

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

**BIOINDICADORES FITOPLANCTÔNICOS DA QUALIDADE DA ÁGUA NO ESTUÁRIO
DO RIO CATU, AQUIRAZ, CEARÁ.**

ANTÔNIO CÍCERO DE ANDRADE PEREIRA

FORTALEZA – CEARÁ – BRASIL

Outubro/2007

**BIOINDICADORES FITOPLANCTÔNICOS DA QUALIDADE DA ÁGUA NO
ESTUÁRIO DO RIO CATU, AQUIRAZ, CEARÁ.**

ANTÔNIO CÍCERO DE ANDRADE PEREIRA

**DISSERTAÇÃO 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
MESTRE EM ENGENHARIA DE PESCA.**

FORTALEZA – CEARÁ – BRASIL

Outubro/2007

_____ Pereira, Antônio Cícero de Andrade,

Bioindicadores Fitoplanctônicos da Qualidade da Água no Estuário do Rio Catu, Aquiraz, Ceará. / Antônio Cícero de Andrade Pereira

_____ Fortaleza, 2007.

62 p.; il.; 31 cm.

Orientador: Prof. Dr. Wladimir Ronald Lobo Farias

Dissertação (Mestrado em Engenharia de Pesca) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias.

1. Fitoplâncton; 2. Bioindicadores; 3. Estuário do Rio Catu. I. Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias.

CDD:

Esta dissertação foi submetida à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Pesca como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia de Pesca, outorgado pela Universidade Federal do Ceará e encontra-se à disposição dos interessados na Biblioteca de Ciências e Tecnologia da referida Universidade.

A transcrição de qualquer trecho desta dissertação é permitida, desde que seja feita de acordo com as normas da ética científica.

Antônio Cícero de Andrade Pereira

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 11 / 10 / 2007

Professor Doutor Wladimir Ronald Lobo Farias
Orientador da Dissertação
Presidente

Professor Doutor Tito Monteiro da Cruz Lotufo
Conselheiro

Professora Doutora Célia Maria de Souza Sampaio
Conselheira

Dedico ao Divino Espírito Santo, que mesmo nos momentos mais difíceis, nunca me abandonou, trazendo-me novamente para o caminho da vitória e da luz.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Professor Dr. Wladimir Ronald Lobo Farias que acreditou na minha capacidade e mesmo com todos os problemas que aconteceram durante a minha permanência como seu orientando me apoiou, sem desistir de mim.

À Universidade Federal do Ceará pela oportunidade de ingressar no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Pesca, fazendo valer a pena meu esforço e dedicação para a realização deste projeto que se tornou realidade.

À Universidade Estadual do Ceará que mesmo após a conclusão do Curso de Graduação em Ciências Biológicas nunca me fechou as portas, colaborando com o material para as coletas e espaço físico para a realização desta pesquisa.

À Fundação de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Estado do Ceará (FUNCAP) por acreditar no meu projeto de pesquisa, contemplando-me com a Bolsa de Mestrado que permitiu que essa pesquisa fosse realizada com sucesso.

À professora Dra. Célia Maria de Souza Sampaio por ser a minha iniciadora na vida acadêmica e por colocar a minha disposição o Laboratório de Carcinicultura da Universidade Estadual do Ceará (LACAR) para a realização das minhas análises.

Ao professor MSc. Aldeney Andrade Soares Filho pelas diversas sugestões para melhoria desta pesquisa, cedendo boa parte das referências citadas e, sobretudo pela amizade e apoio, dando-me a certeza de qual tipo de profissional eu quero ser.

Aos meus professores do Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Pesca pelos conhecimentos transmitidos durante esses dois anos.

Aos meus professores do Curso de Graduação em Ciências Biológicas pela paciência, compreensão e conhecimentos transmitidos.

Aos meus pais: João Sena Barbosa Pereira e Célia de Andrade Pereira, pela dedicação e ensinamentos, não somente durante a pesquisa, mas por toda a vida.

Aos meus irmãos: Ana Célia de Andrade Pereira, Ana Cláudia de Andrade Pereira, Ana Carla de Andrade Pereira e Wladimyr de Andrade Pereira, pelo incentivo e por terem colaborado na minha formação como ser humano.

Aos meus amigos, hoje M. Sc. em Engenharia de Pesca, da turma de 2005 do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Pesca, por terem tornado esses dois anos de estudo e dedicação tão agradáveis e satisfatórios.

Aos meus amigos, hoje Biólogos, da turma de 2004.2 do Curso de Graduação em Ciências Biológicas – Licenciatura Plena, da Universidade Estadual do Ceará, Aline Carla de Sousa Aguiar, Débora Sousa dos Santos, Francisca Virgínia de Sousa Furtado, Michely Correia Diniz, Monique Carvalho Borges, Paulo Aragão Azevedo Filho e Tuana Oliveira Correia, por sempre me incentivarem durante minha vida acadêmica.

Aos meus companheiros do Laboratório de Carcinicultura da Universidade Estadual do Ceará (LACAR) pelo apoio e incentivo.

Aos meus companheiros da Escola de Ensino Médio Deputado Paulo Benevides pela minha primeira experiência em docência, onde descobri minha verdadeira vocação.

Ao Instituto de Estudos e Pesquisa Vale do Acaraú de Sobral (IVA) pela oportunidade e confiança que me deram, iniciando na docência de ensino superior pela Universidade Vale do Acaraú (UVA).

Aos meus novos amigos do Campus Alexandre Alves de Oliveira da UESPI, Parnaíba, Piauí, por me acolherem como membro desta família maravilhosa e digna.

A Deus pelo dom da vida, sabedoria, saúde e força de vontade para correr atrás dos meus objetivos.

*“Quero uma estrada que leve à verdade
Quero floresta em lugar da cidade
Uma estrela pura de ar respirável
Quero um lago limpo de água potável.”*

(Thomas Roth)

RESUMO

Os estuários são ecossistemas costeiros semifechados, cuja influência das marés se reflete em grandes variações dos parâmetros físico-químicos e, conseqüentemente, na distribuição e flutuação da abundância das comunidades aquáticas. Como estão sujeitos a receber nutrientes em excesso, em geral provenientes das águas residuárias, podendo entrar em processo de eutrofização que pode ser benéfico ou torná-lo um corpo d'água impróprio para qualquer atividade humana. Este trabalho teve por objetivo analisar a ocorrência sazonal de bioindicadores fitoplanctônicos de qualidade da água no estuário do rio Catu, Aquiraz, Ceará, verificando as variações da produtividade primária e dos parâmetros físico-químicos aos quais esta ocorrência está geralmente associada. Coletas mensais foram realizadas de janeiro a dezembro de 2005, na região da barra do rio Catu para obtenção dos dados de temperatura da água e do ar, transparência, profundidade, salinidade, pH, amônia, nitrito, oxigênio e CO₂ dissolvido, fosfato e silicato, bem como, do material biológico. Os resultados mostraram que, com exceção dos valores de amônia, nitrito, fosfato e silicato, os demais parâmetros ambientais se encontravam dentro dos padrões recomendados. A produtividade primária foi considerada muito baixa. Foram identificadas 19 famílias e 32 gêneros, sendo possível a identificação de 12 organismos até o táxon espécie. Estes representantes do fitoplâncton estão inseridas nas classes Cyanophyceae, Chlorophyceae, Baccillariophyceae, Dinophyceae, Zygnemaphyceae, Chlamydoephyceae, em que as Cyanophyceae foram as mais abundantes no período chuvoso e as Baccillariophyceae as mais abundantes no período seco. A espécie *Anabaena cylindrica* foi dominante no período chuvoso e todas as outras espécies foram raras. No período seco *Navicula* sp. foi classificada como sendo abundante, já *Nitzschia* sp. e *Anabaena cylindrica* foram pouco abundantes, sendo as demais classificadas como raras. As condições físico-químicas, a presença de indicadores biológicos do fitoplâncton, além dos *blooms* registrados de *Anabaena cylindrica*, mostraram que as águas estuarinas apresentavam um estado avançado de eutrofização artificial.

ABSTRACT

The estuaries are semi closed coastal ecosystems, which reflect a great variation of the physical-chemical parameters influenced by the tides and, consequently, reflecting on the distribution and flotation of the abundance of the aquatic communities. Since they are subjected to excessive nutrition, which generally comes from wastewater, they are able to start an eutrophication process which can be beneficial or they can turn into an inappropriate body of water for any human activity. This paper objected to analyze the seasonal occurrence of phytoplankton bioindicators of the water quality in the estuary of the Catu River, Aquiraz, Ceará, verifying the variations of the primary productivity and the physical-chemical parameters to which this occurrence is generally associated to. Monthly collections were held from January until December 2005, in the region of Catu's River mouth in order to obtain the data referring to the water and air temperature, transparency, depth, salinity, pH, ammonia, nitrite, oxygen and dissolved CO₂, phosphate and silicate, as well as, data from the biological material. The results showed that, with the exception of the ammonia values, nitrite, phosphate and silicate, the other environmental parameters were found under the recommended patterns. The primary productivity was considered to be very low. 19 families and 32 genera were identified, making the identification of 12 species possible up to the taxon species. These phytoplankton representatives are inserted in the Cyanophyceae, Chlorophyceae, Baccillariophyceae, Dinophyceae, Zygnemaphyceae, Chlamydoephyceae classes, in which the Cyanophyceae were the most abundant in the rainy season and the Baccillariophyceae were more abundant in the dry seasons. The *Anabaena cylindrica* was dominant in the rainy season and all the other species were rare. In the dry season *Navicula* sp. was classified as abundant and *Nitzschia* sp. and *Anabaena cylindrica* were not so abundant. The physical-chemical conditions, the presence of biological indicators of the phytoplankton, besides the registered blooms of *Anabaena cylindrica*, showed that the estuarine waters presented an advanced state of artificial eutrophication.

LISTA DE QUADROS

	Página
Quadro I - Datas e horários que foram seguidos para a realização das coletas mensais nas águas estuarinas do rio Catu, Aquiraz, Ceará. Fonte: Diretório de Hidrografia e Navegação, Marinha do Brasil (2005).	16
Quadro II - Quantificação dos organismos do fitoplâncton (Ind/L) na água estuarina do rio Catu, Aquiraz, Ceará, no período entre janeiro e dezembro de 2005.	30
Quadro III - Quantificação dos organismos do fitoplâncton (ind/L) na água estuarina do rio Catu, Aquiraz, Ceará, no período chuvoso e seco de 2005.	32

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1 - Distribuição mundial da produção primária em termos da produção bruta anual dos principais tipos de ecossistemas (segundo ODUM, 1988).	4
Figura 2 - Localização da área de estudo. Fonte: Google Earth: Digital Globe – Europa Technologies (2007).	13
Figura 3 - Prática de esportes aquáticos na área estuarina do rio Catu, Aquiraz, Ceará.	15
Figura 4 - Rede de plâncton.	19
Figura 5 - Ponto desobstruído da barreira de areia na área estuarina do rio Catu.	21
Figura 6 - Níveis de precipitação em Aquiraz, Ceará (FUNCEME, 2007) e variação da salinidade na água estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.	22
Figura 7 - Variação intra-anual da temperatura do ar e da água na área estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.	23
Figura 8 - Variação intra-anual da profundidade e da transparência na água estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.	24
Figura 9 - Variação intra-anual do pH na água estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.	24
Figura 10 - Variação do teor de oxigênio dissolvido na água estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.	25
Figura 11 - Variação do teor de CO ₂ dissolvido na água estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.	26
Figura 12 - Variação do teor de fosfato na água estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.	26
Figura 13 - Variação intra-anual do teor de amônia na água estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.	27
Figura 14 - Variação do teor de nitrito na água estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.	28
Figura 15 - Variação do teor de silicato na água estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.	28
Figura 16 - Variação do teor da produtividade primária na água estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.	29

Figura 17 - Abundância relativa das classes do fitoplâncton no água estuarina do rio Catu, Aquiraz/Ceará, no período chuvoso e seco.	31
Figura 18 - Abundância relativa dos gêneros do fitoplâncton (%) na água estuarina do rio Catu, durante o período chuvoso.	33
Figura 19 - Abundância relativa dos gêneros do fitoplâncton (%) na água estuarina do rio Catu, durante o período seco.	34
Figura 20 - <i>Anabaena cylindrica</i> encontrada nas águas estuarinas do rio Catu.	35

SUMÁRIO

	Página
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVO	8
2.1 Objetivo Geral	8
2.2 Objetivos Específicos	8
3 REVISÃO DA LITERATURA	9
4 MATERIAL E MÉTODOS	13
4.1 Área de Estudo	13
4.2 Coleta dos dados	15
5. RESULTADOS	21
5.1 Parâmetros Físico-Químicos	21
5.1.1 Salinidade e Precipitação	21
5.1.2 Temperatura	23
5.1.3 Transparência da Água e Profundidade Local	23
5.1.4 pH	24
5.1.5 Oxigênio Dissolvido	25
5.1.6 Dióxido de Carbono Dissolvido (CO ₂)	25
5.1.7 Fosfato (PO ₄)	26
5.1.8 Amônia	27
5.1.9 Nitrito	27
5.1.10 Silicato (SiO ₂)	28
5.2 Produtividade Primária	29
5.3 Fitoplâncton	29
6 DISCUSSÃO	36
6.1 Parâmetros Físico-Químicos	36
6.1.1 Salinidade e Precipitação	36
6.1.2 Temperatura	37
6.1.3 Transparência da Água e Profundidade Local	37
6.1.4 pH	38
6.1.5 Oxigênio Dissolvido	39
6.1.6 Dióxido de Carbono Dissolvido (CO ₂)	41

6.1.7 Fosfato (PO ₄)	41
6.1.8 Amônia	43
6.1.9 Nitrito	44
6.1.10 Silicato (SiO ₂)	44
6.2 Produtividade Primária	45
6.3 Fitoplâncton	46
7 CONCLUSÕES	50
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	52
ANEXO A - Endereços eletrônicos de interesse para a planctologia	59
ANEXO B - Normalização e aspectos ambientais.	60

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural essencial, seja como componente bioquímico dos seres vivos, como meio de vida de várias espécies vegetais e animais, ou como elemento representante de valores sociais e culturais. Um dos grandes desafios da humanidade, é sem dúvida, o controle da qualidade da água (MINILLO, 2005).

A comunidade planctônica tem por característica sua locomoção que não lhes permite independência de movimentos, estando à mercê das correntes, vivendo à deriva. Outra característica é o seu tamanho pequeno que varia de 0,002 a 2,0 mm. Nesta comunidade existem representantes de praticamente todos os reinos. O fitoplâncton, representado pelas cianofíceas e algas protistas; o zooplâncton, por protozoários, animais adultos e/ou suas formas larvais e o bacterioplâncton, juntos constituem a unidade básica da teia alimentar dos ecossistemas aquáticos. Para ser considerado como representante do plâncton é necessário que o organismo tenha pelo menos uma fase do seu ciclo de vida nesse comportamento, seja por períodos curtos ou prolongados, mesmo permanecendo posteriormente no fundo dos ambientes aquáticos, nas suas margens ou na vegetação neles presente (ESTEVES, 1998; INFANTE, 1988).

A base primária da teia alimentar nos ecossistemas aquáticos é o fitoplâncton, tendo como representantes as clorofíceas, cianofíceas, diatomáceas e algas flageladas, sendo em sua grande maioria autotróficos, unicelulares, solitários ou coloniais, o qual é consumido pelo zooplâncton que serve de alimento para outros organismos filtradores superiores. Os organismos do fitoplâncton são considerados os maiores produtores de oxigênio dissolvido do planeta, e são também os responsáveis pela reciclagem do CO₂ e da amônia. Porém, à noite ou em dias

nublados, quando em excesso, os mesmos podem consumir o oxigênio dissolvido da água de forma a reduzir sua concentração a níveis críticos, causando mortandade de organismos como outras algas, o zooplâncton, crustáceos e peixes (BICUDO; BICUDO, 1970; KRASILCHIK, 1961; MOREIRA, 1994).

Na presença de nutrientes adequados e suficientes (principalmente nitrogênio e fósforo) o fitoplâncton é capaz de utilizar a radiação solar através da fotossíntese, e sintetizar sua matéria orgânica. O excesso de nutrientes, porém, poderá levar a um processo de deterioração lento e progressivo, como também mais rápido, devido às mudanças na composição da comunidade fitoplanctônica com o aparecimento de espécies oportunistas, muitas vezes tóxicas, capazes de aumentar sua concentração, formando florações ou *blooms* de populações algais (BOYD, 1972, 1990; ESTEVES, 1998).

A ocorrência das florações de cianofíceas tem sido significativa na deterioração da qualidade da água, principalmente pelo fato desse grupo incluir, em seus representantes, espécies produtoras de toxinas. O aumento excessivo dessa biomassa pode prejudicar a transparência da água, o que contribuirá para a mortalidade de grandes massas de algas logo abaixo da superfície, além do problema da morte súbita do fitoplâncton, pois sua decomposição poderá levar a um distúrbio nos parâmetros físico-químicos havendo, conseqüentemente, uma queda acentuada na qualidade da água (CARMICHAEL; GORHAM, 1981; PAERL; USTACH, 1982).

