moderado	Insatisfatório	Insatisfatório	Moderado	Moderado
E1M	Moderado	Insatisfatório	Insatisfatório	Moderado	Bom

Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m.

Analisando comparativamente dois períodos no lago Paranoá, verifica-se que na aplicação do P-IBI-G os resultados variaram entre 1,3-2,5 (“Insatisfatório” a “Ruim”) no período de 1976 a 1998, e de 3,3 – 3,7 (“Moderado”) no período de 1999 a 2011, indicando variação no status em todos as amostragens (Figura 5.7).

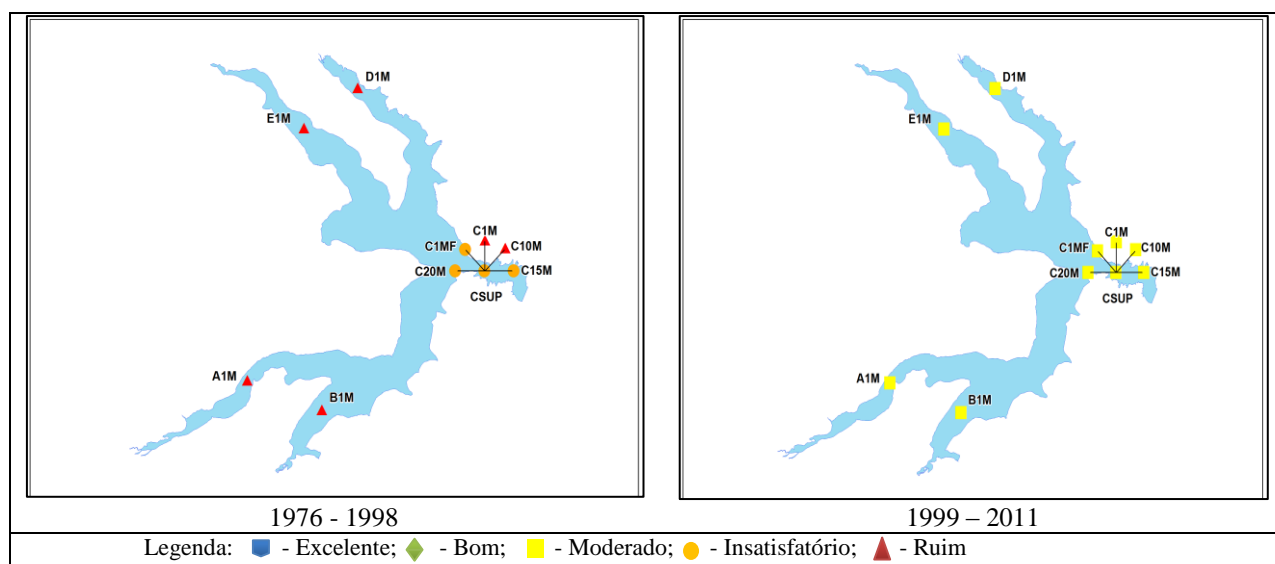


Figura 5.9: Resultados das aplicações do índice P-IBI-G no lago Paranoá nos períodos de 1976 a 1998 e de 1999 a 2011.

No primeiro período, as altas densidades do fitoplâncton, especialmente cianobactérias, além dos elevados valores de clorofila *a* e baixa riqueza de espécies (baixa diversidade), contribuíram para o resultado “Ruim”. Porém, na estação C (CSUP, C15M, C20M E C1MF)

apresentaram resultado um pouco melhor (“Insatisfatório”), ocasionado possivelmente pela diminuição dos valores de clorofila *a*, densidade de células e índice de saprobidade ao longo do perfil vertical. Essa diminuição de valores ao longo do perfil vertical ocorre provavelmente porque as coletas já são feitas fora da zona eufótica, que, de acordo com dados de monitoramento obtidos, no período de 2004 a 2011 variou de 170 a 440 cm na estação C.

No segundo período, houve uma melhora nos resultados apresentados pelo índice P-IBI-G, com maiores notas em todas as métricas (Apêndice D – Tabela D.1), porém observa-se que no perfil vertical da coluna de água da estação C os valores mais baixos de diversidade e riqueza de espécies contribuíram para o resultado pior que as demais. Entretanto, apesar de haverem diferenças entre os braços do lago, esse índice classificou todas as regiões como “Moderadas”, não representando as particularidades de cada um. A métrica que mede a densidade de cianobactérias apresentou um resultado ruim, mas possivelmente isso se deve ao fato de que a metodologia de desenvolvimento do índice as picocianobactérias não foram contabilizadas adequadamente, e, no período avaliado, as picocianobactérias apresentaram densidades expressivas em todas as estações de amostragem do lago Paranoá (Apêndice C – Tabela C.15).

Na aplicação do P-IBI-I lago Paranoá os resultados variaram entre 13-20 (“Insatisfatório” a “Ruim”) no período de 1976 a 1998, e de 22 – 26 (“Insatisfatório” a “Moderado”) no segundo período (1999 a 2011), indicando uma pequena variação no status em quase todas as estações, subindo um nível; enquanto as estações A1M e B1M mantiveram o mesmo resultado (Figura 5.8).

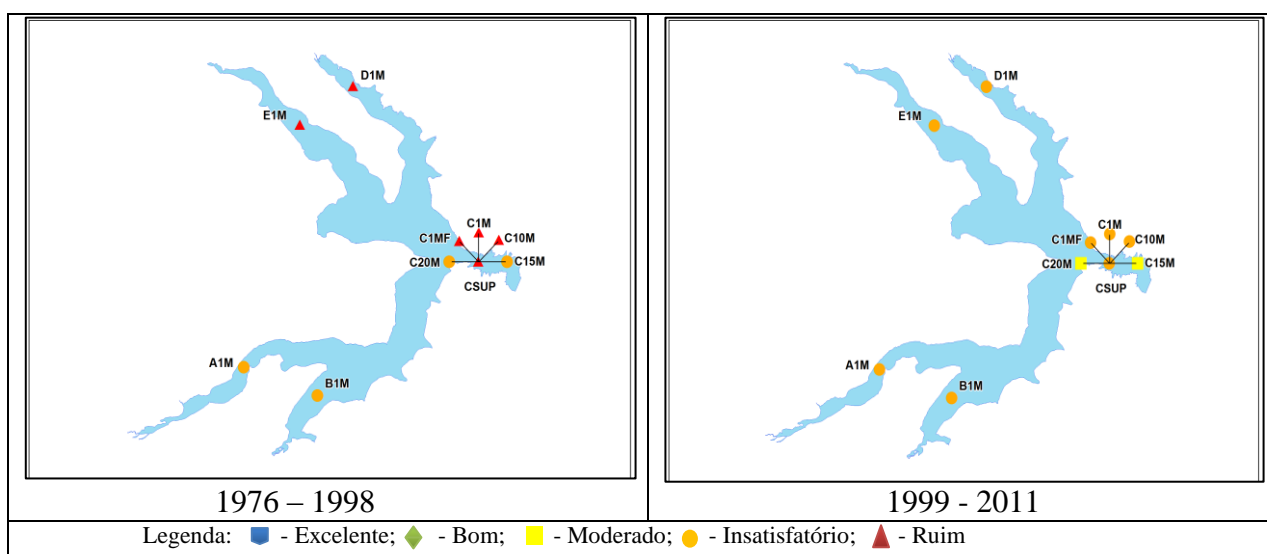


Figura 5.10: Resultados das aplicações do índice P-IBI-I no lago Paranoá nos períodos de 1976 a 1998 e de 1999 a 2011.

No primeiro período, as altas densidades de fitoplâncton total, diatomáceas e cianofíceas, além dos elevados valores de clorofila *a* e baixa riqueza de espécies (baixa diversidade), contribuíram para o resultado ruim. No segundo período, embora os resultados apresentados pelo índice permanecerem num nível de baixa qualidade da água, houve um aumento da nota devido principalmente aos parâmetros clorofila *a* e riqueza de espécies. As densidades totais de fitoplâncton, de cianobactérias e algumas diatomáceas continuaram altas, refletindo em baixos escores para as métricas (Apêndice D – Tabela D.2). Porém, nessa aplicação, o índice não demonstrou grandes variações entre as diferentes regiões do lago. Da mesma forma que no P-IBI-G, a métrica que mede a densidade de cianobactérias apresentou um resultado ruim, mas, possivelmente isso se deve ao fato de que a metodologia do índice acaba por excluir as picocianobactérias, que apresentaram densidades expressivas nesse período (Apêndice C – Tabela C.15).

A escala de valores para avaliação do IPI varia de 1 a 5, em cinco categorias de classificação: "Excelente", "Bom", "Moderado", "Insatisfatório" e "Ruim". Na aplicação desse índice no lago Paranoá os resultados do IPI variaram entre 1,3-3,0 ("Ruim" a "Moderado") no período de 1976 a 1998, e de 2,3 – 3,0 ("Insatisfatório" a "Moderado") no segundo período (1999 a 2011), indicando variação no status em praticamente todas as estações de monitoramento: melhoria em A1M, B1M, C1M, C10M e E1M, e piora em C15 e C1MF, enquanto que na estação D1M mantiveram-se os mesmos resultados (Figura 5.9).

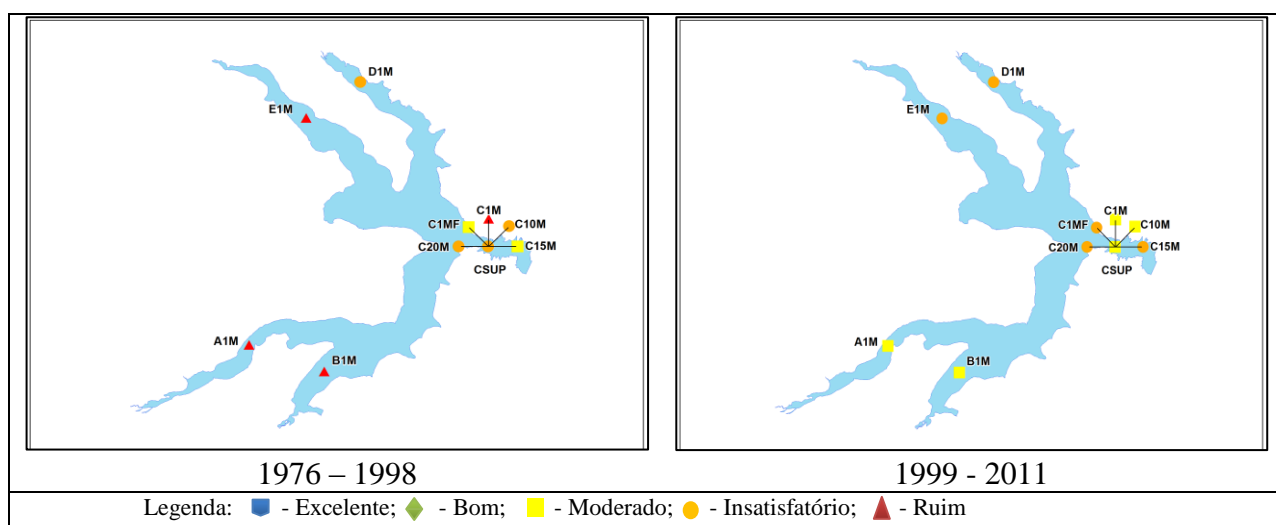


Figura 5.11: Resultados das aplicações do índice IPI no lago Paranoá nos períodos de 1976 a 1998 e de 1999 a 2011.

No cálculo da métrica “equitabilidade de espécies”, a abundância foi calculada somente para os táxons mais representativos (Bacillariophyta, Chlorophyta e Cyanophyta), visto que a identificação na maior parte das análises é somente até gêneros, o que impossibilitou o cálculo para cada espécie. Além disso, pelo fato de ter sido utilizada uma série de dados muito longa, com número total de indivíduos alto, o valor de equitabilidade para cada gênero pode não ter sido representativo. A identificação desses grupos dominantes foi baseada na abundância relativa desses táxons em relação à biomassa total nos dois períodos de tempo avaliados no lago Paranoá (Cyanophyta: 38,86 a 19,33%; Bacillariophyta: de 14,38 a 35%; Chlorophyta: 5,16 a 5,42%) e densidade de células (Cyanophyta: 85,6 a 93,25%; Bacillariophyta: 1,87 a 0,60%; Chlorophyta: 5,04 a 5,07%).

No primeiro período, além dos elevados valores de clorofila *a*, a baixa riqueza de espécies, e consequente baixa diversidade, contribuiu para um resultado pior. A equitabilidade baixa igualmente reflete a dominância de *Cylindrospermopsis*, especialmente nas décadas de 1970 e 1980. No segundo período, os valores apresentados pelo índice também foram baixos, porém a pouca melhora apresentada nas notas deverem-se aos melhores resultados de concentração de clorofila *a* e aumento da riqueza de espécies (Apêndice D – Tabela D.3). Ao analisar os resultados do perfil vertical da coluna d’água na estação C, verifica-se que os resultados apresentados não indicam boa qualidade da água, principalmente devido a menor diversidade de espécies, o que é esperado nessa situação, visto que existe a diminuição no número de indivíduos e na diversidade na medida em que se aumenta a profundidade, devido à transição de zona eufótica para afótica.

A escala de valores para avaliação do PSI varia de 0,5 a 5,5, em cinco categorias de classificação: "Excelente", "Bom", "Moderado", "Insatisfatório" e "Ruim". Na aplicação desse índice no lago Paranoá os resultados do PSI variaram entre 4,1-5,3 (“Insatisfatório” a “Ruim”) no período de 1976 a 1998, e de 0,5–1,2 (“Superior” a “Moderado”) no segundo período (1999 a 2011), indicando melhoria no status em todas as estações de monitoramento (Figura 5.10).

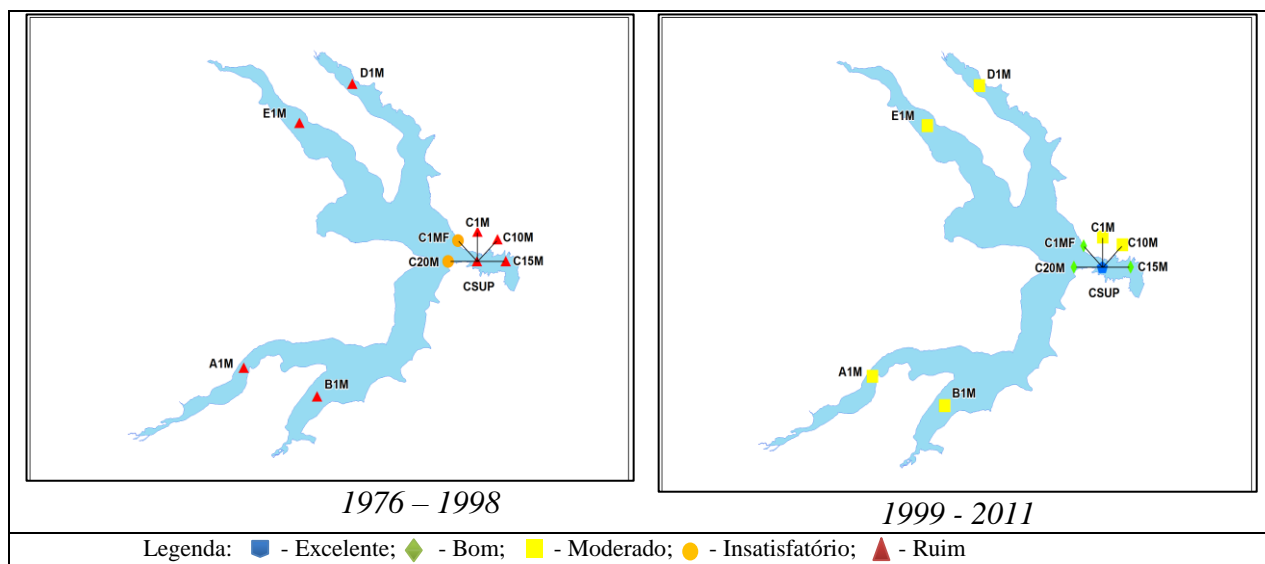


Figura 5.12: Resultados das aplicações do índice PSI no lago Paranoá nos períodos de 1976 a 1998 e de 1999 a 2011.

No primeiro período, os elevados valores de clorofila *a* e biomassa, especialmente de cianobactérias, com a dominância de *Cylindrospermopsis*, contribuíram para os resultados apresentados. No segundo período, os valores apresentados pelo índice indicaram uma melhora em todas as estações avaliadas.

Verificou-se que a melhoria nas notas deve-se aos melhores resultados de concentração de clorofila *a*, menor biomassa total, e, aumento da riqueza de espécies, o que diminuiu a contribuição de cianobactérias na biomassa total. E, apesar de as cianobactérias ainda estarem presentes, houve uma alternância de espécies dominantes, com *Cylindrospermopsis* deixando de aparecer com frequência e densidade tão altas. Nesse segundo período também é possível observar que o perfil vertical da estação C apresentou os melhores resultados, principalmente devido a menor produtividade (medidas pela biomassa e clorofila *a*) na medida em que se aumenta a profundidade.

Os resultados do Índice Q variaram de “Ruim” a “Bom” (0,29 a 3,53) no primeiro período avaliado no lago Paranoá, e no segundo período variaram de 2,91 a 4,42 (“Moderado” a “Excelente”) (Figura 5.11). Em todos as regiões foram registrados valores altos de biomassa de espécies do grupo SN (*Cylindrospermopsis*), que contribui para baixar os valores das notas do índice. Entretanto, outros grupos (X2, P, MP, D e A) (Apêndice C - Quadro C.2) também apresentaram altos valores de biomassa, fazendo com que o índice apresentasse resultados medianos. Já os resultados do perfil vertical da estação C apresentaram resultado “Ruim”, em

parte pela diminuição da diversidade de espécies e da produtividade, e também pela presença de representantes do códon SN, contribuindo com aproximadamente 80% de toda a biomassa dessas amostras (Apêndice C – Tabelas C.15 e C.17).

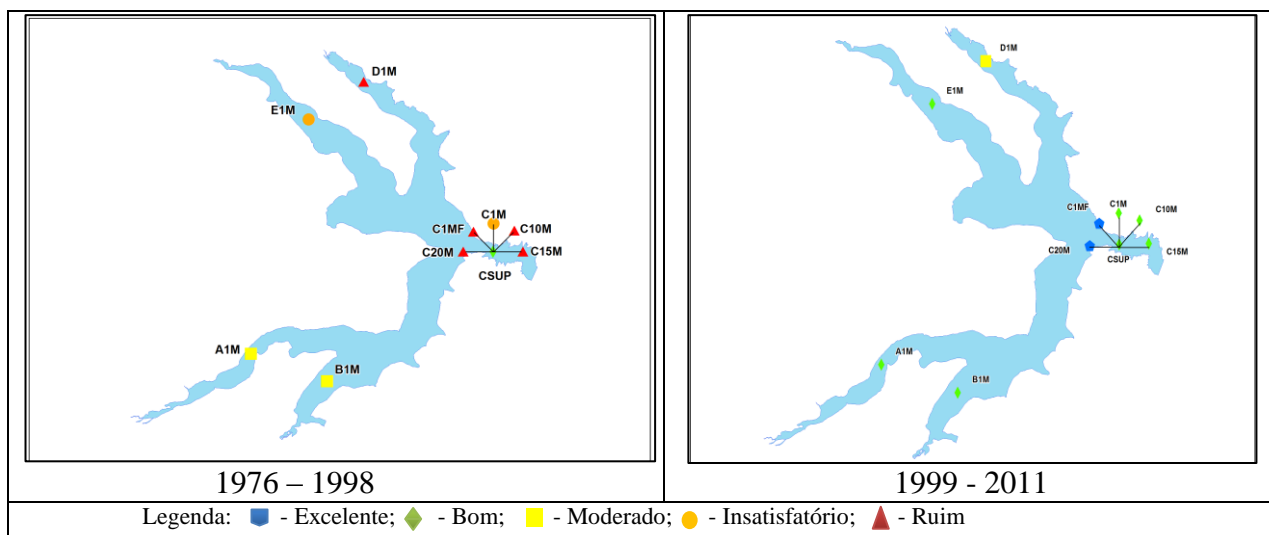


Figura 5.13: Resultados das aplicações do Índice Q no lago Paranoá nos períodos de 1976 a 1998 e de 1999 a 2011.

No segundo período analisado no lago Paranoá as espécies que representam ambientes enriquecidos foram as mais significativas, porém já com registro de alguns grupos típicos de ambientes oligotróficos. Porém, contribuíram para que os resultados não fossem melhores ainda a presença de cianobactérias do grupo S1 (*Jaaginema*; *Limnotrix*; *Planktolyngbya*; *Planktothrix*; *Pseudanabaena*) (Apêndice C – Tabela C.17).

