



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE PESCA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PESCA**

**ALDENEY ANDRADE SOARES FILHO**

**COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E QUALIDADE DA ÁGUA,  
EM ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS DO ESTADO DO CEARÁ,  
BRASIL**

**FORTALEZA**

**2010**

**ALDENEY ANDRADE SOARES FILHO**

**COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E QUALIDADE DA ÁGUA,  
EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS DO ESTADO DO CEARÁ,  
BRASIL**

**Tese submetida à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Pesca, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Engenharia de Pesca.**

**Área de concentração: Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.**

**Orientador: Prof. Dr. Wladimir Ronald Lobo Farias**

**Fortaleza  
2010**

S652c Soares Filho, Aldeney Andrade  
Comunidade fitoplanctônica e qualidade da água, em ecossistemas  
aquáticos do Estado do Ceará, Brasil / Aldeney Andrade Soares Filho. –  
Fortaleza, 2010.  
211 f.; il. color. enc.

Orientador: Prof. Dr. Wladimir Ronald Lobo Farias  
Área de concentração: Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca  
Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências  
Agrárias, Depto. de Engenharia de Pesca, Fortaleza, 2010.

1. Fitoplâncton. 2. Água - Qualidade. 3. Eutrofização. I. Farias,  
Wladimir Ronald Lobo (Orient.). II. Universidade Federal do Ceará –  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Pesca. III. Título

CDD 639.2


**ALDENEY ANDRADE SOARES FILHO**

**COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E QUALIDADE DA ÁGUA, EM  
ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS DO ESTADO DO CEARÁ, BRASIL**

Tese submetida à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Pesca, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Engenharia de Pesca. Área de concentração: Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Aprovada em: 17 / 05 / 2010.

**BANCA EXAMINADORA**



---

**Prof. Dr. Wladimir Ronald Lobo Farias (Orientador)**

**Universidade Federal do Ceará - UFC**



---

**Profa. Dra. Silvana Saker Sampaio**


**Universidade Federal do Ceará – UFC**



---

**Profa. Dra. Célia Maria de Souza Sampaio**

**Universidade Estadual do Ceará - UECE**



---

**Profa. Dra. Soraia Barreto Aguiar Fonteles**

**Universidade Federal do Recôncavo da Bahia - UFRB**



---

**Prof. Dr. Moisés Almeida de Oliveira**

**Universidade Federal do Ceará - UFC**

**Aos meus pais, Aldeney Andrade e  
Terezinha de Jesus e toda minha família,  
pelo incentivo constante e todo apoio.**

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Prof. Dr. Wladimir Ronald Lobo Farias, pelo apoio e ajuda na realização deste trabalho.

A Profa. Dra. Célia Maria de Souza Sampaio, pelo incentivo constante e todo apoio dispensado para concretizar esta jornada.

Aos professores Silvana Saker Sampaio, Soraia Barreto Aguiar Fonteles e Moisés Almeida de Oliveira, pela participação na análise deste trabalho, como membros da banca examinadora.

Ao Departamento de Engenharia de Pesca do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará, pelos recursos humanos que viabilizaram a obtenção de um novo grau acadêmico.

À Coordenação do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Estadual do Ceará, por ceder suas instalações, em especial o Laboratório de Carcinicultura – LACAR, que disponibilizou todo material necessário para a realização desta pesquisa.

As professoras Janaína Andrade dos Santos e Leila Aparecida de Souza, pela dedicação, incentivo e sincera amizade.

As professoras Lidriana de Sousa Pinheiro (Laboratório de Ciências do Mar/UFC) e Maria Lúcia Brito da Cruz (Laboratório de Geoprocessamento/UECE), por todo apoio logístico, revelando locais que devem ser preservados.

Ao Prof. Dr. Yves Patrick Quinet, pelo incentivo constante, não medindo esforços para aquisição de referências que foram de grande valia para a concretização deste trabalho.

Aos biólogos Antônio Cícero de Andrade Pereira, Bruno Edson Chaves, Leonardo Schramm Feitosa, Liliane Pinto da Silva, Manoel Paiva de Araújo Neto, Maria Conceição de Souza, Renata Lygia Câmara Colares, Roberta de Moura Borges, Rodrigo Leonardo Gomes de Oliveira e Thiago Dias Ferreira, pela ajuda indispensável sem a qual não haveria como finalizar esta pesquisa.

A futura advogada Aline Carla de Sousa Aguiar, pelos belos sábados e domingos de coletas realizadas no estuário do Rio Malcozinhado.

Aos bolsistas e futuros biólogos: Alysson Guedes Coutinho, Leila Lia Teixeira Cunha, Luana Rolim Melo, Renata Andrade de Oliveira, Rodrigo Leite Rodrigues e Wallace Teixeira da Cruz, por toda ajuda dispensada.

Aos amigos e Engenheiros de Pesca, Carlos Riedel Porto Carreiro, Israel Hidenburgo Aniceto Cintra, Isaac Kennedy Brasil de Menezes e Ítalo Régis Castelo Branco Rocha, pelo companheirismo, incentivo e apoio constante.

A Rogéria Maria Setúbal Oliveira, Francisca Leni Góis e Edilson Alves da Silva, por serem verdadeiros balaústres do Curso de Engenharia de Pesca e pela sincera amizade.

A todos os colegas e professores do Curso de Doutorado em Engenharia de Pesca, com os quais tive a honra de partilhar momentos de grande profissionalismo.

Em especial aos meus irmãos: Maria Franciney, Miguel Augusto, Ana Maria, Anselmo, Maria Filomena, Alcemir, Carlos Félix e Socorro Auxiliadora de Nazaré Gomes Andrade, por todo apoio e principalmente pela nossa união, exemplo familiar.

## RESUMO

A água constitui o recurso de maior importância para o homem, no entanto parece não existir nenhuma preocupação do ser humano em preservá-la, uma vez que as atividades diárias estão prejudicando cada vez mais, a qualidade deste recurso. Este trabalho teve por objetivo analisar a estrutura da comunidade fitoplanctônica e a qualidade da água de ecossistemas aquáticos do Estado do Ceará (Brasil). Foram realizadas coletas mensais nas estações chuvosa e seca, entre 2004 e 2007, nos seguintes ecossistemas: estuários dos rios Cauípe, Mundaú, Ceará e Malcozinhado; lagoas de Jijoca, Pecém, Uruaú e Maraponga; bicas do Ipu e das Andréas e açudes Favelas, da Corte e Campus do Itaperi. Os resultados mostraram mudança significativa na estrutura da comunidade fitoplanctônica, influenciada principalmente pelos níveis de precipitações pluviométricas. As Bacillariophyceae foram predominantes nos ecossistemas analisados, exceto nos açudes Favelas, da Corte e do Campus do Itaperi, que apresentaram elevados níveis de eutrofização, com dominância de Cyanophyceae, Zygnematophyceae e Chlorophyceae, respectivamente. As espécies raras, a grande maioria, formaram um grupo totalmente isolado daquelas consideradas dominantes, abundantes e pouco abundantes, constituídas por um número reduzido de espécies, confirmando a grande influência sazonal da região, sobre a comunidade fitoplanctônica. Os ecossistemas apresentaram grande variação na diversidade, riqueza e equitabilidade das espécies, no entanto a diversidade foi maior durante a estação chuvosa. Com base nos teores de O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> dissolvidos, amônia total, nitrito, fosfato, bem como, nos índices do estado trófico do fosfato e/ou da transparência da água e na presença de bioindicadores, os estuários dos rios Mundaú, Cauípe e Ceará, a lagoa da Maraponga e os açudes Favelas, da Corte e Campus do Itaperi foram classificados como ambientes eutróficos; o estuário do Rio Malcozinhado e as lagoas do Pecém e de Uruaú como mesotróficos; e a lagoa de Jijoca e as bicas do Ipu e das Andréas como oligotróficos. Foram registrados diversos bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas, destacando-se a presença de Cyanophyceae potencialmente tóxicas nos diversos ecossistemas, com *blooms* no estuário do Rio Ceará e no açude Favelas, não sendo registrada uma biomassa significativa nos outros ambientes, mesmo naqueles que apresentaram elevado estado trófico, como o açude do Campus do Itaperi, com ocorrência de *bloom* de Chlorophyceae e, no açude da Corte, cujo *bloom* foi de Zygnematophyceae, mostrando que na análise de sanidade dos ecossistemas aquáticos, a análise conjunta dos parâmetros biológicos e físico-químicos do ecossistema é de suma importância para um parecer ambiental adequado.

Palavras-chave: Fitoplâncton. Sazonalidade. Diversidade. Eutrofização. Bioindicadores.



## ABSTRACT

Water is the most important resource for humans, though it seems there is no concern of human beings in preserving it, because daily activities increasingly undermine the quality of this resource. This study aimed to analyze the phytoplankton community structure and water quality in aquatic ecosystems of Ceará State (Brazil). Monthly collections were made during the rainy and dry seasons between 2004 and 2007 in the following ecosystems: the Cauípe, Mundaú, Ceará and Malcozinhado river estuaries; the Jijoca, Pecém, Uruaú and Maraponga lakes; the Ipu and Andreas waterspouts and the Favelas, Corte and Campus do Itaperi dams. The results showed significant changes in phytoplankton community structure, mainly influenced by levels of rainfall. The Bacillariophyceae were predominant in the ecosystems studied, except in the Favelas, Corte and Campus do Itaperi dams, which showed high levels of eutrophication, with dominance of Cyanophyceae, Zygnematophyceae and Chlorophyceae, respectively. Rare species, the great majority, formed a group totally isolated from those considered dominant, abundant and little abundant, consisting of a small number of species, confirming the major seasonal influence of the region's on the phytoplankton community. Ecosystems showed great variation in diversity, richness and evenness of species, however, diversity was highest during the rainy season. The following environments were classified according to the concentration of dissolved O<sub>2</sub> and CO<sub>2</sub>, total ammonia, nitrite, phosphate, as well as on trophic status indices of phosphate and/or water transparency and on the presence of bioindicators: the Mundaú, Cauípe and Ceará river estuaries, Maraponga lake and the Favelas, Corte and Campus do Itaperi dams as eutrophic environments; the Malcozinhado river estuary and Pecém and Uruaú lakes as mesotrophic environments; and Jijoca lake and the Ipu and Andréas waterspouts as oligotrophic environment. Several bioindicators of eutrophic and/or polluted waters were recorded, in particular the presence of potentially toxic cyanobacteria in various ecosystems, with blooms in the Ceará river estuary and Favelas dam, while significant biomass was not recorded in other environments, even those showing a high trophic status, such as the Campus do Itaperi dam, with a Chlorophyceae bloom, and the Corte dam, with a Zygnematophyceae bloom, showing that the joint analysis of biological and physicochemical parameters of the ecosystem is of paramount importance for an appropriate environmental assessment of the health of aquatic ecosystems.

Keywords: Phytoplankton. Seasonality. Diversity. Eutrophication. Bioindicators.

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Variação dos parâmetros físico-químicos no estuário do Rio Cauípe, Caucaia (Ceará, Brasil).....	58
Tabela 2 – Variação dos parâmetros físico-químicos no estuário do Rio Mundaú, Trairi (Ceará, Brasil).....	59
Tabela 3 – Variação dos parâmetros físico-químicos no estuário do Rio Ceará, Fortaleza (Ceará, Brasil).....	60
Tabela 4 – Variação dos parâmetros físico-químicos no estuário do Rio Malcozinhado, Cascavel (Ceará, Brasil). ....	60
Tabela 5 – Variação dos parâmetros físico-químicos na lagoa de Jijoca, Jijoca de Jericoacoara (Ceará, Brasil). ....	61
Tabela 6 – Variação dos parâmetros físico-químicos na lagoa do Pecém, Pecém (Ceará, Brasil). ....	62
Tabela 7 – Variação dos parâmetros físico-químicos na lagoa do Uruaú, Beberibe (Ceará, Brasil). ....	62
Tabela 8 – Variação dos parâmetros físico-químicos na lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil). ....	64
Tabela 9 – Variação dos parâmetros físico-químicos na bica do Ipu, Ipu (Ceará, Brasil). ....	66
Tabela 10 – Variação dos parâmetros físico-químicos na bica das Andréas, Pacatuba (Ceará, Brasil)..	67
Tabela 11 – Variação dos parâmetros físico-químicos no açude Favelas, Tauá (Ceará, Brasil).....	68
Tabela 12 – Variação dos parâmetros físico-químicos no açude da Corte, Guaiúba (Ceará, Brasil).....	69
Tabela 13 – Variação dos parâmetros físico-químicos no açude do Campus do Itaperi, Fortaleza (Ceará, Brasil). ....	70
Tabela 14 – Índices de diversidade de espécies observados em ecossistemas aquáticos no Estado do Ceará, Brasil.....	152

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Lagoa do Cauípe, Caucaia (Ceará, Brasil).....	40
Figura 2 – Estuário do Rio Mundaú, Trairi (Ceará, Brasil). ....	41
Figura 3 – Drenagem de viveiro diretamente no Rio Mundaú.....	42
Figura 4 – Estuário do Rio Ceará, Fortaleza (Ceará, Brasil).....	42
Figura 5 – Estuários do Rio Malcozinhado, Cascavel (Ceará, Brasil). ....	43
Figura 6 – Lagoa de Jijoca, Jijoca de Jericoacoara (Ceará, Brasil).....	44
Figura 7 – Vista panorâmica da lagoa de Jijoca.....	44
Figura 8 – Lagoa do Pecém, Pecém (Ceará, Brasil).....	45
Figura 9 – Vista panorâmica da lagoa do Pecém, Pecém (Ceará, Brasil). ....	46
Figura 10 – Lagoa do Uruaú, Beberibe (Ceará, Brasil).....	46
Figura 11 – Lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil). ....	47
Figura 12 – Aspecto do espelho d’água da lagoa da Maraponga coberto por aguapé, <i>Eichhornia crassipes</i> , em 2005. ....	48
Figura 13 – Lagoa da Maraponga, sem a presença de macrófitas, em 2007.....	49
Figura 14 – Bica do Ipu, Ipu (Ceará, Brasil). ....	50
Figura 15 – Bica das Andréas, Pacatuba (Ceará, Brasil).....	51
Figura 16 – Açude Favelas, Tauá (Ceará, Brasil). ....	52
Figura 17 – Açude da Corte, Guaiúba (Ceará, Brasil). ....	53
Figura 18 - Açude do Campus do Itaperi, Fortaleza (Ceará, Brasil).....	54
Figura 19 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2004, estuário do Rio Cauípe, Caucaia (Ceará, Brasil). ....	73
Figura 20 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2005, estuário do Rio Cauípe, Caucaia (Ceará, Brasil). ....	74
Figura 21 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplanctônicas no estuário do Rio Cauípe, Caucaia (Ceará, Brasil). ....	74
Figura 22 – Dendogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para a estação seca de 2004 (a) e chuvosa de 2005 (b), estuário do Rio Cauípe, Caucaia (Ceará, Brasil). ....	76
Figura 23 – Dendograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos (agrupamentos i a vi), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para a estação seca de 2004 e chuvosa de 2005, estuário do Rio Cauípe, Caucaia (Ceará, Brasil). ....	77

Figura 24 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2005, estuário do Rio Mundaú, Trairi (Ceará, Brasil).....	78
Figura 25 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2005, estuário do Rio Mundaú, Trairi (Ceará, Brasil).....	79
Figura 26 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplanctônicas no estuário do Rio Mundaú, Trairi (Ceará, Brasil).....	80
Figura 27 – Dendogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para a estação chuvosa (a) e seca (b) de 2005, estuário do Rio Mundaú, Trairi (Ceará, Brasil).....	81
Figura 28 – Dendograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos (agrupamentos i a vi), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2005, estuário do Rio Mundaú, Trairi (Ceará, Brasil).....	82
Figura 29 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2005, estuário do Rio Ceará, Fortaleza (Ceará, Brasil).....	83
Figura 30 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2005, estuário do Rio Ceará, Fortaleza (Ceará, Brasil).....	84
Figura 31 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplanctônicas no estuário do Rio Ceará, Fortaleza (Ceará, Brasil).....	85
Figura 32 – Dendogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para a estação chuvosa (a) e seca (b) de 2005, estuário do Rio Ceará, Fortaleza (Ceará, Brasil).....	86
Figura 33 – Dendograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos (agrupamentos i a vi), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2005, estuário do Rio Ceará, Fortaleza (Ceará, Brasil).....	87
Figura 34 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2005, estuário do Rio Malcozinhado, Cascavel (Ceará, Brasil).....	88
Figura 35 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2005, estuário do Rio Malcozinhado, Cascavel (Ceará, Brasil).....	89
Figura 36 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplanctônicas no estuário do Rio Malcozinhado, Cascavel (Ceará, Brasil).....	90
Figura 37 – Dendogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamento I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa (a) e seca (b) de 2005, estuário do Rio Malcozinhado, Cascavel (Ceará, Brasil).....	91
Figura 38 – Dendograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos (agrupamentos i a v), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2005, estuário do Rio Malcozinhado, Cascavel (Ceará, Brasil).....	92
Figura 39 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca 2004, lagoa de Jijoca, Jijoca de Jericoacoara (Ceará, Brasil).....	93

Figura 40 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2005, lagoa de Jijoca, Jijoca de Jericoacoara (Ceará, Brasil).....	94
Figura 41 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplanctônicas na lagoa de Jijoca, Jijoca de Jericoacoara (Ceará, Brasil). .....	95
Figura 42 – Dendogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para a estação seca de 2004 (a) e chuvosa de 2005 (b), lagoa de Jijoca, Jijoca de Jericoacoara (Ceará, Brasil). .....	96
Figura 43 – Dendograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos (agrupamento i a iv), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para a estação seca de 2004 e chuvosa de 2005, lagoa de Jijoca, Jijoca de Jericoacoara (Ceará, Brasil). .....	97
Figura 44 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2004, lagoa do Pecém, Pecém (Ceará, Brasil). .....	98
Figura 45 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2005, lagoa do Pecém, Pecém (Ceará, Brasil).....	99
Figura 46 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplanctônicas na lagoa do Pecém, Pecém (Ceará, Brasil). .....	99
Figura 47 – Dendogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para a estação seca de 2004 (a) e chuvosa de 2005 (b), lagoa do Pecém, Pecém (Ceará, Brasil). .....	101
Figura 48 – Dendograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos (agrupamentos i a iv), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para a estação seca de 2004 e chuvosa de 2005, na lagoa do Pecém, Pecém (Ceará, Brasil). .....	102
Figura 49 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2007, lagoa do Uruaú, Beberibe (Ceará, Brasil). .....	103
Figura 50 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2007, lagoa do Uruaú, Beberibe (Ceará, Brasil). .....	104
Figura 51 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplanctônicas na lagoa do Uruaú, Beberibe (Ceará, Brasil). .....	105
Figura 52 – Dendogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa (a) e seca (b) de 2007, lagoa do Uruaú, Beberibe (Ceará, Brasil). .....	106
Figura 53 – Dendograma da correlação dos parâmetros físico-químicos (agrupamentos i a v), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2007, lagoa do Uruaú, Beberibe (Ceará, Brasil). .....	107
Figura 54 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2005, lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil). .....	108
Figura 55 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2005, lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil). .....	109
Figura 56 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2006, lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil). .....	110

Figura 57 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2007, lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil). .....	111
Figura 58 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplanctônicas na lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil). .....	112
Figura 59 – Dendogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa (a) e seca (b) de 2005, lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil). .....	114
Figura 60 – Dendogramas da abundância do fitoplâncton, (agrupamentos I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para a estação seca de 2006 (a) e chuvosa de 2007 (b), lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil). .....	115
Figura 61 – Dendograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos (agrupamentos i a iv), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2005, lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil). .....	116
Figura 62 – Dendograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos (agrupamentos i a v), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para a estação seca de 2006 e chuvosa de 2007, lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil). .....	117
Figura 63 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2007, a montante e jusante da boca do Ipu, Ipu (Ceará, Brasil). .....	119
Figura 64 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2007, a montante e jusante da boca do Ipu, Ipu (Ceará, Brasil). .....	120
Figura 65 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplanctônicas na boca do Ipu, Ipu (Ceará, Brasil). .....	121
Figura 66 – Dendogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I e I), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa (a) e seca (b) de 2007, a montante da boca do Ipu, Ipu (Ceará, Brasil). .....	123
Figura 67 – Dendogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I e I), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa (a) e seca (b) de 2007, a jusante da boca do Ipu, Ipu (Ceará, Brasil). .....	124
Figura 68 – Dendograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos (agrupamentos i a vi), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2007, a montante da boca do Ipu, Ipu (Ceará, Brasil). .....	125
Figura 69 – Dendograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos (agrupamentos i a v), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2007, a jusante da boca do Ipu, Ipu (Ceará, Brasil). .....	126
Figura 70 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2007, boca das Andréas, Pacatuba (Ceará, Brasil). .....	127
Figura 71 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2007, boca das Andréas, Pacatuba (Ceará, Brasil). .....	128
Figura 72 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplanctônicas na boca das Andréas, Pacatuba (Ceará, Brasil). .....	128

Figura 73 – Dendogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I, II e III), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa (a) e seca (b) de 2007, bica das Andréas, Pacatuba (Ceará, Brasil). .....	130
Figura 74 – Dendograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos (agrupamentos i a vi), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2007, bica das Andréas, Pacatuba (Ceará, Brasil). .....	131
Figura 75 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2005, açude Favelas, Tauá (Ceará, Brasil). .....	132
Figura 76 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2005, açude Favelas, Tauá (Ceará, Brasil). .....	133
Figura 77 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplanctônicas no açude Favelas, Tauá (Ceará, Brasil). .....	134
Figura 78 – Dendogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I, II e III), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa (a) e seca (b) de 2005, açude Favelas, Tauá (Ceará, Brasil). .....	135
Figura 79 – Dendograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos (agrupamentos i a v), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2005, açude Favelas, Tauá (Ceará, Brasil). .....	136
Figura 80 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2007, açude da Corte, Guaiúba (Ceará, Brasil). .....	137
Figura 81 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2007, açude da Corte, Guaiúba (Ceará, Brasil). .....	138
Figura 82 – Abundância relativa das classes fitoplanctônicas no açude da Corte, Guaiúba (Ceará, Brasil). .....	139
Figura 83 – Dendogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa (a) e seca de 2007 (b), açude da Corte, Guaiúba (Ceará, Brasil). .....	140
Figura 84 – Dendograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos (agrupamentos i a v), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2007, açude da Corte, Guaiúba (Ceará, Brasil). .....	141
Figura 85 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2007, na entrada e saída do açude do Campus do Itaperi, Fortaleza (Ceará, Brasil). .....	143
Figura 86 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2007, na entrada e saída do açude do Campus do Itaperi, Fortaleza (Ceará, Brasil). .....	144
Figura 87 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplanctônicas no açude do Campus do Itaperi, Fortaleza (Ceará, Brasil). .....	145
Figura 88 – Dendogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I, II e III), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa (a) e seca (b) de 2007, entrada do açude do Campus do Itaperi, Fortaleza (Ceará, Brasil). .....	147

Figura 89 – Dendogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I, II e III), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa (a) e seca (b) de 2007, saída do açude do Campus do Itaperi, Fortaleza (Ceará, Brasil)..... 148

Figura 90 – Dendograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos (agrupamentos i a v), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2007, na entrada (a) e saída (b) do açude do Campus do Itaperi, Fortaleza (Ceará, Brasil)..... 150



## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	18
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	20
<b>2.1 Comunidade fitoplanctônica e Cyanophyceae</b> .....	20
<b>2.2 Eutrofização e Qualidade da água</b> .....	25
2.2.1 Pesquisas sobre qualidade de água no Brasil .....	32
2.2.2 Pesquisas sobre qualidade de água no Estado do Ceará .....	35
2.2.2.1 Ecossistemas lênticos e lóticos .....	35
2.2.2.2 Ecossistemas estuarinos .....	38
<b>2.3 Proteção dos recursos aquáticos</b> .....	39
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	40
<b>3.1 Áreas de Estudo</b> .....	40
3.1.1 Estuário do Rio Cauípe .....	40
3.1.2 Estuário do Rio Mundaú .....	41
3.1.3 Estuário do Rio Ceará .....	42
3.1.4 Estuário do Rio Malcozinhado .....	43
3.1.5 Lagoa de Jijoca .....	43
3.1.6 Lagoa do Pecém .....	45
3.1.7 Lagoa do Uruaú .....	46
3.1.8 Lagoa da Maraponga .....	47
3.1.9 Bica do Ipu .....	49
3.1.10 Bica das Andréas .....	50
3.1.11 Açude Favelas .....	52
3.1.12 Açude da Corte .....	53
3.1.13 Açude do Campus do Itaperi .....	54
<b>3.2 Coleta de dados</b> .....	54
<b>4 RESULTADOS</b> .....	58
<b>4.1 Parâmetros físico-químicos</b> .....	58
4.1.1 Estuários .....	58
4.1.2 Lagoas .....	61
4.1.3 Bicas .....	65
4.1.4 Açudes .....	67

<b>4.2 Índice do estado trófico</b> .....	71
<b>4.3 Comunidade fitoplanctônica</b> .....	72
4.3.1 Estuários .....	72
4.3.2 Lagoas.....	93
4.3.4 Açudes .....	132
4.3.5 Índice de diversidade de espécies .....	151
<b>5 DISCUSSÃO</b> .....	153
<b>5.1 Parâmetros físico-químicos</b> .....	153
5.1.1 Estuários .....	153
5.1.2 Lagoas.....	154
5.1.3 Bicas .....	158
5.1.4 Açudes .....	159
5.1.5 Precipitação pluviométrica e Temperatura do ar .....	160
5.1.6 Temperatura da água .....	160
5.1.7 Transparência da água .....	161
5.1.8 Salinidade .....	162
5.1.9 CO <sub>2</sub> dissolvido.....	162
5.1.10 Silicato .....	163
5.1.11 pH .....	164
5.1.12 O <sub>2</sub> dissolvido .....	165
5.1.13 Amônia total e Nitrito.....	166
5.1.14 Fosfato .....	168
<b>5.2 Índices do estado trófico</b> .....	169
<b>5.3 Comunidade fitoplanctônica</b> .....	170
5.3.1 Estuários .....	170
5.3.2 Lagoas.....	173
5.3.3 Bicas .....	176
5.3.4 Açudes .....	177
<b>5.4 Parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos</b> .....	181
<b>6 CONCLUSÃO</b> .....	187
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	188
<b>APÊNDICE</b> .....	207

# 1 INTRODUÇÃO

As diversas atividades humanas no ambiente terrestre estão causando efeitos diretos e indiretos sobre os ecossistemas aquáticos, em que os mais preocupantes são aqueles que provocam eutrofização e poluição dos ecossistemas de água doce (DOMENICO; SCHWARTZ, 2008).

No processo natural de eutrofização dos ecossistemas aquáticos, lentamente ocorre o acúmulo de nutrientes, o ambiente se mantém em equilíbrio, com água de boa qualidade e a comunidade biológica saudável e diversificada. Já a eutrofização artificial pode ser benéfica, dando condições de maior sustentabilidade nos níveis tróficos superiores da teia alimentar, ou maléfica causando a degradação da qualidade da água, com redução da diversidade biológica (BOYD, 1990; CRUZ; BRAZ, 2000; ESTEVES, 1998).

De acordo com Sipaúba-Tavares e Rocha (2001), a distribuição e a composição das espécies fitoplanctônicas, bem como, os ciclos sazonais das florações algais, estão entre os fatores mais importantes que afetam o funcionamento dos ecossistemas aquáticos.

As variações dos parâmetros físico-químicos causam severas modificações na estrutura da comunidade fitoplanctônica, surgindo espécies oportunistas, muitas vezes tóxicas, com alta taxa de crescimento, podendo florescer (*bloom*) causando riscos de mortalidade em massa e prejudicando o meio ambiente, com possíveis riscos à saúde humana (CHAPMAN; JACKSON; KREBS, 1996; PEREIRA; PEQUITO; COSTA, 1999).

Dos organismos fitoplanctônicos, as cianofíceas se destacam, pois conseguem viver em locais extremamente adversos, sendo consideradas os principais bioindicadores dos ecossistemas eutrofizados (PEREIRA; PEQUITO; COSTA, 1999; REVIERS, 2006; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

A utilização de bioindicadores na avaliação da qualidade da água permite uma resposta rápida sobre a integridade ambiental, pois a sanidade da comunidade biológica é o indicador mais eficiente da sustentabilidade dos ecossistemas. Além disso, o monitoramento ambiental pode ser realizado em grande escala e com baixo custo (NIEMI; MCDONALD, 2004; QUEIROZ; TRIVINHO-STRIXINO; NASCIMENTO, 2000).

No entanto, a abordagem ambiental em conjunto é de suma importância, pois se consegue analisar as causas (variação dos parâmetros físico-químicos) e os efeitos (mudanças

na comunidade biológica), especialmente quando se pretende proteger ou avaliar a sanidade dos ecossistemas aquáticos (ANZECC; ARMCANZ, 2000).

No Estado do Ceará existe grande diversidade de ecossistemas aquáticos, seja na região litorânea ou no interior do Estado, tais como: os estuários, as lagoas costeiras, as lagoas e açudes do semi-árido e da região serrana. No entanto, são poucos os trabalhos abordando as comunidades aquáticas e suas respostas a impactos, e esses são importantes para a preservação e recuperação de ecossistemas degradados (LEITÃO, 2002).

Os ecossistemas lóticos cearenses caracterizam-se pelo seu regime intermitente ficando a área estuarina sujeita apenas à influência das marés durante a estação seca (julho a dezembro). Nestas áreas normalmente se encontra uma vegetação característica, o mangue, que as tornam altamente produtivas, porém estão sob grande impacto devido às atividades que se desenvolvem ao longo do curso dos rios, bem como no seu entorno (COSTA; ALCANTARA-FILHO, 1987; ODUM, 1988; SHAEFFER-NOVELLI, 1995).

Quanto aos ecossistemas lênticos, como os açudes e as lagoas localizadas no perímetro urbano ou mesmo aqueles das regiões serranas do Estado, também estão sujeitos a pressão ambiental das atividades realizadas no seu entorno ou dentro do próprio ecossistema.

Muitos desses ambientes estão inseridos em Área de Preservação Ambiental (APA) e mesmo assim os impactos também ocorrem, já que eles são detentores de grande beleza cênica e de alto valor econômico e ecológico, favorecendo atividades ligadas à pesca, à aquicultura, ao turismo e à prática de esportes náuticos, além das caminhadas ecológicas.

Devido a sua própria natureza, esses ecossistemas são frágeis e se o equilíbrio ecológico for comprometido, os impactos podem ser sérios, já que a variação sazonal é acentuada na região, afetando os parâmetros físico-químicos e, conseqüentemente, a estrutura da comunidade fitoplanctônica, principalmente as cianofíceas, os principais bioindicadores, o que torna de vital importância todo trabalho que vise à preservação desses ecossistemas.

Assim, o presente trabalho analisa a estrutura da comunidade fitoplanctônica e a qualidade da água, em ecossistemas aquáticos do Estado do Ceará, verificando a variação nos parâmetros de temperatura e transparência da água, salinidade, pH, sílica, fosfato, nitrito, amônia, O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> dissolvidos, bem como analisa a sazonalidade do fitoplâncton, a diversidade, riqueza e equitabilidade das espécies, a correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos, e a presença das cianofíceas e outros bioindicadores fitoplanctônicos de águas eutrofizadas e/ou poluídas e sua abundância com os diferentes níveis de eutrofização.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Comunidade fitoplanctônica e Cyanophyceae

O termo plâncton foi introduzido na terminologia limnológica pelo alemão Viktor Hensen, em 1887, para designar todos os organismos vivos, bem como materiais inorgânicos finamente divididos (particulados), que flutuam na água ao sabor das correntes e de outros movimentos (ESTEVEES, 1998).

Das diversas comunidades do ecossistema aquático, a fitoplanctônica, composta pelas microalgas, é uma das mais importantes, por ser o primeiro elo da teia alimentar, a maior produtora de oxigênio, reciclar o dióxido de carbono e a amônia e sintetizar a matéria orgânica através da radiação solar, mantendo sua biomassa em equilíbrio quando há nutrientes adequados e suficientes (BICUDO; BICUDO, 1970; ESTEVES, 1998; SIPAÚBA-TAVARES; ROCHA, 2001).

Barsanti e Gualtieri (2006) agruparam os membros procarióticos da comunidade fitoplanctônica em duas divisões: Cyanophyta e Prochlorophyta, enquanto que os membros eucarióticos foram agrupados em nove divisões: Glaucophyta, Rhodophyta, Heterokontophyta, Haptophyta, Cryptophyta, Dinophyta, Euglenophyta, Chlorarachniophyta e Chlorophyta.

Abalde *et al.* (1995) e Chisti (2004) citados por Derner *et al.* (2006) referem que as características morfológicas e estruturais dos representantes dessas divisões são bem distintas. No entanto, as microalgas são fisiologicamente similares e apresentam um metabolismo análogo ao das plantas, podendo ser encontradas nos diversos ecossistemas e ser consideradas responsáveis por pelo menos 60% da produtividade primária do Planeta.

A composição de qualquer comunidade ecológica sofre constantes mudanças devido à produção de novos organismos, crescimento de novos indivíduos e transformações de um estágio de vida para outro, morte, movimentos locais e migrações. Espécies oportunistas com altas taxas de aumento populacional são favorecidas em ambientes que mudam rapidamente, enquanto outras espécies usam estratégias que são adaptativas em condições mais estáveis (ALLAN, 1976; HARDY, 1979).

As cianofíceas têm se destacado na comunidade fitoplanctônica nos últimos anos, pelo florescimento constante nos reservatórios, causando sérios problemas ao abastecimento de água (REVIERS, 2006; SANT'ANNA *et al.*, 2006).

A origem das cianofíceas foi estimada em cerca de 3,5 bilhões de anos, tendo sido, provavelmente, os primeiros organismos fotossintetizantes com clorofila *a*, que surgiram na Terra. Existem evidências fósseis datados do Pré-Cambriano, os estromatólitos que são formações calcárias dispostas em camadas, nos quais se encontram as algas azuis. Possivelmente, foram as responsáveis pelo acúmulo de oxigênio na atmosfera primitiva, possibilitando o aparecimento da camada de ozônio (O<sub>3</sub>), que retém parte da radiação ultravioleta, permitindo assim a evolução de organismos mais sensíveis a esta radiação na superfície do Planeta (AZEVEDO; VASCONCELOS, 2006; BOLD; WYNNE, 1985; KONING, 1994; LEMBI; WAALAND, 1990).

As espécies cianofíticas podem ser unicelulares, coloniais e filamentosas, a maioria é aquática de água doce, sobrevivendo em temperaturas de até 74°C em fontes termais (ex. *Synechococcus lividus*) ou em temperaturas muito baixas, como de lagos antárticos, onde podem ocorrer sob a calota de gelo. As formas marinhas resistem às altas salinidades, ou a períodos de dessecação, como as cianofíceas que habitam o supralitoral. Em ambientes anóxicos, algumas cianofíceas podem usar o H<sub>2</sub>S como doador de elétrons, de modo semelhante ao que ocorre em bactérias fotossintetizantes, o que lhes confere a habilidade de fotossintetizar sob condições aeróbicas ou anaeróbicas. Também é capaz de fixar o nitrogênio atmosférico e se adaptar aos diferentes comprimentos de ondas, ou seja, adaptação cromática, podendo ocorrer em toda a coluna d'água e no fundo dos ecossistemas aquáticos (BOLD; WYNNE, 1985; LEMBI; WAALAND, 1990; REVIERS, 2006; SANT'ANNA *et al.*, 2006).

Segundo Reviers (2006), análises de sequências gênicas mostraram que as cianofíceas estão filogeneticamente correlacionadas com as bactérias púrpuras e as Gram-positivas.

Stanier (1977), Geitler (1979) e Golubic (1979) citados por Bold e Wynne (1985) consideram as cianofíceas como bactérias, cianobactérias, devido a sua organização celular e bioquímica.

No entanto, Barsanti e Gualtieri (2006), Bold e Wynne (1985) e Van Den Hoek, Mann e Jahns (1995) as colocam na Divisão Cyanophyta, Classe Cyanophyceae, já que apresentam clorofila *a*, fotossistemas I e II, liberam o oxigênio livre como produto final da fotossíntese, além de apresentar grande complexidade morfológica e serem as únicas a

possuírem ficobilissomos, com os pigmentos acessórios ficoeritrina, ficocianina e aloficocianina, bem como a ausência de flagelo, diferente do que ocorre nas bactérias.

Sant'Anna *et al.* (2006) salientam que, a princípio, todas as cianofíceas são potencialmente tóxicas, produzindo endotoxinas, cuja ação farmacológica as caracterizam como hepatotoxinas, neurotoxinas e dermatotoxinas.

De acordo com Calijuri, Alves e Santos (2006), Reis (2001) e Sivonen e Jones (1999), as toxinas produzidas podem constituir um mecanismo defensivo contra o zooplâncton e outros herbívoros. Quando liberadas na água, devido à morte das células por processos naturais, estas substâncias tóxicas são libertadas e seus efeitos podem ser bastante severos, complicando os sistemas de abastecimento, pois as toxinas são resistentes aos métodos convencionais de tratamento de água.

Concentração de toxinas de 1,5 µg/L em uma pessoa de 60 kg, que beba 2 litros de água por dia, provoca uma intoxicação aguda, enquanto que a ingestão contínua de água, com concentração de 0,84 µg/L provoca uma intoxicação crônica. Nas intoxicações por contato, durante a prática de esportes aquáticos ou acidentalmente, atuam as toxinas irritantes do grupo dos lipopolissacarídeos, produzidas pelos gêneros *Anabaena*, *Microcystis* e *Aphanizomenon*, cujos principais sintomas incluem a vermelhidão da pele, a irritação ocular, conjuntivite, urticária, obstrução nasal, asma e lesões do tipo eritematoso papulovesicular, podendo provocar queimaduras na pele (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006; PEREIRA; PEQUITO; COSTA, 1999; SANT'ANNA *et al.*, 2006).

Algumas cianofíceas marinhas também produzem alcalóides (lyngbyatoxinas, aplysiatoxinas) que são dermatotoxinas, que estão associadas com problemas de gastroenterites e sintomas mais gerais, como febre (SIVONEN; JONES, 1999).

Águas com florescimento de cianofíceas podem provocar sérias complicações para a saúde humana, inclusive ocasionar a morte (AZEVEDO; VASCONCELOS, 2006; PEREIRA; PEQUITO; COSTA, 1999; SANT'ANNA *et al.*, 2006; WILLIAMS *et al.*, 2007).

O florescimento prejudica também o ambiente aquático, devido à redução dos teores de O<sub>2</sub> dissolvido, alteração das características sensoriais da água e de animais aquáticos (quantidades acima de 10<sup>3</sup> células/mL), ou ainda, pela produção de cianotoxinas, provocando intoxicações em peixes, zooplâncton e macroinvertebrados, levando a uma perda da qualidade da água, uma vez que os compostos nitrogenados e fosfatados aumentam, como consequência da decomposição da matéria orgânica (PEREIRA; PEQUITO; COSTA, 1999; REIS, 2001; SANT'ANNA *et al.*, 2006; YUNES, 2002, 2009).

Outra consequência do aumento da biomassa de algas é a diminuição da capacidade de autopurificação do sistema, ou seja, o poder de reciclar a matéria orgânica diminui, levando à acumulação de detritos e sedimentos (CRUZ; BRAZ, 2000).

Sipaúba-Tavares (1995) cita que o controle das florações pode ser feito biologicamente pela criação de peixes fitoplanctófagos e/ou introdução de macrófitas para atuarem como competidores, e quimicamente, usando o sulfato de cobre.

Sivonen e Jones (1999) salientam, entretanto, que o tratamento com sulfato de cobre pode lançar todas as toxinas na água e acarretar consequências gravíssimas ao ecossistema.

Cruz e Braz (2000) recomendam a biomanipulação para controle da eutrofização, seja pela manipulação dos organismos que vivem nos corpos de água, dos seus habitats, seja pela utilização das suas relações tróficas para reduzir a biomassa de algas. Para tanto, deve-se alterar a base da cadeia alimentar, limitando os nutrientes pelo controle da entrada de compostos fosfatados, ou alterar uma camada superior da teia alimentar, ao nível dos consumidores que favoreça o aumento da densidade zooplanctônica.

A Portaria nº 518/GM, de 25 de março de 2004 (Capítulo V, Art. 19, § 2º) proíbe o uso de algicidas para o controle do crescimento de cianofíceas, principalmente quando a densidade for superior a 20.000 células/mL (BRASIL, 2004).

Perschbacher, Ludwig e Slaton (2002) comprovaram que o uso de herbicidas a base de propanil, muito comum na rizicultura, não apresenta efeito tóxico sobre o pescado e reduz significativamente a produção primária no manancial aquático.

Em experimento realizado com diuron, um herbicida a base de ureia, Perschbacher e Ludwig (2004) verificaram que ele pode ser utilizado no controle de florações algais sem maiores prejuízos à biota aquática, desde que haja um sistema de aeração artificial eficiente para manter os níveis adequados de O<sub>2</sub> dissolvido.

Shukla e Rai (2007) verificaram que o potássio pode regular os florescimentos de *Microcystis*, inibindo a tomada dos principais nutrientes e suas enzimas de assimilação, o que o torna de grande potencial para o controle ecologicamente correto.

Chorus e Bartram (1999) publicaram um guia de monitoramento e manejo, visando à prevenção de contaminações causadas por cianofíceas na água, em virtude das suas florações, já que os casos de envenenamento humano e de outros animais, atribuídos a sua toxicidade são cada vez mais frequentes.



No Brasil, o Ministério da Saúde lançou em 2003 uma publicação visando preencher uma lacuna sobre os diferentes aspectos que envolvem causas e consequências da ocorrência de cianofíceas nos reservatórios de abastecimento, além de fornecer informações para dar suporte às tomadas de decisões pelos profissionais dos setores de saúde e de saneamento (BRASIL, 2003).

Dos estudos envolvendo as florações de cianofíceas destaca-se a elevada mortalidade de jacarés na Flórida/EUA, que embora já ocorresse há algum tempo, passou a ser reportada a partir de 1997, quando o problema se tornou mais grave, ocorrendo no local, florações de *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis* (PHLIPS, 2001; ROSS, 2000).

Quanto a problemas causados aos seres humanos, Carmichael *et al.* (2001) relatam que na cidade de Caruaru/PE, Brasil, 76 pessoas morreram em 1996 depois de processo de hemodiálise, devido ao uso de água contaminada com hepatotoxinas provenientes de florações de cianofíceas.

Minillo *et al.* (2000) ao realizarem testes de toxicidade de cianotoxinas em náuplios de *Artemia* sp., mostraram que as florações de cianofíceas ocorridas no verão de 1998 na lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, apresentaram média e alta toxicidade, salientando os riscos do potencial tóxico dessas florações à biota e às populações humanas que utilizam as águas da lagoa para a pesca e lazer.

Ferreira *et al.* (2004) analisando a ocorrência de *Anabaena spiroides* na lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, verificaram uma abundância de 16.250 filamentos por litro, salientando que a baixa salinidade e as altas temperaturas foram os principais fatores associados a sua ocorrência, e que, embora não tenha ocorrido floração nociva no local, havia risco à recreação e ao abastecimento público. Durante o período de estudo os autores registraram florações de *Microcystis*.

Costa *et al.* (2006) relataram a presença de microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas, no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, Rio Grande do Norte, bem como, florescimentos tóxicos mistos de *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Microcystis* spp. (*M. panniformis*, *M. protocystis*, *M. novacekii*) e *Aphanizomenon* ssp. (*Aphanizomenon gracile*, *A. cf. manguinii*, *A. cf. issastschenkoii*), as quais foram persistentes e representaram 90-100% da comunidade fitoplanctônica nas estações chuvosa e seca de 2000.

Os estudos de biodiversidade de cianofíceas planctônicas iniciaram-se em 1997, com intenso esquema de coletas em diferentes corpos d'água do Estado de São Paulo, devido aos problemas de eutrofização e frequentes florações. As coletas das amostras foram concentradas em reservatórios da região do Alto Tietê que fornecem água para milhões de

peessoas. Foram identificadas 26 espécies, pertencentes à família Chroococcaceae, salientando que os gêneros *Bacularia* e *Coelosphaeriopsis* foram referenciados pela primeira vez no Brasil (SANT'ANNA *et al.*, 2004).

Marques (2006) ao analisar a estrutura temporal e espacial da comunidade fitoplanctônica na represa da Usina Hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães, no médio Tocantins/TO, verificou a influência da variação sazonal sobre a comunidade e constatou a predominância das cianofíceas, salientando que o reservatório estava sujeito a suas florações, com possíveis riscos à saúde pública.

Chellappa, Câmara e Rocha (2009) analisaram a comunidade fitoplanctônica e a qualidade da água no açude Armando Ribeiro Gonçalves e no canal do Pataxó, Rio Grande do Norte, e verificaram, também, que a variação sazonal constituiu o fator mais importante para as modificações que ocorreram nessa comunidade, com dominância por cianofíceas nas estações chuvosa (*Microcystis aeruginosa*) e seca (*Planktothrix* sp.).

Zagatto e Bertoletti (2006) citam que as florações de microalgas nos reservatórios utilizados para abastecimento público são cada vez mais frequentes, O aumento significativo observado nas últimas décadas está associado principalmente ao excesso de nutrientes nas águas ou eutrofização.

Seguramente a eutrofização é o processo mais importante que afeta os lagos e reservatórios em todo o mundo resultando na quebra do equilíbrio ecológico, verificando-se a produção de matéria orgânica em nível superior ao que o sistema é capaz de decompor, fazendo com que ocorram mudanças radicais na dinâmica de todo o ecossistema lacustre (IIE, 2001).

## **2.2 Eutrofização e Qualidade da água**

Os estudos sobre eutrofização tiveram início no Século XX, com destaque para o trabalho de Naumann, o primeiro pesquisador a utilizar o termo eutrófico e oligotrófico na classificação da qualidade da água de lagos, considerando a concentração de nutrientes, principalmente fósforo, nitrogênio e cálcio, bem como a abundância das microalgas. Por outro lado, na mesma época, Thienemann usou bioindicadores para caracterizar o estado trófico de lagos alpinos e subalpinos (HOLMES, 2000).

Por eutrofização, do grego "eu", bom, verdadeiro e "trophein" nutrir, portanto, "bem nutrido", denomina-se o fenômeno natural causado pelo aumento de nutrientes

essenciais para o fitoplâncton e plantas aquáticas superiores, principalmente compostos nitrogenados, fosfatados, potássio, carbono e ferro. Porém, as diversas atividades humanas podem acelerar este processo, denominado eutrofização artificial, cultural, acelerada ou antrópica, normalmente causada pela descarga de efluentes agrícolas, urbanos ou industriais em um ambiente aquático mais ou menos fechado (BOYD, 1990; CARVALHO, 2004; CRUZ; BRAZ, 2000; ESTEVES, 1998; HOLMES, 2000).

Os efeitos negativos da eutrofização artificial incluem o florescimento de cianofíceas e outras microalgas, aumento na densidade das macrófitas, principalmente as flutuantes, concentração de matéria orgânica, redução da transparência da água e diminuição na biodiversidade aquática. Esses são altamente visíveis e podem interferir com usos, estética e qualidade da água, com efeitos nocivos para o ecossistema aquático e a saúde humana (CRUZ; BRAZ, 2000; HOLMES, 2000; SILVA, 2005).

De acordo com Holmes (2000), as doenças tropicais podem aumentar devido à eutrofização, como a malária, já que o mosquito vetor se reproduz nestas águas.

O florescimento algal causa problemas de sabor e odor da água de consumo. Ecologicamente, pode provocar a anoxia no hipolímnio, devido à decomposição das algas, causando a mortalidade de peixes, bem como uma troca rápida na composição das espécies (CRUZ; BRAZ, 2000; HOLMES, 2000).

Por meio dos parâmetros físico-químicos pode-se verificar a evolução dos processos de eutrofização artificial nos ecossistemas aquáticos. As modificações que ocorrem na transparência da água, nas concentrações de O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> dissolvidos e de nutrientes inorgânicos e, principalmente, nos compostos nitrogenados, fosfatados e silicatos, estão associadas ao fluxo de drenagem terrestre, às atividades biológicas, aos movimentos sazonais da água através da circulação local e à influência dos ventos, influenciando na composição, dispersão, sobrevivência e desenvolvimento do plâncton (TUNDISI, 1970).

Boyd (1990) cita que parâmetros como temperatura, transparência, pH, condutividade elétrica, O<sub>2</sub> dissolvido e, principalmente, os teores dos compostos fosfatados e nitrogenados, podem interferir na qualidade da água e, conseqüentemente, na dinâmica das populações aquáticas. Além desses, Kubitzka (2000) destaca ainda a alcalinidade e a dureza total.

Para Rodgher *et al.* (2005) e Sipaúba-Tavares (1995), o O<sub>2</sub> dissolvido é o composto mais importante para os organismos aquáticos, uma vez que desempenha um importante papel na oxidação dos nutrientes que liberam energia necessária para a manutenção da vida aquática. A quantidade disponível aos animais funciona como fator

limitante para sua distribuição e sobrevivência. Por outro lado, a depleção pode acarretar aumento da toxicidade de diversos compostos, como amônia, metano e gás sulfídrico. Em águas de ambientes naturais, a concentração do O<sub>2</sub> dissolvido está constantemente mudando devido aos processos biológicos, físicos e químicos.

Kubitza (2000) e Schmittou [1999] citam que quanto maior a eutrofização, maior será a densidade do fitoplâncton. Porém, pode atingir uma biomassa crítica, entrar em senescência e morte súbita (*die-offs*) parcial ou total, provocando uma redução no processo fotossintético. Com a rápida decomposição da biomassa fitoplanctônica, ocorre uma queda acentuada nos teores de O<sub>2</sub> dissolvido, redução no pH, aumento nos teores de CO<sub>2</sub> dissolvido, nitrito, amônia etc., comprometendo totalmente a qualidade da água.

Níveis críticos de O<sub>2</sub> dissolvido no período noturno podem ser observados, principalmente quando há excesso da biomassa fitoplanctônica, causando a mortandade de organismos e prejudicando a transparência da água (BOYD, 1979, 1990).

Em um estado mais avançado de eutrofização ocorre uma redução na concentração de oxigênio, devido à diminuição da profundidade de compensação, ou seja, aquela em que o consumo de oxigênio se iguala a sua produção em virtude do acúmulo de sedimento. Como consequência as espécies que não conseguem tolerar baixas concentrações de oxigênio tendem a desaparecer, havendo uma redução da biodiversidade (CRUZ; BRAZ, 2000).

Para Poli *et al.* (2004), os compostos nitrogenados e fosfatados e o carbono são os constituintes elementares na dinâmica de um ecossistema aquático.

Holmes (2000) cita que fósforo, nitrogênio e carbono são os três elementos importantes para o crescimento das plantas. A relação P:N:C nos seus tecidos, em unidade básica de peso é de 1:7:40 para 100 unidades de peso seco ou para 500 unidades de peso fresco. Assim, teoricamente, o fósforo pode gerar 500 vezes, seu peso em algas, o nitrogênio pode gerar 71 vezes seu peso (500/7) e o carbono 12 vezes o seu peso (500/40). Os efeitos ampliados do fósforo e nitrogênio no crescimento das plantas são conhecidos e por séculos usados em viveiros para ativar o crescimento das algas, que resulta na transferência de energia para todos os níveis superiores da teia alimentar. O fósforo e o nitrogênio são mil vezes mais concentrados em efluentes de esgoto que em águas de lagos inalterados pelo homem.

Segundo Gillor *et al.* (2010), somente uma pequena fração (0,01 - 1,0%) do fósforo quimicamente determinado pode estar de fato biodisponível para as cianofíceas e, conseqüentemente, para a comunidade fitoplanctônica em geral. Já a quantidade de nitrogênio biodisponível é bem maior, pois constitui a maioria do grupo de nitrogênio dissolvido.

Azevedo e Vasconcelos (2006) consideram que o aumento da concentração de fósforo nos ambientes aquáticos principalmente na zona urbana é devido ao crescimento da agroindústria, por meio do uso extenso de fertilizantes para aumentar a biomassa de cultivos monoespecíficos, aliado à crescente taxa de urbanização com o aumento de descarga de esgotos sem nenhum tratamento prévio.

Bartram *et al.* (1999) citam que concentrações de fósforo total em torno de 0,100 mg/L são suficientes para induzir o florescimento de cianofíceas e, conseqüentemente, provocar mudanças quantitativas na fauna aquática.

De acordo com a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005, os valores toleráveis de fósforo variam de 0,075 mg/L, em ambiente lântico, a 0,150 mg/L, no lótico e tributários de ambientes intermediários, para águas doces, classe 3 - águas destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; para irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; para pesca amadora; para recreação de contato secundário e; para dessedentação de animais. Para águas salobras, classe 1 (águas destinadas à recreação de contato primário, proteção das comunidades aquáticas, aquicultura, pesca, abastecimento humano, após tratamento convencional ou avançado e à irrigação), o valor máximo é de 0,124 mg/L (BRASIL, 2005).

Dos compostos nitrogenados, a amônia é uma molécula de grande importância, devido a sua toxicidade para os organismos aquáticos. Essa toxidez está correlacionada com o pH e, por extensão, a temperatura e o O<sub>2</sub> dissolvido. Com o aumento do pH, a amônia total vai se convertendo à forma tóxica não ionizada (NH<sub>3</sub>). Em pH 7, menos de 1% da amônia encontra-se na forma não ionizada, em pH 8, de 5 a 9%, em pH 9, de 30 a 50% e em pH 10, de 80 a 90% (BOYD, 1990; ESTEVES, 1998).

Arana (2004), Poli *et al.* (2004) e Sipaúba-Tavares (1995) destacam como as principais fontes de amônia para os ambientes aquáticos: os produtos do metabolismo dos organismos vivos; os produtos da decomposição da matéria orgânica; a ação das bactérias desnitrificantes; e a ação redutora do gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S) ou do hidrogênio na forma atômica (H), os quais são poderosos agentes redutores e podem reduzir os nitratos em nitritos e estes em amônia.

Esteves (1998) cita que para a oxidação de 1,0 mg do íon amônio ocorre uma perda de 4,3 mg de oxigênio, o que contribui para sua depleção na água. Teores de amônia não ionizada superiores a 0,25 mg/L podem comprometer o desenvolvimento dos peixes, porém a concentração letal (DL<sub>50</sub>) é superior a 0,50 mg/L. Em ambientes naturais, tais valores

podem ocorrer se o pH e a temperatura forem maiores do que 9,0 e 26°C, respectivamente, além de baixos valores de potencial de oxirredução.

A amônia alcalina pode causar dilacerações nas brânquias, acidificar o sangue, prejudicar o sistema de osmorregulação dos peixes e reduzir a capacidade do sangue em transportar o oxigênio, ao mesmo tempo em que provoca um aumento no consumo de oxigênio pelos tecidos (ARANA, 2004; ESTEVES, 1998; SIPAÚBA-TAVARES, 1995).

O nitrito é considerado um dos compostos nitrogenados mais tóxicos para a maioria dos organismos aquáticos, principalmente na sua forma oxidada, pois ao atravessar as membranas celulares, o ferro da hemoglobina é oxidado do estado ferroso para o férrico, com formação de metahemoglobina, resultando em anemia funcional, chamada de metahemoglobinemia, incapacitando o transporte de oxigênio no organismo. Reações de nitrito com a hemocianina são pouco compreendidas, mas o nitrito pode ser tóxico para os crustáceos (BOYD, 1990; MESQUITA, 1998; VALENTI, 1990).

Schmittou [1999] cita que o nitrito é encontrado em elevadas concentrações notadamente em ambientes onde o nível de oxigênio é baixo, o que contribui para o estresse pela depleção de O<sub>2</sub> dissolvido, especialmente se a metahemoglobinemia estiver presente.

Para Boyd (1990) e Kubitzka (2000), águas de boa qualidade devem apresentar concentrações de nitrito inferiores a 0,30 mg/L, já que valores superiores passam a ser estressante para os organismos aquáticos, porém a sua toxidez dependerá, em grande parte, do pH da água e da concentração de cálcio e de cloretos.

Conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005, os valores máximos de amônia total (mg/L) em águas doces, classe 3 são: 13,3 para  $\text{pH} \leq 7,5$ ; de 5,6 para  $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$ ; de 2,2 para  $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$ ; e de 1,0 para  $\text{pH} > 8,5$ . Em ambientes salobros, classe 1, o teor não deve exceder a 0,40 mg/L. Já os teores de nitrito não devem ultrapassar a 1,0 mg/L, para águas doces, classe 3 e 0,07 mg/L para águas salobras, classe 1 (BRASIL, 2005).

Quanto ao carbono, seu ciclo engloba todos os aspectos limnológicos, desde a produção primária, passando pelas cadeias alimentares, até os fenômenos de sucessão biológica (ESTEVES, 1988). Finalmente é liberado para o reservatório como dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), por intermédio da atividade respiratória de plantas e animais, da produção de resíduos, da decomposição de matéria morta ou do processo de combustão (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Embora o dióxido de carbono seja 20 a 38 vezes mais solúvel na água que o oxigênio suas concentrações são usualmente menores na superfície da água, devido sua baixa concentração na atmosfera (0,3% do ar) e rápida absorção pelas algas e macrófitas, além de

sua dissolução ser regulada pelo carbono orgânico total dissolvido na água e pH (PORTZ *et al.*, 2005).

Segundo Sipaúba-Tavares (1995), o CO<sub>2</sub> dissolvido é essencial para o metabolismo das algas e outros organismos vegetais fotossintetizantes, interferindo diretamente na variação do pH. Em geral, a fotossíntese e a respiração comandam as concentrações de O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> dissolvidos na água, estando estes gases intimamente ligados à dinâmica do ecossistema aquático.

Portz *et al.* (2005) citam que a acumulação de CO<sub>2</sub> dissolvido é mais perigosa para os peixes do que a de amônia, recomendando uma concentração máxima entre 15 e 20 mg/L, principalmente em ambientes estagnados ou com baixa circulação da água.

Sipaúba-Tavares (1995) menciona que o pH exerce uma grande influência na distribuição dos organismos aquáticos, em que a acidificação pode diminuir a produção primária, limitar o crescimento das espécies zooplancônicas e causar o desaparecimento de diversas espécies de peixes. A respiração, fotossíntese, adubação, calagem e poluição são fatores que causam a mudança de pH na água.

Com a diminuição do pH ocorre uma redução do efeito tóxico da amônia que se converte para a forma ionizada, porém essa redução pode aumentar o efeito tóxico do nitrito, com a formação de ácido nítrico (VALENTI, 1990).

Grandes variações no pH podem provocar altas mortalidades em peixes, especialmente em espécies que apresentam maior dificuldade de estabelecer o equilíbrio osmótico nas brânquias, o que determina grandes dificuldades respiratórias (SIPAÚBA-TAVARES, 1995; VALENTI, 1990).

Diferentemente de outros elementos inorgânicos na água, a sílica não toma parte na composição do protoplasma dos animais e vegetais, mas é necessária para a formação das valvas das diatomáceas e das espículas dos espongiários. As diatomáceas podem consumir sílica em pequenas quantidades, podendo a absorção ocorrer tanto na presença quanto na ausência de luz (ESTEVES, 1988).

A concentração de sílica nos ambientes de águas naturais normalmente varia de 1 a 30 mg/L, porém não é incomum até 100 mg/L. Mais que isto é relativamente raro, embora teores acima de 1.000 mg/L sejam ocasionalmente encontrados nas águas salinas e estuarinas (BALLANCE, 1996).

Quanto à transparência da água, Maier (1978) cita que ela é essencialmente uma função da reflexão da luz a partir da superfície, sendo influenciada pelas características de absorção da água e pelos materiais particulados dissolvidos.

Segundo Esteves (1988), a utilização do disco de Secchi na determinação da transparência da água ocorre há décadas e possibilita avaliar a evolução da transparência, bem como aspectos biológicos, físicos e químicos e a eutrofização.

De acordo com Sipaúba-Tavares (1995, 1998), o plâncton (algas e microorganismos) é a maior fonte de turvação da água dos viveiros e, por meio da visibilidade do disco de Secchi, pode-se estimar a densidade planctônica.

Schmittou [1999] utiliza a transparência da água como critério de classificação do grau de eutrofização da água, considerando águas eutróficas aquelas com transparência inferior a 80 cm, como mesotróficas entre 80 e 200 cm e oligotróficas superior a 200 cm.

Lamparelli (2004) sugeriu a seguinte classificação para os estados tróficos, com base na transparência da água (S), medida em metros: ultraoligotrófico ( $S \geq 2,4$ ), oligotrófico ( $1,7 \leq S < 2,4$ ), mesotrófico ( $1,1 \leq S < 1,7$ ), eutrófico ( $0,8 \leq S < 1,1$ ), supereutrófico ( $0,6 \leq S < 0,8$ ) e hipereutrófico ( $S < 0,6$ ).

Segundo Portz *et al.* (2005), a temperatura, O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> dissolvidos, salinidade, pH, alcalinidade, dureza, amônia e nitrito são os parâmetros de qualidade da água mais comuns que afetam o estresse fisiológico. Assim, a manutenção da qualidade da água é importante para a saúde dos peixes e do nível de estresse, variando consideravelmente com as espécies, fase de vida e exposição prévia ao estresse.

Carvalho (2004) cita que várias atividades do homem moderno, como as agrícolas, industriais etc., podem produzir agentes eutrofizantes, como fosfato, amônia e nitrato, que estão diretamente relacionados com o processo fotossintético e participam da estrutura de muitas moléculas importantes para o metabolismo da célula vegetal, como a adenosina trifosfato (ATP) e as proteínas.

Chow-Fraser *et al.* (1998) ao analisarem, em longo prazo, as flutuações no nível da água e as mudanças na sua qualidade, sobre a comunidade biótica de Cootes Paradise Marsh, no lago Ontário no Canadá, verificaram que o fitoplâncton mudou de uma comunidade dominada por diversos *taxa* de algas verdes e diatomáceas, durante os anos quarenta, para uma comunidade menos diversificada e dominada por alguns *taxa* de algas verdes e azuis nos anos setenta. No final dos anos noventa, a comunidade ficou muito mais diversificada, incluindo muitos *taxa* de algas verdes, diatomáceas e crisofíceas; porém, devido à elevada turbidez da água, as algas tolerantes aos baixos níveis de luz (*Euglena* e *Criptomonas*) tornaram-se muito mais abundantes.

Uma redução significativa do processo de eutrofização nos Grandes Lagos foi observada por Holmes (2000), desde que medidas de controle da entrada de nutrientes,



principalmente dos compostos fosfatados, foram tomadas na década de 1970 pelos governos dos Estados Unidos e do Canadá.

Hwang, Kwun e Yoon (2003) verificaram que aproximadamente 90% dos reservatórios coreanos são relativamente pequenos ( $< 1.000.000 \text{ m}^3$ ) e rasos ( $< 10 \text{ m}$ ). Estas características combinadas com a idade avançada, o uso ativo da terra e várias fontes de poluição, estão causando um processo rápido de eutrofização na maioria dos reservatórios, com frequentes florescimentos de algas, como *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Cyclotella*, *Asterionella*, *Synedra*, *Stephanodiscus*, *Melosira* e *Uroglenopsis*, levando a deterioração dos ecossistemas.

Fathi e Flower (2005), ao analisarem a comunidade fitoplanctônica nas águas salinas do Lago Qarun, no Norte do Egito, observaram mudanças sazonais significativas dos parâmetros físico-químicos, além da presença de espécies fitoplanctônicas marinhas e estuarinas. As bacilariofíceas foram as mais abundantes, seguidas das clorofíceas e cianofíceas, destacando que o lago é fechado e abastecido pelas enchentes do Rio Nilo, e que as espécies identificadas indicaram uma tendência a eutrofização, porém as densidades foram relativamente baixas.

Cruz e Braz (2000) citam que a eutrofização é um fenômeno que afeta cada vez mais os corpos de água, e cujo controle não pode ser realizado com o único objetivo de restaurar os ecossistemas aquáticos já afetados, pelo contrário, é preciso preservar aqueles que ainda se encontram em boas condições.

### 2.2.1 Pesquisas sobre qualidade de água no Brasil

No Brasil, as primeiras pesquisas sobre a qualidade da água foram realizadas por Katzer, em 1897, observando os aspectos físicos e químicos da água do Rio Amazonas. O estudo foi considerado irrelevante, devido à predominância das pesquisas da época estar voltada para a taxonomia da fauna e flora, as quais eram realizadas por botânicos e zoologistas, sem levar em consideração os aspectos ambientais (OLIVEIRA, 2001).

Esteves (1998) cita que as primeiras investigações limnológicas abordando os fatores abióticos dos ecossistemas aquáticos foram realizadas na década de 1930, em açudes do Nordeste brasileiro.

Feitosa, Nascimento e Costa (1999), ao analisarem a distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica na Bacia do Pina/PE, verificaram um gradiente

crescente da biomassa da porção mais costeira para a mais interna do estuário, durante os períodos de maré. Na baixa-mar as concentrações de clorofila *a* estiveram bem mais elevadas, coincidindo com o maior aporte de nitrito, nitrato, fosfato e silicato, menor transparência e salinidade da água, nesta região do estuário.

Gurgel e Fernando (1999) avaliaram as características limnológicas da grande Bacia Hidrográfica do Nordeste e concluíram que suas águas são de ótima qualidade quanto aos aspectos físicos, químicos e biológicos, embora o potencial aquícola seja subaproveitado.

Nogueira (2000) verificou que a comunidade fitoplanctônica do reservatório do Jurumirim/SP é caracterizada por algas cianofíceas e diatomáceas, com padrões alternados de dominância no verão, outono, inverno e primavera, em que as principais espécies são: *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena circinalis*, *A. spiroides* (Cyanophyceae) e *Aulacoseira granulata* e *A. cf. italica* (Bacillariophyceae).

Figueredo e Giani (2001), analisando a variação sazonal da densidade fitoplanctônica, riqueza e diversidade de espécies na lagoa da Pampulha, Minas Gerais, observaram a grande influência climática nos estágios de sucessão das espécies, até o momento em que a estabilidade da coluna de água permitisse o domínio de *Microcystis*, uma espécie que periodicamente causa florescimento naquele reservatório. O índice de diversidade (H) apresentou valores altos e foi importante para demonstrar a instabilidade do sistema que a maior parte do ano não permite o domínio de uma única espécie.

Dellamano-Oliveira, Senna e Taniguchi (2003) observaram a influência sazonal sobre a dinâmica e a estrutura da comunidade fitoplanctônica da lagoa do Caçó, Maranhão, Brasil, verificando que as clorofíceas e as cianofíceas tiveram a maior contribuição nas estações chuvosa e seca, respectivamente. As variáveis limnológicas abióticas mostraram uma distribuição espacial homogênea em relação às duas estações analisadas

Fernandes e Lagos (2003) verificaram a dominância das cianofíceas na comunidade fitoplanctônica no reservatório do Iraí, Paraná. Os autores registraram florações frequentes de *Microcystis aeruginosa*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Anabaena solitaria*, com sucessão bem distinta, ou seja, o crescimento máximo ocorreu em períodos não coincidentes.

Koenig *et al.* (2003) constataram que após a construção do Porto de Suape/PE, a densidade fitoplanctônica diminuiu no estuário do Rio Ipojuca, devido a grande quantidade de material em suspensão, sendo a luz o fator limitante, já que havia elevadas concentrações de nutrientes.

Marques, Oliveira e Machado (2003) realizaram um estudo limnológico do Rio Piraquara, Paraná, verificando que os parâmetros físicos e químicos da água ( $O_2$  dissolvido, pH, ortofosfato, amônia, profundidade, silicato) demonstraram correlações entre a composição da água e as características fisiográficas da bacia, porém apresentando trechos de comportamento homogêneo, o que permitiu a divisão da bacia em três ambientes distintos.

Nogueira (2003), ao analisar a estrutura da comunidade fitoplanctônica em lagos marginais do Rio Turiaçu, Maranhão, verificou a grande influência dos pulsos de inundação sobre a comunidade. A classe Cyanophyceae foi a mais abundante seguida da Bacillariophyceae, embora a maior riqueza de espécies tenha sido de Chlorophyceae. Os lagos apresentaram estado eutrófico na estação seca e mesotrófico nos períodos de vazante, enchente e cheia.

Lacerda *et al.* (2004), analisando a variação nictemeral do fitoplâncton no Estuário do Rio Botafogo, Pernambuco, verificaram que as diatomáceas foram as mais frequentes, principalmente *Coscinodiscus centralis* e *Odontella regia*, nas estações chuvosa e seca, respectivamente. Este ecossistema é poluído, porém os efeitos são minimizados pela influência marinha.

Matsumura-Tundisi e Tundisi (2005) citam a grande influência dos gradientes ambientais como fatores seletivos em ecossistemas eutrofizados, ao analisar a riqueza planctônica do reservatório da Barra Bonita/SP. Ambos, fito e zooplâncton, apresentaram alta riqueza de espécies, com destaque para a abundância de clorofíceas e cianofíceas.

Salomoni *et al.* (2006) ao analisarem as concentrações de ortofosfato, amônia, nitrogênio orgânico total, coliformes fecais e a  $DBO_5$  (demanda bioquímica de oxigênio durante cinco dias de incubação), caracterizaram um gradiente de poluição ao longo do Rio Gravataí, Rio Grande do Sul, o que provocou mudanças significativas na abundância ou composição das espécies de diatomáceas. Elas foram definidas como bioindicadores e podem ser usadas para monitorar a qualidade de ambientes aquáticos em outros locais.

Fragoso-Júnior *et al.* (2007) apresentaram um modelo de precisão numérica para estimativa da dinâmica de biomassa do fitoplâncton, considerando os mecanismos de transporte no meio aquático, crescimento e perdas de sua biomassa. O modelo possui três módulos: (a) hidrodinâmico que trata dos fluxos quantitativos do meio, associado a um algoritmo de secagem/inundação; (b) de transporte que aborda os mecanismos de transporte das substâncias no meio e (c) biológico que engloba os mecanismos biológicos relacionados ao fitoplâncton.

Fonseca e Bicudo (2008) analisaram a dinâmica e estrutura do fitoplâncton na lagoa das Garças, um reservatório eutrofizado, localizada no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, verificando que a variação sazonal e vertical esteve relacionada a trocas nas características químicas da água, devido a uma estação chuvosa e morna e coluna d'água estratificada, alternando com uma estação seca e fria e coluna de água misturada. Houve dominância das cianofíceas durante o ano inteiro, com alternância entre espécies.

### 2.2.2 Pesquisas sobre qualidade de água no Estado do Ceará

Maier (1978) cita que a precipitação pluviométrica nos trópicos é a variável mais importante do clima para o ecossistema aquático, em virtude da sua grande influência na concentração dos compostos dissolvidos na água, na distribuição dos organismos e na entrada de nutrientes pela drenagem terrestre.

As altas temperaturas e as relativamente pequenas variações sazonais de temperatura e fotoperíodo são características predominantes das regiões tropicais, se comparadas as de regiões temperadas. Porém, a maioria das águas tropicais apresenta variações sazonais provocadas pelos ventos e flutuações das precipitações pluviométricas, que regularmente alagam extensas áreas, expandindo sazonalmente o ambiente aquático em uma escala raramente observada fora dos trópicos (LOWE-McCONNELL, 1999).

No Estado do Ceará o clima é do tipo 4bth Termoxeroquimênio Médio-Tropical Quente, de acordo com o sistema de Gaussen e, de acordo com Koppen é do tipo AW-Clima Tropical Chuvoso, quente e úmido, com chuva no período de verão/outono (SILVA, 1993).

#### 2.2.2.1 Ecossistemas lênticos e lóticos

Das pesquisas realizadas nos ecossistemas aquáticos do Estado do Ceará, destacam-se os estudos limnológicos de Bastos (1950), nos açudes Riachão e Amanari, abordando de forma sucinta os aspectos químicos desses reservatórios.

Fraga (1986) analisou a qualidade da água represada no açude Jaburu, localizado na Serra Grande, classificando as suas águas como poluídas, baseando-se nas análises dos parâmetros físico-químicos (pH, alcalinidade, dureza, cor, turbidez, O<sub>2</sub> dissolvido, nutrientes, transparência da água) e biológicos (coliformes fecais).

Ferreira (2007), analisando a diversidade zooplanctônica e bioindicadores de qualidade de água nos açudes Trici e Várzea do Boi, em Tauá, verificou que os parâmetros físico-químicos se encontravam dentro dos padrões de normalidade e que a comunidade zooplanctônica apresentava variação sazonal nos dois açudes.

Sales (2007), ao analisar as condições limnológicas do açude Arrojado Lisboa, Banabuiú, verificou a dominância absoluta do gênero *Oscillatoria* na comunidade fitoplanctônica e que a água do açude não possuía condições para uso nos cultivos intensivos e semi-intensivos de peixes, muito menos para o consumo humano.

Frizzo (2008) ressalta que os açudes e lagos cearenses constituem as principais fontes de abastecimento público no Estado, cujas águas refletem a composição das bacias dos rios que lhes dão origem, porém com variações intermediárias na composição em virtude da sazonalidade climática.

De acordo com a Secretaria de Desenvolvimento Urbano (CEARÁ, 1993), as principais fontes de poluição em Fortaleza são os esgotos domiciliares, industriais e hospitalares sem tratamento, a deposição de lixo nas margens das lagoas e/ou transporte por lixiviação das galerias de águas pluviais.

Klein (1986) ao analisar as águas do açude Santo Anastácio, em Fortaleza, verificou boas condições para a piscicultura, apesar de apresentar espécies bioindicadoras do fito e zooplâncton que comprometessem a qualidade da água. Quinze anos depois, Oliveira (2001) caracterizou esse açude como um ecossistema eutrófico, com tendência a hipereutrofização e com concentração maior de energia no nível trófico fitoplanctônico.