Os principais fatores que influenciam a composição, dispersão, sobrevivência e desenvolvimento do fitoplâncton são os climatológicos, como a ocorrência de chuvas, radiação solar e os ventos; e os hidrológicos, fluxo da água de drenagem, correntes d'água, ação das marés, transparência e profundidade da água no

ambiente. A variação destes fatores hidrológicos e climatológicos em conjunto com as concentrações de nutrientes inorgânicos, principalmente os compostos nitrogenados, fosfatados e silicatos e as variações nas concentrações de O₂ e CO₂ dissolvidos, ocasionados pela atividade biológica, tornam-se responsáveis pela riqueza de microalgas, bem como pela ocorrência de florações no ambiente (TUNDISI, 1970).

Outro fator que influencia no processo de eutrofização dos ecossistemas aquáticos é a ação antrópica. A descarga dos esgotos domésticos e industriais, já que, na maioria das vezes, as cidades são construídas próximo aos mananciais, bem como as descargas provenientes das atividades da aquicultura intensiva, favorecem o aumento da concentração de nutrientes, os quais são utilizados pelo fitoplâncton, podendo ocorrer florações que causam mudanças significativas na qualidade da água (SOARES-FILHO; ALCANTARA-FILHO, 2002a).

No mundo inteiro, reduzir e minimizar a eutrofização e seus efeitos nos ecossistemas impactados se tornaram um dos maiores desafios dos órgãos ambientais, companhias de saneamento, institutos de pesquisa e universidades (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 1992).

Segundo Queiroz (2002), as análises dos parâmetros físico-químicos da água são de grande importância para o conhecimento das condições de eutrofização do ambiente aquático. No entanto, a avaliação por meio de bioindicadores deverá tornar-se um procedimento fundamental para o manejo e a proteção dos ecossistemas aquáticos, visto que somente essas técnicas biológicas poderão demonstrar se a integridade ambiental está sendo mantida. Dessa forma, o indicador máximo e mais eficiente da sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos deve ser a sanidade da comunidade biológica.

Dentre os diversos ecossistemas aquáticos que estão sofrendo a influência das ações antrópicas, destacam-se os estuários que são ecossistemas costeiros semifechados, cuja influência das marés se reflete nas grandes variações dos parâmetros físico-químicos e, conseqüentemente, na distribuição e flutuação da abundância das comunidades aquáticas (ODUM, 1988).

Como os ambientes estuarinos são ecossistemas extremamente importantes e responsáveis pelo equilíbrio dos recursos marinhos e considerados como berçário da vida aquática, principalmente para peixes e crustáceos, precisam de uma atenção especial para com a sua preservação (CASTELO, 1985). Odum (1988) cita que os estuários estão entre os ecossistemas mais produtivos do planeta (Figura 1), com produção primária anual de 10 a 25 x 10³ kcal.m⁻².ano⁻¹. Uma cobertura vegetal característica, o mangue (*Rhizophora*, *Avicenia* etc), geralmente está associado a estes ambientes.

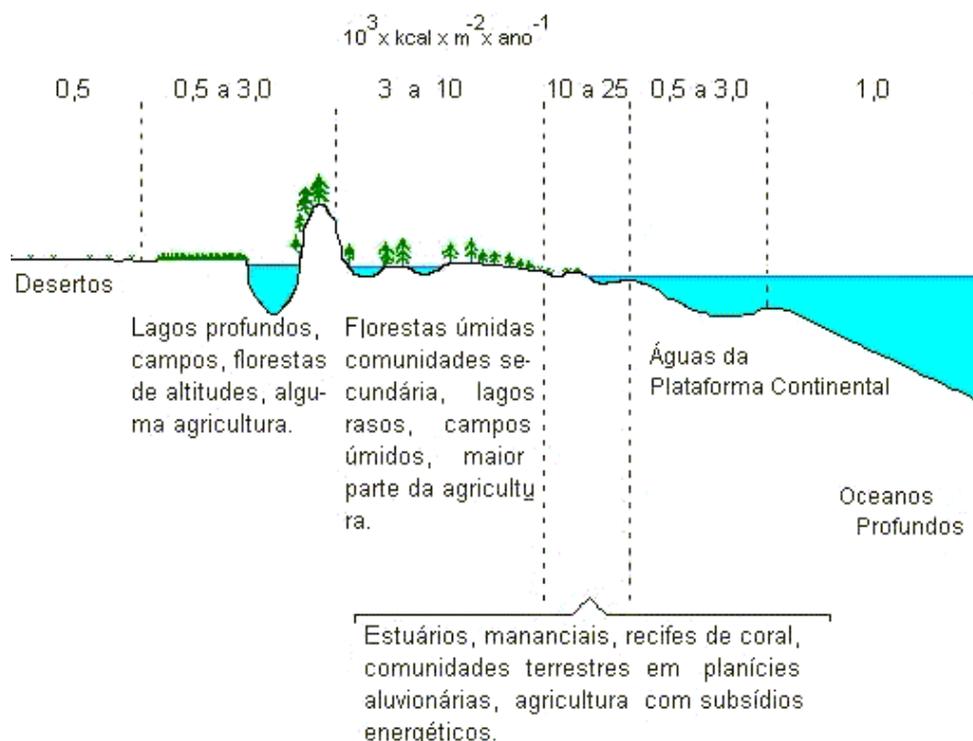


Figura 1 - Distribuição mundial da produção primária em termos da produção bruta anual dos principais tipos de ecossistemas (segundo ODUM, 1988).

A alta produção primária é favorecida em corpos de água, como baías, lagunas e estuários, quando os mesmos são margeados por bosques de mangue, já que as folhas e galhos que ingressam no sistema aquático na forma de detritos e excrementos de herbívoros são utilizados pela flora bacteriana, liberando como produto os nutrientes inorgânicos reciclados utilizados pelos produtores (fitoplâncton), onde são convertidos em matéria orgânica através do processo fotossintético. Os níveis tróficos seguintes correspondem aos consumidores primários (fitoplanctófagos, detritívoros e onívoros), consumidores secundários (os anteriores mais os zooplanctófagos) e consumidores terciários, constituídos pelos carnívoros. Por outro lado, a drenagem terrestre também contribui com esta alta produtividade, através do carreamento de sais, materiais orgânicos e nutrientes dissolvidos, gerando condições ecológicas muito especiais, o que torna esses ecossistemas altamente vulneráveis, podendo ser destruídos se houver alterações abruptas em alguns dos seus parâmetros ambientais (CADDY; SHARP, 1986; SHAEFFER-NOVELLI, 1982).

Malone (1977) argumenta que devido à alta taxa de descarga dos estuários, as populações de fitoplâncton são arrastadas para o mar aberto antes que as suas taxas de crescimento permitam o desenvolvimento de florações.

Como todo ecossistema aquático, os estuários possuem uma grande capacidade na assimilação dos nutrientes com aumento da produção biológica, havendo a diluição dos mesmos através dos processos de circulação na coluna d'água ou da renovação desta. No entanto, estão sujeitos a receber nutrientes em excesso, em geral provenientes das águas residuárias, podendo entrar em processo de eutrofização que pode ser benéfico ou torná-lo um corpo d'água impróprio para

qualquer atividade humana. Como resultado positivo, temos o favorecimento ao aumento da biomassa planctônica e da capacidade de sustentação de maiores produções nos demais níveis tróficos, sem que haja um declínio na qualidade da água ou quebra do equilíbrio ecológico (SHAEFFER-NOVELLI, 1982).

Ao longo de décadas, o aumento da entrada de nutrientes de origem antropogênica tem causado eutrofização em muitos estuários (CARPENTER; PRITCHARD; WHALEY, 1969; JAWORSKI, 1981). Apesar dos altos níveis de nutrientes poderem suportar grandes quantidades de organismos fitoplanctônicos no estuário, a diversidade das populações é relativamente baixa (SZE, 1993).

Segundo Hines *et al.* (1987) em ecossistema estuarino há necessidade de se obter dados por um longo período de tempo, devido as grandes variações nos coeficientes físico-químicos, principalmente quando se deseja avaliar a variabilidade das comunidades aquáticas ao longo do tempo; os aspectos da degradação do meio ambiente e; respostas biológicas a certos eventos raros ou infreqüentes que ocorrem em intervalos suficientemente longos (tempestades; o declínio populacional devido à doença; a dinâmica reprodutiva de populações com dominância de classe por ano; flutuações meteorológicas que regulam a salinidade, a estratificação vertical, a entrada de nutrientes, o estoque de carbono e a taxa de sedimentação; mudanças do fluxo de água doce durante as tempestades, secas irregulares etc).

Nas últimas décadas houve um grande interesse pelos estudos bioecológicos das regiões estuarinas no Nordeste brasileiro, já que elas constituem áreas de reprodução, alimentação e proteção para muitas espécies, muitas delas de interesse econômico, resultando em vários trabalhos sobre as características ambientais desses ecossistemas (FEITOSA; NASCIMENTO; COSTA, 1999; FONSECA; KLEIN, 1976; MENEZES; MENEZES 1968; MOTA ALVES; SOARES-FILHO, 1996;

NEUMANN-LEITÃO *et al.*, 1999; OLIVEIRA, 1976, 1993; SOARES-FILHO; ALCANTARA-FILHO, 2002a, b).

A área estuarina do rio Catu, localizado no Município de Aquiraz, Ceará é uma região com poucos estudos sobre a sua comunidade aquática. Ao longo dos últimos anos, a mesma passa por um processo de degradação devido as atividades humanas na região, seja pela urbanização e exploração turística, seja pela construção da barragem que limitou a quantidade de água doce para o estuário, interferindo em toda a sua dinâmica. Por outro lado, a ausência de manguezal torna o estuário do rio Catu vulnerável a variações ambientais bruscas, bem como a ações antrópicas. Assim, estudos relacionados à biologia, ecologia e variação dos parâmetros físico-químicos desse ecossistema são de suma importância para a sua administração, conservação e exploração racional.

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo Geral

- Verificar a presença de bioindicadores fitoplanctônicos de qualidade da água do estuário do rio Catu, Aquiraz, Ceará.

2.2 Objetivos Específicos

- Analisar a ocorrência sazonal das espécies bioindicadores de águas em estado de eutrofização.
- Verificar os parâmetros físico-químicos da água estuarina.
- Determinar a produtividade primária da água estuarina.
- Quantificar os organismos fitoplanctônicos da água estuarina.

3 REVISÃO DA LITERATURA

A qualidade da água dos ambientes aquáticos tornou-se, nas últimas décadas, uma preocupação mundial, principalmente pelo caráter ambiental, já que os diversos ambientes (marinhos, estuarinos, lagunares, baías, praias, plataformas continentais, recifes costeiros) abrigam uma infinidade de espécies relevantes ecologicamente e de interesse comercial (ODUM, 1988).

Em ambientes estuarinos, alguns trabalhos relevantes foram desenvolvidos, principalmente relacionados a qualidade da água e a comunidade fitoplanctônica.

Kromkamp e Peene (1995) analisaram a produtividade primária fitoplanctônica e relacionaram com a turbidez das águas estuarinas de Schelde, Holanda.

Mohlenberg (1999) relacionando os parâmetros climatológicos (chuvas e radiação solar) com a concentração dos nutrientes, verificou que estes influenciaram na depleção da saturação de oxigênio nas águas estuarinas de Danish, Inglaterra.

Yeager, Harding e Mallonee (2005) verificando a produtividade primária, biomassa e a estrutura da comunidade planctônica na baía de Chesapeake, observaram que a introdução de amônia favoreciam na floração de representantes do fitoplâncton durante os meses de verão.

Cabrita, Catarino e Slawyn (1999), no estuário do rio Tagus, Portugal, relacionaram os efeitos da radiação solar, temperatura e concentrações de amônia e nitrato utilizados pela comunidade fitoplanctônica.

Cabeçadas, Brogueira e Cabeçadas (1999) analisando as condições hidrológicas e físico-químicas da área estuarina do rio Tagus, Portugal, observaram

florações de representantes da classe Baccillariophyceae, *Detonula pumila* e *Thalassiosira* sp., associados a regiões estratificadas.

Piebler *et al.* (2002) analisando os efeitos da concentração de nutrientes e a comunidade fitoplanctônica do estuário do rio Neuse, USA, observaram que a relação N/P pode influenciar na abundância relativa de cianobactérias fixadoras de N₂ na comunidade fitoplanctônica.

Lucas *et al.* (1999) determinaram que a distribuição espacial de florações de fitoplâncton na área estuarina do sul da baía do rio São Francisco, USA, depende do condicionamento local, como concentração de nutrientes, nível da coluna d'água e amplitude do local.

Essien, Antai e Benson (2007), estudando a composição, abundância, diversidade e biomassa fitoplanctônica do estuário do rio Qua Iboe, Nigéria, observaram que das seis classes encontradas as diatomáceas (Baccillariophyceae) foram classificadas como abundantes.

Gameiro (2000), no estuário do rio Tejo, Portugal, os representantes do fitoplâncton com maior relevância qualitativa e quantitativa são das classes Baccillariophyceae e Cryptophyceae, já que estas são adaptadas à fraca luminosidade devido a sua baixa taxa de respiração.

Pesquisas envolvendo qualidade da água de estuários das regiões Sul e Sudeste do Brasil correspondem ao um grande número de trabalhos publicados na área de monitoramento ambiental, mostrando a carência de pesquisas nas regiões Norte e Nordeste, mesmo sendo mais rica em ambientes estuarinos.

Sant'anna *et al.* (2004) identificaram 26 espécies de representantes da classe Cyanophyceae, sendo seis destas potencialmente tóxicas: *Aphanocapsa incerta*,

Microcystis aeruginosa, *M. panniformis*, *M. botrys*, *M. wesenbergii* e *Radiocystis fernandoi*.

Matthiensen, Yunes e Codd (1999) observaram a predominância de cianobactérias no estuário da lagoa dos Patos, RS. Minillo *et al.* (2000) verificaram florações de *Microcystis aeruginosa* no estuário da lagoa dos Patos, RS, explicando a ocorrência de intoxicação humana e de animais domésticos. Ferreira *et al.* (2004), também no estuário da lagoa dos Patos, verificaram florações de *Anabaena spiroides*, estando associadas às zonas de baixos valores de salinidade de pH e ampla variação de nitrato e fosfato.

A região Nordeste do Brasil, pela sua grande extensão de costa marítima e braços de mar, possui várias áreas estuarinas, as quais possuem uma grande variação nos seus parâmetros físico-químicos, pluviométricos e planctônicos, fazendo com que cada ecossistema tenha suas próprias características. Dessa forma, é necessário o monitoramento constante dos principais parâmetros influenciadores do estado trófico desses estuários.

Segundo Moreira-Filho *et al.* (1999), a classificação taxonômica das diatomáceas marinhas e estuarinas na região Nordeste (Pernambuco, Rio Grande do Norte, Ceará, Piauí, Maranhão) e Norte (Pará e Amapá) torna-se essencial para a obtenção de dados iniciais na questão ecológica desses ambientes. Os autores encontraram 347 taxa, distribuídos em 107 gêneros, onde os elementos marinhos (78,7%) predominaram sobre os de água salobra (21,3%).

Souza *et al.* (1999), estudando a hidrologia e composição fitoplanctônica do Rio São Francisco, observaram 59 taxa pertencentes às classes Cyanophyceae, Bacillariophyceae e Chlorophyceae, sendo as diatomáceas as mais abundantes.

Melo-Magalhães *et al.* (1999) verificando a variação sazonal do microfitoplâncton da área de Paripueira, AL, observaram que as diatomáceas além de dominantes, também se destacaram como freqüentes durante toda a pesquisa.

No estado de Pernambuco foram realizados alguns trabalhos de extrema relevância na área de monitoramento ambiental. Campelo, Passavante e Koenig (1999) observaram na praia de Carne de Vaca, Goiana, a importância de se verificar os parâmetros físico-químicos para um bom entendimento de como o ambiente reage às alterações ambientais. Feitosa, Nascimento e Costa (1999) tiveram a mesma conclusão em relação ao seu estudo na bacia do Pina, Recife. Já Feitosa *et al.* (1999) relacionaram a estrutura do microfitoplâncton com os parâmetros ambientais do sistema estuarino do Rio Goiana, tendo como representantes as cianofíceas, euglenofíceas, dinoflagelados, diatomáceas, fitoflagelados e clorofíceas, sendo as diatomáceas as mais significativas.