5.3.2. Avaliação comparativa da aplicação dos índices selecionados nos lagos Paranoá e Descoberto

Nessa etapa foram comparados os resultados obtidos com a aplicação dos cinco índices, nos lagos Paranoá e Descoberto, com o intuito de avaliar a capacidade de cada índice em diferenciar dois ambientes com características distintas. Para isso, no Descoberto a aplicação dos índices foi realizada em uma única estação de monitoramento, localizada próxima à barragem, com dados referentes ao período de 2004 a 2010. Essa estação foi escolhida porque nela as coletas são realizadas em toda coluna de água. O período considerado do lago Paranoá foi o de 1999 a 2011, e os resultados comparados foram os da estação de monitoramento C, por ser a única em que as amostras são coletadas em toda a coluna de água.

Nas aplicações dos índices no lago Descoberto, semelhantemente ao lago Paranoá (Quadro 5.4), também os índices P-IBI-G, P-IBI-I e IPI variaram de “Moderado” a “Ruim”, enquanto os índices PSI e Q Index variaram de “Excelente” a “Bom” (Quadro 5.5).

Quadro 5.5: Resultados da aplicação no lago Descoberto dos índices de integridade biótica selecionados com dados do período de 2004 a 2010.

	P – IBI-G	P – IBI-I	IPI	PSI	Q Index
ASUP	Moderado	Insatisfatório	Ruim	Excelente	Bom
A1M	Insatisfatório	Insatisfatório	Ruim	Excelente	Bom
A5M	Insatisfatório	Insatisfatório	Ruim	Excelente	Bom
A10M	Moderado	Insatisfatório	Ruim	Excelente	Bom
A15M	Insatisfatório	Insatisfatório	Ruim	Excelente	Bom
A1MF	Insatisfatório	Insatisfatório	Insatisfatório	Excelente	Bom

Legenda: ASUP – estação A, superfície; A1M – estação A, profundidade 1m; A5M – estação A, profundidade 5m; A10M – estação A, profundidade 10m; A15M – estação A, profundidade 15m; A1MF – estação A, a 1m do fundo.

Os resultados obtidos com a aplicação do P-IBI-G no lago Descoberto variaram de 3,0 a 3,8 (“Insatisfatório” a “Moderado”) (Figura 5.12), o índice classificou esse corpo d’água como com condições piores que a estação C do lago Paranoá. Esses valores baixos se devem principalmente pelos resultados apresentados pela métrica diversidade de espécies, indicando, possivelmente, que o reservatório possui baixo número de espécies e a necessidade de calcular a diversidade pela ocorrência dos gêneros. Esse resultado também pode ter sido devido à falta de identificação até o nível de espécies, pois o índice de diversidade leva em consideração o número de espécies identificadas, e quando se verifica somente gêneros esse valor é subavaliado.

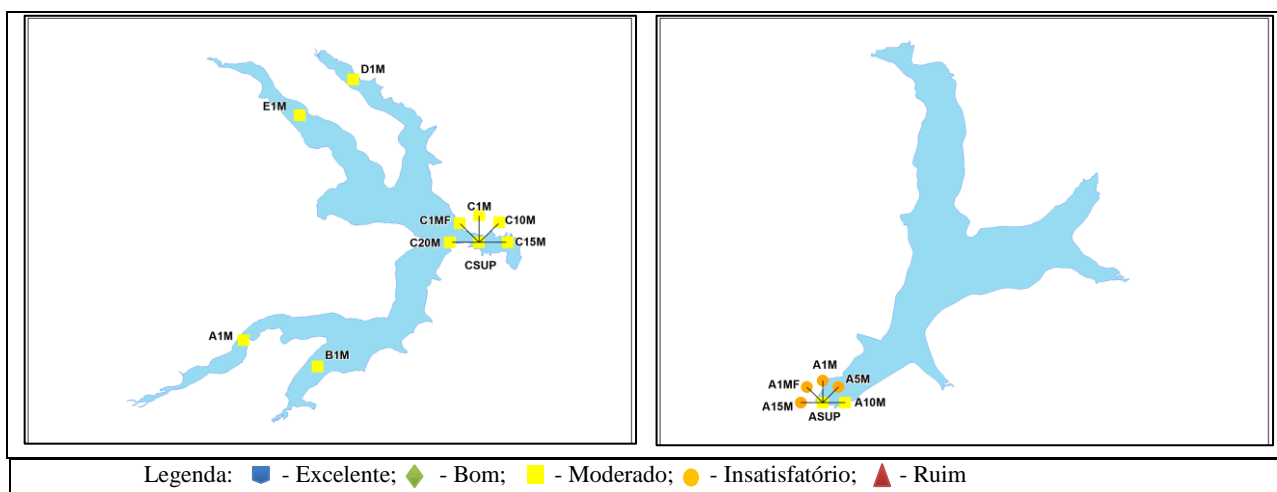


Figura 5.14: Resultados das aplicações do índice P-IBI-G nos lagos Paranoá e Descoberto

O P-IBI-I classificou todas as estações do Descoberto como “Insatisfatório” e do Paranoá de “Ruim” a “Insatisfatório” (Figura 5.13). O parâmetro que mais influenciou esse resultado nos dois ambientes, foi a alta densidade do fitoplâncton, com grande abundância de diatomáceas e cianofíceas.

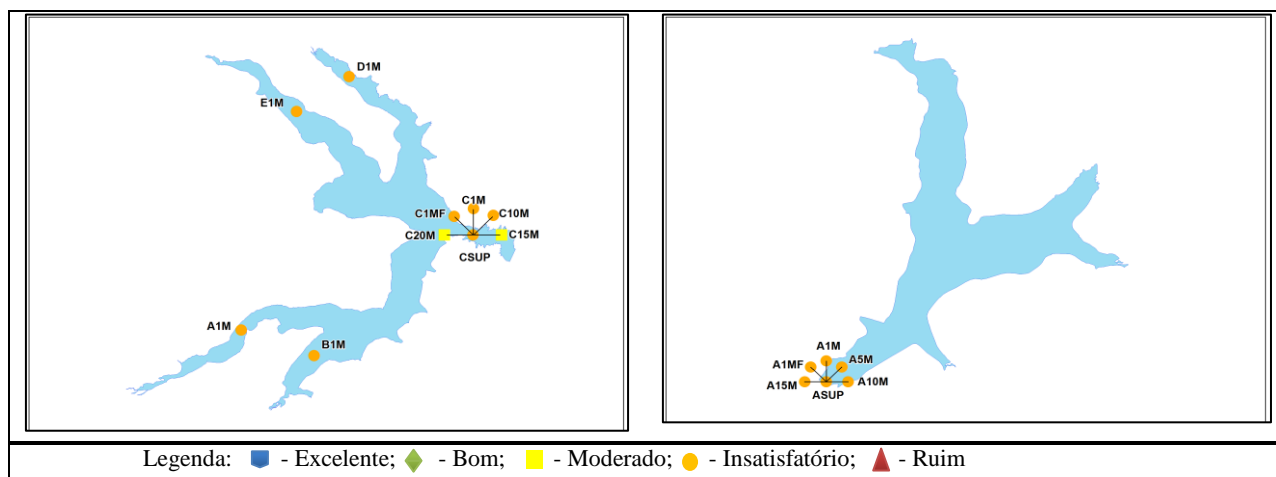


Figura 5.15: Resultados das aplicações do índice P-IBI-I nos lagos Paranoá e Descoberto

Os resultados obtidos da aplicação do IPI no lago Descoberto variaram de 1,7 a 2,0 (“Ruim” a “Insatisfatório”), com condições de qualidade da água semelhantes ao lago Paranoá (Figura 5.14). Também não houve diferenciação entre a superfície e o perfil vertical. O resultado ruim das métricas deve-se provavelmente a alta concentração de *clorofila a* em todas as estações e a baixa diversidade de espécies nas profundidades mais altas.

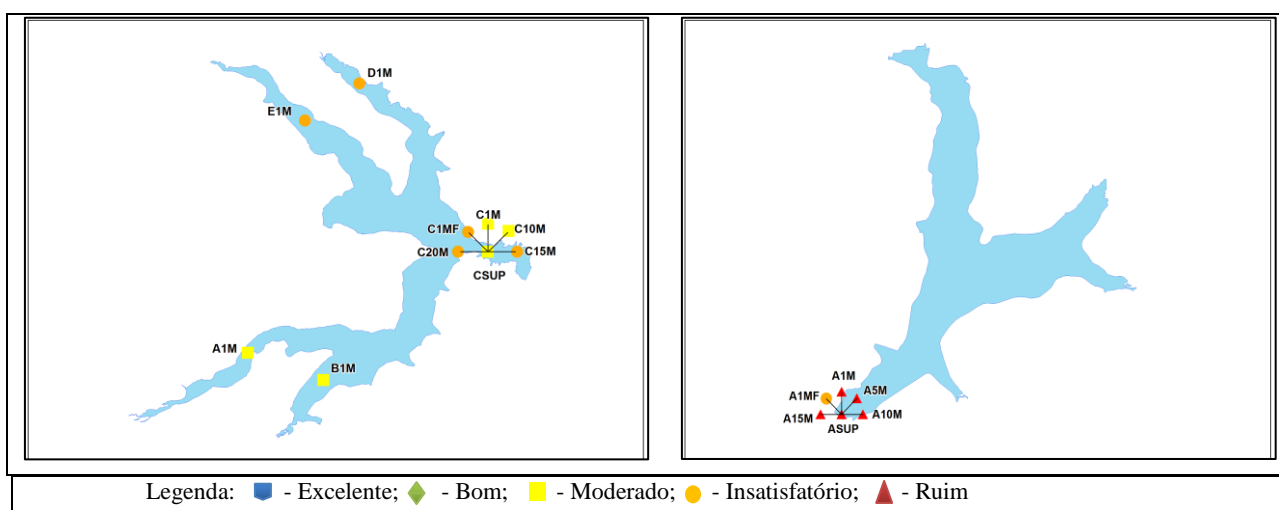


Figura 5.16: Resultados das aplicações do índice IPI nos lagos Paranoá e Descoberto

Os resultados obtidos da aplicação do PSI no lago Descoberto variaram de 0,5 a 1,2 (“Excelente”), classificando esse corpo d’água como com condições melhores que o lago Paranoá, cuja maioria das estações foi classificada como “Moderado” (Figura 5.15). Porém, dentro da faixa de notas observou-se uma diferenciação entre superfície e as coletas em profundidade nos dois ambientes, com ligeira melhora na medida em que a profundidade aumenta.

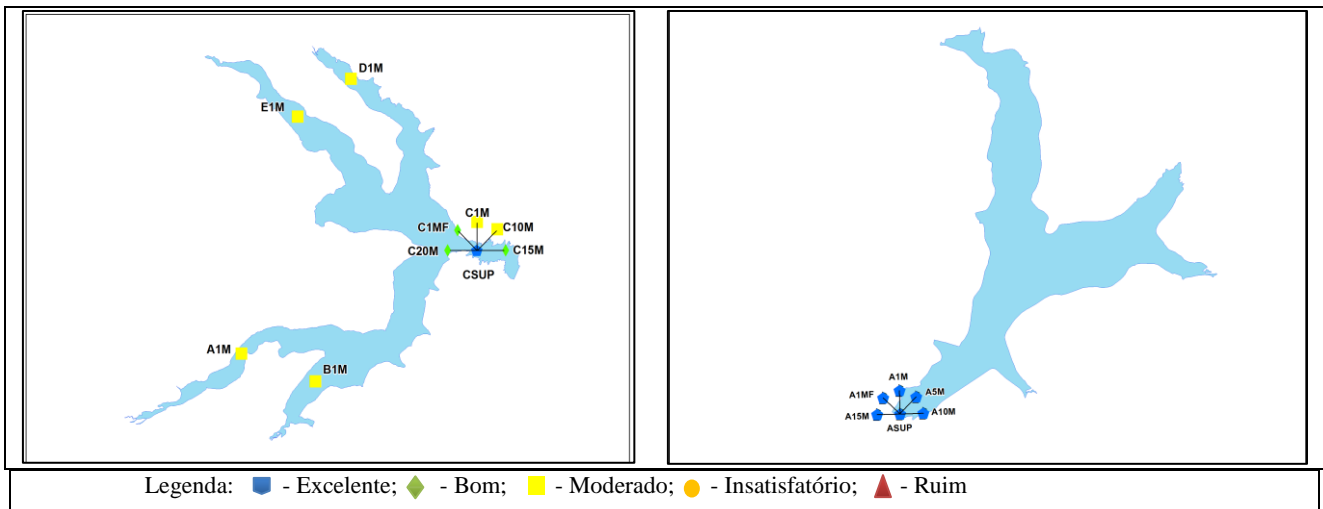


Figura 5.17: Resultados das aplicações do índice PSI nos lagos Paranoá e Descoberto

Os resultados obtidos no lago Descoberto com o índice Q variaram de 3,25 a 3,74, indicando todos as estações com resultado “Bom”, enquanto que no Paranoá os resultados variaram de “Excelente” a “Bom” (Figura 5.16). A contribuição dos grupos funcionais para a nota final foi mais homogênea que no lago Paranoá. Os grupos que mais contribuíram foram o A, L₀, J, C, K, Y, MP (Apêndice C - Quadro C.2), a maioria deles típica de ambientes ricos em nutrientes. Porém, a presença de espécies/gêneros do grupo S1 (*Geitlerinema*, *Planktolyngbya*, *Planktolyngbya limnetica* e *Pseudanabaena catenata*) foi a que mais contribuiu para a diminuição da nota final da avaliação.

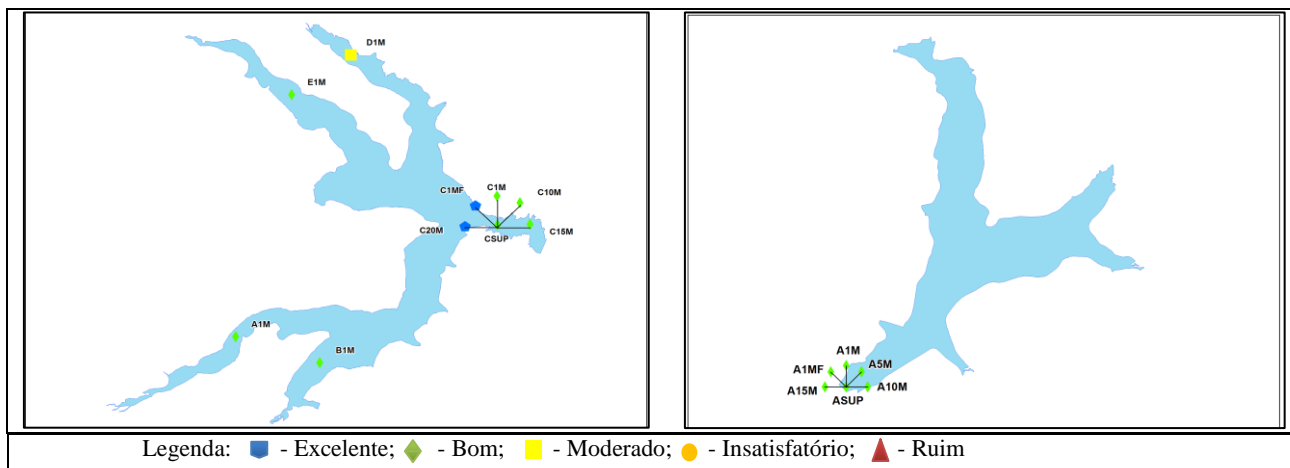


Figura 5.18: Resultados das aplicações do Índice Q nos lagos Paranoá e Descoberto

Posto isso, verifica-se que os índices de integridade biótica testados possibilitaram a comparação das condições ambientais de ambientes com diferentes características, mesmo apresentando deficiências em demonstrar a evolução da qualidade da água em um mesmo corpo de água.

5.3.3. Análise e avaliação dos índices testados

Para avaliar a eficiência dos índices fitoplancctônicos testados, verificou-se o grau de associação entre os resultados apresentados por eles (nos dois períodos avaliados no lago Paranoá e no Descoberto) e as variáveis clorofila *a*, fósforo total e biomassa total. Esses parâmetros foram escolhidos por serem os principais utilizados na determinação de níveis de trofia em corpos de água.

Para isso, procedeu-se uma análise de correlação linear, de acordo com metodologia adotada por Wu *et al.* (2011) (Tabelas 5.9, 5.10 e 5.11). Como já explicitado na Metodologia, as avaliações dos índices foram colocadas na mesma escala, conforme a DQA (“Ruim” = 0,1; “Insatisfatório” = 0,3; “Moderado” = 0,5; “Bom” = 0,7 e “Excelente” = 0,9).

Na análise de correlação linear, observa-se que quanto mais alto o valor, mais forte a relação entre as variáveis analisadas. Valores positivos indicam que as variáveis crescem no mesmo sentido, e valores negativos indicam crescimento em sentidos opostos. Dessa forma, espera-se que na medida em que os resultados dos índices aumentam (de ruim para excelente), os valores

das variáveis clorofila *a*, fósforo total e biomassa diminuem (indicativo de nível de trofia mais baixo).

Deste modo, conforme demonstrado nas Tabelas 5.9 e 5.10, no lago Paranoá tanto o fósforo total quanto clorofila *a* apresentaram correlação positiva com a biomassa nos dois períodos avaliados, o que era esperado. Tanto no período de 1976 a 1998 quanto de 1999 a 2011 a variável que apresentou melhor correlação com os índices foi a clorofila *a*, mesmo com a redução nos níveis de fósforo do lago no segundo período (Tabelas 5.1 e 5.2).

Tabela 5.9: Matriz de Correlação entre variáveis físico-químicas e biológicas e os índices fitoplanctônicos aplicados no lago Paranoá com dados de 1976 a 1998

	Clorofila a	Fósforo total	Biomassa	P-IBI - G	P-IBI-I	IPI	PSI	Q Index
Clorofila a	1	-0,04	0,86	-0,91	-0,08	-0,88	-0,74	0,78
Fósforo total		1,00	0,11	0,14	0,54	0,05	-0,41	0,05
Biomassa			1,00	-0,71	0,26	-0,72	-0,47	0,41

Tabela 5.10: Matriz de Correlação entre variáveis físico-químicas e biológicas e os resultados dos índices fitoplanctônicos aplicados no lago Paranoá com dados de 1999 a 2010

	Clorofila a	Fósforo total	Biomassa	P-IBI - G	P-IBI-I	IPI	PSI	Q Index
Clorofila a	1	0,27	0,42	-0,41	-0,51	0,43	-0,45	-0,41
Fósforo total		1,00	0,18	-0,09	-0,15	-0,11	0,53	0,33
Biomassa			1,00	-0,70	-0,20	-0,26	-0,49	0,26

Em relação aos índices bióticos, observa-se que o P-IBI-G apresentou alta correlação negativa com a clorofila *a* e com a biomassa nos dois períodos avaliados (Tabelas 5.9 e 5.10). Esse comportamento condiz com o esperado, visto que esses parâmetros compõem as métricas do índice. Assim, na composição da nota final do P-IBI-G, quanto mais alto o valor de clorofila *a*, pior a nota do índice; da mesma forma, o índice leva em consideração a biomassa das cianobactérias, numa relação inversamente proporcional à nota final. Já a correlação com o fósforo total foi baixa em ambos os períodos, indicando que esse parâmetro tem pouca influência nos resultados apresentados pelo índice. Verifica-se também que a avaliação apresentada pelo índice apresentou melhora do primeiro para o segundo período.

O índice P-IBI-I apresentou baixa relação com as variáveis clorofila *a* (correlação negativa) e biomassa (correlação positiva) no lago Paranoá no primeiro período; já com o fósforo teve relação mediana e positiva. No segundo período, o índice apresentou correlação negativa com todas as variáveis, sendo moderada com clorofila *a* e fraca com as demais variáveis. Mesmo a clorofila *a* fazendo parte das métricas do índice, essa análise de correlação indicou que no primeiro período esse parâmetro não influenciou a nota do índice. Já no segundo período a correlação com a clorofila *a* foi negativa, indicando que na medida em que os valores do índice aumentam, os valores desse parâmetro diminuem. Porém, a avaliação final do índice foi muito próxima nas duas abordagens realizadas, mesmo com a melhoria nas condições da água no segundo período avaliado para o lago Paranoá. Esse índice não conseguiu representar as variações observadas no lago.

O IPI apresentou forte relação com clorofila *a* e biomassa no primeiro período avaliado (Tabela 5.9) no lago Paranoá, com sentidos de crescimento opostos. No segundo período (Tabela 5.10) apresentou relação moderada e positiva com clorofila *a*, as demais foram relações fracas, porém com sentidos opostos. As métricas do índice levam em consideração as variáveis clorofila *a*, diversidade e riqueza de espécies, sendo esperado que quanto mais alto os valores da primeira e menores os demais, pior a nota do índice. Dessa forma, verifica-se que a avaliação dada pelo índice conseguiu representar as alterações na qualidade da água ocorridas no Paranoá nesses dois períodos.

