



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E
BIOMONITORAMENTO**

YONARA SOUZA BRAGA

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO DE EFLUENTE DOMÉSTICO
TRATADO LANÇADO NO ESTUÁRIO DO RIO SAUÍPE,
BAHIA, BRASIL – UM ESTUDO DE CURTA DURAÇÃO AO
LONGO DE UM CICLO DE MARÉ**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Salvador, 2005

YONARA SOUZA BRAGA

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO DE EFLUENTE DOMÉSTICO
TRATADO LANÇADO NO ESTUÁRIO DO RIO SAUÍPE,
BAHIA, BRASIL – UM ESTUDO DE CURTA DURAÇÃO AO
LONGO DE UM CICLO DE MARÉ**

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento da Universidade Federal da Bahia como requisito final para obtenção do Título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Mendes da Silva

Salvador, 2005

Biblioteca Central Reitor Macêdo Costa - UFBA

B813 Braga, Yonara Souza.

Avaliação do impacto de efluente doméstico tratado lançado no estuário do Rio Sauípe, Bahia, Brasil – Um estudo de curta duração ao longo de um ciclo de maré / Yonara Souza Braga. - 2005.
78 f. : il. + anexos.

Orientador : Prof. Dr. Eduardo Mendes da Silva.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal da Bahia, Instituto de Biologia, 2005.

1. Eutrofização – Sauípe, Rio (BA). 2. Efeito da poluição da água – Sauípe, Rio (BA).
3. Estuários - Sauípe, Rio (BA). 4. Nutrientes inorgânicos. I. Silva, Eduardo Mendes da.
II. Universidade Federal da Bahia. Instituto de Biologia.. III. Título.

CDU – 574.5

CDD – 577.631.58

Aos meus pais Derval e Inéa Braga, que apesar da distância, se fazem presentes na minha vida demonstrando amor e incentivo em tudo que faço. Ao meu marido, Reinaldo A. Ferreira de Lima, que nunca mediu esforços para me ajudar e, principalmente, por me acolher em seus braços nas horas de desânimo.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de externar os meus sinceros agradecimentos:

Ao Programa de Monitoramento, Avaliação e Reabilitação de Ecossistemas Naturais e Artificiais do Estado da Bahia - MAREMBA, do Instituto de Biologia da UFBA, pelo apoio técnico e científico e à orientação do Prof. Dr. Eduardo Mendes da Silva.

À Empresa Baiana de Águas e Saneamento (EMBASA) pelo apoio financeiro e à Costa do Saúpe S.A pelo apoio na infra-estrutura

Ao Prof. Doriedson Gomes, grande amigo, pela inestimável ajuda, apoio, e principalmente pelas críticas na realização deste trabalho, ao Prof. Oberdan, pela identificação do fitoplâncton, à Jorgelina L. R. Costa (Jojó), técnica do laboratório, pelo grande apoio dado nas análises químicas das amostras e à colega Joana Paixão, pela realização dos bioensaios.

Aos membros da banca examinadora Prof. Dr. Miguel Accioly e ao Prof. Dr. Francisco de Paula pelas inúmeras contribuições visando o aprimoramento deste trabalho.

Aos colegas: João Cláudio Viana, Lander Alves, Cristiano Araújo, Sonia Levita, Kátia Silva, Carla Chastinet, Salomão Pinho, Hemyle Cantuária, Stivie Otha e Jéssica Santos, pela imprescindível ajuda na organização e condução do trabalho de campo. À Wilson Rossi e Marcelo pelo auxílio prestado na busca de referências.

Ao LAVIET por viabilizar o uso do espectrofotômetro.

Às amigas: Cíntia Lins, pela longa e verdadeira amizade, pela satisfação com que resolveu os eventuais problemas do curso na minha ausência e, principalmente, pelo apoio prestado nos momentos finais que antecederam a minha defesa. Goia Lyra, Samanta Levita e todos os outros, pela ajuda pessoal, pelo constante incentivo e pelos momentos vividos ao longo do curso.

Aos amigos: Lúcia Rimoli, Thiago e Rodrigo Lima pela ajuda na edição final deste trabalho e Beatriz Ferreira, por viabilizar o acesso à biblioteca da Universidade de Pretória, para que fosse possível consultar os periódicos.

E finalmente gostaria de agradecer aos meus irmãos Núbia e Fábio Braga, à minha cunhada Ceila e aos meus sobrinhos Renata e Fábio Filho, pelo amor e preocupação excessiva que fizeram de mim o que sou hoje.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS

RESUMO

ABSTRACT

| | |
|--|-----------|
| 1. INTRODUÇÃO..... | 1 |
| 2. ESTUÁRIOS X EUTROFIZAÇÃO..... | 3 |
| 2.1 Bioensaios Algais..... | 6 |
| 3. ÁREA DE ESTUDO..... | 8 |
| 3.1 Características Gerais..... | 8 |
| 4. MATERIAL E MÉTODO..... | 12 |
| 4.1 Estratégia Amostral..... | 12 |
| 4.2 Estações de coleta..... | 13 |
| 4.3 Metodologia de coleta..... | 15 |
| 4.4 Parâmetros Analisados..... | 16 |
| ▪ Transparência..... | 16 |
| ▪ Temperatura, pH e Condutividade elétrica..... | 16 |
| ▪ Oxigênio Dissolvido | 17 |
| ▪ Sólidos Totais em Suspensão | 17 |
| ▪ Nutrientes | 18 |
| ▪ Clorofila <i>a</i> | 18 |
| ▪ Produtividade Primária..... | 19 |
| ▪ Fitoplâncton..... | 22 |
| 4.5 Estimativa da carga de P | 22 |
| 4.6 Estudo paralelo: Bioensaio algal..... | 23 |
| 5. RESULTADOS..... | 27 |
| 5.1 Parâmetros Analisados..... | 27 |
| ▪ Transparência e Sólidos Totais em Suspensão..... | 27 |
| ▪ Condutividade elétrica..... | 29 |
| ▪ Temperatura da água..... | 30 |
| ▪ Oxigênio Dissolvido..... | 32 |
| ▪ pH..... | 33 |
| ▪ Nutrientes | 34 |
| ▪ Série nitrogenada | 34 |
| ▪ Série fosfatada | 38 |
| ▪ Razão N/P | 40 |
| ▪ Clorofila <i>a</i> | 41 |
| ▪ Produtividade Primária..... | 43 |

| | |
|---|-----------|
| ▪ Fitoplâncton..... | 43 |
| 5.2 Estimativa da carga de P..... | 45 |
| 5.3 Bioensaio algal..... | 45 |
| 6. DISCUSSÃO..... | 47 |
| 6.1 Variação diurna dos parâmetros físico-químicos dentro da ETE..... | 47 |
| 6.2 Comportamento do efluente nas estações amostradas..... | 53 |
| 6.2.1 Razão N/P..... | 60 |
| 6.2.2 Produtividade Primária e Clorofila <i>a</i> | 62 |
| 6.3 Estimativa da carga de P..... | 63 |
| 6.4 Fitoplâncton..... | 64 |
| 6.5 Bioensaio algal..... | 66 |
| 7. CONCLUSÕES..... | 69 |
| 8. SUGESTÕES..... | 71 |
| 9. REFERÊNCIAS CITADAS..... | 73 |
| 10. ANEXOS..... | 78 |