Para Sales (1993), a maioria das lagoas de Fortaleza desapareceu diante da voracidade do processo capitalista de produção do espaço urbano. Os alvos preferidos dos especuladores e incorporadores urbanos foram as lagoas intermitentes de menor porte. O autor cita que os períodos de estiagem facilitaram os aterros, permitindo que um grande número de reservatórios desaparecesse, sem deixar vestígio. No entanto, na estação chuvosa, sempre ocorrerá problemas inevitáveis de drenagem, causando prejuízos aos moradores destes locais, em virtude dos alagamentos.

De acordo com Vasconcelos (2000), a presença de lagoas com grande importância na vida da população em seu entorno é muito frequente em Fortaleza. Essas lagoas sofrem com o processo de degradação decorrente do crescimento urbano desordenado e da falta de infraestrutura de saneamento, pois uma enorme demanda de esgotos domiciliares, lixo, derivados de petróleo e outros efluentes poluidores são lançados nesses ambientes.

Estudos realizados por Augusto (2002), sobre a degradação da lagoa da Parangaba, em Fortaleza, constataram a presença elevada de coliformes totais (7.500 a 46.000 NMP/100 mL) e fecais (1.100 a 21.000 NMP/100 mL), indicando alto grau de poluição, impossibilitando o uso da lagoa para a balneabilidade. Em relação aos parâmetros físico-químicos, os dados encontravam-se dentro dos padrões de normalidade das coleções d'água naturais do Nordeste brasileiro, sem que houvesse prejuízo à comunidade aquática.

Análises microbiológicas das águas do açude do Campus do Itaperi, em Fortaleza, realizadas por Cajado (2002), constataram níveis elevados de coliformes totais e de *Escherichia coli*, indicando o alto grau de poluição por matéria orgânica. Nogueira *et al.* (2002) constataram a presença de espécies do fito e zooplâncton bioindicadoras de águas em estado de hipereutrofização e/ou poluídas, porém as análises físico-químicas da água mostraram condições ótimas para o cultivo de organismos aquáticos.

Leitão (2002), analisando a comunidade zooplancônica dos reservatórios Pacajus, Pacoti e Gavião, na Região Metropolitana de Fortaleza (RMF), verificou elevadas concentrações de fósforo, indicando que estes reservatórios apresentavam condições eutróficas a hipereutróficas de suas águas, havendo grande alteração nas características físico-químicas no final da estação chuvosa.

Chaves (2003), analisando os parâmetros físico-químicos da lagoa de Messejana, em Fortaleza, verificou que ela possuía características mesotróficas, porém inadequada para a maioria das atividades humanas, conforme a legislação ambiental em vigência.

De acordo com Albuquerque Sobrinho e Meireles (2004), foram feitas diversas denúncias sobre problemas existentes na lagoa da Maraponga, em Fortaleza, mas não foram implantadas medidas integradas, a partir de resultados de estudos multidisciplinares, e sim ações imediatistas.

Silva (2007), ao analisar as águas da lagoa da Maraponga e do açude do Campus do Itaperi, em Fortaleza, verificou que essas apresentavam condições de uso para diversos fins, exceto a potabilidade.

A Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos – FUNCEME (2002) realizou estudos na Bacia Hidrográfica do açude Favelas e verificou a qualidade da água superficial e subterrânea, com ênfase ao grau de salinização, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso e ocupação dos solos, além de aspectos geológicos, hidrológicos e meteorológicos.

### 2.2.2.2 Ecossistemas estuarinos

Um dos primeiros trabalhos em zona estuarina no Estado do Ceará foi o de Menezes e Menezes (1968), sobre a flora e fauna de águas estuarinas, em salinas e estuários de Fortaleza.

Moreira (1994) analisando a produção do fitoplâncton no estuário do Rio Cocó, constatou na maioria das suas amostras predominância das diatomáceas, que alternavam esta posição com as cianofíceas e as clorofíceas. O autor observou um nível de eutrofização bastante elevado.

Para o estuário do Rio Jaguaribe merecem destaque os trabalhos de Telles (1975) que estudou a composição das enterobactérias nas águas estuarinas; Fonsêca e Klein (1976) que estudaram a composição do plâncton; e Soares-Filho e Alcantara-Filho (2002) que estudaram as características hidrológicas.

Molisani, Cruz e Maia (2006) aplicaram um modelo matemático para estimar a descarga fluvial nos estuários dos rios Timonha, Remédios/Tapuio, Coreaú, Acaraú, Zumbi, Aracatimirim, Aracatiaçu, Mundaú e Curú, localizados no litoral oeste do Estado do Ceará; Malcozinhado, Choró, Pirangi e Jaguaribe localizados no litoral leste e nos estuários dos rios Ceará, Cocó e Pacoti, na RMF. O modelo se mostrou eficiente sendo considerado adequado para os estudos físicos estuarinos.

Pereira (2007) analisou a ocorrência sazonal de bioindicadores fitoplanctônicos de qualidade da água no estuário do rio Catu e constatou que as águas desse estuário se encontravam eutrofizadas.

D'Assumpção *et al.* (2008) analisaram a qualidade da água no estuário do Rio Pirangi e verificaram que apenas os valores de pH e O<sub>2</sub> dissolvido apresentaram-se alterados e em desacordo com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

Por outro lado, pouco ou nenhum trabalho foi realizado nos estuários dos rios Malcozinhado, Ceará, Cauípe e Mundaú, abordando aspectos relacionados à eutrofização de suas águas, com ênfase na qualidade da água e, principalmente, das suas comunidades planctônicas.

### 2.3 Proteção dos recursos aquáticos

A participação da comunidade é um fator de grande relevância para o monitoramento da qualidade da água e proteção dos ecossistemas aquáticos.

Países como os Estados Unidos, por meio da sua Agência de Proteção Ambiental (USEPA, 2002) e Austrália, com o programa *Waterwatch* (WATERWATCH, 2007) dão suporte a diversos movimentos participativos no monitoramento dos recursos hídricos. Monitores voluntários tomam consciência dos problemas da poluição, sendo treinados na sua prevenção, ajudam na limpeza de locais com problema, além de obterem informações sobre a qualidade da água.

No Brasil, a Embrapa Meio Ambiente desenvolve desde 1999, um programa que visa envolver a comunidade no monitoramento da qualidade da água, por meio do treinamento de agentes voluntários, despertando a importância da manutenção dos recursos hídricos disponíveis (HERMES *et al.*, 2004).

Por outro lado, vale destacar a atuação dos órgãos governamentais brasileiros na proteção do meio ambiente, ressaltando a Resolução CONAMA nº 001/1986, que dispõe sobre critérios básicos e as diretrizes gerais para o Relatório de Impacto Ambiental – RIMA, como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 1986).

A Resolução CONAMA nº 357/2005 dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. As águas doces, salobras e salinas do Território Nacional são classificadas, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, em treze classes de qualidade (BRASIL, 2005).

A Resolução CONAMA nº 359/2005 dispõe sobre a regulamentação do teor de fósforo em detergentes em pó para uso em todo o território nacional e dá outras providências (BRASIL, 2005).

No Estado do Ceará, o governo promulgou a Lei Estadual nº 13.497, de 06 de julho de 2004, a fim de estabelecer a Política Estadual de Desenvolvimento da Pesca e Aquicultura e o Sistema Estadual da Pesca e da Aquicultura – SEPAQ. Essa lei regula e fomenta as atividades da pesca e aquicultura desenvolvidas nas águas interiores e costeiras e estabelece as normas para implantação de projetos de aquicultura nos reservatórios do Estado, visando à exploração racional e preservação dos ecossistemas (CEARÁ, 2004).



### 3 MATERIAL E MÉTODOS

Para o desenvolvimento deste trabalho foram utilizados dados mensais de parâmetros físico-químicos e fitoplancctônicos coletados, em locais fixos, em treze ecossistemas do Estado do Ceará, nas estações chuvosa (janeiro a junho) e seca (julho a dezembro). Nas áreas estuarinas, as coletas foram realizadas sempre na maré baixa ou de vazante.

#### 3.1 Áreas de Estudo

##### 3.1.1 Estuário do Rio Cauípe

O estuário está inserido na Área de Proteção Ambiental (APA) do Lagamar do Cauípe, município de Caucaia, criada pelo Decreto nº 24.957, de 05 de junho de 1998, com 1.884,46 ha (CEARÁ, 1998). O local é cercado por dunas e de grande beleza cênica, favorecendo as atividades turísticas, pesqueiras e de esportes náuticos (Figura 1), principalmente na lagoa do Cauípe (03°35'26,37"S e 038°46'57,24"W), local onde foram realizadas as coletas na estação seca de 2004 e chuvosa de 2005.



Figura 1 – Lagoa do Cauípe, Caucaia (Ceará, Brasil).

### 3.1.2 Estuário do Rio Mundaú

O Rio Mundaú nasce na parte meridional da Serra de Uruburetama. É um rio litorâneo com um curso de 160 km, e sua sub-bacia possui uma área aproximada de 2.315 km<sup>2</sup> (MACEDO, 1981).

Pelo Decreto nº 24.414, de 29 de março de 1999, foi criada a APA do estuário do Rio Mundaú, com 1.596,37 ha, na divisa dos municípios de Trairi e Itapipoca (CEARÁ, 1999). No local (03°11'04"S e 039°23'38"W) foram realizadas coletas nas estações chuvosa e seca de 2005 (Figura 3).



Figura 2 – Estuário do Rio Mundaú, Trairi (Ceará, Brasil).  
Fonte: Google (2008).

Várias atividades são desenvolvidas no estuário do Rio Mundaú, destacando-se a pesca artesanal, fonte econômica muito importante para a população local, as atividades turísticas, que exploram as dunas e a bela paisagem estuarina ao longo do curso principal do rio, além da carcinicultura.

Devido a essas atividades, os impactos sobre o ecossistema são inevitáveis, principalmente aquelas que comprometem a qualidade da água, como as descargas provenientes dos esgotos domésticos locais e da aquicultura, realizadas muitas vezes, diretamente no rio (Figura 3).



Figura 3 – Drenagem de viveiro diretamente no Rio Mundaú.

### 3.1.3 Estuário do Rio Ceará

Pompeu Sobrinho (1962) cita que o Rio Ceará é formado pela junção dos riachos Bom Princípio e Jandaíra, praticamente nas quebradas da Serra de Baturité. A bacia hidrográfica abrange uma área de aproximadamente 900 km<sup>2</sup>, recebendo ao longo do seu curso vários afluentes, com destaque para o Rio Maranguapinho.

Pelo Decreto nº 25.413, de 29 de março de 1999, a área estuarina foi considerada como uma APA, com aproximadamente 500 ha, estando localizada na divisa dos municípios de Fortaleza e Caucaia (CEARÁ, 1999). Nesta região (03°41'55,27"S e 038°35'18,10"W) foram realizadas coletas nas estações chuvosa e seca de 2005 (Figura 4).

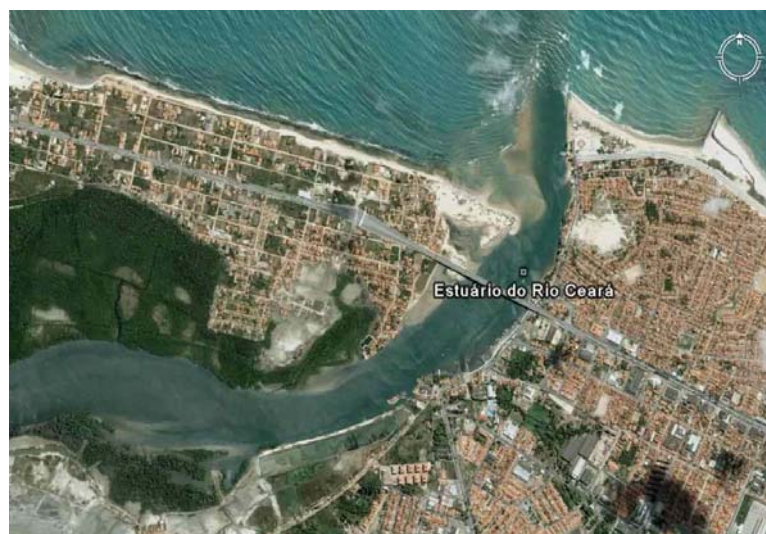


Figura 4 – Estuário do Rio Ceará, Fortaleza (Ceará, Brasil).  
Fonte: Google (2008).

### 3.1.4 Estuário do Rio Malcozinhado

A área estuarina do Rio Malcozinhado vem passando por um processo contínuo de modificações ambientais ao longo dos últimos anos, devido ao acúmulo das atividades humanas na região, seja pela urbanização e exploração turística, seja pela construção da barragem, inaugurada em 2003, que limitou a quantidade de água doce para o estuário, interferindo em sua dinâmica.

O estuário está localizado no município de Cascavel, distante 64 km de Fortaleza, sendo realizadas coletas ( $04^{\circ}03'52''S$  e  $038^{\circ}11'16''W$ ) nas estações chuvosa e seca de 2005 (Figura 5).



Figura 5 – Estuários do Rio Malcozinhado, Cascavel (Ceará, Brasil).  
Fonte: Google (2008).

### 3.1.5 Lagoa de Jijoca

A APA da lagoa de Jijoca (Figura 6) foi criada pelo Decreto nº 25.975, de 10 de agosto de 2000, estando localizada entre os municípios de Cruz e Jijoca de Jericoacoara, a 290 km de Fortaleza, ocupando 3.995,61 ha (CEARÁ, 2000). Na lagoa ( $02^{\circ}50'26''S$  e  $040^{\circ}27'16''W$ ), as coletas foram realizadas na estação seca de 2004 e chuvosa de 2005.



Figura 6 – Lagoa de Jijoca, Jijoca de Jericoacoara (Ceará, Brasil).  
Fonte: Google (2008).

A lagoa é o resultado da migração de dunas móveis da planície costeira que barrou os Córregos do Paraguai e do Mourão (CEARÁ, 2000).

Detentora de grande beleza cênica e propícia para a prática de esportes náuticos, além de caminhadas ecológicas pelas dunas (Figura 7), a APA da lagoa de Jijoca possui um intenso fluxo turístico anual, o que poderá gerar impactos ao meio ambiente, caso não seja muito bem administrada.



Figura 7 – Vista panorâmica da lagoa de Jijoca.

### 3.1.6 Lagoa do Pecém

Criada pelo Decreto nº 24.957, de 05 de junho de 1998, a APA do Pecém é parte componente do Município de São Gonçalo do Amarante e possui uma área de 122,79 ha (CEARÁ, 1998).

A lagoa do Pecém está inserida na APA, sendo a principal fonte de água potável para a população da cidade do Pecém e onde foram realizadas as coletas ( $03^{\circ}33'21''\text{S}$  e  $038^{\circ}49'27''\text{W}$ ), durante a estação seca de 2004 e chuvosa de 2005 (Figura 8).



Figura 8 – Lagoa do Pecém, Pecém (Ceará, Brasil).  
Fonte: Google (2008).

A pesca na lagoa e a sua utilização como área de lazer são atividades proibidas, estando toda área protegida por uma cerca de arame farpado (Figura 9).



Figura 9 – Vista panorâmica da lagoa do Pecém, Pecém (Ceará, Brasil).

### 3.1.7 Lagoa do Uruaú

Localizada no Município de Beberibe, a 85 km de Fortaleza, a APA da lagoa do Uruaú foi criada pelo Decreto Estadual nº 25.355, de 26 de janeiro de 1999, abrangendo 2.672,58 ha (CEARÁ, 1999). Na lagoa ( $04^{\circ}13'17,88''S$  e  $038^{\circ}054'15,48''W$ ), foram realizadas coletas nas estações chuvosa e seca de 2007 (Figura 10).



Figura 10 – Lagoa do Uruaú, Beberibe (Ceará, Brasil).  
Fonte: Google (2008).

Devido a sua grande beleza cênica, existe uma intensa atividade turística e de lazer na lagoa do Uruaú, bem como a especulação imobiliária, fatores estes que causam grande pressão sobre o frágil ecossistema da lagoa.

### 3.1.8 Lagoa da Maraponga

A lagoa da Maraponga está localizada na Bacia Metropolitana, no setor Sul da zona urbana de Fortaleza, sub-bacia do Rio Cocó, com profundidade máxima de 2,5 m e um espelho d'água de aproximadamente 185.000 m<sup>2</sup> (Figura 11). A lagoa constitui uma Unidade de Conservação, como Parque Ecológico, com área de 31 ha, conforme Decreto nº 21.349, de 03 de maio de 1991 do Governo do Estado do Ceará (CEARÁ, 1991).



Figura 11 – Lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil).  
Fonte: Google (2008).

Até o início de 2006, aproximadamente 95% do espelho d'água da lagoa da Maraponga estavam cobertos por aguapé, *Eichhornia crassipes* (Martius) Solms-Laubach, 1883 (Figura 12).



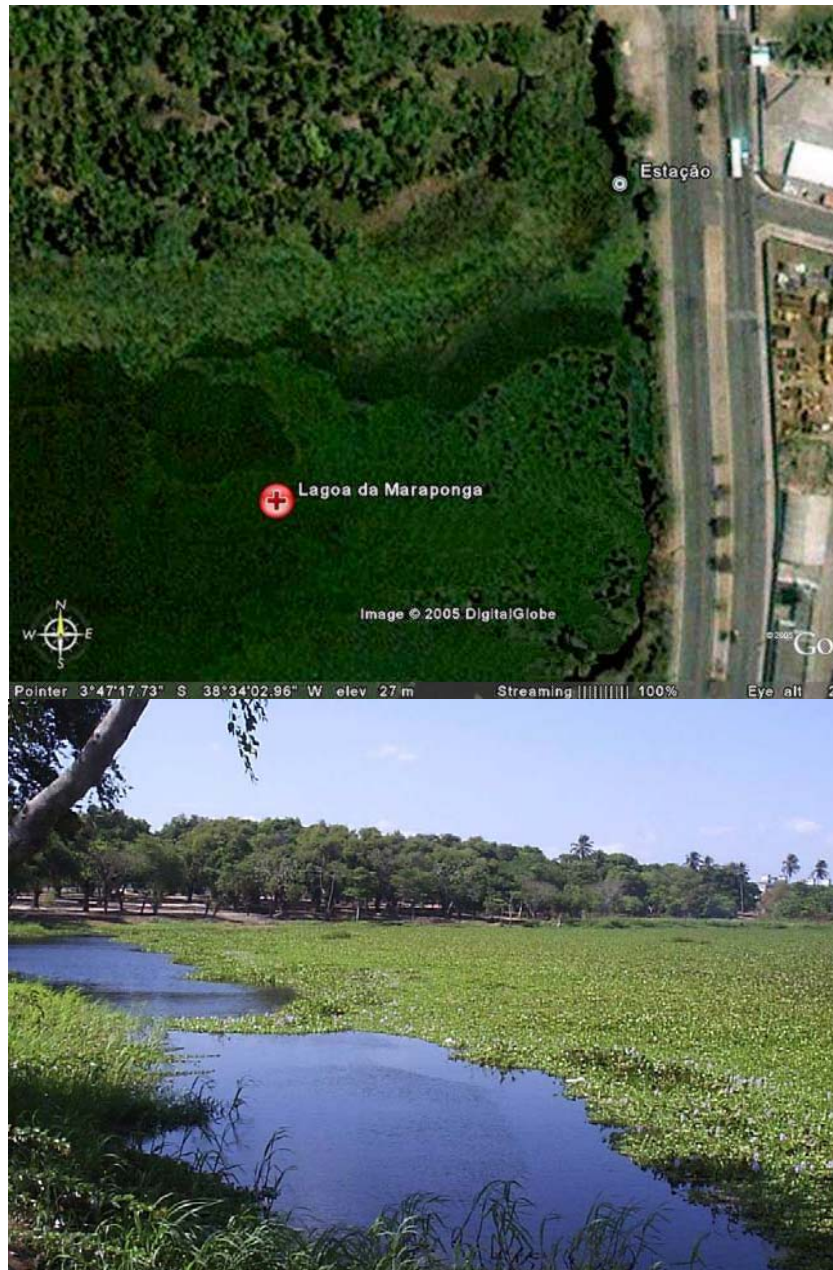


Figura 12 – Aspecto do espelho d’água da lagoa da Maraponga coberto por aguapé, *Eichhornia crassipes*, em 2005.  
Fonte: Google (2005), foto superior.

Após a reurbanização, em abril de 2006, os aguapés foram removidos e a manutenção na limpeza da lagoa passou a ser realizada a cada três meses, melhorando sensivelmente o aspecto paisagístico (Figura 13), e atraindo uma grande quantidade de pessoas nos finais de semana, as quais passaram a utilizar o local como um balneário, sem levar em consideração a qualidade de sua água.



Figura 13 – Lagoa da Maraponga, sem a presença de macrófitas, em 2007.

Não foi observada nenhuma entrada de riacho na lagoa, durante o período de estudo, porém sempre houve vazão de água e, devido à cobertura vegetal, a saída ( $03^{\circ}47'21''S$  e  $038^{\circ}34'08''W$ ) foi o local que apresentava as melhores condições para a coleta de dados durante 2005 (Figuras 11 e 12). Para padronização dos dados, o mesmo local de coleta foi mantido durante a estação seca de 2006 e chuvosa de 2007.

### 3.1.9 Bica do Ipu

Localizada no Município de Ipu, a 391 km de Fortaleza, a APA da bica do Ipu foi criada por meio do Decreto Estadual nº 25.354, de 26 de janeiro de 1999, compreendendo áreas de encostas, setores mais elevados da Serra da Ibiapaba e a nascente do Riacho Ipuçaba, abrangendo uma área de 3.484,66 ha (CEARÁ, 1999).

A grande beleza cênica de sua encosta com uma queda d'água de 180 m (Figura 14) torna a bica do Ipu uma área bastante visitada por moradores e turistas. Nesta área, também são praticados esportes radicais como o rapel, a tirolesa e escaladas das encostas, além de caminhadas ecológicas.



Figura 14 – Bica do Ipu, Ipu (Ceará, Brasil).

Por outro lado, a montante e a jusante da bica, várias outras atividades são desenvolvidas ao longo do curso do riacho (lavagem de roupa e utensílios domésticos, banho, dessedentação de animais, irrigação etc.), atividades que causam pressão sobre o frágil ecossistema, colocando-o em constante risco de desequilíbrio ecológico.

Na bica do Ipu (04°19'17,1"S e 040°42'39,44"W) foram realizadas coletas no Riacho Ipuçaba, a montante da bica, a 4,0 km de distância, bem como a jusante, logo após a queda d'água, durante a estação chuvosa e seca de 2007.

#### 3.1.10 Bica das Andréas

Criada pelo Decreto Estadual nº 24.959, de 05 de junho de 1998, a APA da Serra da Aratanha está localizada na RMF, envolvendo áreas dos municípios de Pacatuba, Maranguape e Guaiúba, ocupando uma área de 6.448,29 ha (CEARÁ, 1998). Remanescente da Mata Atlântica e encravada no ecossistema semiárido da caatinga, esta APA constitui um importante refúgio bioecológico e de grande beleza cênica, principalmente das serras que abrigam grande diversidade de animais e vegetais utilizados pela população local e por turistas. Esta intervenção descontrolada, além dos desmatamentos, queimadas, abertura de

trilhas ecológicas e retirada de plantas ornamentais poderá levar a sua degradação e destruição se não houver um controle adequado.

A APA dispõe de vários recursos hídricos com grande potencial turístico, com destaque para o balneário Bica das Andréas (03°59'7,10"S e 038°37'25,79"W), em Pacatuba, onde foram realizadas as coletas nas estações chuvosa e seca de 2007. O local possui um conjunto de cascatas e piscinas naturais (Figura 15), cujas fontes estão localizadas no cume da Serra da Aratanha.

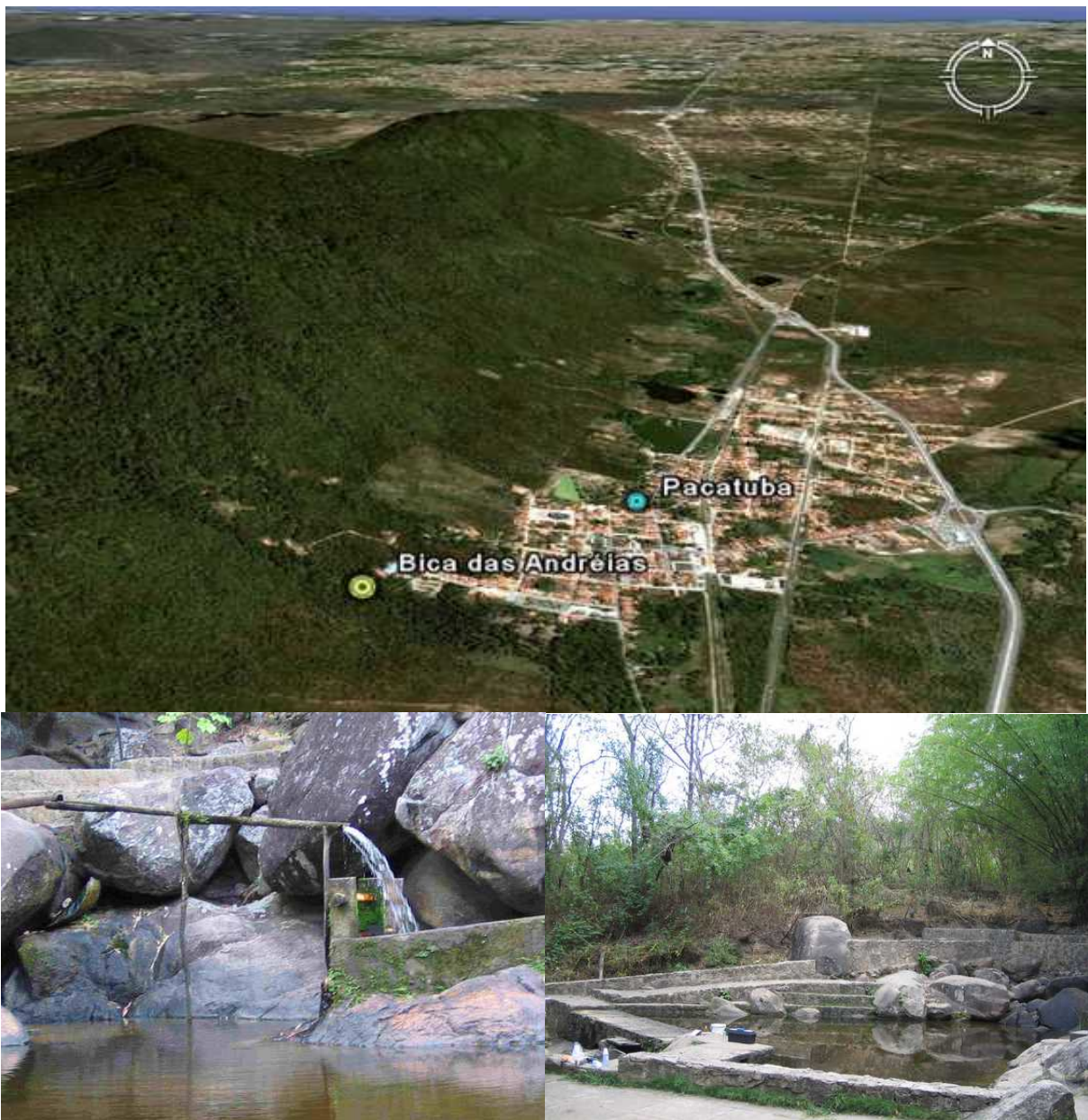


Figura 15 – Bica das Andréas, Pacatuba (Ceará, Brasil).

### 3.1.11 Açude Favelas

A região dos Inhamuns é uma das microrregiões que mais sofre com as estações secas no Estado do Ceará, tendo um dos menores índices pluviométricos. Nesta região está localizado o município de Tauá, fundado em 1929, a cerca de 360 km de Fortaleza, com uma população de aproximadamente 60.000 habitantes (IBGE, 2000).

Em Tauá, encontram-se os açudes Trici, Várzea do Boi, Horizonte e Favelas, utilizados para abastecer de água a sede do município e as comunidades adjacentes, bem como os projetos de irrigação e agropecuária.

O açude Favelas possui capacidade de 30,1 milhões de m<sup>3</sup>, está a 23 km da sede do município e constitui fonte hídrica para perenizar o riacho Favelas, irrigar as áreas aluvionares a jusante da barragem e reforçar a disponibilidade de água para o Projeto de Irrigação Várzea do Boi. A bacia hidrográfica do riacho Favelas no local da barragem possui uma área com 678 km<sup>2</sup> (ARAÚJO, 2003). No açude (05°58'48''S e 040°07'13''W), foram realizadas coletas nas estações chuvosa e seca de 2005 (Figura 16).



Figura 16 – Açude Favelas, Tauá (Ceará, Brasil).  
Fonte: Fonte: Google (2008).

### 3.1.12 Açude da Corte

O açude da Corte está inserido na APA da Serra da Aratanha, no município de Guaiúba, sendo abastecido por dois riachos que formam quedas d'água ao descerem a serra. Neste açude ( $04^{\circ}01'57,61''\text{S}$  e  $038^{\circ}38'38,38''\text{W}$ ), as coletas foram realizadas nas estações chuvosa e seca de 2007 (Figura 17).



Figura 17 – Açude da Corte, Guaiúba (Ceará, Brasil).  
Fonte: Google (2008), foto superior.

### 3.1.13 Açude do Campus do Itaperi

O açude do Campus do Itaperi (03°47'29"S e 038°33'10"W) foi construído pelo Departamento de Edificações Rodovias e Transportes (DERT), em 1999, para acumular um volume de 53.000 m<sup>3</sup>, que aumentou cerca de 20%, após a elevação da barragem e espelho d'água de 49.210 m<sup>2</sup>. O açude é abastecido pelas águas do córrego Alto da Coruja, provenientes da lagoa da Maraponga e da lagoa Seca, e tem por finalidade acumular água para irrigação, melhoria do microclima no Campus, além de servir como instrumento de ensino e pesquisa (PAIVA, 2008).

Durante o período de estudo o açude apresentou em torno de 30% do seu espelho d'água coberto por *E. crassipes* e *Pistia stratiotes*. No entanto, o açude apresenta condição de regime permanente, ou seja, sangra o ano todo. Assim, para uma análise comparativa, foram obtidos dados, tanto na entrada quanto na saída do reservatório, durante as estações chuvosa e seca de 2007 (Figura 18).



Figura 18 - Açude do Campus do Itaperi, Fortaleza (Ceará, Brasil).  
Fonte: Fonte: Google (2008).

## 3.2 Coleta de dados

Nos locais de coleta foram obtidos os dados de temperatura da água e do ar, com auxílio de um termômetro comum; transparência da água, com um disco de Secchi de 20 cm de diâmetro; salinidade da água com um refratômetro portátil da marca Atago<sup>®</sup>, precisão de

1‰; pH, utilizando um medidor de pH portátil da marca pHtestr 2<sup>®</sup> e precisão de 0,1; e amônia total, utilizando um kit portátil da LabconTest<sup>®</sup>.

As amostras de água foram coletadas com garrafa de Van Dorn, na profundidade de Secchi, acondicionadas em frascos plásticos de 500 mL, para determinação dos teores de fosfato (fósforo solúvel reativo), silicato (SiO<sub>2</sub>), CO<sub>2</sub> dissolvido e nitrito, no Laboratório de Carcinicultura da Universidade Estadual do Ceará (LACAR), seguindo a metodologia descrita por Strickland e Parsons (1968) e APHA (1989).

Para verificação dos teores de O<sub>2</sub> dissolvido (OD) foi utilizado o método de Winkler (SIPAÚBA-TAVARES, 1995; STRICKLAND; PARSONS, 1968). A água foi coletada em frasco de vidro de 300 mL, com tampa esmerilhada; a fixação feita no próprio local de coleta e a determinação realizada no LACAR.

Os perfis salinos foram definidos de acordo com Esteves (1998) e os de eutrofização da água foram baseados nos limites máximos dos teores de nutrientes e parâmetros físicos, conforme os trabalhos de Boyd (1990), Kubitzka (2000), Portz *et al.* (2005), Schmittou [1999] e Sipaúba-Tavares (1995), bem como os dispostos na Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005).

Foi calculado o índice do estado trófico de Carlson (IET), modificado por Mercante e Tucci-Moura (1999), com base nos teores de fosfato e na transparência da água, utilizando a seguinte fórmula:

$$IET(PSR) = 10 \times \left( 6 - \left( \frac{\ln \frac{21,67}{PSR}}{\ln 2} \right) \right)$$

$$IET(DS) = 10 \times \left( 6 - \left( \frac{0,64 + \ln DS}{\ln 2} \right) \right)$$

Onde:

PSR = fósforo solúvel reativo (µg/L).

DS = transparência da água, obtida com o disco de Secchi (m).

O estado trófico para estes índices varia do oligotrófico (IET ≤ 44), mesotrófico (44 < IET ≤ 54) a eutrófico (IET > 54).



Na coleta do fitoplâncton foi utilizada uma rede de plâncton com abertura de malha de 25 e 63  $\mu\text{m}$  e diâmetro de boca de 25 cm, sendo filtrados 80 litros de água. O material coletado foi concentrado para 7,5; 10,0 ou 15,0 mL, fixado em solução de Transeau, formol 4% e/ou álcool 70%, na proporção de 1:1. Em média, foram analisadas 10 subamostras de 0,1 mL, em microscópio NLW Labiplan<sup>®</sup>. Nos casos de florescimento utilizou-se a câmara de Neubauer nas análises quantitativas.

A classificação sistemática foi baseada em Barsanti e Gualtieri (2006) utilizando-se, também, na identificação os trabalhos de Alves-da-Silva, Juliano e Ferraz (2008); Bicudo e Bicudo (1970); Bicudo e Menezes (2006); Bold e Wynne (1985); Griffith (1967); Infante (1988); Moresco e Bueno (2007); Parra, Ugarte e Dellarossa (1981); Prescott (1970); Rivera (1973 e 1974); Sant'Anna *et al.* (2004); Sant'Anna *et al.* (2006) e Verlecar e Desai (2004) bem como, consultas a endereços eletrônicos (Apêndice A).

A quantificação do fitoplâncton foi obtida pela relação proposta por Villafañe e Reid (1995) dada por:

$$\text{Densidade} = \frac{N}{V}, \text{ em (indivíduos/L)} \quad \text{onde:}$$

N = número de indivíduos da i-ésima espécie na amostra;

V = volume de água filtrada (L).

Observação: cada célula, cenóbio, colônia ou filamento foi considerado como um indivíduo.

O valor de N foi obtido pela relação:

$$N = \frac{V_t \cdot x}{V_c} \quad \text{onde:}$$

$V_t$  = volume total da amostra (mL);

$V_c$  = volume da subamostra (mL);

x = número de indivíduos da i-ésima espécie na subamostra.

Com base na abundância relativa, as espécies foram classificadas como: (1) espécie dominante, àquela com abundância relativa maior que 50%; (2) espécie abundante, entre 30 e 50%; (3) espécie pouco abundante, entre 10 e 30%; e (4) espécie rara, menos de 10% (PARANAGUÁ, 1991).

Também foram analisados os seguintes índices ecológicos:

- a) índice de diversidade de espécie (MAGURRAN, 2007), que relaciona o número de espécies e sua abundância relativa. Foram mensurados três índices: Berger-Parker (1/d), Simpson (1/D) e Shannon (H, em bits/indivíduo);
- b) índice de riqueza de espécies de Margalef (d) (MARGALEF, 1974), que avalia o número de espécies presentes na amostra; e
- c) índice de equitabilidade de Pielou (J) (ODUM, 1998), que analisa a distribuição dos indivíduos entre as espécies na amostra. Varia de zero para a diversidade mínima a um, quando a diversidade é máxima, considerando-se os valores superiores a 0,50 como significantes.

O teste *t-Student* foi utilizado para comparar as médias dos parâmetros físico-químicos entre as estações chuvosa e seca com nível de significância ( $\alpha$ ) igual a 0,05 presumindo variâncias diferentes (PAGANO; GAUVREAU, 2004), sendo realizado no *Microsoft Excel*. Neste *software*, também foram calculadas a abundância relativa do fitoplâncton, diversidade, riqueza e equitabilidade das espécies e obtidos os gráficos da abundância relativa fitoplanctônica.

A abundância relativa foi submetida à análise multivariada por meio da técnica de agrupamento aglomerativo hierárquico, a fim de se verificar a formação de grupos distintos. Nesta análise, considerou-se a distância Euclidiana, por conexão completa, já que a forte similaridade entre os elementos do grupo impede a inclusão de novo elemento à medida que o grupo cresce (VALENTIN, 2000).

Foi realizada análise de correlação múltipla ( $\alpha = 0,05$ ), para verificação das correlações entre os parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos, com padronização dos dados, onde cada variável teve média 0 e desvio padrão de 1. Esses dados também foram submetidos à análise de agrupamento.

Estas últimas análises foram realizadas no *software Statistica 7.0*, no qual foram gerados os dendogramas.

Os dados de precipitação pluviométrica foram obtidos no *site* da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME, 2008).

## 4 RESULTADOS

### 4.1 Parâmetros físico-químicos

#### 4.1.1 Estuários

A Tabela 1 mostra a variação dos parâmetros físico-químicos no estuário do Rio Cauípe, verificando-se temperaturas elevadas, água com baixa transparência, pH na faixa alcalina, adequados teores de silicato e O<sub>2</sub> dissolvido e altos teores de fosfato, amônia total, nitrito e CO<sub>2</sub> dissolvido, principalmente na estação seca. A água estuarina apresentou ainda baixa salinidade.

Quanto aos níveis de precipitações pluviométricas, a diferença foi significativa entre as duas estações do ano ( $p \leq 0,05$ ). Também apresentaram diferença significativa os teores de CO<sub>2</sub> dissolvido, silicato e fosfato, os quais foram mais elevados na estação seca que na chuvosa.

Tabela 1 – Variação dos parâmetros físico-químicos no estuário do Rio Cauípe, Caucaia (Ceará, Brasil).

Parâmetro	Estações do ano							
	Seca/04				Chuvosa/05			
	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$
Precipitação pluviométrica (mm)	0,0	6,0	2,4	1,0	9,0	244,0	95,7	122,8
Temperatura do ar (°C)	29,0	31,0	0,8	30,0	28,0	31,0	1,4	30,0
Temperatura da água (°C)	28,0	29,0	0,5	28,4	27,0	28,5	0,8	27,6
Salinidade (‰)	10,0	12,0	1,0	10,8	6,0	8,0	1,0	7,3
Transparência da água (cm)	65,0	89,0	10,9	73,0	63,0	85,0	9,5	71,5
Profundidade (cm)	100,0	115,0	6,3	108,8	110,0	115,0	2,9	112,5
CO <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	14,0	25,0	4,8	18,3	8,0	15,0	3,0	10,8
Silicato (mg/L)	14,8	16,0	0,5	15,3	12,8	15,0	0,9	13,9
pH	8,0	8,2	0,0	8,1	7,9	8,2	0,0	8,1
Fosfato (mg/L)	0,150	0,450	0,142	0,318	0,045	0,150	0,046	0,110
O <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	6,10	8,20	1,06	7,2	5,40	7,50	0,98	6,2
Amônia total (mg/L)	0,25	0,75	0,24	0,44	0,30	0,65	0,19	0,49
Nitrito (mg/L)	0,05	0,25	0,10	0,16	0,01	0,50	0,23	0,19

Valor mínimo (Mín.); Valor máximo (Máx.); Desvio padrão (s); Média ( $\bar{x}$ ).

Os resultados dos parâmetros físico-químicos para o estuário do Rio Mundaú mostraram elevadas temperaturas, baixa transparência da água e salinidade alta, principalmente na estação seca, já que o rio tem regime intermitente e a área estuarina recebe forte influência do oceano (Tabela 2). O pH foi alcalino e os teores de O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> dissolvidos foram razoáveis, porém os de fosfato, amônia total e nitrito, elevados.

As análises estatísticas mostraram diferença significativa para os níveis de precipitações pluviométricas entre as estações do ano ( $p \leq 0,05$ ).

Tabela 2 – Variação dos parâmetros físico-químicos no estuário do Rio Mundaú, Trairi (Ceará, Brasil).

Parâmetro	Estações do ano							
	Chuvosa/05				Seca/05			
	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$
Precipitação pluviométrica (mm)	12,0	252,0	97,5	135,7	0,0	45,0	17,8	9,2
Temperatura do ar (°C)	30,0	31,0	0,6	30,7	29,0	32,0	1,1	30,4
Temperatura da água (°C)	28,5	29,0	0,3	28,8	28,0	29,5	0,6	28,8
Salinidade (‰)	27,0	29,0	1,0	28,0	32,0	38,0	2,4	34,6
Transparência da água (cm)	65,0	75,0	5,1	69,3	55,0	75,0	8,2	68,0
Profundidade (cm)	150,0	160,0	5,0	155,0	150,0	160,0	4,6	154,8
CO <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	9,0	12,0	1,5	10,3	10,0	12,0	0,9	11,4
Silicato (mg/L)	14,0	18,0	2,1	15,7	13,0	18,0	2,0	14,8
pH	8,5	8,7	0,1	8,6	8,3	8,8	0,2	8,6
Fosfato (mg/L)	0,110	0,160	0,026	0,140	0,120	0,200	0,031	0,150
O <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	4,80	5,10	0,15	5,0	4,90	5,20	0,11	5,1
Amônia total (mg/L)	1,00	2,50	0,76	1,83	1,25	3,50	0,88	2,10
Nitrito (mg/L)	0,00	0,25	0,14	0,09	0,00	0,30	0,14	0,10

Valor mínimo (Mín.); Valor máximo (Máx.); Desvio padrão (s); Média ( $\bar{x}$ ).

Para o estuário do Rio Ceará (Tabela 3), os resultados mostraram um ambiente com elevadas temperaturas, água com pH alcalino, baixa transparência, alta salinidade e teores adequados de silicato, O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> dissolvidos. Já os teores de fosfato, amônia total e nitrito foram bastante elevados.

Os níveis de precipitações pluviométricas, salinidade e transparência da água apresentaram diferença significativa entre as duas estações do ano ( $p \leq 0,05$ ).

Tabela 3 – Variação dos parâmetros físico-químicos no estuário do Rio Ceará, Fortaleza (Ceará, Brasil).

Parâmetro	Estações do ano							
	Chuvosa/05				Seca/05			
	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$
Precipitação pluviométrica (mm)	9,3	335,2	117,1	173,3	0,0	23,2	8,4	9,2
Temperatura do ar (°C)	27,0	30,0	1,3	28,5	28,0	31,0	1,1	29,6
Temperatura da água (°C)	26,5	29,0	1,1	27,5	26,5	28,5	0,8	27,8
Salinidade (‰)	25,0	30,0	2,2	28,0	30,0	33,0	1,2	32,0
Transparência da água (cm)	45,0	75,0	13,5	70,7	82,0	95,0	6,0	89,8
Profundidade (cm)*	350,0	350,0	0,0	350,0	350,0	350,0	0,0	350,0
CO <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	10,0	16,0	2,6	13,3	5,0	16,0	4,7	10,8
Silicato (mg/L)	5,2	12,0	3,0	8,7	2,4	10,0	2,8	6,7
pH	7,9	8,2	0,0	8,1	8,1	8,3	0,1	8,2
Fosfato (mg/L)	0,500	1,100	0,287	0,700	0,100	1,500	0,573	0,640
O <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	4,80	6,00	0,50	5,5	4,80	6,50	0,82	5,7
Amônia total (mg/L)	0,25	2,00	0,83	1,42	0,55	3,50	1,23	1,35
Nitrito (mg/L)	0,30	0,50	0,08	0,40	0,80	1,50	0,29	1,24

\* > 350,0 cm; Valor mínimo (Mín.); Valor máximo (Máx.); Desvio padrão (s); Média ( $\bar{x}$ ).

O estuário do Rio Malcozinhado apresentou boas condições ambientais, conforme análises dos parâmetros físico-químicos (Tabela 4). As temperaturas foram elevadas, água alcalina com alta salinidade e transparência, teores adequados de silicato e O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> dissolvidos. Destacam-se também os baixos teores de fosfato, amônia total e nitrito.

Diferença significativa foi verificada para os níveis de precipitações pluviométricas entre as estações do ano ( $p \leq 0,05$ ).

Tabela 4 – Variação dos parâmetros físico-químicos no estuário do Rio Malcozinhado, Cascavel (Ceará, Brasil).

Parâmetro	Estações do ano							
	Chuvosa/05				Seca/05			
	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$
Precipitação pluviométrica (mm)	5,0	275,0	98,9	182,6	0,0	49,5	22,6	7,3
Temperatura do ar (°C)	28,0	30,0	0,8	29,0	28,0	31,0	1,1	29,7
Temperatura da água (°C)	27,0	29,5	1,2	27,9	28,0	29,0	0,5	28,5
Salinidade (‰)	22,0	31,0	3,9	26,5	31,0	33,0	0,8	32,2
Transparência da água (cm)	100,0	125,0	10,8	110,0	105,0	130,0	10,1	114,8
Profundidade (cm)	110,0	125,0	6,5	117,5	120,0	130,0	4,2	126,4
CO <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	6,5	10,2	1,5	8,3	3,0	10,0	2,9	7,2
Silicato (mg/L)	2,4	20,4	8,0	9,2	3,2	8,4	2,0	6,1
pH	8,0	8,4	0,0	8,2	7,9	8,2	0,1	8,0
Fosfato (mg/L)	0,003	0,005	0,001	0,004	0,001	0,010	0,003	0,005
O <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	5,10	5,90	0,34	5,43	5,20	6,00	0,33	5,48
Amônia total (mg/L)	0,02	0,04	0,01	0,03	0,00	0,03	0,02	0,02
Nitrito (mg/L)	0,00	0,02	0,01	0,01	0,00	0,02	0,01	0,01

Valor mínimo (Mín.); Valor máximo (Máx.); Desvio padrão (s); Média ( $\bar{x}$ ).

#### 4.1.2 Lagoas

Na lagoa de Jijoca, as variações dos parâmetros físico-químicos revelaram um ambiente com excelentes condições (Tabela 5). O local apresentou elevadas temperaturas, água com alta transparência e baixos teores de fosfato e amônia, não sendo registrado nitrito. Apresentou ainda, pH na faixa ácida e com bons teores de silicato, O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> dissolvidos.

As análises estatísticas mostraram diferença significativa entre os teores de silicato e entre os níveis de precipitações pluviométricas nas duas estações do ano ( $p \leq 0,05$ ).

Tabela 5 – Variação dos parâmetros físico-químicos na lagoa de Jijoca, Jijoca de Jericoacoara (Ceará, Brasil).

Parâmetro	Estações do ano							
	Seca/04				Chuvosa/05			
	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$
Precipitação pluviométrica (mm)	0,0	0,0	0,0	0,0	12,0	227,4	82,7	111,5
Temperatura do ar (°C)	29,0	31,0	0,8	30,0	28,0	31,0	1,5	29,7
Temperatura da água (°C)	28,0	29,0	0,5	28,4	26,5	29,0	1,3	28,0
Salinidade (‰)	2,0	5,0	1,4	4,0	2,0	3,0	0,6	2,3
Transparência da água (cm)	195,0	220,0	10,8	205,0	190,0	215,0	13,2	200,0
Profundidade (cm)	220,0	245,0	10,3	231,3	210,0	230,0	10,0	220,0
CO <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	6,0	12,0	2,6	9,0	7,5	10,0	1,3	8,8
Silicato (mg/L)	2,5	3,0	0,2	2,7	6,0	8,0	1,0	7,0
pH	4,6	5,0	0,2	4,8	4,8	5,2	0,2	5,0
Fosfato (mg/L)	0,001	0,040	0,019	0,012	0,002	0,003	0,001	0,003
O <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	6,50	8,00	0,68	7,2	6,80	8,00	0,64	7,3
Amônia total (mg/L)	0,02	0,25	0,12	0,19	0,10	0,25	0,08	0,18
Nitrito (mg/L)	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Valor mínimo (Mín.); Valor máximo (Máx.); Desvio padrão (s); Média ( $\bar{x}$ ).

As análises físico-químicas na água da lagoa do Pecém mostraram boas condições ambientais (Tabela 6). As temperaturas foram elevadas, água com boa transparência, pH na faixa alcalina e adequados teores de silicato, O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> dissolvidos, embora os teores de fosfato tenham apresentado valores elevados. Os teores de amônia total foram baixos, e os de nitrito não foram detectados nas análises.

Os níveis de precipitações pluviométricas, transparência da água e os teores de silicato e CO<sub>2</sub> dissolvido apresentaram diferença significativa entre as duas estações do ano ( $p \leq 0,05$ ).

Tabela 6 – Variação dos parâmetros físico-químicos na lagoa do Pecém, Pecém (Ceará, Brasil).

Parâmetro	Estações do ano							
	Seca/04				Chuvosa/05			
	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$
Precipitação pluviométrica (mm)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	442,0	179,0	110,2
Temperatura do ar (°C)	29,0	30,0	0,5	29,4	28,0	31,0	1,3	29,5
Temperatura da água (°C)	27,0	29,0	0,7	27,9	27,0	29,0	0,8	28,0
Transparência da água (cm)	110,0	135,0	10,3	125,4	135,0	150,0	6,3	141,3
Profundidade (cm)	130,0	155,0	12,0	143,0	135,0	150,0	7,5	146,3
CO <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	8,0	12,0	1,5	9,8	4,0	6,0	1,0	5,3
Silicato (mg/L)	14,0	18,0	1,5	15,6	8,0	12,5	1,8	10,1
pH	7,9	8,2	0,1	8,1	8,0	8,4	0,2	8,2
Fosfato (mg/L)	0,001	0,150	0,063	0,041	0,002	0,050	0,024	0,015
O <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	7,00	8,80	0,73	8,3	6,80	8,70	0,85	8,0
Amônia total (mg/L)	0,01	0,05	0,02	0,02	0,01	0,05	0,02	0,02
Nitrito (mg/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Valor mínimo (Mín.); Valor máximo (Máx.); Desvio padrão (s); Média ( $\bar{x}$ ).

De acordo com as análises físico-químicas, a lagoa do Uruaú apresentou boas condições ambientais, embora tenham sido registrados elevados teores de amônia total e nitrito (Tabela 7). A temperatura local foi elevada, água com boa transparência, pH alcalino e adequados teores de silicato, fosfato, O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> dissolvidos.

As análises estatísticas mostraram diferença significativa para os níveis de precipitações pluviométricas entre as duas estações do ano ( $p \leq 0,05$ ).

Tabela 7 – Variação dos parâmetros físico-químicos na lagoa do Uruaú, Beberibe (Ceará, Brasil).

Parâmetro	Estações do ano							
	Chuvosa/07				Seca/07			
	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$
Precipitação pluviométrica (mm)	61,2	358,2	119,2	188,0	0,0	17,4	7,1	2,9
Temperatura do ar (°C)	29,0	32,0	1,4	31,0	31,0	33,0	0,7	32,0
Temperatura da água (°C)	28,0	30,0	0,8	29,0	28,5	33,0	1,9	30,1
Transparência da água (cm)	125,0	145,0	9,1	135,0	115,0	150,0	15,1	133,4
Profundidade (cm)	130,0	160,0	12,5	146,3	130,0	155,0	11,4	141,0
CO <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	4,0	7,0	1,4	5,0	4,0	6,0	0,8	4,8
Silicato (mg/L)	7,0	14,0	3,0	10,8	8,0	13,5	2,1	10,7
pH	7,9	8,3	0,2	8,0	7,9	8,2	0,1	8,1
Fosfato (mg/L)	0,004	0,010	0,008	0,006	0,004	0,010	0,003	0,007
O <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	5,80	6,30	0,24	6,1	5,70	6,50	0,32	6,0
Amônia total (mg/L)	0,35	1,25	0,40	0,66	0,15	1,20	0,38	0,68
Nitrito (mg/L)	0,00	0,20	0,10	0,08	0,00	0,30	0,13	0,07

Valor mínimo (Mín.); Valor máximo (Máx.); Desvio padrão (s); Média ( $\bar{x}$ ).

Na lagoa da Maraponga foram registradas elevadas temperaturas, água com baixa transparência, adequados teores de fosfato e pH passando de ácido para alcalino ao longo do período analisado (Tabela 8). Também foi observada uma variação na salinidade, bem como elevados teores de CO<sub>2</sub> dissolvido, fosfato, amônia total e nitrito, e baixos de O<sub>2</sub> dissolvido, característicos de ecossistemas sobre grande impacto ambiental.

As análises estatísticas mostraram diferença significativa para os teores de amônia total e os níveis de precipitações pluviométricas entre as duas estações de 2005 ( $p \leq 0,05$ ). Para a estação seca de 2006 e chuvosa de 2007, ocorreu diferença entre CO<sub>2</sub> dissolvido, amônia total e precipitações pluviométricas. Diferença significativa também foi observada para o pH, entre as duas estações secas (2005 e 2006) e chuvosas (2005 e 2007). Ainda, os teores de CO<sub>2</sub> dissolvidos, níveis de precipitações pluviométricas e pH apresentaram diferença significativa entre a estação chuvosa de 2005 e seca de 2006. Já entre a estação seca de 2005 e chuvosa de 2007, a diferença foi entre os teores de amônia total e os níveis de precipitações pluviométricas e pH.

Verificou-se que as precipitações pluviométricas das estações chuvosas e das secas não apresentaram diferença significativa ( $p > 0,05$ ).



Tabela 8 – Variação dos parâmetros físico-químicos na lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil).

Parâmetro	Estações do ano															
	Chuvosa/05				Seca/05				Seca/06				Chuvosa/07			
	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$
Precipitação pluviométrica (mm)	6,2	365,8	119,3	173,2	0,0	49,2	19,4	15,1	2,7	55,5	19,8	16,0	36,5	335,5	114,9	190,1
Temperatura do ar (°C)	29,0	29,5	0,3	29,3	29,0	29,5	0,3	29,3	27,0	32,0	1,8	30,0	27,0	30,0	1,1	28,1
Temperatura da água (°C)	28,0	28,0	0,0	28,0	28,0	29,0	0,5	28,3	26,5	31,0	1,5	28,8	26,0	29,0	1,0	27,2
Salinidade (‰)	1,0	1,0	0,0	1,0	1,0	1,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Transparência da água (cm)	30,0	35,0	2,4	33,5	32,0	39,0	2,9	35,0	17,0	30,0	4,8	25,3	21,0	35,0	4,8	28,8
Profundidade (cm)	45,0	55,0	4,2	49,5	40,0	50,0	4,1	45,0	45,0	50,0	2,1	48,0	47,0	71,0	9,5	58,2
CO <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	24,0	33,0	4,2	27,0	10,0	26,0	8,2	18,5	1,5	15,0	4,6	7,8	20,0	63,0	16,3	32,8
Silicato (mg/L)	2,4	20,4	8,0	9,2	3,2	7,2	1,8	4,8	3,8	5,7	0,8	4,5	3,6	6,8	1,4	5,3
pH	6,4	6,9	0,2	6,6	6,3	6,7	0,2	6,5	7,8	8,2	0,2	8,1	7,6	8,6	0,4	8,2
Fosfato (mg/L)	0,045	0,100	0,023	0,069	0,045	0,080	0,017	0,055	0,040	0,240	0,075	0,117	0,030	0,150	0,045	0,072
O <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	0,70	5,90	2,36	2,58	0,80	4,50	1,71	3,13	1,01	3,80	0,94	2,54	2,25	4,34	0,85	3,45
Amônia total (mg/L)	0,15	1,55	0,68	1,18	0,10	0,20	0,05	0,14	0,01	0,40	0,16	0,20	0,15	0,75	0,22	0,53
Nitrito (mg/L)	0,10	0,15	0,03	0,13	0,10	0,20	0,05	0,14	0,09	0,16	0,03	0,12	0,10	1,80	0,66	0,47

Valor mínimo (Mín.); Valor máximo (Máx.); Desvio padrão (s); Média ( $\bar{x}$ ).

#### 4.1.3 Bicas

As análises físico-químicas na bica do Ipu mostraram um ecossistema aquático preservado tanto a montante quanto a jusante (Tabela 9), embora várias atividades sejam desenvolvidas na área, principalmente àquelas ligadas ao turismo, ao lazer e afazeres domésticos.

As temperaturas apresentaram acentuada variação, tendo sido registrada uma diferença de até 5,0°C entre a temperatura do ar e a da água. Por outro lado, a baixa transparência da água não esteve correlacionada com algum problema decorrente da eutrofização, e sim com a profundidade do manancial, em torno de 30 cm. O local apresentou uma água com pH na faixa ácida a montante e a jusante, alcalina. Verificaram-se ainda, baixos teores de fosfato, amônia total e nitrito e adequados teores de silicato, O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> dissolvido.

As análises estatísticas mostraram diferença significativa para as temperaturas do ar, a jusante da bica, e os níveis de precipitações pluviométricas entre as duas estações do ano ( $p \leq 0,05$ ).

Na bica das Andréas, assim como na bica do Ipu, também são intensas as atividades turísticas e de lazer, no entanto, as análises físico-químicas mostraram um ambiente com excelentes condições de preservação do ecossistema aquático (Tabela 10).

As variações das temperaturas nas duas estações do ano causaram uma diferença de até 4,0°C entre a temperatura do ar e a da água. Quanto à transparência da água, esta foi igual a profundidade do local, não estando, portanto, correlacionada a eutrofização. A água apresentou um pH alcalino, com teores adequados de silicato, CO<sub>2</sub> e O<sub>2</sub> dissolvidos, e baixos teores de fosfato, amônia total e nitrito.

As análises estatísticas mostraram diferença significativa para os níveis de precipitações pluviométricas, temperaturas do ar e teores de amônia total entre as duas estações do ano ( $p \leq 0,05$ ).

Tabela 9 – Variação dos parâmetros físico-químicos na bica do Ipu, Ipu (Ceará, Brasil).

Parâmetro	Montante															
	Chuvosa/07						Seca/07						Jusante			
	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$
Precipitação pluviométrica (mm)	1,8	325,2	124,3	132,5	0,0	32,4	13,5	8,0	1,8	325,2	124,3	132,5	0,0	32,4	13,5	8,0
Temperatura do ar (°C)	24,0	27,0	1,5	25,3	24,0	28,0	2,1	26,3	24,0	27,0	1,5	25,3	27,0	30,0	1,3	28,8
Temperatura da água (°C)	21,0	23,0	1,0	22,0	22,0	24,0	0,8	23,0	21,0	23,0	1,0	22,0	23,0	25,0	1,2	24,0
Transparência da água (cm)	20,0	30,0	5,0	25,0	15,0	20,0	2,4	17,0	20,0	30,0	5,0	25,0	15,0	20,0	2,4	17,5
Profundidade (cm)	20,0	30,0	5,0	25,0	15,0	20,0	2,4	17,0	20,0	30,0	5,0	25,0	15,0	20,0	2,4	17,5
CO <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	4,0	8,0	2,1	5,7	5,0	8,0	1,3	6,5	2,0	3,5	0,8	2,7	2,0	5,0	1,3	3,3
Silicato (mg/L)	10,0	13,0	1,5	11,7	9,0	12,0	1,3	10,1	10,0	15,0	2,6	13,0	12,0	18,0	2,6	15,5
pH	6,5	6,8	0,2	6,7	6,3	6,6	0,1	6,5	7,5	7,8	0,2	7,7	7,5	7,7	0,1	7,6
Fosfato (mg/L)	0,001	0,010	0,005	0,004	0,001	0,005	0,002	0,002	0,001	0,010	0,005	0,004	0,001	0,005	0,008	0,002
O <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	5,70	6,80	0,61	6,10	5,30	6,20	0,39	5,70	5,80	6,80	0,50	6,27	5,80	6,30	0,22	6,10
Amônia total (mg/L)	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,05	0,02	0,03	0,05	0,15	0,05	0,10	0,10	0,20	0,05	0,16
Nitrito (mg/L)	0,00	0,03	0,02	0,01	0,00	0,05	0,02	0,02	0,00	0,20	0,10	0,12	0,15	0,25	0,04	0,20

Valor mínimo (Mín.); Valor máximo (Máx.); Desvio padrão (s); Média ( $\bar{x}$ ).

Tabela 10 – Variação dos parâmetros físico-químicos na bica das Andréas, Pacatuba (Ceará, Brasil).

Parâmetro	Estações do ano							
	Chuvosa/07				Seca/07			
	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$
Precipitação pluviométrica (mm)	53,2	315,6	109,7	178,0	0,0	11,0	4,5	1,8
Temperatura do ar (°C)	28,0	29,0	0,6	28,5	29,0	31,0	0,9	29,9
Temperatura da água (°C)	25,0	26,0	0,5	25,4	25,5	27,5	0,9	26,1
Transparência da água (cm)	98,0	115,0	8,0	109,5	98,0	115,0	7,2	108,3
Profundidade (cm)	98,0	115,0	8,0	109,5	98,0	115,0	7,2	108,3
CO <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	5,0	8,0	1,4	7,0	7,0	9,0	0,8	8,0
Silicato (mg/L)	3,1	4,4	0,6	3,5	2,3	4,0	0,7	3,3
pH	7,5	8,1	0,3	7,8	7,5	8,2	0,3	7,9
Fosfato (mg/L)	0,001	0,015	0,008	0,008	0,001	0,020	0,008	0,010
O <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	5,50	6,80	0,56	6,2	5,80	6,00	0,10	5,9
Amônia total (mg/L)	0,01	0,03	0,01	0,02	0,04	0,06	0,01	0,05
Nitrito (mg/L)	0,02	0,03	0,01	0,03	0,02	0,05	0,01	0,04

Valor mínimo (Mín.); Valor máximo (Máx.); Desvio padrão (s); Média ( $\bar{x}$ ).

#### 4.1.4 Açudes

As análises físico-químicas no açude Favelas mostraram um ambiente com elevadas temperaturas, água na faixa alcalina, salinidade baixa, e teores adequados de CO<sub>2</sub> e O<sub>2</sub> dissolvidos, silicato, amônia total e nitrito (Tabela 11). No entanto, o açude apresentou baixa transparência da água e altos teores de fosfato, características de ambientes com problemas de eutrofização.

As análises estatísticas mostraram diferença significativa entre os teores de amônia total e níveis de precipitações pluviométricas das duas estações do ano ( $p \leq 0,05$ ).

Tabela 11 – Variação dos parâmetros físico-químicos no açude Favelas, Tauá (Ceará, Brasil).

Parâmetro	Estações do ano							
	Chuvosa/05				Seca/05			
	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$
Precipitação pluviométrica (mm)	0,0	188,2	69,1	55,8	0,0	0,0	0,0	0,0
Temperatura do ar (°C)	30,0	33,0	1,0	31,7	31,0	33,0	1,0	32,0
Temperatura da água (°C)	28,0	33,0	1,9	30,8	29,0	30,0	0,6	29,7
Salinidade (‰)	0,0	1,0	0,5	0,6	0,5	1,5	0,6	1,2
Transparência da água (cm)	38,0	45,0	3,5	41,0	32,0	43,0	5,9	36,3
Profundidade (cm)	150,0	200,0	25,8	166,7	150,0	150,0	0,0	150,0
CO <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	1,5	7,0	2,3	4,4	4,0	6,0	1,2	4,7
Silicato (mg/L)	3,5	8,4	1,9	5,9	7,2	8,8	0,8	8,0
pH	8,6	9,3	0,3	8,9	8,4	9,0	0,3	8,8
Fosfato (mg/L)	0,005	0,100	0,035	0,053	0,060	0,080	0,010	0,070
O <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	4,40	6,30	0,75	5,62	4,30	6,60	1,25	5,17
Amônia total (mg/L)	0,00	0,10	0,04	0,05	0,15	0,20	0,03	0,18
Nitrito (mg/L)	0,00	0,20	0,06	0,10	0,10	0,15	0,03	0,12

Valor mínimo (Mín.); Valor máximo (Máx.); Desvio padrão (s); Média ( $\bar{x}$ ).

No açude da Corte, as temperaturas foram elevadas, com diferença máxima de 2,0°C entre a temperatura do ar e da água, esta na faixa alcalina e com adequados teores de CO<sub>2</sub> e O<sub>2</sub> dissolvidos, silicato e nitrito (Tabela 12). No entanto os teores de amônia total e fosfato foram típicos de ambientes eutrofizados.

Os teores de CO<sub>2</sub> dissolvido, amônia total e níveis de precipitações pluviométricas apresentaram diferença significativa entre as duas estações do ano ( $p \leq 0,05$ ).

Tabela 12 – Variação dos parâmetros físico-químicos no açude da Corte, Guaiúba (Ceará, Brasil).

Parâmetro	Estações do ano							
	Chuvosa/07				Seca/07			
	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$
Precipitação pluviométrica (mm)	53,2	315,6	109,7	178,0	0,0	11,0	4,5	1,8
Temperatura do ar (°C)	28,0	30,0	0,8	29,0	29,0	31,0	1,0	29,8
Temperatura da água (°C)	27,0	29,0	0,8	28,0	27,0	30,0	1,4	29,0
Transparência da água (cm)	82,0	92,0	4,6	87,3	85,0	98,0	5,7	92,0
Profundidade (cm)	130,0	143,0	5,7	135,0	120,0	135,0	6,5	127,5
CO <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	8,2	8,8	0,3	8,5	6,3	6,6	0,1	6,5
Silicato (mg/L)	2,6	4,8	0,9	3,8	4,2	4,7	0,2	4,5
pH	7,6	8,1	0,2	7,8	7,3	7,8	0,2	7,5
Fosfato (mg/L)	0,040	0,085	0,020	0,055	0,055	0,085	0,013	0,069
O <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	5,20	6,20	0,41	5,75	5,20	5,60	0,19	5,35
Amônia total (mg/L)	0,20	0,48	0,11	0,35	1,00	1,20	0,10	1,13
Nitrito (mg/L)	0,00	0,12	0,06	0,06	0,00	0,30	0,13	0,19

Valor mínimo (Mín.); Valor máximo (Máx.); Desvio padrão (s); Média ( $\bar{x}$ ).

No açude do Campus do Itaperi as temperaturas foram elevadas, com diferença máxima de 2,4°C entre a temperatura da água e do ar (Tabela 13). Água com pH alcalino e teores adequados de silicato. Já os teores de O<sub>2</sub> dissolvido foram baixos na entrada e elevados na saída, enquanto os de amônia total, nitrito, fosfato, CO<sub>2</sub> dissolvido e a transparência da água apresentaram valores típicos de ambientes eutrofizados.

Os teores de CO<sub>2</sub> dissolvido e os níveis de precipitações pluviométricas apresentaram diferença significativa entre as duas estações do ano ( $p \leq 0,05$ ). Na comparação dos parâmetros químicos da estação chuvosa, na entrada, com aqueles na saída, apenas os teores de O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> dissolvidos apresentaram diferença significativa. Para a estação seca, além dos teores de O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> dissolvidos, o pH também apresentou diferença significativa.

Tabela 13 – Variação dos parâmetros físico-químicos no açude do Campus do Itaperi, Fortaleza (Ceará, Brasil).

Parâmetro	Montante															
	Chuvosa/07						Seca/07									
	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$	Mín.	Máx.	s	$\bar{x}$				
Precipitação pluviométrica (mm)	36,5	335,5	114,9	190,1	0,9	87,5	39,5	32,5	36,5	335,5	114,9	190,1	0,9	87,5	39,5	32,5
Temperatura do ar (°C)	27,5	27,5	0,7	28,5	28	30	0,7	29,1	29	31	0,8	30	28	31	1,2	30,3
Temperatura da água (°C)	26,8	26,8	0,4	27,1	26	28	0,8	27,3	28	29	0,5	28,5	26	29	1	28
Transparência da água (cm)	33,5	33,5	32,5	79	42	103	21,7	84,8	27,5	35,8	3	33,4	25	45	7,5	32,2
Profundidade (cm)	88,8	88,8	8,1	104,5	85	103	6	93,5	40	45	2	42	35	45	3,2	40
CO <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	19,5	19,5	9,1	35	45	95	19,4	62,5	17	24,3	3	20,3	25	35	3,9	29,7
Silicato (mg/L)	4,2	4,2	3	7,7	5,6	19,6	4,6	12,2	3,4	11,8	3,9	6,8	2,8	10,8	2,9	7,4
pH	6,9	6,9	0,3	7,4	6,9	7,7	0,3	7,3	7,3	8,5	0,5	7,8	7,6	8,2	0,2	7,9
Fosfato (mg/L)	0,076	0,076	0,027	0,107	0,045	0,15	0,041	0,111	0,075	0,365	0,109	0,147	0,05	0,5	0,163	0,185
O <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	1,42	1,42	0,77	2,35	1,29	2,95	0,67	2,07	4,19	6,79	0,93	5,07	5,4	7,24	0,84	6,15
Amônia total (mg/L)	1,25	1,25	0,6	1,66	0,04	6,5	2,64	1,84	0,94	2,6	0,7	1,53	0,1	2,2	0,98	1,42
Nitrito (mg/L)	0,13	0,13	0,85	1,22	1	1,9	0,34	1,37	0,22	1,8	0,71	0,87	0,15	1,55	0,56	0,46

Valor mínimo (Mín.); Valor máximo (Máx.); Desvio padrão (s); Média ( $\bar{x}$ ).

## 4.2 Índice do estado trófico

As análises dos índices do estado trófico (Quadro I) mostraram condições de eutrofização dos estuários dos rios Mundaú, Cauípe e Ceará, enquanto o estuário do Rio Malcozinhado apresentou um estado mesotrófico.

Quadro I – Valores dos índices do estado trófico (IET) com base no teor de fosfato (PSR) e transparência da água (DS), em ecossistemas aquáticos no Estado do Ceará, nas estações chuvosa e seca.

ECOSSISTEMAS <small>Estação/ano</small>	IET				ESTADO TRÓFICO	
	PSR		DS		Chuvoso	Seca
	Chuvosa	Seca	Chuvosa	Seca		
<b>ESTUÁRIOS</b>						
Cauípe <sup>Sc04Ch05</sup>	59,6	59,8	58,5	58,3	Eutr.	Eutr.
Mundaú <sup>Sc05Ch05</sup>	59,7	59,7	58,9	59,3	Eutr.	Eutr.
Ceará <sup>Sc05Ch05</sup>	59,9	59,8	58,6	55,2	Eutr.	Eutr.
Malcozinhado <sup>Sc05Ch05</sup>	48,9	50,8	52,2	51,6	Meso.	Meso.
<b>LAGOAS</b>						
Jijoca <sup>Sc04Ch05</sup>	42,7	40,9	43,6	43,3	Oligo.	Oligo.
Pecém <sup>Sc04Ch05</sup>	46,8	45,4	48,6	50,2	Meso.	Meso.
Uruaú <sup>Sc07Ch07</sup>	51,7	52,0	49,3	49,5	Meso.	Meso.
Maraponga <sup>Sc05Ch05-Sc06Ch07</sup>	59,2*	59,3*	70,6*	71,2*	Eutr.	Eutr.
<b>BICAS</b>						
Ipu <sup>Sc07Ch07</sup>	36,3 <sup>m</sup> ;36,3 <sup>j</sup>	30,0 <sup>m</sup> ;30,0 <sup>j</sup>	73,8 <sup>m</sup> ;73,8 <sup>j</sup>	79,3 <sup>m</sup> ;78,8 <sup>j</sup>	Oligo. <sup>PSR</sup> Eutr. <sup>DS</sup>	Oligo. <sup>PSR</sup> Eutr. <sup>DS</sup>
Andréas <sup>Sc07Ch07</sup>	36,3	36,1	52,3	52,6	Oligo. <sup>PSR</sup> Meso. <sup>DS</sup>	Oligo. <sup>PSR</sup> Meso. <sup>DS</sup>
<b>AÇUDES</b>						
Favelas <sup>Sc05Ch05</sup>	57,8	59,4	66,5	68,3	Eutr.	Eutr.
Corte <sup>Sc07Ch07</sup>	59,1	59,3	55,6	54,8	Eutr.	Eutr.
Campus do Itaperi <sup>Sc07Ch07</sup>	59,6 <sup>e</sup> ;59,6 <sup>s</sup>	59,5 <sup>e</sup> ;59,6 <sup>s</sup>	58,3 <sup>e</sup> ;69,5 <sup>s</sup>	56,5 <sup>e</sup> ;70,3 <sup>s</sup>	Eutr.	Eutr.

Oligotrófico (Oligo.): IET ≤ 44; Mesotrófico (Meso.): 44 < IET ≤ 54; Eutrófico (Eutr.): IET > 54.

\* médias anuais; <sup>m</sup> montante; <sup>j</sup> jusante; <sup>e</sup> entrada; <sup>s</sup> saída. <sup>Sc</sup> seca; <sup>Ch</sup> chuvosa.



A lagoa de Jijoca foi classificada como oligotrófica e a do Pecém e do Uruaú, como mesotróficas. Já a lagoa da Maraponga apresentou um estado eutrófico, antes e após seu espelho d'água ser limpo.

Quanto à bica do Ipu e das Andréas, ambas foram classificadas como oligotróficas.

Os açudes Favelas, da Corte e do Campus do Itaperi apresentaram um estado eutrófico.

### 4.3 Comunidade fitoplanctônica

Nos ecossistemas estudados foram registrados 122 *taxa* distribuídos em oito classes, com maior participação de Bacillariophyceae (36,1%), seguida por Chlorophyceae (31,1%), Cyanophyceae (11,5%), Zygnematophyceae (10,7%), Euglenophyceae (4,9%), Dinophyceae (3,3%), Xanthophyceae (1,6%) e Ulvophyceae (0,8%). Alguns representantes dessas classes estão apresentados no Apêndice B.

#### 4.3.1 Estuários

No estuário do Rio Cauípe foram registradas 31 espécies na estação seca de 2004 distribuídas entre as classes Bacillariophyceae, com 13 espécies; Zygnematophyceae, com seis; Chlorophyceae, com cinco; Cyanophyceae, com quatro; Dinophyceae, com duas; e Xanthophyceae, com uma espécie.

Na análise da abundância relativa, *Chaetoceros compressus* foi a espécie abundante, enquanto *Anabaena* sp., pouco abundante. As demais espécies foram consideradas raras (Figura 19).