O índice PSI apresentou, no primeiro período avaliado no lago Paranoá, forte correlação com a clorofila *a* e moderada com as demais variáveis, porém todas negativas. Já no segundo período, as correlações foram todas moderadas, sendo positiva somente com o fósforo total. Todas essas variáveis, de alguma forma, compõem as métricas do índice, e, conforme esperado, verifica-se que a avaliação final variou entre os períodos analisados, indicando melhoria do primeiro (1976 a 1998) para o segundo (1999 a 2010).

O *Q Index* apresentou forte correlação com a clorofila *a*, mediana com a biomassa e baixa com o fósforo total no período de 1976 a 1998, no lago Paranoá, (Tabela 5.9), porém todas positivas. No período de 1999 a 2011 (Tabela 5.10), apresentou relação fraca com todas as variáveis, sendo positivas com fósforo total e com biomassa. Porém, esse índice leva em consideração somente grupos funcionais fitoplanctônicos, e mesmo não apresentado boa correlação com essas variáveis, conseguiu indicar variações entre os períodos avaliados.

Avaliando-se a matriz de correlação elaborada com os dados do lago Descoberto (Tabela 5.11), verifica-se que a clorofila *a* apresentou alta correlação positiva com a biomassa e correlação alta e negativa com o fósforo total. Enquanto o fósforo total apresentou alta correlação negativa com a biomassa. As correlações observadas podem ser devidas, em parte ao fato de que mesmo em lagos tropicais considerados oligotróficos (com baixos valores de fósforo total), os indicadores de produtividade primária, como a biomassa e clorofila *a*, possam apresentar valores elevados (Esteves, 2011).

Tabela 5.11: Matriz de Correlação entre variáveis físico-químicas e biológicas e os resultados dos índices fitoplanctônicos aplicados no lago Descoberto com dados de 2004 a 2010

	Clorofila <i>a</i>	Fósforo total	Biomassa	P-IBI - G	P-IBI-I	IPI	PSI	Q Index
<i>Clorofila a</i>	1,00	-0,80	0,90	0,08	0,74	-0,74	0,74	0,74
Fósforo total		1,00	-0,92	-0,50	-0,51	0,51	-0,51	-0,51
Biomassa			1,00	0,26	0,60	-0,60	0,60	0,60

O P-IBI-G apresentou correlação positiva com clorofila *a* e biomassa, negativa com o fósforo total, sendo moderada com fósforo total e baixa com as demais variáveis, num comportamento contrário ao apresentado no lago Paranoá. O IPI apresentou resultado exatamente oposto ao P-IBI-I, relação forte com clorofila *a* e biomassa, porém com sinal em sentido contrário, já com fósforo total teve relação moderada, e sentido de crescimento oposto. O PSI apresentou alta correlação tanto com a clorofila *a* quanto com a biomassa, e mediana com o fósforo total, sendo essa a única variável com correlação negativa com o valor do índice. O Índice Q apresentou alta correlação positiva com a biomassa e com a clorofila *a* e relação negativa com fósforo total.

De forma geral, observa-se que as correlações apresentadas entre a classificação dos índices e as variáveis clorofila *a*, fósforo total e biomassa refletiram o peso, ou influência, de cada uma na conformação dos índices de integridade biótica do fitoplâncton avaliados.

6 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Através dos resultados obtidos no presente estudo pode-se dizer que em relação ao uso dos índices de integridade biótica do fitoplâncton analisados acredita-se que esses podem fornecer uma resposta de fácil interpretação e são aplicáveis à avaliação da qualidade dos ambientes aquáticos. Entretanto, por possuírem diferentes abordagens e metodologias de desenvolvimento, torna-se necessário adequar as métricas componentes de cada índice ao tipo de dado disponível e à condição de cada ambiente.

Assim, a utilização de dados secundários representou algumas limitações para a aplicação dos índices, pois apenas parte dos dados estava disponível no formato exigido para o cálculo das métricas (unidades, identificação ao nível de espécies, entre outros fatores) o que pode ter levado à redução da sensibilidade dos índices em avaliar a qualidade da água dos ambientes estudados.

Nas avaliações feitas no Paranoá, todos os índices demonstraram as alterações ocorridas entre os dois períodos avaliados, com resultados mais homogêneos para o primeiro período. Porém, no segundo período, os índices P-IBI-G e P-IBI-I não representaram as variações entre as diferentes regiões do lago, e os demais índices tiveram resultados muito discrepantes, com a mesma estação sendo classificada de “Insatisfatório” a “Excelente”. Dessa forma, evidencia-se a falta de sensibilidade dos índices em apontar as diferenças entre os compartimentos, com influências do entorno e condições limnológicas distintas.

Em relação ao Descoberto, os índices P-IBI-G, P-IBI-I e IPI apresentaram resultado “Ruim” a “Moderado”, enquanto os índices PSI e Q Index os resultados variaram de “Bom” a “Excelente”. Verifica-se assim que, para os dois ambientes, os índices nos quais as cianobactérias representam maior peso entre as métricas, especialmente o Q Index e o PSI, foram mais eficientes em demonstrar as diferenças entre os ambientes e entre os dois períodos avaliados no lago Paranoá.

Em relação aos resultados obtidos com aplicação dos índices em toda a coluna d'água, ficou evidenciado que com a redução da densidade do fitoplâncton nas maiores profundidades das estações A (Descoberto) e C (Paranoá), a maioria dos índices foram sensíveis e apresentaram

bons resultados. Com exceção dos índices P-IBI-I e IPI, que atribuem peso maior aos parâmetros riqueza e diversidade de espécies.

Quando se avaliou as correlações entre os índices e as variáveis mais comumente utilizadas para classificação de estado trófico (clorofila *a*, fósforo total e biomassa), verificou-se melhores correlações entre a classificação dos índices e as variáveis durante o primeiro período avaliado para o lago Paranoá, principalmente em relação ao fósforo total. Esse fato pode indicar melhor sensibilidade dos índices quando se tem o grau de trofia do ambiente melhor definido, no caso o estabelecimento do processo de eutrofização.

Ressalta-se ainda que a utilização do fitoplâncton como indicador biológico deve levar em consideração a manutenção de um programa de amostragem adequado, e padronização das técnicas de contagem e identificação acuradas para que se possa garantir bons resultados na avaliação da resposta do grupo as diferentes condições do ambiente. Embora a avaliação rotineira do fitoplâncton, demande mais tempo e nível aprofundado de treinamento, quando comparado à realização das análises das variáveis físicas e químicas, acredita-se que a utilização do fitoplâncton como indicador de qualidade da água deve ser incorporada aos programas de monitoramento dos ambientes aquáticos.

Através dos resultados obtidos ficou evidenciada a necessidade de se escolher e calibrar os índices de integridade biótica do fitoplâncton com padrões e escores adequados aos ambientes tropicais, pois houve pouca homogeneidade entre as respostas apresentadas pelos cinco índices avaliados. Porém, acredita-se que se cada métrica que compõe um índice de integridade biótica for calculada com informações precisas, os índices multimétricos baseados na comunidade fitoplanctônica podem se configurar como ferramenta apropriada para a avaliação integrada da qualidade de água.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abers, Rebeca (2002). “A bacia do Rio Paranoá – 2001”. *Projeto Marca D’água. Relatórios Preliminares*. Brasília: Núcleo de Pesquisa em Políticas Públicas, Universidade de Brasília.
- Adasa (2012). “*Revisão e atualização do Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal - Relatório Final*”. Volume 1. Diagnóstico. 795p.
- Alves-da-Silva, Sandra Maria; Pereira, Viviane Camejo; Moreira, Clarissa Silva e Friedrich, Francieli. (2011). “O gênero *Phacus* (Euglenophyceae) em lago urbano subtropical, no Jardim Botânico de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil”. *Acta Botanica Brasílica*, **25**(3), 713-726.
- ANA (2009). Agência Nacional de Águas. *Portal da Qualidade das Águas*. Site: <http://pnqa.ana.gov.br/Estrutura/Inicio.aspx>. Acesso em: 30/04/2012.
- APHA. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21st ed. New York, 1268 p.
- Bastos, Ivan C.O., Lovo, Ivana C., Estanislau, César A.M. e Scoss, Leandro M. (2006). “Utilização de bioindicadores em diferentes hidrossistemas em uma indústria de papéis reciclados em Governador Valadares-MG”. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. **11**(3), 203-211.
- Batista, Bruno Dias. (2011). *Fitoplâncton da região central do Lago Paranoá, DF: uma abordagem ecológica e sanitária*. Dissertação de Mestrado, Universidade Católica de Brasília, Brasília, DF, 81p.
- BRANCO, S.M. *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*. 2 ed. CETESB, São Paulo. Brasil, 1986. 620p.
- Bicudo, Carlos E. M. e Pereira, Fabiana Cordeiro (2003). “Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 16: Chlorophyceae (Ulotrichales)”. *Hoehnea*, **30**(1), 31-37, 12.
- Borja, A., Ranasinghe, A., Weisberg, S.B. (2009). “Assessing ecological integrity in marine waters, using multiple indices and ecosystem components: Challenges for the future”. *Marine Pollution Bulletin*, **59**, 1–4.
- Branco, Samuel M. (1978). “Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária.” CETESB, 2ª Ed. São Paulo.
- Brasil, Jandeson e Huszar, Vera L. M.(2011). “O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental”. *Oecologia Australis* **15**(4), 799-834.
- Brasil. (2005). Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução n° 357 de 17 de março de 2005*. Brasília, DF, Brasil.
- Brasil (1997). *Lei Federal n.º 9.433, de 8 de janeiro de 1997*. Brasília, DF, Brasil.

Brito, Ana C.; Brotas, Vanda; Caetano, Miguel; Coutinho, Teresa P.; Bordalo, Adriano; Icely, John; Neto, João M.; Serôdio, João; Moita, Teresa. (2012). “Defining phytoplankton class boundaries in Portuguese transitional waters: An evaluation of the ecological quality status according to the Water Framework Directive”. *Ecological Indicators*, **19**, 5–14.

Burnett, José A. B.; Mattos, Sônia P. e Azzolin, Neiva M. P. (2001). “Intervenções da Companhia de Saneamento”. In: FONSECA, Fernando Oliveira (Org.). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Brasília: Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH), p. 199-211.

Cabecinha, Edna; Cortes, Rui; Cabra, Joao Alexandre; Ferreira, Teresa; Lourenço, Martinho; Pardal, Miguel Angelo. (2009). “Multi-scale approach using phytoplankton as a first step towards the definition of the ecological status of reservoirs”. *Ecological Indicators*, **9**, 240 – 255.

Caesb (2005). Documento Interno.

Caesb (2011). “*Relatório da Qualidade da Água Distribuída pela Caesb em 2011.*” Relatório de Qualidade da Água, com informações relativas a 2011, em cumprimento ao disposto no Decreto 5440/2005.

Caesb (2012). *Análise Quantitativa de Fitoplâncton e de Células de Cianobactérias*. Documento Interno.

Carlson, R. E. e Simpson, J. (1996). “A coordinator’s guide to volunteer lake monitoring methods”. *North American Lake Management Society*. 96p. Disponível em: <www.nalms.org>. Acesso em: 25/10/2005.

Carraro, Fábila Gabriela Pflugrath (2009). *Estrutura do fitoplâncton e sua utilização como indicador de condições ecológicas no reservatório de Pedra, Bahia*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Pesca, Recife, PE, 59p.

CAESB. “*Despoluição do Lago Paranoá: situação atual e perspectivas*”. Seminário Técnico Interno. 11/07/2005. (Documento interno não publicado).

Cetesb (2007). “Relatório de qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo: 2006.” São Paulo: CETESB. (Série Relatórios)

Cetesb. “Índices de Qualidade da Água”. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/%C3%A1guas-superficiais/108-%C3%ADndices-de-qualidade-das-%C3%A1guas>. Acesso em: 25 de abr. 2012.

Chalar, Guillermo. (2009). “The use of phytoplankton patterns of diversity for algal bloom management.” *Limnologia*, **39**, 200–208.

Cunha, Cynara de Lourdes da N. e Ferreira, Aldo Pacheco (2006). “Modelagem matemática para avaliação dos efeitos de despejos orgânicos nas condições sanitárias de águas ambientais”.

Cad. Saúde Pública, 22(8), 1715-1725. Disponível em: http://www.descobertocoberto.df.gov.br/documentos/AdequacaoAmbiental_VersaoFinal.pdf.

Acesso em: 19/04/2012.

Danilov R. A. (2005). “Structure of populations of planktonic algae and lake trophicity: Possibility of application of ecological indices in continued monitoring of trophic status”. *Hydrobiological Journal*, **41**(3), 103-106.

Danilov, Roman e Ekelund, N.G.A. (1999). “The efficiency of seven diversity and one similarity indices based on phytoplankton data for assessing the level of eutrophication in lakes in central Sweden”. *The Science of the Total Environment*, **234**, 15-23.

Dantas, Ênio Wocyli; Bittencourt-Oliveira, Maria do Carmo; Moura, Ariadne do Nascimento. (2012). “Dynamics of phytoplankton associations in three reservoirs in northeastern Brazil assessed using Reynolds’ theory”. *Limnologica*, **42**, 72– 80.

De Leo, G. A., and Levin, S. (1997). “The multifaceted aspects of ecosystem integrity”. *Conservation Ecology [online]*1(1), 3. Disponível em: URL: <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art3/>. Acesso em: 4/4/2012.

Devlin, Michelle; Best, Mike; Coates, Deborah; Bresnan, Eileen; O’Boyle, Shane; Park, Richard; Silke, Joe; Cusack, Caroline; Skeats, Joe. (2007). “Establishing boundary classes for the classification of UK marine waters using phytoplankton communities”. *Marine Pollution Bulletin*, **55**, 91–103.

Devlin, Michelle, Barry, Jon; Painting, Suzanne; Best, Mike. (2009). “Extending the phytoplankton tool kit for the UK Water Framework Directive: indicators of phytoplankton community structure”. *Hydrobiologia*, **633**,151–168.

Domingues, Carolina D’avila e Torgan, Lezilda Carvalho. (2011). “Fitoplâncton (exceto Chlorophyceae) de um lago artificial urbano no Sul do Brasil”. *Revista Brasil. Bot.*, 34(3), p.463-480, jul.-set.

Domingues, Rita B.; Barbosa, Ana; Galvão, Helena. (2008). “Constraints on the use of phytoplankton as a biological quality element within the Water Framework Directive in Portuguese Waters”. *Marine Pollution Bulletin*, **56**, 1389–1395.

Dokulil, M.T. (2003). “Algae as ecological bio-indicators”. In: Markert, B.A.; Breure, A.M.; Zechmeister, H.G. (eds.). *Bioindicators and biomonitors*, Elsevier Science Ltd., 285-327.

Echeverria, Rosângela Martines (2007). *Avaliação de impactos ambientais nos tributários do lago Paranoá, Brasília – DF*. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília / Instituto de Geociências. Brasília, DF, 132p.

Esteves, F. A. (2011). *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência. 826p.

- Fernandes, Sidney e Bicudo, Carlos Eduardo de Mattos. (2005). “Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 26: Chlorophyceae (famílias Chlorococcaceae e Coccomyxaceae).” *Hoehnea*, **36**(1), 173-191.
- Ferragut, Carla; Lopes, Maria Rosélia Marques; Bicudo, Denise de Campos; Bicudo, Carlos Eduardo de Mattos e Vercellino, Ilka Schinkariol. (2005). “Ficoflórula perifítica e planctônica (exceto Bacillariophyceae) de um reservatório oligotrófico raso (Lago do IAG, São Paulo)”. *Hoehnea*, **32**(2), 137-184.
- Ferrante, José E. T; Racan, Luiz e Braga Neto, Pedro. (2001). “Meio Físico”. In: Fonseca, Fernando Oliveira (Org.). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Brasília, Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH), p. 45-78.
- Figueredo, Cleber C. e Giani, Alessandra. (2001) “Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir”. *Hydrobiologia*, **445**, 165–174.
- Fonseca, Bárbara M. e Bicudo, Carlos E. de M. (2008). “Phytoplankton seasonal variation in shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil)”. *Hydrobiologia*, **600**, 267-282.
- Fonseca, Bárbara M. e Bicudo, Carlos E. de M. (2010). “How important can the presence/absence of macrophytes be in determining phytoplankton strategies in two tropical shallow reservoirs with different trophic state?” *Journal of Plankton Research*, **32** (1), 31-46.
- Fonseca, Fernando Oliveira (Org.). (2001). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Brasília: Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH).
- GDF/MMA. (2009). *Adequação Ambiental da Reserva Biológica e das Propriedades Rurais às Margens do Lago Descoberto*. Brasília-DF. Disponível em: http://www.descobertocoberto.df.gov.br/documentos/AdequacaoAmbiental_VersaoFinal.pdf. Acesso em: 19/04/2012.
- Gemelgo, M.C.P.; Mucci, J.N. L e Navas-Pereira, D. (2009). "Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo)". *Braz. J. Biol.*, **69**(4), 1001-1013.
- Graça, M. A. S. e Coimbra, C. N.. (1998).” The elaboration of indices to assess biological water quality: a case study.” *Water Resources*, **32** (2), pp. 380-392.
- Guo, Qinghai; Maa, Keming ; Yang, Liu ; Cai, Qinghua ; He, Kate. (2010). “A comparative study of the impact of species composition on a freshwater phytoplankton community using two contrasting biotic indices”. *Ecological Indicators*, **10**, 296–302
- Hering, Daniel , Feld, Christian K., Moog, Otto e Ofenbo, Thomas(2006). “Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems:

experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives.” *Hydrobiologia*, **566**, 311–324.

Hillebrand, Helmut; Dürselen, Claus-Dieter; Kirschtel, David; Pollinger, Utsa e Zohary, Tamar. (1999). “Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae”. *J. Phycol.* **35**, 403–424. <http://www.anpad.org.br/ema/2006/dwn/ema2006-mkta-058.pdf>. Acesso em: 21/05/2013.

Hilton, John; O'Hare, Matthew; Bowes, Michael J. J.; Jones, Iwan. (2006). “How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers”. *Science of the Total Environment*, **365**, 66–83.

Huggins, Donald G. e Moffett, Mary. (1988). “Proposed biotic and habitat indices for use in Kansas streams”. *Report No. 35 of the Kansas Biological Survey*, The University of Kansas, Lawrence.

Hutchinson, G.E. (1967). Classificação do fitoplâncton segundo o tamanho. In: Esteves, F. A., (1998). *Fundamentos de Limnologia*. 2a.edição, Interciência (Ed.), Rio de Janeiro, p. 375.

Jaramillo-Villa, Úrsula e Caramaschi, Érica P. (2008). “Índices de Integridade Biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropical e subtropical”. *Oecol. Bras.*, **12** (3), 442-462.

Jornal Oficial Das Comunidades Europeias. *Diretiva do Parlamento Europeu e do Conselho n.º 2000/60/CE*, de 23 de Outubro de 2000.

Kaiblinger, Christina; Anneville, Orlane; Tadonleke, Remy; Rimet, Frederic ; Druart, Jean Claude; Guillard, Jean e Dokulil. Martin T. (2009) “Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements”. *Hydrobiologia*, **633**, 67–74.

Kane, Douglas D., Gordon, Steven I., Munawar, Mohiuddin, Charlton, Murray N., e David, Culver A. (2009). “The Planktonic Index of Biotic Integrity (P-IBI): An approach for assessing lake ecosystem health”. *Ecological Indicators*, **9**, 1234–1247.

Karr, J. R. (1981). “Assessment of biotic integrity using fish communities”. *Fisheries*, **6**, 21–27.

Karr, J. R. (1991). “Biological Integrity: a long-neglected aspect of water resource management.” *Ecological Applications*, **1** (1), 66-84.

Karr, J. R. e D. R. Dudley (1981). “Ecological perspectives on water quality goals”. *Environmental Management*, **5**, p.55-68.

Karr, James R. (1996). “Ecological integrity and ecological health are not the same”. Disponível em: www.nap.edu/openbook.php?record_id=4919&page=100. Acesso em: 11/06/2013.