LISTA DE FIGURAS

| | | |
|-------------|--|----|
| Figura 1 – | Localização da área de estudo – Bacia do Rio Sauípe..... | 9 |
| Figura 2 – | (A) Vista aérea do Complexo Hoteleiro Costa do Sauípe. (B) Estação de tratamento de efluentes do complexo..... | 9 |
| Figura 3 – | Imagem de satélite do estuário do Rio Sauípe, mostrando a localização dos pontos de coleta..... | 14 |
| Figura 4 - | Desenho esquemático do delineamento amostral..... | 15 |
| Figura 5 - | Laboratório estruturado em campo para filtragem das amostras de clorofila <i>a</i> | 19 |
| Figura 6 - | Experimento da produtividade primária montado <i>in situ</i> . Detalhe do incubador utilizado..... | 20 |
| Figura 7 - | Desenho esquemático dos bioensaios..... | 24 |
| Figura 8 - | Profundidade das estações amostradas e perfil de variação do disco de Secchi e função da maré..... | 27 |
| Figura 9 - | Variação dos sólidos totais em suspensão nas estações 1 (A), 2 (B) e na ETE (C)..... | 28 |
| Figura 10 - | Variação da condutividade nas estações 1 (A), 2 (B) e na ETE (C)..... | 30 |
| Figura 11 - | Perfis de temperatura da água nas estações 1 (A), 2 (B) e na ETE (C)..... | 31 |
| Figura 12 - | Variação dos valores de saturação de oxigênio dissolvido nas estações 1 (A), 2 (B) e na ETE (C)..... | 32 |
| Figura 13 - | Variação do pH nas estações 1 (A), 2 (B) e na ETE (C)..... | 33 |
| Figura 14 - | Variação das concentrações de nitrogênio obtidas nas Estações 1 e 2: nitrogênio total (A,B); nitrato (C,D); nitrito (E,F) e amônio (G,H), respectivamente..... | 36 |
| Figura 15 - | Variação das concentrações de nitrogênio obtidas na ETE: nitrogênio total (A); nitrato (B); nitrito (C) e amônio (D)..... | 37 |
| Figura 16 - | Variação das concentrações de fósforo obtidas nas Estações 1 e 2: fósforo total (A,B) e fósforo solúvel reativo (C,D)..... | 39 |

| | |
|--|----|
| Figura 17 - Variação das concentrações de fósforo obtidas na ETE: fósforo total (A) e fósforo solúvel reativo (B)..... | 40 |
| Figura 18 - Razão de Redfield - nitrogênio total e fósforo total nas estações 1 e 2 e na ETE..... | 41 |
| Figura 19 - Variação das concentrações de clorofila <i>a</i> obtidas nas estações 1 (A), 2 (B) e na ETE (C)..... | 42 |
| Figura 20 - Produtividade primária nas estações 1 e 2..... | 43 |
| Figura 21 - Representatividade percentual das espécies entre as Divisões identificadas nas estações amostradas dentro do estuário..... | 44 |
| Figura 22 - Estimativa da densidade celular de <i>P. subcapitata</i> em várias concentrações do efluente esterilizado da ETE Sauípe após 96 e 144 horas..... | 45 |
| Figura 23 - Taxa de crescimento de <i>P. subcapitata</i> em várias concentrações do efluente esterilizado da ETE Sauípe após 96 e 144 horas..... | 46 |

BRAGA Y. S. Avaliação do impacto de efluente doméstico tratado lançado no estuário do Rio Sauípe, Bahia, Brasil – um estudo de curta duração ao longo de um ciclo de maré. Salvador, 2005. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia.

RESUMO: O presente estudo teve como principais objetivos: avaliar o comportamento do efluente, lançado no rio, durante um ciclo de maré; estimar a carga de fósforo (P) que a ETE lança no rio e, através de bioensaio, determinar o possível efeito deste efluente no crescimento de microalgas. Foram coletadas amostras na ETE e no estuário para análises de parâmetros físico-químicos, nutricionais, clorofila *a* e produção primária. Na ETE foram realizadas coletas de superfície ao longo do dia. No estuário foram feitas coletas na coluna d'água em intervalos regulares (3h). O bioensaio foi conduzido sob condições controladas de luz e temperatura, utilizando *Pseudokirchneriella. subcapitata* como organismo-teste. As culturas foram expostas a diferentes concentrações do efluente durante os períodos de 96 e 144 horas. Os resultados indicaram que o efluente é constituído de uma elevada carga nutricional (166 a 183µM de fósforo total e 329 a 394µM de nitrogênio total) e lança uma carga diária de 14kg de fósforo no rio. A E1 é fortemente influenciada pela entrada do efluente, o qual parece não atingir a E2. Isso foi confirmado, principalmente, pela razão nitrogênio e fósforo (N/P), que indicou para a E1 uma maior proporção de fósforo em relação ao nitrogênio (N/P < 16), e pela maior produtividade primária (51,38 mgC/m³/h) em relação a E2 (3,33 mgC/m³/h), cujo resultado foi atribuído à maior disponibilidade nutricional, principalmente o fósforo. Apesar da rápida diluição do efluente, a entrada excessiva de nutrientes em ecossistemas aquáticos é sempre preocupante, em especial o fósforo, pois seu potencial eutrofizante nunca é reduzido. O bioensaio demonstrou que o efluente induz o crescimento das algas mesmo nas maiores diluições, indicando a sua riqueza de nutrientes. O efluente tem potencial de eutrofização, e por isso pode comprometer a qualidade da água do Rio Sauípe.

Palavras-chave: Estuário, Efluente doméstico, Bioensaio, Eutrofização

BRAGA, Y. S. Impact evaluation of treated domestic effluent released in the Sauípe River estuary, Bahia, Brazil – Short-term study in a complete tidal cycle. Salvador, 2005. Dissertation (Master-degree) – Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia.