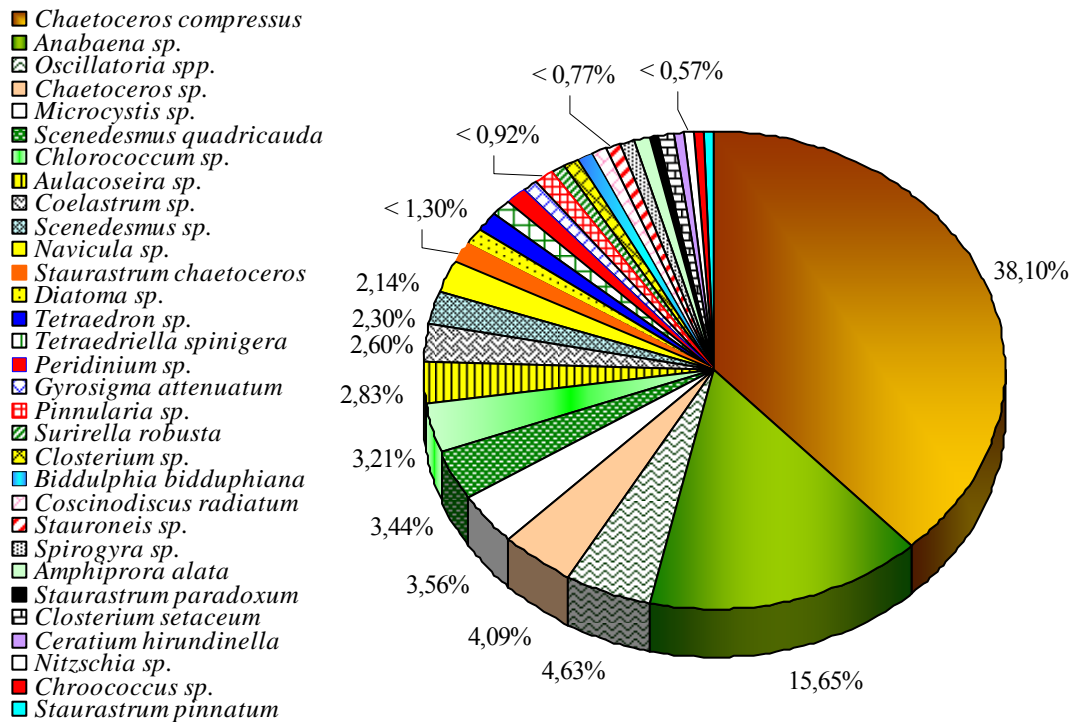


Figura 19 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2004, estuário do Rio Cauípe, Caucaia (Ceará, Brasil).

Na estação chuvosa de 2005 foram registradas 28 espécies, distribuídas entre as classes Bacillariophyceae, com 12 espécies; Zygnematophyceae, com seis; Chlorophyceae, com cinco; Cyanophyceae, com três; e Xanthophyceae e Dinophyceae, com uma espécie.

Na análise da abundância relativa, *Chaetoceros compressus*, *Scenedesmus quadricauda* e *Oscillatoria spp.* foram consideradas pouco abundantes e as demais espécies, raras (Figura 20).

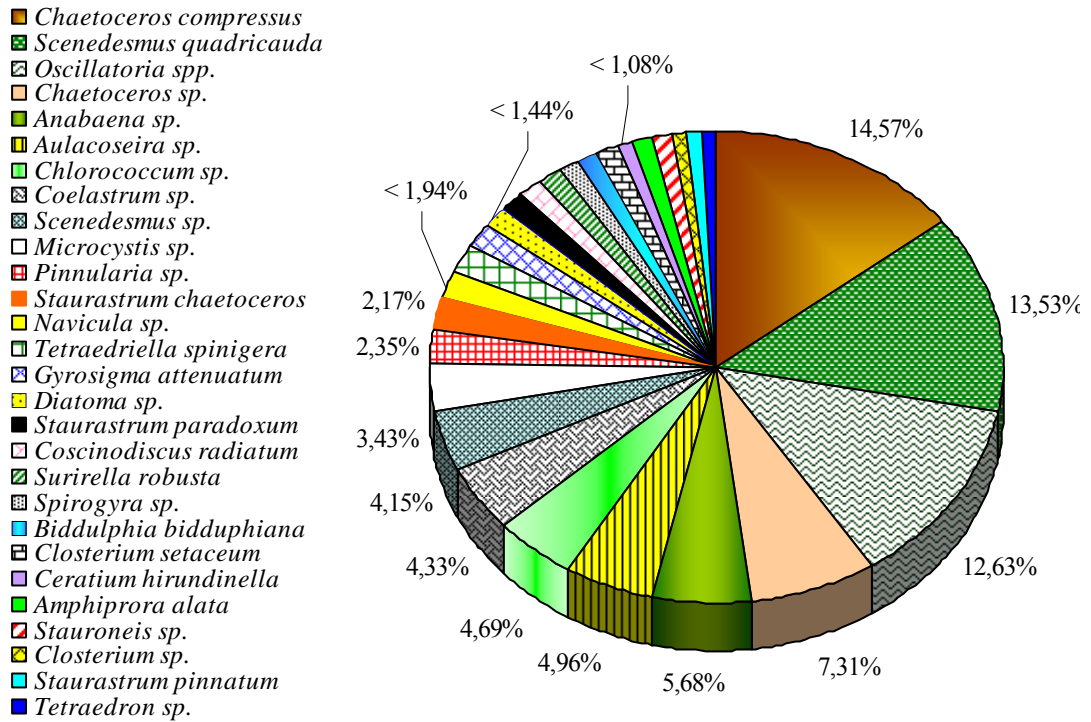


Figura 20 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2005, estuário do Rio Cauípe, Caucaia (Ceará, Brasil).

A classe Bacillariophyceae foi dominante e abundante na estação seca de 2004 e chuvosa de 2005, respectivamente, enquanto Cyanophyceae e Chlorophyceae foram pouco abundantes nas duas estações do ano. Xanthophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae e Zygnematophyceae foram classificadas como raras (Figura 21).

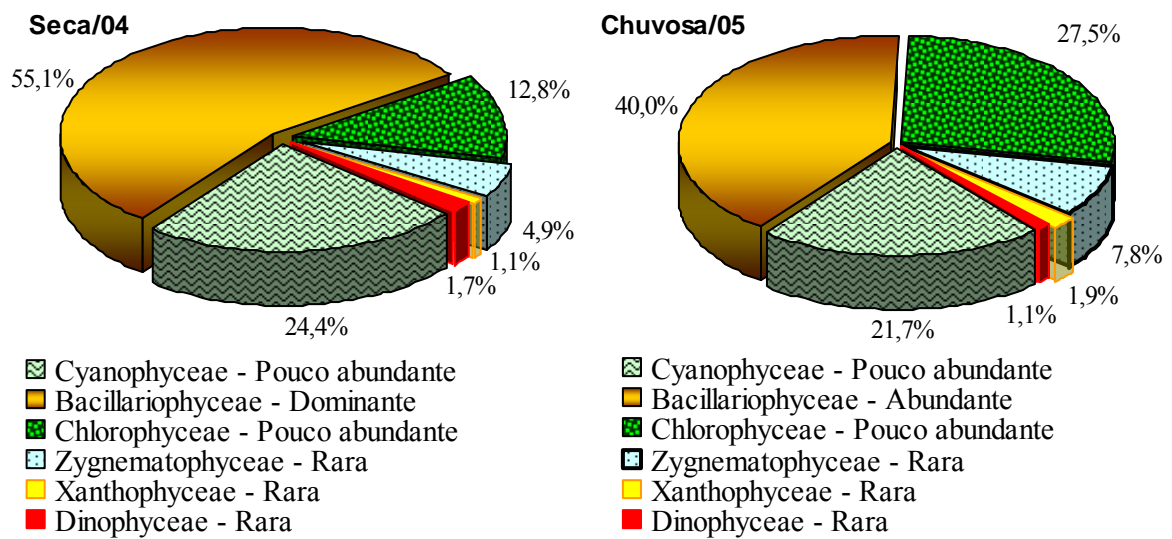


Figura 21 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplanctônicas no estuário do Rio Cauípe, Caucaia (Ceará, Brasil).

O índice de diversidade de espécies de Berger-Parker ( $1/d$ ) no estuário do Rio Cauípe foi baixo (2,62) na estação seca de 2004, comparado ao da estação chuvosa de 2005, considerado alto (6,86). O índice de Simpson ( $1/D$ ) foi alto nas duas estações do ano, porém foi menor na primeira estação (5,52) que na segunda (12,95).

O índice de Shannon (H) foi alto, porém menor na estação seca (3,55 bits/ind.) que na chuvosa de 2005 (4,17 bits/ind.), apresentando uma riqueza de espécies ( $d$ ) baixa (1,82) na primeira estação e moderada (2,00), na segunda.

A equitabilidade (J) foi significativa ( $> 0,50$ ), tendo apresentado boa distribuição dos indivíduos entre as espécies (0,72) na estação seca de 2004 e ótima (0,87), na estação chuvosa de 2005.

A análise de agrupamento mostrou a formação de dois grupos na estação seca de 2004, sendo o primeiro (I) composto *Chaetoceros compressus*, espécie abundante, e *Anabaena* sp., pouco abundante, e o segundo (II) pelas espécies consideradas raras. Na estação chuvosa de 2005, *Scenedesmus quadricauda*, *Chaetoceros compressus* e *Oscillatoria* spp., espécies pouco abundantes, formaram o primeiro grupo (I) e o segundo incluiu as espécies raras (Figura 22).

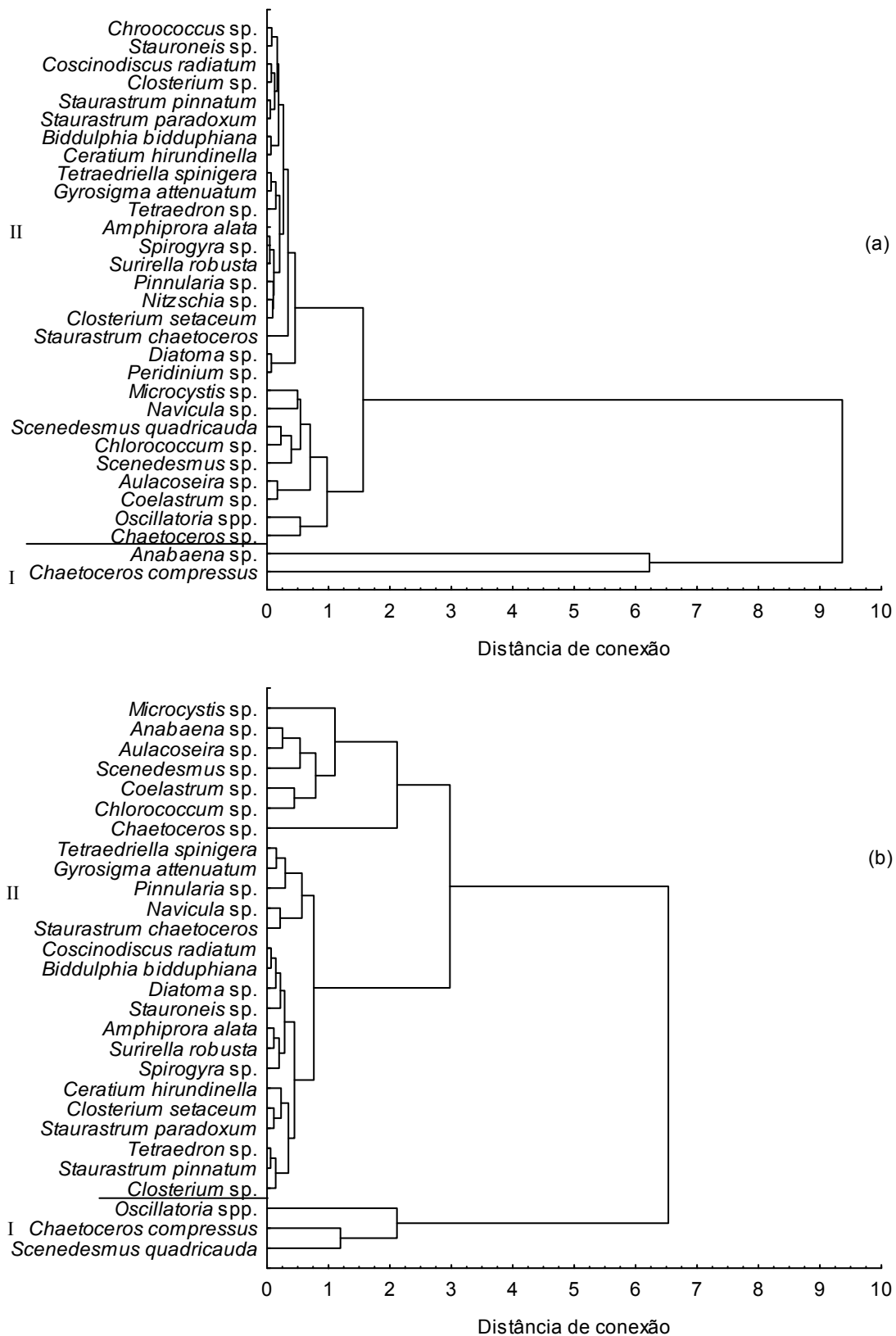


Figura 22 – Dendrogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para a estação seca de 2004 (a) e chuvosa de 2005 (b), estuário do Rio Cauípe, Caucaia (Ceará, Brasil).

A análise de correlação ( $r$ ) foi significativa ( $p \leq 0,05$ ) e direta para a precipitação pluviométrica e transparência da água (0,634);  $\text{CO}_2$  dissolvido com silicato (0,707); amônia total com nitrito (0,663); e Zygnematophyceae com Chlorophyceae (0,762) e Xanthophyceae (0,661). Correlação significativa e inversa foi observada entre a precipitação pluviométrica e silicato (-0,710);  $\text{CO}_2$  dissolvido com transparência da água (-0,884), fosfato (-0,742) e Chlorophyceae (-0,767); silicato e Chlorophyceae (-0,717); transparência da água e Bacillariophyceae (-0,660); e Xanthophyceae e Dinophyceae (-0,867).

A análise de agrupamento dos parâmetros físico-químicos e abundância do fitoplâncton mostrou a formação de seis grupos: i) Bacillariophyceae e Cyanophyceae; ii) Dinophyceae, silicato e  $\text{CO}_2$  dissolvido; iii) Xanthophyceae e  $\text{O}_2$  dissolvido (OD); iv) nitrito e amônia total; v) Zygnematophyceae, Chlorophyceae e pH; e vi) fosfato, transparência da água e precipitação pluviométrica (Figura 23).

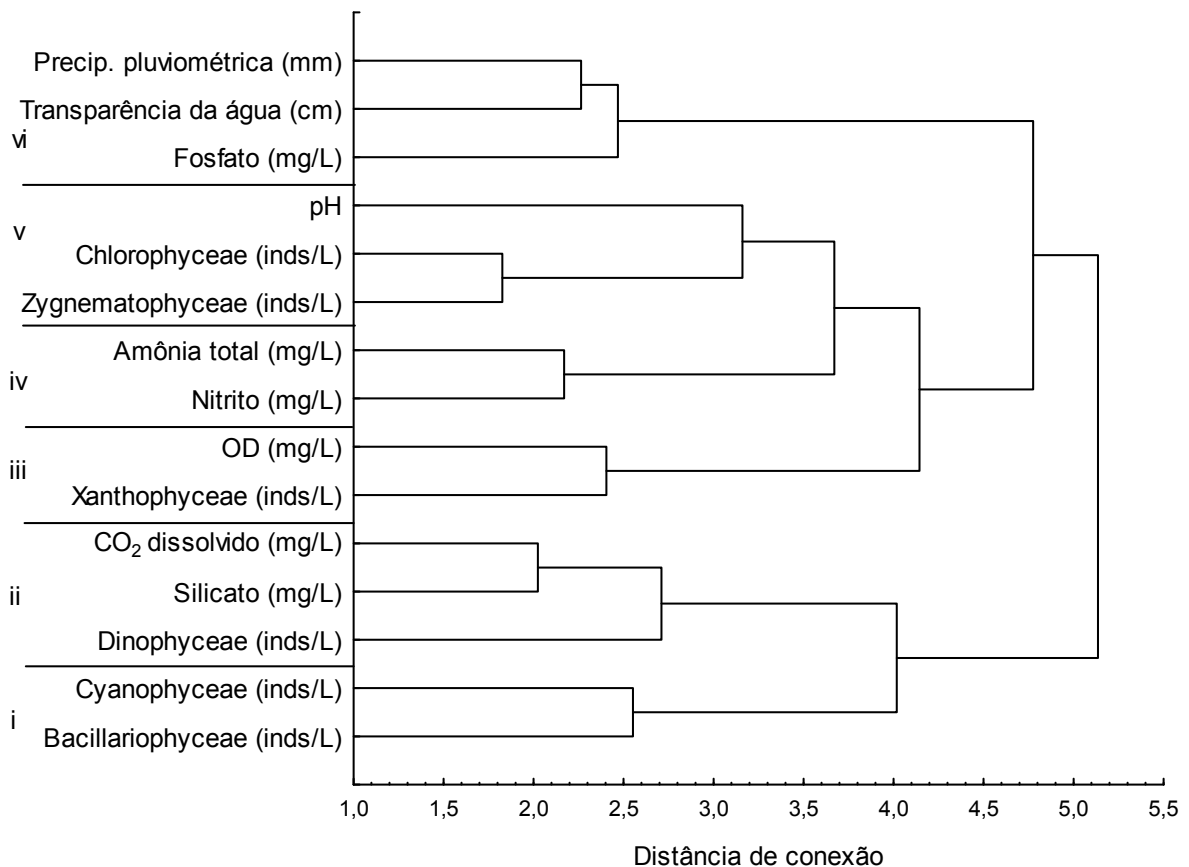


Figura 23 – Dendrograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplantônicos (agrupamentos i a vi), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para a estação seca de 2004 e chuvosa de 2005, estuário do Rio Cauapé, Caucaia (Ceará, Brasil).

No estuário do Rio Cauípe foi registrada a presença dos seguintes bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas: *Chroococcus* sp., *Microcystis* sp., *Oscillatoria* spp. e *Anabaena* sp. (Cyanophyceae); *Chaetoceros compressus*, *Chaetoceros* sp., *Gyrosigma attenuatum* e *Nitzschia* sp. (Bacillariophyceae); *Scenedesmus quadricauda*, *Scenedesmus* sp., *Coelastrum* sp. e *Tetraedron* sp. (Chlorophyceae); *Spirogyra* sp., *Closterium setaceum*, *Closterium* sp., *Staurastrum chaetoceros*, *S. pinnatum* e *S. paradoxum* (Zygnematophyceae).

Para o estuário do Rio Mundaú foram registradas 35 espécies na estação chuvosa de 2005, distribuídas entre as classes Bacillariophyceae, com 18 espécies; Chlorophyceae, com seis; Cyanophyceae e Zygnematophyceae, com quatro; Euglenophyceae, com duas; e Xanthophyceae, com uma espécie.

A abundância revelou *Asterionella formosa* e *Chaetoceros* sp. como espécies pouco abundantes e as demais espécies foram consideradas raras (Figura 24).

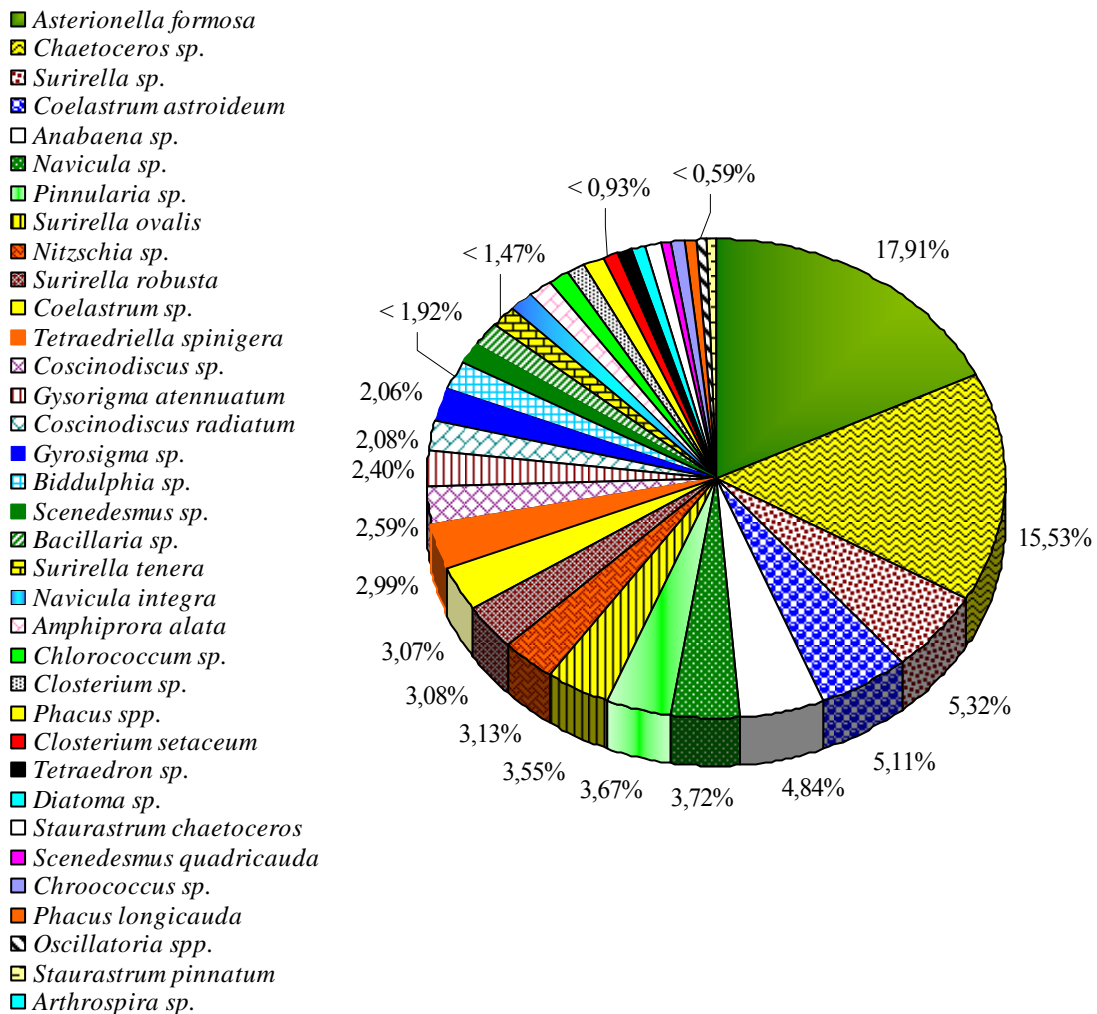


Figura 24 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2005, estuário do Rio Mundaú, Trairi (Ceará, Brasil).

Na estação seca de 2005 foram registradas 37 espécies, distribuídas entre as classes Bacillariophyceae, com 18 espécies; Chlorophyceae, com seis; Cyanophyceae e Zygnematophyceae, com quatro; Dinophyceae e Euglenophyceae, com duas; e Xanthophyceae, com uma espécie.

A abundância revelou *Asterionella formosa* e *Chaetoceros* sp. como espécies pouco abundantes e como raras, as demais espécies (Figura 25).

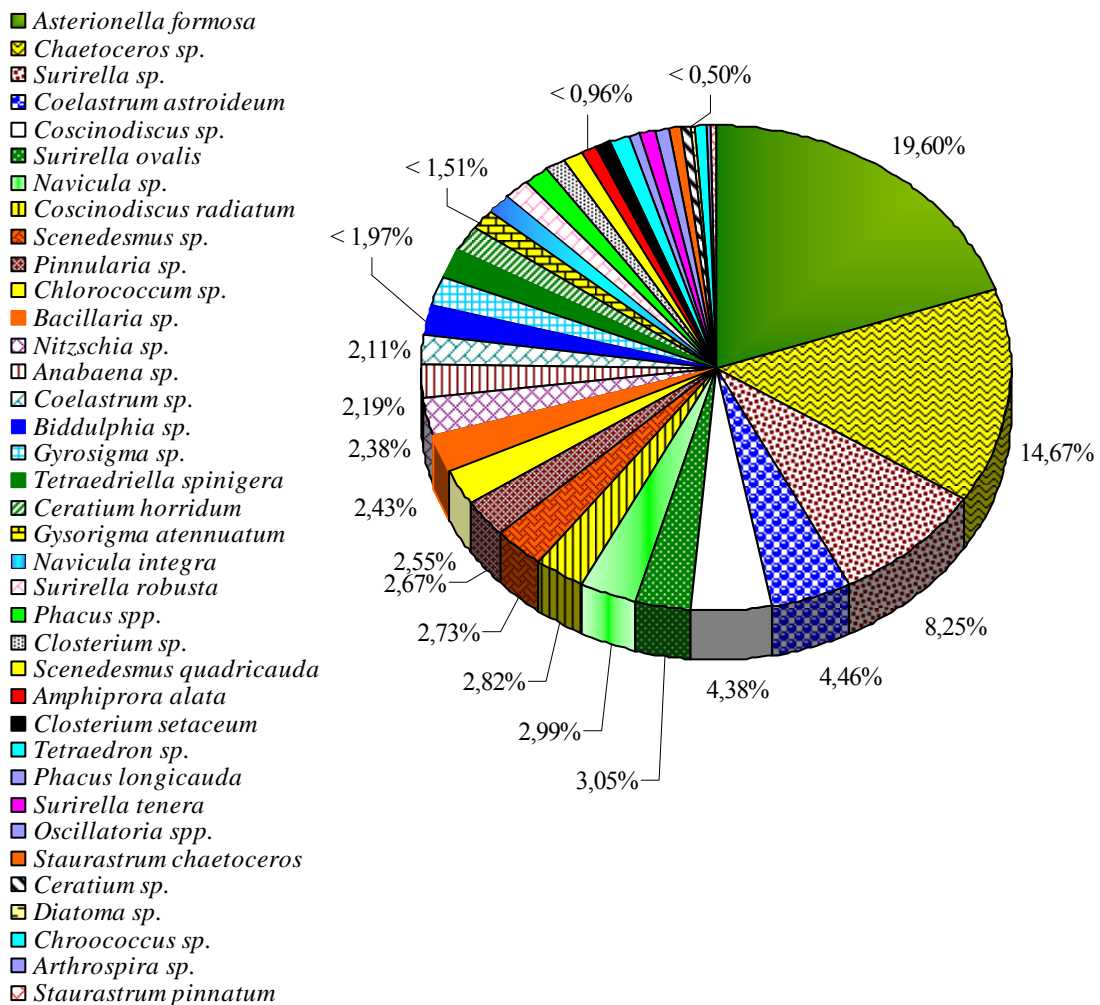


Figura 25 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2005, estuário do Rio Mundaú, Trairi (Ceará, Brasil).

Observou-se a dominância absoluta da classe Bacillariophyceae nas duas estações do ano, com mais de 70% de participação relativa e mantendo um número estável de espécie. Na estação seca ocorreram espécies da classe Dinophyceae (Figura 26).



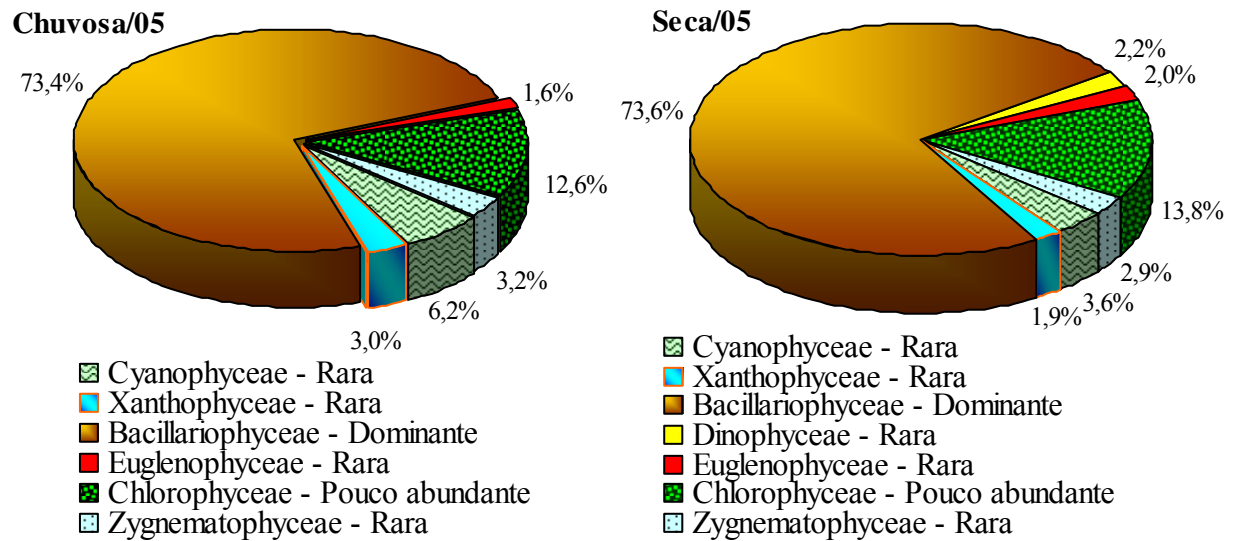


Figura 26 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplantônicas no estuário do Rio Mundaú, Trairi (Ceará, Brasil).

O índice de diversidade de espécies de Berger-Parker (1/d) no estuário do Rio Mundaú foi alto nas duas estações do ano, sendo maior na estação chuvosa (5,58) que na seca de 2005 (5,10). O índice de Simpson (1/D) também foi alto e maior (13,14) na primeira estação, embora na segunda tenha apresentado também, um índice bem elevado (12,44).

O índice de Shannon (H) foi alto e igual a 4,38 bits/ind. nas duas estações do ano, porém a riqueza de espécies (d) foi moderada, com 2,17 e 2,19 nas estações chuvosa e seca, respectivamente.

A equitabilidade (J) foi significativa ( $> 0,50$ ), com ótima distribuição dos indivíduos entre as espécies, na estação chuvosa (0,85) e seca (0,84).

A análise de agrupamento mostrou a formação de dois grupos compostos pelas mesmas espécies, tanto na estação chuvosa quanto na seca (Figura 27). O primeiro grupo (I) foi composto pelas espécies pouco abundantes: *Asterionella formosa* e *Chaetoceros* sp. e o segundo (II), pelas espécies consideradas raras.

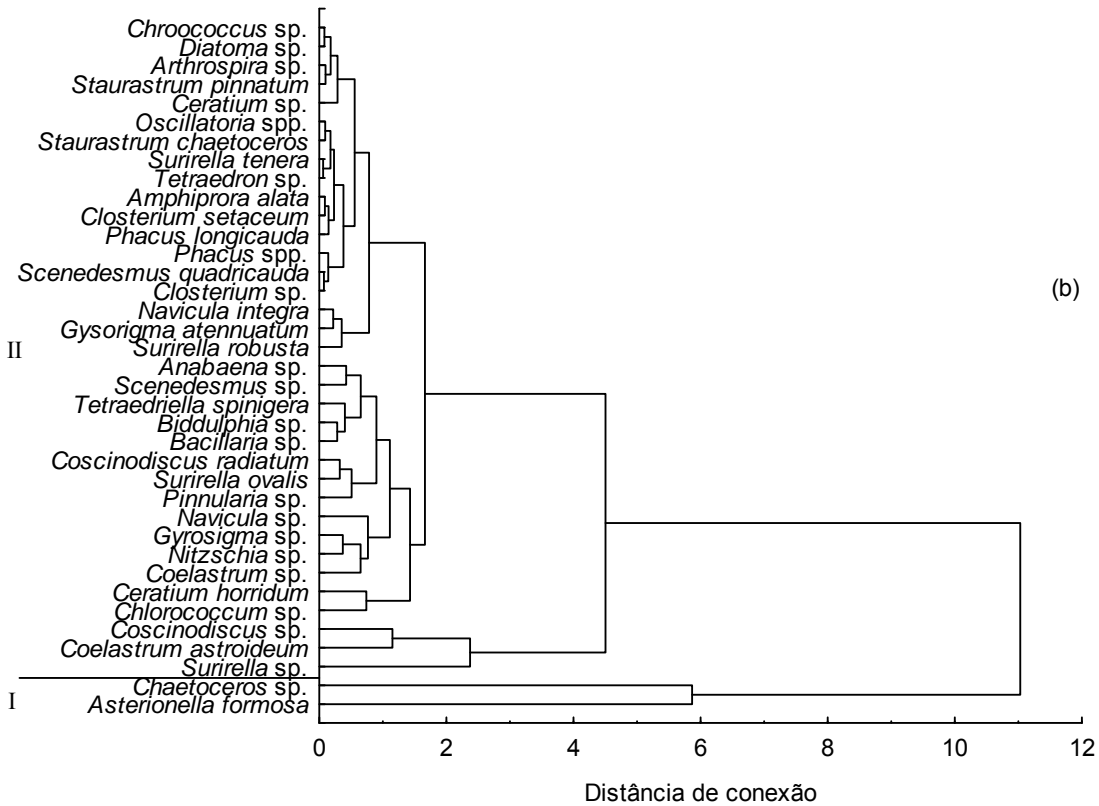
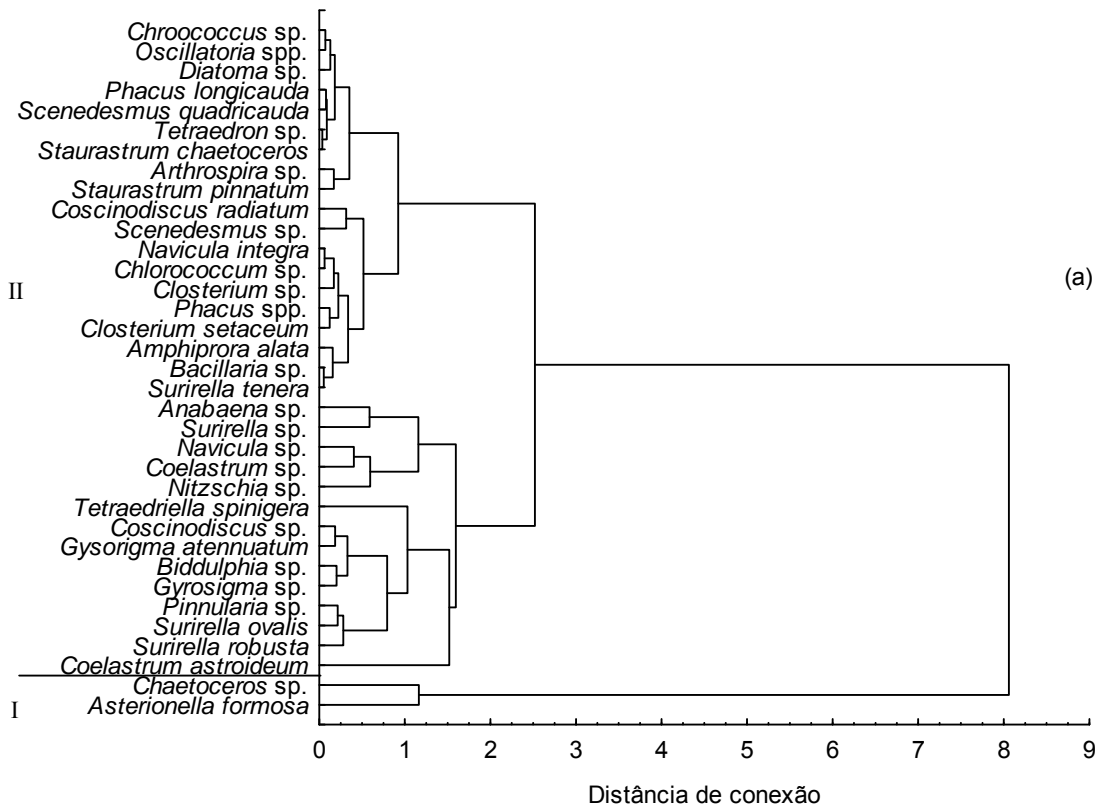


Figura 27 – Dendrogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para a estação chuvosa (a) e seca (b) de 2005, estuário do Rio Mundaú, Trairi (Ceará, Brasil).

A análise de correlação ( $r$ ) foi significativa ( $p \leq 0,05$ ) e direta para a precipitação pluviométrica e Cyanophyceae (0,678); amônia total com transparência da água (0,733) e pH (0,698); Dinophyceae e Euglenophyceae (0,791); Chlorophyceae com Bacillariophyceae (0,981) e Euglenophyceae (0,664); e Zygnematophyceae com Dinophyceae (0,674) e Euglenophyceae (0,820). Correlação significativa e inversa foi observada entre a precipitação pluviométrica e Bacillariophyceae (-0,834), Dinophyceae (-0,770), Euglenophyceae (-0,767) e Chlorophyceae (-0,852); CO<sub>2</sub> dissolvido e Cyanophyceae (-0,725); e O<sub>2</sub> dissolvido e Xanthophyceae (-0,764).

A análise de agrupamento dos parâmetros físico-químicos e abundância do fitoplâncton mostrou a formação de seis agrupamentos: i) Zygnematophyceae, Euglenophyceae e Dinophyceae; ii) Chlorophyceae, Bacillariophyceae e CO<sub>2</sub> dissolvido; iii) fosfato, O<sub>2</sub> dissolvido (OD) e silicato; iv) pH, amônia total e transparência da água; v) nitrito e Xanthophyceae; e vi) Cyanophyceae e precipitação pluviométrica (Figura 28).

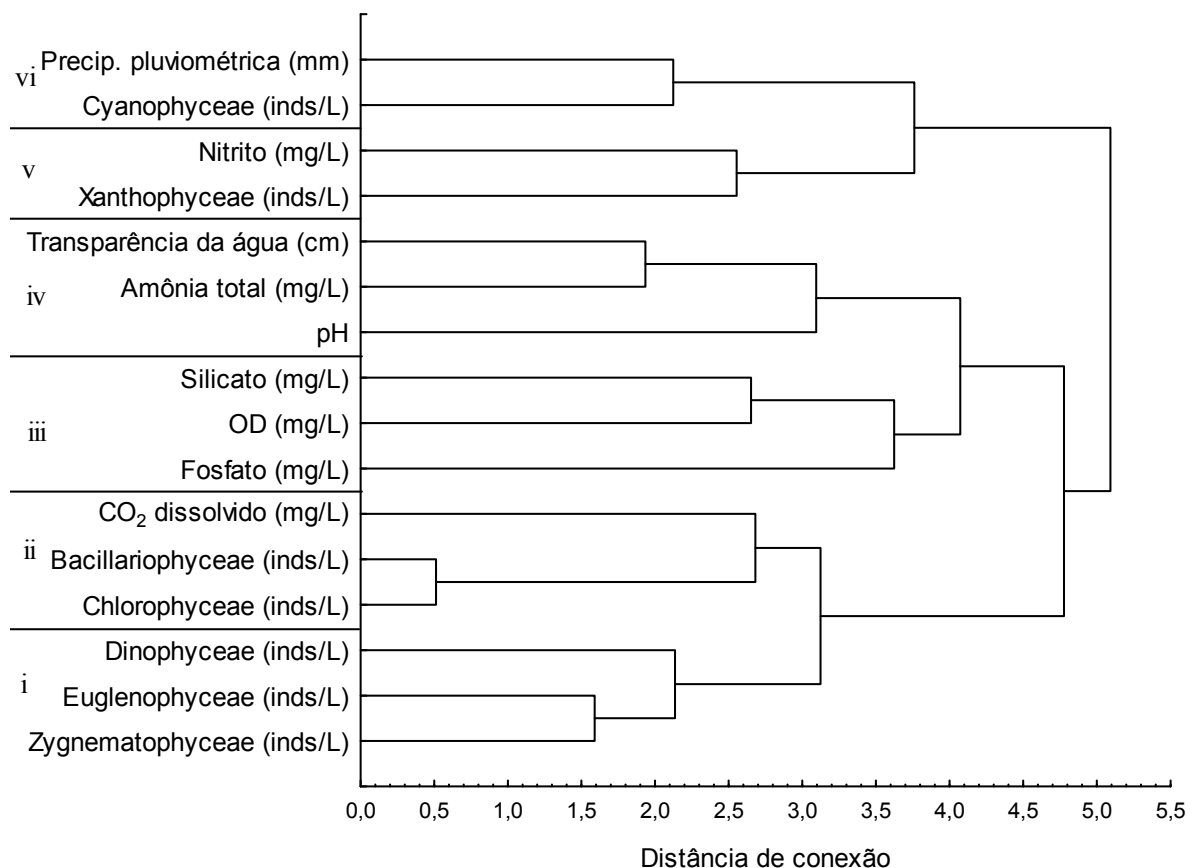


Figura 28 – Dendrograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplancônicos (agrupamentos i a vi), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2005, estuário do Rio Mundaú, Trairi (Ceará, Brasil).

Os seguintes bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas ocorreram no estuário do Rio Mundaú: *Chroococcus* sp., *Arthrospira* sp., *Oscillatoria* spp. e *Anabaena* sp., (Cyanophyceae); *Chaetoceros* sp., *Gyrosigma attenuatum* e *Nitzschia* sp. (Bacillariophyceae); *Phacus longicauda* e *Phacus* sp. (Euglenophyceae); *Scenedesmus quadricauda*, *Scenedesmus* sp. e *Tetraedron* sp. (Chlorophyceae); *Closterium setaceum*, *Closterium* sp., *Staurastrum chaetoceros* e *S. pinnatum* (Zygnematophyceae).

No estuário do Rio Ceará foram registradas 52 espécies na estação chuvosa de 2005, distribuídas entre as classes Bacillariophyceae, com 20 espécies; Chlorophyceae, com 13; Cyanophyceae, com oito; Zygnematophyceae, com seis; Euglenophyceae, com três; e Xanthophyceae e Dinophyceae, com uma espécie.

A análise da abundância relativa mostrou *Asterionella formosa* e *Eudorina cylindrica* como espécies pouco abundantes e as demais como espécies raras (Figura 29).

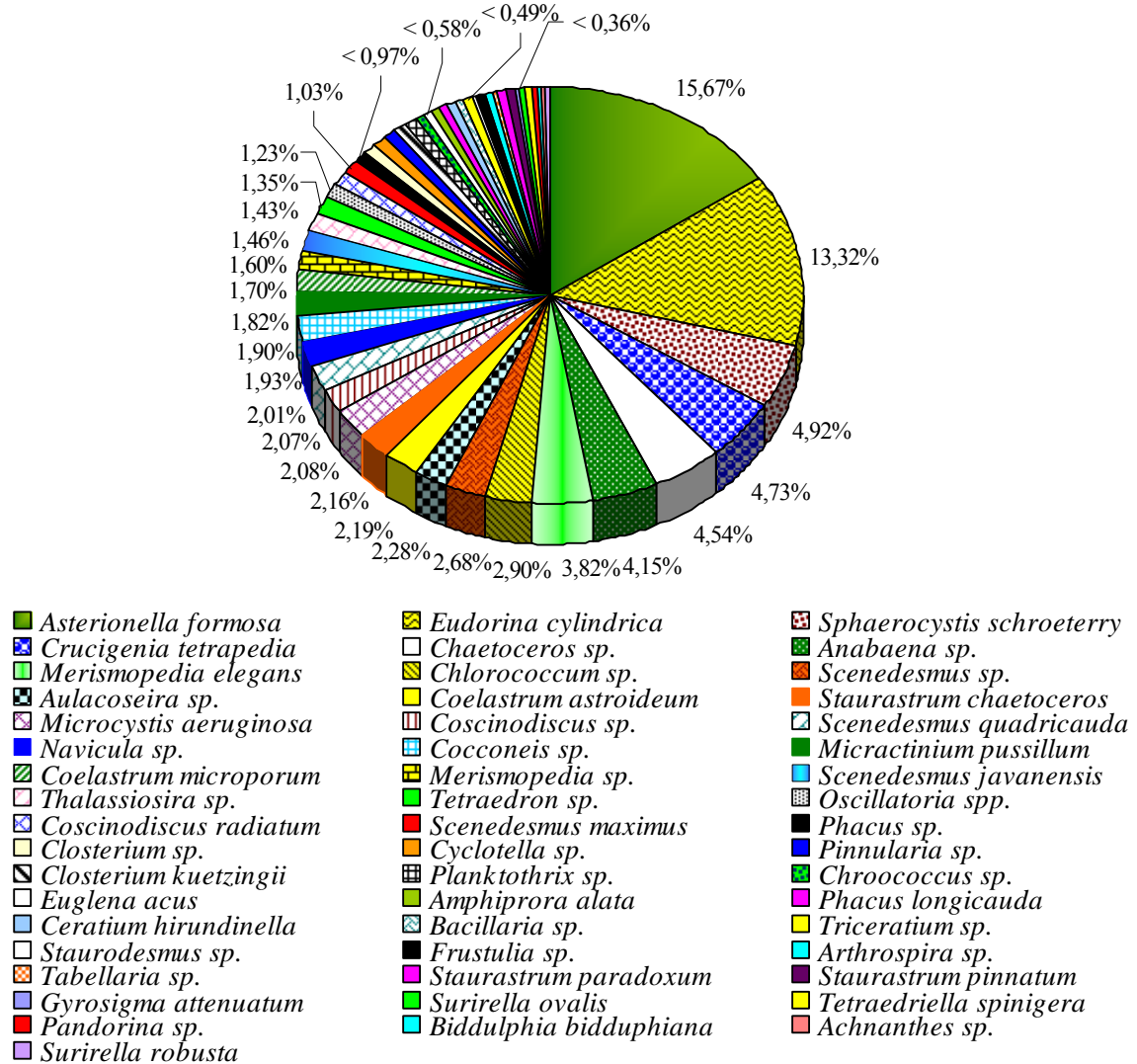


Figura 29 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2005, estuário do Rio Ceará, Fortaleza (Ceará, Brasil).



As classes Bacillariophyceae e Chlorophyceae foram abundantes nas duas estações do ano. No entanto, as Cyanophyceae tiveram uma participação mais expressiva na estação seca, em virtude do *bloom* de *Planktothrix* sp. Quanto a Xanthophyceae, Dinophyceae e Euglenophyceae, estas foram raras nas duas estações do ano (Figura 31).

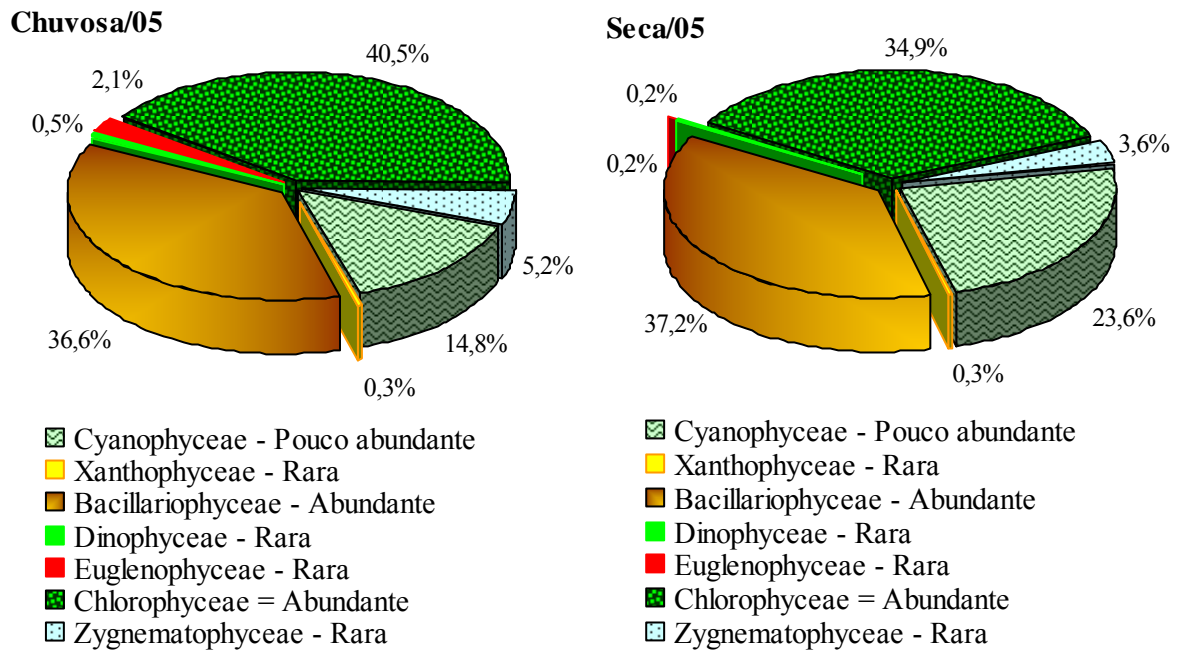


Figura 31 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplancônicas no estuário do Rio Ceará, Fortaleza (Ceará, Brasil).

O índice de diversidade de espécies de Berger-Parker (1/d) no estuário do Rio Ceará foi alto, sendo maior na estação chuvosa (6,38) que na seca de 2005 (5,09). O índice de Simpson (1/D) também foi alto nas duas estações do ano, sendo maior (16,69) na primeira estação que na segunda (8,62).

O índice de Shannon (H) foi alto e maior na estação chuvosa (4,84 bits/ind.) que na seca (3,91 bits/ind.), enquanto a riqueza de espécies (d) foi elevada, com 3,11 e 2,48, respectivamente. A equitabilidade (J) foi significativa ( $> 0,50$ ), variando de ótima (0,85) na primeira estação a boa, na segunda (0,72).

A análise de agrupamento mostrou a formação de dois grupos bem distintos. Na estação chuvosa, o primeiro grupo (I) foi composto por *Eudorina cylindrica* e *Asterionella formosa*, espécies pouco abundantes, e o segundo (II), pelas espécies consideradas raras. Na estação seca, *Eudorina cylindrica*, *Asterionella formosa* e *Planktothrix* sp., espécies pouco abundantes, formaram o primeiro grupo (I), e o segundo incluiu as espécies raras (Figura 32).

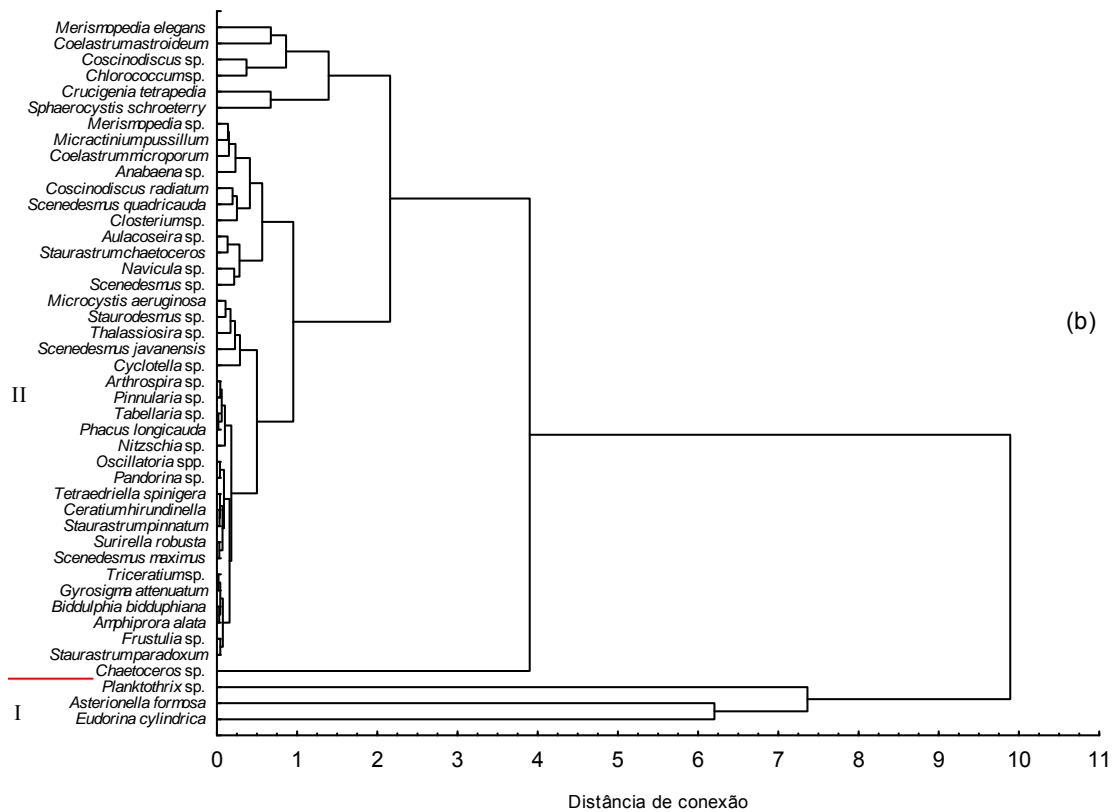
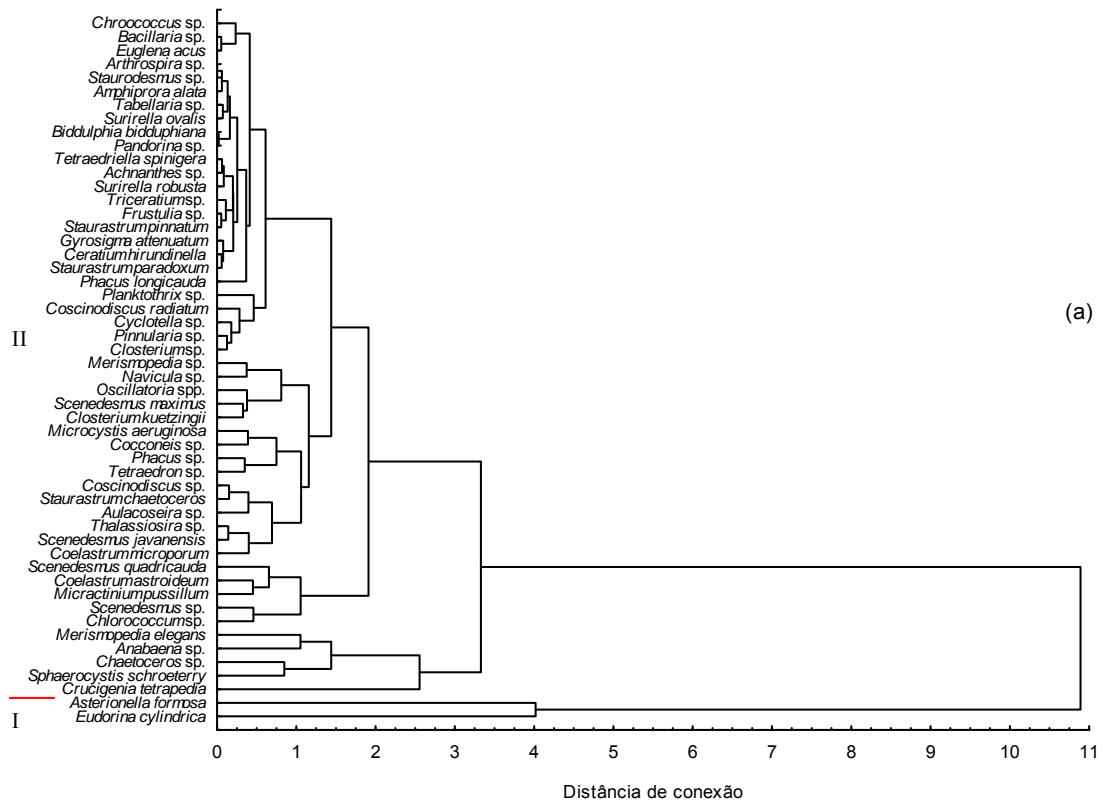


Figura 32 – Dendogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para a estação chuvosa (a) e seca (b) de 2005, estuário do Rio Ceará, Fortaleza (Ceará, Brasil).

A análise de correlação ( $r$ ) foi significativa ( $p \leq 0,05$ ) e direta para precipitação pluviométrica com nitrito (0,650) e Euglenophyceae (0,739); transparência da água e Chlorophyceae (0,720); fosfato e Dinophyceae (0,727); nitrito e Euglenophyceae (0,752); Xanthophyceae e Zygnematophyceae (0,797); e Bacillariophyceae e Chlorophyceae (0,699). Correlação significativa e inversa foi observada para precipitação pluviométrica com transparência da água (-0,791) e Chlorophyceae (-0,898); transparência da água e Euglenophyceae (-0,711);  $\text{CO}_2$  dissolvido com amônia total (-0,759) e Chlorophyceae (-0,661); pH e Euglenophyceae (-0,720); e Chlorophyceae e Euglenophyceae (-0,753).

A análise de agrupamento dos parâmetros físico-químicos e da abundância do fitoplâncton mostrou a formação de seis agrupamentos: i)  $\text{O}_2$  dissolvido (OD) e pH; ii) Dinophyceae, fosfato e  $\text{CO}_2$  dissolvido; iii) Xanthophyceae, Zygnematophyceae e Cyanophyceae; iv) Bacillariophyceae, Chlorophyceae e transparência da água; v) amônia total e silicato; e vi) Euglenophyceae, nitrito e precipitação pluviométrica (Figura 33).

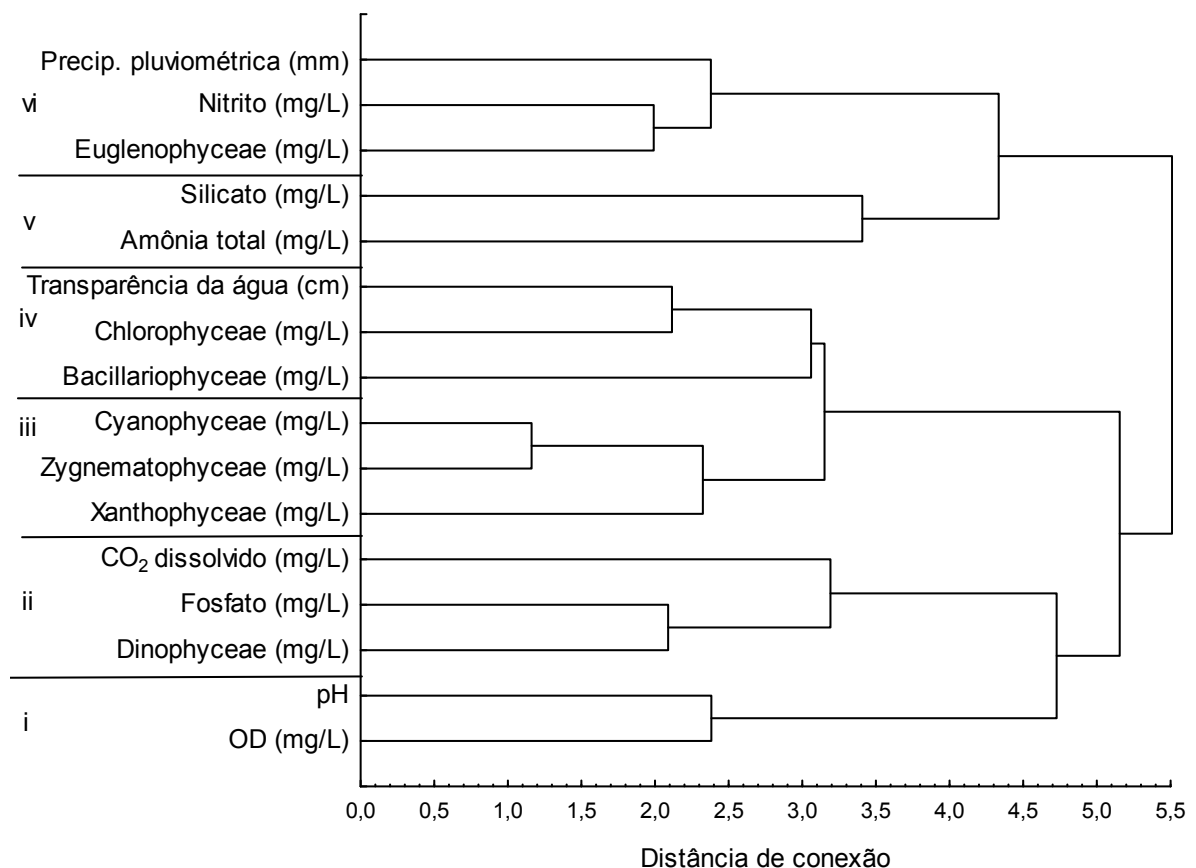


Figura 33 – Dendrograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplancônicos (agrupamentos i a vi), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2005, estuário do Rio Ceará, Fortaleza (Ceará, Brasil).



Os seguintes bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas foram observados no estuário do Rio Ceará: *Chroococcus* sp., *Merismopedia elegans*, *Merismopedia* sp., *Microcystis aeruginosa*, *Arthrospira* sp., *Oscillatoria* spp., *Planktothrix* sp. e *Anabaena* sp. (Cyanophyceae); *Cyclotella* sp., *Chaetoceros* sp., *Gyrosigma attenuatum* e *Nitzschia* sp. (Bacillariophyceae); *Euglena acus*, *Phacus longicauda* e *Phacus* sp. (Euglenophyceae); *Sphaerocystis schroeteryi*, *Pandorina* sp., *Eudorina cylindrica*, *Scenedesmus quadricauda*, *S. maximus*, *S. javanensis*, *Scenedesmus* sp., *Coelastrum astroideum*, *C. microporum*, *Crucigenia tetrapedia*, *Micractinium pussillum* e *Tetraedron* sp. (Chlorophyceae); *Closterium kuetzingii*, *Closterium* sp., *Staurastrum chaetoceros*, *S. pinnatum*, *S. paradoxum* e *Staurodesmus* sp. (Zygnematophyceae).

No estuário do Rio Malcozinhado foram registradas 29 espécies na estação chuvosa de 2005, distribuídas entre as classes Bacillariophyceae, com 22 espécies, seguida das Chlorophyceae, com cinco, e das Cyanophyceae e Zygnematophyceae, com uma espécie.

A abundância relativa (Figura 34) revelou *Coscinodiscus radiatum*, *Asterionella formosa*, *Chaetoceros* sp. e *Coscinodiscus* sp., como espécies pouco abundantes, enquanto as demais espécies foram consideradas como raras.

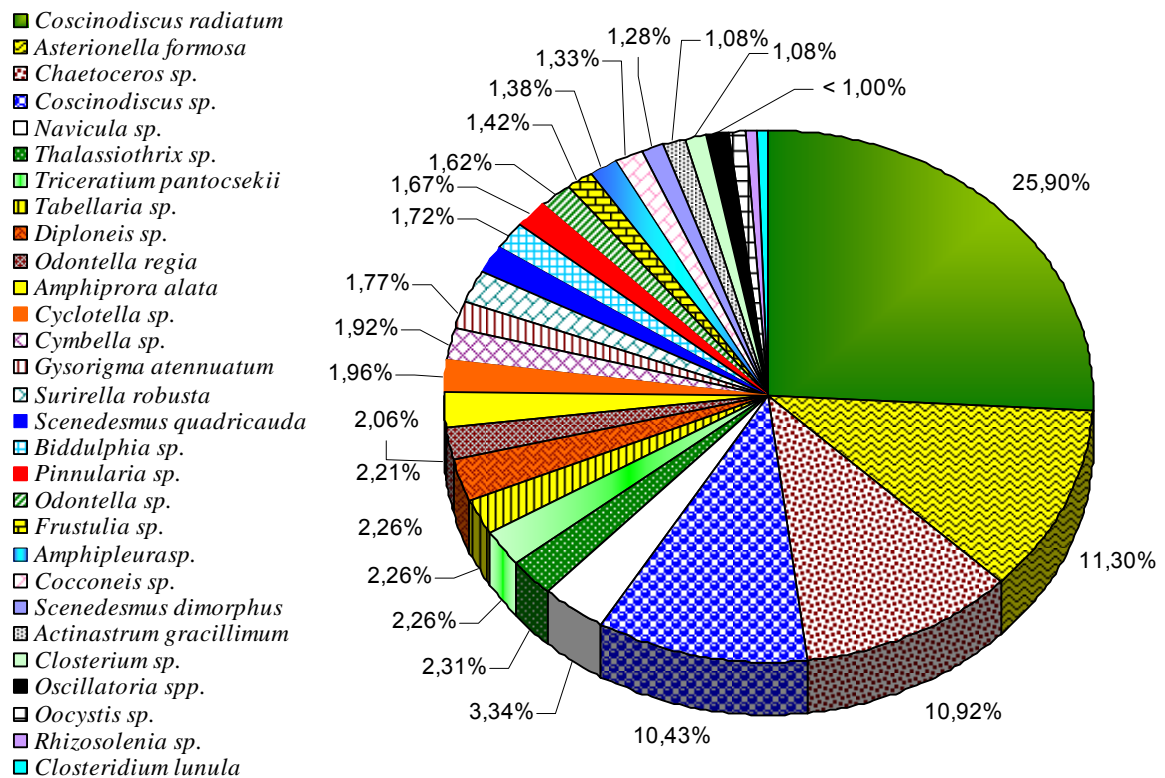


Figura 34 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2005, estuário do Rio Malcozinhado, Cascavel (Ceará, Brasil).

Na estação seca 2005 foram registradas 32 espécies, com maior abundância de Bacillariophyceae, 22 espécies, seguida de Chlorophyceae, com cinco, Dinophyceae e Zygnematophyceae, com duas, e Cyanophyceae, com uma espécie.

A abundância relativa (Figura 35) revelou *Asterionella formosa*, como espécie abundante, *Coscinodiscus radiatum*, *Chaetoceros* sp. e *Coscinodiscus* sp., como pouco abundantes, enquanto as demais espécies foram consideradas raras.

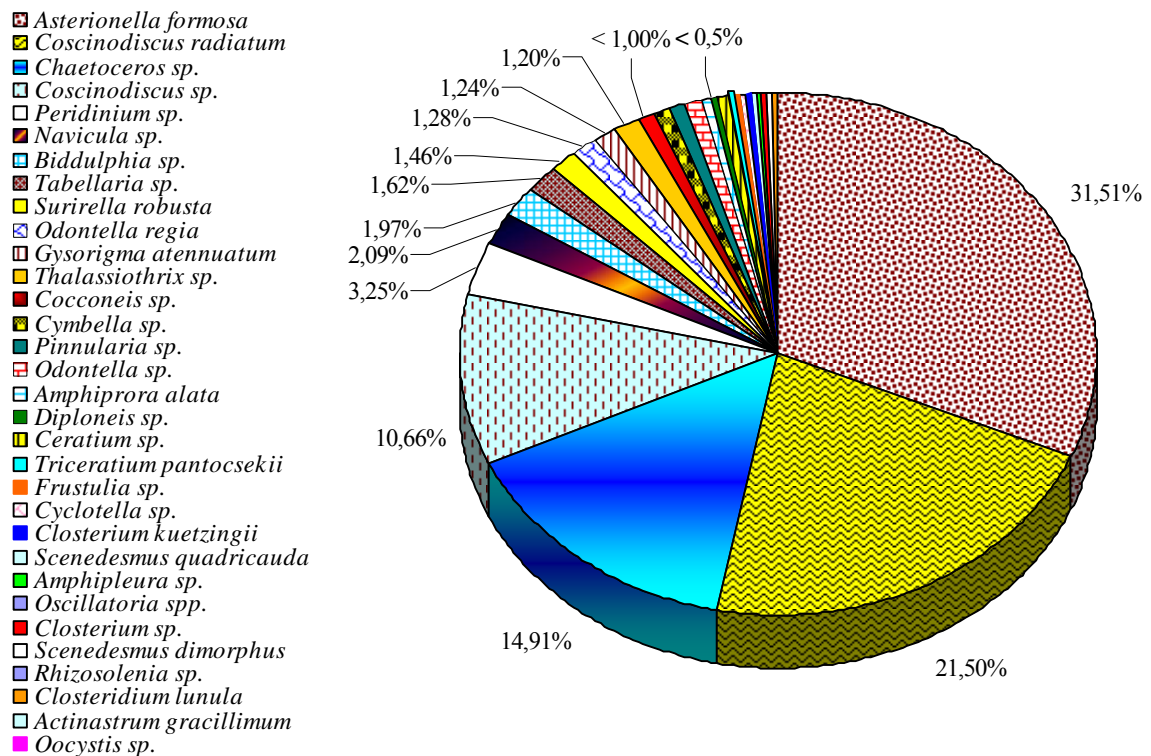


Figura 35 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2005, estuário do Rio Malcozinhado, Cascavel (Ceará, Brasil).

Observou-se a dominância absoluta da classe Bacillariophyceae nas duas estações do ano (Figura 36), com mais de 90% de participação relativa e um número estável de espécie (22).

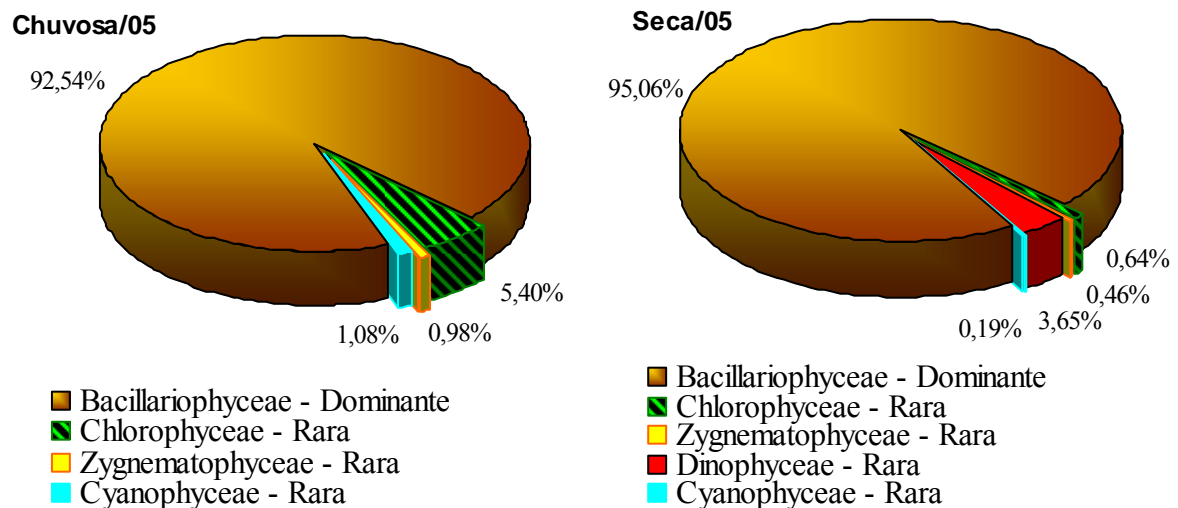


Figura 36 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplantônicas no estuário do Rio Malcozinhado, Cascavel (Ceará, Brasil).

O índice de diversidade de espécies de Berger-Parker (1/d) no estuário do Rio Malcozinhado foi alto e maior na estação chuvosa (3,86) que na seca de 2005 (3,17). O índice de Simpson (1/D) também foi alto e maior na primeira estação (9,06), embora na segunda tenha apresentado um índice elevado (5,49).

O índice de Shannon (H) foi alto tanto na estação chuvosa quanto na seca, sendo maior na primeira estação (3,96 bits/ind.) que na segunda (3,13 bits/ind.), respectivamente. A riqueza de espécie (d) foi elevada e igual a 3,21 na primeira estação e moderada, na segunda (2,92). Quanto à distribuição dos indivíduos entre as espécies (J), esta foi significativa ( $> 0,50$ ), sendo ótima (0,81) na estação chuvosa e regular (0,63), na seca.

A análise de agrupamento mostrou a formação de dois grupos na estação chuvosa, sendo o primeiro (I) composto pelas espécies pouco abundantes: *Coscinodiscus radiatum*, *Asterionella formosa*, *Chaetoceros* sp., e *Coscinodiscus* sp. e o segundo (II), pelas espécies consideradas raras (Figura 37a).

Na estação seca, o primeiro grupo (I) foi formado por *Asterionella formosa*, espécie abundante e, por *Coscinodiscus radiatum*, *Chaetoceros* sp. e *Coscinodiscus* sp., pouco abundantes, enquanto o segundo grupo (II) englobou as espécies raras (Figura 37b).