- Karr, James R. (2006). "Measuring biological condition, protecting biological integrity". In: Groom *et al.* *Principles of conservation Biology*. Disponível em: www.sites.sinauer.com/groom/article.php?id=23. Acesso em: 11/06/2013.
- Komárek, Jiri e Komárková, Jaroslava. (2004). "Taxonomic review of the cyanoprokaryotic genera *Planktothrix* and *Planktothricoides*." *Czech Phycology*, Olomouc, **4**, 1-18.
- Komárek, Jiri e Komárková, Jaroslava.(2002). "Review of the European *Microcystis* - morphospecies (Cyanoprokaryotes) from nature". *Czech Phycology*, Olomouc, **2**,1-24.
- Kovacs, Michelle Helena. (2006). "Entre o fusca zero bala e o jaguar usado: uma reflexão crítica da (não) utilização de dados secundários em pesquisas na área de marketing". *Anais do Encontro de Marketing da ANPAD*, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- Kruk, C., Mazzeo, N., Lacerot, G. e Reynolds, C. (2002). "Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement." *Journal of Plankton Research*. **24** (9), 901-912.
- Kruk, C.; Huszar, V.L.M.; Peeters, E.T.H.M.; Bonila, S.; Costa, L.; Lürling, M.; Reynolds, C. & Schefer, M. (2010). "A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton." *Freshwater Biology*, **55**, 614-627.
- Lacouture, Richard V, Johnson, Jacqueline M., Buchanan, Claire e Marshall, Harold G. (2006). "Phytoplankton Index of Biotic Integrity for Chesapeake Bay and its Tidal Tributaries". *Estuaries and Coasts*, **29**(4), 598–616.
- Litchman, E., Sterner, D e Brossard, P. (2003). "Photosynthetic and growth responses of three freshwater algae to phosphorus limitation and day length". *Fresh Water Biology*, **48**, 2141-2148.
- Lugoli, F.; Garmendiad, M.; Lehtinenb, S.; Kauppilab, P.; Monchevac, S.; Revilla, M.; Roselli, L.; Slabakovac, N.; Valenciad, V.; Dromphe, K.M. e Basseta, A. (2012). "Application of a new multi- metric phytoplankton index to the assessment of ecological status in marine and transitional waters". *Ecological Indicators*, **23**, 338–355.
- Luz, Lafayette Dantas da; Ferreira, Maria Teresa. (2011). "A questão ecológica na gestão dos corpos hídricos – analisando os focos das diretrizes brasileira e europeia". *REGA*, **8**(1), p. 19-31.
- Machado, Marília T.S. (2004). *Mapeamento do estado trófico do Lago Paranoá, DF por meio de sensoriamento remoto como ferramenta de monitoramento da qualidade da água*. Dissertação de Mestrado em Planejamento e Gestão Ambiental. Universidade Católica de Brasília. 145p.

- Margalef, R. (1955). Classificação do fitoplâncton segundo o tamanho. In: Esteves, F. A., (1998). *Fundamentos de Limnologia*. 2a.edição, Interciência (Ed.), Rio de Janeiro, p. 375.
- Margalef, Ramón (1983). *Limnologia*. Ediciones Omega, Barcelona, 1010p.
- Martínez-Crego, Begoña; Alcoverro, Teresa & Romero, Javier. (2010). “Biotic indices for assessing the status of coastal waters: a review of strengths and weaknesses”. *Journal of Environmental Monitoring*, 1 DOI:10.1039/b920937a.
- Maulood, Bahram K.; Alobaidy, Abdul Hameed M. Jawad; Alsaboonchi, Azhar; Abid, Haider S.; Alobaidy, Ghasak S. (2011). “Phytoplankton Index of Biological Integrity (P-IBI) in several marshes, Southern IRAQ”. *Journal of Environmental Protection*, **2**, 387-394.
- Melo, A.S. (2008). “O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade?” *Biota Neotrop.*, 8(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?point-of-view+bn00108032008>.
- Melo, Sérgio; Souza, Karla F.; Rebelo, Sérgio R.M.; Sophia, Maria da Graça. (2009). “Gêneros *Euastrum Ehrenberg ex Ralfs* e *Micrasterias C. Agardh* (Conjugatophyceae-Desmidiaceae) de dois ambientes amazônicos de águas pretas (Manaus, Amazonas-Brasil)”. *Acta Amazonica*, **39**(1), 13 – 20
- Mendes, Maria Cristina de Queiroz; Gonzalez, Augusto Abilio Comas; Menezes, Mariângela; Nunes, José Marcos de Castro; Pereira, Solange e Nascimento, Iracema Andrade. (2012). “Coleção de microalgas de ambientes dulciaquícolas naturais da Bahia, Brasil, como potencial fonte para a produção de biocombustíveis: uma abordagem taxonômica”. *Acta Botanica Brasilica*, **26**(3), 691-696.
- Menezes, Mariângela (1989). “Contribuição ao Conhecimento das Algas do Gênero *Euglena* (Euglenophyceae) no Município do Rio de Janeiro e Arredores, Brasil.” *Acta bot. bras.* **3**(1), 49-90.
- Mieleitner, Johanna, Borsuk, Mark, Bürgi, Hans-Rudolf and Reichert, Peter. (2008). “Identifying functional groups of phytoplankton using data from three lakes of different trophic state”. *Aquat. Sci.* **70**, 30 – 46.
- Mischke, Ute; Riedmüller, Ursula; Hoehn, Eberhard; Schönfelder, Ilka e Nixdorf, Brigitte. (2008). “Description of the German system for phytoplankton-based assessment of lakes for implementation of the EU Water Framework Directive (WFD)”. In: Ute Mischke & Brigitte Nixdorf (Org.). *Gewässerreport (Nr. 10): Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie*. 117-146.

- Moura, Ariadne N., Bittencourt-Oliveira, Maria do C., Dantas, Ênio W. e Arruda Neto, João D. T. (2007). "Phytoplanktonic associations: a tool to understanding dominance events in a tropical Brazilian reservoir". *Acta Botanica Brasilica*, **21**(3), 641-648.
- Murtaugh, Paul A. e Pooler, Penelope S. (2006). "Evaluating ecological indicators: lakes in the northeastern United States". *Environmental Monitoring and Assessment*, **119**, 83–96.
- Nogueira, Ina de Souza, Gama Júnior, Watson Arantes e D'Alessandro, Emmanuel Bezerra. (2011). "Cianobactérias planctônicas de um lago artificial urbano na cidade de Goiânia, GO". *Revista Brasil. Bot.*, **34**(4), 575-592.
- Nogueira, Vicente P. Q. (1991). "Qualidade da água em lagos e reservatórios". In: *Hidrologia Ambiental*. Coleção ABRH de Recursos Hídricos, Pág. 165 a 208.
- Nõges, Peeter; van de Bund, Wouter; Cardoso, Ana Cristina; Solimini, Angelo G.; Heiskanen, Anna-Stiina. (2009). "Assessment of the ecological status of European surface waters: a work in progress". *Hydrobiologia*, **633**,197–211.
- Oliveira ^a, C. C. de; Marques, D. M. (2008). "Proteção e qualidade dos recursos hídricos brasileiros: contribuições da diretiva europeia para a água". *REGA*, **5**(1), 5-12.
- Oliveira ^b, Renata B.S., Castro, Carolina M. e Baptista, Darcílio F. (2008). "Desenvolvimento de Índices Multimétricos para utilização em Programas de Monitoramento Biológico da Integridade de Ecossistemas Aquáticos". *Oecol. Bras.*, **12** (3), 487-505.
- Pachés, M., Romero, I., Hermosilla, Z. e Martinez-Guijarro, R. (2012). "PHYMED: An ecological classification system for the Water Framework Directive based on phytoplankton community composition". *Ecological Indicators*, **19**, 15–23.
- Padisák, J.; Croseti, L.O. e Naseli-Flores, L. (2009). "Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates". *Hydrobiologia*, **621**, 1-19.
- Padisák, J.; Grigorszky, I.; Borics, G. e Soróczki-Pintér, É. (2006). "Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: The assemblage index". *Hydrobiologia*, **553**, 1-14.
- Pasztaleniec, Agnieszka e Poniewozik, Magorzata. (2010). "Phytoplankton based assessment of the ecological status of four shallow lakes (Eastern Poland) according to Water Framework Directive – a comparison of approaches". *Limnologica*, **40**, 251–259.
- Pizella, Denise Gallo; Souza, Marcelo Pereira de. (2007). Análise da sustentabilidade ambiental do sistema de classificação das águas doces superficiais brasileiras. *Eng. sanit. ambient.*, **12**(2),139-148.

- Coutinho, M.T. Pereira; Brito, Ana C.; Pereira, Patrícia; Gonçalves, André S.; Moita, Maria Teresa. (2012). “A phytoplankton tool for water quality assessment in semi-enclosed coastal lagoons: Open vs. closed regimes.” *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, doi: 10.1016/j.ecss.2012.04.007.
- Pessoa, Maria C. P. Y; Luchiari Junior, Ariovaldo; Fernandes, Elizabeth N.; Lima, Magda Aparecida. (1997). *Principais Modelos Simuladores Utilizados Para Análises De Impactos Ambientais Das Atividades Agrícolas*. Jaguariúna: Embrapa-CNPMA, 83p.
- Philomeno, Mariana Gomes. (2007). *A comunidade fitoplanctônica e a restauração do lago Paranoá-DF*. Dissertação de Doutorado em Ecologia, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, 132p.
- Pires, Viviane Azzolin De Carvalho (2004). *Metodologia para apoio à gestão estratégica de reservatórios de usos múltiplos: o caso do Lago Paranoá, no Distrito Federal*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 219p.
- Quataert, P. (2011). *Methodological and statistical aspects of indices of biotic integrity to assess the ecological condition of surface waters*. Tese de Doutorado. Research Institute for Nature and Forest, Brussels.
- Rebecca (2005). *Indicators and methods for the Water Framework Directive Assessment of Reference conditions of European Lakes*. Disponível em: <http://www.REBECCA.com>.
- Reynolds, C. S. (2006). *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, 551p.
- Reynolds, C.S. (1998). “What factors influences the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status?”. *Hydrobiologia*, **11**(26), 369-370.
- Reynolds, C.S. (2000). “Phytoplankton designer-or how to predict compositional responses to trophic-state change”. *Hydrobiologia*, **424**, 67-77.
- Reynolds, C.S.; Huszar, V.; Kruk, C.; Naselli-Flores, L.; Melo, S. (2002). “Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton”. *Journal of Plankton Research*, **24**, 417-428.
- Ricklefs, Robert E. (1996). “A Economia da Natureza”. 3a.ed. Guanabara. Rio de Janeiro.
- Rossa, Dayane Christian; Bonecker; Claudia Costa; Fulone, Leandro Junio. (2007). “Biomassa de rotíferos em Ambientes Dulcícolas: Revisão de métodos e fatores influentes”. *Interciência*, **32**(4), 220-226.
- Saker, Martin L.; Neilan, Brett A. e Griffiths, Dilwyn J. (1999). “Two morphological forms of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) isolated from Solomon Dam, Palm Island, Queensland”. *J. Phycol.* **35**, 599–606.

- Salas, H.J. & Martino, P. (1991). "A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes". *Water Resources*, **25**, 341-350.
- Salmaso, Nico e Padisák, Judit. (2007). "Morpho-Functional Groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany)". *Hydrobiologia*, **578**, 97–112.
- Salmaso, Nico; Naselli-Flores, Luigi e Padisák, Judit. (2012). "Impairing the largest and most productive forest on our planet, how do human activities impact phytoplankton?" *Hydrobiologia*, **698**, 375-384.
- Sant'Anna, C.L.; Tucci, A.; Azevedo, M.T.P.; Melcher, S.S.; Werner, V.R.; Malone, C.F.S.; Rossini, E.F.; Jacinavicius, F.R.; Hentschke, G.S.; Osti, J.A.S.; Santos, K.R.S.; Gama-Júnior, W.A.; Rosal, C. & Adame, G. (2012). *Atlas de cianobactérias e microalgas de águas continentais brasileiras*. Publicação eletrônica, Instituto de Botânica, Núcleo de Pesquisa em Ficologia. www.ibot.sp.gov.br
- Santos, Vanessa Kelly dos. (2009). *Uma generalização da distribuição do índice de diversidade generalizada por Good com aplicação em Ciências Agrárias*. Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Biometria e Estatística Aplicada, Universidade federal Rural de Pernambuco. 58 p.
- Sarnelle, Orlando. (1992). "Nutrient Enrichment and Grazer Effects on phytoplankton in lakes." *Ecology*, **73**(2), 551-560.
- Senna, P. A. C. e Magrin, A. G. E. (1999). "A importância da "boa" identificação dos organismos fitoplanctônicos para os estudos ecológicos". In: Pompêo, M.L.M. (ed.) *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. São Luís: Gráfica e Editora União, Capítulo 9, 198 p.
- Sieburth, J.McN., Smetacek, V. and Lenz, J. (1978). "The classification of phytoplankton according to the scaling nomenclature". IN: Reynolds, C. S. (2006). *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, p. 5.
- Silva, G. V. (2009). *Simulação Bidimensional da Qualidade da Água do Lago do Descoberto (DF/GO)*. Dissertação de Mestrado em Ciências Mecânicas, Publicação ENM. DM – 134 A /2009, Departamento de Engenharia Mecânica, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 117p.
- Silveira, Mariana Pinheiro. *Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 68p.- (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 36).
- Schmidt, Roland; Dokulil, Martin T.; Psenner, Roland & Wanzenböck, Josef. (2002). "Ecological Integrity: concept, assessment, evaluation: the Traunsee case". *Water, Air, And Soil Pollution: Focus*, **2**, 249–261.

- Soares, Maria Carolina S.; Huszar, Vera L.M.; Roland, Fabio. (2007). “Phytoplankton dynamics in two tropical rivers with different degrees of human impact (Southeast Brazil)”. *River. Res. Applic.*, **23**,698-714.
- Sobral, Maria do Carmo; Gunkel, Günter; Barros, Alessandra Maciel de L.; Paes, Roberta; Figueiredo, Rita de Cássia. “Classificação De Corpos D’Água Segundo A Diretiva-Quadro Da Água Da União Européia – 2000/60/CE“. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, Número 11, 30-39.
- Spatharis, S.; Mouillot, D.; Danielidis, D. B.; Karydis, M.; Chi, T. D., & Tsirtsis, G. (2008). “Influence of terrestrial runoff on phytoplankton species richness-biomass relationships: A double stress hypothesis.” *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. **362**, 55-62.
- Spatharis, Sofie e Tsirtsis, George (2010). “Ecological quality scales based on phytoplankton for the implementation of Water Framework Directive in the Eastern Mediterranean”. *Ecological Indicators*, 10,840–847.
- Starling, Fernando L. R.M. (1989). *Estudo experimental dos impactos de peixes planctófagos sobre a comunidade planctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá, Brasília-DF*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 250p.
- Stenger-Kovács, Csilla; Buczko, Krisztina; Hajnal, Eva e Padisák, Judit. (2007). “Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary”. *Hydrobiologia*, **589**,141–154
- Straškraba, M.; Tundisi, J.G. (2000). “Gerenciamento da qualidade da água de represas”. In:TUNDISI, J.G. (Ed.). *Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos*. São Carlos: ILEC, IEE, 2000, v. 9. 280p.
- Strickland, J.H.D. (1960). Classificação do fitoplâncton segundo o tamanho. In: Esteves, F. A., (1998). *Fundamentos de Limnologia*. 2a. edição, Interciência (Ed.), Rio de Janeiro, p. 375.
- Togoro, Eduardo Shinji. (2006). *Qualidade da água e integridade biótica: estudo de caso num trecho fluminense do Rio Paraíba do Sul*. Dissertação de Mestrado, FEN/UERJ, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental – Área de Concentração: Saneamento Ambiental: Gestão Sustentável dos Recursos Hídricos, 159p.
- Van de Bund, Wouter e Solimini, Angelo G. (2007). “Ecological Quality Ratios for Ecological Quality Assessment in Inland and Marine Waters”. *Institute for Environment and Sustainability*, European Commission.

- Van Dam, Herman; Mertens, Adrienne e Sinkeldam, Jos. (1994). "A Coded Checklist And Ecological Indicator Values Of Freshwater Diatoms From The Netherlands". *Netherlands Journal Of Aquatic Ecology*, **28**(1), 117-133.
- Wanzenböck, Josef. (2002). "Ecological integrity: concept, assessment, evaluation: the Traunsee case". *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, **2**, 249–261.
- Weithoff, Guntram. (2003). "The concepts of 'plant functional types' and 'functional diversity' in lake phytoplankton – a new understanding of phytoplankton ecology?". *Fresh Water Biology*, **48**, 1669–1675.
- Westra, Laura; Miller, Peter; Karr, James R.; Rees, William; Ulanowicz, Robert (2000). "Ecological Integrity and the Aims of the Global Ecological Integrity Project.". In: *Ecological Integrity: Integrating Environment, Conservation and Health*. Ed. David Pimentel, Laura Westra, e Reed F. Noss. Washington, DC: Island Press. 19-41. Disponível em: <http://www.globalecointegrity.net>. Acesso em: 30/04/2013.
- Wetzel, Robert G. (2001). *Limnology: Lake And River Ecosystems*. 3ª Edição,
- Wocyl, Ênio; Dantas; Bittencourt-Oliveira, Maria do Carmo; Moura, Ariadne do Nascimento. (2012). "Dynamics of phytoplankton associations in three reservoirs in northeastern Brazil assessed using Reynolds' theory". *Limnologica*, **42**, 72– 80.
- Wu, Naicheng, Schmalz, Britta e Fohrer, Nicola (2012). "Development and testing of a phytoplankton index of biotic integrity (P-IBI) for a German lowland river". *Ecological Indicators*, **13**, 158-167.
- Anagnostidis, K.; Komárek, J. Modern approach to the classification system of cyanophytes, 3. Oscillatoriales. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, v.80, n. 1-4, p.327-472, 1988
- Komárek, J.; Anagnostidis, K. Cyanoprokaryota, 1. Teil: Chlorococcales. – In: Ettl, H., Gärtner, G., Heyning, H., Mollenhauer, D. (Ed.) *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Gustav Fischer, Stuttgart, 1999. p.545.
- Komárek, J.; Anagnostidis, K. Cyanoprokaryota, 2. Teil: Oscillatoriales. – In: Büdel, B., Krienitz, L., Gärtner, G., Schagerl, M. (Ed.) *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Gustav Fischer, Stuttgart, 2005. p. 759.
- Komárek, J.; Anagnostidis, K. Modern approach to the classification system of cyanophytes, 4. Nostocales. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, v.82, n. 3, p.247-345, 1989
- Sant'anna, C.L.; Azevedo, M.T.P. Contribution to the knowledge of potentially toxic cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia*, v.71, p. 359-385, 2000.
- Sant'anna, C.L.; Azevedo, M.T.P. Oscillatoriaceae (Cyanophyceae) from São Paulo State, Brazil. *Nova Hedwigia*, v.16, p. 89-131, 1989

Fott, B. *Algenkunde*. 2 ed. Hufttgat. Gustav Fischer Verlag. 1983. 581p

Bicudo, C.E.M., Menezes, M. *Gêneros de águas continentais do Brasil (chave para identificação e descrições)*. 2 ed. RiMa, São Carlos. Brasil, 2006. 502p

Sites

IBGE: <http://www.ibge.gov.br/estadosat/perfil.php?sigla=df> . Acesso em 30/05/2013.

Caesb: <http://www.caesb.df.gov.br/agua/unidades-de-tratamento8.html>. Acesso em 30/05/2013.

APÊNDICE A

1 – Percentual de dados faltantes no monitoramento dos lagos Paranoá e Descoberto:

Tabela A.1: Percentual de dados de fósforo total, fitoplâncton e *clorofila a* faltantes no monitoramento do lago Paranoá em cada estação de amostragem no período de 1976 a 1998

	A1M	B1M	C 1M	C 10M	C 15M	C 20M	C 1MF	D1M	E1M
Fósforo Total (mg/L)	6,9	7,1	7,1	7,1	31,4	7,8	48,5	7,1	7,1
Fitoplâncton (Ind/L)	8,8	9,1	81,4	8,1	7,1	81,9	81,9	80,4	80,4
<i>Clorofila a</i> (µg/L)	8,3	8,3	17,4	18,6	17,4	19,6	52,5	16,2	16,4

Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m.

Tabela A.2: Percentual de dados de fósforo total, fitoplâncton e *clorofila a* faltantes no monitoramento do lago Descoberto em cada estação de amostragem no período de 2004 a 2011

	A SUP	A1M	A5M	A10M	A15M	A1MF
Fósforo Total (mg/L)	6,9	7,1	7,1	7,1	31,4	7,8
Fitoplâncton (Ind/L)	8,8	9,1	81,4	8,1	7,1	81,9
<i>Clorofila a</i> (µg/L)	8,3	8,3	17,4	18,6	17,4	19,6

Legenda: ASUP – estação A, superfície; A1M – estação A, profundidade 1m; A5M – estação A, profundidade 5m; A10M – estação A, profundidade 10m; A15M – estação A, profundidade 15m; A1MF – estação A, a 1m do fundo.