No estado do Ceará, Fonseca e Klein (1976) estudaram a composição planctônica no estuário do rio Jaguaribe, verificando a dominância das diatomáceas, cianofíceas e dinofíceas ao longo do ano. Klein e Franca (1980) analisaram a produtividade primária no estuário do rio Curu. Lima-Verde e Tahim (1990) verificaram a composição planctônica no estuário do rio Ceará. Moreira (1994) analisou a produção do fitoplâncton no estuário do rio Cocó, observando que as diatomáceas foram predominantes, seguidas das cianofíceas e clorofíceas. Recentemente, Pereira (2005) observou a composição do fito e zooplâncton no estuário do rio Catu, verificando a predominância das cianofíceas nos períodos chuvoso e seco e registrando florações de microalgas dos gêneros *Anabaena* e *Microcystis*.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de Estudo

O estuário do rio Catu ($03^{\circ}54'15''$ S; $038^{\circ}20'40''$ W) (Figura 2) está inserido na Bacia Metropolitana de Fortaleza e, como todo rio litorâneo, possui exclusivamente um regime pluvial e apresenta vazão variável, conforme o nível de precipitação do período chuvoso (janeiro a julho) e seco (agosto a dezembro). No entanto, é favorecido pelo clima da zona costeira cearense, cuja pluviosidade é bastante significativa, tendo média anual superior a 1.000 mm, evitando que o mesmo fique seco grande parte do ano, uma característica das regiões onde predomina o clima quente (SILVA, 1993).



Figura 2 – Localização da área de estudo. Fonte: Google Earth: Digital Globe – Europa Technologies (2007).

Segundo Pessoa (2001), o rio Catu nasce no Sudoeste do Município de Aquiraz/Ceará, correndo no sentido SO-NE, percorrendo os distritos de Justiniano de Serpa, Pataca e passando pela parte Sul da área urbana de Aquiraz, indo desaguar no Oceano Atlântico, na localidade da Prainha, distante 35 km de Fortaleza. O acesso a esta localidade pode ser feito pela CE-040, saindo de Fortaleza pela BR-116 ou pela Avenida Washington Soares, passando por Messejana. Outra opção é o acesso pela CE-025, passando pelo Beach Park.

A pesca na comunidade da Prainha constitui uma atividade econômica bastante significativa, porém, nos últimos anos, assim como em outras comunidades litorâneas, o desenvolvimento local vem passando por um processo dinâmico, onde o turismo é o setor mais explorado, contando com uma boa infra-estrutura de hotéis e pousadas, além da grande beleza cênica da área estuarina do rio Catu, que favorece a prática de esportes náuticos e outras atividades (Figura 3). No entanto, a falta de um controle adequado sobre estas atividades no entorno da área estuarina, está contribuindo para o aumento dos impactos ambientais neste ecossistema, principalmente sobre a sua comunidade aquática.



Figura 3 – Prática de esportes aquáticos na área estuarina do rio Catu, Aquiraz, Ceará.

4.2 Coleta dos dados

Para o desenvolvimento desta pesquisa foram realizadas coletas mensais de janeiro a julho de 2005 (período chuvoso) e entre agosto e dezembro de 2005 (período seco), na região da barra do rio Catu, onde a estação de coleta foi escolhida de forma aleatória.

As coletas foram realizadas quando as marés se encontravam em ritmo de preamar, em datas e horários pré-determinados, seguindo a tábua de marés do Porto do Mucuripe, Fortaleza, Ceará (Quadro I).

Quadro I – Datas e horários que foram seguidos para a realização das coletas mensais nas águas estuarinas do rio Catu, Aquiraz, Ceará. Fonte: Diretório de Hidrografia e Navegação, Marinha do Brasil (2005).

Data das coletas	Horários de preamar	Altitude da preamar (m)
16/01/2005	09:15	2,4
13/02/2005	07:49	2,7
15/03/2005	07:49	2,5
14/04/2005	07:53	2,4
28/05/2005	07:58	2,7
12/06/2005	07:56	2,3
10/07/2005	06:53	2,5
10/08/2005	07:47	2,4
23/09/2005	08:02	2,4
23/10/2005	08:32	2,0
20/11/2005	07:17	2,2
22/12/2005	09:04	2,2

Foram obtidos *in situ* os seguintes dados:

- Temperatura na superfície da água estuarina e do ar, por meio de um termômetro comum;
- Transparência da água e a profundidade local, com um disco de Secchi;
- Salinidade da água superficial por meio de um refratômetro portátil da marca Atago®;
- pH da água superficial, utilizando um medidor de pH portátil da marca pHtestr 2®;
- Amônia, utilizando um kit portátil da marca LabconTest®;

- Produtividade primária através do Método de Gram, descrito por Esteves (1998), no qual a água foi coletada em vidros de tampa esmerilhada, sendo acondicionados em caixas térmicas para análise num prazo inferior a 24 horas.

A água destinada às análises dos teores de nitrito, fosfato, silicato e CO₂ dissolvido, foi coletada em frasco de água mineral de 500 mL e levada ao Laboratório de Carcinicultura da Universidade Estadual do Ceará (LACAR/UECE). Antes da coleta desse material, o frasco era lavado várias vezes com a água do ambiente para que não restasse vestígios de água mineral. As amostras foram coletadas de forma cuidadosa, evitando assim a formação de bolhas d'água e posteriormente acondicionadas em recipiente térmico.

Para analisar os teores de nitrito, foi utilizado o método colorimétrico de Griess-Ilosva, cujo procedimento consiste na adição de 1 mL da solução de ácido sufanílico em 50 mL de amostra em Erlenmeyer e em seguida 1 mL da solução de alfa-naftilamina, deixando em repouso durante 15 min para desenvolvimento de uma cor vermelha, que será tanto mais intensa quanto mais a concentração de nitrito existente na amostra. A leitura de transmitância ótica foi feita em espectofotômetro na faixa do espectro de 520.

O método utilizado para a análise dos teores de fósforo foi o de Atkins, modificado por Denigés, pela colorimetria. Este método consiste na adição de 2 mL da solução ácida de molibdato de amônia a um Erlenmeyer contendo 50 mL da amostra e logo após, a adição de 0,3 mL da solução de cloreto estanhoso, agitando a solução e deixando em repouso por 10 min. Para a leitura de transmitância ótica foi feita em espectofotômetro na faixa do espectro de 650.

O silicato foi analisado pelo método colorimétrico de Dienert e Wandenbulcke, modificado por Robinson e Kemmerer, que consiste na adição de 5 mL da solução de molibdato de amônia a um Erlenmeyer contendo 50 mL da amostra, ficando em repouso durante 15 min. Para a leitura de transmitância ótica foi utilizada a faixa do espectro de 600.

Para a determinação dos teores de dióxido de carbono dissolvidos na água estuarina do rio Catu, foi utilizado o método titrimétrico, segundo o SMWA, que consiste na formação de bicarbonato de sódio através da reação do dióxido de carbono livre com o carbonato de sódio, que na presença do indicador, faz mudar a cor da água. O procedimento consiste em 100 mL da água da amostra em Erlenmayer, adicionado a 0,5 mL de fenolftaleína, seguido por titulação com uma solução de carbonato de sódio, até que uma coloração ligeiramente rósea permaneça por 30 segundos.

O método de Winkler (STRICKLAND; PARSONS, 1965) foi utilizado para determinação dos teores de oxigênio dissolvido, sendo o mesmo fixado no local e titulado em laboratório.

Na coleta do fitoplâncton foi utilizada uma rede de plâncton (Figura 4) com abertura de malha de 25 μ m e diâmetro de boca de 25 cm, sendo filtrados 80 litros d'água, sempre no mesmo ponto para todas as coletas. O material coletado foi concentrado para 15 mL, fixado em formol 4%, álcool 70% e solução de Transeau.

Das amostras de 15 mL, foram analisadas 10 subamostras de 0,1 mL, em média. Na identificação do fitoplâncton foram utilizados os trabalhos de: Bicudo e Bicudo (1970); Bold e Wynne (1985); Boltovskoy (1981); Griffith (1967); Infante (1988); Parra, Ugarte e Dellarossa (1981); Prescott (1970); Queiroz (2002) e; Rivera (1973, 1974), bem como consultas a endereços eletrônicos (Anexo A).



Figura 4 - Rede de plâncton.

Na estimativa da abundância relativa (A_r) do fitoplâncton foi utilizada a relação proposta por Paranaguá (1991), dada por:

$$A_r = (N / N_a) \cdot 100$$

Onde: N = número total de organismos de cada espécie na amostra;

N_a = número total de organismos na amostra.

O valor de “ N ” foi obtido pela relação:

$$N = V_t \cdot x / V_c$$

Onde: V_t = volume total da amostra;

V_c = volume da subamostra;

x = número de organismos de cada espécie na subamostra.

Com base nos resultados, as espécies foram classificadas usando o seguinte critério:

- > 50% - espécie dominante;
- 50 a 30 % - espécie abundante;
- 30 a 10% - espécie pouco abundante;
- < 10 % - espécie rara.

A quantificação (nº de inds/L) foi obtida pela relação:

$$\text{nº de inds/L} = N/V$$

Onde: V = volume de água filtrada.

A frequência de ocorrência dos organismos foi calculada levando-se em consideração o número de amostras onde o organismo ocorreu, em relação ao número total das amostras coletadas, em porcentagem, sendo estabelecidos os seguintes critérios:

- > 80% - muito freqüente;
- 80 a 40% – freqüente;
- 40 a 20% - pouco freqüente;
- ≤ 20 – esporádica.

Para a análise estatística, foi utilizado o teste *t* de Student bilateral, com nível de significância de 0,05, para verificar se os teores médios de pH, OD, CO₂ dissolvido, fosfato, amônia, nitrito, silicato e produtividade primária dos períodos chuvoso e seco são iguais estatisticamente ou não.

Os cálculos estatísticos foram realizados com o auxílio do Microsoft Excel 2003.

5 RESULTADOS

5.1 Parâmetros Físico-Químicos

5.1.1 Salinidade e Precipitação

A área estuarina do rio Catu torna-se atípica comparada aos outros estuários da região metropolitana de Fortaleza, por formar uma laguna na maior parte do ano. Esta laguna, cuja profundidade variou de 57,0 a 170,0 cm durante o período de estudo, sofre influência das marés somente quando estas são de sizígia e rompem a barreira de areia que fecha a saída do estuário ou quando os pescadores locais realizam essa desobstrução (Figura 5).



Figura 5 – Ponto desobstruído da barreira de areia na área estuarina do rio Catu.

O estuário do rio Catu foi desobstruído pelos pescadores em abril de 2005. Após a abertura, houve um aumento gradativo da salinidade da água, atingindo um regime salino polialino ($18 < S \leq 30$) no mês de agosto de 2005. Em setembro, verificou-se a ação intensa dos ventos sobre a areia da praia, que aliado à redução do nível de precipitação na região, bloqueou novamente a saída do estuário, impedindo assim a ação direta das marés e gerando uma diminuição da salinidade em relação ao mês de agosto (Figura 6). Estas oscilações determinaram que além do regime polialino, o regime mesoalino ($5 < S \leq 18$) e o oligoalino ($S \leq 5$) também fossem observados durante o período de estudo.

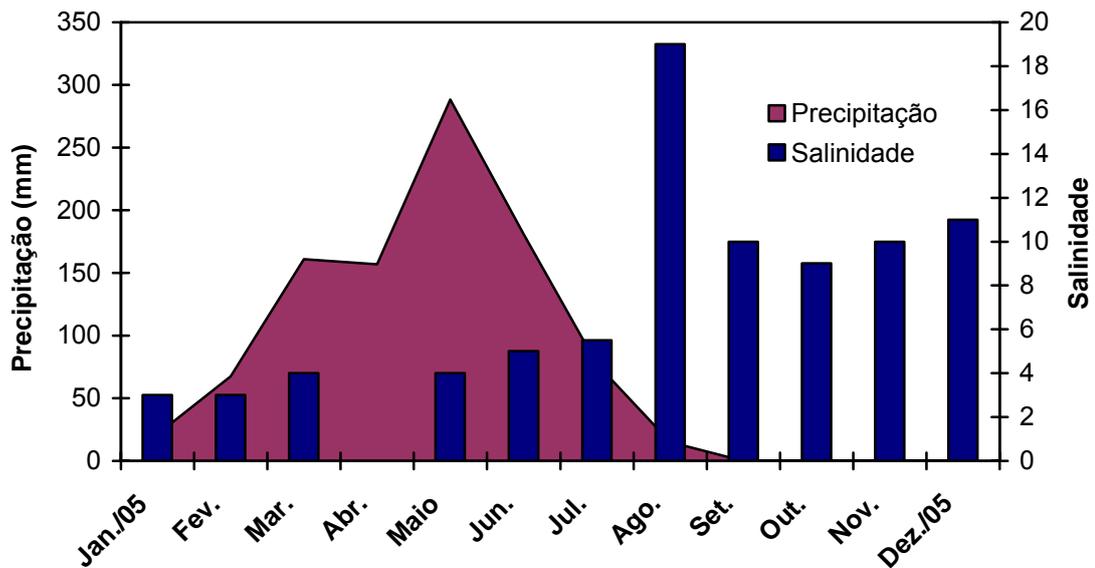


Figura 6 – Níveis de precipitação em Aquiraz, Ceará (FUNCEME, 2007) e variação da salinidade na água estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.

5.1.2 Temperatura

Na área estuarina do rio Catu, a temperatura da água oscilou entre 25,5 e 33,5 °C (Figura 7), com média de 29 °C. Já a temperatura do ar esteve entre 27 e 35 °C, com média de 30,4 °C. A diferença entre as médias foi em torno de 1,4 °C.

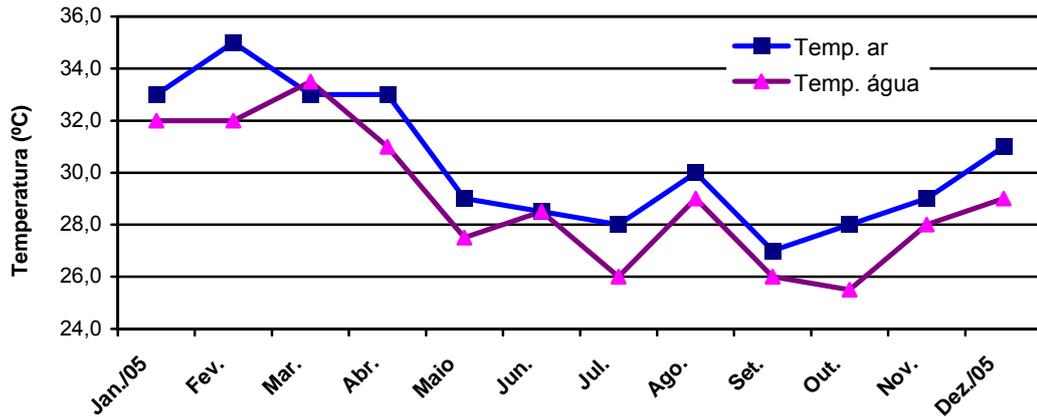


Figura 7 – Variação intra-anual da temperatura do ar e da água na área estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.

5.1.3 Transparência da Água e Profundidade Local

A transparência da água no estuário do rio Catu apresentou a mesma leitura para a profundidade do local (Figura 8), exceto nos meses de maio, junho e julho, estando este fato relacionado à desobstrução do estuário ocorrido no mês de abril de 2005.

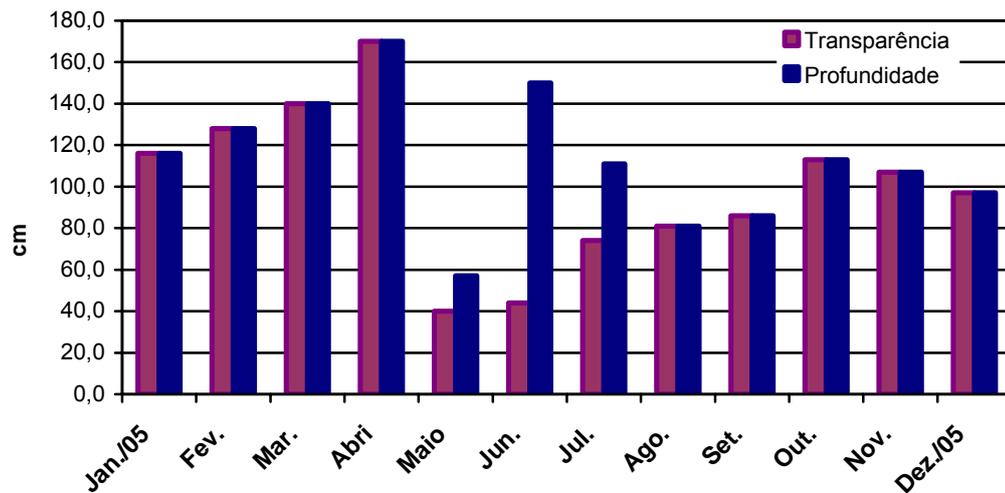


Figura 8 – Variação intra-anual da profundidade e da transparência na água estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.

5.1.4 pH

A faixa alcalina igual ou inferior a 9,0 caracterizou o pH da área estuarina do rio Catu, tanto no período chuvoso quanto no seco (Figura 9). Não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as médias do período chuvoso (8,3) e do período seco (8,1).