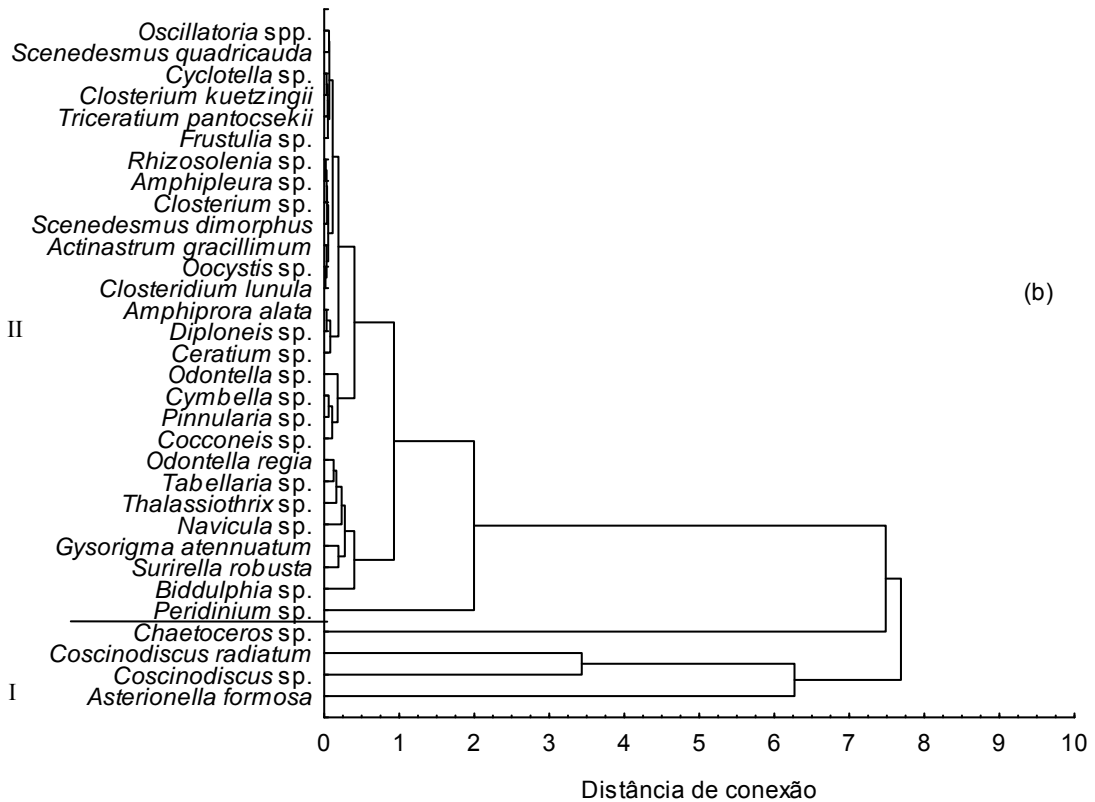
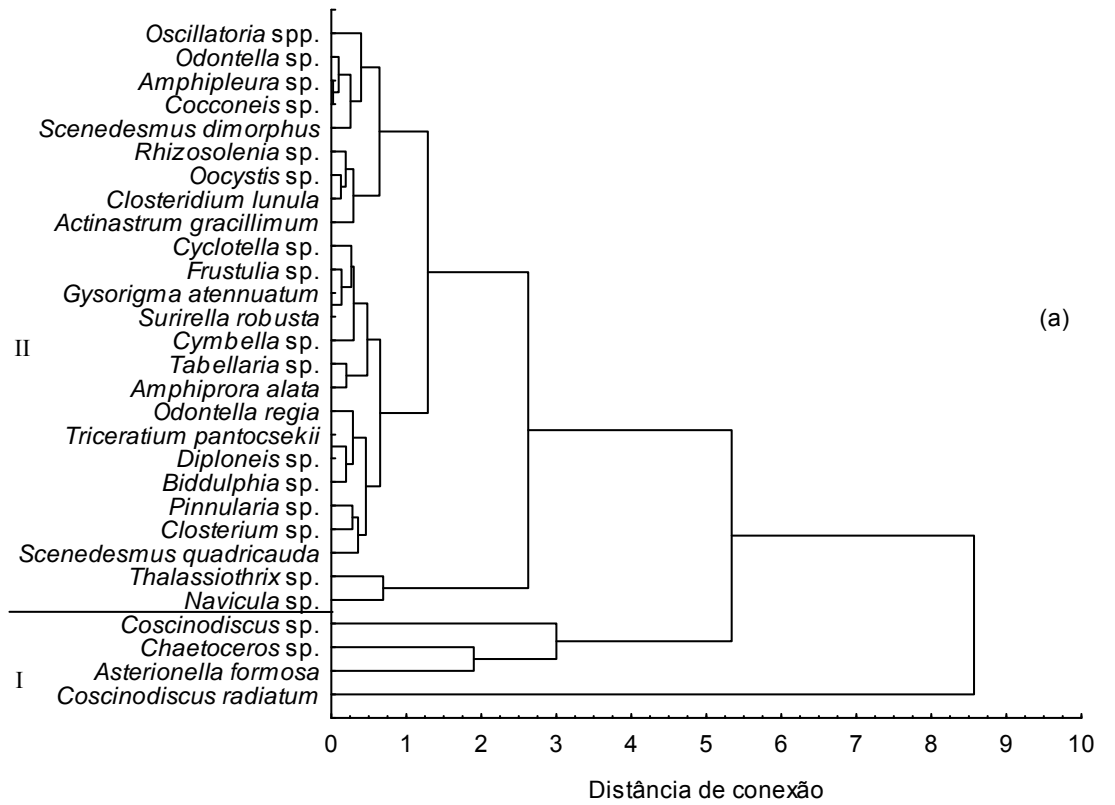


Figura 37 – Dendrogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamento I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa (a) e seca (b) de 2005, estuário do Rio Malcozinhado, Cascavel (Ceará, Brasil).

Observou-se correlação ( $r$ ) significativa ( $p \leq 0,05$ ) e direta da precipitação pluviométrica com Chlorophyceae (0,702) e pH (0,676); pH e O<sub>2</sub> dissolvido (0,750); fosfato com CO<sub>2</sub> dissolvido (0,780) e amônia total (0,678); nitrito e silicato (0,718); e Bacillariophyceae e Zygnematophyceae (0,890). Correlação significativa e inversa foi observada entre a precipitação pluviométrica e Bacillariophyceae (-0,668); transparência da água e Chlorophyceae (-0,670); e CO<sub>2</sub> dissolvido e Dinophyceae (-0,694).

A análise de agrupamento dos parâmetros físico-químicos e abundância do fitoplâncton mostrou a formação de cinco grupos: i) Dinophyceae, Bacillariophyceae, Zygnematophyceae e transparência da água; ii) Cyanophyceae, nitrito e silicato; iii) amônia total, fosfato e CO<sub>2</sub> dissolvido; iv) O<sub>2</sub> dissolvido (OD) e pH; e v) Chlorophyceae e precipitação pluviométrica (Figura 38).

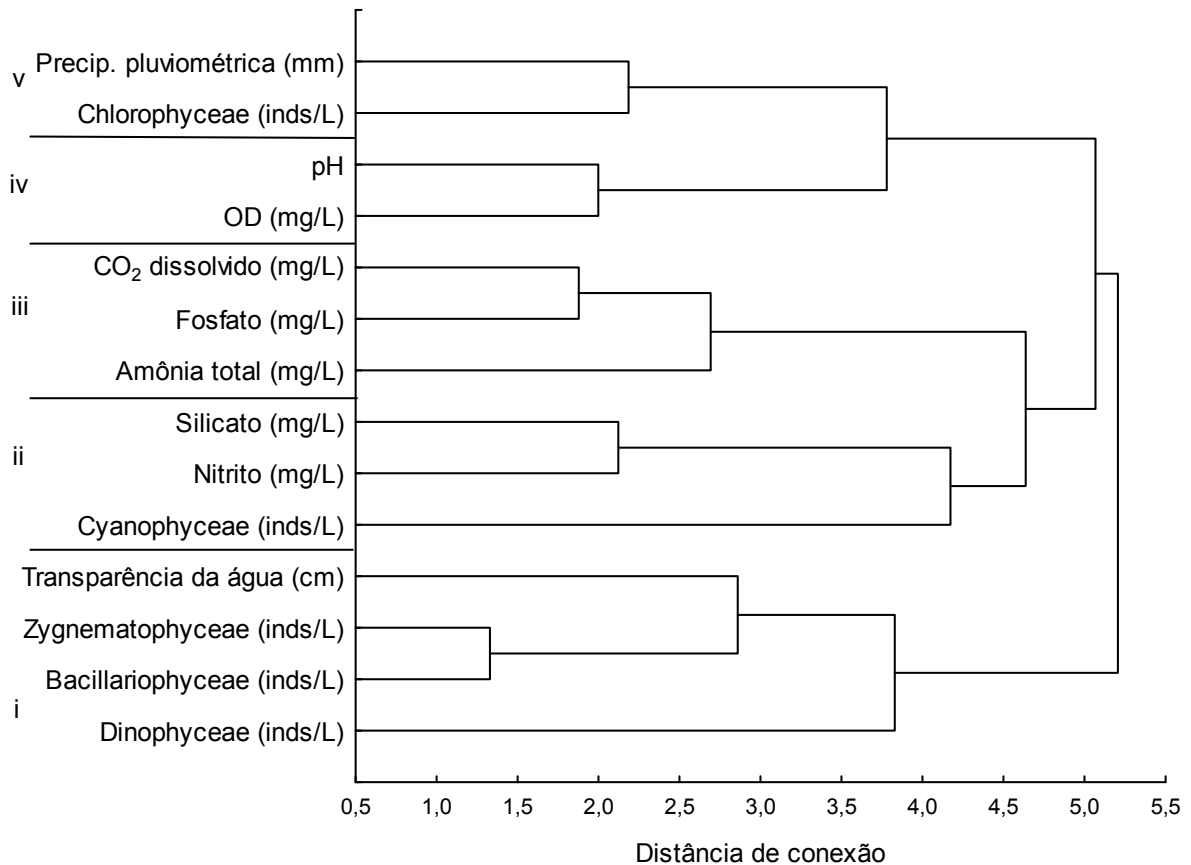


Figura 38 – Dendrograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplancônicos (agrupamentos i a v), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2005, estuário do Rio Malcozinhado, Cascavel (Ceará, Brasil).

No estuário do Rio Malcozinhado foi registrada a presença dos seguintes bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas: *Oscillatoria* spp. (Cyanophyceae); *Cyclotella* sp. e *Gyrosigma attenuatum* (Bacillariophyceae); *Scenedesmus quadricauda* e *S. dimorphus* (Chlorophyceae); *Closterium kuetzingii* e *Closterium* sp. (Zygnematophyceae).

#### 4.3.2 Lagoas

Na lagoa de Jijoca foram registradas 15 espécies na estação seca de 2004, distribuídas entre as classes Bacillariophyceae, com seis espécies, seguida das Chlorophyceae, com cinco, e das Cyanophyceae e Zygnematophyceae, com duas espécies.

A abundância relativa (Figura 39) revelou *Aulacoseira* sp., *Scenedesmus quadricauda*, *Scenedesmus* sp. e *Chlorococcum* sp., como espécies pouco abundantes, enquanto as demais espécies foram consideradas como raras.

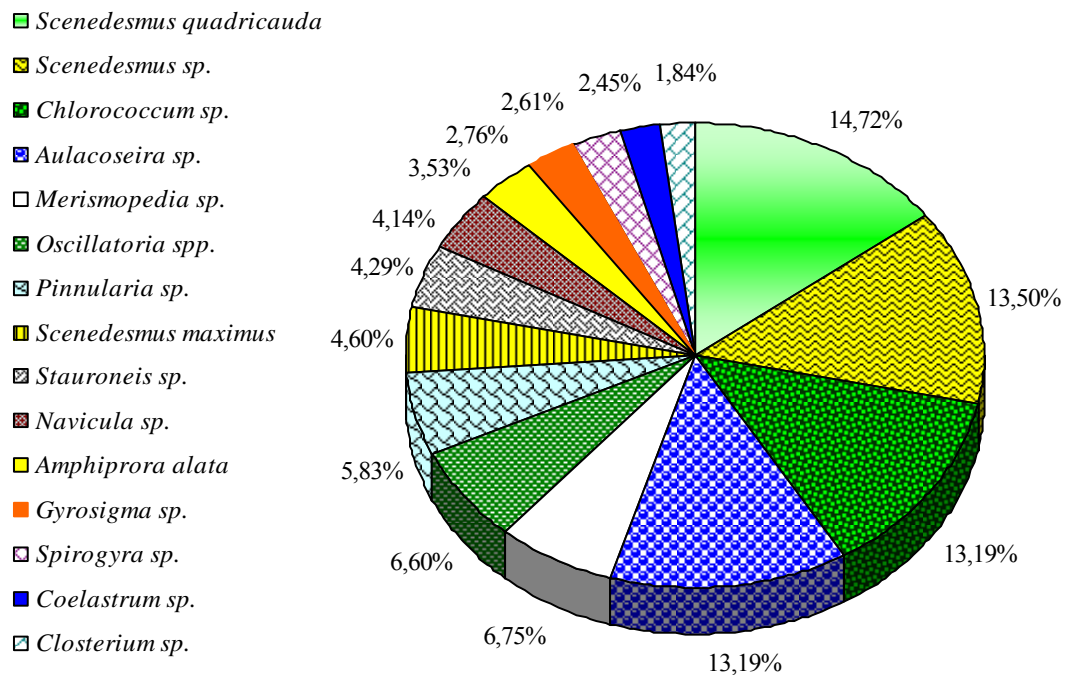


Figura 39 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca 2004, lagoa de Jijoca, Jijoca de Jericoacoara (Ceará, Brasil).

Na estação chuvosa de 2005 foram registradas 22 espécies, com maior abundância de Bacillariophyceae, 12 espécies; seguida de Chlorophyceae, com cinco; Cyanophyceae e Zygnematophyceae, com duas; e Dinophyceae com uma espécie.

A abundância relativa (Figura 40) revelou *Navicula* sp., *Aulacoseira* sp., *Scenedesmus quadricauda* e *Pinnularia* sp., como espécies pouco abundantes, e as outras espécies foram consideradas raras.

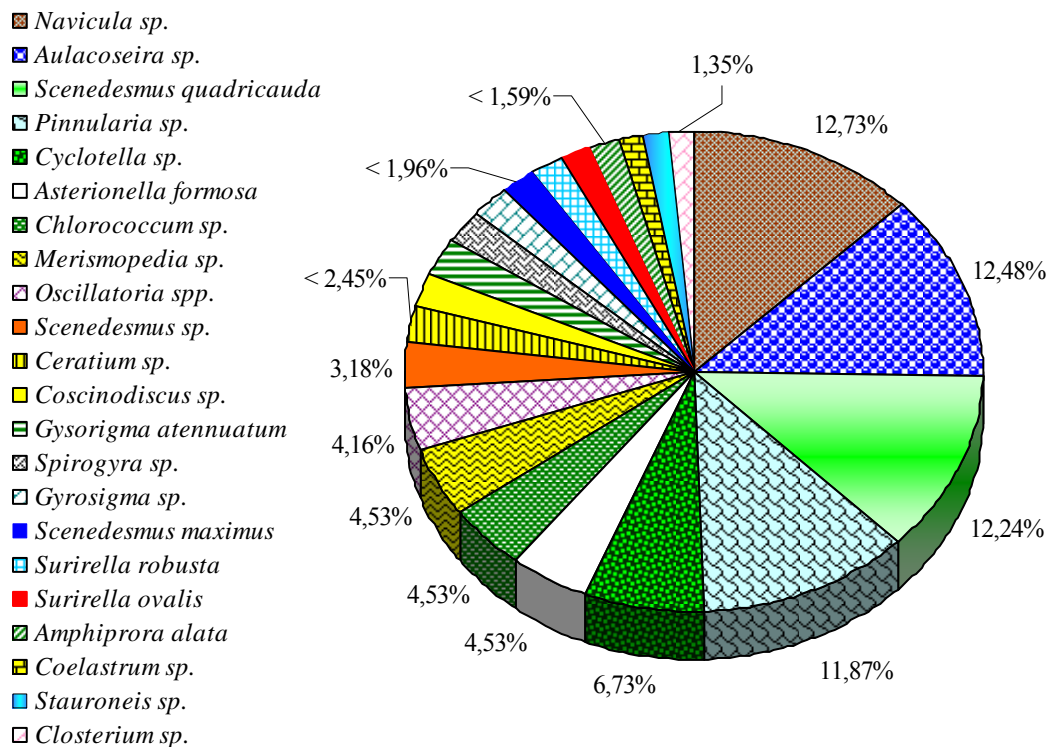


Figura 40 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2005, lagoa de Jijoca, Jijoca de Jericoacoara (Ceará, Brasil).

As classes Bacillariophyceae e Chlorophyceae foram abundantes durante a estação seca 2004; Cyanophyceae foi pouco abundante e Zygnematophyceae, rara. Na estação chuvosa de 2005 ocorreu um aumento significativo no número de espécies de Bacillariophyceae (50%), conseqüentemente, aumento na sua abundância o que levou a sua dominância na estação, enquanto Chlorophyceae passou a ser pouco abundante, e Cyanophyceae, Zygnematophyceae e Dinophyceae foram raras (Figura 41).

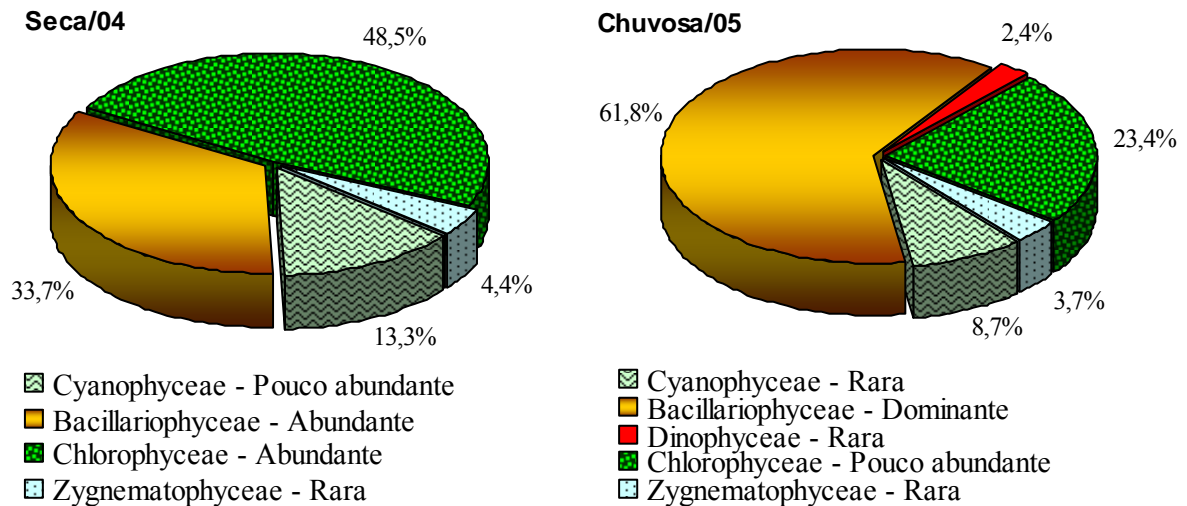


Figura 41 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplanctônicas na lagoa de Jijoca, Jijoca de Jericoacoara (Ceará, Brasil).

O índice de diversidade de espécies de Berger-Parker (1/d) na lagoa de Jijoca foi alto, e maior na estação chuvosa de 2005 (7,86) que na seca de 2004 (6,79). O índice de Simpson (1/D) também foi alto, e maior na primeira estação (12,68), mesmo apresentando um índice elevado na segunda (10,38).

O índice de Shannon (H) foi alto, sendo maior na estação chuvosa de 2005 (4,01 bits/ind.) que na seca de 2004 (3,61 bits/ind.). A riqueza de espécie (d) foi baixa nas duas estações e igual a 1,03 e 1,52. Já a distribuição dos indivíduos entre as espécies (J) foi significativa ( $> 0,50$ ) e excelente (0,92 e 0,90).

A análise de agrupamento mostrou a formação de dois grupos na estação seca de 2004, sendo o primeiro (I) composto pelas espécies pouco abundantes: *Scenedesmus* sp., *Scenedesmus quadricauda*, *Chlorococcum* sp. e *Aulacoseira* sp. e, o segundo (II), pelas espécies consideradas raras (Figura 42a).

Na estação chuvosa de 2005, o primeiro grupo (I) foi formado por *Scenedesmus quadricauda*, *Pinnularia* sp., *Navicula* sp. e *Aulacoseira* sp., espécies pouco abundantes, enquanto o segundo grupo (II) englobou as espécies raras (Figura 42b).



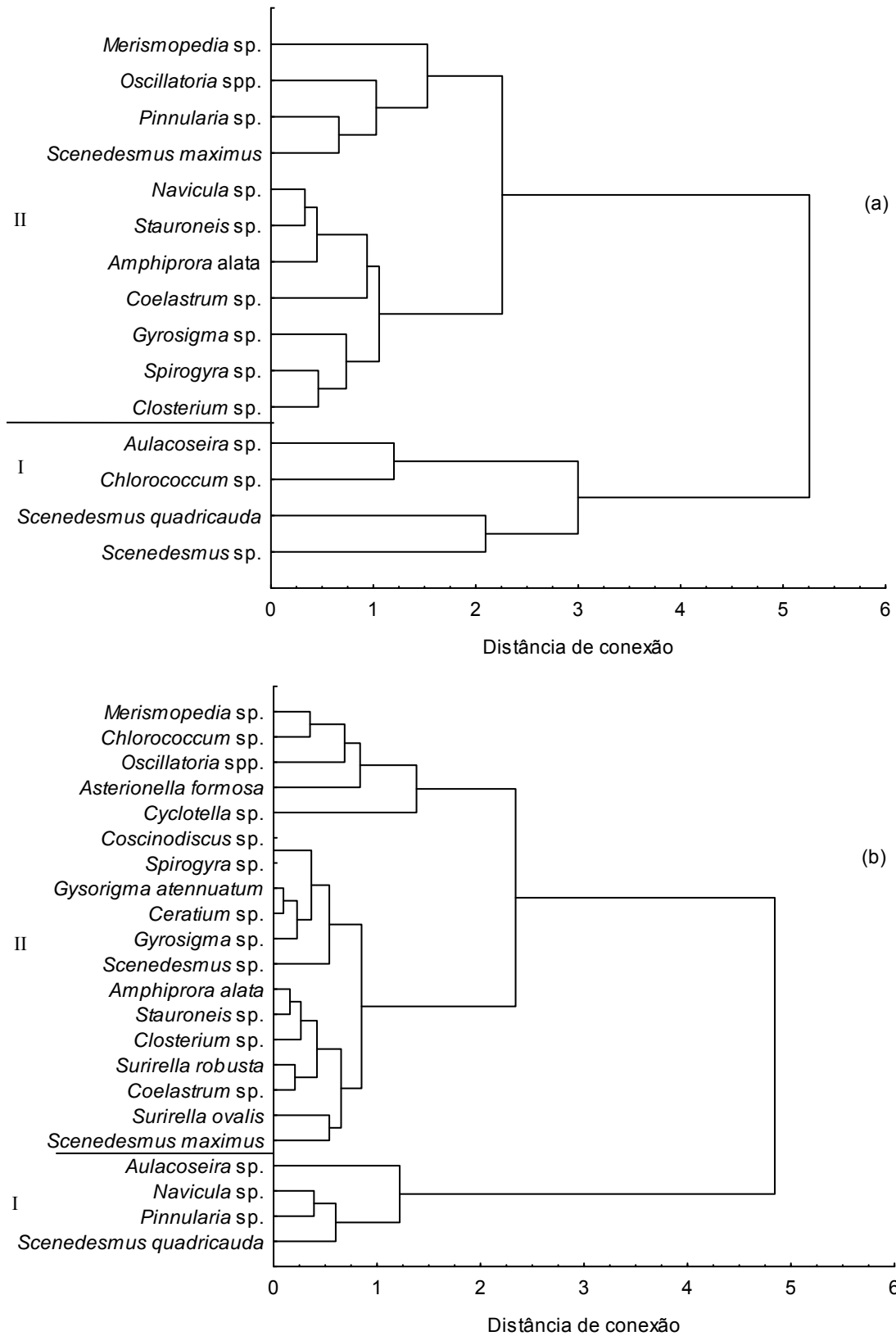


Figura 42 – Dendrogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para a estação seca de 2004 (a) e chuvosa de 2005 (b), lagoa de Jijoca, Jijoca de Jericoacoara (Ceará, Brasil).

A correlação ( $r$ ) foi significativa ( $p \leq 0,05$ ) e direta para precipitação pluviométrica com silicato (0,904), Dinophyceae (0,760) e Bacillariophyceae (0,690); silicato com Dinophyceae (0,958) e Bacillariophyceae (0,929);  $\text{CO}_2$  dissolvido com fosfato (0,682) e  $\text{O}_2$  dissolvido (0,881); e Dinophyceae e Bacillariophyceae (0,984). Correlação significativa e inversa foi observada da transparência da água com  $\text{CO}_2$  dissolvido (-0,846) e  $\text{O}_2$  dissolvido (-0,729); e pH e amônia total (-0,730).

A análise de agrupamento dos parâmetros físico-químicos e abundância do fitoplâncton mostrou a formação de quatro grupos: i) Zygnematophyceae, Cyanophyceae e amônia total; ii) Chlorophyceae, fosfato,  $\text{O}_2$  dissolvido (OD) e  $\text{CO}_2$  dissolvido; iii) transparência da água e pH; e iv) Bacillariophyceae, Dinophyceae, silicato e precipitação pluviométrica (Figura 43).

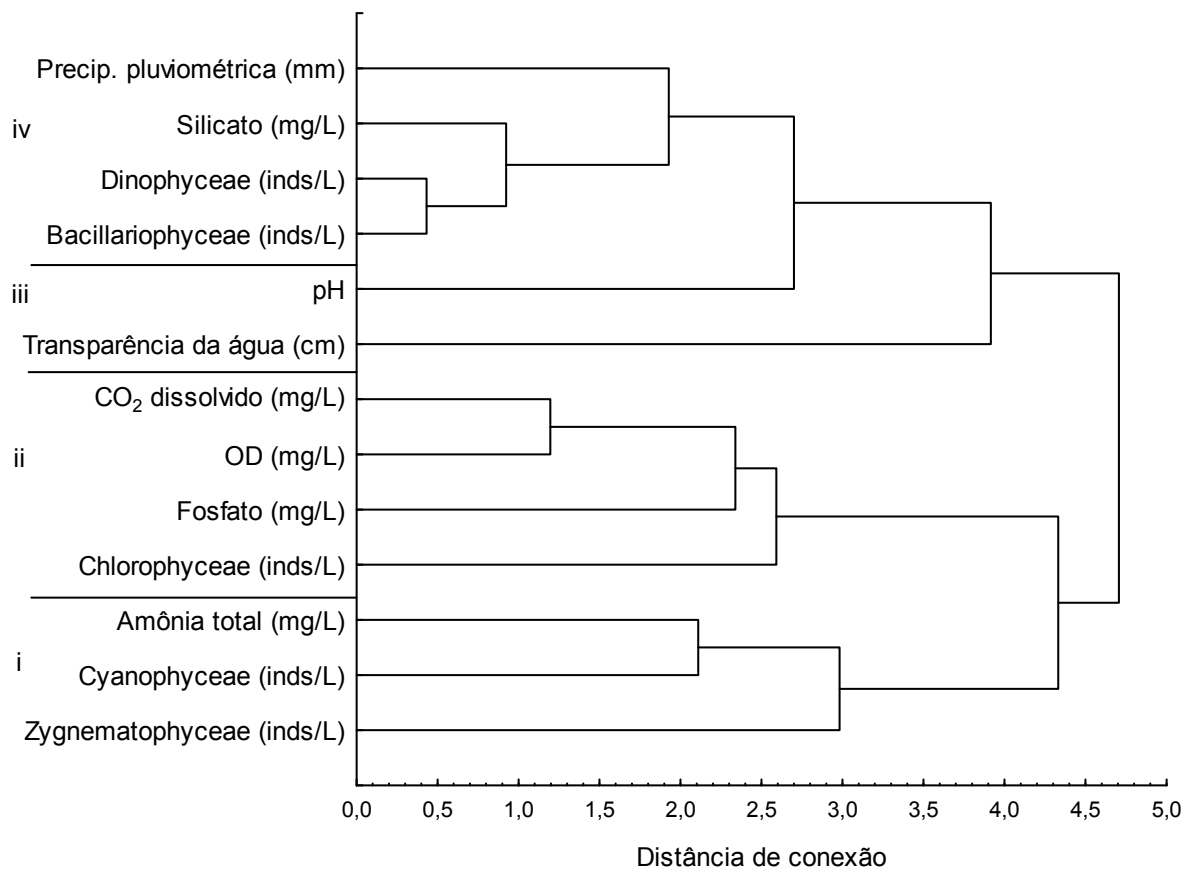


Figura 43 – Dendrograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos (agrupamento i a iv), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para a estação seca de 2004 e chuvosa de 2005, lagoa de Jijoca, Jijoca de Jericoacoara (Ceará, Brasil).

Como bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas na lagoa de Jijoca foram registrados: *Merismopedia* sp. e *Oscillatoria* spp. (Cyanophyceae); *Cyclotella* sp. e *Gyrosigma attenuatum* (Bacillariophyceae); *Scenedesmus quadricauda*, *S. maximus* e *Scenedesmus* sp. (Chlorophyceae); *Spirogyra* sp. e *Closterium* sp. (Zygnematophyceae).

Na lagoa do Pecém foram registradas 18 espécies na estação seca de 2004, distribuídas entre as classes Bacillariophyceae, com sete; Chlorophyceae e Zygnematophyceae, com quatro; Cyanophyceae, com duas espécies; e Dinophyceae, com uma espécie.

A abundância relativa (Figura 44) revelou *Scenedesmus quadricauda*, *Aulacoseira* sp., *Chlorococcum* sp. e *Diatoma* sp., como espécies pouco abundantes, enquanto as demais espécies foram consideradas como raras.

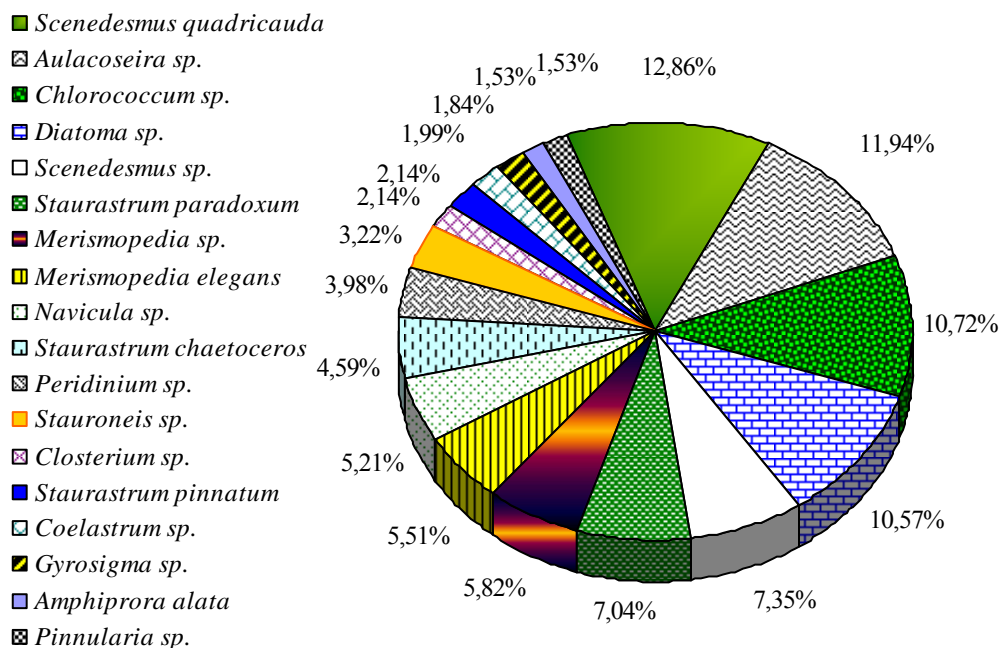


Figura 44 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2004, lagoa do Pecém, Pecém (Ceará, Brasil).

Na estação chuvosa de 2005 foram registradas 17 espécies, distribuídas nas classes: Bacillariophyceae, com sete; Chlorophyceae e Zygnematophyceae, com quatro; e Cyanophyceae, com duas espécies.

A abundância relativa (Figura 45) revelou *Scenedesmus quadricauda*, *Diatoma* sp., *Chlorococcum* sp. e *Aulacoseira* sp., como espécies pouco abundantes, enquanto as demais espécies foram consideradas como raras.

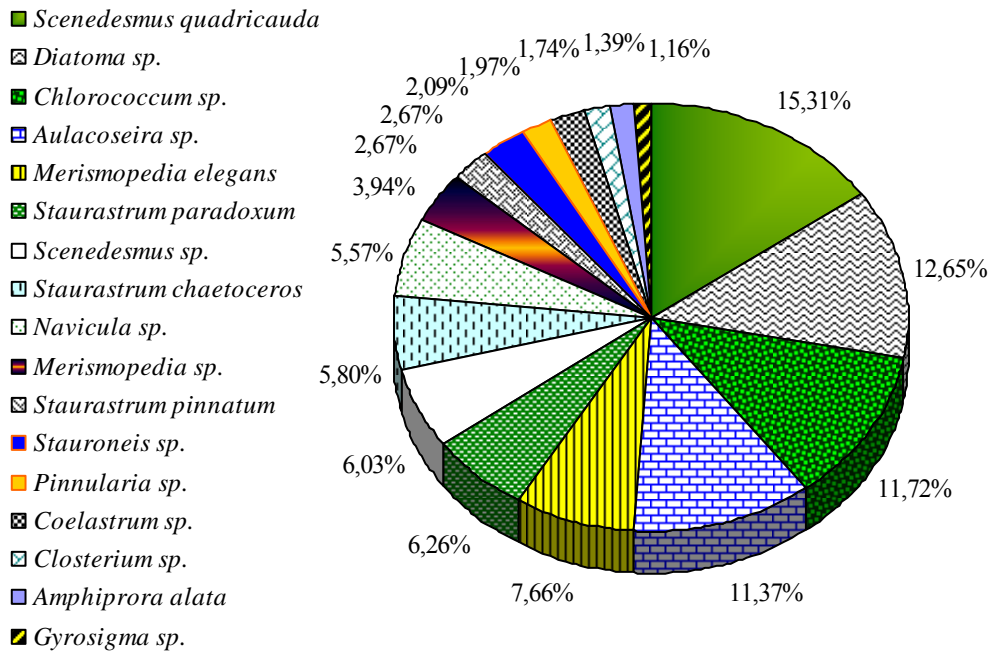


Figura 45 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2005, lagoa do Pecém, Pecém (Ceará, Brasil).

As classes Bacillariophyceae e Chlorophyceae foram abundantes, e as Cyanophyceae e Zygnematophyceae foram pouco abundantes, na estação seca de 2004 e chuvosa de 2005. A classe Dinophyceae foi registrada na estação seca de 2004 e classificada como rara (Figura 46).

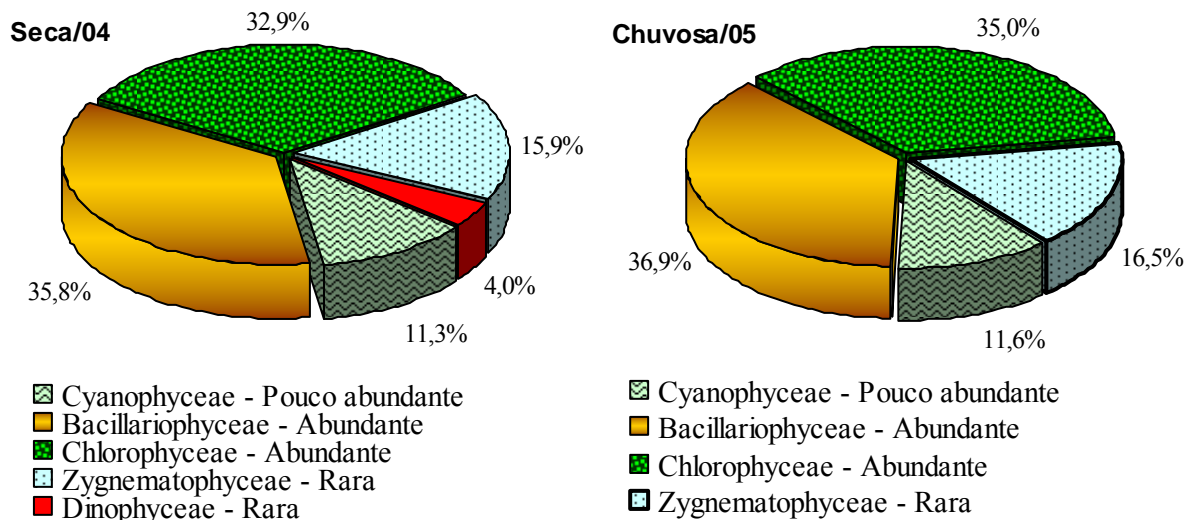


Figura 46 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplanctônicas na lagoa do Pecém, Pecém (Ceará, Brasil).

O índice de diversidade de espécies de Berger-Parker ( $1/d$ ) na lagoa do Pecém foi alto, sendo maior na estação seca de 2004 (7,77) que na chuvosa de 2005 (6,53). O índice de Simpson ( $1/D$ ) também foi alto e maior na primeira estação (12,53), embora na segunda tenha apresentado um índice alto (11,06).

O índice de Shannon (H) foi alto, sendo maior na estação seca de 2004 (3,86 bits/ind.) que na chuvosa de 2005 (3,71 bits/ind.). Respectivamente, a riqueza de espécie ( $d$ ) foi baixa nas duas estações e, igual a 1,25 e 1,15, enquanto a distribuição dos indivíduos entre as espécies (J) foi significativa ( $> 0,50$ ) e excelente (0,93 e 0,91).

A análise de agrupamento mostrou a formação de dois grupos na estação seca de 2004, sendo o primeiro (I) composto pelas espécies pouco abundantes: *Scenedesmus quadricauda*, *Chlorococcum* sp., *Diatoma* sp. e *Aulacoseira* sp. e, o segundo (II), pelas espécies consideradas raras (Figura 47a).

Na estação chuvosa de 2005, o primeiro grupo (I) foi formado por *Scenedesmus quadricauda*, *Chlorococcum* sp., *Diatoma* sp. e *Aulacoseira* sp., espécies pouco abundantes, enquanto o segundo grupo (II) englobou as espécies raras (Figura 47b).

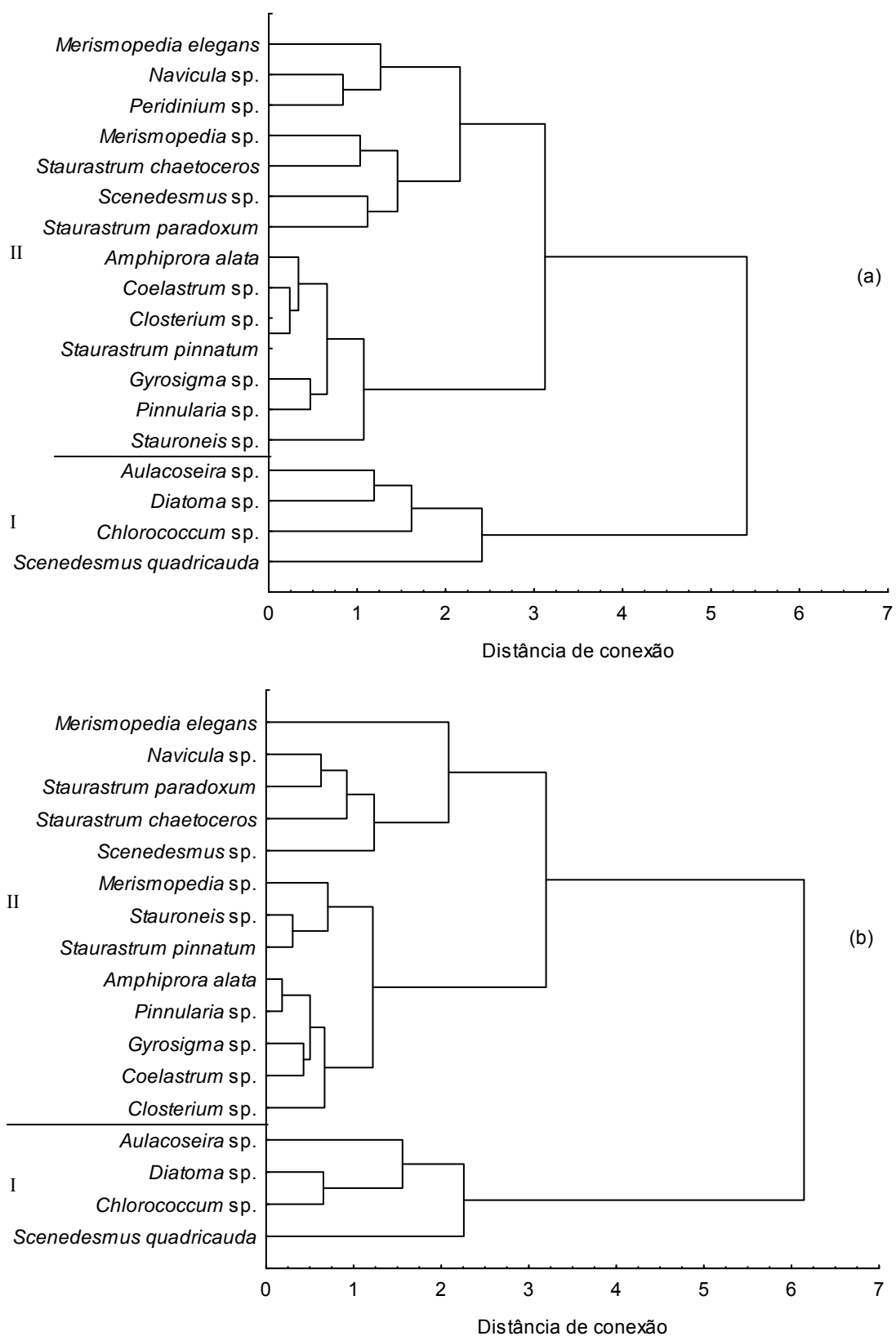


Figura 47 – Dendrogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para a estação seca de 2004 (a) e chuvosa de 2005 (b), lagoa do Pecém, Pecém (Ceará, Brasil).

A correlação ( $r$ ) foi significativa ( $p \leq 0,05$ ) e direta para precipitação pluviométrica com transparência da água (0,634) e Cyanophyceae (0,909); transparência da água e Cyanophyceae (0,728); e  $\text{CO}_2$  dissolvido com silicato (0,707) e Dinophyceae (0,850). Correlação significativa e inversa foi observada entre a precipitação pluviométrica e silicato (-0,710); transparência da água com  $\text{CO}_2$  dissolvido (-0,884) e silicato (-0,636); silicato e Zygnematophyceae (-0,670); Dinophyceae com Chlorophyceae (-0,764) e Zygnematophyceae (-0,726); e Cyanophyceae com  $\text{CO}_2$  dissolvido (-0,690),  $\text{O}_2$  dissolvido (-0,634) e silicato (-0,732).

A análise de agrupamento dos parâmetros físico-químicos e abundância do fitoplâncton mostrou a formação de quatro grupos: i) fosfato, silicato, Dinophyceae e  $\text{CO}_2$  dissolvido; ii) amônia total, Chlorophyceae e  $\text{O}_2$  dissolvido (OD); iii) Zygnematophyceae, Bacillariophyceae e pH; e iv) transparência da água, Cyanophyceae e precipitação pluviométrica (Figura 48).

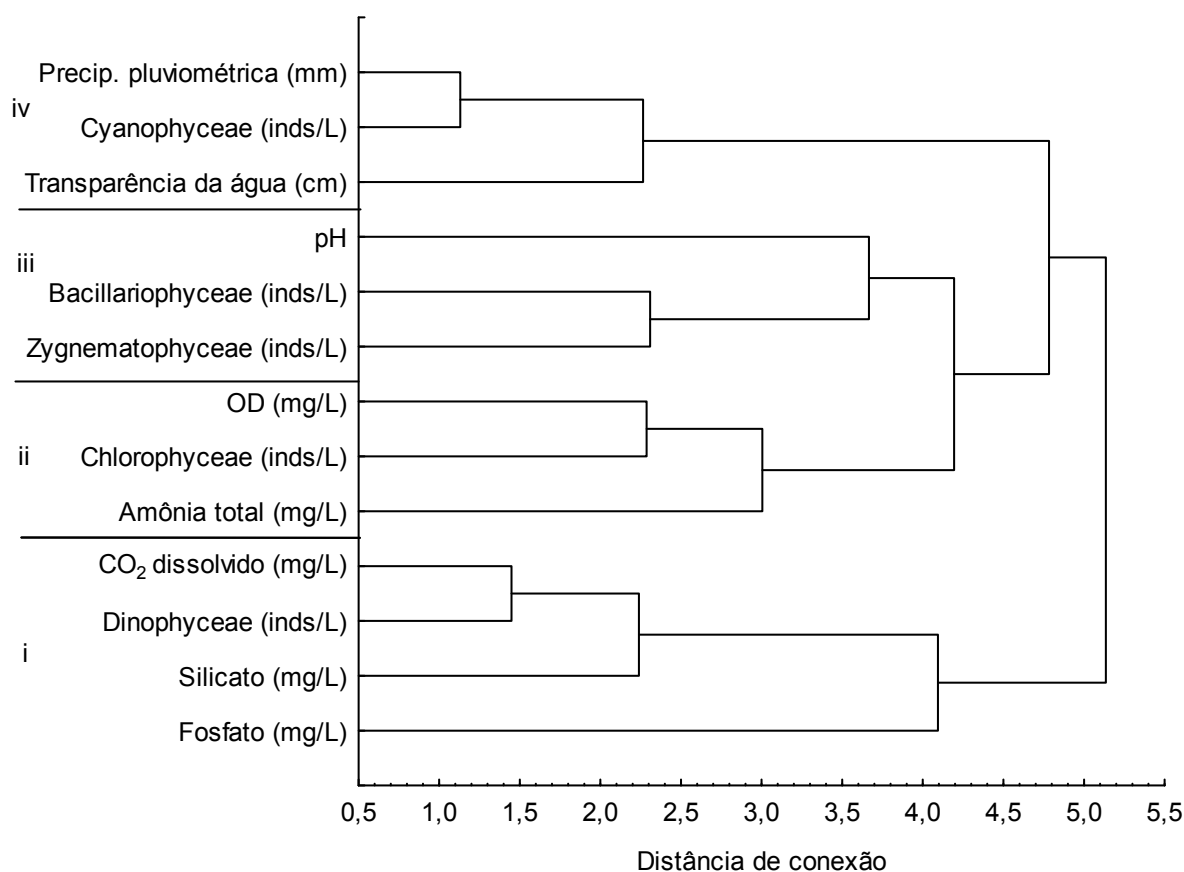


Figura 48 – Dendrograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos (agrupamentos i a iv), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para a estação seca de 2004 e chuvosa de 2005, na lagoa do Pecém, Pecém (Ceará, Brasil).

Os seguintes bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas ocorreram na lagoa do Pecém: *Merismopedia elegans* e *Merismopedia* sp. (Cyanophyceae); *Diatoma* sp. e *Gyrosigma* sp. (Bacillariophyceae); *Scenedesmus quadricauda*, *Scenedesmus* sp. e *Chlorococcum* sp. (Chlorophyceae); e *Closterium* sp., *Staurastrum chaetoceros*, *S. pinnatum* e *S. paradoxum* (Zygnematophyceae).

Na lagoa do Uruaú foram registradas 27 espécies na estação chuvosa de 2007, distribuídas entre as classes Bacillariophyceae, com 12 espécies; Chlorophyceae, com sete; Cyanophyceae, com cinco; e Zygnematophyceae, com três espécies.

A abundância relativa (Figura 49) revelou *Aulacoseira* sp. e *Cyclotella* sp., como espécies pouco abundantes, enquanto as demais espécies foram consideradas como raras.

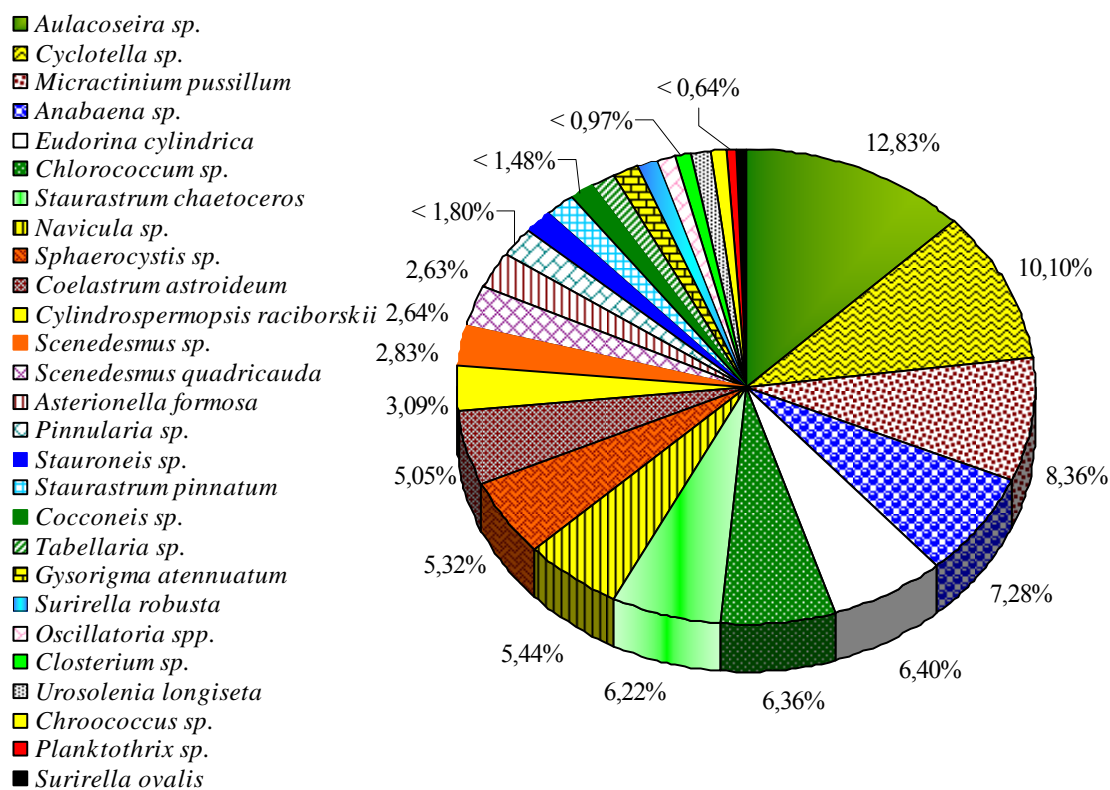


Figura 49 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2007, lagoa do Uruaú, Beberibe (Ceará, Brasil).



Na estação seca de 2007 foram registradas 30 espécies, distribuídas entre as classes Bacillariophyceae, com 13 espécies; Chlorophyceae, com sete; Cyanophyceae, com cinco; Zygnematophyceae, com quatro; e Dinophyceae, com uma espécie.

A abundância relativa (Figura 50) revelou *Aulacoseira* sp., *Asterionella formosa*, *Micractinium pussillum* e *Staurastrum chaetoceros*, como espécies pouco abundantes, enquanto as demais espécies foram consideradas como raras.

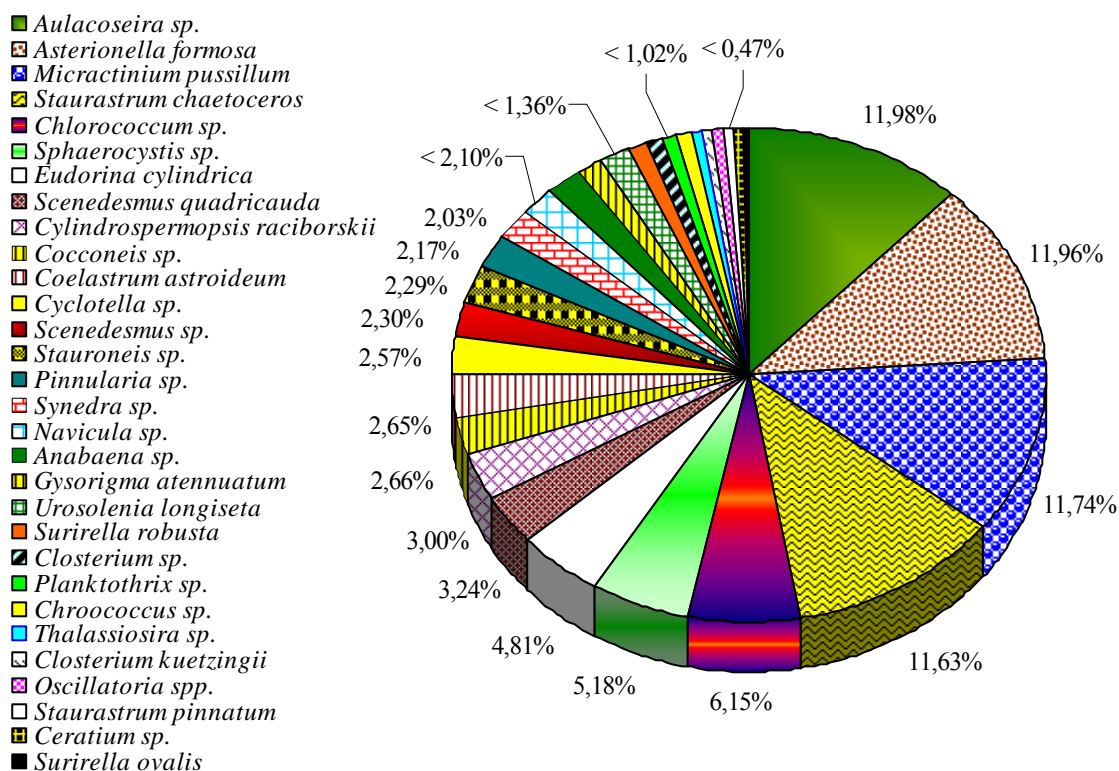


Figura 50 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2007, lagoa do Uruaú, Beberibe (Ceará, Brasil).

As classes Bacillariophyceae e Chlorophyceae foram abundantes na estação chuvosa de 2007, Cyanophyceae foi pouco abundante e Zygnematophyceae, rara. Na estação seca de 2004, Bacillariophyceae e Chlorophyceae foram abundantes, Zygnematophyceae, pouco abundante e Cyanophyceae e Dinophyceae foram raras (Figura 51).

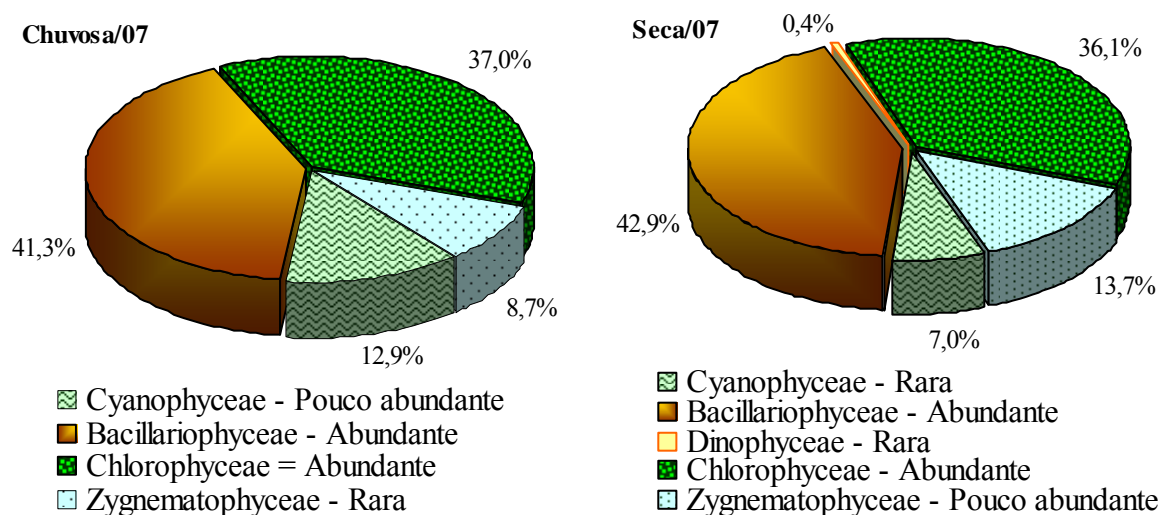


Figura 51 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplancônicas na lagoa do Uruaú, Beberibe (Ceará, Brasil).

O índice de diversidade de espécies de Berger-Parker (1/d) na lagoa do Uruaú foi alto, sendo menor na estação chuvosa (7,79) que na seca de 2007 (8,35), enquanto o índice de Simpson (1/D) foi maior na primeira estação (15,50), mesmo apresentando um índice elevado na segunda estação (13,81).

O índice de Shannon (H) foi considerado alto, sendo um pouco maior na estação chuvosa (4,27 bits/ind.) que na seca (4,23 bits/ind.). A riqueza de espécies (d) foi baixa (1,58), com distribuição dos indivíduos entre as espécies (J) significativa (> 0,50) e excelente (0,90), na primeira estação. Na estação seca, a riqueza também foi baixa (1,67) e a distribuição dos indivíduos entre as espécies foi ótima (0,86).

A análise de agrupamento mostrou a formação de dois grupos na estação chuvosa de 2007, sendo o primeiro (I) composto pelas espécies pouco abundantes: *Aulacoseira* sp. e *Cyclotella* sp. e o segundo (II), pelas espécies consideradas raras (Figura 52a).

Na estação seca de 2007, o primeiro grupo (I) foi formado por *Aulacoseira* sp., *Asterionella formosa*, *Micractinium pussillum* e *Staurastrum chaetoceros*, espécies pouco abundantes, enquanto o segundo grupo (II) englobou as espécies raras (Figura 52b).

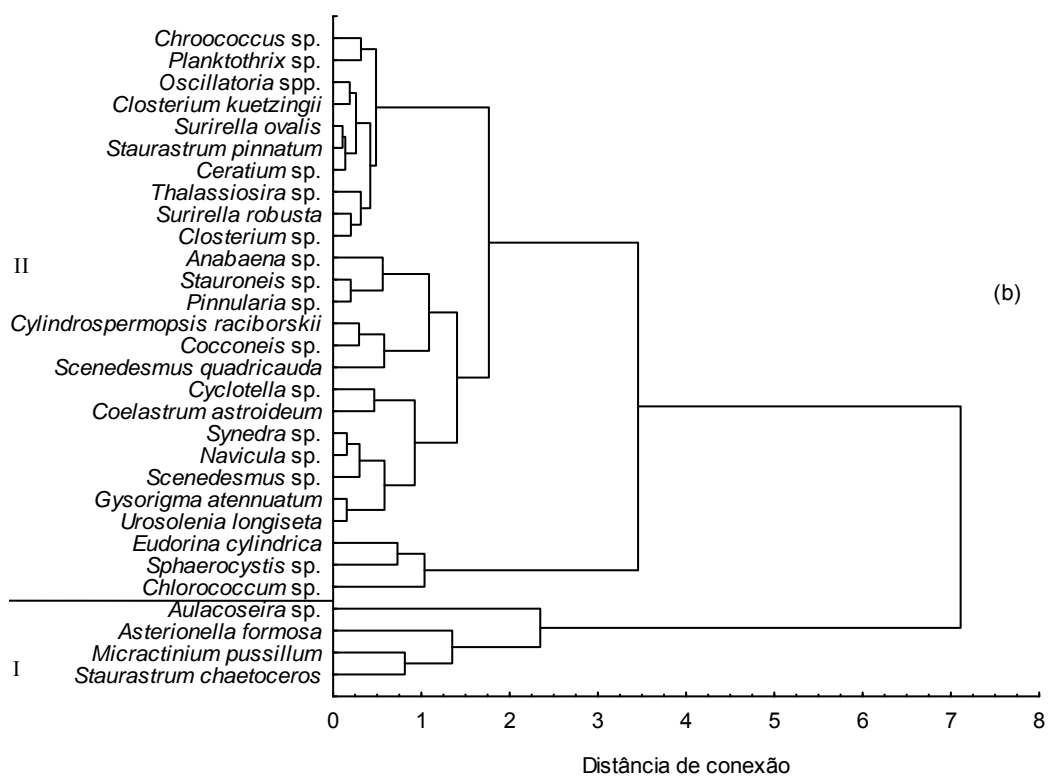
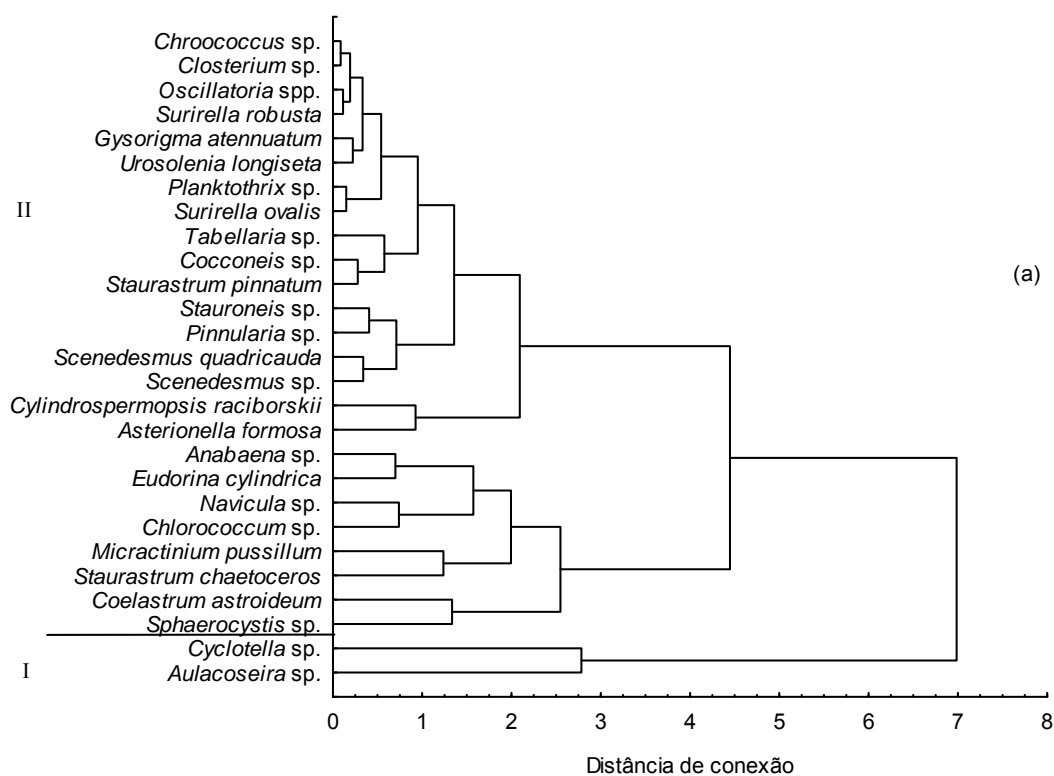


Figura 52 – Dendrogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa (a) e seca (b) de 2007, lagoa do Uruaú, Beberibe (Ceará, Brasil).

A análise de correlação ( $r$ ) foi significativa ( $p \leq 0,05$ ) e direta para as Bacillariophyceae com Dinophyceae (0,816), Chlorophyceae (0,943) e Zygnematophyceae (0,962); Dinophyceae com Chlorophyceae (0,830) e Zygnematophyceae (0,741); e de Chlorophyceae e Zygnematophyceae (0,969). Correlação significativa e inversa foi observada da precipitação pluviométrica com Bacillariophyceae (-0,890), Chlorophyceae (-0,790) e Zygnematophyceae (-0,860); e da amônia total com transparência da água (-0,725), pH (-0,684) e Cyanophyceae (-0,824).

A análise de agrupamento dos parâmetros físico-químicos e abundância do fitoplâncton mostrou a formação de cinco grupos: i) Dinophyceae, Zygnematophyceae, Chlorophyceae e Bacillariophyceae; ii) amônia total e O<sub>2</sub> dissolvido (OD); iii) silicato, fosfato e pH; iv) Cyanophyceae e transparência da água; e v) nitrito, CO<sub>2</sub> dissolvido e precipitação pluviométrica (Figura 53).

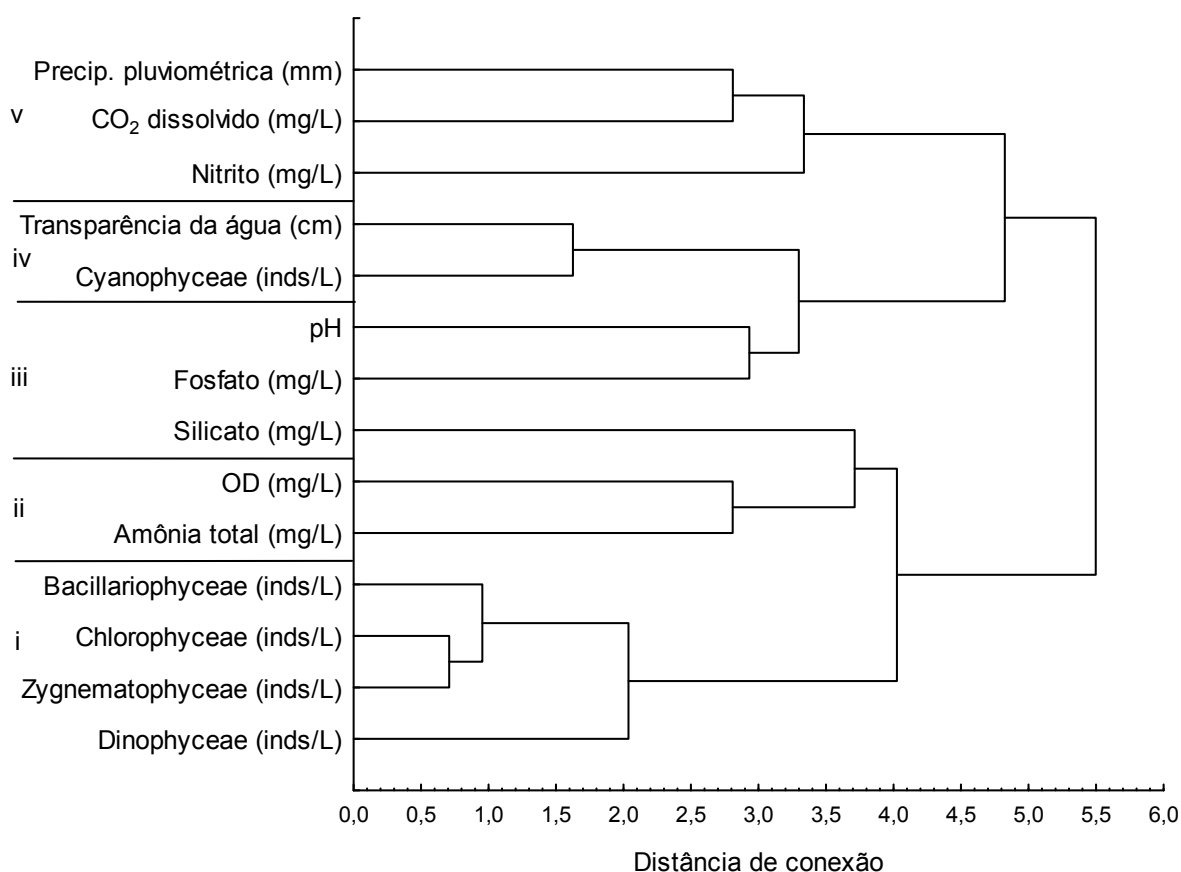


Figura 53 – Dendrograma da correlação dos parâmetros físico-químicos (agrupamentos i a v), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2007, lagoa do Uruaú, Beberibe (Ceará, Brasil).

Os seguintes bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas ocorreram na lagoa do Uruaú: *Chroococcus* sp., *Oscillatoria* spp., *Planktothrix* sp., *Anabaena* sp. e *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae); *Cyclotella* sp., *Synedra* sp., e *Gyrosigma attenuatum* (Bacillariophyceae); *Eudorina cylindrica*, *Scenedesmus quadricauda*, *Scenedesmus* sp., *Micractinium pussilum*, *Chlorococcum* sp. e *Sphaerocystis* sp. (Chlorophyceae); *Closterium kuetzingii*, *Closterium* sp., *Staurastrum chaetoceros* e *S. pinnatum* (Zygnematophyceae).

Na lagoa da Maraponga foram registradas 22 espécies na estação chuvosa de 2005, assim distribuídas: Chlorophyceae, com quatro espécies, seguida das Cyanophyceae e Bacillariophyceae, com sete espécies; Zygnematophyceae, com duas espécies; e Euglenophyceae e Ulvophyceae, com apenas uma espécie.

O índice de diversidade de espécies de Berger-Parker (1/d) foi baixo (2,66), enquanto o de Simpson (1/D) foi moderado (4,83), bem como o Shannon (2,98 bits/ind.). A riqueza (d) foi elevada com valor de 3,26 e, a distribuição dos indivíduos entre as espécies (J) foi significativa ( $> 0,50$ ) e regular (0,67).

A abundância relativa revelou *Chlorococcum* sp., como espécie abundante; *Oscillatoria* spp. e *Synedra* sp. foram pouco abundantes; e as demais espécies foram consideradas como raras (Figura 54).

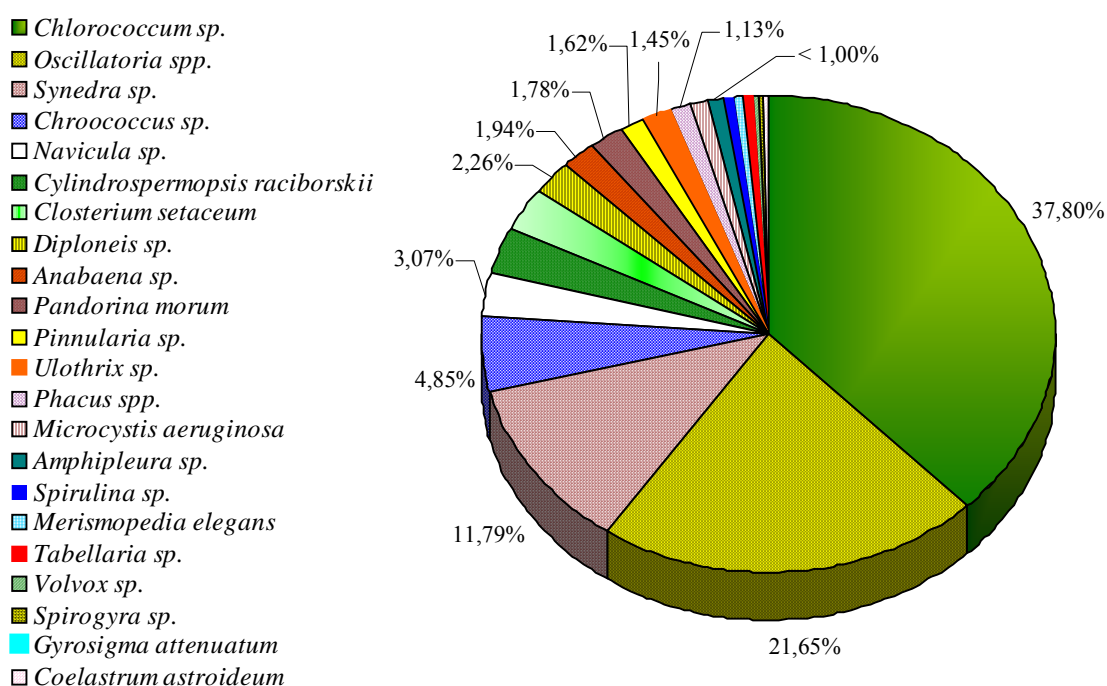


Figura 54 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2005, lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil).

Na estação seca de 2005 foram encontradas 23 espécies, distribuídas entre as classes Bacillariophyceae, com oito espécies, seguida das Zygnematophyceae, com quatro espécies; Cyanophyceae, com quatro espécies; Euglenophyceae e Chlorophyceae, com três espécies; e Ulvophyceae, uma espécie.

O índice de diversidade de espécies de Berger-Parker (1/d) foi alto (9,44), bem como o de Simpson (1/D) igual a 13,85 e o de Shannon, com 4,00 bits/ind. A riqueza (d) foi elevada com valor de 3,31 e, a distribuição dos indivíduos entre as espécies (J) foi significativa ( $> 0,50$ ) e ótima (0,88).

As espécies *Synedra* sp., *Oscillatoria* spp., *Desmidium* sp., *Pinnularia* sp., *Navícula* sp. e *Closterium setaceum* foram pouco abundantes, e as restantes foram consideradas raras (Figura 55).

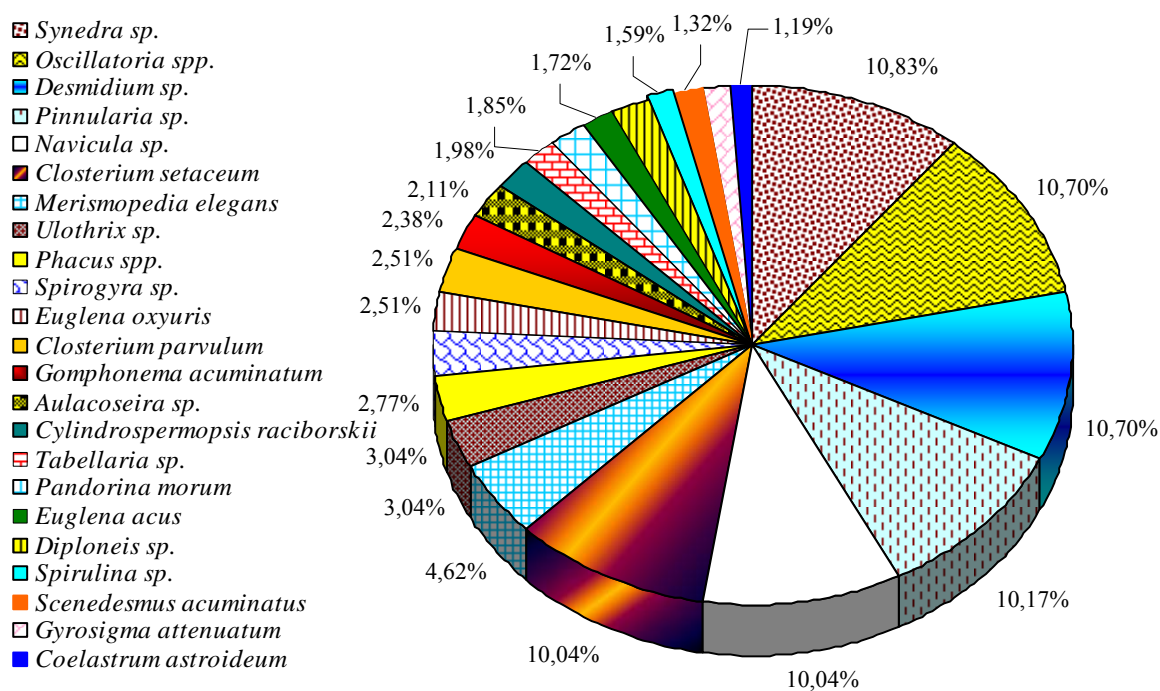


Figura 55 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2005, lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil).

Das 32 espécies encontradas na estação seca de 2006, 18 espécies foram de Chlorophyceae, seguida das Bacillariophyceae, com sete espécies; Cyanophyceae, com três espécies; Zygnematophyceae, com duas espécies; e Euglenophyceae e Xanthophyceae, com uma espécie.

O índice de diversidade de espécies de Berger-Parker (1/d) foi moderado (4,80), o de Simpson (1/D) foi alto (8,73), bem como o de Shannon, com 3,70 bits/ind. A riqueza (d)

foi elevada com valor de 3,33 e a distribuição dos indivíduos entre as espécies (J), significativa ( $> 0,50$ ) e boa (0,74).