2 – Cálculos de média e desvio padrão dos dados de monitoramento

Tabela A.3: Valores médios e desvio-padrão de *Clorofila a* (ug/L), fósforo total (mg/L), densidade (Cel/L) e biomassa (mg/L) do lago Paranoá no período de 1976 – 1998.

	<i>Clorofila a</i>		Fósforo Total		Biomassa		Densidade	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
A1M	73,000	38,940	0,078	0,400	0,189	1,059	3.576.497,00	27.776.950,00
B1M	65,100	36,280	0,035	0,020	0,096	0,660	2.994.406,00	13.200.862,00
CSUP					0,022	0,470	1.389.609,00	13.498.572,00
C1M	60,430	33,200	0,029	0,013	0,080	0,550	2.305.867,00	6.332.597,00
C10M	35,800	21,550	0,029	0,015	0,056	0,521	1.497.885,00	8.399.355,00
C15M	18,300	16,060	0,036	0,019	0,039	0,476	849.197,10	7.299.872,00
C20M	12,300	13,190	0,036	0,030	0,034	0,546	461.851,60	2.181.224,00
C1MF	9,500	11,650	0,077	0,052	0,054	1,224	301.453,20	3.080.579,00
D1M	57,600	30,270	0,030	0,022	0,076	0,475	3.269.094,00	14.535.599,00
E1M	66,500	33,390	0,046	0,026	0,131	0,963	2.294.767,00	6.321.902,00

Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m.

Tabela A.4: Valores médios e desvio-padrão de *Clorofila a* (ug/L), fósforo total (mg/L), densidade (Cel/L) e biomassa (mg/L) do lago Paranoá no período de 1999 – 2011.

	Clorofila a		Fósforo Total		Biomassa		Densidade	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
A1M	8,000	6,090	0,027	0,014	0,430	1,330	3.576.497,00	27.776.950,00
B1M	3,800	11,830	0,013	0,010	0,200	0,860	2.994.406,00	13.200.862,00
CSUP	4,200	0,100	0,026	0,030	0,030	0,670	1.389.609,00	13.498.572,00
C1M	3,985	2,470	0,012	0,010	0,150	0,520	2.305.867,00	6.332.597,00
C10M	4,500	7,810	0,013	0,008	0,080	0,270	1.497.885,00	8.399.355,00
C 15M	2,600	1,880	0,015	0,015	0,030	0,160	849.197,10	7.299.872,00
C20M	1,800	1,590	0,018	0,023	0,020	0,070	461.851,60	2.181.224,00
C1MF	1,950	2,030	0,025	0,033	0,010	0,130	301.453,20	3.080.579,00
D1M	3,700	2,340	0,016	0,026	0,170	0,750	3.269.094,00	14.535.599,00
E1M	6,250	3,790	0,021	0,049	0,200	0,670	2.294.767,00	6.321.902,00

Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m.

Tabela A.5: Valores médios e desvio-padrão de *Clorofila a* (ug/L), fósforo total (mg/L), densidade (Cel/L) e biomassa (mg/L) do lago Descoberto no período de 2004 – 2010.

	Clorofila a		Fósforo Total		Biomassa		Densidade	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
ASUP	8,000	6,090	0,027	0,014	0,430	1,330	3.576.497,000	27.776.950,000
A1M	3,800	11,830	0,013	0,010	0,200	0,860	2.994.406,000	13.200.862,000
A5M	4,200	0,100	0,026	0,030	0,030	0,670	1.389.609,000	13.498.572,000
A10M	3,985	2,470	0,012	0,010	0,150	0,520	2.305.867,000	6.332.597,000
A15M	4,500	7,810	0,013	0,008	0,080	0,270	1.497.885,000	8.399.355,000
A1MF	2,600	1,880	0,015	0,015	0,030	0,160	849.197,100	7.299.872,000

Legenda: ASUP – estação A, superfície; A1M – estação A, profundidade 1m; A5M – estação A, profundidade 5m; A10M – estação A, profundidade 10m; A15M – estação A, profundidade 15m; A1MF – estação A, a 1m do fundo.

APÊNDICE B

Tabela B.1: Lista dos gêneros e espécies identificados no monitoramento realizado pela Caesb. A classificação (filo ou classe), forma (unicelular, colonial ou filamentosa), o número de células por colônia e o volume celular utilizado para cálculo da biomassa.

Gênero / Espécie	Filo / Classe	Forma	Núm. de Células	Volume celular Caesb	Volume Celular (Batista, 2010)	Volume celular calculado	Observações/Fontes
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	BACILLARIOPHYTA	unicelular			283,4		Batista, 2010
<i>Actinastrum</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial (2 a 8 células)	5	44			Base de dados Caesb
<i>Acutodesmus acuminatus</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4		70,1		Batista, 2010
<i>Ankistrodesmus bernardii</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4		144,8		Batista, 2010
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4		91,8		Batista, 2010
<i>Ankistrodesmus spiralis</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4			140	Sant'Anna <i>et al.</i> , 2012
<i>Ankitrosdemus</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4	120			Base de dados Caesb
<i>Ankyra</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular			78,3		Batista, 2010
<i>Ankyra judayi</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular			78,3		Batista, 2010
<i>Aphanocapsa</i>	CYANOPHYCEAE	colonial (picoplâncton)	107			67,8	Volume celular calculado pela média das espécies medidas
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	CYANOPHYCEAE	colonial (picoplâncton)	260		99,2		Batista, 2010
<i>Aphanocapsa holsatica</i>	CYANOPHYCEAE	colonial (picoplâncton)	118			45,2	Volume celular calculado pela média entre as espécies P, M e G
<i>Aphanocapsa holsatica G</i>	CYANOPHYCEAE	colonial (picoplâncton)	300		114,5		Batista, 2010
<i>Aphanocapsa holsatica M</i>	CYANOPHYCEAE	colonial (picoplâncton)	45		17,2		Batista, 2010

Gênero / Espécie	Filo / Classe	Forma	Núm. de Células	Volume celular Caesb	Volume Celular (Batista, 2010)	Volume celular calculado	Observações/Fontes
<i>Aphanocapsa holsatica P</i>	CYANOPHYCEAE	colonial (picoplâncton)	10		3,8		Batista, 2010
<i>Aphanocapsa koordesii</i>	CYANOPHYCEAE	colonial (picoplâncton)	40		167,6		Batista, 2010
<i>Aphanocapsa parasitica</i>	CYANOPHYCEAE	colonial (picoplâncton)	12		4,6		Batista, 2010
<i>Aphanothece sp.</i>	CYANOPHYCEAE	colonial (picoplâncton)	12		169,6		Batista, 2010
<i>Aulacoseira</i>	BACILLARIOPHYTA	Filamentosa	3			2277	Volume celular calculado pela média entre as espécies <i>A. ambigua</i> e <i>A. granulata</i>
<i>Aulacoseira cf. ambigua</i>	BACILLARIOPHYTA	Filamentosa	4		4056,3		Batista, 2010
<i>Aulacoseira cf. granulata</i>	BACILLARIOPHYTA	Filamentosa	2		497,7		Batista, 2010
Bacillariophyceae (Família)	BACILLARIOPHYTA	Unicelular				931,275	Volume celular calculado pela média entre os gêneros <i>Cyclotella</i> e <i>Synedra</i> .
<i>Botryococcus</i>	CHLOROPHYTA	colonial	9			418	Volume celular calculado pela média entre as espécies <i>Botryococcus braunii</i> e <i>Botryococcus terribilis</i> . Fonte: Mendes <i>et al.</i> , 2012
<i>cf. Quadrigula lacustris</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	8		512,4		Batista, 2010

Gênero / Espécie	Filo / Classe	Forma	Núm. de Células	Volume celular Caesb	Volume Celular (Batista, 2010)	Volume celular calculado	Observações/Fontes
<i>Chlamydomonas</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular				89,3	Volume celular calculado pela média das espécies <i>C. agloëformis</i> , <i>C. sordida</i> , <i>C. sagitula</i> , <i>C. planctogloea</i> , <i>C. gloepara</i> , <i>C. debaryana</i> , <i>C. epibiotica</i> (Ferragut et al., 2005)
<i>Chlorella</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular			124,8		Utilizado mesmo dado da espécie <i>Chlorella vulgaris</i> (Batista, 2010)
<i>Chlorella vulgaris</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular			124,8		Batista, 2010
<i>Chlorococcales</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular				109,4	Volume celular calculado pela média entre as espécies Chlorococcales sp. 1, 2 e 3.
<i>Chlorococcales sp. 1</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular			22,3		Batista, 2010
<i>Chlorococcales sp. 2</i> (Família)	CHLOROPHYCEAE	unicelular			81,7		Batista, 2010
<i>Chlorococcales sp.3</i> (Família)	CHLOROPHYCEAE	unicelular			224,2		Batista, 2010
<i>Chlorolobion</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular			69,3		Batista, 2010
<i>Chlorolobion cf. lunulatum</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular			69,3		Batista, 2010
<i>Chromulina sp.</i>	CHRYSOPHYCEAE	unicelular		53,1			Base de dados Caesb
<i>Chroococcus</i>	CYANOPHYCEAE	colonial	14			149,2	Domingues e Torgan, 2011
Chrysophyceae spp.	CHRYSOPHYCEAE	unicelular				215,7	Volume celular calculado pela média entre os gêneros <i>Chromulina</i> e <i>Mallomonas</i>
<i>Closterium</i>	CHAROPHYTA	unicelular		129	386,6		Batista, 2010
<i>Coelastrum</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	19	834		2918,9	Volume celular calculado pela média entre as espécies <i>Coelastrum microporum</i> e <i>Coelastrum pulchrum</i>

Gênero / Espécie	Filo / Classe	Forma	Número de Células	Volume celular Caesb	Volume Celular (Batista, 2010)	Volume celular calculado	Observações/Fontes
<i>Coelastrum microporum</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	18			706,5	Sant'Anna <i>et al.</i> , 2012
<i>Coelastrum pulchrum</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	20		1649		Batista, 2010
<i>Coelastrum reticulatum</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	18		4188,8		Nº de células: Sant'Anna <i>et al.</i> , 2012
<i>Coelomoron tropicalis</i>	CYANOPHYCEAE	colonial	9			5,1	Sant'Anna <i>et al.</i> , 2012
<i>Coenocystis</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4		157,5		Batista, 2010
<i>Coenocystis asymetrica</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4		157,5		Batista, 2010
<i>Cosmarium</i>	CHAROPHYTA	unicelular		153			Base de dados Caesb
<i>Crucigenia</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4		17		Batista, 2010
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4		17		Batista, 2010
<i>Crucigeniella</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4		206,7		Batista, 2010
<i>Crucigeniella cf. saguei</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4		206,7		Batista, 2010
<i>Cryptomonas</i>	CRYPTOPHYCEAE	unicelular				399,52	Volume celular calculado pela média das espécies: <i>Cryptomonas brasiliensis</i> , <i>Cryptomonas cf. phaseolus</i> , <i>Cryptomonas erosa</i> e <i>Cryptomonas mamarsonii</i>
<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	CRYPTOPHYCEAE	unicelular			281,6		Batista, 2010
<i>Cryptomonas cf. phaseolus</i>	CRYPTOPHYCEAE	unicelular			180,8		Batista, 2010

Gênero / Espécie	Filo / Classe	Forma	Número de Células	Volume celular Caesb	Volume Celular (Batista, 2010)	Volume celular calculado	Observações/Fontes
<i>Cryptomonas erosa</i>	CRYPTOPHYCEAE	unicelular			967,8		Batista, 2010
<i>Cryptomonas grande</i>	CRYPTOPHYCEAE	unicelular		1984	967,8		Batista, 2010
<i>Cryptomonas mamarsonii</i>	CRYPTOPHYCEAE	unicelular			163,6		Batista, 2010
<i>Cryptomonas pequena</i>	CRYPTOPHYCEAE	unicelular		502			Base de dados Caesb
<i>Cryptomonas tetrapinoidosa</i>	CRYPTOPHYCEAE	unicelular			403,8		Batista, 2010
<i>Cyanodictyon</i>	CYANOPHYCEAE	colonial	60		21		Batista, 2010
<i>Cyanodictyon cf. iac</i>	CYANOPHYCEAE	colonial	164		57,3		Batista, 2010
<i>Cyclotella pseudostelligera</i>	BACILLARIOPHYTA	unicelular		337,8			Base de dados Caesb
<i>Cyclotella sp.</i>	BACILLARIOPHYTA	unicelular		302,6	2743,6		Batista, 2010
<i>Cylindrospermopsis</i>	CYANOPHYCEAE	filamentosa	20	7		146,9 µm	Comprimento do tricoma e no. de células: Saker <i>et al.</i> , 1999; Nogueira <i>et al.</i> , 2011; Rodrigues, 2008; Philomeno, 2007; Branco e Senna, 1991.
<i>Cymbella</i>	BACILLARIOPHYTA	unicelular		469			Pode ser colonial, mas dificilmente é vista no plâncton (Caesb, 2012).
<i>Desmideas</i> (Família Desmideaceae)	CHAROPHYTA	unicelular				292,5	Média entre os gêneros Cosmarium e Staurastrum
<i>Desmodesmus bicaudatus</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4		170,8		Batista, 2010
<i>Desmodesmus opoliensis</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4		87,4		Batista, 2010
<i>Desmodesmus perforatus</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4		536,6		Batista, 2010

Gênero / Espécie	Filo / Classe	Forma	Número de Células	Volume celular Caesb	Volume Celular (Batista, 2010)	Volume celular calculado	Observações/Fontes
<i>Desmodesmus sp.</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4			264,93	Volume celular calculado pela média das espécies: <i>Desmodesmus bicaudatus</i> , <i>Desmodesmus opoliensis</i> e <i>Desmodesmus perforatus</i>
Diatomácea	BACILLARIOPHYTA	unicelular				954,4	Volume celular calculado pela média dos principais gêneros (Cyclotella, Synedra, Cymbella, Achnathidium)
<i>Dictyosphaerium</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4	56			Base de dados Caesb
<i>Dictyosphaerium tetrachotomum var. fallax</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4		23,5		Batista, 2010
<i>Dimorphococcus</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	8			120,8	Sant'Anna <i>et al.</i> , 2012
<i>Dinobryon divergens</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	1		84		Batista, 2010
<i>Dinobryon sp.</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	1	110			Base de dados Caesb
Dynophyceae sp. 2 (Classe)	DYNOPHYCEAE	unicelular			881,9		Batista, 2010
<i>Elakatothrix sp.</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	2	52			Base de dados Caesb
<i>Epigloeosphaera cf. brasilica</i>	CYANOPHYCEAE	colonial (picoplâncton)	110		84,8		Batista, 2010
<i>Euastropsis ritchei</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular			65,5		Batista, 2010
<i>Euglena sp.</i>	EUGLENOPHYCEAE	unicelular				6758,6	Menezes, 1989
	CHLOROPHYCEAE	colonial	12			544,95	Volume celular calculado pela média das espécies: <i>Eutetramorus fottii</i> e <i>Eutetramorus tetrasporus</i>
<i>Eutetramorus</i>							
<i>Eutetramorus fottii</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	16		878,1		Batista, 2010

Gênero / Espécie	Filo / Classe	Forma	Número de Células	Volume celular Caesb	Volume Celular (Batista, 2010)	Volume celular calculado	Observações/Fontes
<i>Eutetramorus tetrasporus</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	8		211,8		Batista, 2010
<i>Fitoflagelados</i>	EUGLENOPHYCEAE						
<i>Fragillaria</i>	BACILLARIOPHYTA	unicelular					
<i>Gloeotila</i>	CHLOROPHYTA			37			Base de dados Caesb
		filamentosa					
<i>Golenkinia</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular	1			1436,8	Fonte: www.algaebase.org
<i>Gymnodinium</i>	DYNOPHYCEAE	unicelular		334,4			Base de dados Caesb
<i>Isthmochloron sp.</i>	CHLOROPHYTA	unicelular			4999,3		Batista, 2010
<i>Jaaeginema sp.</i>	CYANOPHYCEAE	colonial	7		15,4		Batista, 2010
<i>Kirchineriella</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	16	37			Base de dados Caesb Nº de células: Sant'Anna <i>et al.</i> , 2012
<i>Melosira</i>	BACILLARIOPHYTA	Filamentosa/ Colonial	2			29452	German, 1981
<i>Merismopedia</i>	CYANOPHYCEAE	colonial (picoplâncton)	30			483	Média das espécies <i>M. convoluta</i> , <i>M. glauca</i> , <i>M. Punctata</i> e <i>M. tenuissima</i> . Fonte: Sant'Anna <i>et al.</i> , 2012
<i>Mesotaenium</i>	CHAROPHYTA	unicelular ou colonial		484			Base de dados Caesb
	CYANOPHYCEAE	colonial	132			6732	Média das espécies: <i>M. aeruginosa</i> , <i>M. botrys</i> , <i>M. panniformis</i> , <i>M. protocystis</i> e <i>M. esenbergii</i> . Fonte: Sant'Anna <i>et al.</i> , 2012; Nogueira <i>et al.</i> , 2011
<i>Microcystis</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular				135,06	Média das espécies: <i>M. arcuatum</i> , <i>M. contortum</i> , <i>M. griffithii</i> , <i>M. irregulare</i> e <i>M. minutum</i>
<i>Monoraphidium</i>							

Gênero / Espécie	Filo / Classe	Forma	Número de Células	Volume celular Caesb	Volume Celular (Batista, 2010)	Volume celular calculado	Observações/Fontes
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular			255,8		Batista, 2010
<i>Monoraphidium contortum</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular			11,2		Batista, 2010
<i>Monoraphidium griffithii</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular			87,1		Batista, 2010
<i>Monoraphidium irregulare</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular			299,3		Batista, 2010
<i>Monoraphidium minutum</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular			21,9		Batista, 2010
<i>Navicula</i>	BACILLARIOPHYTA	unicelular					
<i>Nephroclamys</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular	1			25	Fonte: http://nordicmicroalgae.org/taxon/Nephroclamys%20subsolutaria
<i>Nephrocytium</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	8			332,5	Fott, 1983
<i>Ochromonas cf. danica</i>	CHRYSTOPHYCEAE	unicelular			30,7		Batista, 2010
<i>Oocystis</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	2			422,6	Volume celular calculado pela média das espécies <i>O. lacustris</i> e <i>O. pusilla</i>
<i>Oocystis lacustris</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	2		146,8		Batista, 2010
<i>Oocystis pusilla</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	2		698,4		Batista, 2010
<i>Oscillatoria</i>	CYANOPHYCEAE	Filamentosa				583,3	Volume celular calculado pela média das espécies <i>O. limosa</i> , <i>O. perornata</i> (Sant'Anna <i>et al.</i> , 2012)
<i>Pediastrum tetras</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	16		81		Batista, 2010 Nº de células: Sant'Anna <i>et al.</i> , 2012
<i>Pennales</i>	BACILLARIOPHYTA	unicelular				194,7	Volume celular calculado pela média das espécies 1, 2 e 3.