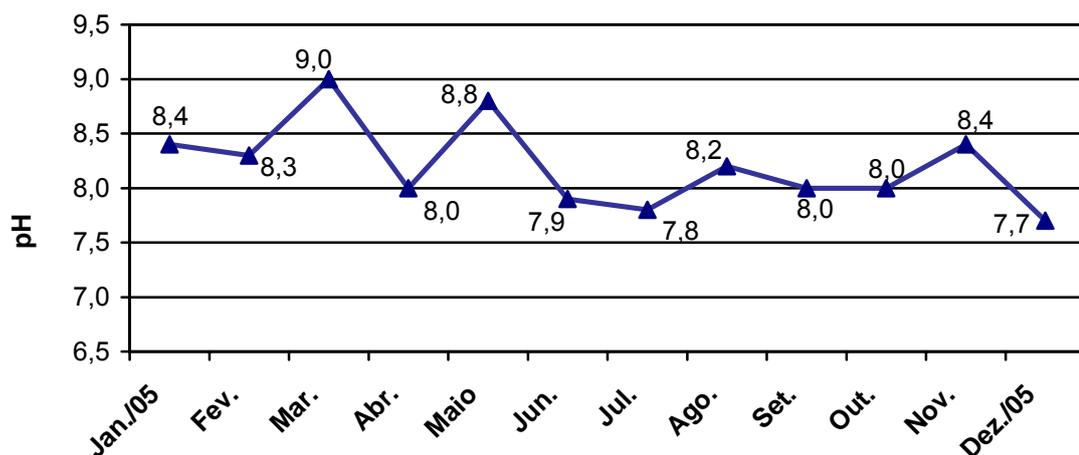


Figura 9 – Variação intra-anual do pH na água estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.

5.1.5 Oxigênio Dissolvido

No estuário do rio Catu, os teores de oxigênio dissolvido (OD) oscilaram entre um mínimo de 4,6 mg/L e máximo de 8,5 mg/L, presentes nos períodos chuvoso e seco, respectivamente, com média de 5,9 mg/L (Figura 10). Foi observada diferença significativa ($p < 0,05$) entre as médias do período chuvoso (5,4 mg/L) e do período seco (6,6 mg/L).

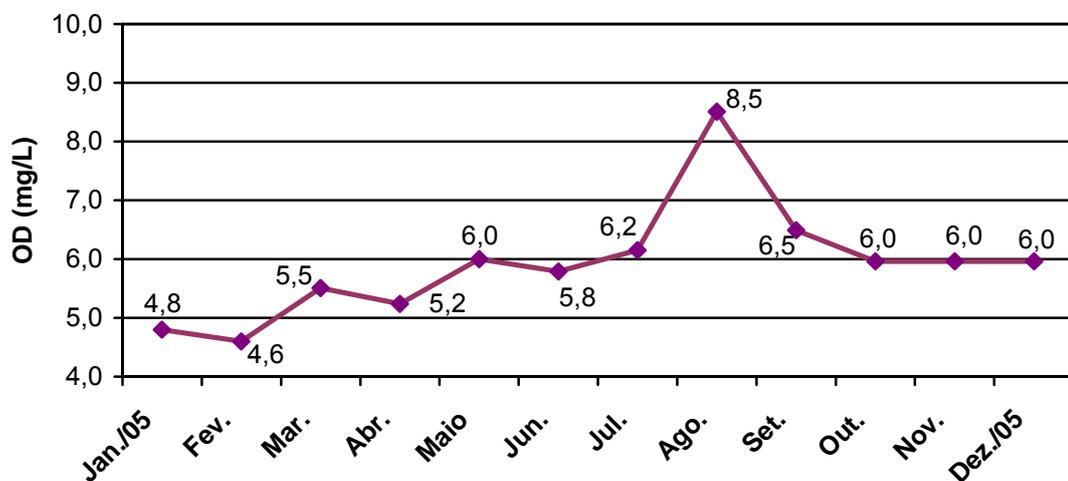


Figura 10 - Variação do teor de oxigênio dissolvido na água estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.

5.1.6 Dióxido de Carbono Dissolvido (CO₂)

O valor máximo de CO₂ dissolvido no estuário do rio Catu ocorreu no período chuvoso (8,3 mg/L), sendo 5,8 mg/L a média encontrada neste período. No período seco, foi registrado o valor mínimo de 3,0 mg/L (Figura 11), com média de 4,8 mg/L. Não foram encontradas diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as médias do período chuvoso e do período seco.

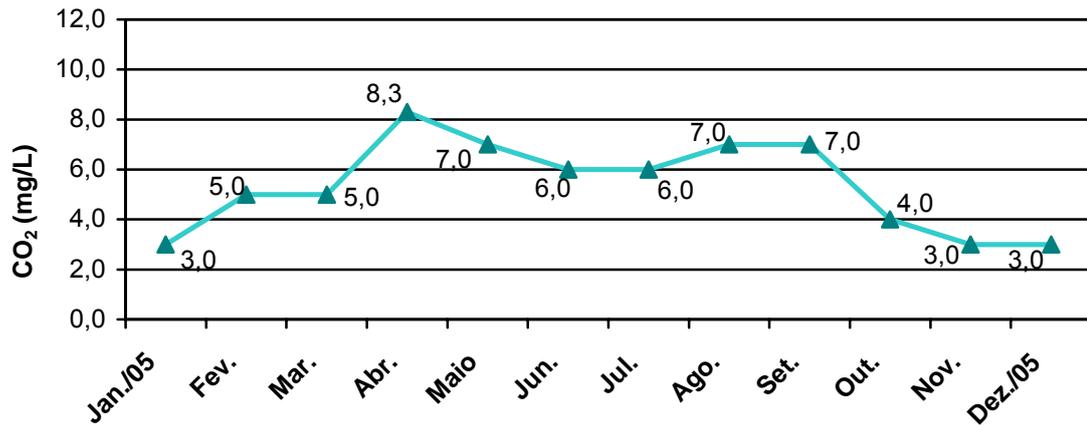


Figura 11 - Variação do teor de CO₂ dissolvido na água estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.

5.1.7 Fosfato (PO₄)

O teor de fosfato no estuário do rio Catu, com média de 0,08 mg/L, teve variações entre 0 e 0,39 mg/L (Figura 12), sendo ambos os valores ocorridos no período chuvoso, tendo média 0,096 mg/L. No período seco a média ficou em torno de 0,058 mg/L. Não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as médias do período chuvoso e do período seco.

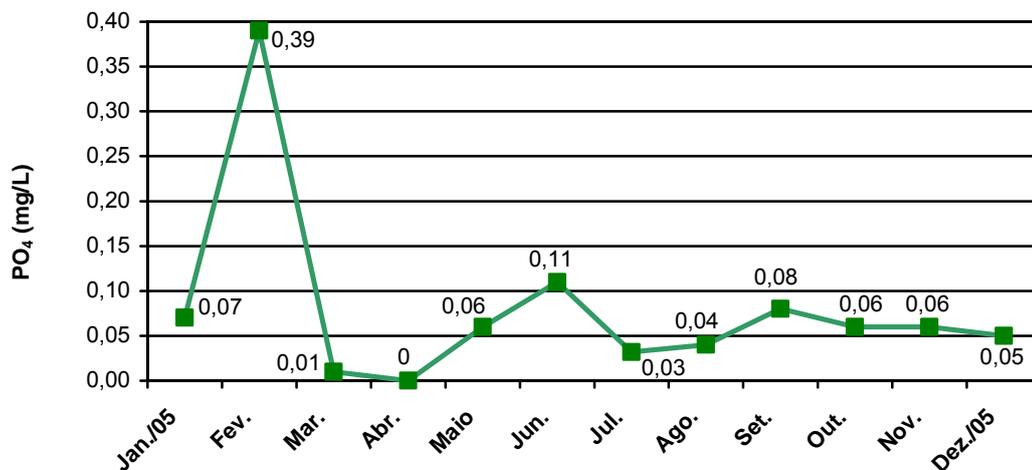


Figura 12 – Variação do teor de fosfato na água estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.

5.1.8 Amônia Total

No estuário do rio Catu, o teor de amônia variou entre 0,01 e 0,75 mg/L, com média de 0,43 mg/L (Figura 13). Foi observada diferença significativa ($p < 0,05$) entre as médias do período chuvoso (0,26 mg/L) e do período seco (0,66 mg/L).

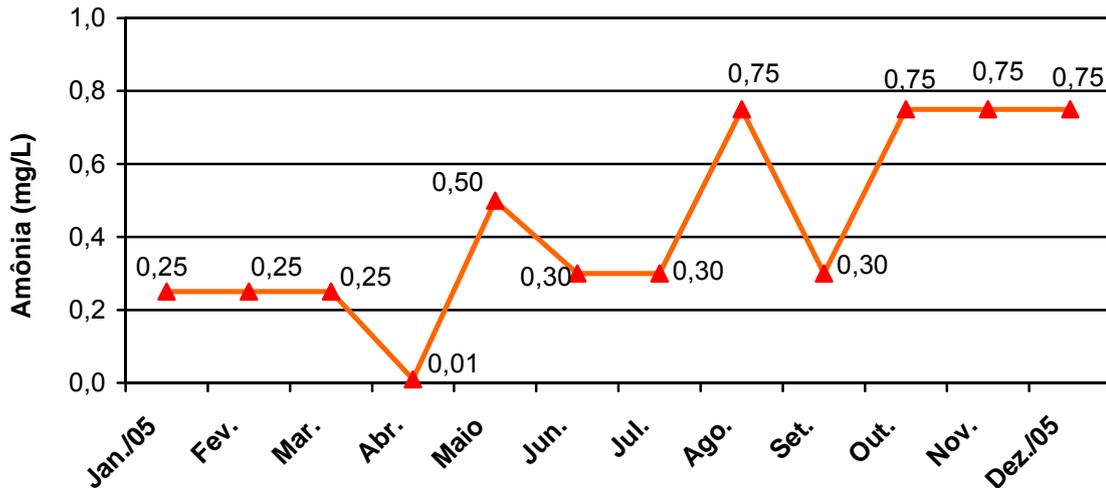


Figura 13 – Variação intra-anual do teor de amônia na água estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.

5.1.9 Nitrito

No estuário do rio Catu, o nitrito apresentou um teor mínimo de 0,00 mg/L e o teor máximo de 0,75 mg/L, com média de 0,076 mg/L (Figura 14). Não foram observadas diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as médias do período chuvoso (0,108 mg/L) e do período seco (0,03 mg/L).

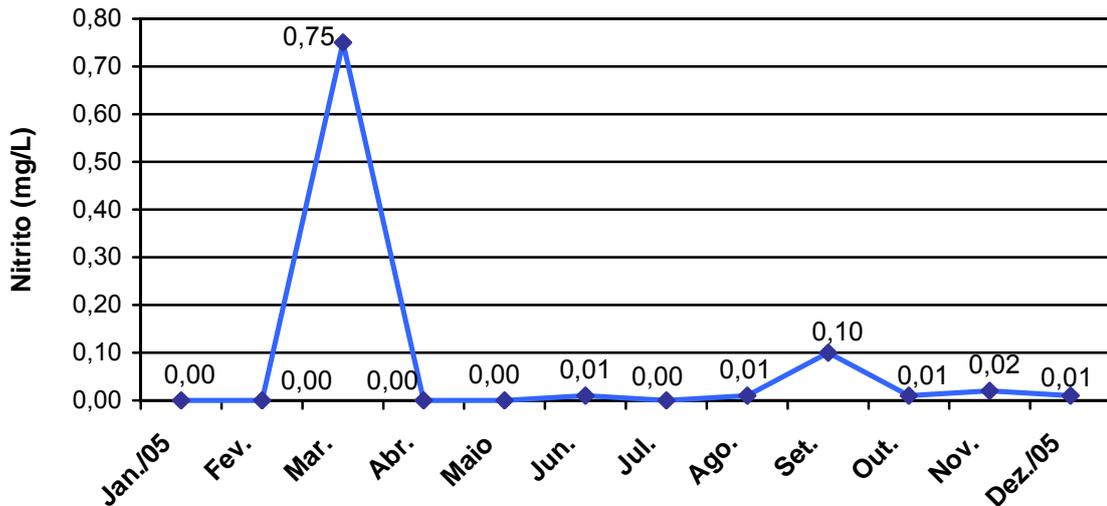


Figura 14 – Variação do teor de nitrito na água estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.

5.1.10 Silicato (SiO_2)

Na presente pesquisa, o silicato apresentou teores máximo de 9,2 mg/L e mínimo de 0,0 mg/L (Figura 15), correspondendo aos períodos chuvoso e seco, respectivamente. Não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as médias do período chuvoso (2,4 mg/L) e do período seco (1,2 mg/L).

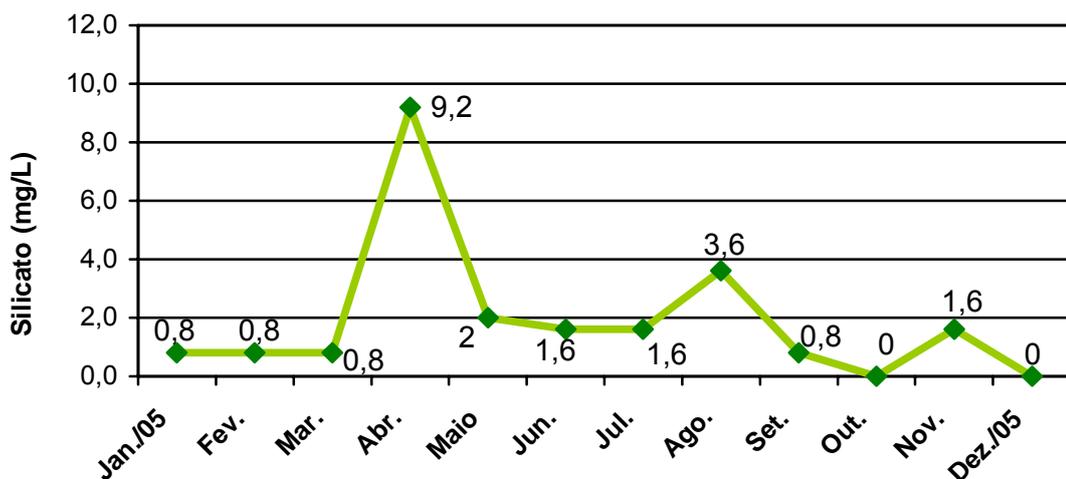


Figura 15 – Variação do teor de silicato na água estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.

5.2 Produtividade Primária

No estuário do rio Catu, a produtividade primária apresentou teor mínimo de 0,10 e máximo de 1,1 mg OD.L⁻¹.h⁻¹ (Figura 16). Não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as médias do período chuvoso (0,54 mg OD.L⁻¹.h⁻¹) e do período seco (0,63 mg OD.L⁻¹.h⁻¹).

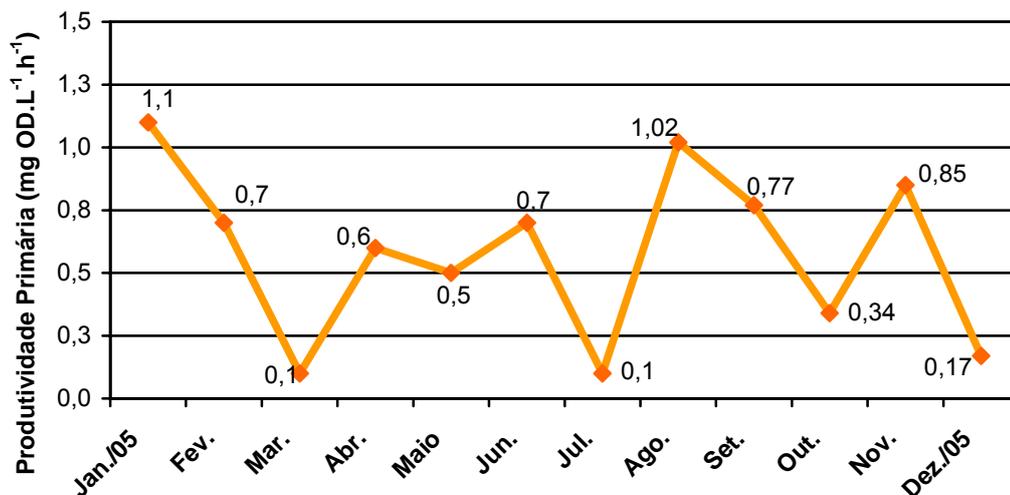


Figura 16 – Variação do teor da produtividade primária na água estuarina do rio Catu, entre janeiro e dezembro de 2005.

5.3 Fitoplâncton

No estuário do rio Catu foram identificadas seis classes de microalgas componentes do fitoplâncton, distribuídas em 19 famílias e 32 gêneros, sendo que a classe Cyanophyceae é representada por três famílias, distribuída em seis gêneros; a classe Chlorophyceae, por cinco famílias e seis gêneros; a classe Baccillariophyceae, por oito famílias e 17 gêneros e; as classes Dinophyceae, Zygnemaphyceae e Chlamydoephyceae, por uma família e um gênero, cada uma. Foram identificados 12 organismos até o táxon espécie (Quadro II).

Quadro II – Quantificação dos organismos do fitoplâncton (Ind/L) na água estuarina do rio Catu, Aquiraz, Ceará, no período entre janeiro e dezembro de 2005.