Consideradas como espécies pouco abundantes citam-se: *Scenedesmus quadricauda*, *Crucigenia tetrapedia*, *Chlorococcum* sp., *Cyclotella* sp. e *Pediastrum duplex*, totalizando 71,72%. As outras espécies foram consideradas raras (Figura 56).

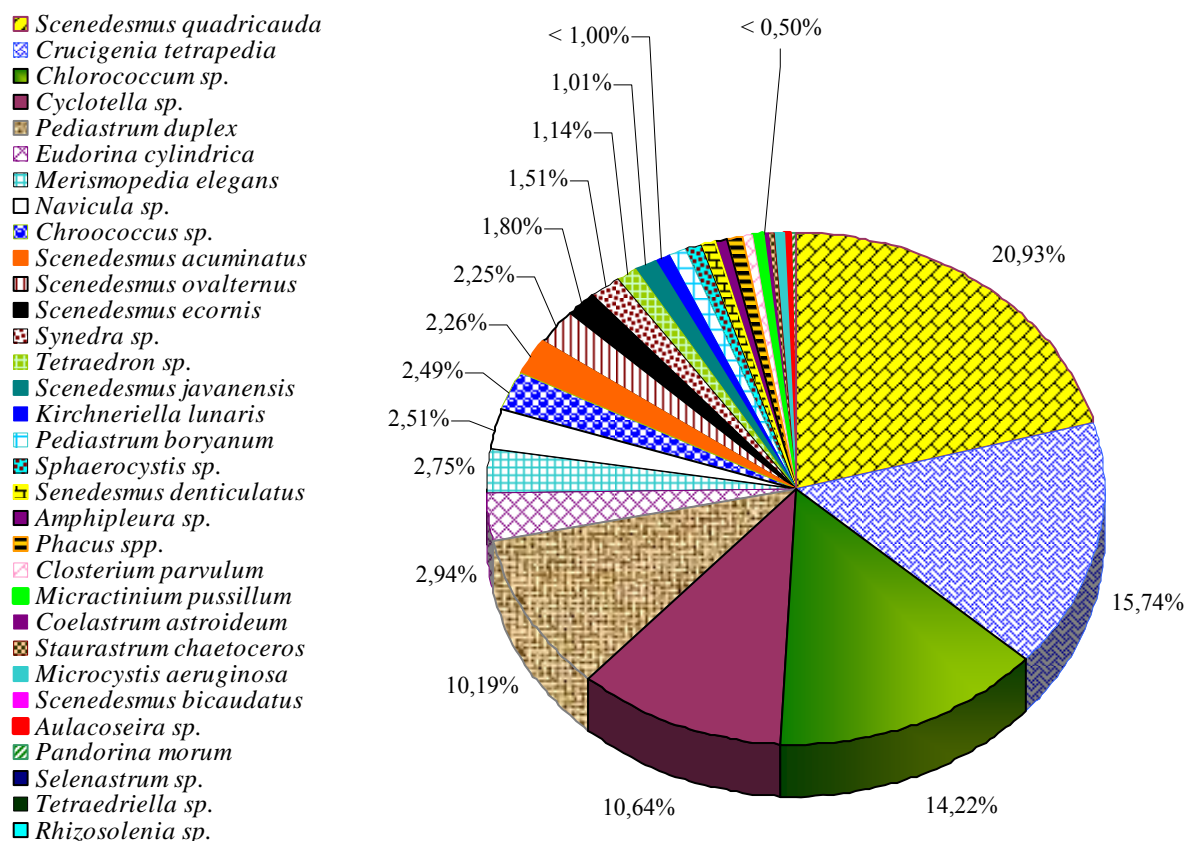


Figura 56 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2006, lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil).

Foram registradas 34 espécies na estação chuvosa de 2007, sendo 20 espécies da classe Chlorophyceae, seguida das Bacillariophyceae, com seis espécies; Cyanophyceae, com três espécies; Euglenophyceae e Zygnematophyceae, com duas espécies; e Xanthophyceae, uma espécie.

O índice de diversidade de espécies de Berger-Parker (1/d) foi moderado (4,44), o de Simpson (1/D) foi alto (7,02), bem como o de Shannon, com 3,31 bits/ind. A riqueza (d) foi elevada e igual a 3,47 e a distribuição dos indivíduos entre as espécies (J), significativa ( $> 0,50$ ) e regular (0,65).

As espécies consideradas como pouco abundantes foram: *Pediastrum duplex*, *Cyclotella* sp., *Chlorococcum* sp., *Scenedesmus quadricauda* e *Merismopedia elegans* e, as demais, classificadas como raras (Figura 57).

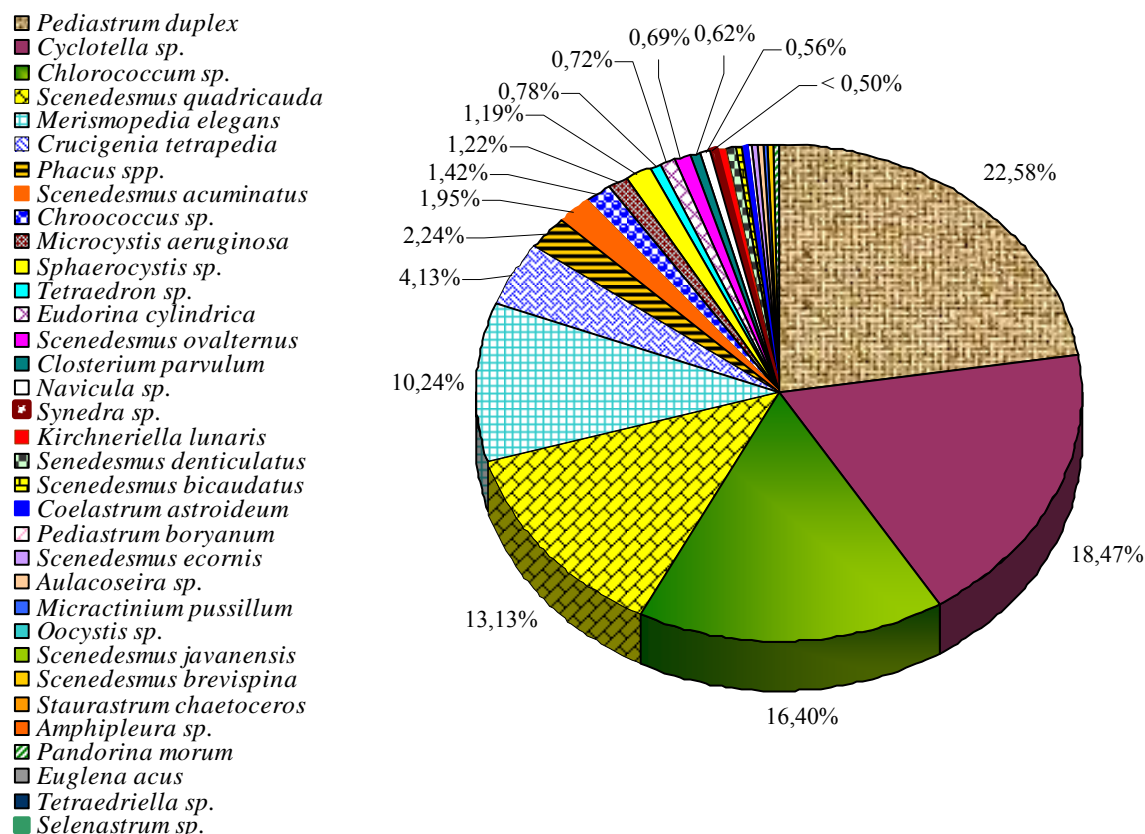


Figura 57 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2007, lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil).

A quantidade de espécies aumentou 54,6%, passando de 22 na estação chuvosa de 2005, para 34 espécies na estação chuvosa de 2007. Observou-se, também, uma queda no número de espécies de cianofíceas, que na estação chuvosa de 2005 era de sete e diminuiu para três espécies na estação chuvosa de 2007. Já as clorofíceas passaram de quatro espécies para 21. As bacilariofíceas mantiveram-se praticamente constantes, em torno de sete espécies.

Verificou-se uma variação significativa na abundância das espécies, principalmente após a limpeza da lagoa, com destaque para as Chlorophyceae, que passaram de rara para dominante (Figura 58). No entanto, a densidade planctônica continuou muito baixa, com média mensal de 724 indivíduos/L para as Chlorophyceae, a classe com maior



abundância no período de estudo, refletindo a grande influência da densidade das macrófitas sobre o fitoplâncton, antes e após a limpeza da lagoa.

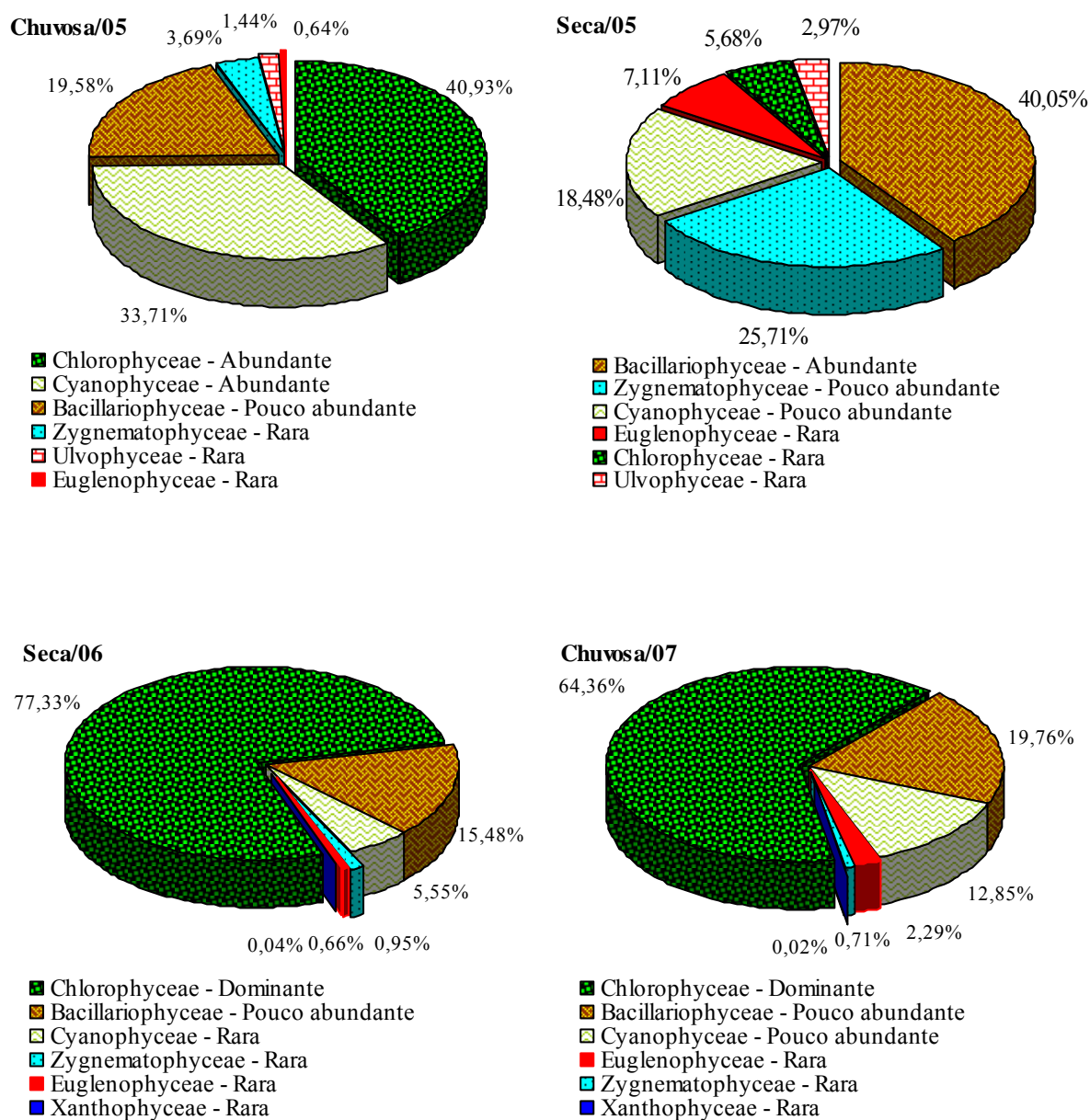


Figura 58 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplantônicas na lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil).

A análise de agrupamento mostrou a influência da variação sazonal sobre a comunidade fitoplanctônica, com a formação de dois grupos bem distintos. Na estação chuvosa de 2005, o primeiro grupo foi formado por *Chlorococcum* sp. (abundante) e *Oscillatoria* spp. e *Synedra* sp. (pouco abundantes), e as espécies raras formaram o segundo (Figura 59a). Na estação seca, as espécies pouco abundantes (*Desmidiium* sp., *Pinnularia* sp., *Synedra* sp., *Closterium setaceum*, *Navícula* sp. e *Oscillatoria* spp.) formaram o primeiro grupo e as espécies raras, o segundo (Figura 59b).

Na estação seca de 2006, *Chlorococcum* sp., *Scenedesmus quadricauda*, *Crucigenia tetrapedia*, *Pediastrum duplex* e *Cyclotella* sp. (pouco abundantes) formaram o primeiro grupo, e o segundo foi composto pelas espécies raras (Figura 60a). Na estação chuvosa de 2007, o primeiro grupo foi formado pelas espécies pouco abundantes (*Pediastrum duplex*, *Chlorococcum* sp., *Cyclotella* sp., *Scenedesmus quadricauda* e *Merismopedia elegans*) e o segundo, composto pelas espécies raras (Figura 60b).

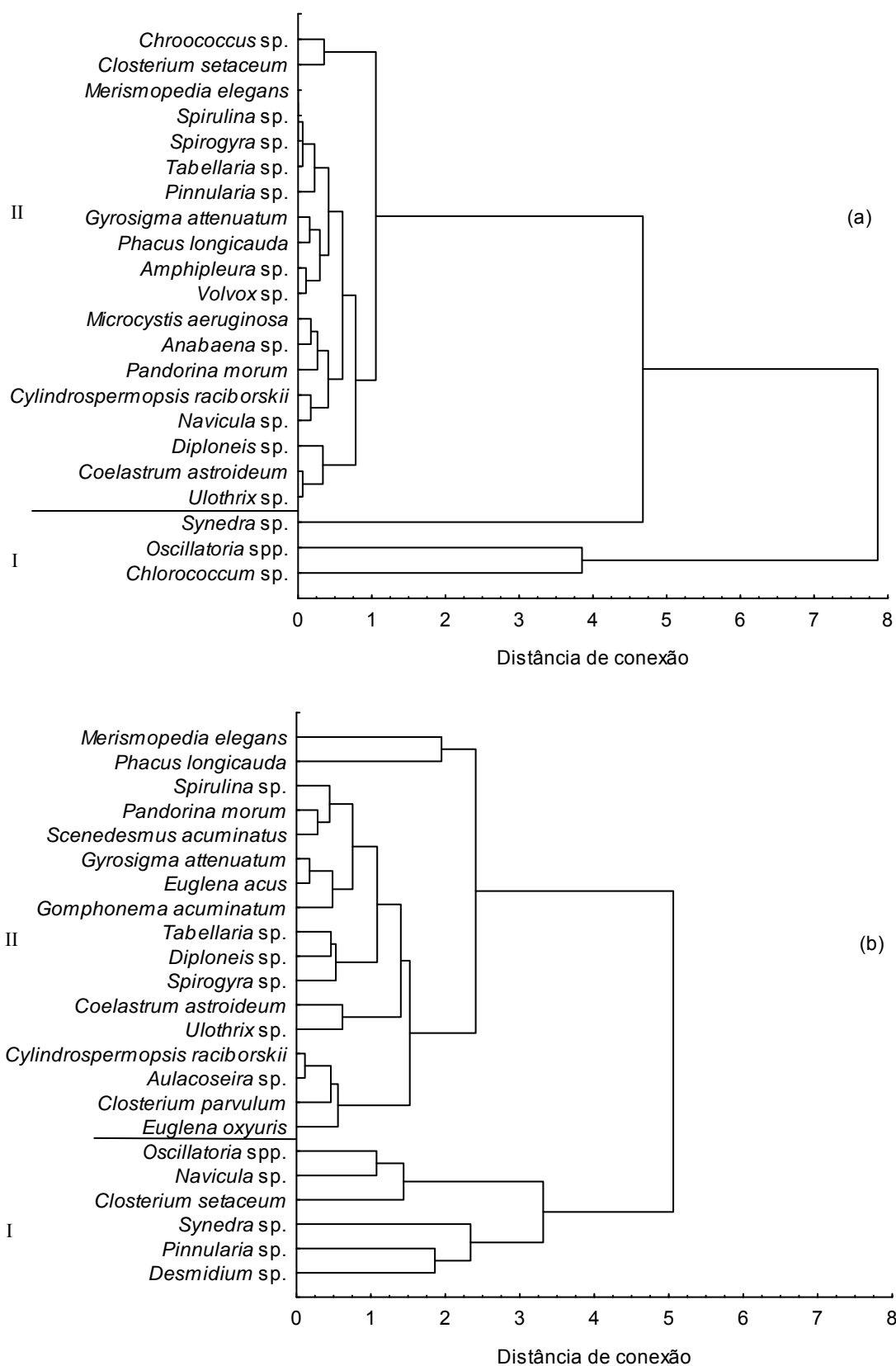


Figura 59 – Dendrogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa (a) e seca (b) de 2005, lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil).

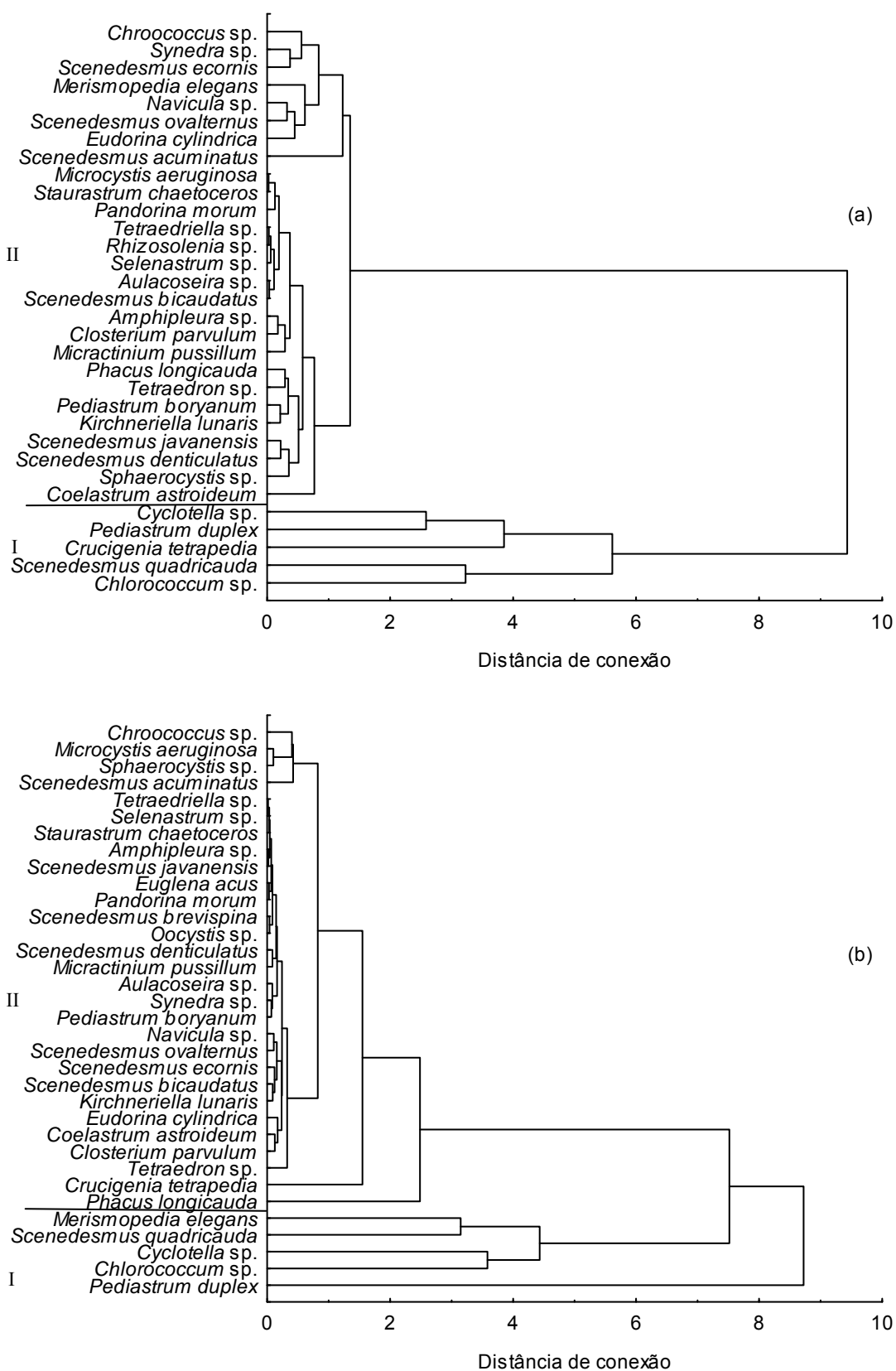


Figura 60 – Dendrogramas da abundância do fitoplâncton, (agrupamentos I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para a estação seca de 2006 (a) e chuvosa de 2007 (b), lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil).

Para os dados de 2005, a correlação ( $r$ ) foi significativa ( $p \leq 0,05$ ) e direta para precipitação pluviométrica com amônia total (0,893), silicato (0,864), Chlorophyceae (0,973) e Cyanophyceae (0,755); amônia total e Chlorophyceae (0,851); silicato com Cyanophyceae (0,868) e Chlorophyceae (0,837); Bacillariophyceae com Zygnematophyceae (0,803), Ulvophyceae (0,781) e Euglenophyceae (0,811); e Zygnematophyceae e Euglenophyceae (0,985). Correlação significativa e inversa foi observada entre a precipitação pluviométrica e abundância de Ulvophyceae (-0,731); transparência da água com silicato (-0,732) e Cyanophyceae (-0,822); e amônia total com Bacillariophyceae (-0,785) e Ulvophyceae (-0,831).

A análise de agrupamento dos parâmetros físico-químicos e abundância das classes fitoplanctônicas revelou a formação de quatro grupos: i) Ulvophyceae, Zygnematophyceae, Euglenophyceae, Bacillariophyceae e nitrito; ii) fosfato, pH, O<sub>2</sub> dissolvido (OD) e transparência da água; iii) CO<sub>2</sub> dissolvido, Cyanophyceae, silicato; e iv) amônia total, Chlorophyceae e precipitação pluviométrica (Figura 61).

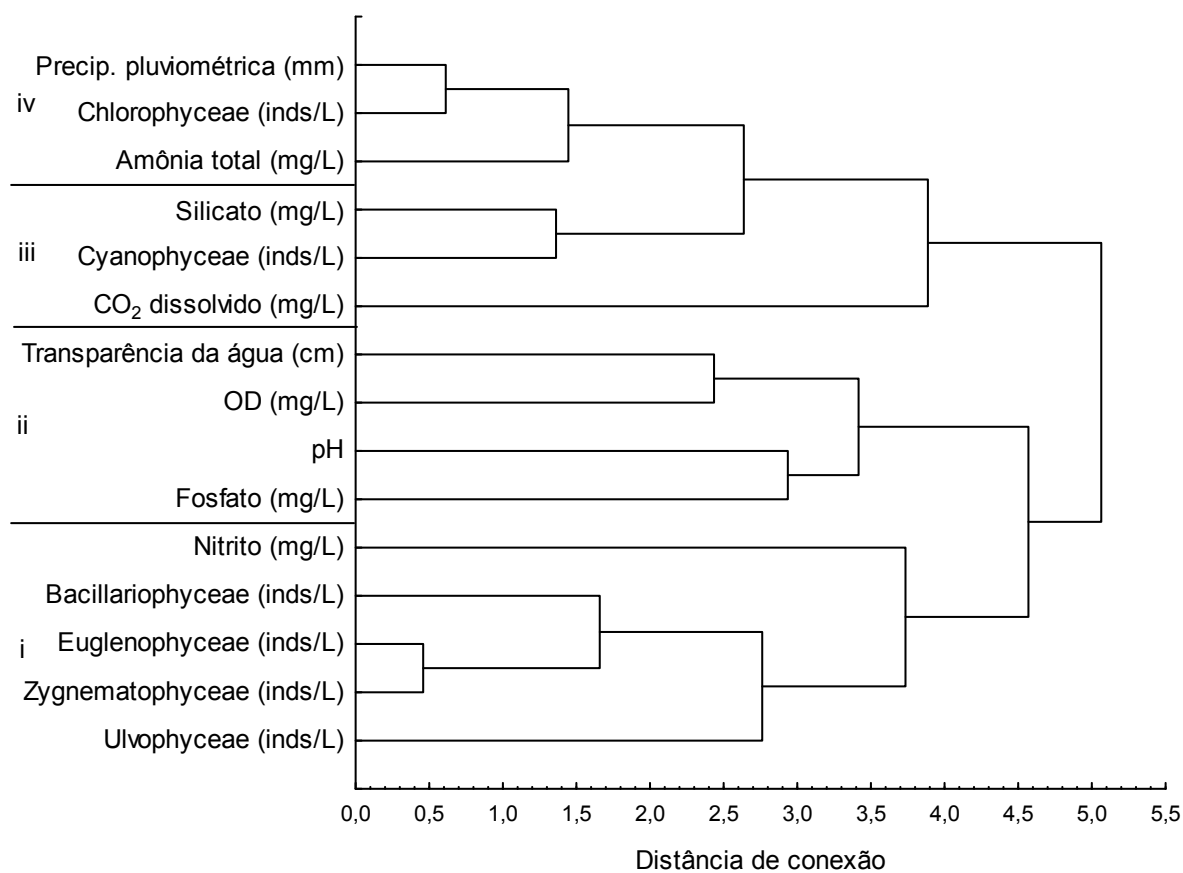


Figura 61 – Dendrograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos (agrupamentos i a iv), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2005, lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil).

Para os dados da estação seca de 2006 e chuvosa de 2007, a correlação ( $r$ ) foi significativa ( $p \leq 0,05$ ) e direta para precipitação pluviométrica com teor de  $\text{CO}_2$  dissolvido (0,897),  $\text{O}_2$  dissolvido (0,682) e abundância de Cyanophyceae (0,641);  $\text{CO}_2$  e  $\text{O}_2$  dissolvidos (0,581); nitrito e Bacillariophyceae (0,704); Chlorophyceae e Zygnematomyceae (0,691); e Bacillariophyceae e Cyanophyceae (0,613). Correlação significativa e inversa foi observada da precipitação pluviométrica e Zygnematomyceae (-0,579); e transparência da água e Xanthophyceae (-0,694).

A Figura 62 mostra o dendograma resultante da análise de agrupamento dos parâmetros físico-químicos e abundância das classes fitoplanctônicas, verificando-se a formação de cinco grupos: i) Xanthophyceae, Zygnematomyceae, Chlorophyceae e silicato; ii) Cyanophyceae, Bacillariophyceae e nitrito; iii) fosfato e transparência da água; iv) amônia total, Euglenophyceae e pH; v)  $\text{O}_2$  dissolvido (OD),  $\text{CO}_2$  dissolvido e precipitação pluviométrica.

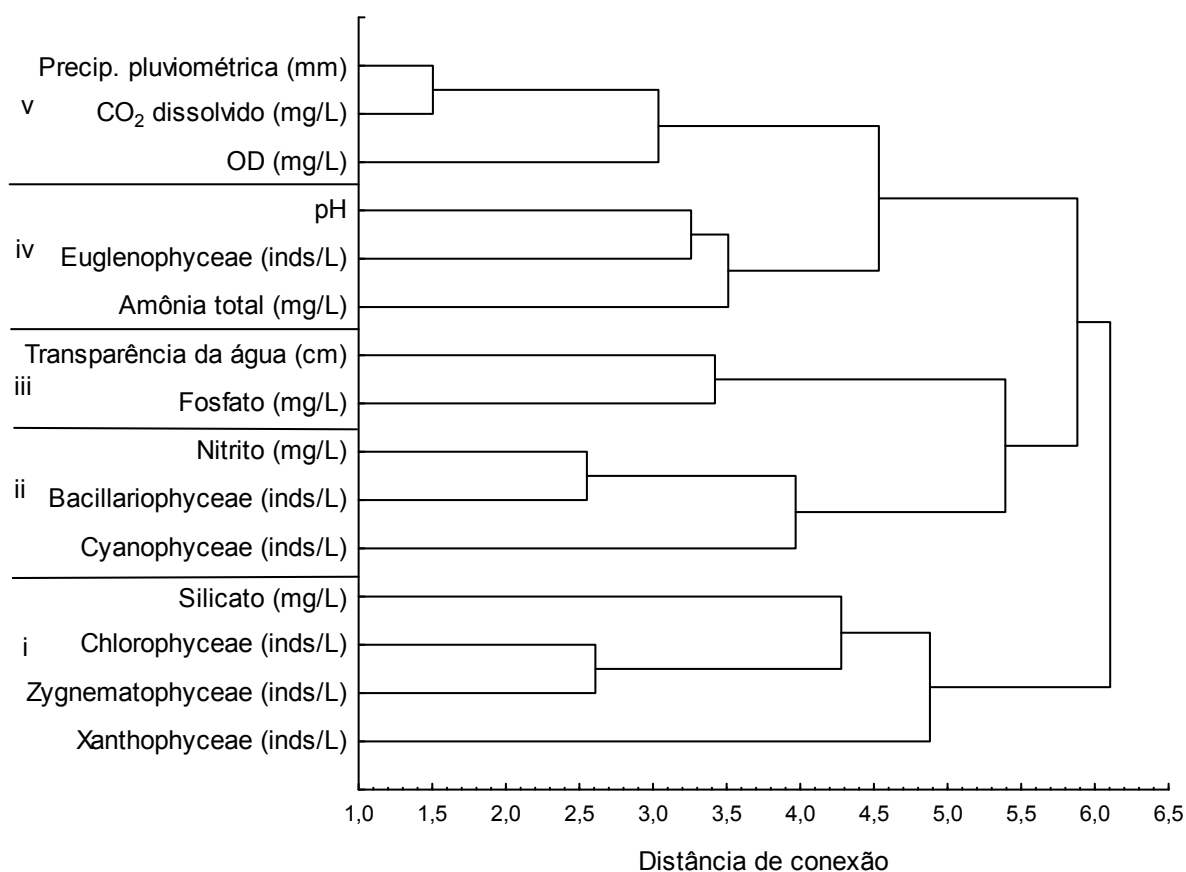


Figura 62 – Dendrograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos (agrupamentos i a v), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para a estação seca de 2006 e chuvosa de 2007, lagoa da Maraponga, Fortaleza (Ceará, Brasil).

Na lagoa da Maraponga foram observadas como bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas as seguintes espécies: *Chroococcus* sp., *Microcystis aeruginosa*, *Merismopedia elegans*, *Oscillatoria* spp., *Anabaena* sp. e *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae); *Aulacoseira* sp., *Cyclotella* sp., *Synedra* sp., *Gyrosigma attenuatum* e *Gomphonema acuminatum* (Bacillariophyceae); *Phacus* sp., *Euglena acus* e *Euglena oxyuris* (Euglenophyceae); *Volvox* sp., *Pandorina morum*, *Pediastrum boryanum*, *Pediastrum duplex*, *Scenedesmus quadricauda*, *S. acuminatus*, *S. javanense*, *S. denticulatus*, *Micractinium pussillum* e *Tetraedron* sp. (Chlorophyceae); *Ulothrix* sp. (Ulvophyceae); e *Spirogyra* sp., *Closterium setaceum*, *Closterium parvulum* e *Staurastrum chaetoceros* (Zygnematophyceae).

#### 4.3.3 Bicas

Na estação chuvosa de 2007 foram registradas 13 espécies a montante da bica do Ipu, distribuídas entre as classes Bacillariophyceae, com 10 espécies e Cyanophyceae, Chlorophyceae e Zygnematophyceae, com uma espécie. A jusante da bica ocorreram 15 espécies, sendo nove Bacillariophyceae, três Zygnematophyceae, duas Chlorophyceae e uma Cyanophyceae.

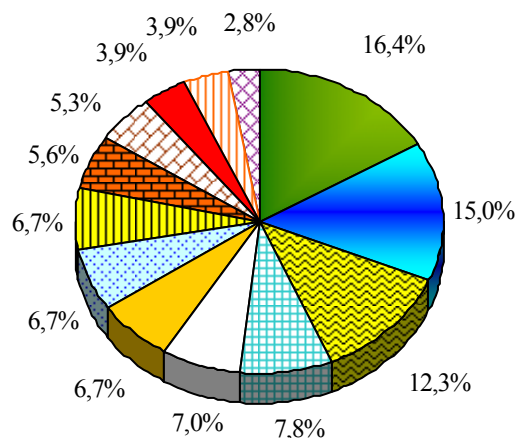
A abundância relativa, a montante, revelou *Navicula* sp., *Scenedesmus quadricauda* e *Closterium* sp., como espécies pouco abundantes, enquanto as demais espécies foram consideradas raras. A jusante, *Chlorococcum* sp., *Navicula* sp. e *Scenedesmus quadricauda* foram espécies pouco abundantes. As demais espécies foram registradas como raras (Figura 63).

Na estação seca de 2007 foram registradas 12 espécies a montante da bica, distribuídas entre as classes Bacillariophyceae, com 10 espécies e Chlorophyceae e Zygnematophyceae, com uma espécie. A jusante da bica ocorreram 16 espécies, sendo nove Bacillariophyceae, três Chlorophyceae, três Zygnematophyceae e uma Cyanophyceae.

A abundância relativa, a montante, revelou *Navicula* sp., *Scenedesmus quadricauda* e *Closterium* sp., como espécies pouco abundantes, enquanto as demais espécies foram consideradas como raras. A jusante, *Chlorococcum* sp., *Scenedesmus quadricauda* e *Navicula* sp. foram as espécies pouco abundantes; as demais espécies foram registradas como raras (Figura 64).

### Chuvosa/07 - Montante

- *Navicula sp.*
- *Scenedesmus quadricauda*
- *Closterium sp.*
- *Frustulia sp.*
- *Gyrosigma attenuatum*
- *Tabellaria sp.*
- *Synedra ulna*
- *Pinnularia sp.*
- *Cymbella sp.*
- *Synedra sp.*
- *Surirella robusta*
- *Amphipleura sp.*
- *Oscillatoria sp.*



### Chuvosa/07 - Jusante

- *Chlorococcum sp.*
- *Navicula sp.*
- *Scenedesmus quadricauda*
- *Spirogyra sp.*
- *Gomphonema acuminatum*
- *Synedra ulna*
- *Frustulia sp.*
- *Pinnularia sp.*
- *Tabellaria sp.*
- *Synedra sp.*
- *Amphipleura sp.*
- *Micrasterias laticeps*
- *Gyrosigma attenuatum*
- *Cosmarium sp.*
- *Oscillatoria sp.*

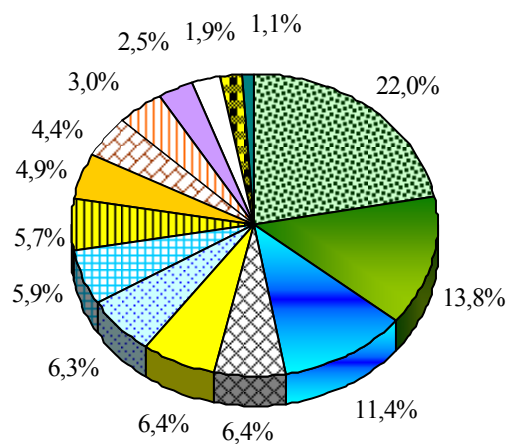


Figura 63 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2007, a montante e jusante da bica do Ipu, Ipu (Ceará, Brasil).



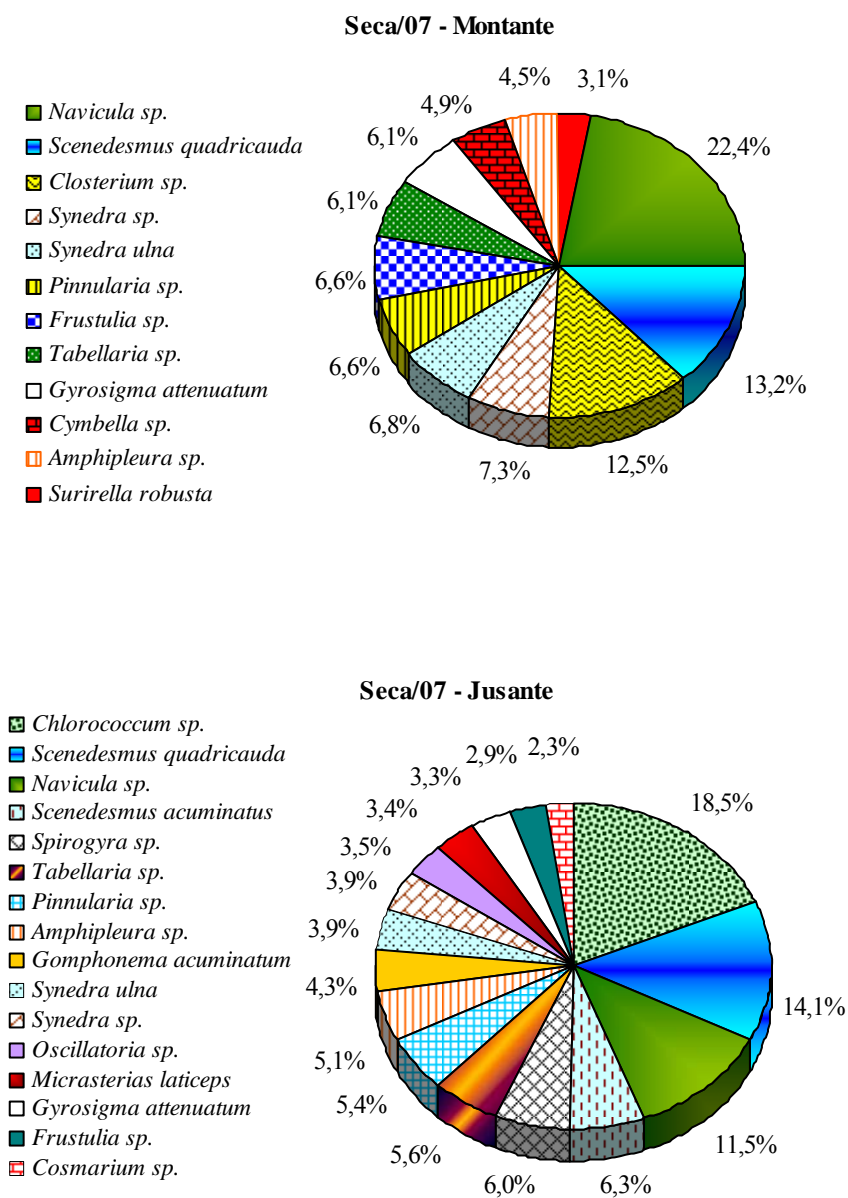


Figura 64 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2007, a montante e jusante da bica do Ipu, Ipu (Ceará, Brasil).

A classe Bacillariophyceae foi dominante na estação chuvosa, tanto a montante quanto a jusante da bica. Já na estação seca, a montante ela foi dominante e a jusante, abundante. As Chlorophyceae e Zygnematophyceae foram pouco abundantes a montante, nas estações chuvosa e seca, enquanto a jusante elas foram abundantes e pouco abundantes, respectivamente. Quanto as Cyanophyceae, estas foram raras nas duas estações do ano, não sendo registradas a montante da bica, na estação seca, (Figura 65).

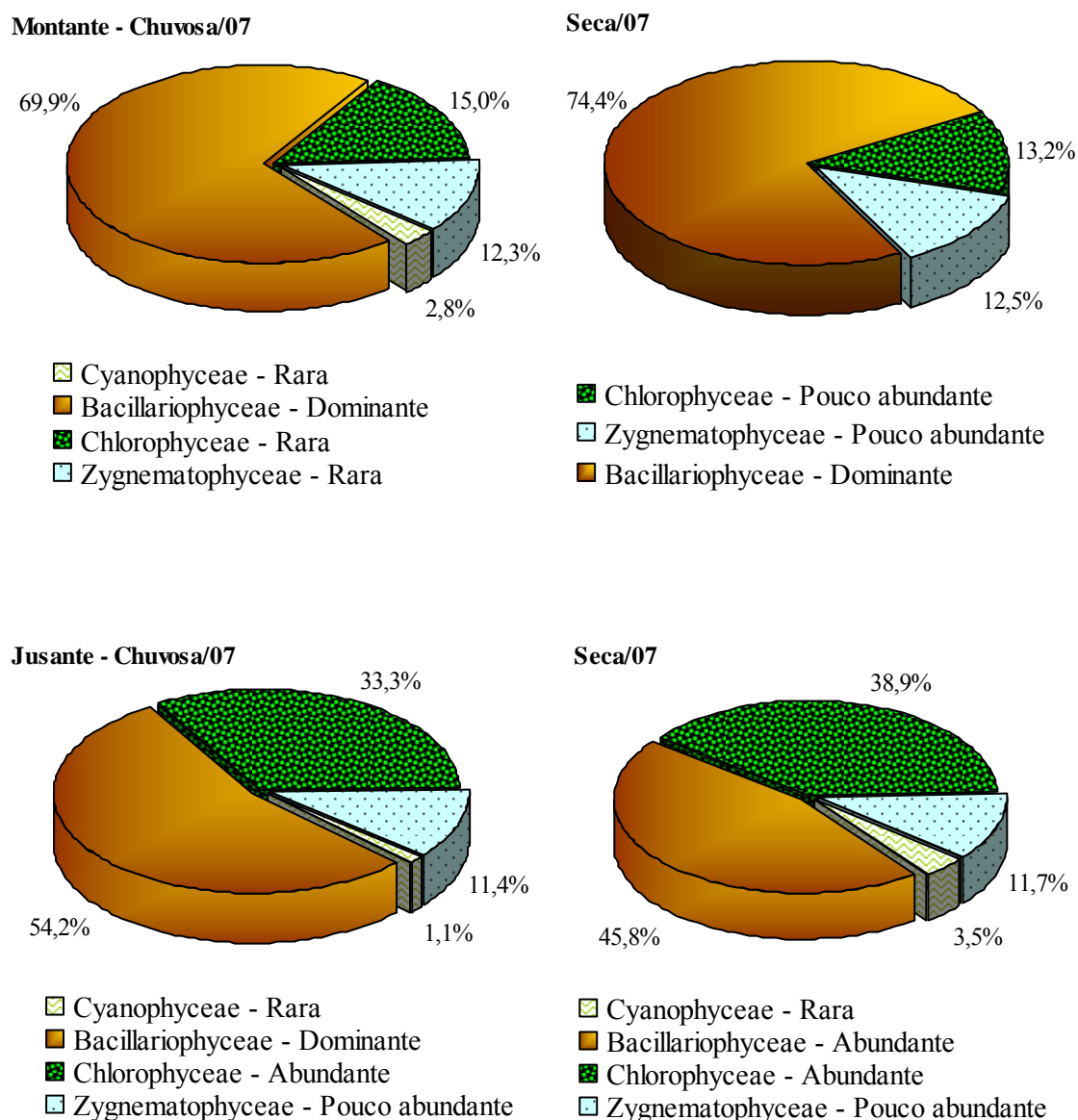


Figura 65 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplanctônicas na bica do Ipu, Ipu (Ceará, Brasil).

A montante da bica, o índice de diversidade de espécies de Berger-Parker ( $1/d$ ) foi alto e maior na estação chuvosa (6,08) que na seca de 2007 (4,47). A mesma situação também ocorreu com o índice de Simpson, que apresentou valor de 10,13 na primeira estação e 8,74 na segunda. A jusante, respectivamente, os índices de Berger-Parker e de Simpson foram maiores na estação seca (5,39 e 10,71) que na chuvosa (4,55 e 9,31).

O índice de Shannon ( $H$ ) foi alto, sendo de 3,51 bits/ind. a montante e 3,54 bits/ind. a jusante na estação chuvosa, e de 3,36 bits/ind. a montante e 3,71 bits/ind. a jusante na estação seca de 2007. Já a riqueza de espécies ( $d$ ) foi baixa, com índices de 0,94 a

montante e 1,06 a jusante, na estação chuvosa e de 0,85 a montante e 1,11 a jusante, na estação seca. Quanto à distribuição dos indivíduos entre as espécies (J), esta foi significativa ( $> 0,50$ ) e excelente, com índices de 0,95 e 0,91, na estação chuvosa, a montante e jusante, respectivamente, ocorrendo o mesmo na estação seca, com índices de 0,94 e 0,93.

A análise de agrupamento das espécies fitoplanctônicas a montante, mostrou a formação de dois grupos nas estações chuvosa e seca de 2007, sendo o primeiro (I) composto pelas espécies pouco abundantes: *Closterium* sp., *Scenedesmus quadricauda* e *Navicula* sp., e o segundo (II), pelas espécies consideradas raras (Figura 66).

A jusante da bica, também ocorreu a formação de dois grupos: o primeiro (I) foi formado por *Navicula* sp., *Chlorococcum* sp. e *Scenedesmus quadricauda*, espécies pouco abundantes, enquanto o segundo grupo (II) englobou as espécies raras (Figura 67).

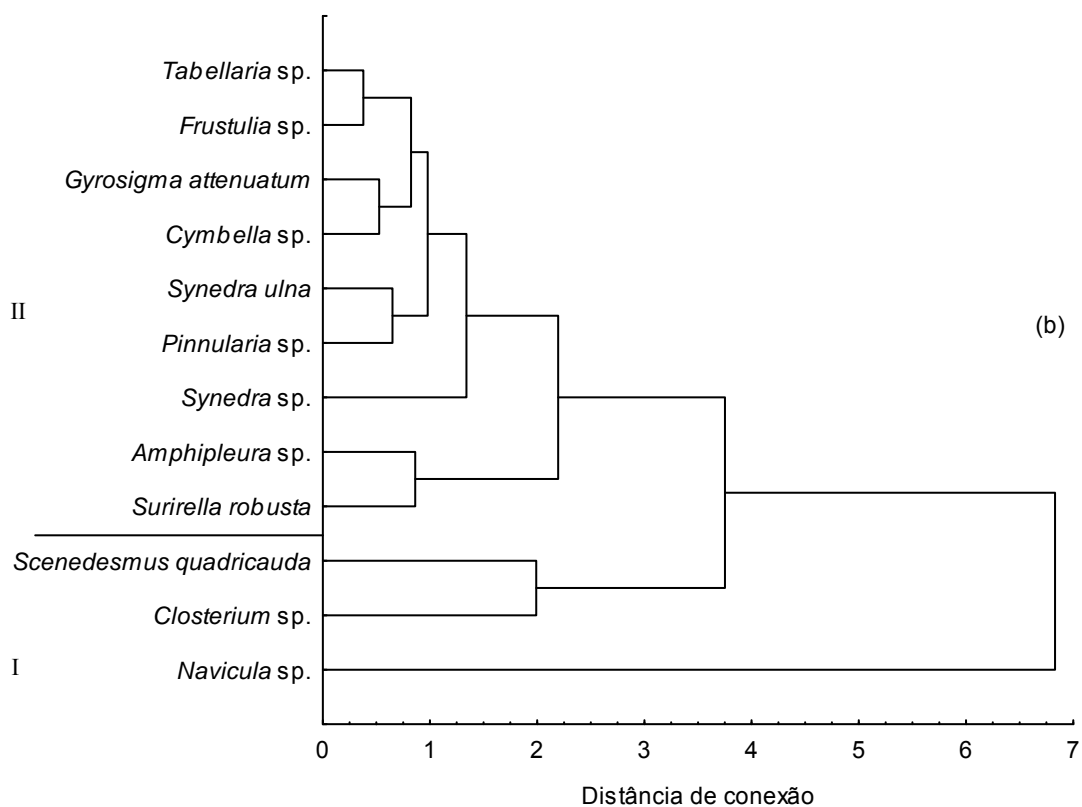
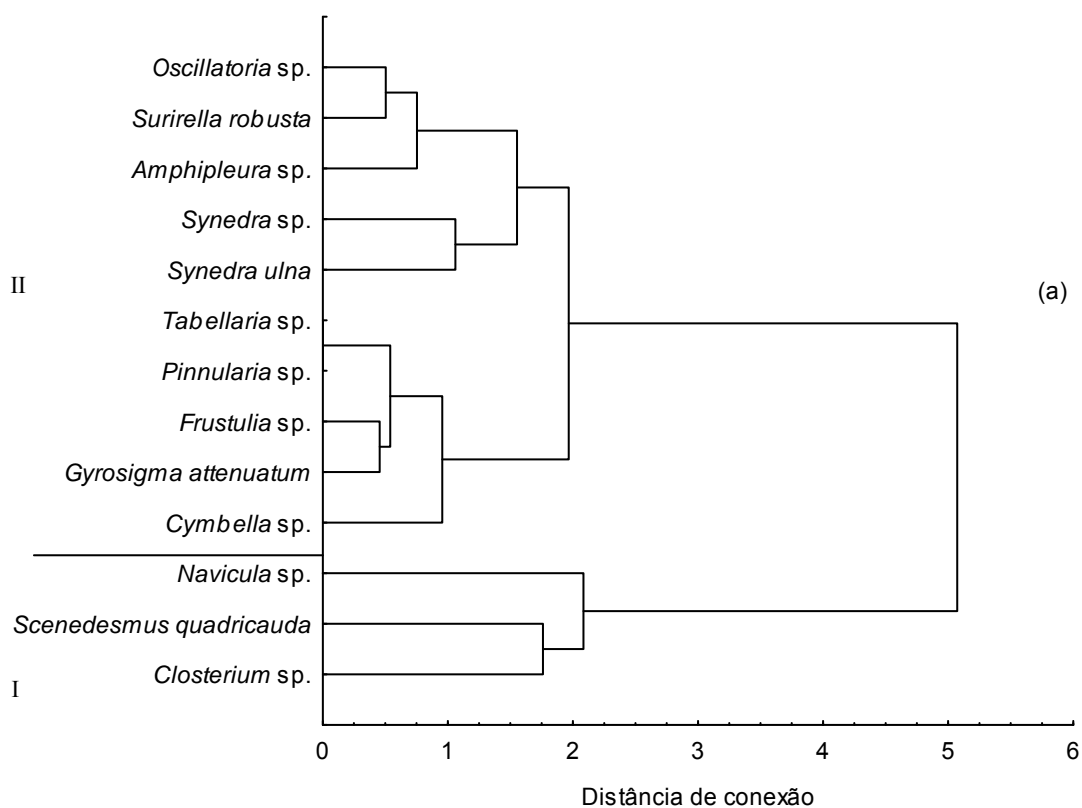


Figura 66 – Dendrogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa (a) e seca (b) de 2007, a montante da bica do Ipu, Ipu (Ceará, Brasil).

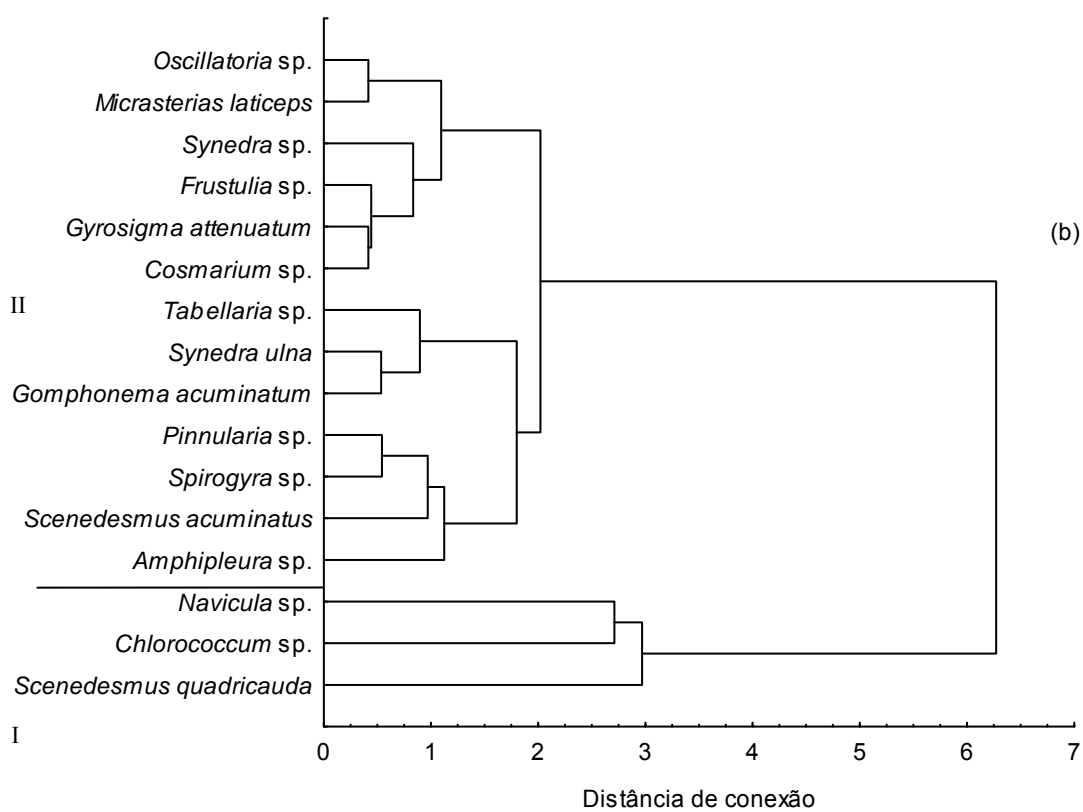
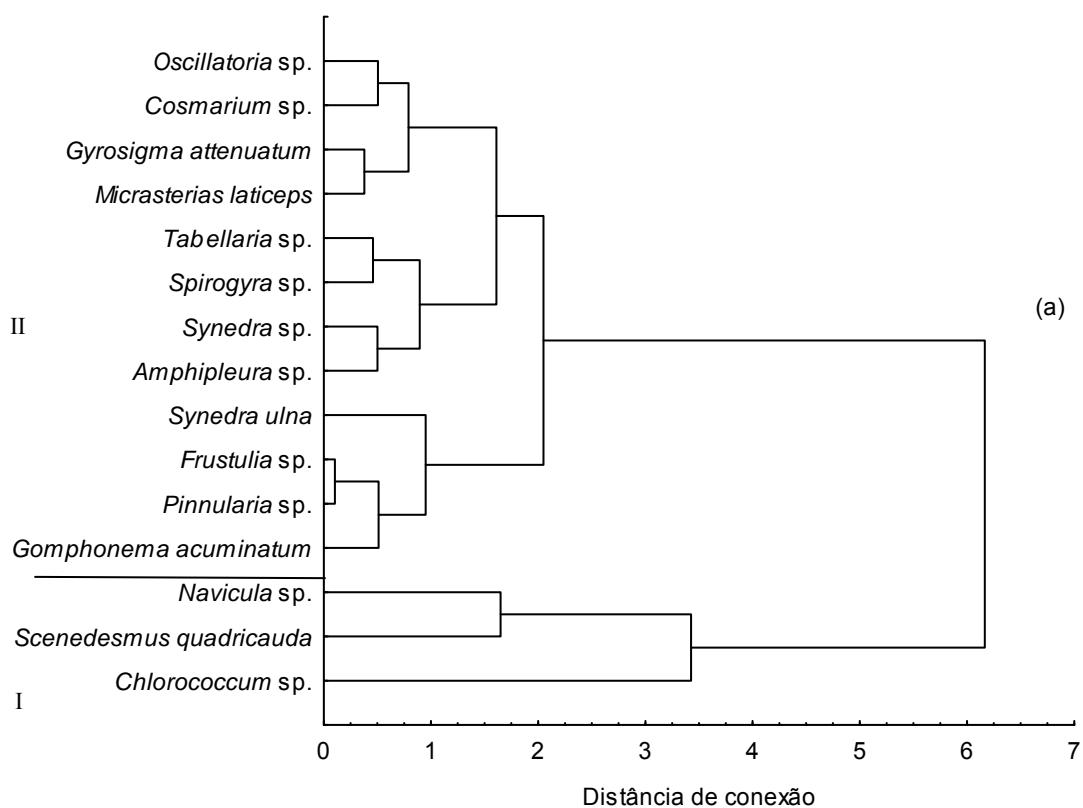


Figura 67 – Dendogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa (a) e seca (b) de 2007, a jusante da boca do Ipu, Ipu (Ceará, Brasil).

Para os dados a montante foi observada correlação ( $r$ ) significativa ( $p \leq 0,05$ ) e direta da precipitação pluviométrica com Cyanophyceae (0,839) e transparência da água (0,938); transparência da água e Cyanophyceae (0,803); e fosfato silicato (0,793). Correlação significativa e inversa ocorreu entre pH e  $\text{CO}_2$  dissolvido (-0,704); e  $\text{O}_2$  dissolvido com amônia total (-0,726) e nitrito (-0,700).

Para os dados a jusante, a correlação foi significativa e direta entre a precipitação pluviométrica e transparência da água (0,821);  $\text{O}_2$  dissolvido com precipitação pluviométrica (0,746) e transparência da água (0,806); fosfato e Bacillariophyceae (0,800); e silicato e Zygnematophyceae (0,756). Correlação significativa e inversa foi observada entre o silicato e  $\text{O}_2$  dissolvido (-0,832); e precipitação pluviométrica com Cyanophyceae (-0,789) e Chlorophyceae (-0,792).

A análise de agrupamento dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos, a montante resultou em seis grupos: i) Zygnematophyceae e Bacillariophyceae; ii) fosfato e silicato; iii) nitrito e amônia total; iv) Chlorophyceae e  $\text{CO}_2$  dissolvido; v) pH e  $\text{O}_2$  dissolvido (OD); e vi) Cyanophyceae, transparência da água e precipitação pluviométrica (Figura 68).

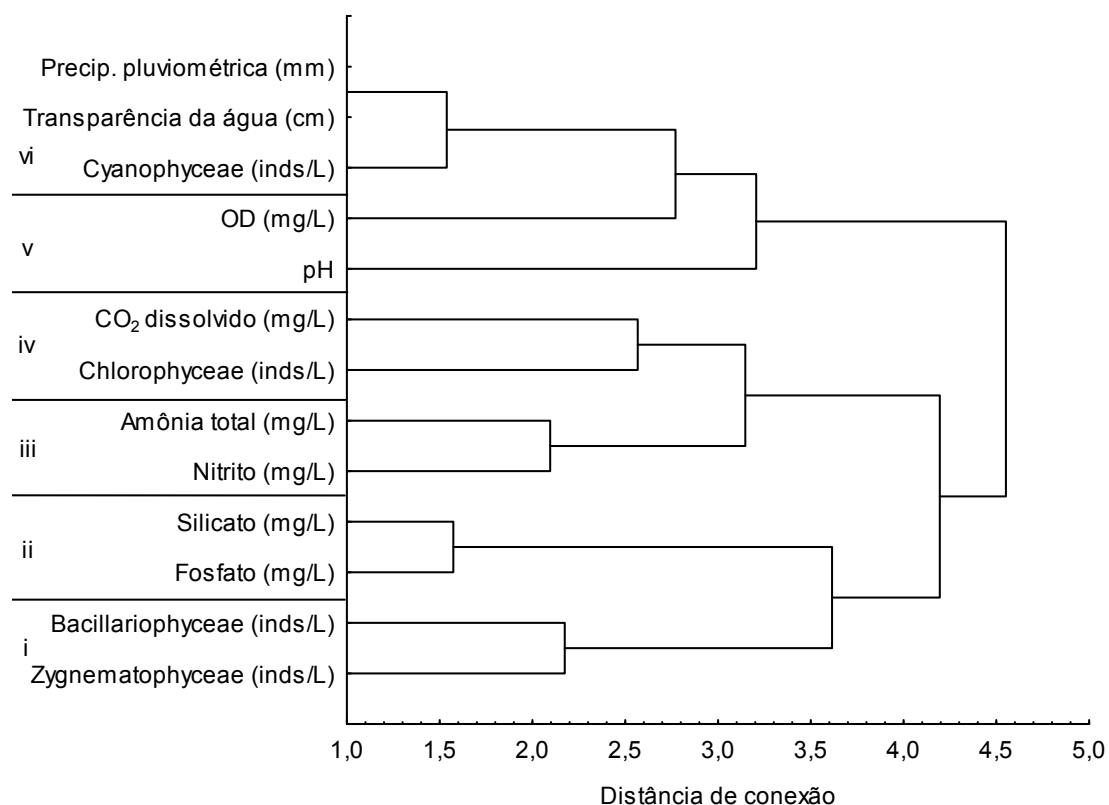


Figura 68 – Dendrograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos (agrupamentos i a vi), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2007, a montante da bica do Ipu, Ipu (Ceará, Brasil).

A análise de agrupamento dos dados a jusante resultou em cinco grupos: i) pH, Chlorophyceae e Cyanophyceae; ii) nitrito, Zygnematophyceae e silicato; iii) Bacillariophyceae e fosfato; iv) amônia total e CO<sub>2</sub> dissolvido; e v) O<sub>2</sub> dissolvido (OD), transparência da água e precipitação pluviométrica (Figura 69).

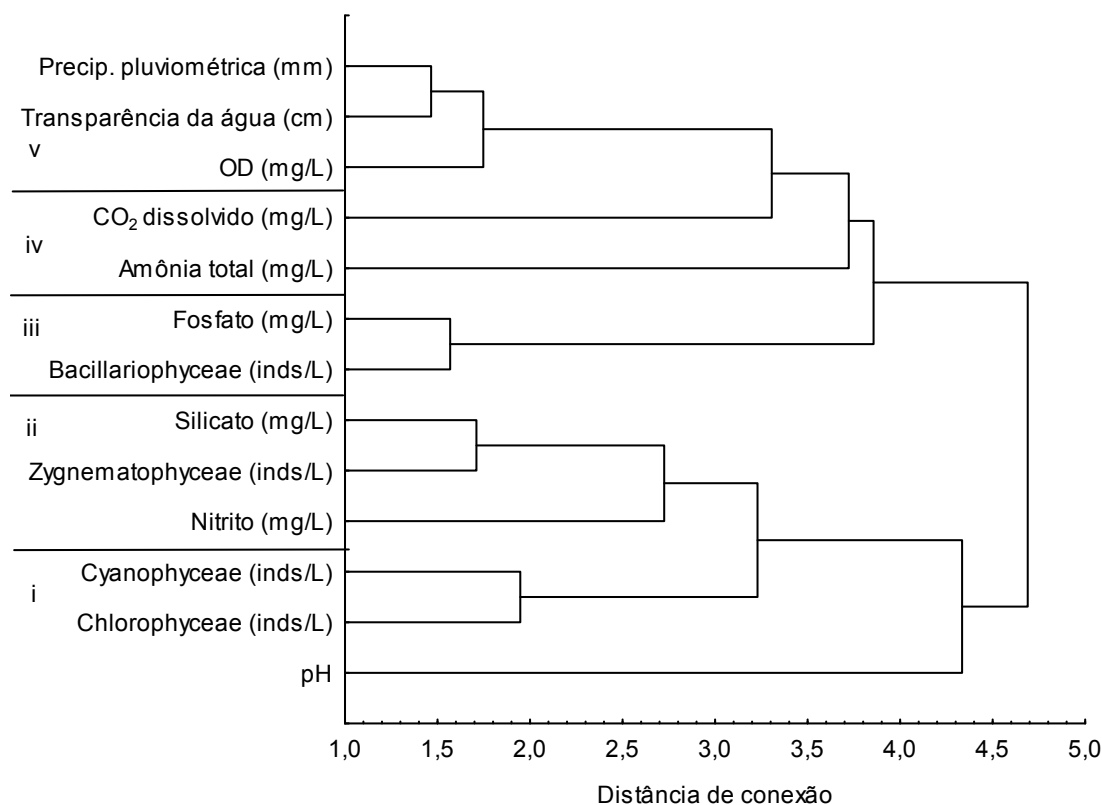


Figura 69 – Dendrograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos (agrupamentos i a v), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2007, a jusante da bica do Ipu, Ipu (Ceará, Brasil).

Os seguintes bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas ocorreram na bica do Ipu: *Oscillatoria* sp. (Cyanophyceae); *Synedra ulna*, *Synedra* sp. e *Gyrosigma attenuatum* (Bacillariophyceae); *Chlorococcum* sp., *Scenedesmus quadricauda* e *Scenedesmus acuminatus* (Chlorophyceae); *Spirogyra* sp. e *Closterium* sp. (Zygnematophyceae).

Na bica das Andréas foram registradas 14 espécies na estação chuvosa de 2007, distribuídas entre as classes Bacillariophyceae, com oito; Chlorophyceae, com três; Zygnematophyceae, com duas; e Cyanophyceae, com uma espécie.

A abundância relativa (Figura 70) revelou *Navicula* sp., *Scenedesmus quadricauda*, *Coelastrum astroideum*, *Senastrum* sp. e *Cyclotella* sp., como espécies pouco abundantes, enquanto as espécies restantes foram consideradas raras.

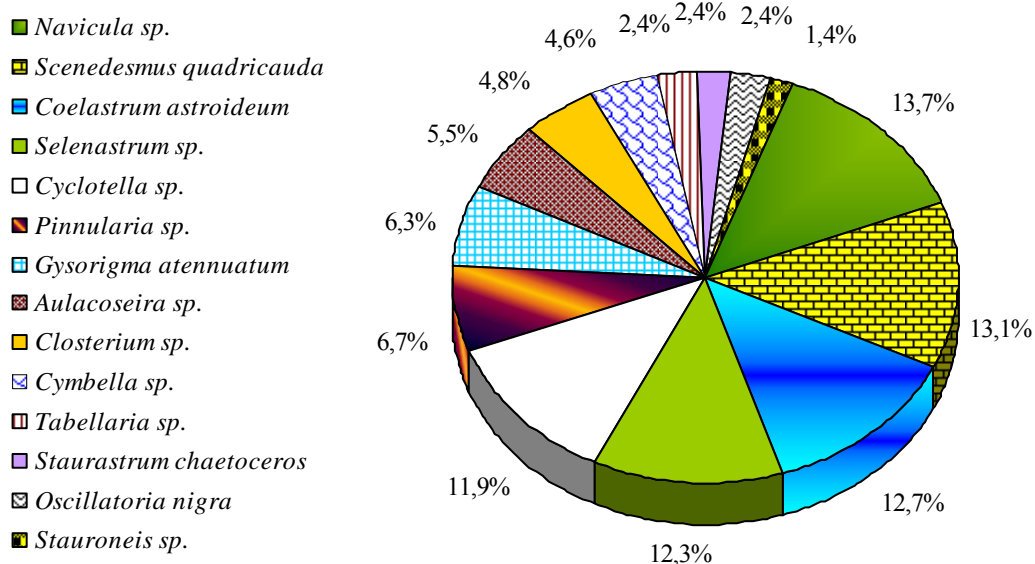


Figura 70 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2007, bica das Andréas, Pacatuba (Ceará, Brasil).

Na estação seca de 2007 foram registradas 11 espécies, distribuídas entre as classes Bacillariophyceae, com sete; Chlorophyceae, com duas; Zygnematomyceae e Cyanophyceae, com uma espécie.

A abundância relativa (Figura 71) revelou *Navicula* sp., como espécie abundante, *Scenedesmus quadricauda* e *Cyclotella* sp., como espécies pouco abundantes, enquanto as demais espécies foram consideradas raras.



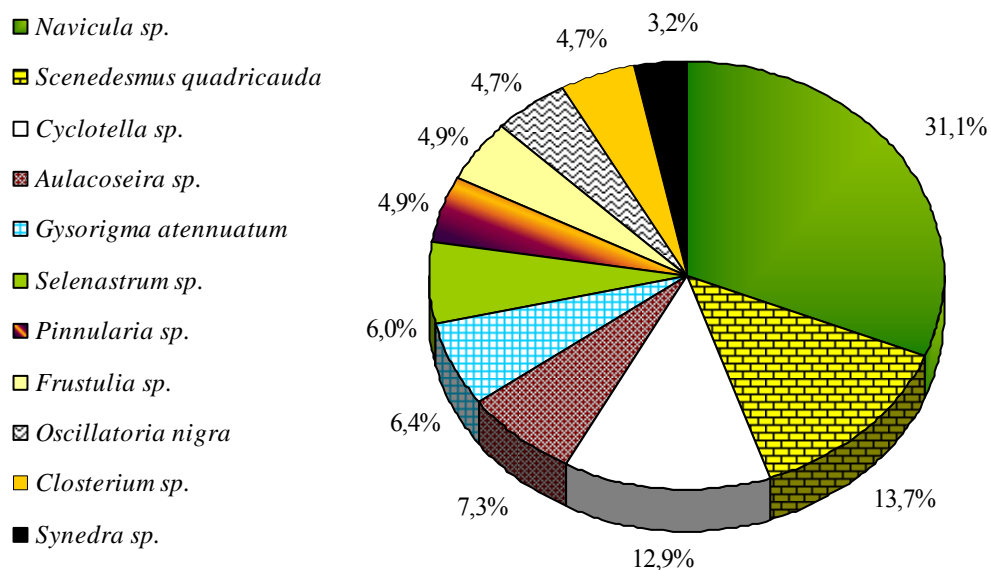


Figura 71 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2007, bica das Andréas, Pacatuba (Ceará, Brasil).

A classe Bacillariophyceae foi dominante, e Cyanophyceae e Zygnematophyceae foram raras, nas duas estações do ano, enquanto Chlorophyceae foi abundante na estação chuvosa e, pouco abundante, na seca (Figura 72).

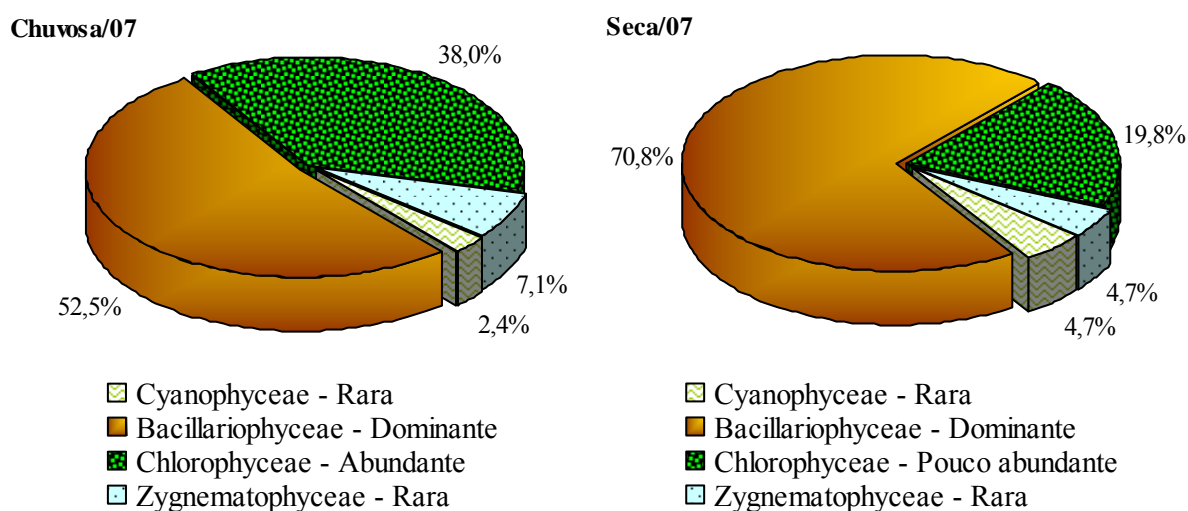


Figura 72 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplanctônicas na bica das Andréas, Pacatuba (Ceará, Brasil).

O índice de diversidade de espécies de Berger-Parker ( $1/d$ ) foi alto e maior na estação chuvosa (7,32) que na seca de 2007 (3,21). O índice de Simpson ( $1/D$ ) também foi maior na primeira estação (11,12) que na segunda (4,57).

O índice de Shannon (H) foi alto, sendo maior na estação chuvosa de 2007 (3,52 bits/ind.) que na seca (3,08 bits/ind.). A riqueza de espécie ( $d$ ) foi baixa nas duas estações do ano, com valores de 0,99 na primeira estação e de 0,77, na segunda. A distribuição dos indivíduos entre as espécies (J) foi significativa ( $> 0,50$ ) e excelente (0,92) na estação chuvosa e boa (0,89), na seca.

A análise de agrupamento mostrou a formação de dois grupos na estação chuvosa de 2007, sendo o primeiro (I) composto pelas espécies pouco abundantes: *Navicula* sp., *Scenedesmus quadricauda*, *Coelastrum astroideum*, *Selenastrum* sp. e *Cyclotella* sp. e, o segundo (II), pelas espécies consideradas raras (Figura 73a).

Na estação seca de 2007, foram formados três grupos: *Navicula* sp. compondo o primeiro grupo (I); o segundo (II), composto por *Scenedesmus quadricauda* e *Cyclotella* sp., e o terceiro (III) englobou as espécies raras (Figura 73b).