ABSTRACT: The study aimed to evaluate the behavior of the effluent released in the river during a complete tidal cycle in two sites (E1 e E2) inside the estuary; to estimate amount of phosphorus (P) released in the river and to determinate the effect of that effluent in the algal growth using bioassay. Samples were obtained in the wastewater treatment system and in the estuary to investigate nutrients, chlorophyll *a*, primary production and physical/chemical parameters. In the wastewater treatment system the sampling was made in different periods of the day and the samples were obtained on the surface. In the estuary the samples were obtained in surface, Secchi depth and bottom levels in regular periods (3h). The bioassay was developed using *Pseudokirchneriella Subcapitata* as test organism incubated in controlled temperature and light conditions. The microalgal cultures were exposed in different concentrations of the effluent during 96 and 144 hours. The results shown that the effluent has high nutritional charge (166 a 183 μM of total phosphorus and 329 a 394 μM of total nitrogen) and release 14kg of phosphorus daily in the river. Sites 1 and 2 are situated in the upper estuary. E1 is strongly influenced by the effluent. The effluent has a fast dilution process and doesn't reach E2. It was confirmed, mainly, by N/P ratio that indicated to E1 a bigger proportion of phosphorus than nitrogen (N:P <16) and by the high productivity (51,38 $\text{mgC}/\text{m}^3/\text{h}$) when compared with E2 (3,33 $\text{mgC}/\text{m}^3/\text{h}$). This productivity was attributed to the great nutritional availability, mainly, phosphorus. Beside the fast dilution of the effluent, the excessive input of nutrients in aquatic ecosystems must be considered, in special phosphorus, because it has a large potential of eutrophication.. The bioassay has showed that the effluent induces algal growth in all dilutions. It suggests that the effluent is nutrients enriched. So, it has potential of eutrophication and it could be able to compromise the water quality of the Sauípe river.

Key-words: Estuary, Domestic effluent, Bioassay, Eutrophication

1. INTRODUÇÃO

A crescente expansão demográfica observada nas últimas décadas trouxe como consequência a ocupação desenfreada de zonas costeiras e com isso o comprometimento da qualidade da água dos ecossistemas localizados nestas regiões, a exemplo dos estuários. Neste quadro, as preocupações com o ambiente, em geral, e com a água, em particular, adquirem especial importância.

Os sistemas estuarinos são ambientes dinâmicos continuamente submetidos à condição de mistura de água fluvial e marinha, ocasionada pelo efeito das marés que causam alterações físico-químicas em suas propriedades. Estes ambientes são ricos em matéria orgânica advinda de diversas fontes e por isso sustentam uma elevada produtividade biológica, sendo portanto, um ecossistema de relevante interesse ecológico (GONI *et al.*, 2003).

Os estuários são ecossistemas naturalmente produtivos, mas nos anos recentes têm estado sujeitos ao aumento de *inputs* antropogênicos de nitrogênio (N) e fósforo (P) oriundos principalmente do lançamento de esgotos domésticos. A fertilização de ecossistemas costeiros, a exemplo, dos estuários, tornou-se um sério problema ambiental, devido à perda da qualidade da água e à redução da biodiversidade local, ocasionadas pelo desbalanço entre a produção e o metabolismo de matéria orgânica (CLOREN, 2001).

Além do impacto ecológico sobre o ecossistema, o processo de eutrofização gera um impacto visual facilmente notado pelo cidadão comum, em função das alterações que passam a existir na água: mudança de cor, presença de odor e mortandade de peixes, os quais causam sérios problemas para o uso recreacional desses ambientes e para a saúde humana.

Considerando-se que a entrada excessiva de nutrientes (N e P) num dado corpo aquático conduz a um processo de eutrofização, buscou-se neste trabalho avaliar se o despejo do efluente tratado está eutrofizando o estuário do Rio Sauípe. Com base na hipótese de que o efluente tratado influencia a qualidade da água do Rio Sauípe, conduziu-se um estudo de curta duração com os objetivos de **(i)** avaliar comportamento do efluente lançado no Rio Sauípe ao longo de um ciclo de maré, **(ii)** avaliar as características físico-químicas e biológicas do efluente e a variação diurna destes parâmetros dentro da ETE e **(iii)** estimar a carga de fósforo (P) lançada pela ETE no estuário do Rio Sauípe.

Uma vez que as análises químicas apenas não contemplam implicações ecológicas decorrentes da entrada do efluente no rio, deve-se analisar biologicamente os efeitos da sua disposição por meio do uso organismos vivos, que são diretamente afetados por eventuais desequilíbrios decorrentes da poluição hídrica (BERNAL-BROOKS, 2003). Desse modo, conduziram-se ensaios laboratoriais utilizando populações de microalgas cultivadas em laboratório, tendo como objetivo **(iv)** determinar o possível efeito deste efluente no crescimento de populações de microalgas submetidas a diferentes concentrações.

2. ESTUÁRIOS X EUTROFIZAÇÃO

Os estuários são definidos como ambientes de transição entre ecossistemas de água doce e marinho, cuja dinâmica ambiental responde a forças físicas numa escala de tempo diurna ou semi-diurna, a depender da maré. Além das variações ocasionadas pela maré, a vazão do rio, bem como ventos e ondas controlam a dinâmica destes ambientes. O constante movimento de massas d'água resulta na mistura das águas de origem fluvial e marinha fazendo com que esses ecossistemas tenham características muito peculiares (GONI *et al.*, 2005).

Além da mistura da água, esses ambientes recebem continuamente influxo de matéria orgânica alóctone, tanto de origem marinha, trazida pela ação das marés, como de origem terrígena, exportada das margens dos rios. Há também a fonte autóctone, onde a matéria orgânica é produzida dentro do próprio estuário por algas e vegetação (FISHER *et al.*, 1998; GONI *et al.*, 2003). Esta grande quantidade de matéria orgânica sustenta uma elevada produtividade biológica, a qual constitui a base energética para a existência dos outros níveis tróficos. Devido à alta produtividade esses ecossistemas são apontados como um dos mais ricos do planeta, tidos como áreas muito piscosas onde se processa a desova e o desenvolvimento juvenil de inúmeras espécies (ODUM, 1985).

Apesar da grande importância ecológica, a base científica de dados biogeoquímicos em ambientes estuarinos tropicais é pouco documentada (KRESS *et al.*, 2002). Ao contrário das pesquisas em rios e lagos, os estudos sobre eutrofização em estuário só começaram no início da década de 80, enquanto que o efeito do excesso de nutrientes em águas doces tem sido bem entendido e documentado desde o início do séc XX (ELLIOT & JONGE *et al.*, 2002).