Classe	Espécie	Jan/05	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez/05	
Cyanophyceae	<i>Chroococcus</i> sp.	-	-	15	4	-	32	-	-	-	-	-	-	
	<i>Merismopedia</i> sp.	-	-	4	-	49	34	-	-	-	-	-	-	
	<i>Microcystis</i> sp.	30	-	30	-	210	116	292	22	6	-	-	-	
	<i>Oscillatoria</i> sp.	17	32	13	13	51	-	4	41	4	4	-	4	
	<i>Anabaena cylindrica</i>	21	13	22	-	2119	994500	249	330	-	-	54	-	
	<i>Cylindrospermum</i> sp.	-	-	8	-	202	99	2	-	-	-	-	-	
Chlorophyceae	<i>Chlorococcum</i> sp.	24	-	-	8	287	75	58	6	-	-	-	-	
	<i>Chlorella</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	
	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	-	-	4	-	-	41	4	8	-	-	2	-	
	<i>Scenedesmus ecornis</i>	-	-	-	-	6	4	-	-	-	-	-	-	
	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	-	-	-	-	17	24	-	-	-	-	-	-	
	<i>Coelastrum</i> sp.	-	-	-	-	-	17	-	-	-	-	-	-	
	<i>Coelastrum astroideum</i>	6	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	<i>Closterium kuetzingii</i>	-	-	-	-	8	-	-	-	-	-	-	-	
	<i>Closterium</i> sp.	8	-	4	4	13	-	-	-	2	17	-	6	
	<i>Staurastrum chaetoceros</i>	-	-	4	4	111	79	9	30	-	2	-	-	
	<i>Staurastrum pinnatum</i>	-	-	-	-	17	26	2	4	-	-	-	-	
	<i>Staurastrum paradoxum</i>	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	<i>Staurastrum</i> sp.	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Baccillariophyceae	<i>Coscinodiscus</i> sp.	-	2	-	-	4	-	6	6	2	-	-	-
		<i>Aulacoseira</i> sp.	-	4	-	-	118	79	47	41	-	-	-	-
<i>Biddulphia</i> sp.		-	-	-	-	6	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Chaetoceros</i> sp.		-	-	4	-	-	-	2	11	-	-	-	-	
<i>Asterionella</i> sp.		-	-	-	-	-	-	-	22	-	-	-	-	
<i>Synedra</i> sp.		43	6	24	4	126	52	-	15	-	-	41	-	
<i>Tabellaria</i> sp.		-	-	-	-	32	43	4	-	-	-	-	128	
<i>Thalassiothrix</i> sp.		-	-	-	-	-	-	-	13	-	-	-	-	
<i>Navicula integra</i>		-	-	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Navicula</i> sp.		15	-	15	2	62	36	94	22	9	4	2	891	
<i>Amphiprora alata</i>		2	-	6	-	-	-	-	13	-	-	-	-	
<i>Amphipleura</i> sp.		-	-	-	-	6	6	-	32	-	6	-	-	
<i>Pinnularia</i> sp.		4	-	-	-	6	15	-	-	-	-	-	-	
<i>Gyrosigma attenuatum</i>		17	9	4	4	11	6	17	98	49	6	2	4	
<i>Nitzschia</i> sp.		-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	538	
<i>Diploneis</i> sp.	-	-	-	4	-	4	-	-	-	-	-	-		
<i>Stauroneis</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	34		
<i>Cocconeis</i> sp.	11	-	13	-	22	-	66	8	2	2	-	-		
Dinophyceae	<i>Peridinium</i> sp.	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	11	
Zygnemaphyceae	<i>Spirogyra</i> sp.	4	-	-	-	-	-	-	4	2	-	-	-	
Chlamydomphyceae	<i>Pandorina</i> sp.	-	-	-	-	-	8	-	-	-	-	-	-	

Dentre as seis classes, a classe Zygnemaphyceae não apresentou representante no período chuvoso e a classe Chlamydoephyceae não apresentou representante no período seco (Quadro III).

Apesar de possuir o maior número de gêneros encontrado nessa pesquisa, a classe Baccillariophyceae apresentou maior abundância relativa somente no período seco, sendo sua representação considerada rara no período chuvoso. A classe Cyanophyceae foi a que apresentou maior abundância relativa no período chuvoso (Figura 17).

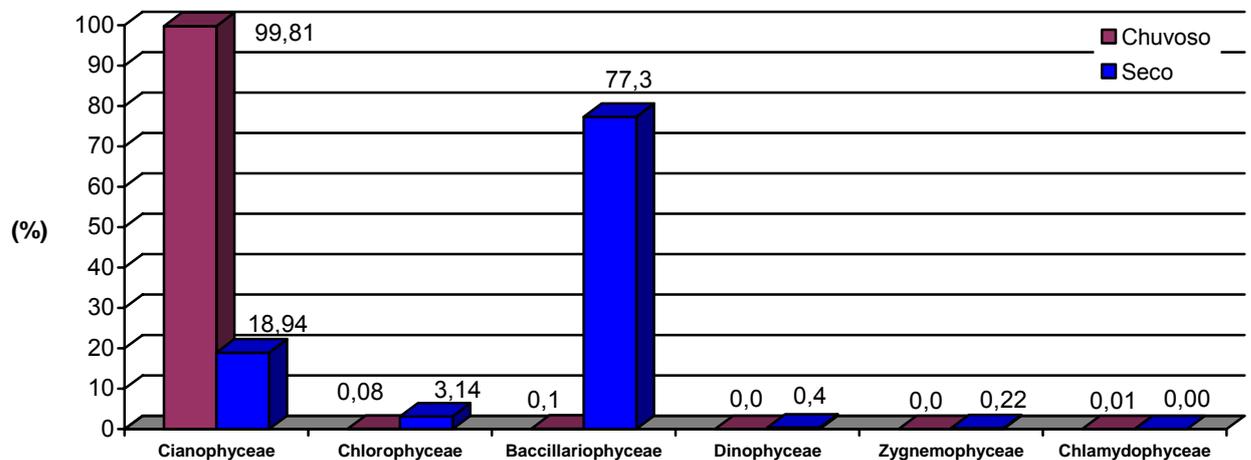


Figura 17 - Abundância relativa das classes do fitoplâncton no água estuarina do rio Catu, Aquiraz/Ceará, no período chuvoso e seco.

Com relação aos organismos encontrados na área estuarina do rio Catu, *Anabaena cylindrica* (Figura 20) foi dominante no período chuvoso (99,70%), sendo observadas florações desta microalga. No período seco *Navicula* sp. foi abundante (34,08%), já *Nitzschia* sp. e *Anabaena cylindrica* foram classificadas como pouco abundante, não havendo um organismo dominante no período seco. Os demais organismos foram classificados como raros nos dois períodos do ano (Figuras 18 e 19).

Quadro III - Quantificação dos organismos do fitoplâncton (ind/L) na água estuarina do rio Catu, Aquiraz, Ceará, no período chuvoso e seco de 2005.

Classe	Família	Gênero	Espécie	Chuvoso Inds/L	Seco Inds/L	
Cyanophyceae	Chroococcaceae	<i>Chroococcus</i>	<i>Chroococcus</i> sp.	51	-	
		<i>Merismopedia</i>	<i>Merismopedia</i> sp.	87	-	
		<i>Microcystis</i>	<i>Microcystis</i> sp.	678	28	
	Oscillatoriaceae	<i>Oscillatoria</i>	<i>Oscillatoria</i> sp.	130	53	
	Nostocaceae	<i>Anabaena</i>	<i>Anabaena cylindrica</i>	996924	384	
<i>Cylindrospermum</i>		<i>Cylindrospermum</i> sp.	311	-		
Chlorophyceae	Chlorococcaceae	<i>Chlorococcum</i>	<i>Chlorococcum</i> sp.	452	6	
	Oocystaceae	<i>Chlorella</i>	<i>Chlorella</i> sp.	-	4	
	Scenedesmaceae	<i>Scenedesmus</i>	<i>Scenedesmus quadricauda</i>		49	10
			<i>Scenedesmus ecornis</i>		10	-
			<i>Scenedesmus acuminatus</i>		41	-
	Coelastraceae	<i>Coelastrum</i>	<i>Coelastrum</i> sp.		17	-
			<i>Coelastrum astroideum</i>		10	-
	Desmidiaceae	<i>Closterium</i>	<i>Closterium kuetzingii</i>		8	-
			<i>Closterium</i> sp.		29	25
			<i>Staurastrum</i>	<i>Staurastrum chaetoceros</i>	207	32
		<i>Staurastrum pinnatum</i>		45	4	
		<i>Staurastrum paradoxum</i>		4	-	
	<i>Staurastrum</i> sp.		4	-		
	Bacillariophyceae	Coscinodiscaceae	<i>Coscinodiscus</i>	<i>Coscinodiscus</i> sp.	12	8
Melosiraceae		<i>Aulacoseira</i>	<i>Aulacoseira</i> sp.	248	41	
Biddulphiaceae		<i>Biddulphia</i>	<i>Biddulphia</i> sp.	6	-	
Chaetoceraceae		<i>Chaetoceros</i>	<i>Chaetoceros</i> sp.	6	11	
Fragilariaceae		<i>Asterionella</i>	<i>Asterionella</i> sp.		-	22
			<i>Synedra</i>	<i>Synedra</i> sp.	255	56
			<i>Tabellaria</i>	<i>Tabellaria</i> sp.	79	128
Thalassionemaraceae		<i>Thalassiothrix</i>	<i>Thalassiothrix</i> sp.	-	13	
Naviculaceae		<i>Navicula</i>	<i>Navicula integra</i>		9	-
			<i>Navicula</i> sp.		224	928
		<i>Amphiprora</i>	<i>Amphiprora alata</i>		8	13
		<i>Amphipleura</i>	<i>Amphipleura</i> sp.		12	38
		<i>Pinnularia</i>	<i>Pinnularia</i> sp.		25	-
		<i>Gyrosigma</i>	<i>Gyrosigma attenuatum</i>		68	159
		<i>Nitzschia</i>	<i>Nitzschia</i> sp.		4	538
	<i>Diploneis</i>	<i>Diploneis</i> sp.		8	-	
<i>Stauroneis</i>	<i>Stauroneis</i> sp.		-	40		
Achnanthaceae	<i>Cocconeis</i>	<i>Cocconeis</i> sp.	112	12		
Dinophyceae	Cerataceae	<i>Peridinium</i>	<i>Peridinium</i> sp.	4	11	
Zygnemaphyceae	Zygnemaceae	<i>Spirogyra</i>	<i>Spirogyra</i> sp.	4	6	
Chlamydomphyceae	Volvocaceae	<i>Pandorina</i>	<i>Pandorina</i> sp.	8	-	

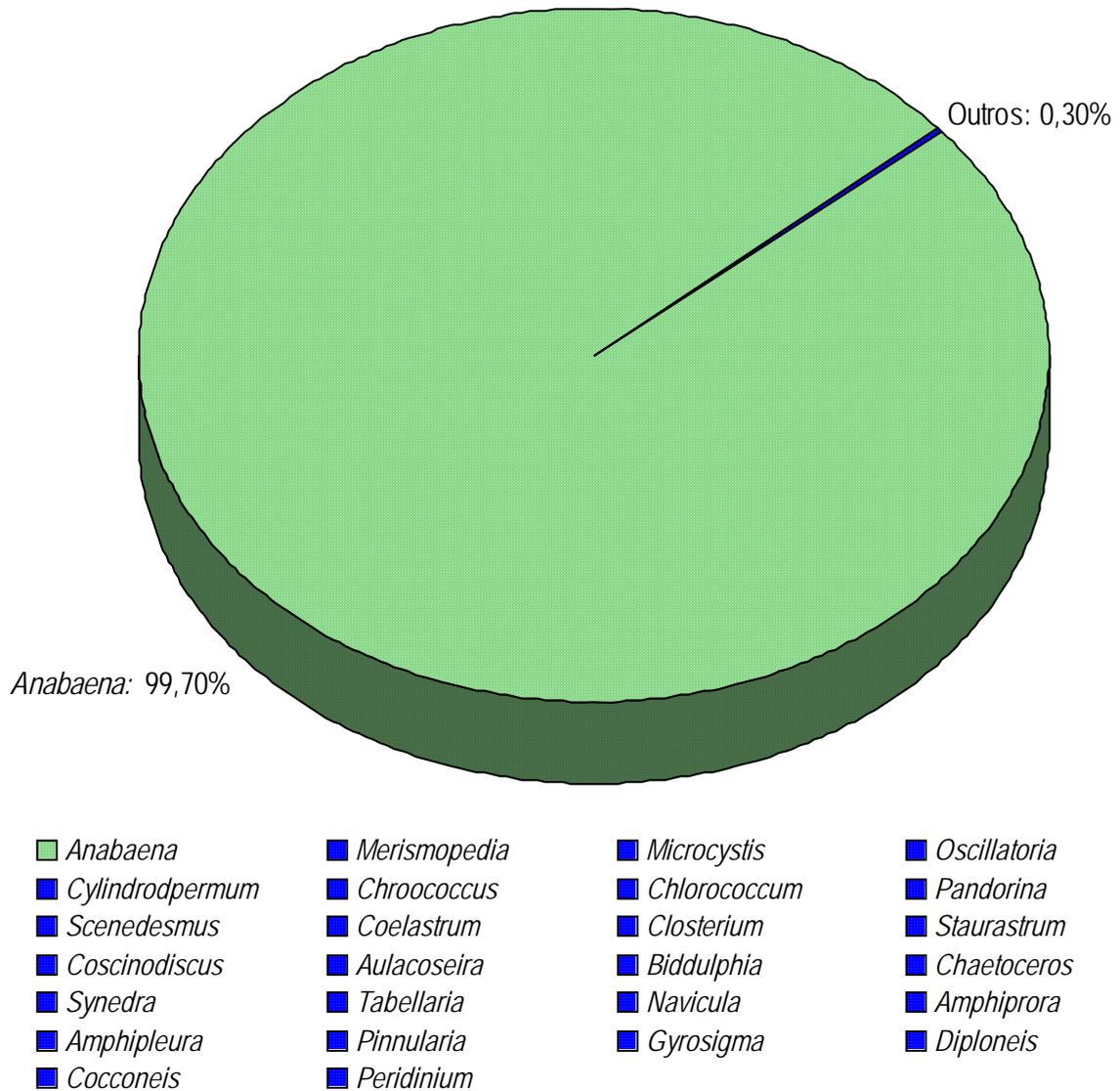
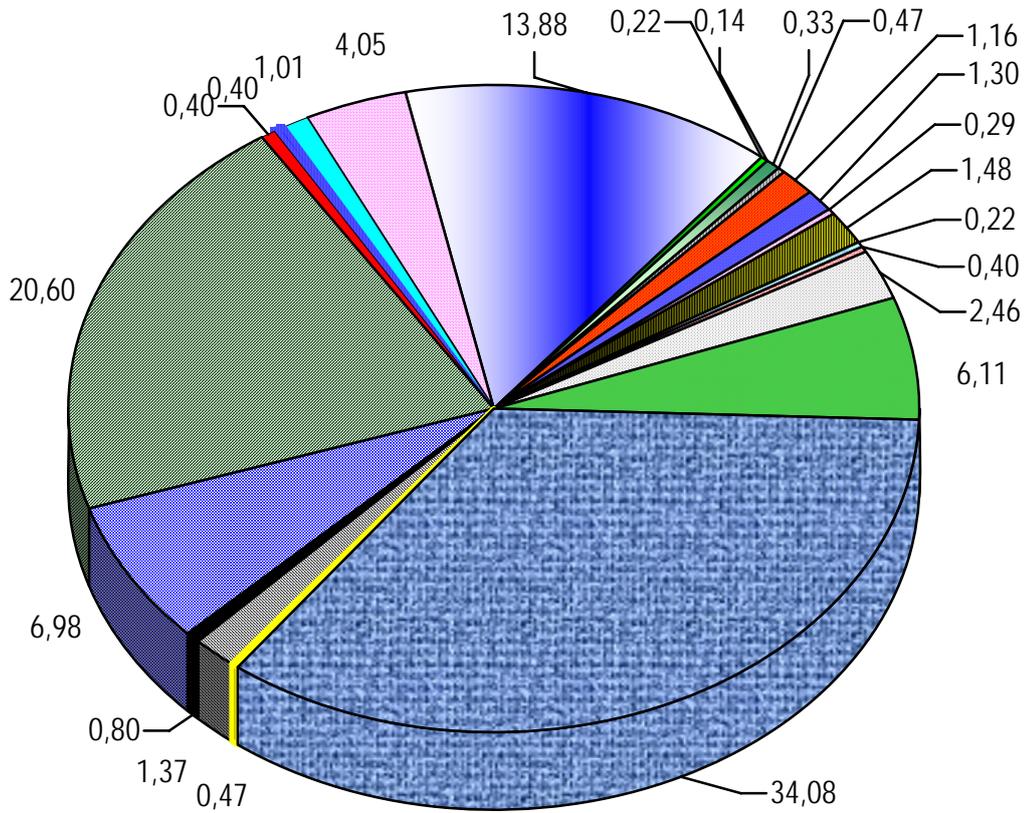


Figura 18 - Abundância relativa dos gêneros do fitoplâncton (%) na água estuarina do rio Catu, durante o período chuvoso.