Gênero / Espécie	Filo / Classe	Forma	Número de Células	Volume celular Caesb	Volume Celular (Batista, 2010)	Volume celular calculado	Observações/Fontes
Pennales sp. 1	BACILLARIOPHYTA	unicelular			427,3		Batista, 2010
Pennales sp. 2	BACILLARIOPHYTA	unicelular			38		Batista, 2010
Pennales sp. 3	BACILLARIOPHYTA	unicelular			118,8		Batista, 2010
<i>Peridinium</i>	DYNOPHYCEAE	unicelular		1061			Base de dados Caesb
<i>Peridinium umbonatum</i>	DYNOPHYCEAE	unicelular			1836,3		Batista, 2010
<i>Phacus</i>	EUGLENOPHYCEAE	unicelular					Alves da Silva, 2011
<i>Planktolyngbya</i>	CYANOPHYCEAE	Filamentosa				50,6	Volume celular calculado pela média das espécies P, M e G.
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (P)	CYANOPHYCEAE						
<i>Planktolyngbya limnetica</i> G	CYANOPHYCEAE	Filamentosa			66		Batista, 2010
<i>Planktolyngbya limnetica</i> M	CYANOPHYCEAE	Filamentosa			35,2		Batista, 2010
<i>Planktolyngbya sp. 1</i>	DYNOPHYCEAE	unicelular			91,6		Batista, 2010
<i>Planktothrix</i>	CYANOPHYCEAE	unicelular				41,5	Volume celular calculado pela média das espécies <i>P. agardhii</i> ; <i>P. isothrix</i> . Fonte: Sant'Anna <i>et al.</i> , 2012
<i>Prasinophyceae sp.</i>	CHLOROPHYTA	unicelular			128,4		Batista, 2010
<i>Psephonema aenigmaticum</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular			11,3		Batista, 2010
<i>Pseudanabaena sp.</i>	CYANOPHYCEAE	Filamentosa	15		61,4		Batista, 2010
<i>Quadrigula</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4			149	Volume celular calculado pela média das espécies <i>Q. closterioides</i> e <i>Q. sabulosa</i> .
<i>Quadrigula closterioides</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4	197,9			Base de dados Caesb
<i>Quadrigula sabulosa</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4	100,2			Base de dados Caesb

Gênero / Espécie	Filo / Classe	Forma	Número de Células	Volume celular Caesb	Volume Celular (Batista, 2010)	Volume celular calculado	Observações/Fontes
Radiococcaceae (Família)	CHLOROPHYCEAE		8			434	Volume celular calculado pela média dos principais gêneros: Coenocystis e Eutetramorus.
<i>Rhabdoderma</i>	CYANOPHYCEAE	colonial (picoplâncton)				13,6	Volume celular calculado pela média das espécies <i>R. lineare</i> e <i>R. sancti-pauli</i> . Fonte: Sant'Anna <i>et al.</i> , 2012
<i>Rhodomonas lacustris</i>	CRYPTOPHYCEAE	unicelular		42,9			Base de dados Caesb
<i>Scenedesmus</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4			63	Volume celular calculado pela média das espécies <i>S. acunae</i> , <i>S. ecornis</i> e <i>S. calyptratus</i> .
<i>Scenedesmus acunae</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4		49,9		Batista, 2010
<i>Scenedesmus cf. calyptratus</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4		108,1		Batista, 2010
<i>Scenedesmus ecornis</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	2		32		Batista, 2010
<i>Scenedesmus G</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4	924		63	Utilizada a média das espécies medidas (valor antigo muito alto). Base de dados Caesb
<i>Scenedesmus P</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4	58			Base de dados Caesb
<i>Schroederia</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular	1			340,3	Volume celular calculado pela média das espécies <i>S. antillarum</i> , <i>S. setigera</i> , <i>S. spiralis</i> e <i>S. indica</i> . Fontes: Fott, 1983; Fernandes e Bicudo, 2005
<i>Snowella lacustris</i>	CYANOPHYCEAE	unicelular ou colonial			1489,5		Batista, 2010
<i>Sphaerocystis</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	18	70,1			Base de dados Caesb
<i>Staurastrum leptocladum</i>	ZYGNEMAPHYCEAE	unicelular		432	1957,1		Base de dados Caesb
<i>Staurastrum sp.</i>	ZYGNEMAPHYCEAE	unicelular		432	335,4		Batista, 2010

Gênero / Espécie	Filo / Classe	Forma	Número de Células	Volume celular Caesb	Volume Celular (Batista, 2010)	Volume celular calculado	Observações/Fontes
<i>Staurastrum tetracerum</i>	ZYGNEMAPHYCEAE	unicelular		432	248,9		Batista, 2010
<i>Stauroidesmus cuspidatus</i>	ZYGNEMAPHYCEAE	unicelular			279,9		Batista, 2010
<i>Synechocystis</i>	CYANOPHYCEAE	unicelular (picoplâncton)			341		Batista, 2010
<i>S. aquatilis</i>	CYANOPHYCEAE	unicelular			341		Batista, 2010
<i>Synedra</i> sp.	BACILLARIOPHYTA	unicelular		376		321,85	Volume celular calculado pela média das espécies 1 e 2
<i>Synedra</i> sp. 1	BACILLARIOPHYTA	unicelular			341		Batista, 2010
<i>Synedra</i> sp. 2	BACILLARIOPHYTA	unicelular			302,7		Batista, 2010
<i>Tetraedron caudatum</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular			94,2		Batista, 2010
<i>Tetraedron regulare</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular			201,3		Batista, 2010
<i>Tetraedron</i> sp.	CHLOROPHYCEAE	unicelular				141,7	Volume celular calculado pela média das espécies <i>T. caudatum</i> e <i>T. regulare</i> .
<i>Tetrastrum komarekii</i>	CHLOROPHYCEAE	colonial	4		129,6		Batista, 2010
<i>Tetrastrum</i> sp.	CHLOROPHYCEAE	colonial	4		129,6		Batista, 2010
<i>Trachelomonas</i> sp.	EUGLENOPHYCEAE	unicelular				1098,1	Utilizado o mesmo volume celular de <i>Trachelomonas volvocina</i> .
<i>Trachelomonas volvocina</i>	EUGLENOPHYCEAE	unicelular			1098,1		Batista, 2010
<i>Treubaria</i>	CHLOROPHYCEAE	unicelular				452,4	Volume celular calculado pela média das espécies <i>T. crassispira</i> , <i>T. schimidlei</i> . Fonte: Sant'Anna <i>et al.</i> , 2012

Gênero / Espécie	Filo / Classe	Forma	Número de Células	Volume celular Caesb	Volume Celular (Batista, 2010)	Volume celular calculado	Observações/Fontes
<i>Ulotrix</i>	CHLOROPHYCEAE	Filamentosa				136,1	Volume celular calculado pela média das espécies <i>U. aequalis</i> , <i>U. subtilissima</i> , <i>U. tenerrima</i> . Fonte: Bicudo e Pereira, 2003.
<i>Willea</i> sp.	CHLOROPHYCEAE (Scenedesmaceae)	colonial	12		433,8		Batista, 2010
Xantophyceae (família)	CHLOROPHYTA	unicelular			1254,6		Batista, 2010

Observações:

Gêneros com baixa ocorrência: *Anabaena* (1), *Closteriopsis* (11), *Chroomonas* (1), fitoflagelados (1), *Limnothrix* (3), *P. limnetica* P (2), *Rhabdoderma* (20); *Gloetila* (2).

APÊNDICE C

1. Concentração média de *Clorofila a* (ug/L)

Tabela C.1: Concentrações médias de *clorofila a* (ug/L) no lago Paranoá

	1976 - 1998	1999 - 2011
A1M	73	8,00
B1M	65,1	3,8
CSUP	—	4,2
C1M	60,43	3,985
C10M	35,8	4,05
C 15M	18,3	2,6
C20M	12,3	1,8
C1MF	9,5	1,95
D1M	57,6	3,7
E1M	66,5	6,25

Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m.

Tabela C.2: Concentrações médias de *clorofila a* (ug/L) no lago Descoberto

	2004 - 2011
ASUP	1,3
A1M	1,5
A5M	1,4
A10M	1
A15M	0,9
A1MF	0,6

Legenda: ASUP – estação A, superfície; A1M – estação A, profundidade 1m; A5M – estação A, profundidade 5m; A10M – estação A, profundidade 10m; A15M – estação A, profundidade 15m; A1MF – estação A, a 1m do fundo.

2. Valores Máximos de *Clorofila a* (ug/L):

Tabela C.3: Concentrações máximas de *clorofila a* (ug/L) no lago Paranoá

	1976 - 1998	1999 - 2011
A1M	281	33,7
B1M	204	17,1
CSUP	—	6,8
C1M	166,79	13,47
C10M	123,2	10,3
C 15M	91,1	10,3
C20M	64,2	10,3
C1MF	64,2	9
D1M	170,6	11,5
E1M	169,4	19,8

Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m.

Tabela C.4: Concentrações máximas de *clorofila a* (ug/L) no lago Descoberto

	2004 - 2011
ASUP	6,9
A1M	6,4
A5M	5,6
A10M	16
A15M	8
A1MF	4,8

Legenda: ASUP – estação A, superfície; A1M – estação A, profundidade 1m; A5M – estação A, profundidade 5m; A10M – estação A, profundidade 10m; A15M – estação A, profundidade 15m; A1MF – estação A, a 1m do fundo.

3. Índice de Margalef (DMg):

Tabela C.5: Cálculo do Índice de Margalef (DMg) para o lago Paranoá com dados médios dos períodos de 1976 a 1998 e de 1999 a 2011.

1976 - 1998				1999 - 2011			
Estação	S	N	D mg	Estação	S	N	D mg
A1M	37	896859730	1,75	A1M	112	233105151,5	5,76
B1M	35	524436517	1,69	B1M	103	173500334,7	5,38
CSUP	17	15251457	0,97	CSUP	67	70705121,56	3,65
C1M	27	258166550	1,34	C1M	110	173079770,6	5,75
C10M	20	125126070	1,02	C10M	105	153155525,7	5,52
C 15M	23	66588,05	1,98	C 15M	99	79504292,59	5,39
C20M	22	37246894	1,20	C20M	79	47318437,57	4,41
C1MF	16	13904746	0,91	C1MF	73	49113409,39	4,07
D1M	22	251394875	1,09	D1M	100	182126343,8	5,20
E1M	22	310868218	1,07	E1M	102	232206812,7	5,24

Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m; S = riqueza de espécies; N = número total de indivíduos; DMg = Índice de Margalef.

Tabela C.6: Cálculo do Índice de Margalef (DMg) para o lago Descoberto com dados médios de 2004 a 2011

Estação	S	N	DMg
ASUP	75	38417778,74	4,24
A1M	68	28492225	3,90
A5M	42	24795278	2,41
A10M	64	16901500	3,79
A15M	54	11500922	3,26
A1MF	43	8798172	2,63

Legenda: ASUP – estação A, superfície; A1M – estação A, profundidade 1m; A5M – estação A, profundidade 5m; A10M – estação A, profundidade 10m; A15M – estação A, profundidade 15m; A1MF – estação A, a 1m do fundo; S = riqueza de espécies; N = número total de indivíduos; DMg = Índice de Margalef.

4. Índice de Menhinick (Mn):

Tabela C.7: Cálculo do Índice de Menhinick (DMn) para o lago Paranoá com dados médios dos períodos de 1976 a 1998 e de 1999 a 2011.

1976 - 1998				1999 - 2011			
Estação	S	N	D Mn	Estação	S	N	D Mn
A1M	37	896859730	0,0012	A1M	112	233105151,5	0,0073
B1M	35	524436516,8	0,0015	B1M	103	173500334,7	0,0078
CSUP	17	15251456,7	0,0044	CSUP	67	70705121,56	0,0080
C1M	27	258166550	0,0017	C1M	110	173079770,6	0,0084
C10M	20	125126070,5	0,0018	C10M	105	153155525,7	0,0085
C 15M	23	66588,05	0,0891	C 15M	99	79504292,59	0,0111
C20M	22	37246894	0,0036	C20M	79	47318437,57	0,0115
C1MF	16	13904745,69	0,0043	C1MF	73	49113409,39	0,0104
D1M	22	251394874,7	0,0014	D1M	100	182126343,8	0,0074
E1M	22	310868218,4	0,0012	E1M	102	232206812,7	0,0067

Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m; S = riqueza de espécies; N = número total de indivíduos; DMn = Índice de Menhinick.

Tabela C.8: Cálculo do Índice de Menhinick (DMn) para o lago Descoberto com dados médios do períodos de 2004 a 2011

Estação	S	N	D Mn
ASUP	75	38417779	0,0121
A1M	68	28492225	0,0127
A5M	42	24795278	0,0084
A10M	64	16901500	0,0156
A15M	54	11500922	0,0159
A1MF	43	8798172	0,0145

Legenda: ASUP – estação A, superfície; A1M – estação A, profundidade 1m; A5M – estação A, profundidade 5m; A10M – estação A, profundidade 10m; A15M – estação A, profundidade 15m; A1MF – estação A, a 1m do fundo; S = riqueza de espécies; N = número total de indivíduos; DMn = Índice de Menhinick.

6. Abundância Relativa de Centrales e Penalles

Tabela C.9: Abundância Relativa (% em relação ao número total de Cel/L) de gêneros Centrales e Penalles no lago Paranoá nos períodos de 1976 a 1998 e 1999 a 2011.

1976 - 1998			1999-2011		
Estação	Centralles	Penalles	Estação	Centralles	Penalles
A1M	0,83	3,60	A1M	1,12	0,07
B1M	0,08	5,61	B1M	0,43	0,01
CSUP	0,06	0,06	CSUP	0,13	0,001
C1M	0,05	1,58	C1M	0,24	0,01
C10M	0,12	0,68	C10M	0,07	0,01
C 15M	0,06	0,75	C 15M	1,15	0,03
C20M	0,04	0,94	C20M	0,98	0,00
C1MF	0,29	0,81	C1MF	0,32	0,00
D1M	0,02	0,23	D1M	0,24	0,01
E1M	0,07	2,83	E1M	0,67	0,01

Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m.

Tabela C.10: Abundância Relativa (% em relação ao número total de Cel/L) de gêneros Centrales e Penalles no lago Descoberto no período de 2004 a 2011.

Estação	Centralles*	Penalles**
ASUP	1,03	0,05
A1M	1,10	0,05
A5M	1,15	0,06
A10M	1,96	0,10
A15M	5,69	0,24
A1MF	8,16	0,32

Legenda: ASUP – estação A, superfície; A1M – estação A, profundidade 1m; A5M – estação A, profundidade 5m; A10M – estação A, profundidade 10m; A15M – estação A, profundidade 15m; A1MF – estação A, a 1m do fundo; * Centralles: *Cyclotella*, *Aulacoseira*, *Melosira*; ** Penalles: *Fragilaria*, *Achnathus*, *Cymbela*, *Navicula*, *Synedra*, *Actinastrum*.

7. Abundância Relativa de Fitoplâncton

Tabela C.11: Abundância Relativa (% em relação à biomassa total em mg/L) de algas palatáveis no lago Paranoá nos períodos de 1976 a 1998 e 1999 a 2011.

Estação	1976 - 1998	1999 - 2011
A1M	12,76	39,46
B1M	7,27	32,28
CSUP	2,52	63,61
C1M	8,56	25,45
C10M	13,8	25,66
C 15M	6,32	16,29
C20M	5,30	9,19
C1MF	0,93	33,82
D1M	6,01	32,82
E1M	25,37	16,98

Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m.

Tabela C.12: Abundância Relativa (% em relação à biomassa total em mg/L) de algas não palatáveis no lago Paranoá nos períodos de 1976 a 1998 e 1999 a 2011.

Estação	1976 - 1998	1999 - 2011
A1M	36,89	56,24
B1M	76,77	54,11
CSUP	36,20	38,22
C1M	66,27	74,42
C10M	64,55	75,55
C 15M	50,77	83,66
C20M	33,79	90,81
C1MF	6,83	96,25
D1M	83,75	66,03
E1M	72,16	82,84

Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m.

Tabela C.13: Abundância Relativa (% em relação à biomassa total em mg/L) de algas palatáveis no lago Descoberto de 2004 a 2011.

Estação	2004 – 2011
ASUP	2,00
A1M	2,14
A5M	1,95
A10M	8,48
A15M	11,44
A1MF	15,50

Legenda: ASUP – estação A, superfície; A1M – estação A, profundidade 1m; A5M – estação A, profundidade 5m; A10M – estação A, profundidade 10m; A15M – estação A, profundidade 15m; A1MF – estação A, a 1m do fundo.

Tabela C.14: Abundância Relativa (% em relação à biomassa total em mg/L) de algas não palatáveis no lago Descoberto de 2004 a 2011.

Estação	2004 – 2011
ASUP	84,05
A1M	84,46
A5M	85,27
A10M	82,99
A15M	79,12
A1MF	76,77

Legenda: ASUP – estação A, superfície; A1M – estação A, profundidade 1m; A5M – estação A, profundidade 5m; A10M – estação A, profundidade 10m; A15M – estação A, profundidade 15m; A1MF – estação A, a 1m do fundo.

Quadro C.1: Lista dos gêneros palatáveis e não palatáveis identificados nos lagos Paranoá e Descoberto

Palatáveis	Não palatáveis
<i>Chlamydomonas</i>	Todas as cianobactérias
<i>Chlorella</i>	<i>Ceratium</i>
<i>Chroomonas</i>	<i>Cerasterios</i>
<i>Chrysochromulina</i>	<i>Coenococcus</i>
<i>Cryptomonas</i>	<i>Cosmarium</i>
<i>Cyclotella</i>	<i>Gloeocystis</i>
<i>Ochromonas</i>	<i>Oocystis</i>
<i>Peridinium</i>	<i>Sphaerocystis</i>
<i>Rhodomonas</i>	<i>Staurastrum</i>
microflagelados	Algas maiores que 35 micrômetros*

Fonte: Sarnelle (1992). **Ankistrodesmus bernardii*; *Ankistrodesmus fusiformis*; *Synedra*; *Ankistrodesmus spiralli*; *Korshikoviella*; *Melosira undulata*; *Schroederia*; *Euglena*; *Monoraphidium arcuatum*; *Monoraphidium griffithii*; *Monoraphidium irregulare*

Tabela C.15: Abundância Relativa (% em relação ao número total de Cel/L) de Cryptophyceae, Chrysophyceae, Bacillariophyta, Cyanophyta e picocianobactérias no lago Paranoá nos períodos de 1976 a 1998 e 1999 a 2011.

Estação	Divisão/Classe	Abundância Relativa (1976 - 1998)	Abundância Relativa (1999 - 2011)
A1M	Picocianobactérias	0.23	88.81
	Cryptophyceae	8.77	2.37
	Chrysophyceae	0	0.19
	Bacillariophyta	4.54	1.18
	Chlorophyta	14.71	7.88
	Cyanophyceae	63.45	88.31
B1M	Picocianobactérias	0.11	95.1
	Cryptophyceae	1.77	0.21
	Chrysophyceae	0	0.13
	Bacillariophyta	6.03	0.42
	Chlorophyceae	15.2	4.74
	Cyanophyceae	73.91	94.46
CSUP	Picocianobactérias	2.13	97.05
	Cryptophyceae	2.15	0.02
	Chrysophyceae	0	0.24
	Bacillariophyta	0.12	0.13
	Chlorophyceae	2.23	6.84
	Cyanophyceae	89.94	92.75
C1M	Picocianobactérias	0.85	96.2
	Cryptophyceae	1.75	0.1
	Chrysophyceae	0	0.19
	Bacillariophyta	1.52	0.23
	Chlorophyceae	1.61	7.72
	Cyanophyceae	90.65	91.73
C10M	Picocianobactérias	6.95	96.04
	Cryptophyceae	1.14	0.14
	Chrysophyceae	0	0.22
	Bacillariophyta	0.75	0.27
	Chlorophyceae	0.47	0.38
	Cyanophyceae	94.04	93.73
C15M	Picocianobactérias	7.5	88.39
	Cryptophyceae	0.36	0.43
	Chrysophyceae	0	0.21
	Bacillariophyta	0.63	1.1
	Chlorophyceae	8.77	7.72
	Cyanophyceae	86.25	90.5

Continuação da Tabela C. 15:

Estação	Divisão/Classe	Abundância Relativa (1976 - 1998)	Abundância Relativa (1999 - 2011)
C 20M	Picocianobactérias	15.53	86.44
	Cryptophyceae	0.22	0.49
	Chrysophyceae	0	0.02
	Bacillariophyta	0.87	1.04
	Chlorophyceae	3.78	6.5
	Cyanophyceae	89.09	91.9
C1MF	Picocianobactérias	51.66	96.73
	Cryptophyceae	1.07	0.05
	Chrysophyceae	0	0
	Bacillariophyta	1.01	0.78
	Chlorophyceae	2.34	0.78
	Cyanophyceae	86.37	98.86
D1M	Picocianobactérias	0.85	95.1
	Cryptophyceae	0.95	0.09
	Chrysophyceae	0	0.25
	Bacillariophyta	0.28	0.24
	Chlorophyceae	0.36	4.56
	Cyanophyceae	95.03	94.83
E1M	Picocianobactérias	0.78	93.85
	Cryptophyceae	3.17	0.19
	Chrysophyceae	0.01	0.18
	Bacillariophyta	2.93	0.65
	Chlorophyceae	0.91	3.57
	Cyanophyceae	87.69	95.39

Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m.

Tabela C.16: Abundância Relativa (% em relação ao número total de Cel/L) de Cryptophyceae, Chrysophyceae, Bacillariophyta, Cyanophyta e picocianobactérias no lago Descoberto 2004 a 2011.