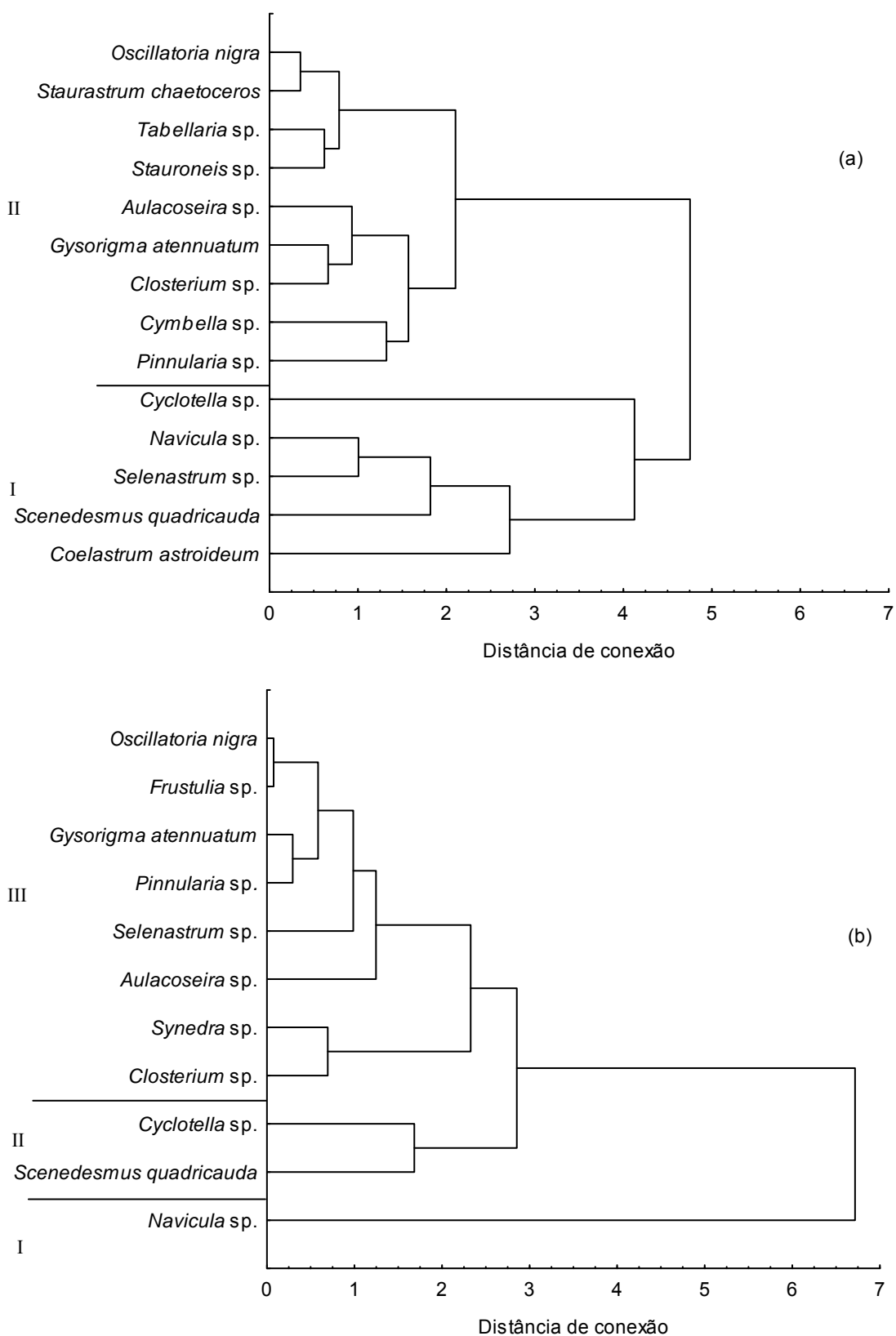


Figura 73 – Dendrogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I, II e III), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa (a) e seca (b) de 2007, bica das Andréas, Pacatuba (Ceará, Brasil).

A correlação ( $r$ ) foi significativa ( $p \leq 0,05$ ) e direta para transparência da água com Bacillariophyceae (0,670) e Chlorophyceae (0,693); fosfato e Cyanophyceae (0,877); nitrito com pH (0,733) e amônia total (0,770); e Bacillariophyceae e Zygnematophyceae (0,676). Correlação significativa e inversa foi observada entre precipitação pluviométrica e  $\text{CO}_2$  dissolvido (-0,800); fosfato e Chlorophyceae (-0,683); e Cyanophyceae e Zygnematophyceae (-0,700).

A análise de agrupamento dos parâmetros físico-químicos e abundância do fitoplâncton mostrou a formação de quatro grupos: i)  $\text{O}_2$  dissolvido (OD), pH e  $\text{CO}_2$  dissolvido; ii) nitrito e amônia total; iii) Zygnematophyceae, Bacillariophyceae, silicato, Chlorophyceae e transparência da água; e iv) Cyanophyceae, fosfato e precipitação pluviométrica (Figura 74).

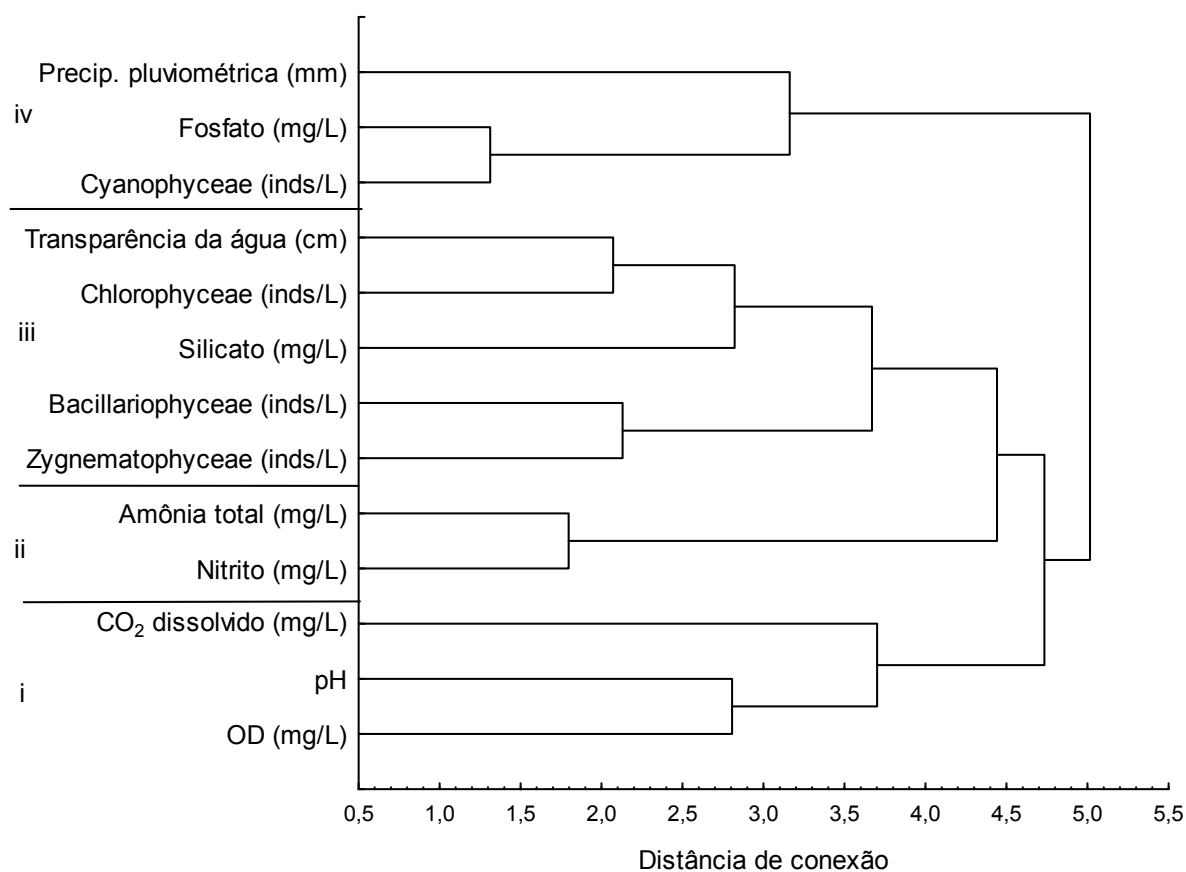


Figura 74 – Dendrograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplancônicos (agrupamentos i a vi), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2007, bica das Andréas, Pacatuba (Ceará, Brasil).

Na bica das Andréas foi registrada a presença dos seguintes bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas: *Oscillatoria nigra* (Cyanophyceae); *Cyclotella* sp. e *Gyrosigma attenuatum* (Bacillariophyceae); *Scenedesmus quadricauda* (Chlorophyceae); *Closterium* sp. e *Staurastrum chaetoceros* (Zygnematophyceae).

#### 4.3.4 Açudes

No açude Favelas foram registradas 26 espécies na estação chuvosa de 2005, distribuídas entre as classes Chlorophyceae, com 11 espécies; Cyanophyceae, com seis, Bacillariophyceae, com cinco; e Zygnematophyceae, com quatro espécies.

Na análise da abundância relativa, o bloom de *Cylindrospermopsis raciborskii* fez com que a espécie fosse abundante na estação, enquanto *Aulacoseira* sp., *Micractinium pussillum* e *Oscillatoria* spp. foram consideradas pouco abundantes e, as espécies restantes, como raras (Figura 75).

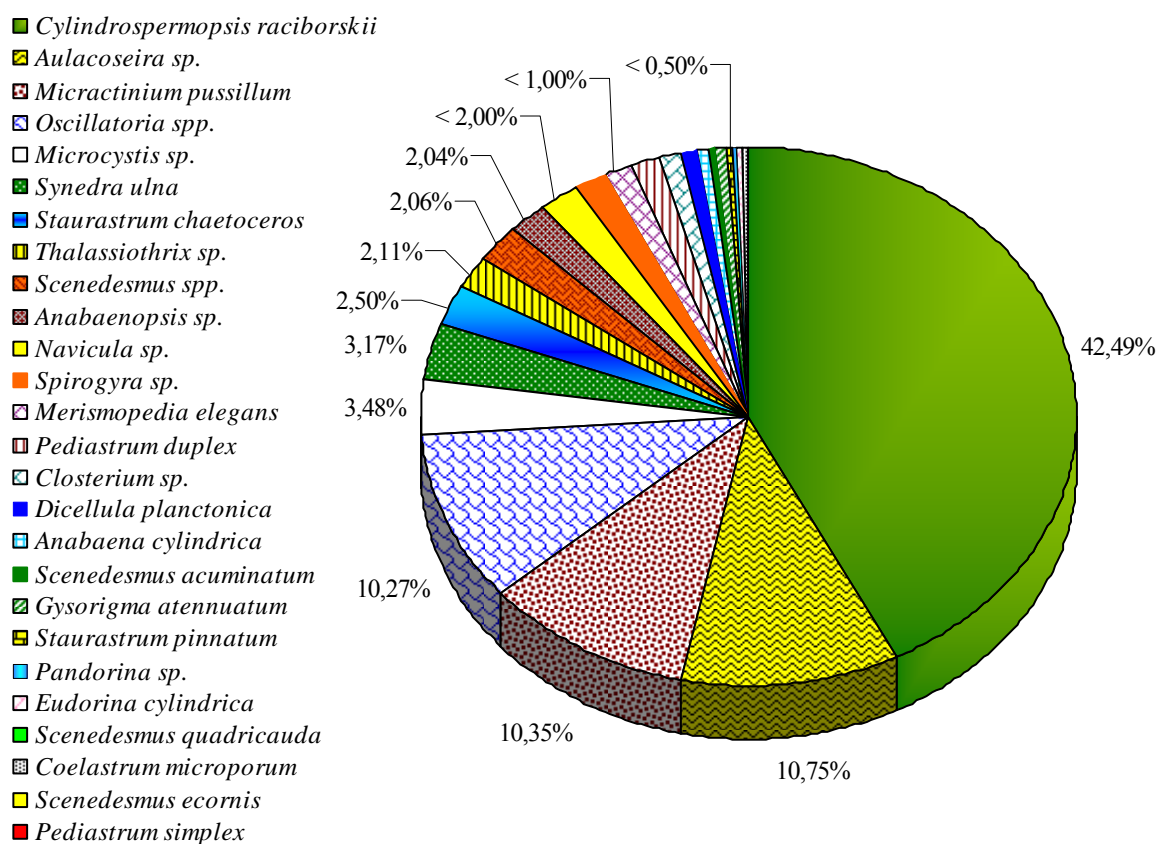


Figura 75 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2005, açude Favelas, Tauá (Ceará, Brasil).

Na estação seca de 2005 foram registradas 33 espécies, distribuídas entre as classes Chlorophyceae, com 14 espécies; seguida das Cyanophyceae, com seis, Zygnematophyceae e Bacillariophyceae, com cinco; e Euglenophyceae, com três espécies.

A abundância revelou *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Micractinium pussillum*, *Staurastrum chaetoceros*, *Scenedesmus quadricauda* e *Pediastrum duplex*, como espécies pouco abundantes, e as demais espécies foram consideradas raras (Figura 76).

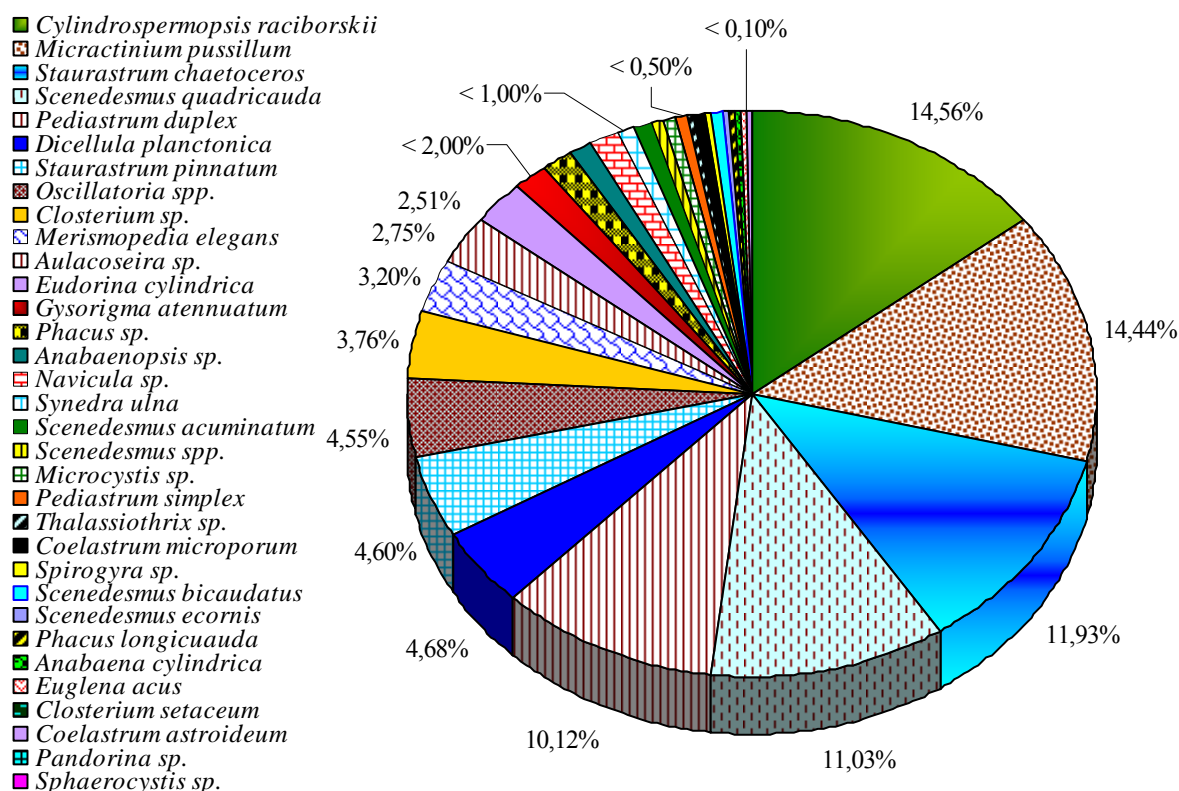


Figura 76 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2005, açude Favelas, Tauá (Ceará, Brasil).

Observou-se a dominância da classe Cyanophyceae na estação chuvosa, com Bacillariophyceae e Chlorophyceae sendo pouco abundantes e Zygnematophyceae, rara. Na estação seca, as Chlorophyceae foram abundantes, Cyanophyceae e Zygnematophyceae, pouco abundantes, e Bacillariophyceae e Euglenophyceae foram raras (Figura 77).

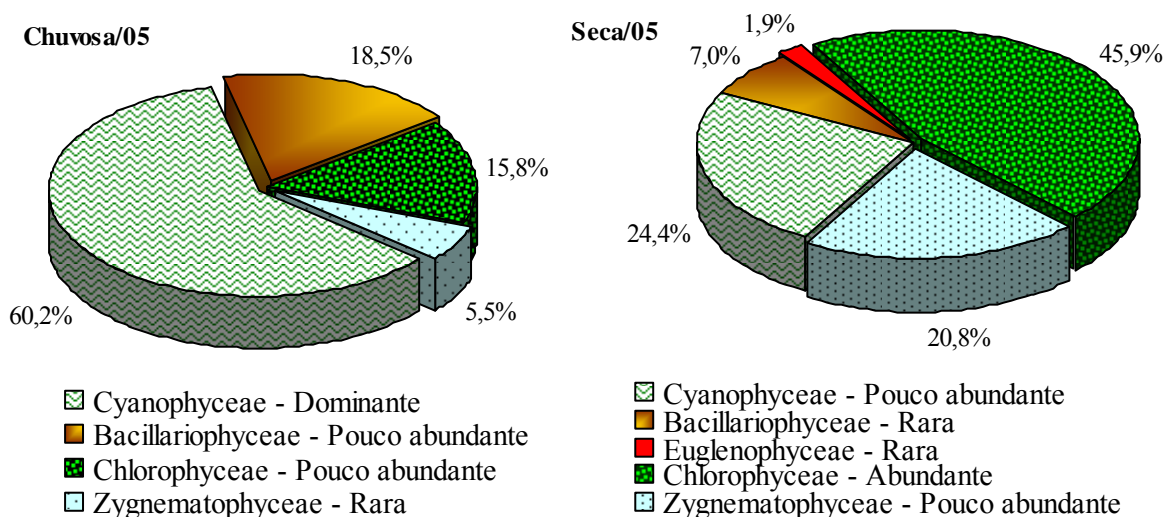


Figura 77 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplanctônicas no açude Favelas, Tauá (Ceará, Brasil).

No açude Favelas, o índice de diversidade de espécies de Berger-Parker (1/d) foi alto e maior na estação seca (6,93) que na chuvosa de 2005 (2,35). O índice de Simpson (1/D) também foi maior na primeira estação (11,12) que na segunda (4,57).

O índice de Shannon (H) foi alto, porém maior na estação seca (3,92 bits/ind.) que na chuvosa de 2005 (3,07 bits/ind.). A riqueza de espécie (d) foi baixa na estação chuvosa (1,68) e moderada (2,07) na estação seca, enquanto a distribuição dos indivíduos entre as espécies (J) foi significativa ( $> 0,50$ ), sendo regular (0,65) e boa (0,78), respectivamente.

A análise de agrupamento mostrou a formação de três grupos, na estação chuvosa (Figura 78a), sendo o primeiro (I) composto por *Cylindrospermopsis raciborskii*, espécie abundante, com 42,49% de abundância relativa; o segundo (II), por *Micractinium pussillum*, *Aulacoseira* sp. e *Oscillatoria* spp., espécies pouco abundantes (31,38%); e o terceiro (III) englobou as espécies raras (26,13%). Na estação seca (Figura 78b) foram formados dois grupos: o primeiro (I) composto pelas espécies pouco abundantes: *Staurastrum chaetoceros*, *Scenedesmus quadricauda*, *Pediastrum duplex*, *Micractinium pussillum* e *Cylindrospermopsis raciborskii* (62,08%); e o segundo (II) pelas espécies consideradas raras (37,92%).

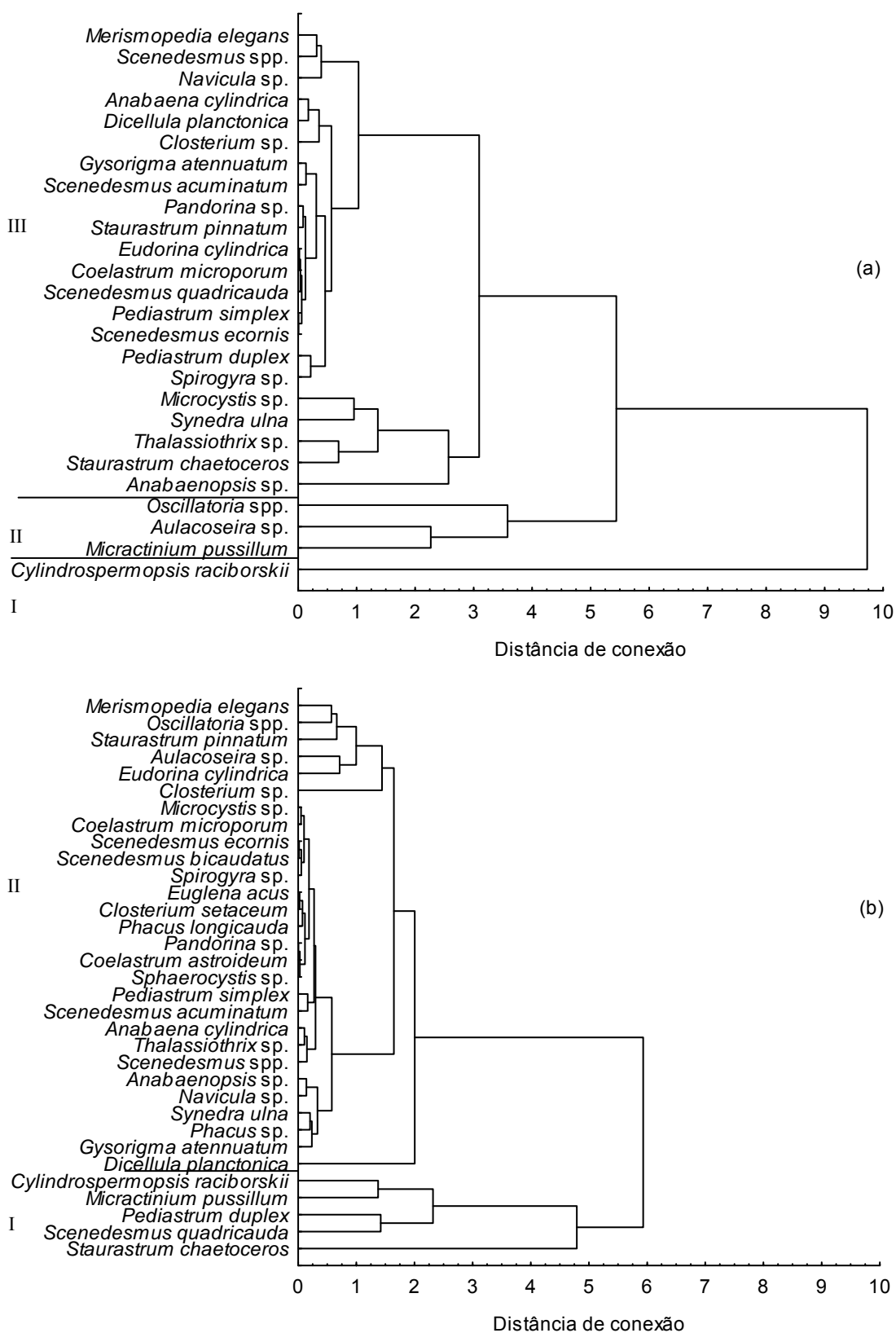


Figura 78 – Dendrogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I, II e III), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa (a) e seca (b) de 2005, açude Favelas, Tauá (Ceará, Brasil).



A correlação ( $r$ ) foi significativa ( $p \leq 0,05$ ) e direta para precipitação pluviométrica e pH (0,700); amônia total com Cyanophyceae (0,805), Euglenophyceae (0,827), Chlorophyceae (0,798) e Zygnematophyceae (0,676); Cyanophyceae com Bacillariophyceae (0,926), Euglenophyceae (0,938), Chlorophyceae (0,986) e Zygnematophyceae (0,940); Bacillariophyceae com Euglenophyceae (0,875), Chlorophyceae (0,958) e Zygnematophyceae (0,950); Euglenophyceae com Chlorophyceae (0,962) e Zygnematophyceae (0,964); e Chlorophyceae e Zygnematophyceae (0,969). Correlação significativa e inversa foi observada apenas entre a transparência da água e o teor de silicato (-0,635).

A análise de agrupamento dos parâmetros físico-químicos e abundância do fitoplâncton mostrou a formação de cinco grupos: i) fosfato, Bacillariophyceae, Zygnematophyceae, Euglenophyceae, Chlorophyceae e Cyanophyceae; ii) amônia total e silicato; iii) nitrito e O<sub>2</sub> dissolvido (OD); iv) CO<sub>2</sub> dissolvido e transparência da água; e v) pH e precipitação pluviométrica (Figura 79).

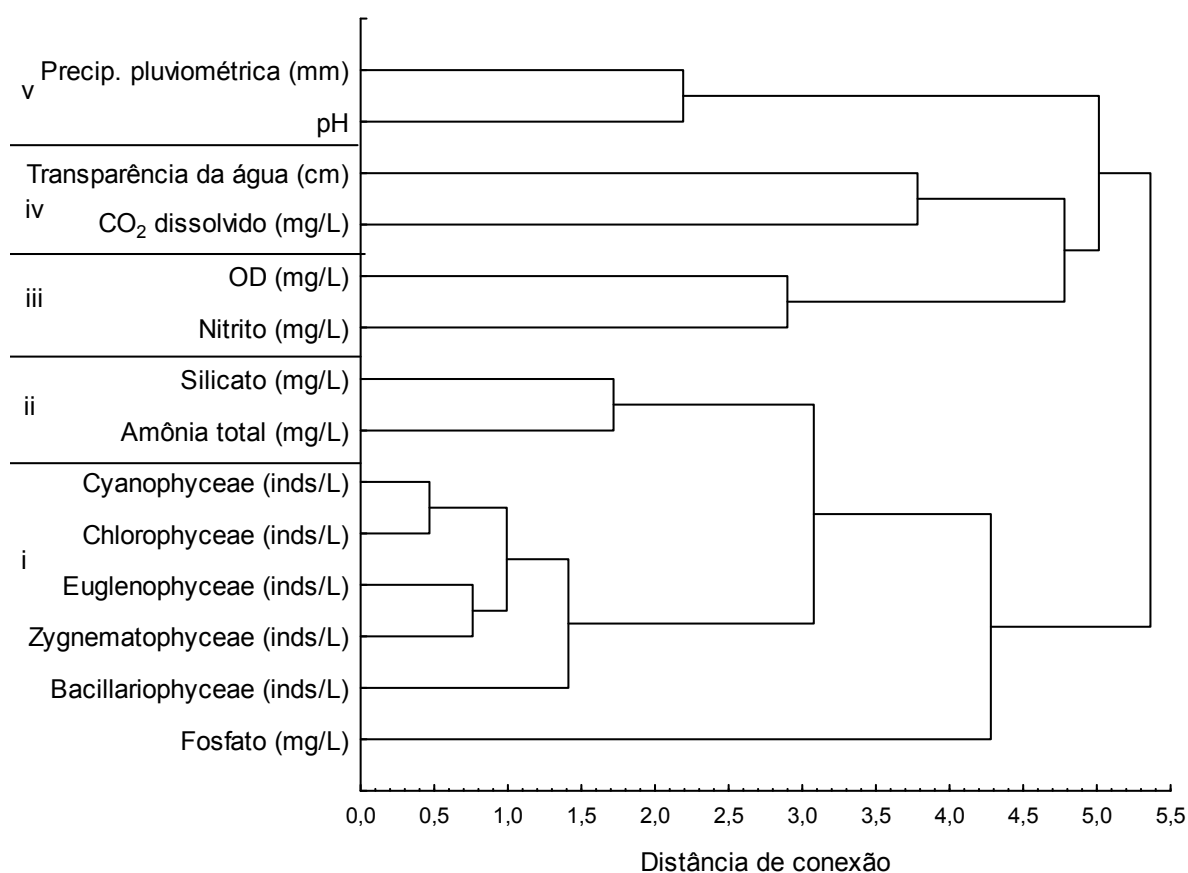


Figura 79 – Dendrograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplânctônicos (agrupamentos i a v), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2005, açude Favelas, Tauá (Ceará, Brasil).

Os seguintes bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas ocorreram no açude Favelas: *Merismopedia elegans*, *Microcystis* sp., *Oscillatoria* spp., *Anabaenopsis* sp., *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Anabaena cylindrica* (Cyanophyceae); *Synedra ulna* e *Gysorigma attenuatum* (Bacillariophyceae); *Euglena acus*, *Phacus longicauda* e *Phacus* sp. (Euglenophyceae); *Pandorina* sp., *Eudorina cylindrica*, *Pediastrum simplex*, *P. duplex*, *Scenedesmus quadricauda*, *S. acuminatum*, *S. ecornis*, *S. bicaudatus*, *Scenedesmus* spp., *Micractinium pussillum*, *Sphaerocystis* sp. (Chlorophyceae); e *Spirogyra* sp., *Closterium setaceum*, *Closterium* sp., *Staurastrum chaetoceros* e *S. pinnatum* (Zygnematophyceae).

No açude da Corte foram registradas 24 espécies na estação chuvosa de 2007, distribuídas entre as classes Bacillariophyceae, com 11 espécies; Zygnematophyceae com seis; Chlorophyceae com três; e Cyanophyceae e Euglenophyceae com duas espécies.

*Actinotaenium wollei* foi a espécie abundante da estação, *Sphaerocystis* sp., *Eudorina cylindrica* e *Crucigenia tetrapedia* foram consideradas como pouco abundantes e as demais, registradas como raras (Figura 80).

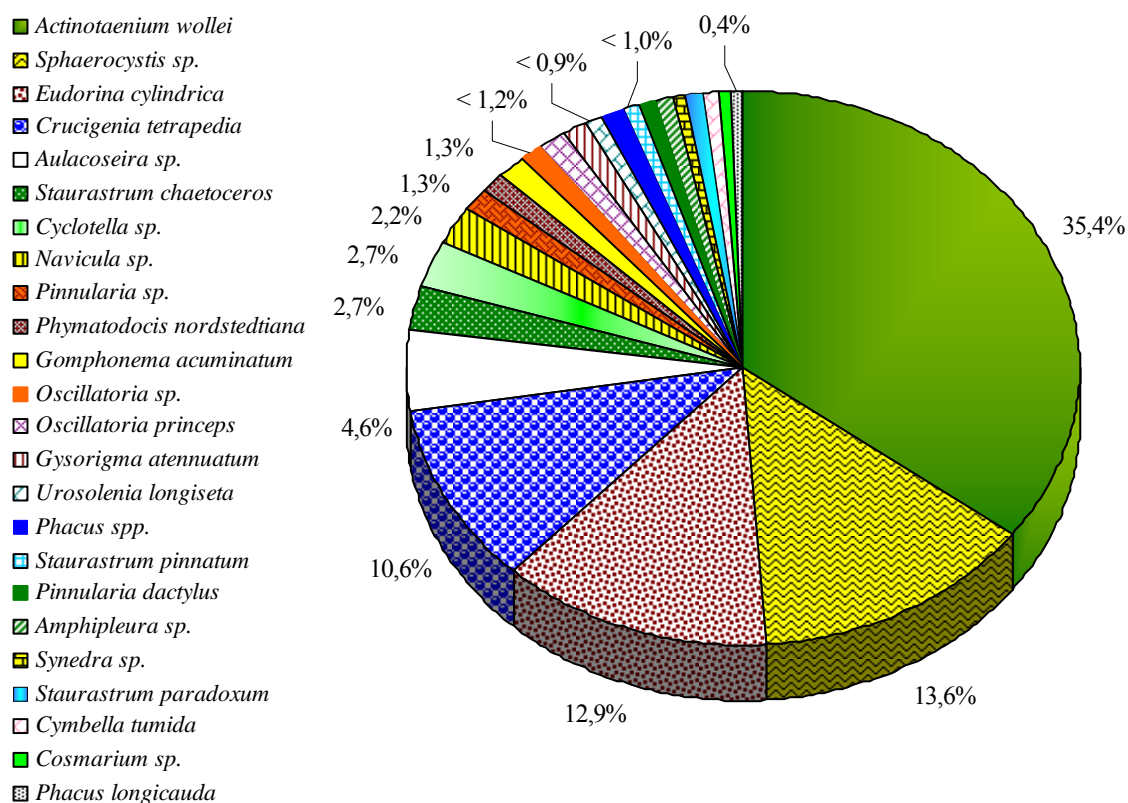


Figura 80 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2007, açude da Corte, Guaiúba (Ceará, Brasil).

Na estação seca de 2007 foram registradas 25 espécies, distribuídas entre as classes Bacillariophyceae, com 11; Zygnematophyceae com seis; Chlorophyceae com quatro; e Cyanophyceae e Euglenophyceae, com duas espécies.

*Actinotaenium wollei* também foi dominante na estação, e todas as outras microalgas registradas foram consideradas raras (Figura 81).

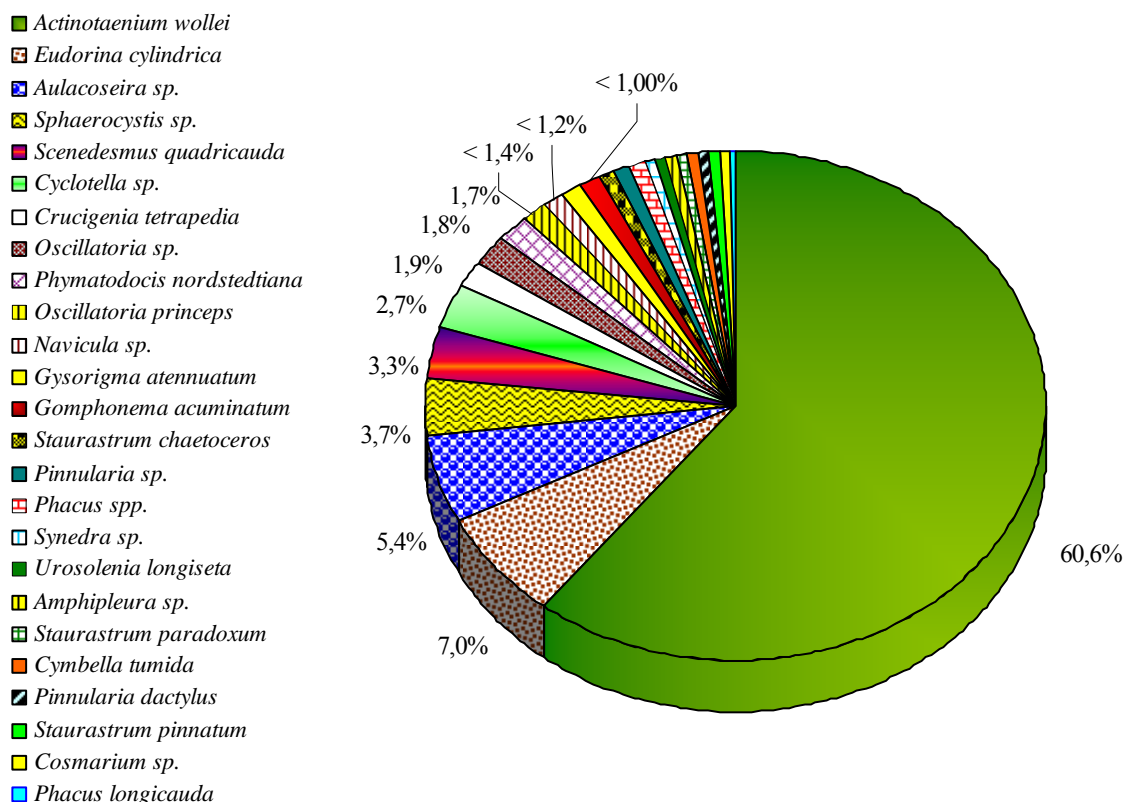


Figura 81 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2007, açude da Corte, Guaiúba (Ceará, Brasil).

O aumento significativo da biomassa de *Actinotaenium wollei*, ao longo do período analisado, fez com que a classe Zygnematophyceae passasse de abundante, na estação chuvosa, a dominante, na estação seca de 2007, com a ocorrência de *bloom*, enquanto Chlorophyceae passou de abundante para pouco abundante. As Bacillariophyceae foram pouco abundantes e as espécies de Cyanophyceae e de Euglenophyceae, raras, nas duas estações do ano (Figura 82).

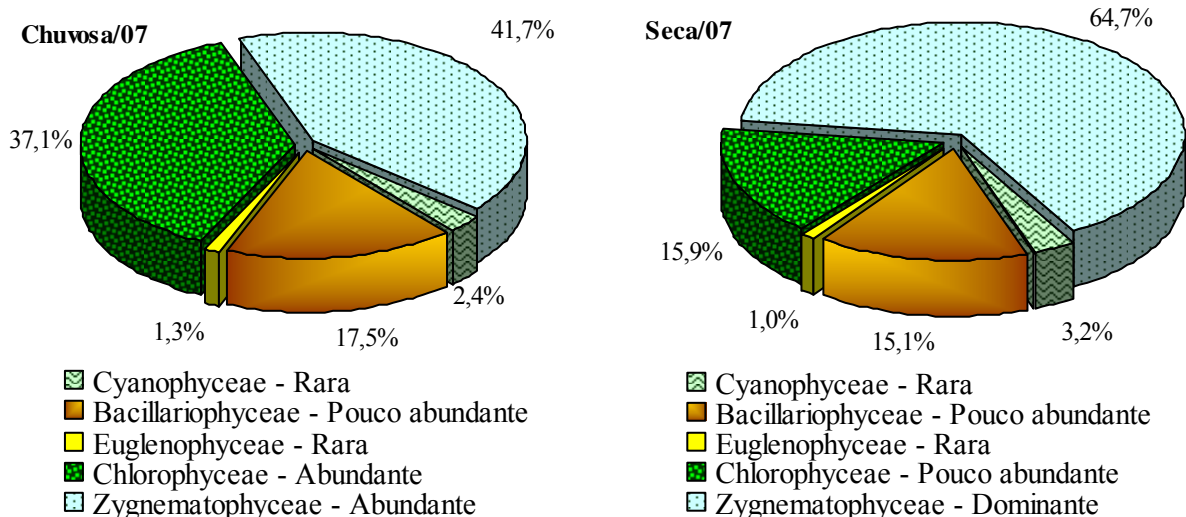


Figura 82 – Abundância relativa das classes fitoplantônicas no açude da Corte, Guaiúba (Ceará, Brasil).

O índice de diversidade de espécies de Berger-Parker ( $1/d$ ) foi moderado, e maior na estação chuvosa (2,83) que na seca de 2005 (1,65). O índice de Simpson ( $1/D$ ) foi alto e maior na primeira estação (5,64) que na segunda (2,63).

O índice de Shannon ( $H$ ) foi alto na estação chuvosa (3,27 bits/ind.) e maior que na estação seca de 2005, que apresentou um índice moderado (2,56 bits/ind.). A riqueza de espécie ( $d$ ) foi baixa nas duas estações do ano, com valor igual a 1,61. Quanto à distribuição dos indivíduos entre as espécies ( $J$ ), esta foi significativa ( $> 0,50$ ), sendo boa na estação chuvosa (0,71), e regular (0,55) na seca.

A análise de agrupamento do fitoplâncton na estação chuvosa de 2007 (Figura 83a) mostrou a formação de três grupos distintos: *A. wollei*, espécie abundante (35,4%), compôs o primeiro grupo (I); *Sphaerocystis* sp., *Eudorina cylindrica* e *Crucigenia tetrapedia*, espécies pouco abundantes (37,1%), formaram o segundo grupo (II); e as espécies raras (27,5%) o terceiro grupo (III). Na estação seca de 2007 (Figura 83b), *A. wollei* foi dominante (60,6%) ficando isolada no primeiro grupo (I), enquanto as outras espécies, consideradas raras (39,4%), formaram o segundo grupo (II).

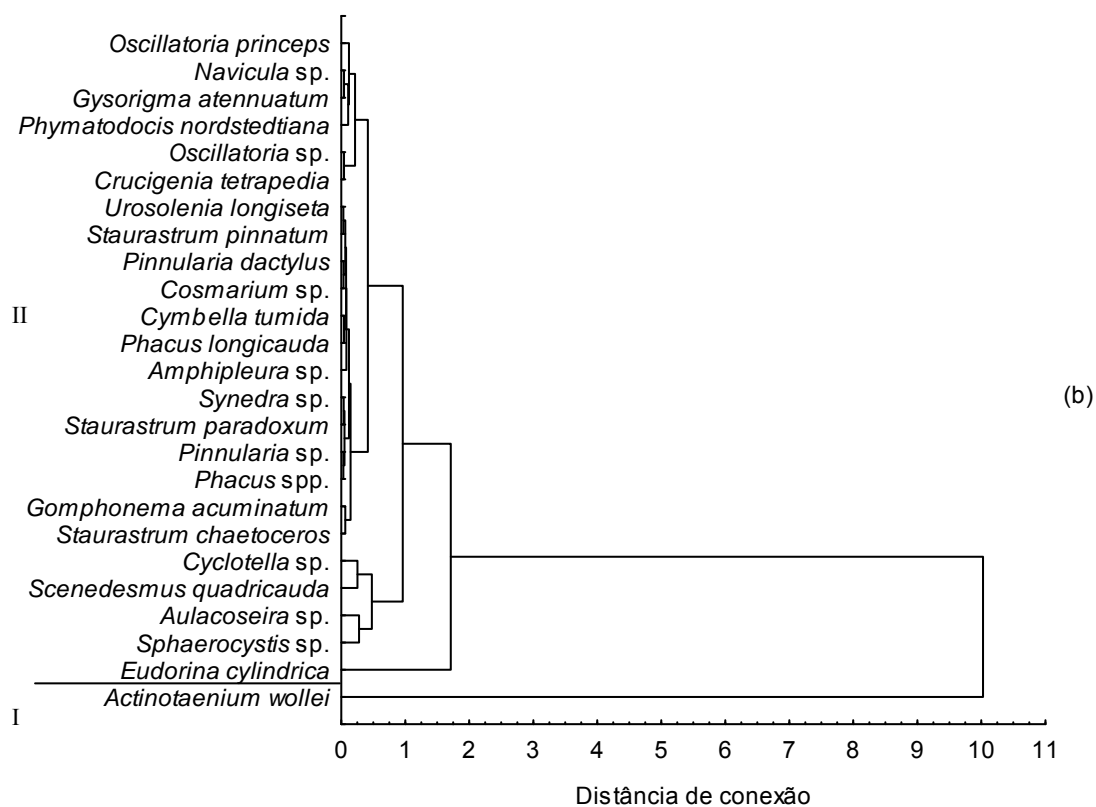
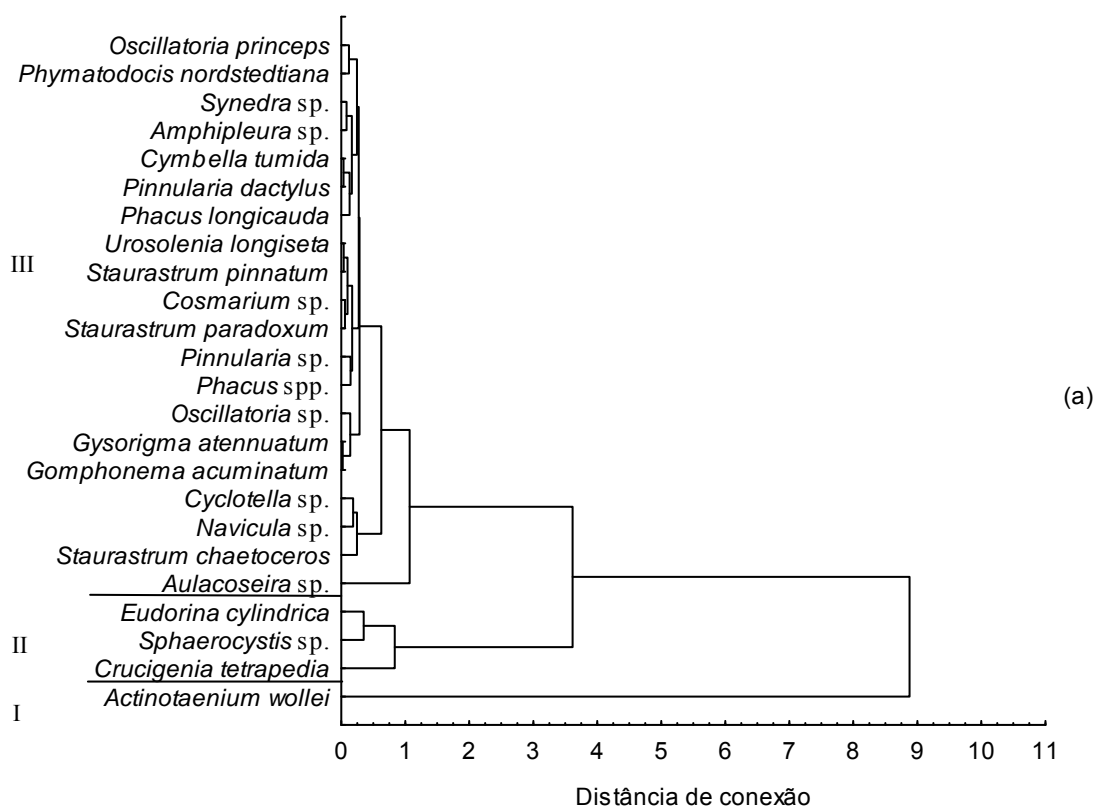


Figura 83 – Dendrogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I e II), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa (a) e seca de 2007 (b), açude da Corte, Guaiúba (Ceará, Brasil).

A correlação ( $r$ ) foi significativa ( $p \leq 0,05$ ) e direta para  $\text{CO}_2$  dissolvido com precipitação pluviométrica (0,767) e transparência da água (0,938); amônia total com Cyanophyceae (0,829), Bacillariophyceae (0,829) e Zygnematophyceae (0,759); nitrito e Zygnematophyceae (0,805); Bacillariophyceae com Cyanophyceae (0,934) e Zygnematophyceae (0,764); e Euglenophyceae e Chlorophyceae (0,709). Correlação significativa e inversa foi observada da precipitação pluviométrica com silicato (-0,828), amônia total (-0,784), Bacillariophyceae (-0,752) e Zygnematophyceae (-0,749); transparência da água com amônia total (-0,889), nitrito (-0,774) e Zygnematophyceae (-0,792);  $\text{CO}_2$  dissolvido com amônia total (-0,939), Bacillariophyceae (-0,815) e Zygnematophyceae (-0,791); e pH com amônia total (-0,775) e Euglenophyceae (-0,926).

A análise de agrupamento dos parâmetros físico-químicos e a abundância do fitoplâncton mostrou a formação de cinco grupos: i) Euglenophyceae, Chlorophyceae e Bacillariophyceae; ii) Zygnematophyceae, nitrito e fosfato; iii) Cyanophyceae, amônia total e silicato; iv)  $\text{O}_2$  dissolvido (OD) e pH; e v)  $\text{CO}_2$  dissolvido, transparência da água e precipitação pluviométrica (Figura 84).

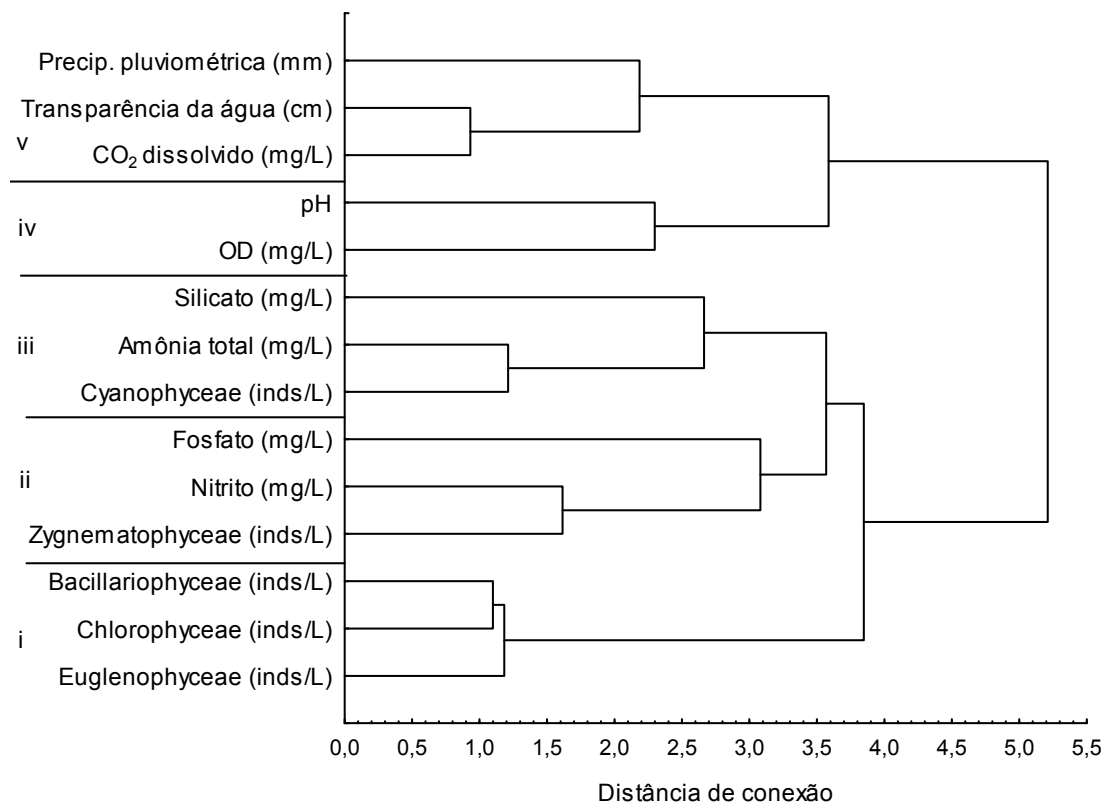


Figura 84 – Dendrograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplantônicos (agrupamentos i a v), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2007, açude da Corte, Guaiúba (Ceará, Brasil).

Foram registrados no açude da Corte os seguintes bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas: *Oscillatoria princeps* e *Oscillatoria* sp., (Cyanophyceae); *Aulacoseira* sp., *Cyclotella* sp., *Synedra* sp., *Gyrosigma attenuatum* e *Gomphonema acuminatum* (Bacillariophyceae); *Phacus longicauda* e *Phacus* sp. (Euglenophyceae); *Eudorina cylindrica*, *Scenedesmus quadricauda*, *Crucigenia tetrapedia* e *Sphaerocystis* sp. (Chlorophyceae); e *Staurastrum chaetoceros*, *S. pinnatum*, *S. paradoxum* e *Actinotaenium wollei* (Zygnematophyceae).

Na entrada do açude do Campus do Itaperi, na estação chuvosa de 2007, foram registradas 14 espécies, distribuídas entre as classes Bacillariophyceae, com oito espécies; Chlorophyceae, com três; Zygnematophyceae, com duas; e Cyanophyceae, com uma espécie. Na saída do açude, 41 espécies ocorreram, sendo distribuídas nas classes: Chlorophyceae, com 18 espécies; Bacillariophyceae, com sete; Euglenophyceae, com seis; Cyanophyceae e Zygnematophyceae, com quatro; e Xanthophyceae e Ulvophyceae, com uma espécie.

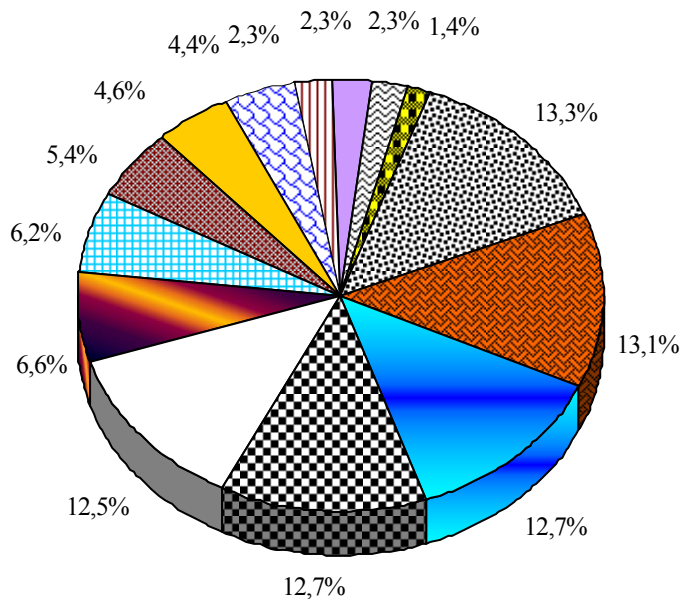
A abundância relativa, na entrada, revelou *Navicula* sp., *Coelastrum astroideum*, *Selenastrum* sp., *Scenedesmus quadricauda* e *Cyclotella* sp., como espécies pouco abundantes, enquanto as demais espécies foram consideradas como raras. Na saída, os *blooms* de *Pediastrum duplex* tornaram a espécie abundante, enquanto *Scenedesmus quadricauda* e *Eudorina cylindrica* foram pouco abundantes. As demais espécies foram registradas como raras (Figura 85).

Na estação seca de 2007 foram registradas 11 espécies na entrada do açude, sendo sete Bacillariophyceae, duas Chlorophyceae, e uma espécie de Cyanophyceae e Zygnematophyceae. Na saída do açude, as 29 espécies registradas foram distribuídas nas classes: Chlorophyceae, com 15 espécies; Cyanophyceae, com quatro; Bacillariophyceae e Zygnematophyceae, com três; Euglenophyceae, com duas; e Xanthophyceae e Ulvophyceae, com uma espécie.

A abundância relativa, na entrada, revelou *Navicula* sp., como espécie abundante, e *Scenedesmus quadricauda* e *Cyclotella* sp., como pouco abundantes, enquanto as demais espécies foram consideradas como raras. Na saída, *Pediastrum duplex*, *Scenedesmus quadricauda* e *Pediastrum boryanum* foram pouco abundantes. Já as espécies restantes foram raras (Figura 86).

**Chuvosa/07 - Entrada**

- ▣ *Navicula sp.*
- ▣ *Coelastrum astroideum*
- ▣ *Selenastrum sp.*
- ▣ *Scenedesmus quadricauda*
- ▣ *Cyclotella sp.*
- ▣ *Pinnularia sp.*
- ▣ *Gysorigma atenuatum*
- ▣ *Aulacoseira sp.*
- ▣ *Closterium sp.*
- ▣ *Cymbella sp.*
- ▣ *Tabellaria sp.*
- ▣ *Staurastrum chaetoceros*
- ▣ *Oscillatoria nigra*
- ▣ *Stauroneis sp.*

**Chuvosa/07 - Saída**

- ▣ *Pediastrum duplex*
- ▣ *Scenedesmus quadricauda*
- ▣ *Eudorina cylindrica*
- ▣ *Crucigenia tetrapedia*
- ▣ *Sphaerocystis sp.*
- ▣ *Scenedesmus acuminatus*
- ▣ *Scenedesmus ecornis*
- ▣ *Micractinium pussillum*
- ▣ *Coelastrum astroideum*
- ▣ *Scenedesmus javanensis*
- ▣ *Merismopedia sp.*
- ▣ *Scenedesmus sp.*
- ▣ *Scenedesmus bicaudatus*
- ▣ *Cyclotella sp.*
- ▣ *Scenedesmus polydentatus*
- ▣ *Scenedesmus ovalternus*
- ▣ *Merismopedia elegans*
- ▣ *Phacus triqueter*
- ▣ *Tetraedron mininum*
- ▣ *Phacus spp.*
- ▣ *Tabellaria sp.*
- ▣ *Chlorococcum sp.*
- ▣ *Tetraedriella spinigera*
- ▣ *Euglena sp.*
- ▣ *Euglena acus*
- ▣ *Navicula sp.*
- ▣ *Kirchneriella lunaris*
- ▣ *Coelastrum sp.*
- ▣ *Stauroneis sp.*
- ▣ *Pinnularia sp.*
- ▣ *Ulothrix sp.*
- ▣ *Oscillatoria spp.*
- ▣ *Closterium kuetzingii*
- ▣ *Closterium sp.*
- ▣ *Chroococcus sp.*
- ▣ *Phacus longicauda*
- ▣ *Euglena oxyuris*
- ▣ *Staurastrum chaetoceros*
- ▣ *Cosmarium sp.*
- ▣ *Synedra sp.*
- ▣ *Gyrosigma sp.*

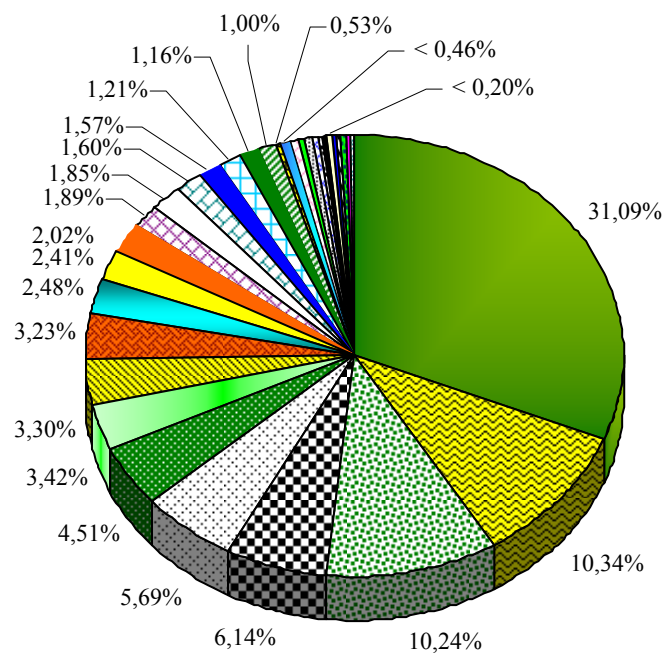
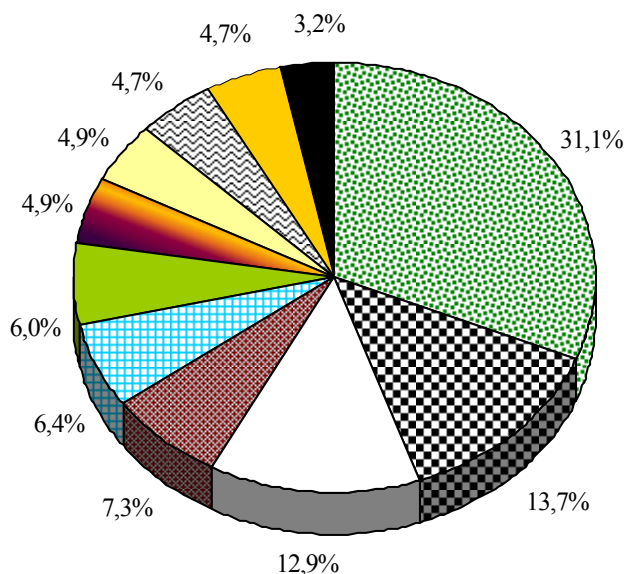


Figura 85 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação chuvosa de 2007, na entrada e saída do açude do Campus do Itaperi, Fortaleza (Ceará, Brasil).



**Seca/07 - Entrada**

- █ *Navicula sp.*
- █ *Scenedesmus quadricauda*
- *Cyclotella sp.*
- █ *Aulacoseira sp.*
- █ *Gysorigma attenuatum*
- █ *Selenastrum sp.*
- █ *Pinnularia sp.*
- █ *Frustulia sp.*
- █ *Oscillatoria nigra*
- █ *Closterium sp.*
- █ *Synedra sp.*

**Seca/07 - Saída**

- █ *Pediastrum duplex*
- █ *Scenedesmus quadricauda*
- *Pediastrum boryanum*
- █ *Scenedesmus sp.*
- █ *Scenedesmus armatus*
- *Merismopedia elegans*
- █ *Crucigenia tetrapedia*
- █ *Scenedesmus javanensis*
- █ *Scenedesmus longispina*
- █ *Scenedesmus polydenticulatus*
- *Cyclotella sp.*
- █ *Micractinium pussillum*
- *Sphaerocystis sp.*
- █ *Tetraedriella spinigera*
- █ *Coelastrum astroideum*
- █ *Navicula sp.*
- █ *Selenastrum gracile*
- █ *Scenedesmus bicaudatus*
- █ *Merismopedia sp.*
- █ *Scenedesmus acuminatus*
- █ *Spirogyra sp.*
- █ *Planktothrix sp.*
- █ *Ulothrix sp.*
- *Phacus triqueter*
- *Phacus spp.*
- █ *Aulacoseira sp.*
- █ *Closterium sp.*
- █ *Chroococcus sp.*
- █ *Staurastrum pinnatum*

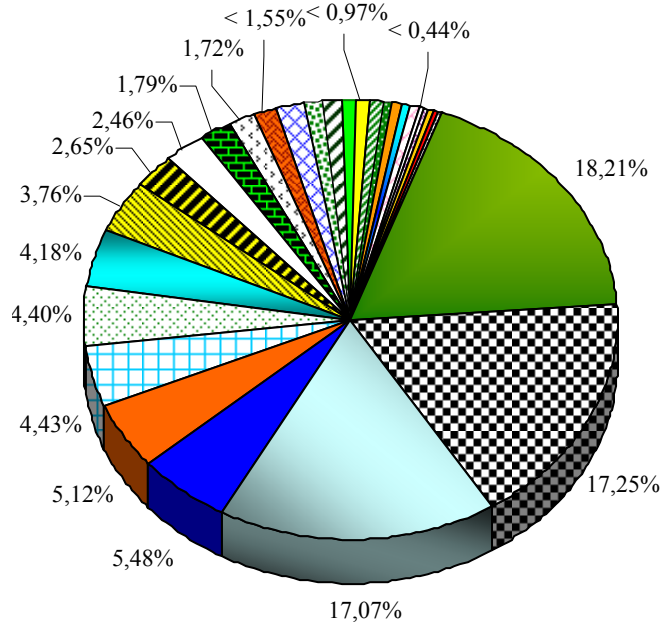


Figura 86 – Abundância relativa do fitoplâncton na estação seca de 2007, na entrada e saída do açude do Campus do Itaperi, Fortaleza (Ceará, Brasil).

Na entrada do açude, a classe Bacillariophyceae foi dominante, tanto na estação chuvosa quanto na seca, enquanto as Chlorophyceae foram abundantes e pouco abundantes, respectivamente. As Zygnematophyceae e as Cyanophyceae foram raras nas duas estações do ano. Na saída, as Chlorophyceae foram dominantes, e Cyanophyceae, Xanthophyceae, Bacillariophyceae, Ulvophyceae, Euglenophyceae e Zygnematophyceae foram raras, nas duas estações (Figura 87).

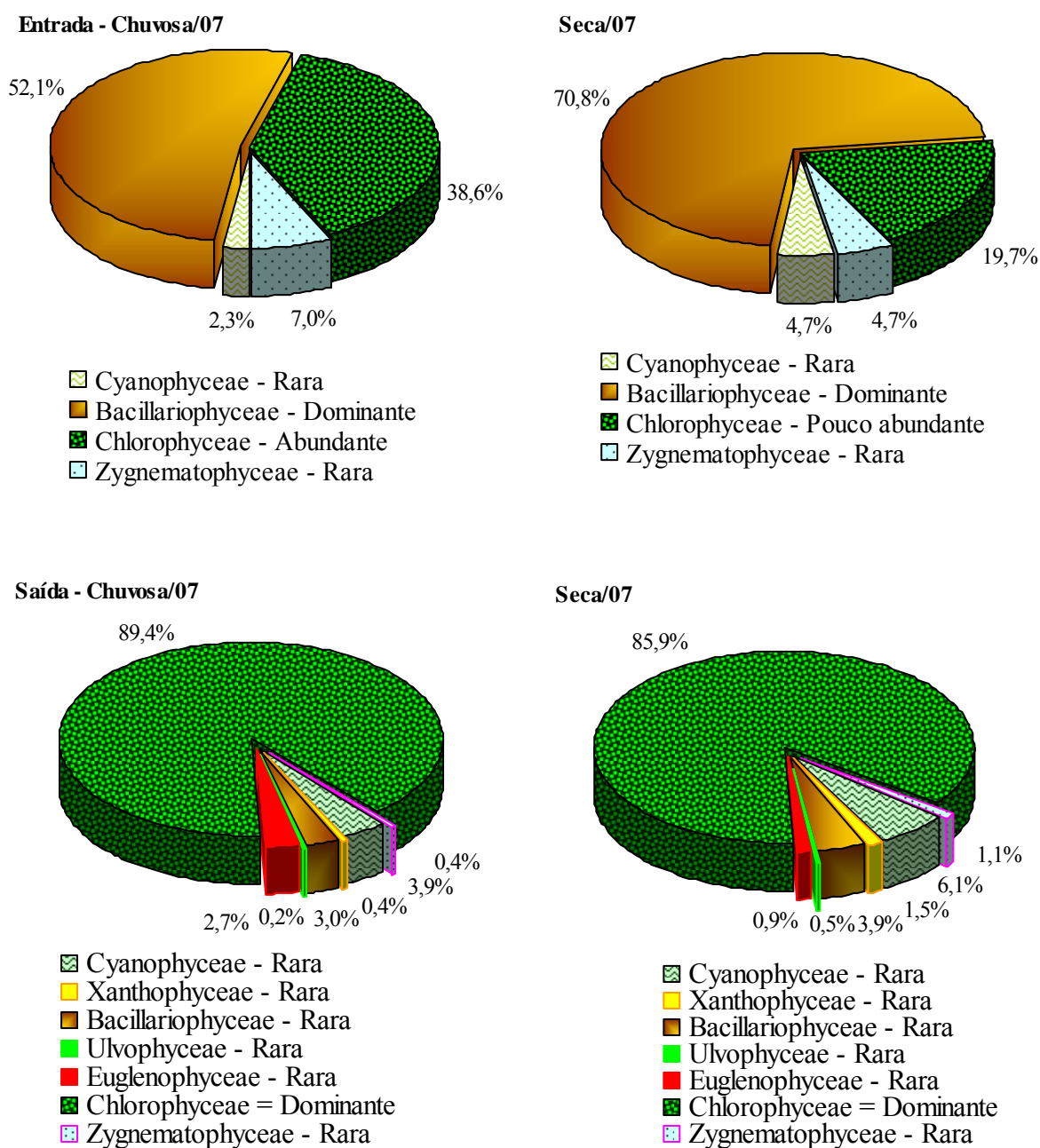


Figura 87 – Abundância relativa sazonal das classes fitoplancônicas no açude do Campus do Itaperi, Fortaleza (Ceará, Brasil).

Na entrada do açude, o índice de diversidade de espécies de Berger-Parker (1/d) foi alto e maior na estação chuvosa de 2007 (7,51) que na estação seca (3,21). A mesma situação também ocorreu com o índice de Simpson, que apresentou valor de 9,99 na primeira estação e 6,42 na segunda. Na saída, o índice de Berger-Parker foi maior na estação chuvosa (9,68) que na seca (5,49), enquanto o de Simpson foi maior na estação seca (9,28) que na chuvosa (7,49).

O índice de Shannon (H) foi alto na estação chuvosa, sendo de 3,50 bits/ind. na entrada e de 3,78 bits/ind. na saída. Na estação seca, apresentou índice de 3,08 bits/ind. na entrada e de 3,80 bits/ind. na saída. A riqueza de espécies (d) na estação chuvosa foi baixa na entrada (0,99) e moderada na saída (2,13). Na estação seca, o índice foi baixo na entrada (0,77) e saída (1,66). Quanto à distribuição dos indivíduos entre as espécies, esta foi significativa ( $> 0,50$ ), tendo apresentado índice excelente na entrada (0,92), e bom na saída (0,71), durante a estação chuvosa. Na estação seca, foi ótimo na entrada (0,89) e bom na saída (0,78).

A análise de agrupamento das espécies fitoplanctônicas na entrada mostrou a formação de dois grupos na estação chuvosa de 2007 (Figura 88a), sendo o primeiro (I) composto pelas espécies pouco abundantes: *Selenastrum* sp., *Scenedesmus quadricauda*, *Coelastrum astroideum*, *Navicula* sp. e *Cyclotella* sp., e o segundo grupo (II) foi composto pelas espécies registradas como raras. Na estação seca, ocorreu a formação de três grupos: no primeiro (I) apenas *Navicula* sp., espécie abundante; no segundo (II) *Scenedesmus quadricauda* e *Cyclotella* sp., pouco abundantes; e no terceiro (III) as espécies raras (Figura 88b).

Na saída do açude, na estação chuvosa, ocorreu a formação de três grupos: no primeiro (I), apenas *Pediastrum duplex*, espécie abundante; no segundo (II) *Scenedesmus quadricauda* e *Eudorina cylindrica*, pouco abundantes e; no terceiro (III) as espécies raras (Figura 89a). Na estação seca, foram formados dois grupos: o primeiro (I) por *Pediastrum duplex*, *Scenedesmus quadricauda* e *Pediastrum boryanum*, espécies pouco abundantes, enquanto o segundo grupo (II) englobou as espécies raras (Figura 89b).

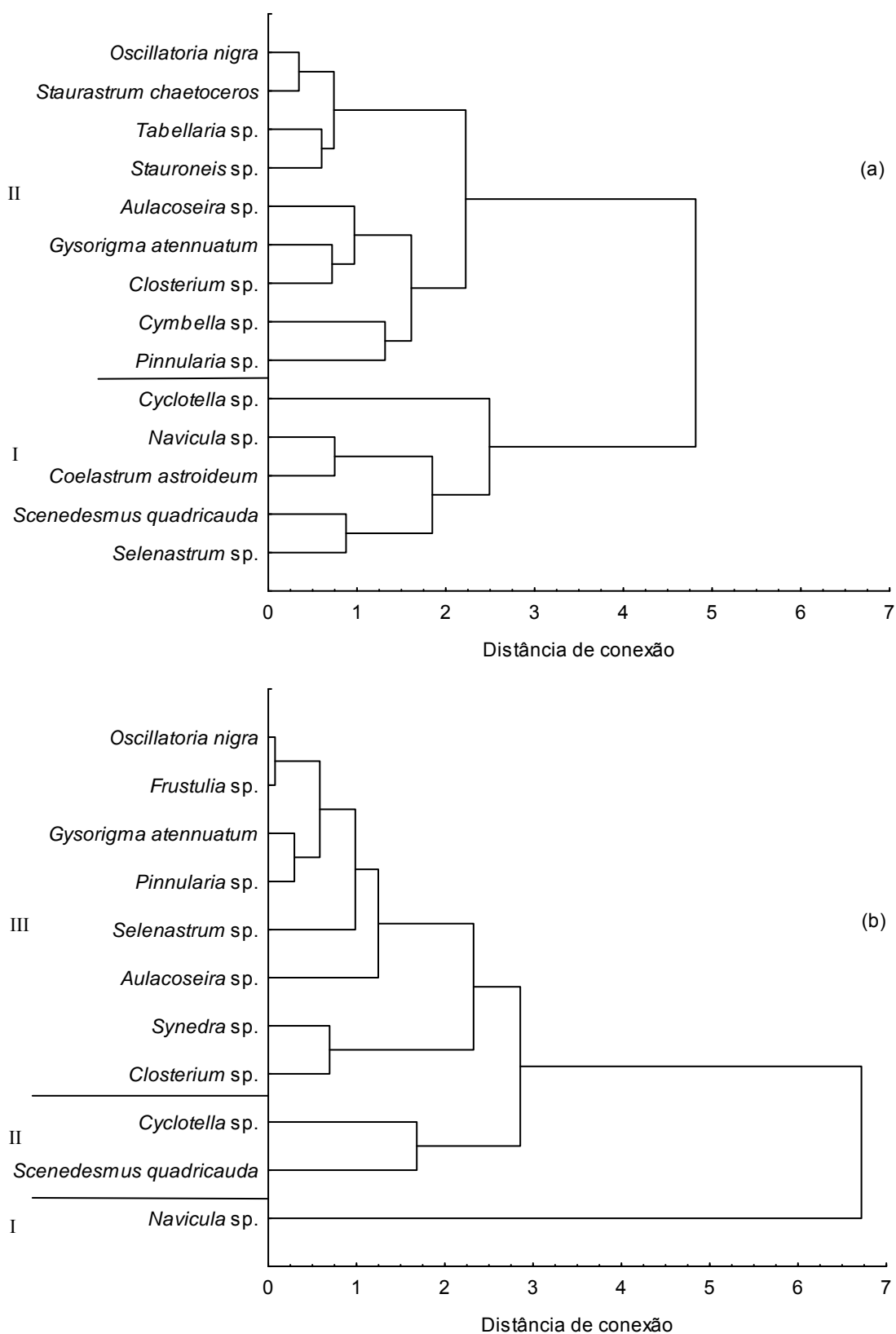


Figura 88 – Dendrogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I, II e III), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa (a) e seca (b) de 2007, entrada do açude do Campus do Itaperi, Fortaleza (Ceará, Brasil).