- | | | | | | |
|----------------------|---------------------|--------------------|----------------------|--------------------|--------------------|
| <i>Microcystis</i> | <i>Oscillatoria</i> | <i>Anabaena</i> | <i>Chlorococcum</i> | <i>Chlorella</i> | <i>Scenedesmus</i> |
| <i>Talassiothrix</i> | <i>Closterium</i> | <i>Staurastrum</i> | <i>Coscinodiscus</i> | <i>Aulacoseira</i> | <i>Spyrogira</i> |
| <i>Chaetoceros</i> | <i>Synedra</i> | <i>Tabellaria</i> | <i>Navicula</i> | <i>Amphiprora</i> | <i>Amphipleura</i> |
| <i>Asterionella</i> | <i>Gyrosigma</i> | <i>Nitzschia</i> | <i>Cocconeis</i> | <i>Peridinium</i> | |

Figura 19 - Abundância relativa dos gêneros do fitoplâncton (%) na água estuarina do rio Catu, durante o período seco.



Figura 20 – *Anabaena cylindrica* encontrada nas águas estuarinas do rio Catu.

Os organismos *Asterionella* sp., *Chlorella* sp., *Stauroneis* sp. e *Thalassiothrix* sp., foram observados, exclusivamente, no período seco na área estuarina do rio Catu, bem como os organismos *Biddulphia* sp., *Chroococcus* sp., *Closterium kuetzingii*, *Coelastrum* sp., *Coelastrum astroideum*, *Cylindrospermum* sp., *Diploneis* sp., *Merismoperia* sp., *Navicula integra*, *Pandorina* sp., *Pinnularia* sp., *Scenedesmus acuminatus*, *Scenedesmus ecornis*, *Staurastrum paradoxum*, *Staurastrum* sp., que foram encontrados exclusivamente no período chuvoso (Quadro III).

Dos organismos fitoplanctônicos considerados muito freqüentes podemos citar: *Gyrosigma attenuatum*, *Navicula* sp. e *Oscillatoria* sp. Já aqueles enquadrados como freqüentes, temos: *Anabaena cylindrica*, *Aulacoseira* sp., *Chlorococcum* sp., *Closterium* sp., *Cocconeis* sp., *Coscinodiscus* sp., *Microcystis* sp., *Staurastrum chaetoceros* e *Synedra* sp. Outros foram classificados como pouco freqüentes, sendo o caso de: *Chaetoceros* sp., *Chroococcus* sp., *Cylindrospermum* sp., *Merismopedia* sp., *Spirogyra* sp., *Staurastrum pinnatum* e *Tabellaria* sp. Todos os outros organismos encontrados foram considerados como esporádicos (Quadro II).

6 DISCUSSÃO

6.1 Parâmetros Físico-Químicos

Os estuários são ecossistemas muito dinâmicos, onde os mecanismos de mistura da água doce e oceânica, sentido e velocidade das correntes e as modificações de densidade, juntamente com os fatores climatológicos, contribuem para a variabilidade das condições físico-químicas e biológicas (BROTAS, 1995; MCLUSKY, 1989; SHAEFFER-NOVELLI, 1982; UNDERWOOD; KROMKAMP, 1999).

6.1.1 Salinidade e Precipitação

A salinidade é um importante parâmetro hidrológico a ser analisado num estuário, servindo tanto no sentido de delimitar o início e o término de um estuário como na distribuição dos organismos nesse ambiente, sendo muitas vezes considerada como barreira ecológica para as espécies conhecidas como estenoalinas (FEITOSA; NASCIMENTO; COSTA, 1999).

Tundisi (1970) salienta que a salinidade é um dos principais fatores que condiciona a distribuição e abundância do plâncton nos estuários tropicais.

As variações no regime salino da água da superfície do estuário do rio Catu são semelhantes às registradas no estuário do rio Timbó/PE (COSTA; MACEDO, 1989), estuário do rio Igarçu/PE (MACÊDO; COSTA, 1990), estuário do rio Capibaribe/PE (TRAVASSOS *et al.*, 1993), bacia do Pina/PE (FEITOSA; NASCIMENTO; COSTA, 1999), sistema estuarino do rio Goiana/PE (FEITOSA *et al.*, 1999), sistema estuarino do rio São Francisco (SOUZA *et al.*, 1999) e estuário do rio

Jaguaribe/CE (SOARES-FILHO; ALCANTARA-FILHO, 2002a), porém em todos estes casos, as variações estavam correlacionadas à precipitação, enquanto no estuário do rio Catu, esta variação está relacionada a sua obstrução pela barreira de areia, o que proporcionou ao acúmulo de água doce e a não interferência das marés.

6.1.2 Temperatura

A variação de temperatura da água para o crescimento das espécies tropicais, segundo Kubitzka (2000) está entre 25,0 e 32,0 °C, estando o estuário do rio Catu fora destes padrões em relação ao seu máximo, tanto da temperatura do ar quanto da temperatura da superfície da água.

Tundisi (1970) salienta que nos estuários tropicais as variações na temperatura da água são pouco acentuadas. Diferente do observado no estuário do rio Catu, onde a diferença entre seu máximo e mínimo da temperatura da água atingiu 8,0 °C.

6.1.3 Transparência da Água e Profundidade Local

De acordo com Schmittou [1999] um ambiente mesotrófico possui uma transparência da água variando de 80,0 a 200,0 cm, situação em que se encontrava a água estuarina do rio Catu, com exceção do mês de maio (40,0 cm), já que estava recente a ocorrência da desobstrução da barreira de areia. A maior profundidade registrada correspondeu ao mês de abril (170,0 cm), mesmo valor encontrado para transparência no disco de Secchi, quando a saída estuarina ainda estava bloqueada.

Segundo Shaeffer-Novelli (1982) a transparência da água estuarina recebe grande influência do fluxo das marés, das condições de turbidez da água de drenagem terrestre e fluvial, além da época do ano.

No estuário do rio Catu, foram observadas variações na transparência da água em relação à profundidade somente no mês de junho, nos outros meses o fluxo e refluxo das marés foram pouco acentuados ou ausentes (quando o estuário está obstruído). Normalmente estas variações são muito acentuadas, conforme foram observadas por Moreira (1994) no estuário do rio Cocó, Ceará; Feitosa, Nascimento e Costa, 1999 (1999) na bacia do Pina, Pernambuco e; Soares-Filho e Alcantara-Filho (2002a) no estuário do rio Jaguaribe, Ceará.

6.1.4 pH

Segundo Tundisi (1970), o pH na água está diretamente relacionado com a quantidade de matéria orgânica em decomposição, com a concentração de dióxido de carbono, diluição por água de precipitação e composição química da água de drenagem. Suas variações no meio aquático também estão relacionadas às atividades fotossintéticas e a respiração da comunidade aquática, diminuindo com o aumento da concentração de CO₂ na água (ESTEVES, 1998).

Para o bom desenvolvimento dos organismos aquáticos os valores ideais de pH situam-se na faixa de 6,5 a 9,0 (BOYD, 1990; KUBITZA, 2000).

Quando o fitoplâncton é abundante e há boa luminosidade, geralmente entre 2 e 3 horas da tarde, nas zonas de fotossíntese ativa, todo o CO₂ livre e aquele liberado pelos bicarbonatos é utilizado e, como consequência, o pH atinge valores elevados, podendo ocorrer a precipitação do ferro, e com ele aglomerações de algas

adsorvidas ao precipitado (SIPAÚBA-TAVARES; ROCHA, 2001). Já em pH baixo, pode haver um aumento da concentração do íon alumínio na água e, muitas vezes, os efeitos tóxicos do alumínio podem se somar aos efeitos diretos do pH baixo. Ocorre ainda, um aumento na taxa de NH_4^+ e NH_3 quando o pH tende a ácido, comprometendo toda a vida aquática, já que a amônia é altamente tóxica aos organismos, principalmente a comunidade nectônica (SIPAÚBA-TAVARES, 1994).

As variações do pH dentro da faixa alcalina, no caso do estuário do rio Catu, coincidem com aquelas observadas por Moreira (1994) no estuário do rio Cocó/CE; Feitosa, Nascimento e Costa (1999) na bacia do Pina/PE, Souza *et al.* (1999) no sistema estuarino do rio São Francisco/AL e; Valentim-Neto (2004) no estuário do rio Jaguaribe/CE.

6.1.5 Oxigênio Dissolvido

As interferências nos ecossistemas aquáticos tornaram-se cada vez mais acentuadas com o aumento das atividades humanas, já que os efluentes provenientes das descargas de esgotos domésticos, tratados ou não, das indústrias e setores da agroindústria, constituem a principal fonte de nutrientes.

Um fator condicionante da flora estuarina é a quantidade de nutrientes transportados de terra por intermédio do rio, das águas de escoamento e dos esgotos urbanos. Dentre os nutrientes vitais para os organismos planctônicos destacam-se os compostos formados por fósforo, nitrogênio orgânico e inorgânico, sílica, carbono e oxigênio, geralmente necessários em quantidades significativas. Esse enriquecimento em nutrientes pode contribuir para um maior crescimento dos produtores primários que, tendo energia luminosa disponível e temperatura

adequada para a atividade fotossintética, poderão ter condições para aumentar a sua produção (SZE, 1993). Por outro lado, o crescimento excessivo do fitoplâncton pode degradar a qualidade da água, prejudicando a manutenção da vida aquática e todas as atividades que poderiam ser desenvolvidas neste ambiente.

Dentre os gases dissolvidos na água o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização dos ecossistemas aquáticos. O padrão de distribuição do oxigênio é, via de regra, inverso ao gás carbônico. Este fato é mais evidente durante um dia ensolarado, quando ocorre na zona eufótica um intenso consumo de gás carbônico devido à fotossíntese, ao mesmo tempo em que ocorre uma produção considerável de oxigênio (ESTEVES, 1998).

Feitosa, Nascimento e Costa (1999) citam que nos estuários tropicais as concentrações de oxigênio dissolvido variam muito em função do fluxo e refluxo da maré, da salinidade e da temperatura da água.

No estuário do rio Catu, os teores observados estão dentro da faixa ótima (> 4,0 mg/L) para o bom desenvolvimento da comunidade aquática, justificado pela ocorrência de produtividade primária em toda a coluna d'água, já que o nível de transparência da água sempre foi igual à profundidade do local, com exceção dos meses de maio, junho e julho. Esses teores são diferentes dos observados por Moreira (1994) no estuário do rio Cocó/CE, onde a concentração de OD na água apresentou valores entre 1,1 e 13,8 mg/L, independente da ocorrência ou não de chuvas no período. Já Feitosa, Nascimento e Costa (1999) encontraram na bacia do Pina/PE o valor mínimo em condição de anoxia (0,0 mg/L) e valor máximo 10,4 mg/L, ambos no período seco.

Campelo, Passavante e Koenig (1999) citaram que na praia Carne de Vaca/PE, o teor de OD na água oscilou entre 3,5 e 8,7 mg/L, estando este mínimo e

máximo no período chuvoso e seco, respectivamente, sendo que as concentrações mais elevadas ocorreram no período seco, similar ao ocorrido nesta pesquisa.

6.1.6 Dióxido de Carbono Dissolvido (CO₂)

Várias são as fontes de CO₂ para o ambiente aquático, destacando-se as principais: atmosfera, chuva, águas subterrâneas, decomposições e respiração dos organismos aquáticos (ESTEVES, 1998).

Sipaúba-Tavares e Rocha (2001), citam que as espécies fototróficas (a maioria das espécies do fitoplâncton) fazem uso de CO₂, seja ele na forma de gás livre ou bicarbonato, conforme o pH do meio. Níveis baixos de CO₂ podem comprometer a manutenção da comunidade fitoplanctônica, visto ser a fonte de carbono para o processo fotossintético. Já o aumento do teor de CO₂ pode causar mortalidade na comunidade nectônica quando acima de 20,0 mg/L, em virtude de reduzir a afinidade do sangue por oxigênio (BOYD, 1990; PROENÇA e BITTENCOURT, 1994; SIPAÚBA-TAVARES, 1994; SIPAÚBA-TAVARES e ROCHA, 2001).

No estuário do rio Catu, o teor de CO₂ situou-se na faixa propícia para os organismos fotossintetizantes, bem como para a comunidade nectônica.

6.1.7 Fosfato (PO₄)

O fosfato (PO₄) presente em ecossistemas aquáticos continentais tem origem em duas fontes, sendo natural, proveniente das rochas da bacia de drenagem, material particulado presente na atmosfera e da decomposição de organismos de

origem alóctone, e de origem artificial, resultante de esgotos domésticos e industriais e material particulado de origem industrial contido na atmosfera (ESTEVEES, 1998).

O aumento do teor de fósforo pode implicar no aumento do fitoplâncton, como por exemplo: 1,0 $\mu\text{g P/L}$ é capaz de produzir 15 milhões de algas *Asterionella* sp. (LUND, 1965).

Sipaúba-Tavares (1994) cita que o teor de fosfato no ambiente aquático serve como indicador do nível de eutrofização, considerando-se um ambiente eutrófico quando os níveis forem superiores a 0,030 mg/L. Usualmente esta faixa pode se estender até 0,100 mg/L.

O fosfato no estuário do rio Catu apresentou valor máximo no mês de fevereiro, podendo este fato estar relacionado à decomposição da matéria orgânica autóctone, principalmente do zooplâncton, cujo fósforo orgânico é devolvido a água após a morte deste, de maneira rápida e completa (ESTEVEES, 1998). Já o teor mínimo foi registrado em abril, fato este relacionado, provavelmente, ao nível de precipitação e à ausência de influência das marés.

Campelo, Passavante e Koenig (1999) ao analisar os teores de fosfato na praia Carne de Vaca/PE, obtiveram valores entre 0,000 e 0,064 mg/L. Souza *et al.* (1999) no estuário do rio São Francisco/SE, verificaram teores entre 0,003 e 0,044 mg/L. Em ambos os trabalhos observam-se que os valores máximos de fosfato são bem inferiores aos encontrados no estuário do rio Catu.

Moreira (1994) ao analisar o fosfato no estuário do rio Cocó/CE, observou teores mínimo de 0,033mg/L e máximo de 0,258 mg/L, associando estas variações aos regimes de marés, redução da salinidade e ao período chuvoso e seco. Grandes oscilações de fosfato também foram verificadas na bacia do Pina/PE, por Feitosa,

Nascimento e Costa (1999), com teor mínimo de 0,015 mg/L e máximo de 0,488 mg/L.

Os teores de fosfato observados nestes ambientes caracterizam estado de eutrofização, devido a sua localização próximo a áreas urbanas que recebem grandes quantidades de nutriente. No estuário do rio Catu, mesmo estando próximo a uma área urbana, só foi verificado teor de fosfato característico de ambiente eutrófico (SIPAÚBA-TAVARES, 1994) no mês de fevereiro de 2005 (0,39 mg/L), tendo uma média de 0,08 mg/L durante a pesquisa.

6.1.8 Amônia

O nitrogênio é o gás que ocorre em maior proporção na atmosfera, e compreende 78,084% dos seus gases totais. Assim como o oxigênio e o dióxido de carbono, o equilíbrio da concentração de nitrogênio declina com o aumento da temperatura e salinidade. As formas do nitrogênio encontradas na água são: N_2 , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ e NH_3 , sendo o último altamente tóxico para os organismos aquáticos (SIPAÚBA-TAVARES, 1994).

De acordo com Lund (1965), o aumento dos compostos nitrogenados pode levar a fauna aquática a grandes mortandades.

Segundo Trussel (1972) citado por Esteves (1998), as altas concentrações de íon amônio podem ter grandes implicações ecológicas, influenciando fortemente a dinâmica do oxigênio do meio, uma vez que para oxidar 1,0 mg do íon amônio são necessários cerca de 4,3 mg de oxigênio.

Segundo Boyd (1990) e Kubitzka (2000), o recomendado para ambientes aquáticos são valores inferiores que 0,2 mg de amônia/L, o que ocorreu somente no

mês de abril no estuário do rio Catu. Quanto a RESOLUÇÃO N° 357, de 17 de março de 2005/CONAMA (Anexo B), o teor médio de amônia (0,43 mg/L) no estuário está acima do aceitável para fins de preservação ambiental (< 0,4 mg/L).

6.1.9 Nitrito

O nitrito é encontrado em baixas concentrações notadamente em ambientes oxigenados. Segundo McCarthy e Goldman (1979) citado por Esteves (1998), o fitoplâncton pode assimilar nitrito em caso de escassez do íon amônio e nitrato. Em altas concentrações, o nitrito é extremamente tóxico à maioria dos organismos aquáticos.

Boyd (1990) e Kubitzka (2000) citam que o nitrito passa a ser estressante para os organismos aquáticos quando sua concentração for superior a 0,30 mg/L, porém a sua toxidez dependerá, em grande parte, do pH da água e da concentração de cálcio e de cloretos.

No estuário do rio Catu, foi observado que o teor de nitrito se encontrou adequado ao ambiente aquático, com exceção do mês de maio (0,75 mg/L). Estas observações coincidem com as de Souza *et al.* (1999) que citaram que no estuário do rio São Francisco/SE, o teor máximo foi no período chuvoso, assim como Campelo, Passavante e Koenig (1999) que também confirmaram o valor máximo de nitrito no período chuvoso nas águas da praia Carne de Vaca/PE.