Hoje o estudo dos estuários tropicais e subtropicais têm ganho notoriedade, pelo fato de estarem sujeitos aos impactos de poluentes diversos, seja de fontes pontuais ou não-pontuais. Entre esses impactos, merece destaque a mobilização de nutrientes, em especial nitrogênio e fósforo, através da descarga de efluentes domésticos, a qual tem acelerado o aporte destes elementos para águas costeiras, causando o processo de eutrofização cultural.

Segundo CLOREN (2001) a eutrofização costeira refere-se às respostas ecológicas e biogeoquímicas, diretas ou indiretas, causadas pelo aumento nas concentrações de N e P, levando a um desbalanço entre os processos de produção algal e consumo, seguidos da estimulação da decomposição microbial e o conseqüente consumo de oxigênio.

Com o aumento da população mundial, ocupando preferencialmente essas áreas, o processo de eutrofização se tornou o maior problema ambiental das águas costeiras no mundo. Existem sinais claros de que as ações antrópicas vêm alterando o ciclo global do nitrogênio e do fósforo, aumentando a sua disponibilidade nos ecossistemas costeiros. A entrada destes nutrientes deriva de atividades como agricultura, através do uso de fertilizantes ricos em N e P, e do lançamento de esgotos domésticos e industriais nestes ambientes (RABALAIS *et al.*, 2002).

A excessiva descarga de nutrientes e as mudanças em suas concentrações têm sido apontadas com causadoras de alterações na composição estrutural das comunidades aquáticas, em função da reprodução em massa de espécies oportunistas, da redução da biodiversidade local e da depleção de oxigênio, resultando no comprometimento da qualidade da água. Estes efeitos têm se mostrado severos em áreas com baixa energia hidrodinâmica, baixa profundidade e pequena circulação de água, como é o caso dos estuários (HEBERT, 1999).

Em virtude das conseqüências trazidas pelo processo de eutrofização, muitos estudos têm sido feitos no sentido de mitigar seus efeitos. É importante conhecer as características dos poluentes, suas modificações no meio, determinar suas concentrações e suas implicações ecológicas. Nesse contexto, torna-se necessário um estudo dos processos físico-químicos e biológicos, uma vez que estes controlam a dinâmica dos ecossistemas. As investigações desses aspectos têm interesse particular, especialmente para entender os processos biológicos em ecossistemas poluídos e não-poluídos

HUANG *et al.* (2003) realizaram estudos de curta duração (ao longo de um ciclo de maré) em ambiente estuarino no sul da China, para analisar o *status* do enriquecimento nutricional, e com isso encontrar meios para resolver problemas da eutrofização. Para isso foi necessário entender os processos de variação temporal dos nutrientes e suas fontes, além de determinar concentrações de clorofila.

No estuário do Rio Senegal, na África, TROUSSELIER *et al.* (2004) avaliaram o *status* de saúde (trófico e sanitário) do ambiente, em diferentes estágios da maré, através de características físicas e da determinação de nutrientes inorgânicos. JENNERJAHN *et al.* (2004), a fim de obterem informações sobre a biogeoquímica do estuário do Rio Brantas, na

Indonésia, uma área fortemente influenciada por atividades humanas, também focaram sua pesquisa na avaliação de parâmetros físico-químicos, nutrientes dissolvidos e material em suspensão. TROTT & ALONGI (2000) avaliaram a qualidade da água em estuário tropical, sujeito à entrada de efluente orgânico, através de parâmetros biológicos (clorofila), físico-químicos (concentração de oxigênio dissolvido, sólidos em suspensão, pH) e nutricionais.

No Brasil, BRAGA *et al.* (2000) demonstraram os sinais de eutrofização causado por esgoto doméstico no sistema estuarino da Baixada Santista, litoral do estado de São Paulo. Segundo estes autores, a determinação das concentrações de parâmetros nutricionais dissolvidos em águas costeiras, tais como as frações nitrogenadas e fosfatadas, são importantes para verificar o impacto da poluição, pois eles são reflexos do *input* de esgoto e dos processos de reciclagem nesses ambientes.

PEREIRA-FILHO *et al.* (2001), por meio de estudos de curta duração, avaliaram a variabilidade dos nutrientes inorgânicos e clorofila *a* no estuário do Rio Camboriú, estado de Santa Catarina, ao longo de um ciclo de maré. A área estudada está sob influência de efluentes domésticos e por isso sujeita ao enriquecimento nutricional.

2.1 Bioensaios Algais

Apesar de muitos estudos apontarem, como bastante eficiente, a investigação dos processos físico-químicos para avaliação da condição de trofia do ambiente, alguns autores ressaltam a importância de estudos complementares envolvendo indicadores biológicos. De acordo com LÓPEZ & DÁVALOS-LIND (1998), o potencial impacto de cargas de nutrientes externas em ambientes aquáticos não pode ser adequadamente determinada apenas por meio de bases

físico-químicas, pois as medidas das concentrações de P e N em águas dão valores estáticos e não refletem os processos que ocorrem no ecossistema.

A realização de bioensaios é uma ferramenta essencial para identificação de impactos sobre a produtividade algal causada por mudanças na carga de nutrientes (BERNAL-BROOKS *et al.*, 2003). Contudo, o uso de organismos vivos no monitoramento de ambientes aquáticos ainda é incomum, apesar das eficientes respostas que podem ser obtidas a partir deste método.

O'FARREL *et al.* (2002) monitoraram a qualidade da água do Rio Luján em Buenos Aires, Argentina, através de variáveis físico-químicas e de ensaios laboratoriais utilizando microalgas. Os autores analisaram a variação da densidade celular das microalgas em culturas expostas à concentrações de nutrientes na água do rio (de diferentes locais), obtendo resultados que refletiram o efeito a concentração de nutrientes no crescimento algal.

OKAY *et al.* (1998) analisou o efeito da descarga de diferentes tipos de efluentes, inclusive doméstico, lançados na Baía de İzmit, Instambul, através de bioensaios algais. Os bioensaios tiveram como objetivo determinar o efeito do efluente no crescimento de culturas de algas, identificando o nutriente que limita o crescimento. PEHLIVANOGLU & SEDLAK (2004) a fim de avaliarem o efeito do nitrogênio derivado de estações de tratamento de efluentes domésticos, realizaram ensaios utilizando microalgas como organismos-teste. Nesses ensaios, os autores avaliaram o potencial de crescimento das algas em diferentes tratamentos.