Estação	Divisão/Classe	Abundância Relativa
ASUP	Picocianobactérias	90.5
	Cryptophyceae	0.4
	Chrysophyceae	0.1
	Bacillariophyta	1.3
	Chlorophyta	5.1
	Cyanophyceae	83.6
A1M	Picocianobactérias	90.5
	Cryptophyceae	0.4
	Chrysophyceae	0.1
	Bacillariophyta	1.1
	Chlorophyta	5.4
	Cyanophyceae	84.1
A5M	Picocianobactérias	90.6
	Cryptophyceae	0.5
	Chrysophyceae	0.1
	Bacillariophyta	1.5
	Chlorophyta	5.4
	Cyanophyceae	84.9
A10M	Picocianobactérias	86.7
	Cryptophyceae	0.6
	Chrysophyceae	0.1
	Bacillariophyta	2.8
	Chlorophyta	6.9
	Cyanophyceae	80.7
A15M	Picocianobactérias	82.1
	Cryptophyceae	1.1
	Chrysophyceae	0.1
	Bacillariophyta	5.7
	Chlorophyta	9.3
	Cyanophyceae	75.4
A1MF	Picocianobactérias	77.7
	Cryptophyceae	0.8
	Chrysophyceae	0.1
	Bacillariophyta	8.2
	Chlorophyta	10.5
	Cyanophyceae	72.0

Legenda: ASUP – estação A, superfície; A1M – estação A, profundidade 1m; A5M – estação A, profundidade 5m; A10M – estação A, profundidade 10m; A15M – estação A, profundidade 15m; A1MF – estação A, a 1m do fundo.

8. Grupos Funcionais:

Quadro C.2: Espécies / gêneros encontrados nos lagos Paranoá e Descoberto e seus respectivos grupos funcionais para cálculo do Q Index

Grupos Funcionais	Gênero/Espécie	Característica do habitat/grupo
A	<i>Cyclotella</i> ; <i>Cyclotella pseudostelligera</i> ; <i>Cyclotella</i> sp.	Lagos claros, profundos, pobres em nutrientes, e espécies sensíveis ao aumento do pH.
C	<i>Aulacoseira</i> ; <i>Aulacoseira</i> cf. <i>ambígua</i> ; <i>Aulacoseira</i> cf. <i>granulata</i>	Ambientes eutróficos; lagos pequenos a médios; espécies sensíveis à estratificação.
D	<i>Synedra</i> ; <i>Synedra</i> sp. ; <i>Synedra</i> sp. 1	Águas rasas e turvas, incluindo rios.
E	<i>Dinobryon</i> ; <i>Mallomonas</i> ; <i>Mallomonas akrokomos</i> ; <i>Mallomonas</i> cf. <i>akrokomos</i> ; <i>Mallomonas</i> cf. <i>tonsurata</i> ; <i>Mallomonas tonsurata</i>	Usualmente lagos rasos, pequenos e pobres em nutrientes.
F	<i>Botryococcus</i> ; <i>Dictyosphaerium</i> ; <i>Dictyosphaerium</i> sp.; <i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i> var. <i>fallax</i> ; <i>Elakatothrix</i> ; <i>Elakatothrix</i> sp. ; <i>Elakatothrix</i> spp.; <i>Eutetramorus</i> ; <i>Eutetramorus fottii</i> ; <i>Eutetramorus tetrasporus</i> ; <i>Kirchneriella</i> ; <i>Nephrocytium</i> ; <i>Nephrocytium</i> sp.; <i>Oocystis</i> ; <i>Oocystis lacustris</i> ; <i>Oocystis pusilla</i> ; <i>Treubaria</i> ; <i>Willea</i> sp.; <i>Dimorphococcus</i>	Lagos mesotrófico, misturados e rasos.
J	cf. <i>Quadrigula lacustris</i> ; <i>Chlorococcales</i> ; <i>Chlorococcales</i> sp. 1; <i>Chlorococcales</i> II; <i>Chlorococcales</i> I; <i>Coelastrum</i> ; <i>Coelastrum microporum</i> ; <i>Coelastrum pulchrum</i> ; <i>Coelastrum reticulatum</i> ; <i>Coenocystis</i> ; <i>Coenocystis asymetrica</i> ; <i>Crucigeniella</i> ; <i>Crucigeniella</i> cf. <i>saguei</i> ; <i>Cruciginea</i> ; <i>Desmodesmus</i> ; <i>Desmodesmus bicaudatus</i> ; <i>Desmodesmus opoliensis</i> ; <i>Desmodesmus perforatus</i> ; <i>Desmodesmus</i> sp.; <i>Desmodesmus</i> ssp.; <i>Golenkinia</i> ; <i>Pediastrum</i> ; <i>Pediastrum</i> sp.; <i>Pediastrum</i> sp.; <i>Pediastrum tetras</i> ; <i>Quadrigula</i> ; <i>Quadrigula closterioides</i> ; <i>Quadrigula sabulosa</i> ; <i>Quadrigula</i> sp.; <i>Quadrigula</i> sp. 1; <i>Radiococcaceae</i> ; <i>Scenedesmus</i> ; <i>Scenedesmus</i> 1; <i>Scenedesmus</i> 2; <i>Scenedesmus acunae</i> ; <i>Scenedesmus ecornis</i> var. <i>ecornis</i> ; <i>Scenedesmus gde</i> ; <i>Tetraedron</i> ; <i>Tetraedron caudatum</i> ; <i>Tetraedron minimum</i> ; <i>Tetraedron regulare</i> ; <i>Tetraedron</i> sp.; <i>Tetrallantos</i> ; <i>Tetrastrum</i> ; <i>Tetrastrum komarekii</i> ; <i>Tetrastrum</i> sp.; <i>Gloeotila</i>	Corpos de água rasos, misturados e ricos em nutrientes.

Continuação Quadro C.2:

K	<i>Aphanocapsa</i> ; <i>Aphanocapsa delicatissima</i> ; <i>Aphanocapsa holsatica</i> ; <i>Aphanocapsa holsatica</i> (G); <i>Aphanocapsa holsatica</i> (M); <i>Aphanocapsa holsatica</i> (P); <i>Aphanocapsa incerta</i> ; <i>Aphanocapsa koordersii</i> ; <i>Aphanocapsa sp.</i> ; <i>Aphanocapsa sp.</i> (G); <i>Aphanocapsa sp.</i> (P); <i>Aphanothece</i> ; <i>Aphanothece sp.</i> ; <i>Aphanothece sp. 1</i> ; <i>Aphanothece sp.2</i> ; <i>Cyanodictyon</i> ; <i>Cyanodictyon cf. iac</i> ; <i>Cyanodictyon cf. iac</i> (colônia jovem); <i>Cyanodictyon iac</i> ; <i>Cyanodictyon sp.</i> ; <i>Epigloeosphaera</i> ; <i>Lemmermaniella</i> ; <i>Rhabdoderma</i>	Lagos rasos, ricos em nutrientes.
L_M	<i>Coelomoron</i>	Ambientes eutróficos para hipereutróficos, lagos pequenos a médios.
M	<i>Microcystis</i> ; <i>Microcystis aeruginosa</i>	Ambientes eutróficos para hipereutróficos, lagos pequenos a médios.
MP	<i>Achnantheidium minutissimum</i> ; <i>Cymbela</i> ; <i>Diatomaceae</i> ; <i>Navicula</i> ; <i>Oscillatoria</i> ; <i>Oscillatorialles</i> ; <i>Oscillatorialles I</i> ; <i>Ulothrix</i>	Lagos turvos, rico em matéria inorgânica e frequentemente misturado.
N	<i>Cosmarium</i> ; <i>Cosmarium pequeno</i> ; <i>Staurodesmus</i>	Lagos com camadas de mistura contínuas ou semicontínuas, com profundidades de cerca de 2 – 3 m.
N_A	<i>Desmideas</i>	Ambientes oligomesotróficos com espécies sensíveis à desestratificação.
P	<i>Closteriopsis</i> ; <i>Closterium</i> ; <i>Closterium sp. 1</i> ; <i>Fragilaria</i> ; <i>Staurastrum sp.</i> ; <i>Melosira</i>	Similar ao códon N, mas com estados tróficos mais altos.
S1	<i>Jaaginema sp.</i> ; <i>Limnatrix</i> ; <i>Planktolyngbya</i> ; <i>Planktolyngbya cf. limnetica</i> ; <i>Planktolyngbya limnetica</i> ; <i>Planktolyngbya limnetica</i> (M); <i>Planktolyngbya limnetica</i> (P); <i>Planktolyngbya sp. 1</i> ; <i>Planktothrix</i> ; <i>Pseudanabaena catenata</i> ; <i>Pseudanabaena sp.</i> ; <i>Pseudoanabaenaceae</i>	Ambientes misturados e turvos (baixa luminosidade).
S_N	<i>Anabaena</i> ; <i>Cylindrospermopsis</i>	Ambientes quentes e misturados.
T	<i>Mesotaenium</i>	Lagos com camadas persistentemente misturadas com epilímnio claro.
T_B	<i>Penalles</i> ; <i>Penalles I</i> ; <i>Penalles sp. 1</i>	Ambientes mesotróficos com águas paradas ou rios com fluxo lento e com macrófitas.
V	<i>Chlorolobion</i> ; <i>Chlorolobion cf. lunulatum</i> ; <i>Chlorolobion sp.</i>	Tipicamente lagos eutróficos estratificados.

Continuação Quadro C.2:

Grupos Funcionais	Gênero/Espécie	Característica do habitat/grupo
W1	<i>Euglena</i> ; <i>Euglena</i> sp.; <i>Fitoflagelados</i> ; <i>Phacus</i> ;	Lagos ricos em matéria orgânica advindos de áreas de agricultura ou de esgotos.
W2	<i>Trachelomonas</i> ; <i>Trachelomonas</i> sp.; <i>Trachelomonas volvocina</i> ; <i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	Ambientes mesotrófico e rasos.
X1	<i>Ankistrodesmus</i> ; <i>Ankistrodesmus bernardii</i> ; <i>Ankistrodesmus spiralis</i> ; <i>Ankyra</i> ; <i>Ankyra</i> cf. <i>judayi</i> ; <i>Ankyra judayi</i> ; <i>Ankyra</i> sp.; <i>Chlorella</i> ; <i>Chlorella vulgaris</i> ; <i>Chlorococcus</i> ; <i>Monoraphidium</i> ; <i>Monoraphidium arcuatum</i> ; <i>Monoraphidium contortum</i> ; <i>Monoraphidium griffithii</i> ; <i>Monoraphidium irregulare</i> ; <i>Monoraphidium minutum</i> ; <i>Monoraphidium</i> sp.	Lagos eu-hipereutróficos, rasos.
X2	<i>Chlamydomonas</i> ; <i>Chlamydomonas</i> sp.; <i>Chroomonas</i> ; <i>Chrysophyceae</i> sp. 1; <i>Chrysophyceae</i> sp. 2; <i>Chrysophyceae</i> spp.; <i>Cryptomonas gde</i> ; <i>Cryptomonas pqn</i> ; <i>Cryptomonas brasiliensis</i> ; <i>Cryptomonas</i> cf. <i>phaseolus</i> ; <i>Cryptomonas</i> sp. 1; <i>Cryptomonas</i> sp. 2; <i>Rhodomonas lacustris</i> ; <i>Schroederia</i> ; <i>Schroederia</i> sp.; <i>Sphaerocystis</i>	Ambientes mesotróficos e rasos.
X3	<i>Chromulina</i> sp.; <i>Ochromonas</i> cf. <i>danica</i>	Lagos oligotróficos e misturados.
Y	<i>Cryptomonas</i> ; <i>Cryptomonas erosa</i> ; <i>Gymnodinium</i> ; <i>Gymnodinium</i> sp.	Grandes criptomonados e pequenos dinoflagelados. Ambientes lênticos com pouca pressão de predadores.

Fontes: Reynolds *et al.* (2002); Padišák *et al.* (2006); Padišák *et al.* (2009); Batista (2010).

Tabela C.17: Biomassa (mg/L) dos grupos funcionais no lago Paranoá no período de 1976 a 1998

Grupo Funcional	A1M	B1M	CSUP	C1M	C10M	C15M	C20M	C1MF	D1M	E1M
A	11.76	11.19	3.10	9.08	7.71	4.32	2.49	2.01	8.61	12.54
C	17.14	14.80	0.00	21.69	30.12	35.73	42.88	69.55	10.47	73.35
D	1.09	0.36	0.05	0.33	0.32	0.23	0.10	0.11	0.33	0.41
E	0.11	0.16	0.05	0.11	0.09	0.02	0.01	0.01	0.07	0.08
F	0.79	0.69	0.13	0.63	0.56	0.25	0.13	0.11	0.65	1.12
J	9.09	8.01	2.11	7.29	7.36	5.20	2.34	1.65	6.15	10.14
K	1.33	3.11	2.29	3.84	3.28	0.92	0.48	0.69	4.47	4.05
L0	0.87	1.81	0.34	1.54	0.63	0.97	1.07	0.75	2.43	1.70
LM	0.78	0.19	0.19	0.16	0.28	0.06	0.02	0.00	0.06	0.13
M	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
MP	0.27	0.11	0.01	0.08	0.06	0.02	0.00	0.02	0.03	0.03
N	0.19	0.36	0.12	0.43	0.30	0.15	0.05	0.04	0.28	0.28
NA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
P	61.11	38.93	1.50	42.90	38.41	41.18	44.22	91.68	15.43	95.95
S1	0.10	0.23	0.31	0.42	0.32	0.11	0.07	0.11	0.79	0.25
SN	5.70	5.78	0.00	6.99	5.55	2.43	1.70	1.12	6.93	9.40
T	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
TB	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
V	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
W1	0.11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
W2	0.11	0.03	0.03	0.05	0.03	0.01	0.00	0.00	0.04	0.06
X1	0.52	0.16	0.05	0.20	0.19	0.13	0.10	0.07	0.20	0.28
X2	3.66	0.75	0.00	0.30	0.79	0.30	0.22	0.17	0.36	0.86
X3	0.04	0.05	0.00	0.07	0.06	0.02	0.01	0.01	0.06	0.11
Y	23.55	5.63	1.16	4.94	4.89	2.62	2.03	1.16	3.04	6.64

Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m.

Tabela C.18: Biomassa (mg/L) dos grupos funcionais no lago Paranoá no período de 1999 a 2011

Grupo Funcional	A1M	B1M	CSUP	C1M	C10M	C15M	C20M	C1MF	D1M	E1M
A	11.64	0.63	0.04	0.73	0.08	0.10	0.06	0.04	0.22	0.20
C	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
D	39.85	35.07	3.05	10.82	3.67	0.01	1.47	0.52	2.76	24.65
E	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
F	0.99	1.71	0.70	1.91	0.00	0.00	0.13	0.02	0.00	0.00
J	1.72	0.23	0.07	0.02	0.21	0.01	0.05	0.10	0.10	0.29
K	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
L0	2.67	1.38	0.08	1.05	0.07	0.11	0.11	0.12	0.50	2.74
LM	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
M	1.34	0.46	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
MP	29.88	18.77	0.25	19.67	4.72	1.60	0.46	0.43	11.81	11.99
N	0.37	0.28	0.10	0.18	0.07	0.08	0.02	0.05	0.12	0.21
NA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
P	61.50	24.66	3.95	12.54	5.31	5.76	1.31	7.89	3.82	17.59
S1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SN	72.00	107.88	5.17	105.26	64.81	28.32	18.63	3.86	160.14	109.81
T	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
TB	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
V	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
W1	1.39	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.34
W2	8.82	1.38	0.57	0.29	0.14	0.07	0.00	0.00	0.36	1.43
X1	0.02	0.15	0.06	0.07	0.02	0.16	0.03	0.00	0.01	0.04
X2	244.20	28.10	20.89	10.99	3.44	1.53	0.65	1.00	9.75	45.74
X3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Y	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04

Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m.

Tabela C.19: Biomassa (mg/L) dos grupos funcionais no lago Descoberto no período de 2004 a 2010

Grupos Funcionais	ASUP	A1M	A5M	A10M	A15M	A1MF
A	2.68	2.77	2.14	1.82	1.53	2.57
C	2.06	2.07	1.82	1.29	1.39	2.22
D	0.16	0.14	0.13	0.14	0.11	0.15
E	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.01
F	0.35	0.29	0.10	0.04	0.02	0.20
J	5.33	4.93	3.29	1.94	1.28	4.29
K	0.87	1.03	0.52	0.15	0.10	0.85
L0	4.00	3.68	1.56	0.72	0.38	2.70
MP	0.46	0.33	0.26	0.18	0.23	0.22
N	0.47	0.57	0.26	0.12	0.03	0.36
P	0.09	0.20	0.08	0.07	0.10	0.08
S1	0.15	0.14	0.10	0.09	0.03	0.13
TB	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
W1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.00
W2	0.00	0.02	0.00	0.01	0.00	0.00
X1	0.08	0.07	0.06	0.06	0.04	0.06
X2	0.58	0.58	0.39	0.36	0.22	0.54
X3	0.02	0.03	0.01	0.01	0.00	0.02
Y	0.84	0.87	0.47	0.40	0.17	0.77

Legenda: ASUP – estação A, superfície; A1M – estação A, profundidade 1m; A5M – estação A, profundidade 5m; A10M – estação A, profundidade 10m; A15M – estação A, profundidade 15m; A1MF – estação A, a 1m do fundo.

APÊNDICE D

Resultados da aplicação dos índices fitoplanctônicos

D.1. P-IBI-G - *German Phytoplankton Index of Biotic Integrity* (Wu et al., 2012):

Tabela D.1: Resultados da aplicação do índice P-IBI-G no lago Paranoá nos períodos de 1976 a 1998 e 1998 a 2011, com valores calculados para cada métrica e resultado final

1976 - 1998								
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	P - IBI	Avaliação
A1M	1	5	2	2	3	1	1.5	Ruim
B1M	1	5	2	2	3	1	1.6	Ruim
CSUP		5	5	1	1	2	2.2	Insatisfatório
C1M	1	1	2	1	2	1	1.3	Ruim
C10M	2	1	2	1	1	1	1.3	Ruim
C15M	3	1	3	2	1	3	2.2	Insatisfatório
C20M	3	1	4	1	1	2	2.0	Insatisfatório
C1MF	3	5	5	1	1	2	2.5	Insatisfatório
D1M	1	5	1	1	1	1	1.0	Ruim
E1M	1	5	2	1	1	1	1.2	Ruim
1999 - 2011								
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	P - IBI	Avaliação
A1M	4	5	3	5	5	3	3.7	Moderado
B1M	4	5	3	5	5	3	3.5	Moderado
CSUP	4	5	3	5	5	3	3.5	Moderado
C1M	4	4	3	5	5	3	3.5	Moderado
C10M	4	1	3	5	5	3	3.5	Moderado
C15M	5	1	3	5	5	1	3.3	Moderado
C20M	5	1	3	5	5	1	3.3	Moderado
C1MF	5	1	3	5	5	1	3.3	Moderado
D1M	4	5	3	5	5	1	3.2	Moderado
E1M	4	5	2	5	5	1	3.0	Moderado

Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m.

Tabela D.2: Resultados da aplicação do índice P-IBI (germânico) no lago Descoberto 2011, com valores calculados para cada métrica e resultado final do índice.

	M1	M2	M3	M4	M5	M6	P - IBI	Avaliação
ASUP	5	3	1	1	5	5	3.4	Moderado
A1M	5	3	1	1	5	4	2.8	Insatisfatório
A5M	5	3	1	1	4	4	2.7	Insatisfatório
A10M	5	4	1	1	5	4	3.0	Moderado
A15M	5	4	1	1	5	3	2.8	Insatisfatório
A1MF	5	5	1	1	4	3	2.7	Insatisfatório

Legenda: ASUP – estação A, superfície; A1M – estação A, profundidade 1m; A5M – estação A, profundidade 5m; A10M – estação A, profundidade 10m; A15M – estação A, profundidade 15m; A1MF – estação A, a 1m do fundo; M1 - Clorofila a - mg/L; M2 - Índice de cianobactéria - densidade de células de cianobactéria; M3 - Índice de Diversidade de Margalef; M4 - Índice de Diversidade de Menhinick; M5 - Riqueza de espécies - número total de espécies encontradas; M6 - Índice de Saprobidade.

D.2. P-IBI-I - *Phytoplankton Index of Biotic Integrity for Iraq* (Maulood *et al.*, 2011):

Tabela D.3: Resultados da aplicação do índice P-IBI (Iraqiano) no lago Paranoá no período de 1976 a 1998 e de 1999 a 2011, com valores calculados para cada métrica e resultado final do índice.