6.1.10 Silicato (SiO₂)

Segundo Esteves (1998), a sílica presente no ambiente aquático é proveniente, principalmente, da decomposição de minerais de silicato de alumínio,

que são mais freqüentes em rochas sedimentares que em magmáticas. Na água, a sílica particulada (SiO_2) é aquela incorporada pelo fitoplâncton, principalmente pelas diatomáceas na elaboração de sua carapaça.

A ocorrência de florações de representantes da classe Cyanophyceae no estuário do rio Catu durante o período chuvoso, pode ter causado a morte de representantes de outras classes por competição por nutrientes, inclusive diatomáceas, que são os principais assimiladores de silicato. Esta hipótese pode explicar o possível motivo pelo qual o teor máximo de silicato (9,2 mg/L) ter sido encontrado no período chuvoso, diferente do encontrado por Moreira (1994), analisando as água estuarinas do rio Cocó/CE, que verificou as concentrações mínima e máxima de silicato corresponderam a 0,128 e 3,299 mg/L, respectivamente e; Souza *et al.* (1999) no estuário do rio São Francisco/SE, observaram teores de silicato entre 0,658 e 6,717 mg/L, onde a ocorrência do teor mínimo e máximo verificada nestes estuários foi observada no período chuvoso e seco, respectivamente. Já no período seco, o estuário do rio Catu apresentou a classe Baccillariophyceae como sendo a mais abundante, onde encontramos a concentração mínima de 0,0 mg/L de silicato neste período.

6.2 Produtividade Primária

A produtividade primária fitoplanctônica é um processo complexo, no qual estão envolvidos diferentes fatores bióticos, tais como: a taxa de reprodução dos organismos fitoplanctônicos e a herbivoria; além dos abióticos, como: a radiação solar, a temperatura e os nutrientes, uma vez que exercem influência direta sobre o processo fotossintético; de forma a inibi-la ou estimulá-la. Por outro lado, a

determinação da produtividade primária pelo método do oxigênio dissolvido, possibilita a obtenção de um maior número de informações, como dados da respiração do fitoplâncton, produtividade líquida e produtividade bruta. Esses resultados podem ser convertidos para carbono (ESTEVES, 1998).

Lacerda (1998) e Shaeffer-Novelli (1982) citaram que os manguezais, como plantas típicas de áreas estuarinas, são capazes de suportar grandes variações de salinidade, o que lhes permitem desenvolver-se desde a área de encontro do rio com o mar (barra) até aquela onde a influência das marés se faz presente. A presença dessas plantas nos estuários favorece o aumento da produtividade primária no meio aquático, a reciclagem dos nutrientes, atuando como barreiras biogeoquímicas dos poluentes inseridos no substrato, além de evitar a remobilização dos poluentes por meio de variações físicas, já que seus emaranhados de raízes retêm e estabilizam o sedimento.

No caso do estuário do rio Catu a baixa produtividade primária observada pode ser um reflexo da ausência de um manguezal típico, portanto, um ecossistema bastante frágil e altamente vulnerável as ações antrópicas da comunidade local.

6.3 Fitoplâncton

Cada ecossistema aquático possui formas planctônicas cuja variedade e abundância são próprias. A predominância de um ou outro grupo em determinado ecossistema é função, principalmente das características presentes no meio, podendo ser encontrados representantes de quase todos os grupos de algas (ESTEVES, 1998; SIPAÚBA-TAVARES, 1994).

Melo-Magalhães *et al.* (1999) ao analisar a composição do fitoplâncton no parque municipal marinho de Paripueira/AL e Feitosa *et al.* (1999), no sistema estuarino do rio Goiana/PE, registraram a classe Baccillariophyceae como sendo a mais abundante, justificando para isto a variação de marés.

Souza *et al.* (1999), em uma análise da abundância diária do fitoplâncton no estuário do rio São Francisco/SE, citaram a predominância da classe Baccillariophyceae no mês de agosto, devido à influência das marés e, da classe Chlorophyceae no mês de janeiro, por causa do fluxo limnético.

No caso do estuário do rio Catu, verificou-se após a desobstrução da barreira de areia que fechava a saída do estuário, fato ocorrido após a coleta do mês de abril de 2005, que houveram florações de microalgas da classe Cyanophyceae, caracterizando a maior abundância relativa desta Classe no período chuvoso. Estes resultados são similares ao encontrado por Ferreira *et al.* (2004), que verificou no Estuário da Lagoa dos Patos/RS a floração de representantes da classe Cyanophyceae, devido à baixa salinidade e abundância de nutrientes como fosfato, predominantes no ambiente.

Com o término do período chuvoso e a formação de uma nova barreira que obstrui o contato direto do estuário com o mar, tornou o fluxo limnético um dos principais responsáveis pela maior abundância relativa da Classe Baccillariophyceae no período seco.

No período chuvoso, florações de *Anabaena cylindrica* ocorreram em maio, junho e julho, contribuindo para isto as condições alcalinas da água ($7,0 < \text{pH} < 9,0$); a temperatura ideal (entre $27,0$ e $31,0$ °C); a baixa salinidade ($< 20,0$); a transparência da água, praticamente igual à profundidade, além das elevadas concentrações de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo. Salientando-se,

porém, que neste período a barra do estuário se encontrava desobstruída havendo, portanto, a influência das marés, evitando assim, maiores complicações ambientais. Segundo Pereira (2005) também foram registradas florações de *Anabaena cylindrica* no período chuvoso de 2004 no estuário do rio Catu.

No período seco não foi observada ocorrência de florações, apesar de haver um aumento na produtividade primária em relação ao período chuvoso, provavelmente devido ao aumento do volume de água no estuário, já que em setembro a barreira de areia se encontrava presente, obstruindo o contato direto do estuário com as marés. Também deve-se salientar que no período seco, após a formação da laguna, as macrófitas aquáticas predominaram de forma significativa toda a área com profundidade de até 100 cm.

Segundo Pereira, Pequito e Costa (1999) o florescimento de cianófitas pode acarretar riscos ao meio ambiente e a saúde humana, tais como distúrbios hepáticos, neurológicos, gastrointestinais e reações alérgicas, além de causar alterações nas características organolépticas da água e dos animais aquáticos. Ao morrer, a biomassa fitoplanctônica estimula o crescimento das bactérias químo-heterotróficas provocando uma diminuição do teor de oxigênio dissolvido.

No caso do florescimento de *Anabaena*, *Microcystis* e *Oscillatoria*, estas passam a produzir cianotoxinas que podem ser neurotóxicas (anatoxina-a - um potente bloqueador neuromuscular pós-sináptico; toxina PSP - inibe a condução nervosa por bloqueamento dos canais de sódio, afetando a permeabilidade ao potássio ou a resistência das membranas), hepatotóxicas (hepatapeptídeos cíclicos ou microcistinas e pentapeptídeos ou nodularinas - potentes promotores de tumores hepáticos) e toxinas irritantes ao contacto, além produzirem compostos aromáticos voláteis (geosmina e 2-metil-isoborneol) que, apesar de não terem efeitos nefastos

em termos de saúde pública, conferem à água e aos animais aquáticos um odor e sabor desagradáveis (AZEVEDO, 2004; CIANONews, 2004; PEREIRA; PEQUITO; COSTA, 1999).

A atividade biológica intensificada dos representantes do fitoplâncton pode ser considerada com indicadores da qualidade da água, já que num pequeno intervalo de tempo os parâmetros físico-químicos são alterados, levando a um processo de degradação do ambiente, principalmente quando essas microalgas são tóxicas.

A presença de *Microcystis*, *Oscillatoria* e *Anabaena*, além dos *blooms* registrados no estuário do rio Catu, indicam níveis elevados de eutrofização artificial.

7 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir para a água estuarino do Rio Catu, o seguinte:

1. Dos parâmetros físico-químicos analisados, o silicato encontrou-se atípico em relação a outros ambientes estuarinos, provavelmente pelo surgimento de florações de *Anabaena cylindrica*;
2. Os níveis elevados de amônia em praticamente todas as coletas, com exceção do mês de abril de 2005, indicaram que a água estuarina do rio Catu apresentava um estado avançado de eutrofização;
3. A comunidade fitoplanctônica foi composta por 19 famílias distribuídas em 32 gêneros, sendo que 12 representantes foram identificados até o táxon espécie, pertencentes as classes Cyanophyceae, Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Dinophyceae, Zygnemaphyceae, Chlamydomonadales;
4. A classe Cyanophyceae foi a mais abundante no período chuvoso, possivelmente devido à grande influência das condições de eutrofização;
5. A espécie *Anabaena cylindrica* foi dominante no período chuvoso, tendo a ocorrência de florações desta espécie nos meses de maio, junho e julho, após a desobstrução da barreira de areia.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AQUIRAZ. Disponível em: <<http://www.aquiraz.ce.gov.br>>. Acesso em: 23 mar. 2007.

APHA (American Public Health Association). *Standard methods for the examination of water and waste water*. 17. ed. New York: Ed. APHA, 685 p. 1989.

AZEVEDO, S. M. F. O. Toxinas de Cianobactérias: Causas e conseqüências para a Saúde Pública. 2004. Disponível em: <http://www.medonline.com.br/med_ed/med3/microcis.htm>. Acesso em: 19 dez. 2004.

BICUDO, C. E. M.; BICUDO, R. M. T. *Algas de águas continentais brasileiras*. São Paulo: Fundação Brasileira para o Desenvolvimento do Ensino da Ciência, 228 p. 1970.

BOLD, H. C.; WYNNE, M. J. *Introduction to the algae: Structure and Reproductions*. Second Edition. New Jersey: Prentice-Hall, 720 p. 1985.

BOLTOVSKOY, D. Atlas del zooplancton del atlántico sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino. INIDEP, Mar del Plata, Argentina, Parte III: p. 532-758. 1981.

BOYD, C. E. *Water Quality in Warm water Fish Pond*. Alabama Agricultural Experimental Station, Auburn University, 359 p. 1972.

BOYD, C. E. *Water Quality in Ponds for Aquaculture*. Birmingham, Alabama: Auburn University- Printed by Birmingham Publishing Co., 482 p. 1990.

BROTAS, V. *Distribuição espacial e temporal do microfitobentos do estuário do Tejo (Portugal): Pigmentos fotossintéticos, povoamentos e produção primária*. 144 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Lisboa. 1995.

CABEÇADAS, L.; BROGUEIRA, M. J.; CABEÇADAS, G. Phytoplankton spring bloom in the Tagus coastal waters: hydrological and chemical conditions. *Aquatic Ecology*. V. 33, p. 243-205, 1999.

CABRITA, M. T.; CATARINO, F.; SLAWYK, G. Interactions of light, temperature and inorganic nitrogen in controlling plankton nitrogen utilisation in the Tagus estuary. *Aquatic Ecology*. V. 33, p. 251-261, 1999.

CADDY, J. F.; SHARP, G. D. An ecological framework for marine fishery investigations. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 152 p. 1986.

CAMPELO, M. J. A.; PASSAVANTE, J. Z. O.; KOENING, M. L. Biomassa fitoplanctônica (clorofila a) e parâmetros ambientais na Praia de Carne de Vaca (GOIANA -PE). *Trab. Oceanog. Univ. Fed. PE*, Recife, v. 27, n. 2, p. 27-41, 1999.

- CARMICHAEL, W. W.; GORHAM, P. R. *The mosaic nature of toxic blooms of cyanobacteria (bleu-green algae) and their toxins*. The water environment algal toxic and health. New York: Plenum Press. Cap. 8. p. 161-172, 1981.
- CARPENTER, J. H.; PRITCHARD, D. W.; WHALEY, R. C. *Observations of eutrophication and nutrient cycles in some coastal plain estuaries. In: Long-term trends in estuaries nutrients and chlorophyll, and short-term effects os variation in watershed discharge*. Mar. Ecol. Prog. Ser. v. 75, p. 121-132. 1969.
- CASTELLO, J.P. *La Ecología de los Consumidores del Estuario de la Lagoa dos Patos, Brasil*. Fish Community Ecology in Estuarines and Coastal Lagoons: Towards and Ecosystem Integration. Univ Nac Aut Mexico Press, Mexico, p. 383-406. 1985.
- CIANONews. *Florações Nocivas de Cianobactérias e a Portaria 1469*. 2004. Disponível em: <<http://www.cianobacterias.furg.br/cnews.html>>. Acesso em: 30 out. 2004.
- COSTA, K. M. P.; MACÊDO, S. J. Estudo hidrológico do Rio Timbó (Pernambuco - Brasil). *Trab. Oceanog. Univ. Fed. PE.*, Recife, v. 20, p. 7-33, 1989.
- DIRETÓRIO DE HIDROGRAFIA E NAVEGAÇÃO. Marinha do Brasil. Disponível em: <<http://www.dhn.mar.mil.br>>. Acesso em: 05 janeiro 2005.
- ESSIEN, J. P.; ANTAI, S. P.; BENSON, N. U. Microalgae biodiversity and biomass status in Qua Iboe Estuary mangrove swamp, Nigeria. *Aquatic Ecology*. 2007.
- ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Ed. Interciência Ltda., 602 p. 1998.
- FEITOSA, F. A. N.; NASCIMENTO, F. C. R.; COSTA, K. M. P. Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica relacionada com parâmetros hidrológicos na Baía do Pina (RECIFE – PE). *Trab. Oceanog. Univ. Fed. PE*, Recife, v. 27, n. 2, p.1-13, 1999.
- FEITOSA, F. A. N.; SILVA-CUNHA, M. G. G.; PASSAVANTE, J. Z. O.; NEUMAN-LEITÃO, S.; LINS, I. C. Estrutura do microfitoplâncton no sistema estuarino do Rio Goiana, Pernambuco, Brasil. *Trab. Oceanog. Univ. Fed. PE.*, Recife, v. 27, n. 2, p. 15-25, 1999.
- FERREIRA, A. H. F.; MINILLO, A.; SILVA, L. M.; YUNES, J. L. Ocorrência de Anabaena spiroides (Cianobacéria) no estuário da Lagoa dos Patos, RS, no verão-outono de 1998. *Atlântica*, Rio Grande, n. 26. único: p.17-26, 2004.
- FONSECA, V. G; KLEIN, V. L. M. Estudo sobre a composição do plâncton no estuário do Rio Jaguaribe (Ceará-Brasil). *Arq. Ciên. Mar*, Fortaleza, v. 16, n. 1, p. 1-8, 1976.
- FUNCEME. Disponível em: <<http://www.funceme.br>>. Acesso em: 23 mar. 2007.

GAMEIRO, C. A. L. P. Variação espacial e temporal do fitoplâncton do Estuário do Tejo. 63 p. Monografia (Graduação em Biologia Vegetal Aplicada) - Universidade de Lisboa, Lisboa. 2000.

GOOGLE. Google Earth. Disponível em: <<http://earth.google.com>>. Acesso em: 20 maio 2007.

GRIFFITH, R. E. *Phytoplankton of Chesapeake Bay*. University of Maryland, Department of Research and Education, Solomons, Maryland, 69 p. 1967.

HINES, A. A; HADDOM, P. J; MIKLAS, J. J; WEECHERT, L. A; HADDOM, A.M. Estuarine invertebrates and fish: Sampling Design and Constraints for Long-Term measurements of populations dynamic. *New Approaches to Monitoring Aquatic Ecosystems*. ASTM STP 940. Boyle, T.T. Ed., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, p.140-164, 1987.

INFANTE, A. G. *El plancton de las aguas continentales*. Escuela de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Central, Caracas, Venezuela, 130 p. 1988.

JAWORSKI, N. A. *Sources of nutrients and the scale of eutrophication problems in estuaries*. In: *Estuaries and nutrients*. Nielson, B. J. & L. E. Conrin (eds.), Humana Press, Clifton, pp. 83-110. 1981.

KINNER, O. Physiology of estuarine organism with special reference to salinity and temperature; general aspects. In: LAUFF, G. H., *Estuaries*. Washington. American Association for the Advancement of Science. p. 525-540, 1967.

KLEIN, V. L. M.; FRANCA, M. A. M. Estudo sobre a produtividade primária de uma estação fundeada no estuário do Rio Curu, Ceará, Brasil, no período de setembro de 1977 a maio de 1978. In: Simpósio Latino Americano sobre Oceanografia Biológica, 5. São Paulo. *Suplemento do Boletim do Instituto Oceanográfico*, São Paulo, v. 29, n. 2, p. 209-215, 1980.

KRASILCHIK, M. *Alga*. *Jornal da Secção de Biologia*. CULTUS/IBECC-UNESCO, São Paulo, 13 p. 1961.

KROMKAMP, J.; PEENE, J. Possibility of net phytoplankton primary production in the turbid Schelde Estuary (SW Netherlands). *Marine Ecology Progress Series*. V. 121, p. 249-259, 1995.

KUBITZA, F. *Qualidade da água, Planejamento da Produção e Manejo Alimentar em Piscicultura*. *Cursos Avançados em Piscicultura*, 77 p. 2000.