3. ÁREA DE ESTUDO

3.1 Características Gerais

A área de estudo está inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) do Litoral Norte da Bahia e corresponde a um trecho da Bacia do Rio Sauípe, a qual se limita ao norte pela Bacia do Rio Subaúma e ao sul pela Bacia do Rio Imbassaí. Esta bacia drena uma área de 780 km² e percorre aproximadamente 80 km até a sua foz, no povoado de Porto Sauípe, distrito pertencente ao município de Entre Rios (CRA, 2001). Na Figura 1 encontra-se representada a Bacia do Rio Sauípe, com destaque para o trecho estudado.

Nas imediações da foz do Rio Sauípe está localizado o Complexo Turístico Costa do Sauípe S.A, o maior complexo hoteleiro de alto padrão da América do Sul, com capacidade para receber, quando totalmente implantado, aproximadamente 65 mil hóspedes (Figura 2a) (CRA, 2003). Para tratar os efluentes gerados pelo Complexo foi construída uma Estação de Tratamento de Efluentes (ETE), localizada nas proximidades da rodovia BA-099, em Vila Sauípe, no Município de Mata de São João (Figura 2b).

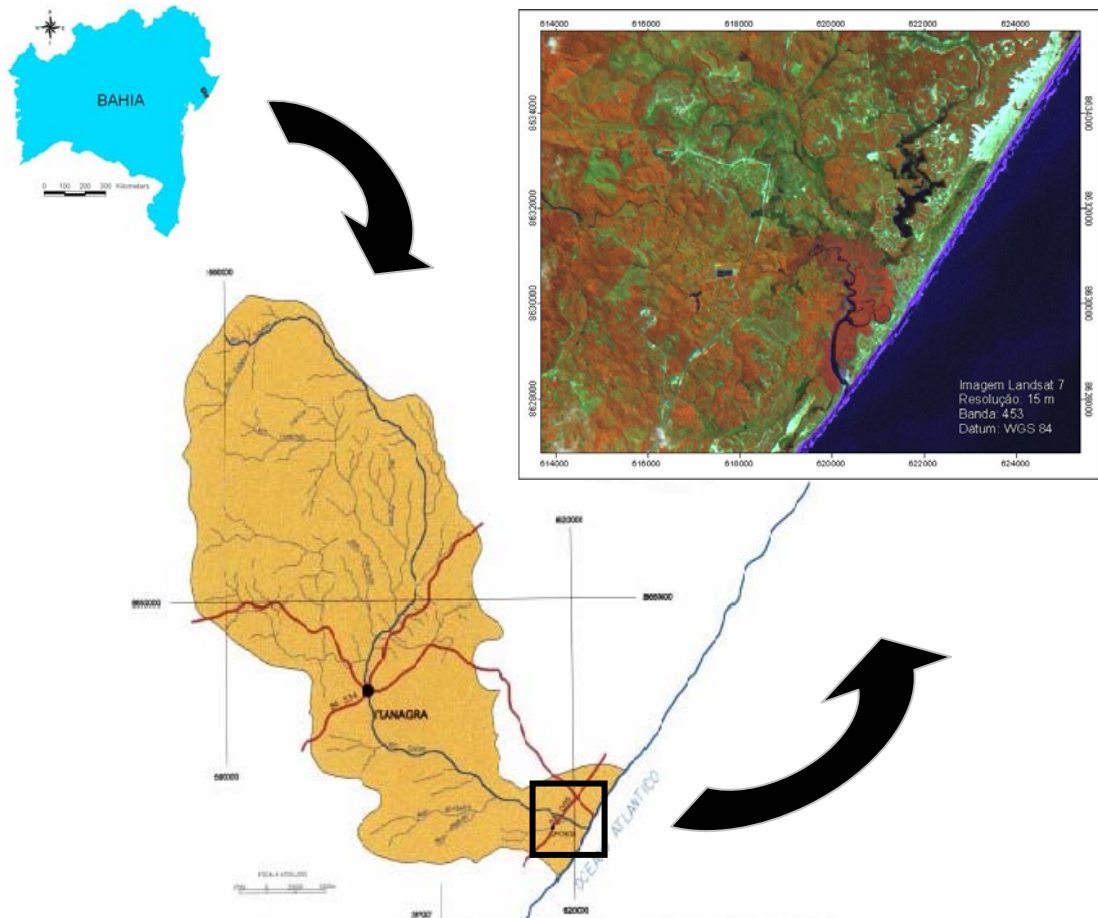


Figura 1 - Localização da Área de Estudo – Bacia do Rio Sauípe.



Figura 2 - (A) Vista aérea do Complexo Hoteleiro Costa do Sauípe; (B) Estação de Tratamento de Efluentes do Complexo.

A ETE é responsável pelo tratamento dos esgotos de todo o Complexo e de pequenos povoados circunvizinhos. Esta estação ocupa uma área de 250.000 m², tem uma vazão média de 30 litros/segundo e uma capacidade de tratar até 100 litros/segundo de efluente. O seu sistema de tratamento é constituído por uma fase de tratamento preliminar, digestores anaeróbios de fluxo ascendente (DAFAs), duas lagoas facultativas e duas lagoas de maturação. Após passar pelo sistema de tratamento da ETE, o efluente é lançado, através de um emissário, no Rio Sauípe.

A área estudada está localizada entre as coordenadas UTM N = 8.630.329 / E = 618.875 e N = 8.631.066 / E = 617.637. Esta área apresenta, segundo a classificação de Thornthwaite, clima úmido, caracterizado por temperaturas médias elevadas (valores médios anuais de 23° a 25°C) e amplitudes térmicas anuais variando entre 3° e 6°C, com regime de chuvas relativamente bem definido. O índice pluviométrico registra valores entre 1600 a 1800mm anuais. No mês de março se inicia o período chuvoso, que se estende até julho. Nesta época ocorrem chuvas freqüentes e intensas, onde o volume chega a alcançar 70 a 80% do total anual. A partir de agosto, há o início da diminuição das chuvas e de outubro a fevereiro configura-se um período seco (SEI, 1998).

O trecho do estuário do Rio Sauípe localizado a jusante do ponto de lançamento do efluente é caracterizado pela presença de vegetação típica de mata atlântica, com uma mata ciliar densa, bem preservada e com registro de algumas macrófitas. Na sua porção mais próxima da foz, apresenta uma cobertura vegetal típica de manguezal, característica de regiões tropicais.