1976 a 1998												
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	P - IBI	Avaliação
A1M	1	5	1	1	3	1	1	1	1	3	18	Insatisfatório
B1M	1	5	1	1	3	1	1	1	1	3	18	Insatisfatório
CSUP	1	5	1	1	1	1	1	1	0	1	13	Ruim
C1M	1	5	1	1	1	1	1	1	1	1	14	Ruim
C10M	1	5	1	1	1	1	1	1	3	1	16	Ruim
C 15M	1	5	1	1	3	1	1	1	5	1	20	Insatisfatório
C20M	1	5	1	1	1	1	1	1	5	1	18	Insatisfatório
C1MF	1	5	1	1	1	1	1	1	1	1	14	Ruim
D1M	1	5	1	1		1	1	1	1	1	13	Ruim
E1M	1	5	1	1	1	1	1	1	1	1	14	Ruim
1999 a 2011												
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	P - IBI	Avaliação
A1M	1	5	1	1	3	1	1	5	1	5	24	Insatisfatório
B1M	1	5	1	1	1	1	1	5	3	5	24	Insatisfatório
CSUP	1	5	1	1	3	1	1	5	3	5	26	Insatisfatório
C1M	1	5	1	1	3	1	1	3	3	5	24	Insatisfatório
C10M	1	5	1	1	1	1	1	3	3	5	22	Insatisfatório
C 15M	1	5	1	1	3	1	1	5	5	5	28	Moderado
C20M	1	5	1	1	3	1	1	5	5	5	28	Moderado
C1MF	1	5	1	1	1	1	1	5	5	5	26	Insatisfatório
D1M	1	5	1	1		1	1	5	3	5	23	Insatisfatório
E1M	1	5	1	1	1	1	1	5	1	5	22	Insatisfatório

Legenda: Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m; M1 - Densidade de fitoplâncton - Cel/L.; M2 - Abundância relativa de centrais; M3 - Abundância Relativa de Penalles; M4 - Abundância relativa de diatomáceas; M5 - Abundância relativa de clorófitas; M6 - Abundância relativa cianófitas; M7 - Abundância relativa de algas palatáveis; M8 - Abundância relativa não palatáveis; M9 - Concentração de clorofila a - mg/L; M10 - Índice de Riqueza de Espécies.

Tabela D.4: Resultados da aplicação do índice P-IBI (Iraquiano) no lago Descoberto com valores calculados para cada métrica e resultado final do índice.

	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	P - IBI	Avaliação
ASUP	1	5	1	1	3	1	1	1	5	5	24	Insatisfatório
A1M	1	5	1	1	3	1	1	1	5	3	22	Insatisfatório
A5M	1	5	1	1	3	1	1	3	5	3	24	Insatisfatório
A10M	1	5	1	1	3	1	1	5	5	3	26	Insatisfatório
A15M	1	5	1	1	3	1	1	5	5	3	26	Insatisfatório
A1MF	1	5	1	1	3	1	1	5	5	3	26	Insatisfatório

Legenda: ASUP – estação A, superfície; A1M – estação A, profundidade 1m; A5M – estação A, profundidade 5m; A10M – estação A, profundidade 10m; A15M – estação A, profundidade 15m; A1MF – estação A, a 1m do fundo; M1 - Densidade de fitoplâncton - Cel/L.; M2 - Abundância relativa de centrais; M3 - Abundância Relativa de Penalles; M4 - Abundância relativa de diatomáceas; M5 - Abundância relativa de clorófitas; M6 - Abundância relativa cianofíceas; M7 - Abundância relativa de algas palatáveis; M8 - Abundância relativa não palatáveis; M9 - Concentração de clorofila a - mg/L; M10 - Índice de Riqueza de Espécies.

D.3. IPI - *Integrated Phytoplankton Index* (Spatharis e Tsirtsis, 2010):

Tabela D.5: Resultados da aplicação do índice IPI no lago Paranoá no período de 1976 a 1998 e de 1999 a 2011

1976 - 1998					
	M1	M2	M3	IPI	Avaliação
A1M	2	1	1	1,3	Ruim
B1M	2	1	1	1,3	Ruim
CSUP		2	2	2,0	Insatisfatório
C1M	2	1	1	1,3	Ruim
C10M	4	1	2	2,3	Insatisfatório
C 15M	4	3	2	3,0	Moderado
C20M	4	2	2	2,7	Insatisfatório
C1MF	5	2	2	3,0	Moderado
D1M	3	1	2	2,0	Insatisfatório
E1M	2	1	1	1,3	Ruim
1999 - 2011					
	M1	M2	M3	IPI	Avaliação
A1M	5	3	1	3,0	Moderado
B1M	5	3	1	3,0	Moderado
CSUP	5	3	1	3,0	Moderado
C1M	5	3	1	3,0	Moderado
C10M	5	3	1	3,0	Moderado
C 15M	5	1	1	2,3	Insatisfatório
C20M	5	1	1	2,3	Insatisfatório
C1MF	5	1	1	2,3	Insatisfatório
D1M	5	1	1	2,3	Insatisfatório
E1M	5	1	1	2,3	Insatisfatório

Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m; M1 - Clorofila a - mg/L; M2 - Índice de Menhinick; M3 - Equitabilidade de espécies.

Tabela D.6: Resultados da aplicação do índice IPI no lago Descoberto com valores calculados para cada métrica e resultado final do índice.

	M1	M2	M3	IPI	Avaliação
ASUP	2	1	2	1,7	Ruim
A1M	2	1	1	1,3	Ruim
A5M	2	1	2	1,7	Ruim
A10M	2	1	3	2,0	Ruim
A15M	2	1	2	1,7	Ruim
A1MF	2	1	3	2,0	Insatisfatório

Legenda: ASUP – estação A, superfície; A1M – estação A, profundidade 1m; A5M – estação A, profundidade 5m; A10M – estação A, profundidade 10m; A15M – estação A, profundidade 15m; A1MF – estação A, a 1m do fundo; M1 - Clorofila a - mg/L; M2 - Índice de Menhinick; M3 - Equitabilidade de espécies.

D.4. PSI – *Phyto-See-Index* – PSI (Mischke *et al.*, 2008):

Tabela D.7: Resultados da aplicação do índice PSI no lago Paranoá no período de 1976 a 1998 e de 1999 a 2011 com valores calculados para cada métrica e resultado final

1976 a 1998					
	M1	M2	M3	PSI	Avaliação
A1M	4.98	2.86	4.97	4.7	Ruim
B1M	5.50	5.50	4.97	5.3	Ruim
CSUP	4.95	2.42	4.97	4.6	Ruim
C1M	5.50	5.50	4.97	5.3	Ruim
C10M	4.94	5.50	4.97	5.0	Ruim
C 15M	4.21	5.50	4.97	4.6	Ruim
C20M	3.74	5.02	4.97	4.3	Insatisfatório
C1MF	3.81	3.21	4.97	4.1	Insatisfatório
D1M	5.50	5.50	4.97	5.3	Ruim
E1M	5.50	5.50	4.97	5.3	Ruim
1999 a 2011					
	M1	M2	M3	PSI	Avaliação
A1M	3.64	5.45	1.34	3.2	Moderado
B1M	2.69	5.50	1.34	2.7	Moderado
CSUP	1.25	2.34	1.34	1.4	Superior
C1M	2.61	5.50	1.34	2.7	Moderado
C10M	2.49	5.50	1.34	2.6	Moderado
C 15M	2.18	5.50	1.34	2.4	Bom
C20M	1.98	5.50	1.34	2.3	Bom
C1MF	2.21	5.50	1.34	2.4	Bom
D1M	2.29	5.50	1.34	2.5	Moderado
E1M	3.40	5.50	1.34	3.1	Moderado

Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m; M1 – Biomassa Total (média do fitoplâncton total + Clorofila a + Clorofila a Máxima); M4 – Biovolume total da classe algal da espécie dominante; M5 – PTSI (índice taxonômico).

Tabela D.8: Resultados da aplicação do índice PSI no lago Descoberto com valores calculados para cada métrica e resultado final do índice.

	M1	M3	M3	PSI	Avaliação
ASUP	0.80	2.00	1.34	1.1	Excelente
A1M	0.83	2.38	1.34	1.2	Excelente
A5M	0.65	2.05	1.34	1.0	Excelente
A10M	0.86	1.45	1.34	1.1	Excelente
A15M	0.26	0.50	1.34	0.6	Excelente
A1MF	-0.35	0.50	1.34	0.5	Excelente

Legenda: ASUP – estação A, superfície; A1M – estação A, profundidade 1m; A5M – estação A, profundidade 5m; A10M – estação A, profundidade 10m; A15M – estação A, profundidade 15m; A1MF – estação A, a 1m do fundo; M1 – Biomassa Total (média do fitoplâncton total + Clorofila a + Clorofila a Máxima); M4 – Biovolume total da classe algal da espécie dominante; M5 – PTSI (índice taxonômico).

D.5. Q Index – *Assemblage Index* (Padisák *et al.*, 2006):

Tabela D.9.: Resultados da aplicação do índice Q Index no lago Paranoá no período de 1976 a 1998 e de 1999 a 2011 com valores calculados para cada métrica e resultado final do índice.

1976 - 1998	Q Index	Avaliação
A1	2.98	Moderado
B1	2.07	Moderado
CSUP	3.53	Bom
C1	1.27	Insatisfatório
C10	0.69	Ruim
C 15	0.61	Ruim
C20	0.29	Ruim
C1MF	0.50	Ruim
D1	0.64	Ruim
E1	1.93	Insatisfatório
1999 - 2011	Q Index	Avaliação
A1	3.29	Bom
B1	3.39	Bom
CSUP	3.59	Bom
C1	3.57	Bom
C10	3.47	Bom
C 15	3.96	Bom
C20	4.19	Excelente
C1MF	4.42	Excelente
D1	2.91	Moderado
E1	3.83	Bom

Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; CSUP – estação C, superfície; C1M – estação C, profundidade 1m; C10M – estação C, profundidade 10m; C15M – estação C, profundidade 15m; C20M – estação C, profundidade 20m; C1MF – estação C, profundidade 1m do fundo; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m.

Tabela D.10: Resultados da aplicação do índice Q Index no lago Descoberto com valores calculados para cada métrica e resultado final do índice.

	Q Index	Avaliação
ASUP	3.26	Bom
A1M	3.31	Bom
A5M	3.40	Bom
A10M	3.53	Bom
A15M	3.75	Bom
A1MF	3.35	Bom

Legenda: ASUP – estação A, superfície; A1M – estação A, profundidade 1m; A5M – estação A, profundidade 5m; A10M – estação A, profundidade 10m; A15M – estação A, profundidade 15m; A1MF – estação A, a 1m do fundo.

ANEXO 1

Figura 1.A: Modelo de formulário utilizado na Caesb para quantificação de fitoplâncton, com contagem de indivíduos:

COORDENADORIA DE ANÁLISES BIOLÓGICAS - PHIQB

CONTAGEM DE FITOPLÂNCTON

Procedência: Lago Paranoá

Responsável: Bruno Dias

Data da coleta: 14/08/12

Data da análise: 29/08/12

Táxons	A4 - 1 m	A5 - 1 m	B - 1 m	C - 1 m	C - 10m	C 15 m	C - 20 m	C - 1 m ^f	D - 1 m	E3 - 1 m
	16003	16004	16005	16006	16007	16008	16009	16010	16011	16012
BACILLARIOPHYCEAE	31.400	39.250	47.100	117.750	227.650	94.200	125.600	117.750	117.750	172.700
<i>Aulacoseira cf. ambigua</i>				7.850			15.700			7.850
<i>Aulacoseira cf. granulata</i>								7.850		
<i>Cyclotella pseudostelligera</i>	15.700	31.400	47.100	109.900	227.650	94.200	109.900	102.050	117.750	141.300
<i>Cyclotella sp.</i>	15.700									23.550
<i>Pennales sp. 1</i>								7.850		
<i>Synedra sp. 1</i>		7.850								
CHLAMYDOPHYCEAE	0	7.850	0	7.850	0	0	0	0	7.850	0
<i>Chlamydothrix sp.</i>		7.850		7.850					7.850	
CHLOROPHYCEAE	706.500	682.950	102.050	117.750	219.800	86.350	133.450	70.650	164.850	70.650
<i>cf. Sphaerocystis sp.</i>	227.650	149.150			15.700		7.850			
<i>Ankya cf. judayi</i>	94.200	196.250								
<i>Chlorococcales sp.</i>	102.050	54.950						7.850		
<i>Chlorobion cf. lunulatum</i>	15.700		15.700	7.850	31.400	23.550	7.850	7.850	39.250	15.700
<i>Coelastrum reticulatum</i>	23.550	23.550	23.550	7.850	39.250	7.850	7.850	15.700	7.850	23.550
<i>Coenocystis sp.</i>	7.850									
<i>Desmodesmus opoliensis</i>			7.850	7.850						
<i>Dictyosphaerium tetrachotomum var. fallax</i>		23.550						7.850		
<i>Euastrorpsis richteri</i>			7.850							
<i>Eutetramorus fottii</i>	125.600	157.000	15.700	23.550	39.250	23.550	7.850		39.250	
<i>Eutetramorus tetrasporus</i>	15.700	23.550								
<i>Elakatothrix sp.</i>	7.850	31.400		31.400	23.550	23.550	23.550	7.850	47.100	23.550
<i>Monoraphidium arcuatum</i>					23.550				7.850	
<i>Monoraphidium contortum</i>										7.850
<i>Monoraphidium irregulare</i>					7.850			7.850		
<i>Monoraphidium minutum</i>	47.100	7.850	23.550			7.850	47.100		15.700	
<i>Oocystis lacustris</i>	15.700		7.850							
<i>Pediastrum tetras</i>				7.850	7.850		7.850			
<i>Psephonema aenigmaticum</i>	7.850			15.700	7.850		15.700	7.850		
<i>Quadrigula closterioides</i>									7.850	
<i>Scenedesmus ecornis var. ecornis</i>	7.850	15.700		7.850				7.850		
<i>Tetrastrum komarekii</i>	7.850			7.850	23.550					
CHRYSOPHYCEAE	31.400	70.650	157.000	306.150	329.700	266.900	416.050	109.900	157.000	196.250
<i>Chromulina sp.</i>	31.400	23.550	149.150	290.450	321.850	251.200	408.200	109.900	157.000	164.850
<i>Dinobryon divergens</i>				7.850		15.700				15.700
<i>Mallomonas akrokomos</i>										
<i>Mallomonas tonsurata</i>		47.100	7.850	7.850	7.850		7.850			7.850
<i>Ochromonas cf. danica</i>										7.850
CRYPTOPHYCEAE	604.450	1.413.000	54.950	102.050	117.750	102.050	94.200	62.800	39.250	141.300
<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	235.500	557.350	15.700	47.100	78.500	54.950	54.950	23.550	7.850	86.350
<i>Cryptomonas cf. phaseolus</i>				15.700	7.850					
<i>Cryptomonas erosa</i>	7.850	15.700								
<i>Rhodomonas lacustris</i>	361.100	839.950	39.250	39.250	31.400	47.100	39.250	39.250	31.400	54.950
CYANOPHYCEAE	23.550	31.400	78.500	117.750	78.500	86.350	102.050	31.400	125.600	70.650
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	15.700	15.700	15.700							
<i>Aphanocapsa holsatica (P)</i>			31.400	54.950	31.400	31.400	54.950	15.700	86.350	31.400
<i>Aphanocapsa holsatica (M)</i>	7.850	15.700	7.850	23.550	31.400	15.700	23.550	7.850	15.700	23.550
<i>Aphanocapsa holsatica (G)</i>										
<i>Aphanocapsa koordersii</i>				7.850						
<i>Chroococcales sp.</i>				7.850	15.700	7.850				7.850
<i>Cyanodictyon cf. iac</i>			23.550	23.550						7.850
<i>Cyanodictyon cf. iac (colônia jovem)</i>						23.550	15.700	7.850	7.850	
<i>Snowella lacustris</i>						7.850				
DINOPHYCEAE	7.850	0	0	0	0	0	15.700	0	15.700	23.550
<i>Gymnodinium sp.</i>							15.700		7.850	23.550
<i>Peridinium umbonatum</i>	7.850								7.850	
EUGLENOPHYCEAE	7.850	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	7.850									
ZYGEMAPHYCEAE	7.850	0	15.700	7.850	7.850	7.850	15.700	23.550	0	0
<i>Closterium sp. 1</i>								7.850		
<i>Staurastrum sp.</i>	7.850		15.700				7.850	7.850		
<i>Staurastrum leptocladum</i>				7.850	7.850			7.850		
Fitoplâncton (ind/L)	1.420.850	2.245.100	455.300	777.150	981.250	643.700	902.750	416.050	628.000	675.100

Táxons	A4 - 1 m	A5 - 1 m	B - 1 m	C - 1 m	C - 10 m	C - 15 m	C - 20 m	C - 1mf	D 1m	E3 - 1 m	Volume Celular
BACILLARIOPHYCEAE											
<i>Aulacoseira</i> cf. <i>ambigua</i>				1			2			1	283.4
<i>Aulacoseira</i> cf. <i>granulata</i>								1			1064.7
<i>Cyclotella pseudostelligera</i>	2	4	6	14	29	12	14	13	15	18	102.6
<i>Cyclotella</i> sp.	2									3	4056.3
<i>Pennales</i> sp. 1								1			497.7
<i>Synedra</i> sp. 1		1									337.8
CHLAMYDOPHYCEAE											2743.6
<i>Chlamydomyceae</i> sp.		1		1					1		427.3
CHLOROPHYCEAE											118.8
cf. <i>Sphaerocystis</i> sp.	29	19			2		1				38
<i>Ankyra</i> cf. <i>judayi</i>	12	25									341
<i>Chlorococcales</i> sp.	13	7						1			302.7
<i>Chlorolobion</i> cf. <i>lumulatum</i>	2		2	1	4	3	1	1	5	2	70.1
<i>Coelastrum reticulatum</i>	3	3	3	1	5	1	1	2	1	3	144.8
<i>Coenocystis</i> sp.	1										91.8
<i>Desmodesmus opoliensis</i>			1	1							78.3
<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i> var. <i>fallax</i>		3						1			512.4
<i>Euastropsis richteri</i>			1								124.8
<i>Eutetramorus fottii</i>	16	20	2	3	5	3	1		5		22.3
<i>Eutetramorus tetrasporus</i>	2	3									81.7
<i>Elakatothrix</i> sp.	1	4		4	3	3	3	1	6	3	224.2
<i>Monoraphidium arcuatum</i>					3				1		69.3
<i>Monoraphidium contortum</i>										1	107.4
<i>Monoraphidium irregulare</i>					1			1			1649
<i>Monoraphidium minutum</i>	6	1	3			1	6		2		4188.8
<i>Oocystis lacustris</i>	2		1								157.5
<i>Pediastrum tetras</i>				1	1		1				157.5
<i>Psephonema aenigmaticum</i>	1			2	1		2	1			17
<i>Quadrigula closterioides</i>							1		1		206.7
<i>Scenedesmus ecomis</i> var. <i>ecomis</i>	1	2		1				1			170.8
<i>Tetrastrum komarekii</i>	1			1	3						87.4
CHRYSOPHYCEAE											87.4
<i>Chromulina</i> sp.	4	3	19	37	41	32	52	14	20	21	536.6
<i>Dinobryon divergens</i>				1		2				2	23.5
<i>Mallomonas akrokomos</i>											65.5
<i>Mallomonas tonsurata</i>		6	1	1	1		1			1	878.1
<i>Ochromonas</i> cf. <i>danica</i>										1	211.8
CRYPTOPHYCEAE											52
<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	30	71	2	6	10	7	7	3	1	11	255.8
<i>Cryptomonas</i> cf. <i>phaseolus</i>				2	1						11.2
<i>Cryptomonas erosa</i>	1	2									87.1
<i>Rhodomonas lacustris</i>	46	107	5	5	4	6	5	5	4	7	299.3
CYANOPHYCEAE											21.9
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	2	2	2								146.8
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (P)			4	7	4	4	7	2	11	4	698.4
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (M)	1	2	1	3	4	2	3		2	3	81
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (G)							1	1	2		197.9
<i>Aphanocapsa koordersii</i>				1							100.2
<i>Chroococcales</i> sp.				1	2	1				1	49.9
<i>Cyanodictyon</i> cf. <i>iac</i>				3						1	108.1
<i>Cyanodictyon</i> cf. <i>iac</i> (colônia jovem)						3	2	1	1		32
<i>Snowella lacustris</i>						1					94.2
DINOPHYCEAE											201.3
<i>Gymnodinium</i> sp.							2		1	3	129.6
<i>Peridinium umbonatum</i>	1								1		433.8
EUGLENOPHYCEAE											
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	1										53.1
ZYGNEMAPHYCEAE											20.5
<i>Closterium</i> sp. 1								1			34.7
<i>Staurastrum</i> sp.	1		2			1	2	1			18.3
<i>Staurastrum leptocladum</i>				1	1			1			84
	A4 - 1 m	A5 - 1 m	B - 1 m	C - 1 m	C - 10 m	C - 15 m	C - 20 m	C - 1mf	D - 1 m	E3 - 1 m	
	7.85	7.85	7.85	7.85	7.85	7.85	7.85	7.85	7.85	7.85	