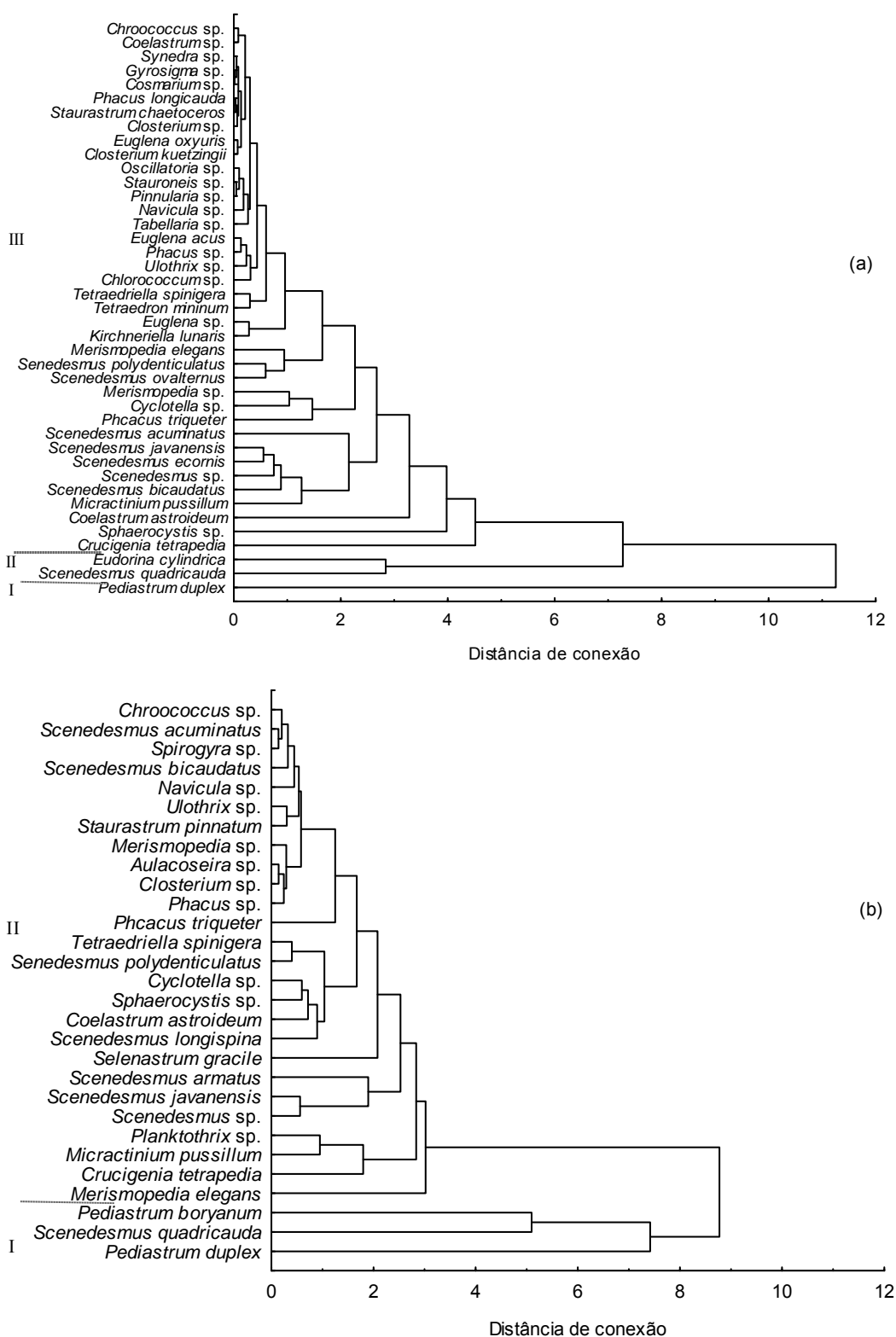


Figura 89 – Dendrogramas da abundância do fitoplâncton (agrupamentos I, II e III), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa (a) e seca (b) de 2007, saída do açude do Campus do Itaperi, Fortaleza (Ceará, Brasil).

Para os dados obtidos na entrada do açude foi observada correlação ( $r$ ) significativa ( $p \leq 0,05$ ) e direta das Chlorophyceae com precipitação pluviométrica (0,798) e Zygnematophyceae (0,693); e Cyanophyceae com silicato (0,738) e fosfato (0,963). Correlação significativa e inversa foi observada do CO<sub>2</sub> dissolvido com precipitação pluviométrica (-0,674) e Chlorophyceae (-0,681); silicato com precipitação pluviométrica (-0,653), Chlorophyceae (-0,660) e Zygnematophyceae (-0,809); e transparência da água e nitrito (-0,664).

Para os dados obtidos na saída, a correlação foi significativa e direta para precipitação pluviométrica com Bacillariophyceae (0,810), Euglenophyceae (0,768), Chlorophyceae (0,863) e Zygnematophyceae (0,690); silicato com pH (0,740) e fosfato (0,678); nitrito e Ulvophyceae (0,738); Cyanophyceae com Xanthophyceae (0,693) e Bacillariophyceae (0,650); Bacillariophyceae com Euglenophyceae (0,701) e Chlorophyceae (0,640); Euglenophyceae e Chlorophyceae (0,632); e Chlorophyceae e Zygnematophyceae (0,760). Correlação significativa e inversa foi observada entre o CO<sub>2</sub> dissolvido e Cyanophyceae (-0,664); e Bacillariophyceae (-0,755) e Euglenophyceae (-0,634).

Na entrada do açude, a análise de agrupamento dos parâmetros físico-químicos e abundância do fitoplâncton resultou em quatro grupos: i) amônia total, nitrito e pH; ii) O<sub>2</sub> dissolvido (OD), Cyanophyceae, fosfato e silicato; iii) Bacillariophyceae e CO<sub>2</sub> dissolvido; e iv) transparência da água, Zygnematophyceae, Chlorophyceae e precipitação pluviométrica (Figura 90a).

Na saída do açude foram formados cinco grupos: i) amônia total, fosfato, pH e silicato; ii) O<sub>2</sub> dissolvido (OD) e CO<sub>2</sub> dissolvido; iii) Xanthophyceae, Cyanophyceae e transparência da água; iv) Ulvophyceae e nitrito; e v) Euglenophyceae, Bacillariophyceae, Zygnematophyceae, Chlorophyceae e precipitação pluviométrica (Figura 90b).

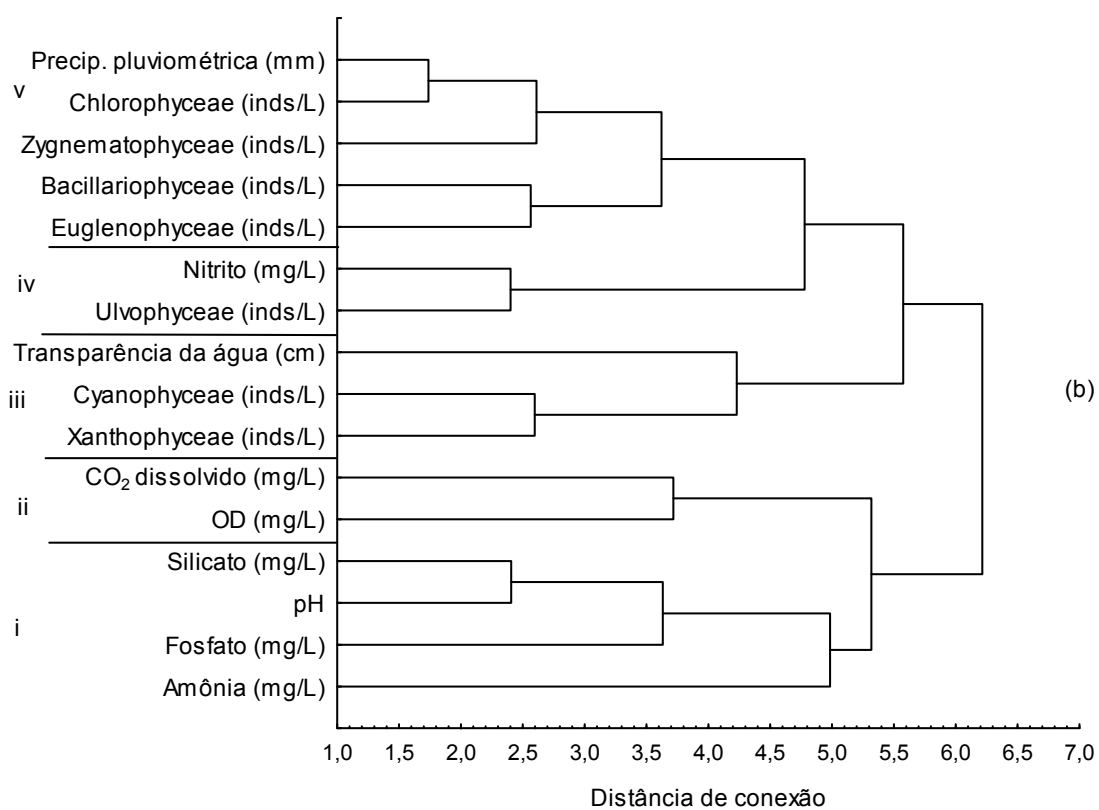
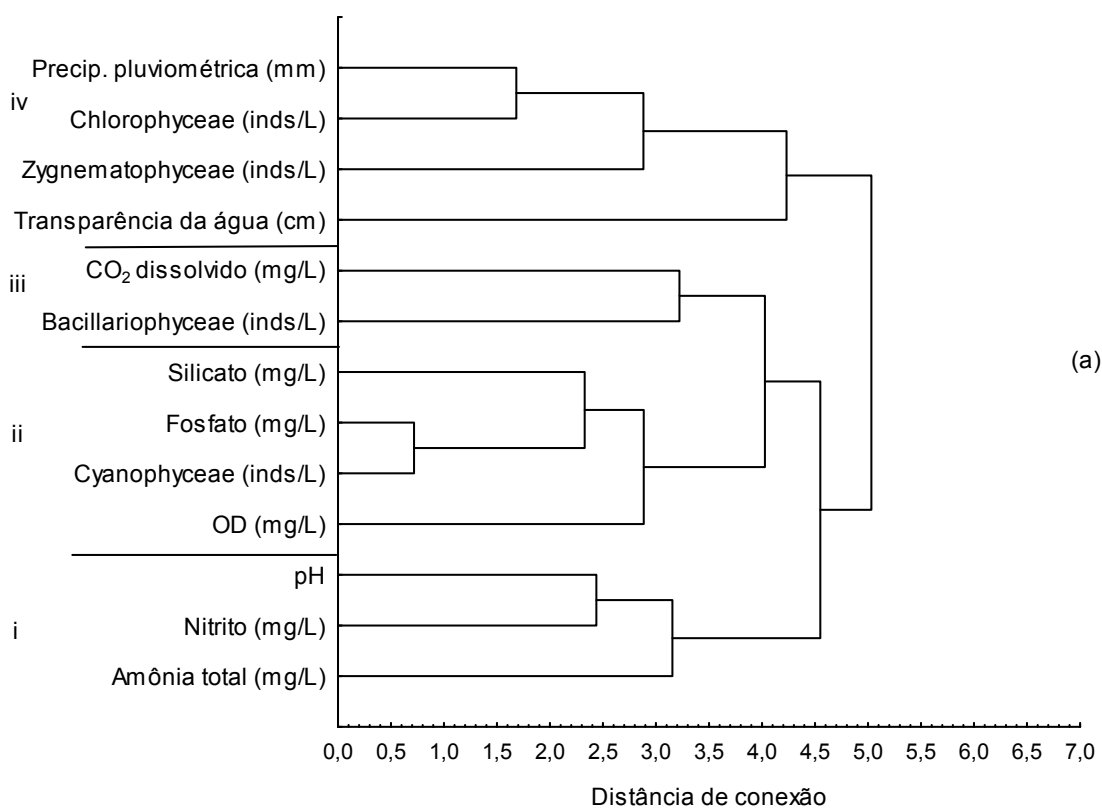


Figura 90 – Dendrograma da correlação dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos (agrupamentos i a v), usando a distância Euclidiana, por conexão completa, para as estações chuvosa e seca de 2007, na entrada (a) e saída (b) do açude do Campus do Itaperi, Fortaleza (Ceará, Brasil).

No açude do campus do Itaperi foi registrada a presença dos seguintes bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas: *Chroococcus* sp., *Merismopedia elegans*, *Merismopedia* sp., *Oscillatoria nigra* e *Oscillatoria* sp. (Cyanophyceae); *Aulacoseira* sp., *Cyclotella* sp., *Synedra* sp. e *Gyrosigma attenuatum* (Bacillariophyceae); *Euglena acus*, *E. oxyuris*, *Euglena* sp., *Phacus longicauda*, *P. triqueter* e *Phacus* sp (Euglenophyceae); *Eudorina cylindrica*, *Pediastrum boryanum*, *P. duplex*, *Scenedesmus quadricauda*, *S. armatus*, *S. acuminatus*, *S. javanense*, *S. polydenticulatus*, *S. longispina*, *S. bicaudatus*, *Scenedesmus* sp., *Crucigenia tetrapedia*, *Micractinium pussillum*, *Tetraedron minimum* e *Sphaerocystis* sp. (Chlorophyceae); *Ulothrix* sp. (Ulvophyceae); e *Spirogyra* sp., *Closterium kuetzingii*, *Closterium* sp., *Staurostrum chaetoceros* e *S. pinnatum* (Zygnematophyceae).

#### 4.3.5 Índice de diversidade de espécies

Com relação à diversidade das espécies nos ecossistemas, verificou-se que durante a estação chuvosa ela foi maior nas áreas estuarinas, na lagoa de Jijoca, a montante da bica do Ipu, na bica das Andréas, no açude da Corte e na entrada e na saída do açude do Campus do Itaperi. Na estação seca, foi maior nas lagoas do Pecém, Uruaú e da Maraponga, a jusante da bica do Ipu e no açude Favelas (Tabela 14).



Tabela 14 – Índices de diversidade de espécies observados em ecossistemas aquáticos no Estado do Ceará, Brasil.

Ecossistema/Estação-ano	Berger-Parker (1/d)	Simpson (1/D)	Shannon (H)
<b>ESTUÁRIOS</b>			
Rio Cauípe/Seco-04	2,62	5,52	3,55
Rio Cauípe/Chuvoso-05	6,86	12,95	4,17
Rio Mundaú/Chuvoso-05	5,58	13,14	4,38
Rio Mundaú/Seco-05	5,10	12,44	4,38
Rio Ceará/Chuvoso-05	6,38	16,69	4,84
Rio Ceará/Seco-05	5,09	8,62	3,91
Rio Malcozinhado/Chuvoso-05	3,86	9,06	3,96
Rio Malcozinhado/Seco-05	3,17	5,49	3,13
<b>LAGOAS</b>			
Jijoca/Seco-04	6,79	10,38	3,61
Jijoca/Chuvoso-05	7,86	12,68	4,01
Pecém/Seco-04	7,77	12,53	3,86
Pecém/Chuvoso-05	6,53	11,06	3,71
Uruaú/Chuvoso-07	7,79	15,50	4,27
Uruaú/Seco-07	8,35	13,81	4,23
Maraponga/Chuvoso-05	2,66	4,83	2,98
Maraponga/Seco-05	9,44	13,85	4,00
Maraponga/Seco-06	4,80	8,73	3,70
Maraponga/Chuvoso-07	4,44	7,02	3,31
<b>BICAS</b>			
Ipu: montante/Chuvoso-07	6,08	10,13	3,51
Ipu: montante/Seco-07	4,47	8,74	3,36
Ipu: jusante/Chuvoso-07	4,55	9,31	3,54
Ipu: jusante/Seco-07	5,39	10,71	3,71
Andréas/Chuvoso-07	7,32	10,12	3,52
Andréas/Seco-07	3,21	6,42	3,08
<b>AÇUDES</b>			
Açude Favelas/Chuvoso-05	2,35	4,57	3,07
Açude Favelas/Seco-05	6,93	11,12	3,92
Açude da Corte/Chuvoso-07	2,83	5,64	3,27
Açude da Corte/Seco-07	1,65	2,63	2,56
Açude do Campus do Itaperi: entrada/Chuvoso-07	7,51	9,99	3,50
Açude do Campus do Itaperi: entrada/Seco-07	3,21	6,42	3,08
Açude do Campus do Itaperi: saída/Chuvoso-07	9,68	7,49	3,78
Açude do Campus do Itaperi: saída/Seco-07	5,49	9,28	3,80

## 5 DISCUSSÃO

### 5.1 Parâmetros físico-químicos

#### 5.1.1 Estuários

As análises dos parâmetros físico-químicos nos estuários dos rios Cauípe, Mundaú e Ceará mostraram condições de eutrofização, considerando a transparência da água, os teores de amônia total, nitrito e fosfato, embora alguns parâmetros se encontrassem dentro dos padrões de águas de boa qualidade, como o O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> dissolvido, silicato e pH. Com relação ao estuário do Rio Malcozinhado, as condições físico-químicas revelaram um ambiente com água de boa qualidade, caracteristicamente mesotrófica, conforme Boyd (1990), Esteves (1988), Kubitzka (2000), Portz *et al.* (2005), Schmittou [1999] e Sipaúba-Tavares (1995).

Considerando a Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), nos estuários dos rios Cauípe, Mundaú e Ceará os teores de amônia total ( $\geq 0,40$  mg/L) e de nitrito ( $\geq 0,07$  mg/L) se encontravam fora dos padrões recomendados para água salobra, classe 1. Já o pH (6,0 a 9,0) e os teores de O<sub>2</sub> dissolvido (não inferior a 5 mg/L - água salobra, classe 1) estavam dentro dos padrões recomendados pela Resolução. No estuário do Rio Malcozinhado, todos os parâmetros estabelecidos estavam dentro dos padrões. Quanto à transparência da água, aos teores de CO<sub>2</sub> dissolvido, fosfato e silicato, a Resolução não determina limites.

Quanto à salinidade, o estuário do Rio Cauípe apresentou um perfil mixomesohalino ( $\pm 5$  a  $\pm 18\%$ ), em virtude do fechamento da barra do rio pela ação dos ventos. Esta mesma condição foi observada por Pereira (2007) na barra do Rio Catu, em Aquiraz (CE), a qual permanece fechada a maior parte do ano.

Já nos estuários dos rios Mundaú, Ceará e Malcozinhado predominaram os perfis mixopolihalino ( $\pm 18$  a  $\pm 30\%$ ) na estação chuvosa e eurihalino ( $\pm 30$  a  $\pm 40\%$ ), na estação seca, um reflexo do baixo volume de água doce, que muitas vezes é barrada ao longo do curso dos rios, ao baixo nível de precipitação pluviométrica e a própria natureza intermitente dos rios nordestinos.

No estuário do Rio Mundaú, os valores de pH e dos teores de amônia total revelaram que o ecossistema apresenta uma capacidade de suporte muito baixa para efluentes

não tratados. Assim, seria necessária a utilização de bacia de sedimentação nas carciniculturas, para realização do processo de nitrificação e sedimentação dos sólidos suspensos, minimizando os impactos no ambiente estuarino.

### 5.1.2 Lagoas

A análise dos parâmetros físico-químicos na lagoa de Jijoca revelou um ambiente com águas de boa qualidade, caracteristicamente oligotróficas, embora o pH estivesse dentro da faixa ácida, não adequada ao pleno desenvolvimento dos organismos aquáticos, principalmente os peixes, cujo ideal varia de 6,5 a 8,0 (BOYD, 1990; ESTEVES, 1988; KUBITZA, 2000; PORTZ *et al.*, 2005; SCHMITTOU [1999]; SIPAÚBA-TAVARES, 1995).

Dos padrões recomendados pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), apenas o pH (6,0 a 9,0) não se enquadrava.

Quanto ao perfil salino, a água da lagoa apresentou características mixooligohalina ( $\pm 0,5$  a  $\pm 5,0\%$ ). Segundo Pinheiro *et al.* (2005), a lagoa não tem uma ligação com o mar, no entanto a salinidade deve-se a possível contribuição de sais associados às águas subterrâneas da bacia. Mesmo apresentando baixa salinidade, durante o período de estudo foram registradas espécies de peixes tipicamente marinhos, como a saúna (*Mugil* sp.) e o camurim (*Centropomus* sp.).

Na lagoa do Pecém, o fosfato apresentou um teor médio acima do recomendado ( $\leq 0,025$  mg/L) na estação seca. No entanto, os demais parâmetros mostraram um ambiente mesotrófico (BOYD, 1990; ESTEVES, 1988; KUBITZA, 2000; PORTZ *et al.*, 2005; SCHMITTOU [1999]; SIPAÚBA-TAVARES, 1995).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), o pH (6,0 a 9,0) e os teores de O<sub>2</sub> dissolvido ( $\geq 4,0$  mg/L), amônia total ( $< 2,2$  mg/L para  $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$ ) e nitrito ( $\leq 1,0$  mg/L) se encontravam dentro dos padrões para água doce, classe 3.

Já a lagoa do Uruaú apresentou características predominantes de ambiente mesotrófico, mesmo apresentando nas duas estações do ano teores de amônia total acima dos padrões recomendados para água de boa qualidade ( $\leq 0,20$  mg/L), de acordo com Boyd (1990), Esteves (1988), Kubitz (2000), Portz *et al.* (2005), Schmittou [1999] e Sipaúba-Tavares (1995).

Encontravam-se dentro dos padrões para água doce, classe 3, o pH (6,0 a 9,0) e os teores de O<sub>2</sub> dissolvido ( $\geq 4,0$  mg/L), amônia total ( $< 2,2$  mg/L para  $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$ ) e nitrito

( $\leq 1,0$  mg/L), conforme estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005).

Na lagoa da Maraponga os teores de O<sub>2</sub> dissolvido, amônia total, nitrito, fosfato e CO<sub>2</sub> dissolvido, bem como a transparência da água apresentaram variações típicas de ambiente eutrofizado (BOYD, 1990; ESTEVES, 1988; KUBITZA, 2000; PORTZ *et al.*, 2005; SCHMITTOU [1999]; SIPAÚBA-TAVARES, 1995).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), apenas os teores de O<sub>2</sub> dissolvido estavam fora dos padrões recomendados ( $\geq 4,0$  mg/L), para água doce, classe 3.

Com relação à salinidade apresentada pela água da lagoa, ainda que a variação da precipitação pluviométrica seja muito acentuada entre a estação chuvosa e a seca, ela não influenciou na salinidade da água, que permaneceu constante em 2005 (1,0‰). No entanto, a partir de 2006, a água da lagoa apresentou salinidade menor do que a sensibilidade do aparelho.

Segundo Esteves (1988), os principais íons responsáveis pela formação de sais em água doce são os de cálcio, magnésio, potássio, sódio, bicarbonatos, cloreto e sulfatos. Com a morte e decomposição da parte aérea das macrófitas, grandes quantidades de nutrientes são liberadas para a água, principalmente nos ecossistemas lacustres tropicais, onde isto ocorre o ano inteiro, pois é favorecida pela temperatura constante e elevada, podendo alterar quimicamente a composição da água.

Como não houve diferença significativa ( $p > 0,05$ ) entre a precipitação pluviométrica média das duas estações chuvosas, nem entre a das estações secas, a excessiva biomassa de *Eichhornia crassipes* pode ter alterado a salinidade da água da lagoa, em 2005, já que *E. crassipes* apresenta elevado conteúdo de cálcio (1,51%), magnésio (3.916,67 mg/kg), manganês (1.233,33 mg/kg), zinco (81,83 mg/kg), ferro (5.425,00 mg/kg) e cobre (25,83 mg/kg), se comparada às outras macrófitas (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006).

Dos parâmetros físico-químicos analisados, a maior variação ocorreu com o pH, passando da condição ácida em 2005, para alcalina em 2006 e 2007, com diferença significativa ( $p \leq 0,05$ ). A variação do pH está correlacionada à biomassa excessiva de *E. crassipes*. Segundo Esteves (1988) e Martins e Pitelli (2005), o excesso de biomassa de *E. crassipes* contribui para a redução do pH e déficit de O<sub>2</sub> dissolvido, estando estas alterações associadas com a morte e decomposição das plantas e, conseqüentemente, com a formação de H<sub>2</sub>S, gás nocivo à vida e um dos principais responsáveis pela queda no pH.

Embora tenha variado acentuadamente, o pH da água da lagoa da Maraponga esteve dentro da faixa ideal (6,5 a 8,0) para os organismos aquáticos, de acordo com Boyd (1990), Kubitzka (2000) e Schmittou [1999].

Já os baixos teores de O<sub>2</sub> dissolvido (< 4,0 mg/L) também estão correlacionados à biomassa excessiva de *E. crassipes*, já que o acúmulo de matéria orgânica, aliado às altas temperaturas, contribui decisivamente para o grau de desoxigenação da água (ESTEVES, 1998), sendo uma característica de ambientes eutrofizados e sob grande impacto ambiental, prejudicando toda biota (KUBITZA, 2000; SIPAÚBA-TAVARES, 1995).

Durante o período analisado foram registrados teores de CO<sub>2</sub> dissolvido superiores a 20,0 mg/L, o máximo recomendado para a comunidade nectônica (PORTZ *et al.*, 2005), porém não ocorreu mortandade de peixes, podendo este fato está correlacionado com a grande resistência às variações ambientais das principais espécies que ocorrem na lagoa, como a tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1776), a traíra, *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) e o peixe beta, *Betta splendens* Regan, 1910, este último com um sistema acessório de respiração aérea (ZUANON *et al.*, 2007), possibilitando a sua sobrevivência em um ambiente como a lagoa da Maraponga, cujos teores de oxigênio (< 4,0 mg/L) são bastante precários.

Cajado (2002) informa que até a década de 90, quando ainda era pouco acentuado o lançamento de resíduos de esgoto e lixo na lagoa da Maraponga, os pescadores locais e de outros bairros, como da Parangaba, Montese e Serrinha, comumente pescavam tilápia, mussum e camarão.

Em 2005, o peixe beta era capturado em grandes quantidades pelos pescadores locais, atividade esta que representava uma importante fonte de renda para eles, além de colaborar com o projeto de prevenção da dengue, já que os peixes eram adquiridos e distribuídos para as comunidades pelas Secretarias Executivas Regionais. Com a remoção das macrófitas a espécie ficou restrita as áreas marginais providas de vegetação, tendo sua população reduzida acentuadamente.

Os teores de silicato foram considerados elevados, uma característica comum nos ecossistemas aquáticos brasileiros e, portanto, não limitante ao bom desenvolvimento das Bacillariophyceae (BALLANCE, 2005; ESTEVES, 1998).

Os teores de amônia total e nitrito estavam dentro dos padrões da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005). No entanto, Kubitzka (2000) e Schmittou [1999] destacam que águas de boa qualidade devem apresentar teores de amônia e nitrito inferiores a 0,20 e 0,30 mg/L, respectivamente.

Com relação ao fosfato, a principal fonte na lagoa da Maraponga, bem como de amônia, está associada à entrada de águas provenientes de esgotos domésticos lançados diretamente na lagoa, salientando-se que toda água residuária do Condomínio Parque Maraponga, localizado a sua margem esquerda, passa por um processo de tratamento mecânico, não sendo escoada para dentro da lagoa.

Os teores de fosfato na lagoa sempre foram superior a 0,050 mg/L, demonstrando que o ecossistema estava sob grande impacto ambiental (ESTEVES, 1988; SIPAÚBA-TAVARES, 1995), porém não foram registrados florescimentos do fitoplâncton.

Quanto à transparência da água, esta se manteve na faixa eutrófica e, após a remoção de *E. crassipes*, atingiu níveis inadequados (< 30,0 cm) que podem comprometer significativamente a qualidade da água (KUBITZA, 2000; SCHMITTOU, [1999]).

Sipaúba-Tavares (1995) refere que a transparência da água serve como medida de estimativa da densidade do plâncton, enquanto Esteves (1998) cita que ela é utilizada como critério de classificação do grau de eutrofização da água. Para Lamparelli (2004), a densidade de algas é um bom indicador de eutrofização, porém vários fatores podem interferir na transparência da água, devendo, portanto, ser bem analisado o seu uso.

A baixa transparência da água na lagoa da Maraponga, em 2005, foi um reflexo do excesso de matéria particulada em suspensão e não da densidade planctônica, a qual foi baixa, limitada pela incidência de luz sobre o espelho d'água, devido a grande quantidade de macrófitas flutuantes na superfície da lagoa que cobria mais de 95% do espelho d'água.

Segundo Esteves (1998), na comunidade das macrófitas, somente as flutuantes têm seu crescimento favorecido com a eutrofização artificial.

Se a eutrofização consiste no excesso de nutrientes no meio aquático, que pode interferir na dinâmica do ecossistema, com o excesso da biomassa de algas ou de macrófitas ou ambos, esta proliferação irá depender de vários fatores, tais como: a profundidade da camada eufótica, espécies presentes no ecossistema, circulação da massa de água, correntes superficiais etc. Por outro lado, se a transparência da água é obtida nestes ecossistemas, significa que a influência da alta densidade da biomassa de algas é semelhante àquela provocada pela excessiva biomassa de macrófita. A liberação constante de matéria particulada para o ecossistema, principalmente se for flutuante, contribui para a inibição do desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica em virtude do sombreamento do espelho d'água.

Além de interferir na transparência da água, o excesso de partículas na coluna d'água proveniente das macrófitas fez com que a água da lagoa adquirisse uma coloração escura, mesmo após a limpeza da lagoa. Tal fato, também foi observado por Albuquerque Sobrinho (2002), que verificou ainda uma profundidade máxima de 3,0 m, mas dependendo do volume das precipitações pluviométricas, esta poderia ser maior, porém, a zona eufótica observada não ultrapassou os 40,0 cm.

Portanto, a transparência da água na lagoa da Maraponga pode ser considerada como indicador de eutrofização, diferente de um rio, com leito ainda em formação e corrente forte, ou ainda, de um reservatório recém-construído, nos quais a transparência da água é fortemente influenciada pelo excesso de material inorgânico em suspensão que pode limitar a disponibilidade de fosfato para o fitoplâncton e inibir sua proliferação (LAMPARELLI, 2004).

### 5.1.3 Bicas

As análises físico-químicas mostraram uma água de boa qualidade na bica do Ipu, com características oligotróficas (BOYD, 1990; ESTEVES, 1988; KUBITZA, 2000; PORTZ *et al.*, 2005; SCHMITTOU [1999]; SIPAÚBA-TAVARES, 1995), não sendo considerada nesta análise a transparência da água, devido à baixa profundidade do manancial e, principalmente, à ausência de material orgânico ou inorgânico na coluna d'água que causasse interferência.

Na bica das Andréas os parâmetros físico-químicos analisados se encontravam dentro dos padrões de água de boa qualidade, podendo-se considerar a bica, como um ambiente oligotrófico, conforme Boyd (1990), Esteves (1988), Kubitzza (2000), Portz *et al.* (2005), Schmittou [1999] e Sipaúba-Tavares (1995).

Nas duas bicas o pH (6,0 a 9,0) e os teores de O<sub>2</sub> dissolvido ( $\geq 4,0$  mg/L), nitrito ( $< 1,0$  mg/L) e amônia total ( $< 13,3$  mg/L para  $\text{pH} \leq 7,5$  e  $< 5,6$  mg/L para  $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$ ) se encontravam dentro dos padrões estabelecidos para água doce, classe 3, pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), encontravam-se dentro dos padrões.

#### 5.1.4 Açudes

No açude Favelas, a maioria dos parâmetros físico-químicos analisados se encontrava dentro dos padrões adequados de águas de boa qualidade. No entanto, a transparência da água ( $< 80,0$  cm) e os teores de fosfato ( $> 0,025$  mg/L) são característicos de ambientes eutrofizados (BOYD, 1990; ESTEVES, 1988; KUBITZA, 2000; PORTZ *et al.*, 2005; SCHMITTOU [1999]; SIPAÚBA-TAVARES, 1995).

Quanto ao perfil salino, a água do açude apresentou características mixooligohalina ( $\pm 0,5$  a  $\pm 5,0\%$ ), durante o período analisado. De acordo com a FUNCEME (2002), a salinização da água do açude é devida aos cloretos, em virtude da composição do solo, do carreamento de sais pela água de drenagem terrestre, dos barramentos construídos ao longo dos cursos d'água que abastecem o açude, o que causa uma diminuição acentuada da entrada de água no mesmo, além da elevada evaporação no local.

No açude da Corte, o pH e os teores de  $O_2$  e  $CO_2$  dissolvidos, nitrito e silicato estavam dentro dos padrões de água de boa qualidade. No entanto, a baixa transparência da água e os teores de amônia total e fosfato caracterizaram o açude como um ambiente eutrofizado, de acordo com Boyd (1990), Esteves (1988), Kubitza (2000), Portz *et al.* (2005), Schmittou [1999] e Sipaúba-Tavares (1995).

Nos dois açudes, Favelas e da Corte, o pH (6,0 a 9,0) e os teores de  $O_2$  dissolvido ( $\geq 4,0$  mg/L), amônia total ( $< 5,6$  mg/L para  $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$ ) e nitrito ( $\leq 1,0$  mg/L) se encontravam dentro dos padrões estabelecidos para água doce, classe 3, pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005).

As análises físico-químicas no açude do Campus do Itaperi mostraram que o pH e os teores de silicato, nos dois pontos de coleta, se encontravam dentro dos padrões adequados para águas de boa qualidade, enquanto o  $O_2$  dissolvido, apenas na saída. Por outro lado, os demais parâmetros analisados mostraram condições típicas de ambientes eutrofizados (BOYD, 1990; ESTEVES, 1988; KUBITZA, 2000; PORTZ *et al.*, 2005; SCHMITTOU [1999]; SIPAÚBA-TAVARES, 1995).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), o pH (6,0 a 9,0) e os teores de amônia total ( $< 13,3$  mg/L para  $\text{pH} \leq 7,5$  e  $5,6$  mg/L para  $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$ ) se encontravam de acordo com os padrões estabelecidos para água doce, classe 3, estando ainda, em conformidade, os teores de nitrito ( $\leq 1,0$  mg/L) e de  $O_2$  dissolvido ( $> 4,0$  mg/L), somente na saída do açude.



Com relação às variações nos teores de CO<sub>2</sub> dissolvido, estas foram bastante significativas, apresentando valores maiores que o recomendado para a comunidade nectônica, 20 mg/L (PORTZ *et al.*, 2005). Assim como na lagoa da Maraponga, cujas espécies são altamente resistentes, não foi registrada nenhuma mortandade de peixes no açude do Campus do Itaperi, durante o período de pesquisa.

Já a baixa transparência da água no açude, principalmente na saída, esteve correlacionada à elevada densidade fitoplanctônica, tendo sido registrados florescimentos do fitoplâncton durante o período analisado.

#### 5.1.5 Precipitação pluviométrica e Temperatura do ar

Os índices médios de precipitação pluviométrica e temperatura do ar nas áreas estudadas estão dentro das médias observadas para o período (BRANDÃO, 1995; FUNCEME, 2008), verificando-se que não ocorreu diferença significativa ( $p > 0,05$ ) entre as precipitações pluviométricas nas estações chuvosas e nas secas. Porém, sempre foi significativa ( $p \leq 0,05$ ) quando se comparou os índices entre as duas estações do ano. Quanto à temperatura do ar, esta não apresentou diferença significativa ( $p > 0,05$ ), exceto nas bicas.

#### 5.1.6 Temperatura da água

Freire (2000) cita que a temperatura da água constitui um parâmetro de extrema importância na avaliação da dinâmica do ecossistema aquático, influenciando diretamente os processos metabólicos oxidativos vitais, como a respiração, os processos de decomposição da matéria orgânica e a solubilidade de gases, como o oxigênio, fundamental para o equilíbrio do ecossistema e sustentação da vida aquática. Atua também, diretamente sobre a magnitude e variação dos valores de densidade da água, propriedade física que exerce influência direta sobre os processos de mistura das massas d'água.

Por outro lado, Leitão (2002) destaca que é tão pequena a diferença de temperatura entre a superfície e o fundo nos reservatórios do semiárido, que são mínimos os seus efeitos sobre a densidade ao longo do perfil vertical.

Meybeck *et al.* (2005) citam que a pequena variação sazonal da temperatura da água é uma característica física comum dos lagos tropicais, como resultado da radiação solar

relativamente constante, com diferença de 2 a 3°C da água de superfície até a profundidade de 30 m. A velocidade do vento na estação seca e a precipitação pluviométrica na estação chuvosa são os principais fatores que promovem a mistura.

Segundo Esteves (1988), a homotermia da maioria dos lagos brasileiros é facilitada pelas frequentes circulações da água, via de regra, diárias, já que são normalmente rasos.

No Nordeste brasileiro, os reservatórios apresentam temperaturas elevadas durante o ano inteiro, com pequenas variações de amplitudes já que a temperatura do ar apresenta as mesmas características (DATSENKO, 1999).

Nas áreas de estudo, com exceção das bicas do Ipu e das Andréas, verificou-se que a temperatura da água não apresentou diferença significativa entre as médias ( $p > 0,05$ ), observadas nas duas estações do ano, mantendo uma diferença média de até 2,4°C com a temperatura do ar, estando dentro da faixa de crescimento ótimo para as comunidades aquáticas das regiões tropicais (KUBITZA, 2000; SCHMITTOU [1999]).

Resultados semelhantes aos deste trabalho também foram obtidos por Leitão (2002), nos reservatórios Pacajus, Pacoti e Gavião; por Chaves (2003), na lagoa de Messejana, Região Metropolitana de Fortaleza; por Ferreira (2007), nos açudes Trici e Várzea do Boi, em Tauá e por Sales (2007), no açude Arrojado Lisboa, em Banabuiú.

#### 5.1.7 Transparência da água

Alguns trabalhos realizados em ecossistemas aquáticos de água doce no Estado do Ceará verificaram que a transparência da água estava diretamente correlacionada com a densidade fitoplanctônica, tais como as pesquisas de Chaves (2003), Leitão (2002), Nogueira *et al.* (2002) e Sales (2007).

Nesta pesquisa, verificou-se, também, que para a utilização da transparência da água como um indicador de eutrofização (LAMPARELLI, 2004), alguns fatores devem ser considerados, tais como a densidade fitoplanctônica (p.ex: açude do Campus do Itaperi) ou as partículas que dificultam a penetração da luz na coluna d'água, bem como a origem dessas partículas (p.ex: lagoa da Maraponga), além da profundidade do manancial (p.ex: bicas do Ipu e das Andréas), os quais podem levar a uma análise inadequada do estado trófico do manancial.

### 5.1.8 Salinidade

No litoral cearense os estuários têm por característica apresentar água com amplas variações de salinidade, associadas às baixas precipitações pluviométricas, drenagem terrestre, salinidade do mar adjacente, amplitudes de marés e volume de descarga fluvial, gerando condições para que a maioria delas se comporte como verdadeiros “braços de mar”, principalmente na estação seca quando a precipitação é praticamente nula.

No caso do estuário do Rio Cauípe, o fechamento da barra do rio tem como consequência o acúmulo de água doce e, por conseguinte, redução acentuada da salinidade. No entanto, esta situação pode ser desfeita pelo próprio homem ou pela ação das marés de sizígias.

Já a salinidade apresentada pela lagoa de Jijoca é mais acentuada na estação seca, ficando no limite máximo do perfil mixooligohalino. Por outro lado, na lagoa da Maraponga, a condição doce retornou, mostrando uma situação passageira e associada ao excesso da biomassa de *E. crassipes*.

No açude Favelas, assim como na lagoa de Jijoca, o teor salino também se acentua durante a estação seca, o que poderá comprometer os múltiplos usos da água do açude, já que a salinização está vinculada às condições geográficas e meteorológicas do local.

### 5.1.9 CO<sub>2</sub> dissolvido

Várias são as fontes de CO<sub>2</sub> dissolvido para o ambiente aquático, destacando-se as principais: atmosfera, chuva, águas subterrâneas, decomposição e respiração dos organismos aquáticos (ESTEVES, 1998).

Níveis baixos de CO<sub>2</sub> dissolvido podem comprometer a manutenção da comunidade fitoplanctônica, pois este constitui a fonte de carbono para o processo fotossintético. Já o aumento do teor de CO<sub>2</sub> dissolvido ameniza o efeito tóxico da amônia, com a diminuição do pH, porém pode causar mortandade de peixes, quando acima de 20,0 mg/L, em virtude de reduzir a afinidade da hemoglobina pelo oxigênio, o que provoca a destruição dos tecidos orgânicos (BOYD, 1990; PORTZ *et al.*, 2005; PROENÇA; BITTENCOURT, 1994; SIPAÚBA TAVARES, 1994; SIPAÚBA TAVARES; ROCHA, 2001).

Em trabalho realizado por Chaves (2003) na lagoa de Messejana, Fortaleza, o autor verificou concentrações de CO<sub>2</sub> dissolvido menores que 20,0 mg/L. Essas mesmas concentrações também foram observadas por Ferreira (2007) nos açudes Trici e Várzea do Boi, em Tauá. Sales (2007), além de constatar teores menores que 20,0 mg/L no açude Arrojado Lisboa, em Banabuiú, também registrou a ausência total deste composto, em alguns locais de coleta. Em nenhum desses locais foram registradas mortalidade de peixes.

Os teores de CO<sub>2</sub> dissolvido, mesmo aqueles acima de 20,0 mg/L, não causaram mortalidade de peixes nos ecossistemas aquáticos analisados, já que as espécies presentes são bastante resistentes às variações ambientais.

#### 5.1.10 Silicato

Importantes para a comunidade fitoplanctônica, os silicatos são vitais para as bacilariofíceas, já que servem para a formação da frústula, estando o crescimento populacional dessas microalgas diretamente relacionado com os teores de silicato no ambiente aquático, sendo a taxa de absorção no escuro mais elevada do que no período fotossintético (ESTEVES, 1998).

A concentração de silicato na maioria dos ambientes de águas naturais varia de 1 a 30 mg/L. Nos ecossistemas lacustres brasileiros os teores de silicato oscilam de 0,24 a 2,59 mg/L, sendo considerados elevados e como fator não limitante às bacilariofíceas, estando sua abundância diretamente relacionada à presença de aluminossilicatos nos solos tropicais (BALLANCE, 1996; ESTEVES, 1998).

Os teores médios de silicato nos locais analisados foram considerados como não limitantes ao desenvolvimento das bacilariofíceas, estando dentro dos padrões (ESTEVES, 1998).

Valores semelhantes aos deste trabalho também foram observados por Ferreira (2007), nos açude Trici e Várzea do Boi, em Tauá/Ceará e por Nogueira (2003), em cinco lagos marginais do Rio Turiaçu/Maranhão.

### 5.1.11 pH

O pH pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes, ao mesmo tempo em que é uma das mais difíceis de interpretar. Esta complexidade na interpretação dos valores de pH se deve ao grande número de fatores que podem influenciá-lo. De um modo geral as comunidades aquáticas influenciam o pH através de processos metabólicos oxidantes e redutores como a respiração e a decomposição da matéria orgânica. O incremento do pH ocorre através do processo fotossintético, em decorrência da utilização do CO<sub>2</sub> dissolvido e outras formas combinadas, pelos produtores primários, enquanto que os processos de respiração e remineralização da matéria orgânica contribuem para a diminuição do pH do meio, em virtude da produção de dióxido de carbono e de outros compostos químicos de caráter ácido, como os ácidos sulfídrico, oxálico, fórmico, acético e nítrico (ESTEVEZ, 1988; TUNDISI, 1970).

Normalmente o que se observa nas águas interiores do Estado do Ceará é uma variação do pH ao longo do ano. Mudanças podem ocorrer, porém por pouco tempo, estando normalmente correlacionadas com a maior intensidade da precipitação pluviométrica na estação chuvosa ou com uma estação mais prolongada de seca.

O pH observado nos diferentes ecossistemas aquáticos analisados mostrou a predominância da faixa alcalina, exceto na lagoa de Jijoca, na lagoa da Maraponga, antes da limpeza, no Riacho Ipuçaba na bica do Ipu, na região a montante, que apresentaram águas com pH na faixa ácida.

O predomínio de pH na faixa ácida foi observado por Cajado (2002), na água do açude do Campus do Itaperi da Universidade Estadual do Ceará, que recebe as águas da lagoa da Maraponga. Já o pH alcalino foi observado na lagoa de Parangaba (AUGUSTO, 2002) e na lagoa de Messejana (CHAVES, 2003), ambas em Fortaleza, e nos açudes Trici e Várzea do Boi, em Tauá (FERREIRA, 2007).

Não foi registrada nos ecossistemas analisados mudança da condição ácida para alcalina ou vice-versa ao longo do ano. No entanto, variações ao longo do ano destas condições foram observadas por Leitão (2002), nos reservatórios Pacajus, Pacoti e Gavião, em Fortaleza e por Sales (2007), no açude Arrojado Lisboa, em Banabuiú, estando estas mudanças associadas à entrada de água e ações dos ventos nestes ecossistemas.

### 5.1.12 O<sub>2</sub> dissolvido

Esteves (1998) cita que o oxigênio é um dos gases mais importantes na dinâmica dos ecossistemas aquáticos, em que o padrão de sua distribuição é, geralmente, inverso ao dióxido de carbono. Este fato é mais evidente durante um dia ensolarado, quando ocorre na zona eufótica um intenso consumo de dióxido de carbono devido à fotossíntese, ao mesmo tempo em que ocorre uma produção considerável de oxigênio.

A concentração de oxigênio é um parâmetro muito utilizado para caracterizar o estado geral de um ecossistema aquático, pois o possível estabelecimento de condições anaeróbicas pode resultar em severos impactos ambientais negativos resultantes do desequilíbrio no metabolismo dos organismos aquáticos (LEITÃO, 2002).

Nos ambientes lóticos uma das principais características é a uniformidade do teor de oxigênio na coluna d'água que é sempre elevado (ESTEVES, 1998).

Já na maioria dos lagos brasileiros, como são rasos e polimíticos (sem estratificação térmica na coluna d'água), ocorre o acúmulo de matéria orgânica, que aliada às altas temperaturas, contribui decisivamente para o grau de desoxigenação da água (ESTEVES, 1998).

Por outro lado, Salas e Martino (2001) citam que nos lagos e represas tropicais a presença das macrófitas constitui um dos principais fatores no desequilíbrio do O<sub>2</sub> dissolvido, podendo causar sérias alterações na cadeia trófica, com a mortandade de peixes, além de problemas relacionados à potabilidade da água.

De acordo com Kubitza (2000), a existência de peixes e outras formas de vida em um ambiente aquático é um forte indicativo de águas de boa qualidade. Cruz e Braz (2007) citam que a diminuição da profundidade de compensação, devido o acúmulo de sedimento, causa uma redução na concentração de oxigênio, permanecendo no ambiente apenas aquelas espécies que conseguem tolerar baixos teores de O<sub>2</sub> dissolvido, havendo uma redução da biodiversidade.

Observou-se que na maioria dos ecossistemas analisados o teor de O<sub>2</sub> dissolvido esteve na faixa ideal (> 4,0 mg/L) para o bom desenvolvimento das espécies tropicais (BOYD, 1990; KUBITZA, 2000; SCHMITTOU [1999]; SIPAÚBA-TAVARES, 1995), porém na entrada do açude do Campus do Itaperi e na lagoa da Maraponga, em Fortaleza, os baixos teores apresentados mostraram que estes ecossistemas estavam sob grande impacto ambiental e, em ambos havia a presença de macrófitas, com excesso de material particulado

provenientes das mesmas. A presença de peixes nestes dois ecossistemas se restringiu as espécies com alta rusticidade e capazes de suportar níveis bastante baixos de O<sub>2</sub> dissolvido.

Nas lagoas de Fortaleza a ocorrência de aguapé é bastante comum, bem como a influência que a sua biomassa exerce sobre a dinâmica desses ecossistemas, conforme foi observado por Augusto (2002), Cajado (2002), Chaves (2003) e Oliveira (2001).

No caso da lagoa da Maraponga ocorreu o desenvolvimento de *E. crassipes* que proliferou rapidamente, devido a grande concentração de elementos minerais dissolvidos, comprometendo a disponibilidade de O<sub>2</sub> dissolvido, prejudicando a comunidade nectônica, além de outros organismos aquáticos. Mesmo após a limpeza da lagoa da Maraponga, os teores de O<sub>2</sub> dissolvido continuaram baixos, pois todo o material vegetal que se acumulou no sedimento continuou consumindo oxigênio no processo de decomposição e isto causou a sua depleção na água.

Já na entrada do açude do Campus do Itaperi, a presença de *E. crassipes* é constante, bem como de *Pistia stratiotes* o que determina teores muito baixos de O<sub>2</sub> dissolvido, cujo problema se agrava devido à elevada poluição orgânica no local, conforme foi verificado por Silva (2007), que registrou em média 16.000 NMP de coliformes termotolerantes/100 mL.

#### 5.1.13 Amônia total e Nitrito

Esteves (1998) destaca que altas concentrações do íon amônio podem ter grandes implicações ecológicas no meio aquático, influenciando fortemente a dinâmica do O<sub>2</sub> dissolvido, uma vez que para oxidar 1,0 mg do íon amônio são necessários 4,3 mg de oxigênio. Segundo o autor, concentrações de 0,25 mg/L prejudicam o crescimento dos peixes e teores  $\geq 0,5$  mg/L podem ser letais a estes organismos.

O nitrito é considerado um dos compostos mais tóxicos para a maioria dos organismos aquáticos, principalmente os peixes, já que valores superiores a 0,15 mg/L podem comprometer o seu crescimento, além de oxidar a hemoglobina, impossibilitando o transporte de oxigênio pelo sangue. No entanto, este composto pode ser assimilado pela comunidade fitoplanctônica no caso de escassez do íon amônio e nitrato (BOYD, 1990; ESTEVES, 1998; MESQUITA, 1998; PROENÇA; BITTENCOURT, 1994; VALENTI, 1990).

A amônia e o nitrito são rapidamente oxidados na água, portanto, sua presença em teores elevados pode indicar a existência de poluição recente, já que altas concentrações estão

presentes nas águas dos esgotos domésticos e industriais, afluentes de esgoto tratado, águas residuárias agrícolas e da aquicultura, bem como em águas poluídas (BALLANCE, 2005; BRANCO, 1986; ESTEVES, 1998).

Os elevados teores de amônia total, observados nos diferentes ecossistemas analisados, mostraram problemas relacionados à entrada de esgotos domésticos (lagoas da Maraponga e do Uruaú, estuários dos rios Cauípe e Ceará, açudes da Corte e do Campus do Itaperi), aos efluentes provenientes da aquicultura (estuário do Rio Mundaú) ou ao excesso de matéria orgânica (lagoa da Maraponga e açude do Campus do Itaperi), tendo sido registrados também teores elevados de nitrito o que comprometeu a qualidade da água nestes ecossistemas.

No entanto, as concentrações de O<sub>2</sub> dissolvido foram normais e muitas vezes elevadas (nos estuários, nas lagoas de Jijoca, Pecém e Uruaú e nos ecossistemas serranos), amenizando o efeito tóxico da amônia e do nitrito sobre a comunidade nectônica, não sendo registrados mortalidade de peixes. Verificou-se também, que a presença de nitrito nestes ecossistemas estava dentro dos padrões e, em alguns casos, como as lagoas de Jijoca e do Pecém, o teor de nitrito foi zero durante o período de estudos.

No caso da lagoa da Maraponga e na entrada do açude do Campus do Itaperi, a amônia total e o nitrito mostraram um ambiente sob grande impacto ambiental, causado pela entrada de esgoto doméstico ou pelo acúmulo de matéria orgânica no ecossistema, o que prejudicou toda a dinâmica do O<sub>2</sub> dissolvido que apresentou baixos teores, porém não foram registradas concentrações inferiores a 0,3 mg/L, teor mínimo para que ocorra o processo de nitrificação (WETZEL, 1975).

Na Região Metropolitana de Fortaleza (RMF), Oliveira (2001) verificou que os teores de amônia no açude Santo Anastácio variaram de 0,30 a 1,62 mg/L, estando o ambiente sob grande impacto ambiental. Augusto (2002) observou na lagoa de Parangaba teor máximo de amônia igual a 0,50 mg/L, salientando o alto grau de poluição, decorrente de entrada de esgoto doméstico na lagoa, impossibilitando o uso de sua água para qualquer atividade. Já Chaves (2003), na lagoa de Messejana, também constatou condições impróprias da água, pois os teores de amônia foram superiores a 0,30 mg/L, em média, associando estes resultados à entrada de dejetos, principalmente fertilizantes oriundos de chácaras e sítios localizados no seu entorno.

Quanto ao nitrito, Oliveira (2001) considerou o açude Santo Anastácio sob forte contaminação por esgotos, verificando teores de nitrito superiores a 0,15 mg/L; Augusto (2002), na lagoa de Parangaba, encontrou teores máximos de 0,02 mg/L; Chaves (2003), na



lagoa de Messejana, concentrações máximas de 0,21 mg/L. Já Ferreira (2007), nos açudes Trici e Várzea do Boi, em Tauá, observou valores máximos de 0,025 mg/L. Sales (2007) ao analisar as águas do açude Arrojado Lisboa, em Banabuiú, verificou que elas se encontravam impróprias para qualquer uso humano, porém os teores de nitrito sempre foram zero, durante o período de estudo.

#### 5.1.14 Fosfato

O fosfato (fósforo solúvel reativo) constitui a principal forma assimilável pelos vegetais aquáticos, sendo indispensável a sua quantificação nas pesquisas limnológicas, já que é um dos fatores mais importantes na regulação da produtividade do ecossistema (ESTEVES, 1988; LAMPARELLI, 2004), e teores inferiores a 0,002 mg/L podem limitar o crescimento do fitoplâncton (LEE; JONES-LEE, 1998).

Concentrações de fósforo em torno de 0,100 mg/L são suficientes para provocar um *bloom* de cianofíceas e com isto causar mudanças quantitativas na fauna aquática (BARTRAM *et al.*, 1999).

O aumento do crescimento da agroindústria, o uso intensivo de fertilizantes para aumentar a biomassa de cultivos monoespecíficos, aliado à crescente taxa de urbanização com o aumento de descarga de esgotos domésticos veiculados por sistemas de esgotamento dinâmico, sem nenhum tratamento prévio, são na realidade as maiores fontes de contribuição de fósforo. Este se encontra presente nas fezes humanas, nos detergentes para limpeza doméstica e em outros subprodutos das atividades humanas (AUGUSTO, 2002; AZEVEDO; VASCONCELOS, 2006).

O fosfato observado nos diferentes ecossistemas aquáticos analisados mostrou problemas sérios de impacto ambiental nos estuários dos rios Mundaú, Cauípe e Ceará, na lagoa da Maraponga e nos açudes Favelas, da Corte e do Campus do Itaperi, estando estes impactos relacionados à entrada de águas provenientes de esgotos domésticos, águas residuárias agrícolas e de aquicultura.

Em trabalhos realizados no Estado do Ceará, Chaves (2003) observou na lagoa de Messejana, em Fortaleza, um teor médio de fosfato de 0,070 mg/L, caracterizando-a como imprópria para atividades humanas e salientando que a lagoa possui entradas de esgotos, principalmente domésticos. Já Ferreira (2007) observou que o fosfato no açude Trici, em Tauá, variou entre 0,001 e 0,170 mg/L, com média de 0,042 mg/L e no açude Várzea do Boi,

apresentou média de 0,040 mg/L, com variação de 0,010 a 0,070 mg/L, salientando o forte impacto ambiental causado pela entrada de águas residuárias provenientes das atividades agrícolas que são desenvolvidas na região. Sales (2007), ao analisar as águas do açude Arrojado Lisboa, em Banabuiú, as considerou sob forte impacto ambiental, estando impróprias para criação intensiva e semi-intensiva de peixes, assim como para consumo humano, após verificar um teor de fosfato superior a 0,030 mg/L.

## 5.2 Índices do estado trófico

Dos ecossistemas analisados destacam-se o estuário do Rio Ceará e o açude do Campus do Itaperi como os ambientes com estado trófico mais acentuado, ambos localizados em Fortaleza, e sob grande impacto das atividades que são desenvolvidas no seu entorno, principalmente a descarga de esgotos domésticos.

Com relação ao estuário do Rio Ceará, na estação seca de 2007, a transparência da água apresentou características mesotróficas ( $80 \text{ cm} < \text{transparência da água} \leq 200 \text{ cm}$ ), de acordo com Schmittou [1999]. Esta condição provavelmente está correlacionada com a grande influência da água marinha, que durante as coletas das amostras apresentava elevada transparência da água ( $> 155 \text{ cm}$ ).

O estado eutrofizado apresentado pelos estuários dos rios Mundaú e Cauípe está associado, principalmente, com a descarga de esgotos domésticos e, no caso do Rio Mundaú, também, com a água residuária dos viveiros de carcinicultura.

Por outro lado, o estuário do Rio Malcozinhado apresentou bom estado de conservação, sendo classificado como mesotrófico, ainda que a pressão antrópica tenha se acentuado nos últimos anos com o desmatamento do mangue, construção da barragem ou ainda, pela especulação imobiliária.

Já as lagoas de Jijoca, do Pecém e de Uruaú apresentaram boas condições de preservação, reveladas pelo estado oligotrófico e mesotrófico. No entanto, na lagoa da Maraponga persistiu o estado eutrófico, mesmo após a retirada das macrófitas, pois foi superficial, portanto, a transparência da água permaneceu baixa, em virtude da elevada quantidade de matéria particulada em suspensão na coluna d'água. Além disso, não ocorreu o controle da descarga de esgoto doméstico, que continuou acentuada.

Segundo Lamparelli (2004), considerar a transparência da água como um indicador de eutrofização requer análise criteriosa, pois nem sempre ela está correlacionada à

biomassa fitoplanctônica ou outro fator associado à entrada de nutrientes no ecossistema aquático.

Assim, nas bicas do Ipu e das Andréas, não foi considerado o índice do estado trófico calculado com base na transparência da água, pois ela foi igual à profundidade máxima obtida nos mananciais e como esta foi inferior a 120 cm, ocorreu uma sobre-estimação do índice, o que caracterizaria os ecossistemas como eutróficos.

Quanto aos açudes Favelas e da Corte, o estado eutrofizado foi correlacionado à água de drenagem terrestre das áreas agrícolas que são exploradas no entorno dos açudes.

Mesmo nos ecossistemas em que os teores de fosfato apresentaram condições adequadas, como no estuário do Rio Malcozinhado, nas lagoas de Jijoca, Pecém e Uruaú e nas bicas do Ipu e das Andréas, torna-se de primordial importância a elaboração de um plano de monitoramento da qualidade da água dos mananciais analisados, bem como o controle das fontes de eutrofização, para que se possa preservá-los e/ou explorá-los racionalmente.

### **5.3 Comunidade fitoplanctônica**

#### 5.3.1 Estuários

No estuário do Rio Cauípe, parâmetros como a precipitação pluviométrica e os teores de CO<sub>2</sub> dissolvido e de fosfato foram importantes na variação da estrutura fitoplanctônica, afetando-a de maneira direta ou inversa, de acordo com as análises de correlação e de agrupamento, beneficiando principalmente as Bacillariophyceae que foram dominantes na estação seca e, abundantes, na chuvosa.

As análises de agrupamento mostraram a formação de grupos bem distintos de microalgas, em que o primeiro foi composto pelas espécies abundantes e/ou pouco abundantes e o segundo pelas espécies raras, reflexo da influência sazonal.

A instabilidade inerente a este ecossistema tem reflexos nos altos índices de diversidade observados, bem como na riqueza de espécies que variou de baixa a moderada. Já a distribuição dos indivíduos entre as espécies, equitabilidade, foi ótima.

O fechamento da barra estuarina contribui acentuadamente para o processo de eutrofização, verificando-se concentrações elevadas de fosfato, amônia total e nitrito.

As análises físico-químicas e do estado trófico mostraram níveis elevados de eutrofização no estuário do Rio Cauípe. Além disso, a presença na comunidade fitoplanctônica de diversos bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas demonstra o forte impacto das atividades humanas que são desenvolvidas no seu entorno, como por exemplo, a descarga de esgotos domésticos que ocorre ao longo do curso do Rio Cauípe.

No estuário do Rio Mundaú as análises de agrupamento mostraram que a variação sazonal exerce forte influência na estrutura da comunidade fitoplanctônica, ocorrendo a formação de grupos bem distintos em que as espécies raras ficaram isoladas das espécies de maior abundância.

A elevada instabilidade deste ecossistema refletiu em altos índices de diversidade, não ocorrendo uma espécie abundante ou dominante, porém com moderada riqueza e ótima distribuição dos indivíduos entre as espécies.

Não foi registrado um *bloom* de microalgas, provavelmente devido a grande influência da ação das marés no estuário, que ameniza o efeito do excesso de fosfato, amônia total e nitrito, principalmente na estação seca, quando o volume de água doce é reduzido e o estuário se comporta como verdadeiro “braço de mar”.

As análises de correlação e de agrupamento mostraram que a precipitação pluviométrica beneficiou a biomassa de Cyanophyceae, no entanto, as Bacillariophyceae foram dominantes, pois se aproveitaram melhor das condições ambientais e dos elevados teores de fosfato, CO<sub>2</sub> dissolvido e dos compostos nitrogenados, já que o fluxo e refluxo das marés mantiveram o silicato constantemente disponível na coluna d’água.

As condições de eutrofização do estuário do Rio Mundaú evidenciadas pelas análises físico-químicas e pelo índice do estado trófico, também foram observadas ao se avaliar a comunidade fitoplanctônica, que apresentou um número significativo de bioindicadores, um sinal evidente de que o ambiente está sob grande impacto das atividades que são desenvolvidas no seu entorno, seja pela descarga de esgotos domésticos ou aquela proveniente das atividades aquícolas que ocorrem ao longo do curso do rio, podendo comprometer toda a vida aquática estuarina.

No estuário do Rio Ceará a estrutura da comunidade fitoplanctônica também recebe forte influência da variação sazonal, evidenciada pelas análises de agrupamento, em que as espécies consideradas pouco abundantes e de elevada biomassa formaram um grupo, enquanto o outro foi composto pelas espécies raras, a grande maioria, e com poucos indivíduos.

A elevada carga de eutrofização nesse estuário, resultante dos esgotos lançados ao longo do Rio Ceará e do Rio Maranguapinho, seu principal afluente, principalmente na estação chuvosa, aliada a influência das marés, causaram grande instabilidade no ecossistema, registrando-se altos índices de diversidade de espécies, riqueza entre moderada e elevada, e distribuição dos indivíduos entre as espécies variando de boa a ótima.

Os níveis de precipitações pluviométricas alteram toda a dinâmica estuarina com a entrada de água doce, causando profundas alterações nas correlações dos parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos, de forma direta ou inversa, conforme análises de correlação e de agrupamento, o que favoreceu o desenvolvimento de Chlorophyceae e Bacillariophyceae nas duas estações do ano, e principalmente das Cyanophyceae, na estação seca.

As análises físico-químicas e o índice do estado trófico mostraram condições de eutrofização bem elevadas no estuário do Rio Ceará, corroborando para isto a avaliação da comunidade fitoplanctônica, que apresentou uma diversidade acentuada de bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas, culminando com o *bloom* de *Planktothrix* sp., na estação seca de 2005.

No estuário do Rio Malcozinhado a estrutura da comunidade fitoplanctônica recebe grande influência da variação sazonal, evidenciada pelas análises de agrupamento, com a formação de dois grupos bem distintos: o primeiro composto pelas espécies consideradas abundantes ou pouco abundantes e o segundo formado pelas espécies raras.

A instabilidade desse estuário está associada, principalmente, ao fluxo e refluxo das marés, apresentando altos índices de diversidade de espécies, riqueza entre moderada e alta, e a distribuição dos indivíduos entre as espécies variando de regular a ótima.

A diferença significativa dos níveis de precipitações pluviométricas entre as estações chuvosa e seca provocou grandes mudanças na dinâmica estuarina, afetando a estrutura da comunidade fitoplanctônica de maneira direta ou inversa, de acordo com as análises de correlação e de agrupamento. Com isto, ocorreu um aumento da biomassa de Bacillariophyceae, as quais foram dominantes, com mais de 90% de abundância relativa nas duas estações do ano, principalmente na estação seca, quando o estuário se comporta como verdadeiro “braço de mar”.

As condições mesotróficas evidenciadas pelas análises físico-químicas e pelo índice do estado trófico também foram verificadas ao se avaliar a comunidade fitoplanctônica no estuário do Rio Malcozinhado, sendo registradas poucas espécies bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas.

### 5.3.2 Lagoas

Na lagoa de Jijoca a estrutura da comunidade fitoplanctônica é afetada principalmente pela elevada diferença dos níveis de precipitações pluviométricas, conforme as análises de agrupamento, ocorrendo a formação de dois grupos bem distintos: o primeiro composto pelas espécies de maior abundância e consideradas pouco abundantes; e o segundo pelas espécies raras, com abundância bastante reduzida.

A boa qualidade da água da lagoa teve reflexo nos altos índices de diversidade de espécies observados e excelente distribuição dos indivíduos entre elas, mesmo com baixa riqueza.

As análises de correlação e de agrupamento mostraram o efeito direto ou inverso da precipitação pluviométrica sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica, sendo bem evidente na estação chuvosa. A entrada de água na lagoa causa um aumento na zona de mistura e assim disponibiliza o silicato em toda coluna d'água, favorecendo o crescimento das Bacillariophyceae, as quais foram dominantes. Na estação seca, a queda nos teores de silicato beneficiou as Chlorophyceae, já que os teores de fosfato aumentaram, e os de CO<sub>2</sub> dissolvido, assim como a transparência da água, permaneceram praticamente constantes.

Ao se avaliar a comunidade fitoplanctônica da lagoa, verificou-se a presença de bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas, em baixa densidade, um forte indicativo para o monitoramento do ecossistema. Por outro lado, as análises físico-químicas e os índices do estado trófico caracterizaram a lagoa de Jijoca como um ecossistema oligotrófico.

A lagoa do Pecém é um ecossistema protegido por lei (APA) com finalidade de abastecimento, estando cercada em toda a sua extensão, não ocorrendo a entrada de pessoas sem autorização.

A estrutura da comunidade fitoplanctônica recebe grande influência da variação sazonal, evidenciada pelas análises de agrupamento, em que as poucas espécies detentoras de grande biomassa formaram um grupo, e as espécies consideradas raras e com poucos indivíduos compuseram o outro grupo.

Em virtude das boas condições de qualidade da água e da grande estabilidade do ecossistema, a lagoa apresentou altos índices de diversidade de espécies e excelente distribuição dos indivíduos, porém a riqueza de espécies foi baixa.

A diferença significativa dos níveis de precipitações pluviométricas entre as estações do ano constituiu o fator mais importante para mudanças na estrutura fitoplanctônica, seja direta ou inversa, evidenciadas pelas análises de correlação múltipla e de agrupamento,

principalmente na estação seca, que apresentou aumento nos teores de fosfato, silicato e CO<sub>2</sub> dissolvido, bem como uma leve queda na transparência da água, o que favoreceu o desenvolvimento das Dinophyceae.

Ao se avaliar a comunidade fitoplanctônica, verificou-se a presença de vários bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas, provavelmente devido ao impacto ambiental que o ecossistema sofreu no passado, quando era utilizado como balneário público. Entretanto, as análises físico-químicas e o índice do estado trófico mostraram um estado mesotrófico, demonstrando que a lagoa do Pecém se encontra em boas condições ambientais.

Na lagoa do Uruaú as análises de agrupamento das espécies fitoplanctônicas mostraram a grande influência da variação sazonal sobre a estrutura da comunidade, ocorrendo a formação de dois grupos bem distintos: o primeiro composto pelas espécies com maior abundância e classificadas como pouco abundantes; e o segundo formado pelas espécies com baixa biomassa e consideradas raras.

A instabilidade desse ecossistema teve reflexos nos altos índices de diversidade de espécies, porém com baixa riqueza, enquanto a distribuição dos indivíduos entre as espécies variou entre ótima e excelente. Não foi registrada uma espécie abundante, no entanto, as classes Bacillariophyceae e Chlorophyceae foram abundantes nas duas estações do ano.

A diferença significativa dos níveis de precipitações pluviométricas entre as duas estações do ano constituiu o principal fator que regulou a estrutura da comunidade fitoplanctônica, de maneira direta ou inversa, de acordo com as análises de correlação e de agrupamento, sendo registrada a presença de Dinophyceae na estação seca.

Por outro lado, verificou-se a presença de vários bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas, que servem de alerta para o monitoramento da lagoa do Uruaú, já que as análises físico-químicas e o índice do estado trófico caracterizaram essa lagoa como um ambiente mesotrófico.

As modificações na abundância das espécies causadas pela grande instabilidade neste ecossistema, seja pela influência da sazonalidade ou pela limpeza do espelho d'água, tiveram reflexos na grande variação da diversidade de espécies, sendo maior nas estações secas, de acordo com os índices de Berger-ParkerS, Simpson e Shannon. Já a riqueza de espécies foi elevada durante todo o período, e a distribuição dos indivíduos entre as espécies variou de ótima a regular.

A análise de agrupamento mostrou uma associação entre a transparência da água e os teores de fosfato durante o período de estudo. No entanto, não foi registrada correlação

significante, direta ou inversa, já que o excesso de material particulado na coluna d'água foi o principal fator de interferência na transparência da água na lagoa da Maraponga.

Após a limpeza do espelho d'água da lagoa, as análises de correlação (significante e direta) e de agrupamento mostraram associações entre a precipitação pluviométrica e os teores de O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> dissolvidos, já que a superfície estava limpa, o que favoreceu a ação da precipitação pluviométrica para o aumento dos teores desses compostos.

Leitão (2002), ao analisar a qualidade da água nos açudes Pacajus, Pacoti e Gavião (RMF), observou uma correlação entre o aumento da transparência da água com a estação chuvosa, verificando, concomitantemente, baixos teores de fósforo total.

Em estudos realizados no reservatório da Pampulha, Minas Gerais, Figueredo e Giani (2001) verificaram correlação significativa ( $p \leq 0,05$ ) e inversa da precipitação pluviométrica com a transparência da água. Ferreira (2007) também verificou elevados valores de transparência da água durante a estação chuvosa nos açudes Trici e Várzea do Boi, em Tauá, Ceará.

Em trabalho realizado no açude Santo Anastácio, Oliveira (2001) verificou que as clorofíceas tiveram maior representatividade, destacando-se os gêneros *Pediastrum* e *Scenedesmus*. Entre as bacilariofíceas, o gênero *Navicula* foi o mais abundante. O açude apresentou teores elevados de compostos nitrogenados e fosfatados suficientes para gerar *blooms* de microalgas, além do crescimento exagerado de macrófitas aquáticas. Como bioindicadores de ecossistemas eutrofizados e/ou poluídos, foram identificados os gêneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Tetraedron* e *Chlorella*. O açude foi caracterizado como um ecossistema eutrofizado com tendência a hipereutrofização.

Com a remoção das macrófitas, uma área maior do espelho d'água ficou exposta à radiação solar, fato que contribuiu para mudanças na estrutura da comunidade fitoplanctônica, havendo um aumento significativo no número de espécie e, conseqüentemente, na abundância também, porém sem ocorrência de dominância por uma espécie.

Após a limpeza, a classe Chlorophyceae passou a ser dominante. No entanto, a transparência da água não foi superior a 40,0 cm, em virtude da grande quantidade de matéria particulada na coluna d'água.

O número elevado de bioindicadores de água eutrofizada e/ou poluída na lagoa da Maraponga indicou uma queda acentuada na qualidade da água. No entanto, não foi registrado *bloom* de nenhuma espécie, apesar das condições ambientais serem bastante favoráveis. Tal fato está relacionado à presença da grande quantidade de *E. crassipes*, já que elas restringiam a penetração da luz, seja pela cobertura da superfície da lagoa, seja pelo excesso de matéria



particulada na coluna d'água. Segundo Crispim *et al.* (2009) e Esteves (1998), as macrófitas são capazes de reciclar os nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, alterando toda a dinâmica do ecossistema.

As análises dos teores de O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> dissolvidos, amônia, nitrito e fosfato, bem como os índices de estado trófico do fosfato e da transparência da água, além da presença de espécies bioindicadoras de águas eutrofizadas e/ou poluídas caracterizaram a lagoa da Maraponga como um ambiente eutrofizado.

### 5.3.3 Bicas

O ecossistema da bica do Ipu, tanto a montante quanto a jusante, apresentou excelentes condições de preservação ambiental, mesmo sendo explorado turisticamente, ou pelos múltiplos usos da água tais como lavagem de roupa e utensílios domésticos, banho, irrigação etc., ao longo do curso do Riacho Ipuçaba.

Por ser um ecossistema tipicamente lótico, a estabilidade do ecossistema é evidente pelas análises físico-químicas, cujos parâmetros apresentaram pouca variação, o que refletiu em elevados índices de diversidade de espécies, porém com baixa riqueza, enquanto a distribuição dos indivíduos entre as espécies foi excelente.

No entanto, a diferença significativa observada entre os níveis de precipitações pluviométricas exerce forte influência sazonal sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica, evidenciada pela análise de agrupamento, com a formação de dois grupos bem distintos, o primeiro composto pelas espécies consideradas pouco abundantes e, o segundo pelas espécies raras.

As análises de correlação e agrupamento mostraram a forte influência da precipitação pluviométrica sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica, com destaque para as Bacillariophyceae beneficiadas pelos elevados teores de silicato e, principalmente, por serem bastante eficientes em aproveitar os teores de fosfato, constantes no ambiente, tendo como resultado a sua predominância a montante e a jusante da bica.

Verificou-se ainda, a presença de alguns bioindicadores, porém as análises dos parâmetros físico-químicos e do índice do estado trófico, considerando apenas o fosfato, confirmaram as condições oligotróficas da bica do Ipu, tanto a montante quanto a jusante.

Na bica das Andréas as piscinas naturais são exploradas como área de lazer. O fluxo constante de água que desce da Serra da Aratanha promove uma renovação constante da

água dessas piscinas que possuem profundidade inferior a 120 cm, o que torna este ecossistema altamente estável, com parâmetros físico-químicos praticamente constantes.

As boas condições de qualidade da água da bica das Andréas proporcionaram altos índices de diversidade de espécies, principalmente na estação chuvosa, distribuição dos indivíduos entre as espécies variando de ótima a excelente, embora com baixa riqueza de espécies.

As análises de correlação ratificadas pelas de agrupamento mostraram que a diferença significativa entre níveis de precipitações pluviométricas das estações chuvosa e seca constituiu o fator preponderante nas variações da estrutura da comunidade fitoplanctônica. Foram formados dois grupos bem distintos: o primeiro composto pelas espécies de maior abundância e consideradas pouco abundantes; e o segundo, pelas espécies menos abundantes e classificadas como raras. Por outro lado, os elevados teores de silicato e a constância nos de fosfato, amônia total, nitrito e CO<sub>2</sub> dissolvido favoreceram as Bacillariophyceae que foram dominantes, nas duas estações do ano.

As análises físico-químicas e do índice do estado trófico na bica das Andréas revelaram um ecossistema com condições oligotróficas, mesmo com ocorrência de bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas.

#### 5.3.4 Açudes

No açude Favelas a estrutura da comunidade fitoplanctônica foi influenciada pela variação sazonal, evidenciada pelas análises de agrupamento, com a formação de três grupos bem distintos na estação chuvosa: o primeiro composto pela espécie abundante, no caso *Cylindrospermopsis raciborskii*; no segundo as espécies pouco abundantes; e no terceiro, as espécies raras. Na estação seca, as espécies pouco abundantes formaram o primeiro grupo e as espécies raras, o segundo.

O bloom de *C. raciborskii* evidenciou a grande instabilidade do ecossistema, confirmada pelas análises físico-químicas e pelo índice do estado trófico, com reflexos nos altos índices de diversidade de espécie, riqueza variando de baixa a moderada e equitabilidade entre boa e regular.