De acordo com o modelo do arcabouço físico ambiental para o Litoral Norte da Bahia, apresentado por LYRIO (1996), a área de estudo está localizada sobre a unidade denominada

“terras úmidas”, a qual inclui brejos, lagoas e manguezais. Esta unidade representa mananciais de recursos hídricos para a região. No trecho estudado do Rio Sauípe, existem terrenos alagadiços nas proximidades da zona costeira.

O sistema estuarino estudado é alimentado pelas misturas de águas superficiais que vêm do rio, águas subterrâneas exudadas nas áreas de brejos e água salgada introduzida pela maré. A penetração máxima da cunha salina ocorre a cerca de 4,5 Km da foz que sofre, atualmente, um processo de assoreamento detectado pela perda de profundidade do leito do rio e pela grande quantidade de areia no substrato do manguezal associado (PRODESU, 2001).

Devido à grande quantidade de nutrientes disponível nestes ambientes, estes são favoráveis ao desenvolvimento de várias espécies marinhas, especialmente na fase de reprodução, constituindo-se num ambiente propício à atividade pesqueira. O estuário do Rio Sauípe é um ecossistema costeiro bastante utilizado pela população local como fonte de alimento e recreação. Contudo, as interferências exercidas sobre o ecossistema, com o intuito de atender à crescente demanda do turismo local, vêm deteriorando a sua qualidade ambiental. Apesar da sua importância, a qualidade da água do Rio Sauípe é pobremente estudada.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Estratégia Amostral

A amostragem ocorreu durante a maré de sizígia (11/11/2004) em estações estrategicamente demarcadas dentro do estuário e na ETE. No estuário, a amostragem foi realizada seguindo um ciclo completo de maré o qual compreende, para essa área, um período de 12 horas. Desse modo, foi possível obter informações sobre o comportamento do efluente ao longo das fases de enchente e vazante da maré dentro do estuário. As coletas foram feitas a cada três horas, simultaneamente, em duas estações, entre 09h00 e 21h00, totalizando cinco campanhas amostrais por estação.

O início da amostragem se deu na baixa-mar, seguindo durante a enchente, o estofa da preamar, a vazante e novamente a baixa-mar (Quadro 1). Esses horários foram definidos de acordo com a Tábua das Marés para o Terminal Portuário de Sergipe (DHN, 2004) e os horários intermediários obtidos por interpolação linear.

Quadro 1: Altura da maré e horário das amostragens

| Situação da maré | Horário da maré para o dia 11/11/04 | Altura da maré (m) para o dia 11/11/04 | Horário da amostragem no estuário |
|-------------------------|--|---|--|
| Baixa-mar | 08h47 | 0.2 | 9h00 |
| Enchente | | | 12h00 |
| Preamar | 14h51 | 2.3 | 15h00 |
| Vazante | | | 18h00 |
| Baixa-mar | 20h56 | 0.2 | 21h00 |

Na ETE, a estratégia amostral foi definida considerando o padrão de comportamento para aquele ambiente. Estudos demonstram que estes sistemas apresentam uma variação ambiental diurna influenciada, principalmente, pela intensidade luminosa (KAYOMBO *et al.*, 2002; TADESSE *et al.*, 2004). Assim, realizaram-se coletas pouco antes do amanhecer (4h00), durante a manhã (9h00), no início e durante a noite (18h30 e 21h00).

Considerando-se que o objetivo do trabalho foi determinar eventuais efeitos do lançamento dos efluentes tratados no Rio Sauípe, as estações para este sub-projeto foram estabelecidas bem próximas do ponto de lançamento.

4.2 Estações de coleta

As estações amostradas dentro do estuário corresponderam ao local onde ocorre o lançamento do efluente da ETE, chamada de **Estação 1 (E1)**, mais a jusante, a uma distância de aproximadamente 780 m da E1, estava localizada a **Estação 2 (E2)**, a uma distância de aproximadamente 3,5 km da foz do Rio. Na ETE a estação amostrada correspondeu ao ponto de saída do efluente.

A distribuição das estações de coleta está plotada sobre a imagem do satélite LANDSAT 7 representativa para área de estudo (figura 3) e os detalhes do delineamento estão apresentados de forma esquemática na figura 4.

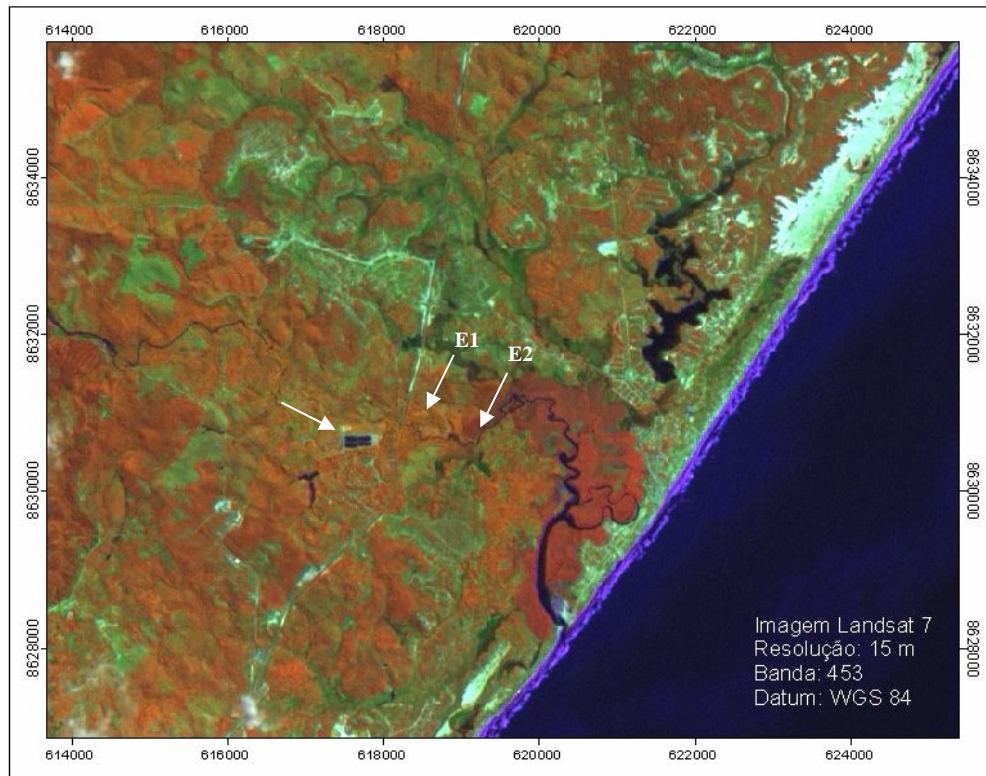


Figura 3: Imagem de satélite do estuário do Rio Sauípe, mostrando a localização dos pontos de coleta.