LACERDA, L. D. Trace metals biogeochemistry and diffuse pollution in mangrove ecosystems. *International Society for Mangrove Ecosystem*. Japan, 65 p. 1998.

LIMA-VERDE, N. G.; TAHIM, E. F. Estudo preliminar da composição do plâncton do estuário do Rio Ceará, Fortaleza, Ceará. In: *Encontro Brasileiro do Plâncton*, 4., 1990, Recife. p.33, 1990.

- LUCAS, L. V.; KOSEFF, J. R.; CLOERN, J. E.; MONISMITH, S. G.; THOMPSON, J. K. Processes governing phytoplankton blooms in estuaries. I: The local production-loss balance. *Marine Ecology Process Series*. V. 187, p. 1-15, 1999.
- LUND, J. W. B. The ecology of freshwater phytoplankton. *Biol. Ver.*, n. 40, p. 231-293, 1965.
- MACÊDO, S. J. ; COSTA, K. M . P. Condições hidrológicas do Estuário do Rio Igarçu - Itamaracá - Pernambuco. *Trab. Oceanog. Univ. Fed. PE.*, Recife, v. 21, p. 7-32, 1990.
- MALONE, T. C. *Environmental regulation of phytoplankton productivity in the lower Hudson estuary*. *Estuarine and coastal Mar.* v. 5, p. 157-171. 1977.
- MATTHIENSEN, A.; YUNES, J. S.; CODD, G. A. Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no estuário da Lagoa dos Patos, RS. *Rev. Brasil. Biol.*, v. 59, n. 3, p. 361-376, 1999.
- MCLUSKY, D. S. *The estuarine ecosystem*. 2. ed., New York: Ed. Chapman & Hal. 215 p. 1989.
- MELO-MAGALHÃES, E. M.; CAVALCANTI, M. O.; GUEDES, E. A. C.; LIRA, M. C. A. Variação sazonal do microfitoplâncton do Parque Municipal Marinho de Paripueira, AL. *Trab. Oceanog. Univ. Fed. PE.*, Recife, v. 27, n. 1, p. 1-14, 1999.
- MENEZES, R. S.; MENEZES, M. F. Estudo preliminar sobre a flora e fauna de águas estuarinas do Estado do Ceará. *Arq. Est. Biol. Mar.* Fortaleza, v. 8, n. 1, p. 101-106. 1968.
- MINILLO, A. *Análise da distribuição, densidade e toxicidade de floração de cianobactérias e suas toxinas nos reservatórios do médio e baixo Tietê (SP) e relação com as características limnológicas do sistema*. 444 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Paulo. 2005.
- 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, RS. *Ecotoxicologia: Perspectivas para o Século XXI*, São Carlos, RiMa, 16 p. 2000.
- MOHLENBERG, F. Effect of meteorology and nutrient load on oxygen depletion in a Danish micro-tidal estuary. *Aquatic Ecology*. V. 33, p. 55-64, 1999.
- MOREIRA, M. O. P. *Produção do fitoplâncton em um ecossistema estuarino tropical (Estuário do rio Cocó, Fortaleza, Ceará)*. 338 p. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Oceanografia Biológica) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 1994.
- MOREIRA-FILHO, H.; ESKINAZI-LEÇA, E.; VALENTE-MOREIRA, I. M.; CUNHA, J. A. Avaliação taxonômica das diatomáceas (Chrysophyta-Baccillariophyceae) marinhas e estuarinas nos estados de Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte,

Ceará, Piauí, Maranhão, Pará e Amapá, Brasil. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE*, Recife. v. 27, n. 1, p.55-90, 1999.

MOTA ALVES, M. I.; SOARES-FILHO, A. A. Peixes do estuário do Rio Jaguaribe (Ceará - Brasil): Aspectos Físioecológicos. *Ciênc. Agron. Fortaleza*, v. 27, n. 1/2, p. 5–16, 1996.

NEUMANN-LEITÃO, S.; SOUZA, M. R. M.; PORTO-NETO, F. F.; MOURA, M. C. O.; SILVA, A. P.; GUSMÃO, L. M. O. Zooplâncton do Estuário do Rio São Francisco, Nordeste do Brasil. *Trab. Oceanog. Univ. Fed. PE.*, Recife, v. 27, n. 1, p. 33-54, 1999.

ODUM, E. P. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara Koogan S.A, 434 p. 1988.

OLIVEIRA, A. M. E. Composição e distribuição da ictiofauna nas águas estuarinas do Rio Jaguaribe (Ceará - Brasil). *Arq. Ciên. Mar*, Fortaleza. 16 (1): 9–18. 1976.

OLIVEIRA, A. M. E. *Composição e distribuição ecológica da ictiofauna do Rio Pacoti – CE/Brasil*. 154 p. Tese (Obtenção do título de Professor Titular) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 1993.

PAERL, H. W.; USTACH, J. F. *Blue-green algal scums: na expalnationfor their occurrence during freshwater blooms*. *Limnology oceanography*, Grafton, v. 27, n. 2, p. 212-217, 1982.

PARANAGUÁ, M. N. *Cladocera (Crustacea) do Estuário do Rio Capibaribe – Recife – Pernambuco*. 102 p. 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, Botânica*, v. 36, p. 1-35, 1981.

PEREIRA, A. C. A. *Composição do fito e zooplâncton do Estuário do Rio Catu, Aquiraz, Ceará*. 55 p. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza. 2005.

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/cieamb/ambiente.htm>>. Acesso em: 30 out. 2004.

PESSOA, E. F. V. Dinâmica geoambiental da bacia hidrográfica do Riacho Catu. *In: Anais do VI Semana Universitária da Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza. Pesquisadores/Ciências Exatas e da Terra. CD-ROM*. 2001.

PIEHLER, M. F.; DYBLE, J.; MOISANDER, P. H.; PINCKNEY, J. L.; PAERL, H. W. Effects of modified nutrient concentrations and ratios on the structure and function of the native phytoplankton community in the Neuse River Estuary, North Carolina, USA. *Aquatic Ecology*, V. 36, p. 371-387, 2002.

PRESCOTT, G. W. *The Freshwater Algae*. WM. C. Brown Company Publishers: Dubuque/Iowa/USA, 348 p. 1970.

PROENÇA, C. E. M.; BITTENCOURT, P. R. L. *Manual de Piscicultura Tropical*. Brasília: IBAMA, 195 p. 1994.

QUEIROZ, J. Indicadores biológicos para avaliar a água. *AGRO C & T*, ano 1, n. 3, nov. 2002.

RIVERA, P. Diatomeas epífitas en *Gracilaria verrucosa* (Hudson) Papenfuss recolectada en la costa chilena. *Gayana, Botánica*, v. 25, p. 1-115, 1973.

RIVERA, P. Diatomeas de agua dulce de Concepción y alrededores (Chile). *Gayana, Botánica*, v. 28, p. 3-134, 140 figs, 1974.

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 Brasil. Bot.*, V. 27, n. 2, p. 213-227, abr.-jun. 2004.

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. 76 p. [1999].

SHAEFFER-NOVELLI, Y. Importância do manguezal e suas comunidades. *ALICMAR / Inst. Oceanogr. USP*, São Paulo. 6 p. 1982.

SILVA, E. V. *Dinâmica da paisagem. Estudo integrado de ecossistemas litorâneos em Helva (Espanha) e Ceará (Brasil)*. 391 p. Tese (Doutor em Geografia) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro. 1993.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H. *Limnologia aplicada à aqüicultura*. Jaboticabal: FUNEP, 94 p. 1994.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; ROCHA, O. *Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos*. São Paulo: RIMA, 106 p. 2001.

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*. Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, v. 4, n. 1, p. 43–50, 2002a.

SOARES-FILHO, A. A.; ALCANTARA-FILHO, P. Características ecológicas da ictiofauna entre a região média e a boca do Estuário do Rio Jaguaribe (Ceará/Brasil). *Ciências e Tecnologia*. Fortaleza, v. 4, n. 2, p. 31–39, 2002b.

SOUZA, M. R. M.; SILVA-CUNHA, M. G. G.; MONTES, M. J. F.; NEUMANN-LEITÃO, S.; PORTO-NETO, F. F.; MOURA, M. C. O.; CHAMIXAES-LOPEZ, C. C. B. Hidrologia e fitoplâncton do sistema estuarino do Rio São Francisco, Nordeste do Brasil. *Trab. Oceanog. Univ. Fed. PE.*, Recife, v. 27, n. 1, p. 15-32, 1999.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. T. *A manual of seawater analysis*. Ottawa Bull. Fish. Res. Board of Canadá, v. 125, p. 1-205, 1965.

SZE, P. *A biology of the algae*. 2nd ed. Wm.C. Brown publishers, p. 259. 1993.

TRAVASSOS, P. E. P.; MACÊDO, S. J.; KOENING, M. L. Aspectos hidrológicos do Estuário do Rio Capibaribe (Recife - Pernambuco - Brasil). *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE.*, Recife, n. 22, p. 9-38, 1993.

TUNDISI, J. O plâncton estuarino. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, São Paulo, n. 19, p. 1-22, 1970.

TUNDISI, J.; MATSUMURA-TUNDISI, T. *Eutrophication of lakes and reservoirs: a comparative analysis, case studies, perspectives*. *Algae and environment: a general approach*. Sociedade Brasileira de Ficologia. São Paulo. p. 1-33. 1992.

UNDERWOOD, G. J. C.; KROMKAMP, J. *Primary production by phytoplankton and microphytobenthos in estuaries*. *Advances in Ecological Reser.* 29: p. 93-153. 1999.

VALENTIM-NETO, P. A. *Possíveis causas da mortalidade do caranguejo-uçá, Ucides cordatus (Linnaeus, 1763) no Estuário do Rio Jaguaribe – Ceará*. 76 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Marinha Tropical) - Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Fortaleza. 2004.

YEAGER, C. L. J.; HARDING, L. W.; MALLONEE, M. E. Phytoplankton production, biomass and community structure following a summer nutrient pulse in Chesapeake Bay. *Aquatic Ecology*. V. 39, p. 135-149, 2005.

ANEXO A – Endereços eletrônicos de interesse para a planctologia

http://www.rbgsyd.gov.au/information_about_plants/botanical_info/australian_freshwater_algae2

<http://www.umich.edu/~phytolab/GreatLakesDiatomHomePage/groups/majorgroups.html>

<http://el.erd.c.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.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.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>

ANEXO B - Normalização e aspectos ambientais.

RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005

O CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA, no uso das competências que lhe são conferidas pelos arts. 6º, inciso II e 8º, inciso VII, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, regulamentada pelo Decreto nº 99.274, de 6 de junho de 1990 e suas alterações, tendo em vista o disposto em seu Regimento Interno, e

Considerando a vigência da Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000, que dispõe sobre a balneabilidade;

Considerando o art. 9º, inciso I, da Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, que instituiu a Política Nacional dos Recursos Hídricos, e demais normas aplicáveis à matéria;

Considerando que a água integra as preocupações do desenvolvimento sustentável, baseado nos princípios da função ecológica da propriedade, da prevenção, da precaução, do poluidor-pagador, do usuário-pagador e da integração, bem como no reconhecimento de valor intrínseco à natureza;

Considerando que a Constituição Federal e a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, visam controlar o lançamento no meio ambiente de poluentes, proibindo o lançamento em níveis nocivos ou perigosos para os seres humanos e outras formas de vida;

Considerando que o enquadramento expressa metas finais a serem alcançadas, podendo ser fixadas metas progressivas intermediárias, obrigatórias, visando a sua efetivação;

Considerando os termos da Convenção de Estocolmo, que trata dos Poluentes Orgânicos Persistentes-POPs, ratificada pelo Decreto Legislativo nº 204, de 7 de maio de 2004;

Considerando ser a classificação das águas doces, salobras e salinas essencial à defesa de seus níveis de qualidade, avaliados por condições e padrões específicos, de modo a assegurar seus usos preponderantes;

Considerando que o enquadramento dos corpos de água deve estar baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade;

Considerando que a saúde e o bem-estar humano, bem como o equilíbrio ecológico aquático, não devem ser afetados pela deterioração da qualidade das águas;

Considerando a necessidade de se criar instrumentos para avaliar a evolução da qualidade das águas, em relação às classes estabelecidas no enquadramento, de forma a facilitar a fixação e controle de metas visando atingir gradativamente os objetivos propostos;

Considerando a necessidade de se reformular a classificação existente, para melhor distribuir os usos das águas, melhor especificar as condições e padrões de qualidade requeridos, sem prejuízo de posterior aperfeiçoamento; e

Considerando que o controle da poluição está diretamente relacionado com a proteção da saúde, garantia do meio ambiente ecologicamente equilibrado e a melhoria da qualidade de vida, levando em conta os usos prioritários e classes de qualidade ambiental exigidos para um determinado corpo de água; resolve:

Das Águas Salobras

Art. 21. As águas salobras de classe 1 observarão as seguintes condições e padrões:

I - condições de qualidade de água:

a) não verificação de efeito tóxico crônico a organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente, ou, na sua ausência, por instituições nacionais ou internacionais renomadas, comprovado pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido;

b) carbono orgânico total: até 3 mg/L, como C;

c) OD, em qualquer amostra, não inferior a 5 mg/ L O₂;

d) pH: 6,5 a 8,5;

e) óleos e graxas: virtualmente ausentes;

f) materiais flutuantes: virtualmente ausentes;

g) substâncias que produzem cor, odor e turbidez: virtualmente ausentes;

h) resíduos sólidos objetáveis: virtualmente ausentes; e

i) coliformes termotolerantes: para o uso de recreação de contato primário deverá ser obedecida a Resolução CONAMA no 274, de 2000. Para o cultivo de moluscos bivalves destinados à alimentação humana, a média geométrica da densidade de coliformes termotolerantes, de um mínimo de 15 amostras coletadas no mesmo local, não deverá exceder 43 por 100 mililitros, e o percentil 90% não deverá ultrapassar 88 coliformes termotolerantes por 100 mililitros. Esses índices deverão ser mantidos em monitoramento anual com um mínimo de 5 amostras. Para a irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película, bem como para a irrigação de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto, não deverá ser excedido o valor de 200 coliformes termotolerantes por 100mL. Para os demais usos não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. A *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

II - Padrões de qualidade de água:

TABELA VII - CLASSE 1 - ÁGUAS SALOBRAS	
PADRÕES	
PARÂMETROS INORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Alumínio dissolvido	0,1 mg/L Al
Arsênio total	0,01 mg/L As
Berílio total	5,3 µg/L Be
Boro	0,5 mg/L B
Cádmio total	0,005 mg/L Cd
Chumbo total	0,01 mg/L Pb
Cianeto livre	0,001 mg/L CN
Cloro residual total (combinado + livre)	0,01 mg/L Cl
Cobre dissolvido	0,005 mg/L Cu
Cromo total	0,05 mg/L Cr
Ferro dissolvido	0,3 mg/L Fe
Fluoreto total	1,4 mg/L F
Fósforo total	0,124 mg/L P
Manganês total	0,1 mg/L Mn
Mercurio total	0,0002 mg/L Hg
Níquel total	0,025 mg/L Ni
Nitrato	0,40 mg/L N
Nitrito	0,07 mg/L N
Nitrogênio amoniacal total	0,40 mg/L N
Polifosfatos (determinado pela diferença entre fósforo ácido hidrolisável total e fósforo reativo total)	0,062 mg/L P
Prata total	0,005 mg/L Ag
Selênio total	0,01 mg/L Se
Sulfetos (como H ₂ S não dissociado)	0,002 mg/L S
Zinco total	0,09 mg/L Zn
PARÂMETROS ORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Aldrin + dieldrin	0,0019 µg/L
Benzeno	700 µg/L
Carbaril	0,32 µg/L
Clordano (cis + trans)	0,004 µg/L
2,4-D	10,0 µg/L
DDT (p,p'DDT+ p,p'DDE + p,p'DDD)	0,001 µg/L
Demeton (Demeton-O + Demeton-S)	0,1 µg/L
Dodecacloro pentaciclodecano	0,001 µg/L
Endrin	0,004 µg/L
Endossulfan (a + f ₀ + sulfato)	0,01 µg/L
Etilbenzeno	25,0 µg/L

Fenóis totais (substâncias que reagem com 4-aminoantipirina)	0,003 mg/L C ₆ H ₅ OH
Gution	0,01 µg/L
Heptacloro epóxido + Heptacloro	0,001 µg/L
Lindano (g-HCH)	0,004 µg/L
Malation	0,1 µg/L
Metoxicloro	0,03 µg/L
Monoclorobenzeno	25 µg/L
Paration	0,04 µg/L
Pentaclorofenol	7,9 µg/L
PCBs - Bifenilas Policloradas	0,03 µg/L
Substâncias tensoativas que reagem com azul de metileno	0,2 LAS
2,4,5-T	10,0 µg/L
Tolueno	215 µg/L
Toxafeno	0,0002 µg/L
2,4,5-TP	10,0 µg/L
Tributilestanho	0,010 µg/L TBT
Triclorobenzeno (1,2,3-TCB + 1,2,4-TCB)	80,0 µg/L