Segundo Calijuri, Alves e Santos (2006), *C. raciborskii* tolera baixa luminosidade, possui a capacidade de migrar pela coluna d'água, bem como, habilidade de estocar fósforo,

fixar o nitrogênio atmosférico, além de resistência a herbivoria pelo zooplâncton, justificando o sucesso ecológico dessa espécie.

As análises de correlação e de agrupamento mostraram que a precipitação pluviométrica constituiu o principal fator que regula a estrutura da comunidade fitoplanctônica, seja direta ou inversa, principalmente na estação seca, que apresentou aumento nos teores de fosfato, amônia total, nitrito e silicato, bem como uma queda na transparência da água, favorecendo o desenvolvimento de Chlorophyceae, Zygnematophyceae e Euglenophyceae.

Ao se avaliar a comunidade fitoplanctônica, verificou-se a presença de uma grande diversidade de bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas, ocorrendo a dominância da classe Cyanophyceae durante a estação chuvosa, sinal evidente de que o ecossistema necessita de um monitoramento contínuo e da identificação das fontes de eutrofização.

No açude da Corte a grande influência da variação sazonal na região foi observada por meio da análise de agrupamento, em que as espécies de maior abundância ficaram isoladas das espécies consideradas raras e com poucos indivíduos, ocorrendo a formação de três e dois grupos nas estações chuvosa e seca, respectivamente.

Os maiores índices de diversidade de espécies foram observados na estação chuvosa, enquanto a riqueza foi baixa nas duas estações do ano, com número de espécies, praticamente, estável (24 espécies na estação chuvosa e 25 na estação seca). Quanto à distribuição dos indivíduos entre as espécies, esta teve queda acentuada, variando de boa a regular nas estações chuvosa e seca, respectivamente, estando este fato associado ao *bloom* de *Actinotaenium wollei*.

A diferença significativa entre os níveis de precipitações pluviométricas das estações chuvosa e seca atuou de forma expressiva sobre a estrutura fitoplanctônica, seja direta ou inversamente, conforme as análises de correlação e de agrupamento. A excelente adaptação de *A. wollei* aos diversos fatores de crescimento, principalmente sua eficiente interação com o fosfato e nitrito, favoreceram o *bloom* dessa Zygnematophyceae na estação seca, levando a classe à dominância.

O açude da Corte foi caracterizado como um ambiente eutrofizado, em virtude dos elevados teores de fosfato e amônia, do estado trófico indicado pelos índices do fosfato e transparência da água, bem como da presença de vários bioindicadores de ambiente sob grande impacto ambiental, culminando com o *bloom* de *A. wollei*.

No açude do Campus do Itaperi a presença das macrófitas na entrada reduziu acentuadamente a ação do vento. Como há entrada de água constantemente, uma corrente de fundo atua, o material particulado proveniente das macrófitas é levado por essa corrente, fazendo com que a água abaixo dos camalotes apresente grande transparência. Por outro lado, os níveis de O<sub>2</sub> dissolvido são bastante reduzidos (< 3,0 mg/L), demonstrando que o local se encontra sob grande impacto ambiental.

O excesso de compostos nitrogenados e fosfatados, associado à biomassa de macrófitas flutuantes na entrada do açude, exerceram grande influência sobre a comunidade fitoplanctônica, com redução do número de espécies e de biomassa, bem como dominância absoluta da classe Bacillariophyceae, nas duas estações do ano, uma vez que as macrófitas são importantes fontes de disseminação de diatomáceas perifíticas no ecossistema aquático (ALGARTE, MORESCO; RODRIGUES, 2006; OLIVEIRA; TORGAN; RODRIGUES, 2002; POMPÊU; MOSCHINI-CARLOS, 2003).

Na saída do açude ocorreu um aumento significativo do número de espécies e da biomassa fitoplanctônica, já que mais de 70% do espelho d'água do açude não estavam cobertos por macrófitas. Tal fato facilitou a penetração da luz, ainda que pouca, que combinada com a acentuada eutrofização e uma zona permanente de mistura favoreceram o desenvolvimento de espécies das classes Xanthophyceae, Ulvophyceae e Euglenophyceae. No entanto, todos esses fatores beneficiaram acentuadamente a classe Chlorophyceae, que foi dominante nas duas estações do ano, com mais de 85% de abundância relativa.

A influência sazonal é muito acentuada no açude, seja em sua entrada ou em sua saída, verificando-se que as espécies raras, a grande maioria, ficaram isoladas das poucas espécies que apresentaram uma abundância elevada e que foram consideradas abundantes ou pouco abundantes.

A análise de agrupamento confirmou as correlações existentes entre os diversos parâmetros físico-químicos e a comunidade fitoplanctônica, mostrando que a precipitação pluviométrica constituiu, juntamente com o CO<sub>2</sub> dissolvido, os fatores relevantes que interferiram na estrutura da comunidade, tanto na entrada quanto na saída do açude.

Conquanto a precipitação pluviométrica exerça grande influência na dinâmica do açude, a constante entrada e saída de água é outro fator que atua fortemente, pois provoca uma corrente de sentido único que carrega compostos nitrogenados, fosfato, silicato etc., renovando e disponibilizando outros na coluna d'água. Este fato não permite que ocorra estagnação das águas, o que de certa forma justificaria a biomassa baixa das Cyanophyceae, visto o elevado estado trófico do açude.

Segundo Reynolds e Walsby (1975), a estagnação em ecossistemas aquáticos é um fator de suma importância para o florescimento da biomassa de Cyanophyceae, normalmente antecedendo os *blooms*.

A instabilidade do ecossistema promoveu altos índices de diversidade de espécies. Na entrada do açude do Campus do Itaperi os índices foram maiores durante a estação chuvosa. No entanto, a riqueza foi baixa e a equitabilidade variou de ótima a excelente. Na saída, os índices de Simpson e de Shannon indicaram maior diversidade na estação seca, enquanto o de Berger-Parker indicou maior diversidade na estação chuvosa. A riqueza variou de baixa a moderada, e a equitabilidade foi boa nas duas estações do ano.

Em trabalho realizado por Nogueira *et al.* (2002) neste açude, os autores verificaram que os gêneros mais abundantes foram *Scenedesmus*, *Pediastrum* e *Diatoma*; com dominância da espécie *Scenedesmus quadricauda*. Observaram ainda, a presença dos seguintes bioindicadores: *Spirogyra*, *Chlorococcum*, *Staurodesmus* e *Tetraedron*, destacando que as condições físico-químicas da água eram boas para o cultivo de organismos aquáticos.

Neste trabalho, as espécies mais abundantes nas duas estações do ano, na entrada do açude, foram *Navicula* sp., *Scenedesmus quadricauda* e *Cyclotella* sp., com dominância da classe Bacillariophyceae, enquanto na saída a dominância foi de Chlorophyceae, em que as espécies mais abundantes foram *Pediastrum duplex* e *Scenedesmus quadricauda*.

Salienta-se que nos dois últimos meses de 2007, foram registrados *blooms* de copépoda (*Thermocyclops* sp.), rotíferos (*Conochilus* sp. e *Brachionus calyciflorus*) e cladócero (*Moina micrura*), portanto, aumento da herbivoria, o que causou uma redução significativa na biomassa fitoplanctônica do açude. Fato semelhante foi observado por Pinto-Coelho (1998) ao analisar os efeitos da eutrofização no reservatório da Pampulha, em Minas Gerais.

As análises da comunidade fitoplanctônica evidenciaram avançados estágios de eutrofização, verificando-se a presença de diversos bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas, com ocorrência de *blooms* (*Pediastrum duplex*), confirmando as observações dos parâmetros físico-químicos e do índice do estado trófico que caracterizaram as águas do açude do Campus do Itaperi como eutrofizadas.

#### 5.4 Parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos

De acordo com Leitão (2002) e Silva (2005), a variação sazonal imposta pelo regime climático das regiões juntamente com as condições tróficas do ecossistema aquático, são fatores muito importantes que afetam a estrutura da comunidade fitoplanctônica, pois condicionam uma heterogeneidade, tanto na escala temporal quanto na espacial, favorecendo a dominância ou não de grupos específicos de microalgas que exploram estas condições ambientais de forma mais apropriada.

Conforme Odum (1988), as comunidades em regiões tropicais de estações definidas (chuvosa e seca) tendem a apresentar uma estrutura com poucas espécies possuindo grande biomassa em associação com muitas espécies consideradas raras e com biomassa insignificante (poucos indivíduos).

Em todos os ecossistemas analisados a abundância relativa das espécies, bem como as análises de agrupamento, evidenciaram esta situação, cujas espécies raras, a grande maioria, formaram um grupo totalmente isolado das poucas espécies que apresentaram grande abundância.

Dos índices de diversidade considerados, ocorreu divergência apenas com o de Berger-Parker na lagoa do Uruaú e na saída do açude do Campus do Itaperi, com diversidade maior na estação seca e chuvosa, respectivamente, enquanto os índices de Shannon e de Simpson mostraram o inverso.

Segundo Magurran (2007) e Odum (1988), enquanto o índice de Shannon atribui um peso maior as espécies raras e o de Simpson, as espécies comuns, o índice de Berger-Parker se baseia na abundância máxima observada entre as espécies e na abundância total, expressando assim, a abundância proporcional das espécies mais abundantes, sendo considerado entre os índices disponíveis, aquele que mede de forma mais satisfatória a diversidade.

Assim, com base no índice de Berger-Parker, considerou-se que a diversidade foi maior na lagoa do Uruaú, durante a estação seca e na saída do açude do Campus do Itaperi, na estação chuvosa, pois tanto a abundância das espécies quanto o número de indivíduos também foram maiores nestas estações.

Para Van Dohlen e Lower-McConnell (1975 *apud* ODUM, 1988), ecossistemas que apresentam grande estabilidade tendem a promover alta diversidade de espécies. Isto foi verificado nas lagoas do Pecém, Jijoca e nas bicas do Ipu e das Andréas, ambientes estáveis.

De acordo com Huston (1979), ecossistemas que são periodicamente perturbados tendem a apresentar uma diversidade de espécies mais alta que aqueles em “equilíbrio” com intensa dominância e exclusão competitiva. Para Bicudo *et al.* (2007), a dinâmica constante da comunidade fitoplanctônica faz com que ela nunca esteja saturada, pois o processo de exclusão de organismos é contínuo, em virtude do fluxo e da sedimentação, o que provoca altas diversidades. Tais fatos foram observados nas lagoas da Maraponga e do Uruaú, nos açudes e nas regiões estuarinas, ecossistemas com grande instabilidade e que apresentaram alta diversidade de espécies.

A variação nos índices de diversidade também refletiu na riqueza de espécies e equitabilidade que apresentaram as mesmas características, predominando uma moderada riqueza e ótima equitabilidade nos ecossistemas estuarinos; nas lagoas, baixa riqueza e excelente equitabilidade, exceto na lagoa da Maraponga que apresentou elevada riqueza; nas bicas, baixa riqueza e excelente equitabilidade; e nos açudes, baixa riqueza e boa equitabilidade.

A grande variação ambiental, em decorrência do aporte de compostos nitrogenados, fosfato, silicato etc., aliada a dinâmica dos ecossistemas e a sazonalidade da região, promoveu as mais variadas correlações biológicas e físico-químicas, de acordo com as análises de correlação e de agrupamento. Desta maneira, cada ambiente aquático continental possui suas próprias características e as associações existentes não podem ser generalizadas, nem mesmo para uma região com clima tão singular, como o Nordeste brasileiro, com uma estação chuvosa e outra seca.

Com relação à eutrofização, segundo Calijuri, Deberdt e Minoti (2007), um ecossistema aquático poderá ser considerado eutrofizado quando ele é capaz de suportar *bloom* de Cyanophyceae, além de apresentar baixos teores de O<sub>2</sub> dissolvido, principalmente no hipolímnio.

Ainda que o excesso de compostos nitrogenados, fosfato, silicato e outros favoreça a proliferação das microalgas, a ocorrência de *blooms* dependerá de vários fatores, tais como a penetração da luz na coluna d'água, o tipo de composto em excesso, a espécie de microalga que melhor se adaptará as condições predominantes, temperatura da água etc.

Figueiredo *et al.* (2004) citam que não existe um padrão global na ocorrência dos *blooms*, pois é grande a diversidade de características ecológicas, tendo sido registrados *blooms* em ecossistemas oligotróficos e rios.

Nos ecossistemas continentais brasileiros os *blooms* de Cyanophyceae são bastante comuns, estando este fato correlacionado as excelentes condições climáticas, as estratificações e desestratificações da coluna d'água, aliadas a disponibilidade de luz e elementos químicos, principalmente fósforo e nitrogênio (BECKER; CARDOSO; MOTTA MARQUES, 2004; CHELLAPPA; BORBA; ROCHA, 2008; COSTA *et al.*, 2006; DANTAS *et al.*, 2008; FERNANDES; LAGOS, 2003; FONSECA; BICUDO, 2008; GOMES *et al.*, 2009; MELO-MAGALHÃES *et al.*, 2009; ROSA *et al.*, 2005; YUNES, 2009).

As Chlorophyceae têm ótimo desenvolvimento em ambientes com carga apropriada de compostos nitrogenados e fosfato, pois as taxas de crescimento são bastante elevadas, bem como as de perdas, o que exige grande disponibilidade, essencialmente de fósforo, refletindo em sua elevada diversidade e abundância. Já para o crescimento da biomassa de Cyanophyceae, o ideal é ambiente eutrofizado, porém com teor entre baixo e moderado de CO<sub>2</sub> dissolvido e de fósforo, e pH elevado, ainda assim algumas algas eucarióticas podem, também, se adaptar a essas condições (BICUDO *et al.*, 2007; SONG; QIU, 2007).

Assim, análises dos teores de CO<sub>2</sub> dissolvido são de fundamental importância, já que este é primordial para o processo fotossintético, e a maioria das espécies fitoplanctônicas faz uso dele, seja na forma de gás livre ou de bicarbonato, dependendo apenas do pH do meio. Por outro lado, ele favorece a degradação de microcistinas (cianotoxina - hepatotoxina), bem como o crescimento de bactérias que podem auxiliar esse processo (GOMES; OLIVEIRA; AZEVEDO, 2009; SIPAÚBA TAVARES; ROCHA, 2001).

Com o aumento excessivo da biomassa fitoplanctônica, a transparência da água fica prejudicada, contribuindo significativamente para a mortalidade de grandes massas de algas logo abaixo da superfície. Ainda, ocorrendo uma insuficiência de CO<sub>2</sub> dissolvido para atender a acelerada atividade fotossintética, a morte súbita do fitoplâncton é iminente e a decomposição dessa imensa biomassa levará a grande variação nos parâmetros físico-químicos e, conseqüentemente, a uma queda acentuada na qualidade da água (BOYD, 1979, 1990; ESTEVES, 1998).

Dos ecossistemas analisados, foi registrado *bloom* de Cyanophyceae no estuário do Rio Ceará e no açude Favelas, ambientes considerados eutrofizados, com alto pH, concentração de CO<sub>2</sub> dissolvido entre baixa e moderada, além de níveis intermediários de fosfato.

Os *blooms* de Cyanophyceae, principalmente o ocorrido no açude Favelas, por ser um reservatório de água para consumo humano, e por *Cylindrospermopsis raciborskii*



produzir neurotoxinas e hepatoxinas, podem ser potencialmente perigosos à saúde do homem. O contato direto com a água causa irritação na pele, nos olhos, queimaduras entre outros; a ingestão da água provoca vômitos, diarreia, hemorragias etc. A contaminação pode ocorrer de maneira indireta, pelo consumo de animais, como os peixes, já que as toxinas produzidas por estas microalgas ficam acumuladas nos músculos e no fígado (ANDERSON; GLIBERT; BURKHOLDER, 2002; AZEVEDO; VASCONCELOS, 2006; CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006; CHORUS; BARTRAM, 1999; FERNANDES *et al.*, 2009; MAGALHÃES; SOARES; AZEVEDO, 2001; REIS, 2001; SANT'ANNA *et al.*, 2006; SIVONEN; JONES, 1999; WILLIAMS *et al.*, 2007; YUNES, 2002, 2009).

No entanto, Molica e Azevedo (2009) ressaltam que os *blooms* de Cyanophyceae podem apresentar diferentes níveis de toxicidade em curto espaço de tempo e no mesmo ecossistema, podendo até não serem tóxicos, pois pode ocorrer a presença simultânea de cepas tóxicas e não tóxicas de uma mesma espécie e alternância de sua dominância no manancial.

Já no açude do Campus do Itaperi, o *bloom* foi de Chlorophyceae, uma vez que o açude apresentou um estado de eutrofização bastante acentuado, com elevados teores dos compostos nitrogenados e fosfatados, bem como de CO<sub>2</sub> dissolvido.

No açude da Corte, também eutrofizado, o *bloom* de *Actinotaenium wollei*, uma Zygnematophyceae, foi atribuído a excelente adaptação dessa espécie às condições ambientais, principalmente sua correlação direta com os teores de fosfato e o nitrito, conforme as análises de correlação e de agrupamento.

Quanto as Bacillariophyceae, Salomini e Torgan (2008) destacam a grande importância dessa classe como bioindicadores, pois normalmente são abundantes nos ecossistemas aquáticos e, principalmente, por responderem rapidamente as mudanças ambientais. No entanto, elas são dependentes do silicato, mas com suprimento adequado de fosfato a sua abundância tende a aumentar, já que são altamente eficientes na competição por este composto (CONLEY, 2000; WINDER; REUTER; SCHLADOW, 2009).

Se os teores de silicato ocorrem em quantidades adequadas e os de fosfato permanecem constantes, as Bacillariophyceae poderão ser dominantes, pois somente a limitação em conjunto desses dois compostos podem evitar seu florescimento. No entanto, ocorrendo estabilidade na estratificação térmica do ecossistema, a circulação da coluna d'água diminuiria, e conseqüentemente, menor mistura, o que contribuiria para redução da taxa de reciclagem do silicato e da biomassa de Bacillariophyceae (BICUDO *et al.*, 2007).

Neste trabalho, os ecossistemas apresentaram elevados teores de silicato, portanto a limitação em conjunto com o fosfato não seria o fator que prejudicaria o desenvolvimento

da biomassa de Bacillariophyceae, as quais foram dominantes ou abundantes nas áreas estuarinas, nas bicas e nas lagoas de Jijoca, Pecém e Mundaú. Também foram abundantes na lagoa da Maraponga, na estação seca de 2005 e dominantes na entrada do açude do Campus do Itaperi, provavelmente devido a sua grande capacidade de absorção do silicato no escuro (ESTEVEZ, 1998), já que o espelho d'água no local estava coberto pelas macrófitas, além da corrente que atua no local, colocando o silicato disponível na coluna d'água.

As Bacillariophyceae foram pouco abundantes ou raras, na saída do açude do Campus do Itaperi, nos açudes Favelas e da Corte, locais cujas condições ambientais foram mais favoráveis ao desenvolvimento das Chlorophyceae, Zygnematophyceae e Cyanophyceae, respectivamente.

As demais classes registradas: Xanthophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae e Ulvophyceae foram raras nos ecossistemas analisados, não sendo detectada a sua presença nas bicas do Ipu e das Andréas.

As principais características das regiões tropicais são as altas temperaturas com pequenas oscilações e fotoperíodo praticamente constante, o que resultaria na estabilidade dos ecossistemas aquáticos, quando comparados aos da zona temperada. No entanto, a ação dos ventos e principalmente as variações nos níveis de precipitações pluviométricas são os fatores que mais causam alterações, principalmente no Nordeste brasileiro, já que a drenagem terrestre carrega diversos elementos químicos para o ecossistema, ou causa a concentração e dissolução de outros, influenciando toda dinâmica dos organismos aquáticos (BRABO *et al.*, 1996; LOWE-McCONNELL, 1999; MAIER, 1978).

Vários trabalhos realizados em ecossistemas tropicais e subtropicais têm mostrado que a precipitação pluviométrica constituiu um dos principais fatores que regularam a estrutura da comunidade fitoplanctônica (BARBOSA, 2002; CHELLAPPA; BORBA; ROCHA, 2008; CHELLAPPA; CÂMARA; ROCHA, 2009; FIGUEREDO; GIANI, 2001; FONSECA; BICUDO, 2008; HENRY; USHINOHAMA; FERREIRA, 2006; LACERDA *et al.*, 2004; LOSADA; FEITOSA; CORREIA-LINS, 2000).

Também nesta pesquisa, a estrutura fitoplanctônica foi fortemente influenciada pelos níveis de precipitações pluviométricas, os quais foram significativamente diferentes entre as duas estações do ano e causaram acentuadas variações nos demais parâmetros físico-químicos, direta ou inversamente, evidenciadas pelas análises de correlação e agrupamento, afetando assim, toda a estrutura dessa comunidade.

No geral, a grande diversidade de bioindicadores registrados nos ecossistemas analisados, os quais podem florescer como resposta às condições de eutrofização (ADAMUS; BRANDT, 2008; CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006; COSTA *et al.*, 2006; PALMER, 1977; REIS, 2001; SALOMONI *et al.*, 2006; SALOMINI; TORGAN, 2008; SANT'ANNA *et al.*, 2004; SANT'ANNA *et al.*, 2006; SIVONEN; JONES, 1999; WILLIAMS *et al.*, 2007; YUNES, 2002, 2009; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006), bem como variações acentuadas dos parâmetros físico-químicos e mudanças significativas na estrutura da comunidade fitoplanctônica nos ecossistemas analisados corroboram a afirmativa da ANZECC e ARMCANZ (2000) sobre a abordagem ambiental em conjunto dos parâmetros físicos, químicos e biológicos na avaliação da sanidade dos ecossistemas aquáticos.

## 6 CONCLUSÃO

Das oito classes de microalgas registradas, as Bacillariophyceae foram predominantes nos ecossistemas analisados, à exceção dos açudes da Corte, Favelas e do Campus do Itaperi, os quais apresentaram elevados níveis de eutrofização, com dominância de Zygnematophyceae, Cyanophyceae e Chlorophyceae, respectivamente.

A maioria das espécies apresentou baixa biomassa e foi considerada rara, enquanto um número reduzido de espécies foi classificado como pouco abundante, abundante ou dominante, porém possuidoras de elevada biomassa. Isto provocou a formação de grupos bem distintos, em que as espécies consideradas raras ficaram totalmente isoladas das demais, comprovando a influência sazonal da região sobre a comunidade fitoplanctônica.

Os ecossistemas apresentaram grande variação na diversidade, riqueza e equitabilidade das espécies, com predomínio de uma diversidade maior na estação chuvosa, seja por causa da estabilidade ou pela elevada instabilidade.

A precipitação pluviométrica constituiu um dos fatores mais importantes que afetaram a estrutura das comunidades fitoplanctônicas nos ecossistemas analisados.

Com base nos teores dos compostos químicos, nos índices de estado trófico do fosfato e/ou da transparência da água e da presença de espécies bioindicadoras de águas eutrofizadas e/ou poluídas, os estuários dos rios Mundaú, Cauípe e Ceará, a lagoa da Maraponga e os açudes Favelas, da Corte e Campus do Itaperi foram classificados como ambientes eutrofizados; o estuário do Rio Malcozinhado e as lagoas do Pecém e de Uruaú como mesotróficos; e a lagoa de Jijoca e as bicas do Ipu e das Andréas como oligotróficos.

A presença de diversos bioindicadores de águas eutrofizadas e/ou poluídas, destacando-se Cyanophyceae, com ocorrência de *blooms* no estuário do Rio Ceará e no açude Favelas, porém sem registro de uma biomassa significativa nos outros ambientes, mesmo naqueles que apresentaram elevado estado trófico, como o açude do Campus do Itaperi, no qual o *bloom* foi de Chlorophyceae e no açude da Corte, com *bloom* de Zygnematophyceae, demonstra que na avaliação de sanidade dos ecossistemas aquáticos, a análise conjunta dos parâmetros biológicos e físico-químicos do ecossistema aquático é de suma importância para um parecer ambiental adequado.

## REFERÊNCIAS

ADAMUS, P.; BRANDT, K. *Impacts on Quality of Inland Wetlands of the United States: a survey of indicators, techniques, and applications of community level biomonitoring data*. Washington: Wetlands Research Program. 2008. 293 p.

ALBUQUERQUE SOBRINHO, E. J. *Zoneamento sócioambiental da lagoa da Maraponga, Fortaleza/CE*. 2002. 155 f. Monografia (Graduação em Geografia) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2002.

ALBUQUERQUE SOBRINHO, E. J.; MEIRELES, A. J. A. Uma lagoa urbana em processo de extinção: propostas para recuperação da qualidade ambiental da lagoa da Maraponga, Fortaleza, Ceará / Brasil. *Geonotas*, Maringá, v. 8, n. 1, p. 1-8, 2004.

ALGARTE, V. M.; MORESCO, C.; RODRIGUES, L. Algas do perifiton de distintos ambientes na planície de inundação do alto Rio Paraná. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, Maringá, v. 28, n. 3, p. 243-251, 2006.

ALLAN, J. D. Life history patterns in zooplankton. *American Naturalist*, Chicago, v. 110, n. 971, p. 165-180. 1976.

ALVES-DA-SILVA, S. M.; JULIANO, V. B.; FERRAZ, G. C. Euglenophyceae pigmentadas em lagoa ácida rasa, Parque Estadual de Itapuã, Sul do Brasil. *IHERINGIA: Série Botânica*, Porto Alegre, v. 63, n. 1, p. 15-36, 2008.

ANDERSON, D. M.; GLIBERT, P. M.; BURKHOLDER, J. M. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, Port Republic, MD, v. 25, n. 4b, p. 704-726, 2002.

ANZECC; ARMCANZ (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council & Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand). Australian guidelines for water quality monitoring and reporting. *National Water Quality Management Strategy*, Canberra, n.7a, 2000. 47 p.

APHA (American Public Health Association). *Standard methods for the examination of water and waste water*. 17. ed. New York: Ed. APHA, 1989. 685 p.

ARANA, L. V. *Fundamentos de aquicultura*. Florianópolis: Editora da UFSC, 2004. 348 p.

ARAÚJO, M. Z. T. *Barragens no Nordeste do Brasil: experiência do DNOCS em barragem na Região Semi-Árida*. 3. ed. Fortaleza: Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS), 2003. 330 p.

AUGUSTO, J. A. M. A. *Degradação dos corpos de água em Fortaleza: o exemplo da lagoa da Parangaba*. 2002. 55 f. Monografia (Graduação em Geografia) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2002.

AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. *As bases toxicológicas da ecotoxicologia*. São Carlos: Rima, 2003. 340 p.

AZEVEDO, S. M. F. O.; VASCONCELOS, V. M. Toxinas de Cianobactérias: Causas e consequências para a Saúde Pública. In: \_\_\_\_\_. *Ecotoxicologia aquática*. São Carlos: Rima, 2006. cap. 18, p. 433-452.

BALLANCE, R. Physical and chemical analyses. In: \_\_\_\_\_. *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmers*. London: United Nations Environment Programme and the World Health Organization, 1996. chap. 7, p. 113-198.

BARBOSA, J. E. L. *Dinâmica do fitoplâncton e condicionantes limnológicos nas escalas de tempo (nictemeral/sazonal) e de espaço (horizontal/vertical) no açude Taperoá II: trópico semi-árido nordestino*. 2002. 202 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 2002.

BARSANTI, L.; GUALTIERI, P. *Algae: anatomy, biochemistry, and biotechnology*. New York: Taylor & Francis Group, 2006. 320 p.

BARTRAM, J.; CARMICHAEL, W. W.; CHORUS, I.; JONES, G.; SKULBERG, O. M. Introduction. In: \_\_\_\_\_. *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: E & FN Spon. 1999. chap. 1, p. 12-24.

BASTOS, J. A. M. Notas preliminares do estudo limnológico dos açudes Riachão e Amanari, *Serviço de Piscicultura DNOCS*, Fortaleza, n. 149, p.1-31, 1950.

BECKER, V.; CARDOSO, L. S.; MOTTA MARQUES, D. Development of *Anabaena* Bory (Cyanobacteria) blooms in a subtropical shallow lake, south Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v. 16, n. 4, p. 306-317 2004

BICUDO, C. E. M.; BICUDO, R. M. T. *Algas de águas continentais brasileiras*. Fundação Brasileira para o Desenvolvimento do Ensino da Ciência, São Paulo, 1970. 228 p.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. *Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil: chave para identificação e descrições*. 2 ed. São Carlos: Rima, 2006. 498 p.

BICUDO, C. E. M.; RAMIREZ R. J. J.; TUCCI, A.; BICUDO, D. C. Dinâmica de populações fitoplanctônicas em ambientes eutrofizados. In: \_\_\_\_\_. *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO/UNESP, 2007. cap. 15, p. 449-508.

BOLD, H. C.; WYNNE, M. J. *Introduction to the algae: structure and reproductions*. 2. ed. New Jersey: Prentice-Hall, 1985. 720 p.

BOYD, C. E. *Water quality in warm water fish pond*. Auburn: Alabama Agricultural Experiment Station, Auburn University, 1979. 359 p.

\_\_\_\_\_. *Water quality in ponds for aquaculture*. Birmingham: Birmingham Publishing Co., Auburn University, Alabama, 1990. 482 p.

BRABO, J. M.; DATSENKO, N.; REPELLI, C. A.; ISABEL V., M.; FERREIRA, N. S. Características espectrais de alguns parâmetros meteorológicos, em Fortaleza-Ce, usando-se a análise de “walvelet”. In: XIV CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA – CBMET, 1996, Florianópolis. *Anais...* Florianópolis: AEP, 1996.

BRANCO, S. M. *Hidrobiologia aplicada a Engenharia Sanitária: água*. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1986.

BRANDÃO, R. L. *Sistema de informação para gestão e administração territorial da Região Metropolitana de Fortaleza*. Projeto SINFOR. Diagnóstico Geoambiental e os Principais Problemas de Ocupação do Meio Físico da Região Metropolitana de Fortaleza. CPRM, Série: Ordenamento Territorial 01. Fortaleza. 1995. 105 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. *Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano*. Brasília: Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde, 2003. 56 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portarias. Portaria nº 518/GM/2004. Disponível em: <<http://dtr2001.saude.gov.br/sas/>>. Acesso em: 15 mar. 2008.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resoluções e outros atos. CONAMA nº 001/1986. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/conama/>>. Acesso em: 07 fev. 2009.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resoluções e outros atos. CONAMA nº 357/2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/conama/>>. Acesso em: 07 fev. 2009.

CAJADO, F. J. L. *Aspectos ecológicos da eutrofização do açude do Campus do Itaperi - Fortaleza/CE*. 2002. 66 f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual do Ceará. Fortaleza. 2002.

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. *Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais*. São Carlos: Rima, 2006. 109 p.

CALIJURI, M. C.; DEBERDT, G. L. B.; MINOTI, R. T. A produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Salto Grande. In: \_\_\_\_\_. *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO/UNESP, 2007. cap. 5, p. 109-148.

CARMICHAEL, W. W.; AZEVEDO, S. M. F. O.; AN, J. S.; MOLICA, R. J. R.; JOCHIMSEN, E. M.; LAU, S.; RINEHART, K. L.; SHAW, G. R.; EAGLESHAM. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cianotoxinas. *Environmental Health Perspectives*. Washington, v. 109, n. 7, p. 663-668, 2001.

CARVALHO, S. L. *Eutrofização artificial: um problema em rios, lagos e represas*. 2004. Disponível em: <<http://www.agr.feis.unesp.br/ctl28082004.php>>. Acesso em: 17 nov. 2007.

CEARÁ (Estado). Superintendência Estadual do Meio Ambiente. Unidades de Conservação. Decreto nº 21.349, de 03 de maio de 1991. Disponível em: <<http://www.semace.ce.gov.br/biblioteca/unidades/mapaestadual.asp>>. Acesso em: 25 jun. 2007.

CEARÁ (Estado). Secretaria de Desenvolvimento Urbano. *Programa de infraestrutura básica de saneamento de Fortaleza – SANEAR*. Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Fortaleza, Ceará, 1993.

CEARÁ (Estado). Superintendência Estadual do Meio Ambiente. Unidades de Conservação. Decreto nº 24.957, de 05 de junho de 1998. Disponível em: <<http://www.semace.ce.gov.br/biblioteca/unidades/mapaestadual.asp>>. Acesso em: 25 jun. 2007.

CEARÁ (Estado). Superintendência Estadual do Meio Ambiente. Unidades de Conservação. Decreto nº 24.959, de 05 de junho de 1998. Disponível em: <<http://www.semace.ce.gov.br/biblioteca/unidades/mapaestadual.asp>>. Acesso em: 25 jun. 2007.



CEARÁ (Estado). Superintendência Estadual do Meio Ambiente. Unidades de Conservação. Decreto nº 25.354, de 26 de janeiro de 1999. Disponível em: <<http://www.semace.ce.gov.br/biblioteca/unidades/mapaestadual.asp>>. Acesso em: 25 jun. 2007.

CEARÁ (Estado). Superintendência Estadual do Meio Ambiente. Unidades de Conservação. Decreto nº 25.355, de 26 de janeiro de 1999. Disponível em: <<http://www.semace.ce.gov.br/biblioteca/unidades/mapaestadual.asp>>. Acesso em: 25 jun. 2007.

CEARÁ (Estado). Superintendência Estadual do Meio Ambiente. Unidades de Conservação. Decreto nº 24.413, de 29 de março de 1999. Disponível em: <<http://www.semace.ce.gov.br/biblioteca/unidades/mapaestadual.asp>>. Acesso em: 25 jun. 2007.

CEARÁ (Estado). Superintendência Estadual do Meio Ambiente. Unidades de Conservação. Decreto nº 24.414, de 29 de março de 1999. Disponível em: <<http://www.semace.ce.gov.br/biblioteca/unidades/mapaestadual.asp>>. Acesso em: 25 jun. 2007.

CEARÁ (Estado). Superintendência Estadual do Meio Ambiente. Unidades de Conservação. Decreto nº 25.975, de 10 de agosto de 2000. Disponível em: <<http://www.semace.ce.gov.br/biblioteca/unidades/mapaestadual.asp>>. Acesso em: 25 jun. 2007.

CEARÁ (Estado). Secretaria dos Recursos Hídricos do Ceará. Legislações. Lei Estadual nº 13.497/2004. Disponível em: <<http://www.srh.ce.gov.br/>>. Acesso em: 07 fev. 2008.

CHAPMAN, D.; JACKSON, E. J.; KREBS, F. Biological monitoring. In: \_\_\_\_\_. *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmers*. London: United Nations Environment Programme and the World Health Organization, 1996. chap. 11, p. 263-299.

CHAVES, F. I. B. *Atividades urbanas e seus efeitos sobre a lagoa de Messejana, Fortaleza-Ceará*. 2003. 25 f. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual do Ceará. Fortaleza. 2003.

CHELLAPPA, N. T.; BORBA, J. M.; ROCHA, O. Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 68, n. 3, p. 477-494, 2008.

CHELLAPPA, N. T.; CÂMARA, F. R. A.; ROCHA, O. Phytoplankton community: indicator of water quality in the Armando Ribeiro Gonçalves Reservoir and Pataxó Channel, Rio Grande do Norte, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 69, n. 2, p. 241-251, 2009.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: E & FN Spon. 1999. 400 p.

CHOW-FRASER, P.; LOUGHEED, V.; LE THIEC, V.; CROSBIE, B.; SIMSER, L.; LORD, J. Long-term response of the biotic community to fluctuating water levels and changes in water quality in Cootes Paradise Marsh, a degraded coastal wetland of Lake Ontario. *Wetlands Ecology and Management*, Amsterdam, v. 6, p.1942, 1998.

CONLEY D. J. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia*, Amsterdam, v. 410, p. 87-96, 2000.

COSTA, I. A. S.; AZEVEDO, S. M. F. O.; SENNA, P. A. C.; BERNARDO, R. R.; COSTA, S. M.; CHELLAPPA, N. T. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 66, n. 1B, p. 211-219, 2006.

COSTA, R. S.; ALCANTARA-FILHO, P. Contribuição ao conhecimento dos manguezais do Nordeste do Brasil. *Coleção ESAM*, Mossoró, ano XX, v. 5, 1987. 52 p.

CRISPIM, M. C.; VIEIRA, A. C. B.; COELHO, S. F. M.; MEDEIROS, A. M. A. Nutrient uptake efficiency by macrophyte and biofilm: practical strategies for small-scale fish farming. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v. 21, n. 4, p. 387-391, 2009.

CRUZ, M. J.; BRAZ, R. *A eutrofização dos sistemas aquáticos*. 2000. Disponível em: <<http://www.naturlink.pt/canais/Artigo.asp?iArtigo=2499&iLingua=1>>. Acesso em: 08 dez. 2007.

DANTAS, E. W.; MOURA, A.; N. BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; ARRUDA-NETO, J. D. T.; CAVALCANTI, A.D. C. Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v. 22, n. 4, p. 970-982, 2008.

D'ASSUMPÇÃO, A. L. G.; ALMEIDA, M. M. M.; PAULA, D. P.; LIMA, Y. C. P.; ALEXANDRE, A. M. B. *Qualidade da água no estuário do Rio Pirangi - CE*. 2007. 16 p. Disponível em: <<http://www.funceme.br/revistaeletronica/index.htm>>. Acesso em: 22 mar. 2008.

DATSENKO, Y. S. Estudo da qualidade da água dos reservatórios do Estado do Ceará. *CNPq-Relatório*, Fortaleza, 188 p. 1999.

DELLAMANO-OLIVEIRA, M. J.; SENNA, P. A. C.; TANIGUCHI, G. M. Limnological characteristics and seasonal changes in density and diversity of the phytoplanktonic community at the Caçó Pond, Maranhão State, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, v. 46, n. 4, p. 641-651, 2003.

DERNER, R. B.; OHSE, S.; VILLELA, M.; CARVALHO, S. M.; FETT, R. Microalgas, produtos e aplicações. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 36, n. 6, p. 1959-1967, 2006.

DOMENICO, P. A.; SCHWARTZ, F. W. *Physical and chemical hydrogeology*. 2. ed. New York: John Wiley & Sons, Inc., 2008. 528 p.

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência Ltda., 1998. 602 p.

FATHI, A. A.; FLOWER, R. J. Water quality and phytoplankton communities in Lake Qarun (Egypt). *Aquatic Sciences*, Dübendorf, v. 67, p. 350-362, 2005.

FEITOSA, F. A. N.; NASCIMENTO, F. C. R.; COSTA, K. M. P. Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica relacionada com parâmetros hidrológicos na Bacia do Pina (Recife - PE). *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco*, Recife, v. 27, n. 2, p. 1-13, 1999.

FERNANDES, L. F.; LAGOS, P. E. *Florações de cianobactérias e eutrofização no Reservatório do Iraí, Curitiba, PR. I: sucessão sazonal do fitoplâncton*. 2003. Disponível em: <[http://www.sanepar.com.br/Sanepar/gecip/congressos\\_seminarios/eutrofizacao/art014.pdf](http://www.sanepar.com.br/Sanepar/gecip/congressos_seminarios/eutrofizacao/art014.pdf)>. Acesso em: 25 mar. 2007.

FERNANDES, V. O.; CAVATI, B.; OLIVEIRA, L. B.; SOUZA, B. D. Ecologia de cianobactérias: fatores promotores e consequências das florações. *Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 247-258, 2009.

FERREIRA, A. H. F.; MINILLO, A.; SILVA, L. M.; YUNES, J. S. Ocorrência de *Anabaena spiroides* (cianobactéria) no estuário da lagoa dos Patos (RS, Brasil) no verão-outono de 1998. *Atlântica*, Rio Grande, v. 26, n. 1, p. 17-26, 2004.

FERREIRA, T. D. *Diversidade zooplanctônica e bioindicadores de qualidade da água, em açudes no Município de Tauá, Ceará*. 2007. 81 f. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2007.

FIGUEREDO, C. C.; GIANI, A. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, Amsterdam, v. 445, p. 165–174, 2001.

FIGUEIREDO, D. R.; AZEITEIRO, U. M.; ESTEVES, S. M.; GONÇALVES, F. J. M.; PEREIRA, M. J. Microcystin-producing blooms-a serious global public health issue. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, San Diego, v. 59, p. 151-163, 2004.

FONSECA, B. M.; BICUDO, C. E. M. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia*, Amsterdam, v. 600, p. 267-282, 2008.

FONSÊCA, V. G.; KLEIN, V. L. M. Estudo sobre a composição do plâncton no estuário do Rio Jaguaribe (CEARÁ-BRASIL). *Arquivos de Ciências do Mar*, Fortaleza, v. 16, n. 1, p. 1-8, 1976.

FRAGA, N. S. *Uma contribuição ao estudo de impactos de obras de represamento sobre a qualidade da água armazenada*. 1986. 67 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) – Departamento de Recursos Hídricos, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 1986.

FRAGOSO-JÚNIOR, C. R.; TUCCI, C. E. M.; COLLISCHONN, W.; MARQUES, D. M. L. M. *Simulação de eutrofização em lagos: I - Modelo e precisão numérica*. 2007. Disponível em: <<http://www.iph.ufrgs.br/peld/pdfs/Novo/artigoCarlos1.pdf>>. Acesso em: 24 jul. 2009.

FREIRE, R. H. F. *Aspectos limnológicos de três reservatórios que abastecem a Região Metropolitana de Fortaleza – Açudes Pacajus, Pacoti e Gavião*. 2000. 407 f. (Dissertação de Mestrado) – Departamento de Recursos Hídricos, Universidade Federal de Ceará - UFC, Fortaleza. 2000.

FRIZZO, S. J. *Elementos químicos em águas de abastecimento público no Estado do Ceará*. CPRM/FO, p. 183-191, 2008. Disponível em: <[http://www.cprm.gov.br/publique/media/geo\\_med27.pdf](http://www.cprm.gov.br/publique/media/geo_med27.pdf)>. Acesso em: 06 jan. 2009.

FUNCEME. *Projeto salinidade*. 2002. Disponível em: <<http://www.funceme.br/projeto-salinidade/?Searchterm=favelas>>. Acesso em: 02 jul. 2007.

FUNCEME. Disponível em: <<http://www.funceme.br>>. Acesso em: 05 jan. 2008.

GILLOR, O.; HADAS, O.; POST, A. F.; BELKIN, S. Phosphorus and nitrogen in a monomictic freshwater lake: employing cyanobacterial bioreporters to gain new insights into nutrient bioavailability. *Freshwater Biology*, New Jersey, v. 55, p. 1182–1190, 2010.

GOMES, A. M. A.; OLIVEIRA, A. C. P.; AZEVEDO, S. M. F. O. Efeito de diferentes concentrações de carbono orgânico dissolvido e bactérias na degradação de microcistinas (cianotoxina). *Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 402-412, 2009.

GOMES, A. M. A.; SAMPAIO, P. L.; FERRÃO-FILHO, A. S.; MAGALHÃES, V. F.; MARINHO, M. M.; OLIVEIRA, A. C. P.; SANTOS, V. B.; DOMINGOS, P.; AZEVEDO, S. M. F. O. Florações de cianobactérias tóxicas em uma lagoa costeira hipereutrófica do Rio de Janeiro/RJ (Brasil) e suas consequências para saúde humana. *Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 329-345, 2009.

GOOGLE. Google earth. Disponível em: <<http://earth.google.com>>. Acesso em: 08 dez. 2005

\_\_\_\_\_. Google earth. Disponível em: <<http://earth.google.com>>. Acesso em: 26 abr. 2008.

GRIFFITH, R. E. *Phytoplankton of Chesapeake Bay*. Solomons: University of Maryland, Department of Research and Education. Solomons, MD, 1967. 69 p.

GURGEL, J. J. S.; FERNANDO, C. H. Caracterização limnológica da grande Bacia Hidrográfica do Nordeste. In: XI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PESCA – CONBEP, 1999, Olinda. *Anais...* Recife: AEP, 1999. v. 1, p. 424-432.

HARDY, E. R. *Composição do zooplâncton em cinco lagos da Amazônia Central*. 1979. 149 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 1979.

HENRY, R.; USHINOHAMA, E.; FERREIRA, R. M. R. Fitoplâncton em três lagoas marginais ao Rio Paranapanema e em sua desembocadura no Reservatório de Jurumirim (São Paulo, Brasil). *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 29, n. 3, p. 399-414, 2006.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. *Planta Daninha*, Viçosa-MG, v. 24, n. 1, p. 21-28, 2006.

HERMES, L. C.; FAY, E. F.; BUSCHIELLI, C. C. A.; SILVA, A. S.; SILVA, E. F. F. Participação comunidade em monitoramento da qualidade da água. *Comunicado Técnico - Embrapa Meio Ambiente*, Jaguariúna, n. 8, 2004. nov.

HOLMES, J. A. *Nutrient pollution: eutrophication*. Toronto: Environmental Research and Teaching at the University of Toronto, Lecture 9, 2000. 8 p.

HUSTON, M. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist*, Chicago, v. 113, n.1, p. 81-101, 1979.

HWANG, S-J.; KWUN, S-K.; YOON, C-G. Water quality and limnology of Korean reservoirs. *Paddy Water Environmental*, Berlin, v. 1, p. 43–52, 2003.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Censo Populacional 2000.

IIE (Instituto Internacional de Ecologia). *Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Biomanipulação para o gerenciamento de lagos e reservatórios*. São Carlos: Editores R. de Bernardi e G. Giussani., v. 7, 2001.

INFANTE, A. G. *El plancton de las aguas continentales*. Caracas: Escuela de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Central, Caracas, Venezuela, 1988. 130 p.

KLEIN, V. L. M. Comunidade planctônica do açude Santo Anastácio, Fortaleza, Ceará. *Ciência Agrônômica*, Fortaleza, v. 17, n. 1, p. 55-59, 1986.

KONING, R. E. Cyanophyta. *Plant Physiology Information Website*. 1994. Disponível em: <[http://koning.ecsu.ctstateu.edu/plant\\_biology/cyanophyta.html#phylum](http://koning.ecsu.ctstateu.edu/plant_biology/cyanophyta.html#phylum)>. Acesso em: 22 ago. 2006.

KOENING, M. L.; LEÇA, E. E.; NEUMANN-LEITÃO, S.; MACÊDO, S. J. Impacts of the construction of the Port of Suape on phytoplankton in the Ipojuca River Estuary (Pernambuco – Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, v. 46, p. 79-81, 2003.

KUBITZA, F. *Qualidade da água, planejamento da produção e manejo alimentar em piscicultura*. Jundiaí: Cursos Avançados em Piscicultura. 2000. 77 p.

LACERDA, S. R.; KOENING, M. L.; NEUMANN-LEITÃO, S.; FLORES-MONTES, M. J. Phytoplankton nyctemeral variation at a tropical river estuary. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 64. n. 1, p. 81-94, 2004.

LAMPARELLI, M. C. *Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. 2004. 235 f. Tese (Doutorado em Ciências na área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Universidade de São Paulo, São Paulo. 2004.

LEE, G. F.; JONES-LEE, A. Determination of nutrient limiting maximum algal biomass in waterbodies. *Report G Fred Lee & Associates*, El Macero, CA, 1998. Disponível em: <[http://www.gfredlee.com/nut\\_limit.html](http://www.gfredlee.com/nut_limit.html)>. Acesso em: 12 abr. 2008.

LEITÃO, A. C. *Análise ecológica da comunidade zooplanctônica dos reservatórios Pacajus, Pacoti e Gavião, na Região Metropolitana de Fortaleza, Estado do Ceará*. 2002. 198 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 2002.

LEMBI, C. A.; WAALAND, J. R. *Algae and human affairs*. New York: Cambridge University Press. 1990. 606 p.

LOSADA, A. P. M.; FEITOSA, F. A. N.; CORREIA-LINS, I. Variação sazonal e espacial da biomassa fitoplanctônica nos estuários dos rios Ilhetas e Mamucaba (Tamandaré-PE), relacionada com parâmetros hidrológicos. *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco*, Recife, v. 28, n. 2, p. 117-138, 2000.

LOWE-McCONNELL, R. H. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. Tradução de Anna Emília A. de M. Vazzoler, Ângelo Antônio Agostinho e Patrícia T. M. Cunningham. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1999. 535 p. (Coleção Base).

MACEDO, M. V. A. *Aproveitamento hídrico das bacias fluviais do Ceará*. Fortaleza: MINTER/DNOCS, 1981. 176 p.

MAGALHÃES, V. F.; SOARES, R. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicon*, Amsterdam, v. 39, n. 7, p. 1077-1085, 2001.

MAGURRAN, A. E. *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Publishing, 2007. 256 p.

MARGALEF, R. *Ecología*. Barcelona: Omega S.A., 1974. 951 p.

MARQUES, A. K. *Análise da diversidade fitoplanctônica no reservatório da Usina Hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães, no médio Tocantins - TO: estrutura da comunidade, flutuações temporais e espaciais*. 2006. 175 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Ambiente) - Universidade Federal do Tocantins, Palmas. 2006.

MARQUES, P. H. C.; OLIVEIRA, H. T.; MACHADO, E. C. Limnological study of Piraquara River (Upper Iguaçu Basin): spatiotemporal variation of physical and chemical

variables and watershed zoning. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, v. 46, n. 3, p. 383-394, 2003.

MARTINS, A. T.; PITELLI, R. A. Efeitos do manejo de *Eichhornia crassipes* sobre a qualidade da água em condições de mesocosmos. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 23, n. 2, p. 233-242, 2005.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). *Hydrobiologia*, Amsterdam, v. 542, p. 367-378, 2005.

MAIER, M. H. Considerações sobre características limnológicas de ambientes lóticos. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, v. 5, n. 2, p. 75-90. 1978.

MELO-MAGALHÃES, E. M.; MEDEIROS, P. R. P.; LIRA, M. C. A.; KOENING, M. L.; MOURA, A. N. Determination of eutrophic areas in Mundaú/Manguaba lagoons, Alagoas-Brazil, through studies of the phytoplanktonic community. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 69, n. 2, p. 271-280, 2009.

MENEZES, R. S.; MENEZES, M. F. Estudo preliminar sobre a flora e fauna de águas estuarinas do Estado do Ceará. *Arquivos da Estação de Biologia Marinha da Universidade Federal do Ceará*, Fortaleza, v. 8, n. 1, p. 101-106, 1968.

MERCANTE, C. T. J.; TUCCI-MOURA, A. Comparação entre os índices de Carlson e de Carlson modificado, aplicados a dois ambientes aquáticos subtropicais, São Paulo, SP. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v. 11, n. 1, p. 1-14, 1999.

MESQUITA, P. E. C. *O efeito da ambiência térmica na sobrevivência de alevinos de tambaqui, Colossoma macropomum (Cuvier, 1818), transportados em sacos plásticos*. 1998. 69 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Pesca na área Aquicultura) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 1998.

MEYBECK, M.; KUUSISTO, E.; MÄKELÄ, A.; MÄLKKI, E. Water Quality. In: \_\_\_\_\_. *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmers*. London: United Nations Environment Programme and the World Health Organization, 1996. chap. 2, p. 9-32.

MINILLO, A.; FERREIRA, A. H. F.; YOGUI, G. T.; YUNES, J. S. Concentrações de microcistinas e toxicidade nas formas coloniais de *Microcystis aeruginosa* de florações no estuário da lagoa dos Patos In: \_\_\_\_\_. *Ecotoxicologia: perspectivas para o século XXI*. São Carlos: Rima. 2000. p. 521-536.



MOLICA, R.; AZEVEDO, S. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. *Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 229-246, 2009.

MOLISANI, M. M.; CRUZ, A. L. V.; MAIA, L. P. Estimativa da descarga fluvial para os estuários do Estado do Ceará, Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar*, Fortaleza, v. 39, p. 39-53, 2006.

MOREIRA, M. O. P. *Produção do fitoplâncton em um ecossistema estuarino tropical (Estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará)*. 1994. 338 f. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Oceanografia Biológica) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 1994.

MORESCO, C.; BUENO, N. C. Scenedesmaceae (Chlorophyceae – Chlorococcales) de um lago artificial urbano: *Desmodesmus* e *Scenedesmus*. *Acta Scientiarum. Biological Sciences, Maringá*, v. 29, n. 3, p. 289-296, 2007.

NIEMI, G. J.; MCDONALD, M. E. Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, Duluth, MN, v. 35, p. 89-111, 2004.

NOGUEIRA, F. C. S.; SOARES-FILHO, A. A.; AGUIAR, A. C. S.; PESSOA, P. R. S. Composição e distribuição do fito e zooplâncton no açude do Campus do Itaperi da Universidade Estadual do Ceará. In: VII SEMANA UNIVERSITÁRIA DA UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CEARÁ, XI ENCONTRO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, 19, 2002, Fortaleza. *Anais...* 2002. 1 CD-ROM.

NOGUEIRA, M. G. Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, Amsterdam, v. 431, p. 115–128, 2000.

NOGUEIRA, N. M. C. *Estrutura da comunidade fitoplanctônica, em cinco lagos marginais do Rio Turiaçu, (Maranhão, Brasil) e sua relação com o pulso de inundação*. 2003. 122 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas, área de concentração em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 2003.

ODUM, E. P. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S. A., 1988. 434 p.

OLIVEIRA, M. A. *Eutrofização antrópica, aspectos ecológicos e uma nova abordagem para modelagem da cadeia trófica pelágica em reservatórios tropicais de pequena profundidade*. Fortaleza. 2001. 227 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2001.

OLIVEIRA, M. A.; TORGAN, L. C.; RODRIGUES, S. C. Diatomáceas perifíticas dos arroios Sampaio e Sampaio, Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, São Paulo, v. 16, n. 2, p. 151-160, 2002.

PAGANO, M.; GAUVREAU, K. *Princípios de Bioestatística*. 2. ed., São Paulo: Thomson. 2004. 506 p.

PALMER, C. M. *Algae in water supplies: an illustrated manual on the identification, significance, and control of algae in water supplies*. Cincinnati: Public Health Service Publication, 1977. 124 p.

PAIVA, J. R. A. *Variação da biomassa de Eichhornia crassipes ((Martius) Solms-Laubach, 1883), em estande significativo, no açude do Campus do Itaperi, Fortaleza/CE*. 2008. 45 f. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2008.

PARANAGUÁ, M. N. *Cladocera (Crustacea) do estuário do Rio Capibaribe – Recife – Pernambuco*. 1991. 102 f. Tese (Professor Titular da Área de Zoologia) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 1991.

PARRA, O.; UGARTE, E.; DELLAROSSA, V. Periodicidad estacional y asociaciones en el fitoplancton de tres cuerpos lénticos en la Región de Concepción, Chile. *Gayana Botanica*, Concepción, v. 36, p. 1-35, 1981.

PEREIRA, A. C. A. *Bioindicadores fitoplanctônicos da qualidade da água no estuário do Rio Catu*. 2007. 77 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Pesca) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2007.

PEREIRA, G. P. C.; PEQUITO, M. M. A.; COSTA, P. C. R. *O impacto do incremento das cianobactérias como indicador de toxicidade*. 1999. Disponível em: <<http://www.inovint.org/bibliot/cieam/ambiente.htm>>. Acesso em: 30 out. 2004.

PERSCHBACHER, P. W.; LUDWIG, G. M.; SLATON, N. Effects of common aerially applied rice herbicides on the plankton communities of aquaculture ponds. *Aquaculture*, Amsterdam, v. 214, p. 241-246, Nov. 2002.

PERSCHBACHER, P. W.; LUDWIG, G. M. Effects of diuron and other aerially applied cotton herbicides and defoliantes on the plankton communities of aquaculture ponds. *Aquaculture*, Amsterdam, v. 233, p. 197-203, Apr. 2004.

PHLIPS, E. The Toxic Algae Threat in Florida - A More Tempered View. 2001. Disponível em: <<http://lakewatch.ifas.ufl.edu/ToxicAlgae/ToxicAlgae.htm>>. Acesso em: 15 set. 2007.

PINTO-COELHO, R. M. Eutrophication effects on seasonal patterns of mesozooplankton in a tropical reservoir a four years study in Pampulha Reservoir, Brazil. *Freshwater Biology*, New Jersey, v. 40, p. 159-173, 1998.

PINHEIRO, L. S.; MORAIS, J. O.; PAULA, J. E. A.; SOUZA, J. N. Aspectos associados à hidrodinâmica e morfodinâmica da lagoa costeira de Jijoca, Ceará. In: II CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA. 09 a 12 de outubro/2005, Vitória, ES. *Anais...* 2005.

POLI, C. R.; POLI, A. T. B.; ANDREATTA, E.; BELTRAME, E. *Aquicultura: experiências brasileiras*. Florianópolis: Multitarefa Editora Ltda, 2004. 456 p.

POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. *Macrófitas Aquáticas e Perifíton*. Aspectos ecológicos e Metodológicos. São Carlos: Rima, 2003. 134 p.

POMPEU SOBRINHO, T. *Esboço Fisiográfico do Ceará*. Imprensa Oficial do Ceará, Fortaleza, n. 3, 1962.

PORTZ, D. E.; WOODLEY, C. M.; CECH-JR, J. J.; LISTON, C. R. Effects of short-term holding on fishes: a synthesis and review. United State Department of the Interior. Bureau of Reclamation. Mid-Pacific Region and Denver Technical Service Center. *Tracy Fish Collection Facility*, Denver, v. 29, 2005. 85 p.

PRESCOTT, G. W. *The freshwater algae*. Dubuque: WM. C. Brown Company Publishers, Iowa/USA, 1970. 348 p.

PROENCA, C. E. M.; BITTENCOURT, P. R. L. *Manual de piscicultura tropical*. Brasília: IBAMA, 1994. 195 p.

QUEIROZ, J. F.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; NASCIMENTO, V. M. C. Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da Bacia do médio São Francisco. *Comunicado Técnico - Embrapa Meio Ambiente*, Jaguariúna, n. 3, 2000. nov.

REIS, M. C. *Blooms de cianobactérias*. 2001. Disponível em: <[http://naturlink.sapo.pt/article.aspx?menuid=4&exmenuid=76&bl=1&cid=19191&viewall=true#Go\\_1](http://naturlink.sapo.pt/article.aspx?menuid=4&exmenuid=76&bl=1&cid=19191&viewall=true#Go_1)>. Acesso em: 27 out. 2008.

REVIERS, B. *Biologia e Filogenia das Algas*. Tradução e adaptação de Iara Maria Franceschini. Porto Alegre: Artmed, 2006. 280 p.

REYNOLDS, C. S.; WALSBY, A. S. Water blooms. *Biology Review*, Cambridge, v. 50, n. 4, p. 437-481, 1975.

RIVERA, P. Diatomeas epifitas en *Gracilaria verrucosa* (Hudson) Papenfuss recolectada en la costa chilena. *Gayana Botanica*, Concepción, v. 25, p. 1-115, 1973.

\_\_\_\_\_. Diatomeas de agua dulce de Concepción y alrededores (Chile). *Gayana Botanica*, Concepción, v. 28, p. 3-134, 140 figs, 1974.

RODGHER, S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O.; FRACÁCIO, R.; PEREIRA, R. H. G. Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê River (São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 65, n. 4, p. 697-710, 2005.

ROSA, C. E.; SOUZA, M. S.; YUNE, J. S.; PROENÇA, L. A. O.; NERY, L. E. M.; MONSERRAT, J. M. Cyanobacterial blooms in estuarine ecosystems: characteristics and effects on *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae). *Marine Pollution Bulletin*, Amsterdam, v. 50, n. 9, p. 956-964, 2005.

ROSS, J. P. *Effect of toxic algae on alligators and alligator egg development*. Flórida: Water Resources Research Grant Proposal, 2000. 7 p.

SALAS, H. J.; MARTINO, P. *Metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales*. Washington: Organización Panamericana de la Salud (OPS) - División de Salud y Ambiente Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud (OMS), 2001. 63 p.

SALES, S. P. *Análise limnológica do Açude Arrojado Lisboa, Banabuiú, Ceará*. 2007. 80 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Pesca) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2007.

SALES, V. C. *Cenários litorâneos da lagoa do Papicu: natureza e ambiente na cidade de Fortaleza*. 1993. 450 f. Mestrado (Geografia Física) - Universidade de São Paulo, São Paulo. 1993.

SALOMONI, S. E.; TORGAN, L. C. Epilithic diatoms as organic contamination degree indicators in Guaíba Lake, Brazil. *Acta Limnológica Brasiliensia*, Botucatu, v. 20, n. 4, p. 313-324, 2008.

SALOMONI, S. E.; ROCHA, O.; CALLEGARO, V. L.; LOBO, E. A. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*, Amsterdam, v. 559, p. 233–246, 2006.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; SENNA, P. A. C.; KOMÁREK, J.; KOMÁRKOVÁ, J. Planktic cyanobacteria from São Paulo State, Brazil: Chroococcales. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 27, n. 2, p. 213-227, 2004.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; AGUJARO, L. F.; CARVALHO, M. C.; CARVALHO, L. R.; SOUZA, R. C. R. *Manual Ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras*. Rio de Janeiro: Interciência Ltda, 2006. 58 p.

SCHMITTOU, H. R. *Produção de peixes em alta densidade em tanques-rede de pequeno volume*. Traduzido por Eduardo Ono. Ed. Silvio Romero C. Coelho. ASA – Associação Americana de Soja, São Paulo, [1999]. 76 p.

SHAEFFER-NOVELLI, Y. *Manguezal*. Ecossistema entre a Terra e o Mar. São Paulo: Caribbean Ecological Research, 1995. 64 p.

SHUKLA, B.; RAI, L. C. Potassium-induced inhibition of nitrogen and phosphorus metabolism as a strategy of controlling *Microcystis* blooms. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, Amsterdam, v. 23, p. 317–322, 2007.

SILVA, C. R. G. *Condições microbiológicas da água da lagoa da Maraponga e do açude do Campus do Itaperi da Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza*. 2007. 62 f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2007.

SILVA, D. *Dinâmica de populações de **Microcystis** (Cianobactéria) em pesqueiro na Região Metropolitana de São Paulo, SP, Brasil*. 2005. 158 f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) – Instituto de Botânica de São Paulo, São Paulo, 2005.

SILVA, E. V. *Dinâmica da paisagem. Estudo integrado de ecossistemas litorâneos em Helva (Espanha) e Ceará (Brasil)*. 1993. 391 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 1993.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H. *Limnologia aplicada à aquicultura*. Jaboticabal: FUNEP, 1995. 72 p.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Limnologia dos sistemas de cultivo. In: \_\_\_\_\_. *Carcinicultura de água doce: tecnologia para produção de camarões*. São Paulo: FAPESP/IBAMA, 1998. p. 47-76.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; ROCHA, O. *Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos*. São Carlos: Rima, 2001. 106 p.

SIVONEN, K.; JONES, G. Cyanobacterial toxins. In: CHORUS, I.; BARTRAM (Eds.). *Toxic Cyanobacteria in Water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: E & FN Spon. 1999. chap. 3, p. 55-124.

SOARES-FILHO, A. A.; ALCANTARA-FILHO, P. Características hidrológicas das águas estuarinas entre a região média e a boca do Rio Jaguaribe (Ceará/Brasil). *Ciências e Tecnologia*, Fortaleza, v. 4, n. 1, p. 43–50, 2002.

SONG, Y.; QIU, B. The CO<sub>2</sub>-concentrating mechanism in the bloom-forming cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae) and effects of uvb radiation on its operation. *Journal of Phycology*, New York, v. 43, n. 5, p. 957–964, 2007.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. *A practical handbook of sea water analysis*. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada, 1968. 311 p.

TELLES, F. J. S. Enterobactérias nas águas estuarinas do Rio Jaguaribe (Ceará). *Arquivos de Ciências do Mar*, Fortaleza, v. 15, n. 2, p. 47–49, 1975.

TUNDISI, J. O plâncton estuarino. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, São Paulo, n. 19, p. 1-22, 1970.

USEPA. United State Environmental Protection Agency. *Starting out in volunteer water monitoring*. Washington: Monitoring and Assessing Water Quality. 2002. 4 p.

VALENTI, W.C. Criação de camarões de água doce *Macrobrachium rosenbergii*. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 27, REUNIÃO DA ASSOCIAÇÃO LATINOAMERICANA DE PRODUÇÃO ANIMAL, 12, 1990, Campinas. *Anais...* 1990. p. 757-85.

VALENTIN, J. L. *Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos*. Rio de Janeiro: Interciência Ltda. 2000. 117 p.

VAN DEN HOEK, C.; MANN, D. G.; JAHNS, H. M. *Algae: an introduction to phycology*. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 637 p.

VASCONCELOS, H. O. *Mapeamento e caracterização da qualidade das águas nas lagoas do município de Fortaleza*: Relatório CNPq, 2000. 42 p.

VERLECAR, X. N.; DESAI, S. R. *Phytoplankton Identification Manual*. New Delhi: National Institute of Oceanography, 2004. 40 p.

VILLAFANE, V. E.; REID, F. M. H. Métodos de microscopia para la cuantificación del fitoplancton. In: AVEAL, K.; FERRARIO, M. E.; OLIVEIRA, E. C.; SAR, E. (Eds.). *Manual de métodos ficológicos*. Concepción: Universidad de Concepción, 1995. p. 169-185.

WATERWATCH. *Monitoring water quality*. 2007. Disponível em: <<http://www.waterwatch.org.au/monitoring.html>>. Acesso em: 19 maio 2008.

WETZEL, R. G. *Limnology*. W. B Saunders Company, 1975. 743 p.

WILLIAMS, C. D.; AUBEL, M. T.; CHAPMAN, A. D.; D'AIUTO, P. E. Identification of cyanobacterial toxins in Florida's freshwater systems. *Lake and Reservoir Management*, London, v. 23, n. 1, p.144-152, 2007.

WINDER, M.; REUTER, J. E.; SCHLADOW, S. G. Lake warming favours small-sized planktonic diatom species. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences*, London, v. 276, n. 1656, p. 427-435, 2009.

YUNES, J. S. *Florações de algas (cianobactérias) nocivas: homem vítima ou culpado?* CianoNews, Abril/2002. Disponível em: <<http://www.cianobacterias.furg.br>>. Acesso em: 22 ago. 2006.

YUNES, J. S. *Florações de Microcystis na lagoa dos Patos e o seu estuário: 20 anos de estudos*. *Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 313-318, 2009.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. *Ecotoxicologia aquática*. São Carlos: Rima, 2006. 464 p.

ZUANON, J. A. S.; HISANO, H.; FALCON, D. R.; SAMPAIO, F. G.; BARROS, M. M.; PEZZATO, L. E. Digestibilidade de alimentos protéicos e energéticos para fêmeas de beta. *Revista Brasileira de Zootecnia*, Viçosa, v. 36, n. 4, p. 987-991, 2007.

## APÊNDICE

APÊNDICE A - Endereços eletrônicos referentes ao plâncton.

<http://www.umich.edu/~phytolab/GreatLakesDiatomHomePage/groups/majorgroups.html>

<http://el.erdc.usace.army.mil/publications.cfm?Topic=techreport&Code=watqual>

<http://mtlab.biol.tsukuba.ac.jp/WWW/PDB/Images/Protista/ChlorophytaE.html>

[http://www.bgsu.edu/departments/biology/facilities/algae\\_link.html](http://www.bgsu.edu/departments/biology/facilities/algae_link.html)

[http://www.bio.mtu.edu/~jkoyadom/algae\\_webpage/HOME.htm](http://www.bio.mtu.edu/~jkoyadom/algae_webpage/HOME.htm)

<http://www.uc.pt/pessoal/nunogdias/algario/frameset.html>

<http://www-cyanosite.bio.purdue.edu/images/images.html>

[http://www.crustacea.net/crustace/world\\_crustacea.htm](http://www.crustacea.net/crustace/world_crustacea.htm)

[http://www.microscopy-uk.org.uk/pond/x\\_index.html](http://www.microscopy-uk.org.uk/pond/x_index.html)

<http://science.smsu.edu/zooplankton/Default.htm>

<http://www.stcsc.edu/ecology/algae/Algae.htm>

<http://tolweb.org/tree?group=Cyanobacteria>

<http://www.susqu.edu/biology/algae>

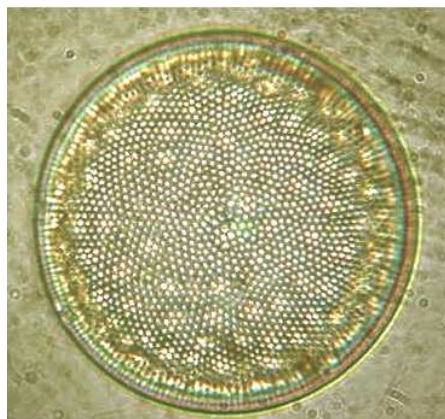
<http://www.nmnh.si.edu/iz/copepod>

<http://copepods.interfree.it>



## APÊNDICE B – Espécies fitoplanctônicas.

## a) BACILLARIOPHYCEAE



*Coscinodiscus radiatum*



*Cyclotella* sp.



*Asterionella formosa*



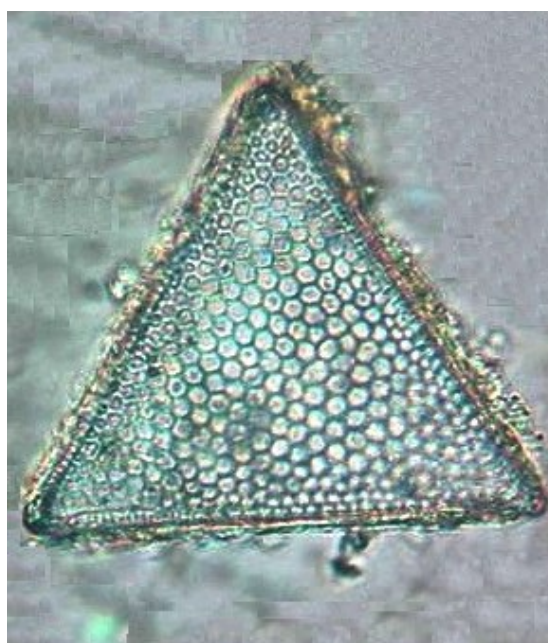
*Tabellaria* sp.



*Synedra* sp.

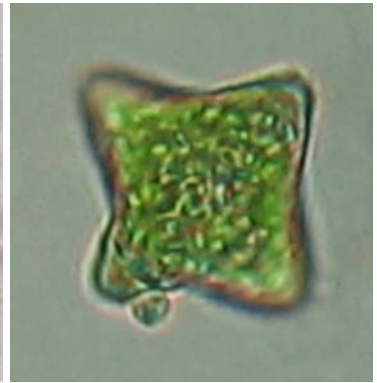
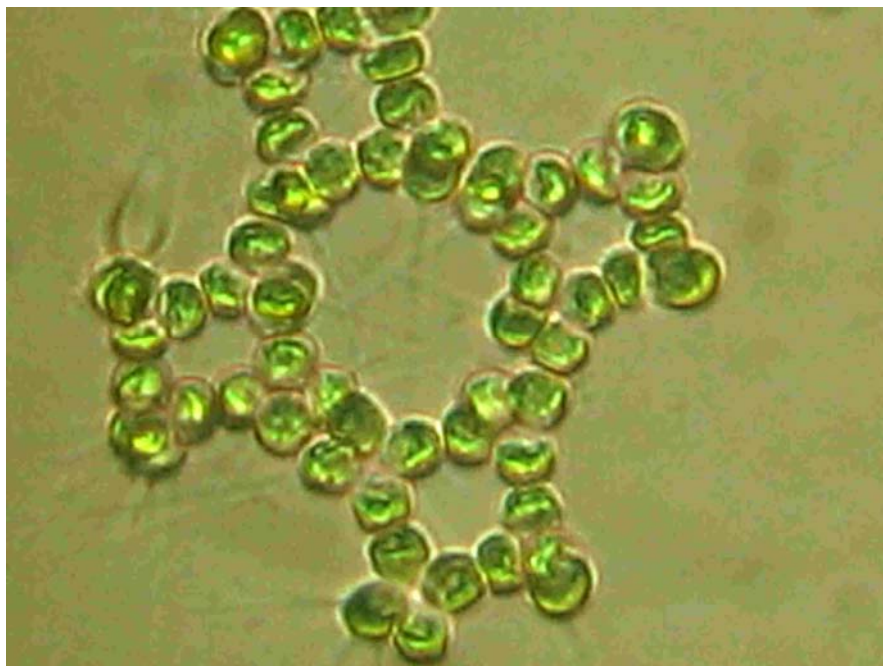


*Aulacoseira* sp.

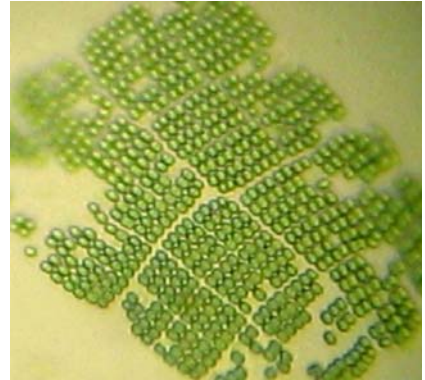
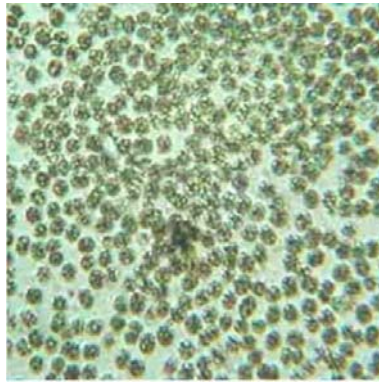


*Triceratium* sp.

## b) CHLOROPHYCEAE

*Pediastrum duplex**Scenedesmus quadricauda**Tetraedron sp.**Eudorina cylindrica**Kirchneriella lunaris**Coelastrum astroideum**Micractinium pusillum*

## c) CYANOPHYCEAE

*Chroococcus* sp.*Oscillatoria* spp.*Merismopedia elegans**Anabaena* sp.*Microcystis aeruginosa**Cylindrospermopsis raciborskii**Spirulina* sp.

## d) EUGLENOPHYCEAE

*Euglena oxyuris**Euglena acus**Phacus longicauda*

## e) ZYGNEMATOPHYCEAE

*Staurastrum paradoxum**Staurastrum chaetoceros**Staurastrum* sp.*Closterium kuetzingii*