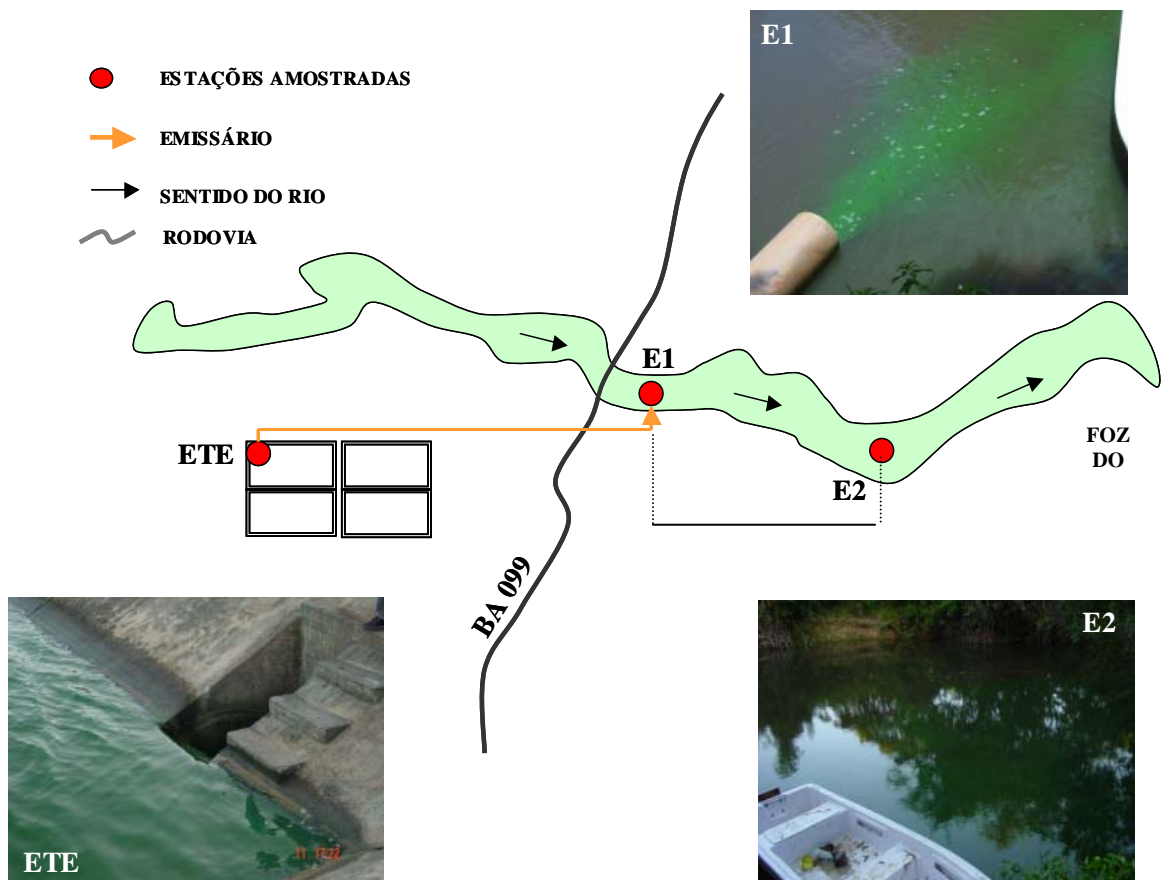


Figura 4: Desenho esquemático das estações amostradas.

4.3 Metodologia de coleta

No rio, as coletas foram feitas na região limnética utilizando-se uma embarcação a remo. Coletaram-se amostras ao longo da coluna d'água em três profundidades: **superfície (S)**, **profundidade do disco de Secchi (SE)** e **fundo (F)**, em cada uma das estações (E1 e E2), obedecendo-se os horários previamente definidos para as campanhas. Nas campanhas das 18h00 e 21h00, em virtude da insuficiência de luz, e o estabelecido na metodologia, não houve leitura do disco de Secchi, sendo as coletas feitas tão somente na superfície e no fundo. Na ETE, as coletas foram realizadas apenas à superfície, em face da pequena profundidade da coluna d'água no ponto amostral.

As amostras de água foram coletadas utilizando-se garrafas de *van Dorn* com capacidade de armazenamento de 6 litros d'água, a partir da superfície em direção ao fundo, a fim de evitar a mistura de água.

Após cada coleta, as amostras foram transferidas para recipientes de polietileno, previamente lavados com ácido clorídrico na concentração de 10%, enxaguados com água destilada, secos e devidamente identificados. As amostras foram mantidas ao abrigo da luz e sob refrigeração em caixas isotérmicas (4°C), sendo transportadas para o laboratório em dois lotes (campanhas de 9h00/12h00 e de 15h00/18h00/21h00). As amostras pertencentes àqueles parâmetros cuja análise imediata se fazia necessária foram processadas logo após o recebimento de cada lote.

As amostras destinadas à determinação de clorofila foram filtradas em campo, enquanto que as utilizadas para a determinação de sólidos totais foram filtradas em laboratório.

4.4 Parâmetros analisados

- **Transparência**

A transparência foi medida utilizando um disco de Secchi de (Ø25 cm).

- **Temperatura, pH e Condutividade Elétrica**

As medidas da temperatura, pH e da condutividade elétrica, assim como nos demais parâmetros, foram feitas para as três profundidades das estações E1 e E2 e apenas à superfície para a ETE. Devido à impossibilidade de utilização de equipamentos que efetuassem coletas *in situ*, as medições desses parâmetros, para cada profundidade, foram realizadas nas amostras correspondentes imediatamente após as mesmas serem trazidas para a superfície.

A temperatura da água foi obtida com o auxílio de termômetros de mercúrio com escala de 0 a 100°C e precisão de 0,1°C. As medidas foram obtidas por meio da imersão do bulbo do termômetro na água, sendo a leitura feita após 3 minutos de imersão do bulbo na amostra.

Tanto o pH quanto a condutividade elétrica foram medidos com o auxílio de sondas WTW-multi-parâmetro. Estes instrumentos foram previamente intercalibrados em laboratório utilizando-se soluções tampão de pH 4 e 7 e solução de cloreto de potássio para, para os medidores de pH e condutivímetro, respectivamente.

- **Oxigênio Dissolvido (OD)**

As amostras coletadas para análise de oxigênio dissolvido foram transferidas, por meio de uma mangueira a fim de que se evitasse a formação de bolhas, para garrafas de vidro tipo Winkler, com tampas de vidro esmerilhado. Foram feitos, imediatamente, os procedimentos de fixação do oxigênio dissolvido por meio da adição de 1 ml de sulfato manganoso e 1 ml de azida sódica. As amostras foram acondicionadas em local protegido da luz.

No laboratório, as amostras foram analisadas seguindo o método de Winkler, através da titulação de tiosulfato a 0,025N em 200 ml da amostra (APHA, 1989). Os resultados obtidos em mg/l foram convertidos em percentual de saturação de acordo com WETZEL (2001).

- **Sólidos Totais em Suspensão (STS)**

Para as análises de sólidos totais em suspensão coletaram-se amostras de 500ml, que foram filtradas em laboratório e analisadas segundo a técnica descrita em APHA (1989).

- **Nutrientes**

Foram determinadas as seguintes formas nutricionais: nitrito (N-NO₂), nitrato (N-NO₃), amônio (N-NH₄), nitrogênio total (NT), fósforo solúvel reativo (FSR) e fósforo total (FT). As amostras destinadas às análises de nitrito e nitrato foram feitas logo após recebidas no laboratório. As demais foram congeladas, à temperatura de -16°C, até serem processadas.

Para a determinação das concentrações de nitrito e nitrato adotou-se o método colorimétrico descrito por GRASSHOF (1976). As análises de amônio foram baseadas no método do azul de indo-fenol e as de nitrogênio total no método de oxidação com persulfato, ambos segundo KOROLEFF (1976).

As amostras destinadas às análises de fósforo total e fósforo solúvel reativo também foram analisadas segundo os métodos descritos por KOROLEFF (1976).

- **Clorofila *a***

Nas amostras destinadas às análises de clorofila-*a* adicionou-se, logo após a coleta, 1 ml da solução de carbonato de magnésio, com a finalidade de evitar a degradação das moléculas de clorofila. Estas amostras foram filtradas ainda no campo em membranas de fibra de vidro Whatman GF/C 0,45 µm, utilizando-se uma bomba de vácuo adaptada a um sistema de filtração Millipore. Os filtros foram dobrados com o auxílio de pinças, envolvidos em papel alumínio e resfriados à 4°C até serem processados. A figura 5 apresenta o processo descrito.



Figura 5- Laboratório estruturado em campo para filtragem das amostras de clorofila.

No laboratório foi efetuada a extração da clorofila dos filtros utilizando-se, como solvente, acetona (90% v/v). O procedimento se deu a partir da maceração do filtro através de um pistilo, da adição da acetona (com a obtenção de um volume final de 20ml), da centrifugação do extrato e da leitura espectrofotométrica. A leitura foi realizada em cubetas de 1 cm, nos comprimentos de onda de 665 e 750 nm, antes e após a acidificação com 0,5 ml de ácido clorídrico a 1N, para a correção de feofitina. O cálculo das concentrações de clorofilas foram feitos por meio da fórmula apresentada em APHA (1989).

- **Produtividade Primária**

A produção primária do fitoplâncton foi determinada por meio do método das garrafas clara/escuro, o qual consiste na estimativa do oxigênio produzido durante a fotossíntese em condições experimentais (TUNDISI & TUNDISI, 1976). Foi realizado um experimento *in situ*, em sub-superfície, utilizando-se um incubador feito artesanalmente (figura 6). O

experimento consistiu no uso de três frascos de Winkler (dois transparentes e um escuro) para cada uma das estações (E1 e E2), em amostras obtidas na superfície durante a campanha de 9h00.



Figura 6- Experimento da produtividade primária montado *in situ*. Detalhe do incubador utilizado.

Um dos frascos transparentes, denominado de C1, teve o oxigênio fixado imediatamente após a coleta. Os outros frascos, denominados de C2 e C3 (escuro e claro, respectivamente), foram incubados na posição horizontal por um período de quatro horas (das 9h00 às 13h00). Após o período de incubação as amostras foram imediatamente fixadas a fim de bloquear a atividade biológica. As amostras foram levadas ao laboratório e processadas seguindo o método de Winkler para determinação da quantidade de oxigênio dissolvido. A partir dos valores de oxigênio obtidos em mg/L, calculou-se a quantidade desse elemento produzida durante o

período de incubação (produção bruta e líquida), segundo a metodologia apresentada por TUNDISI & TUNDISI (1976) e CALIJURI & SANTOS (2004). As produções bruta e líquida podem ser assim obtidas:

- Atividade Respiratória ➡ $AR = C1 - C2$
- Produção Bruta ➡ $PB = C3 - C2$
- Produção Líquida ➡ $PL = PB - AR$

onde:

AR = Atividade respiratória

PB = Produção Bruta (Atividade Fotossintética Total)

PL = Produção Líquida

C1 = Concentração inicial de O₂ nas amostras.

C2 = Concentração de O₂ no frasco escuro após o tempo experimental.

C3 = Concentração de O₂ no frasco claro após o tempo experimental.

Após o cálculo das produções bruta e líquida, os valores foram transformados em mgC/m³/hora através da fórmula de Gaarder e Gran citada por TUNDISI & TUNDISI (1976):

- Taxa de Produção Bruta ➡ $4 \times PB \times K = \text{mgC/m}^3/\text{hora}$
- Taxa de Produção Líquida ➡ $4 \times PL \times K = \text{mgC/m}^3/\text{hora}$

Onde:

$K = 1.000 \times (dC/hO_2) \times \text{vol}$

d = densidade do Oxigênio (1,1053)

C = peso atômico do Carbono (12)

O₂ = peso molecular do Oxigênio (32)

h = tempo de incubação (em horas)

4 = fator de correção de 250ml (volume do frasco experimental)

PB = Produção Bruta

PL = Produção Líquida

- **Fitoplâncton**

Foram realizadas coletas para análises do fitoplâncton na área estudada do estuário do Rio Sauípe. Para isso, foram coletadas amostras de superfície de 1L que foram fixadas em campo com 1ml de lugol. As amostras foram transferidas para o laboratório de análises onde foram devidamente identificadas.

Para análise da comunidade fitoplanctônica, foram consideradas as amostras da ETE e as amostras das campanhas de 12h00 e 18h00 correspondentes marés de enchente e vazante.

4.5 Estimativa da carga de P

Para a determinação da carga de fósforo total que é lançada através do efluente, foram considerados o valor médio deste parâmetro (em mg/L) obtido nas medições realizadas na ETE e a vazão do efluente (L/s), conforme aparentada na fórmula abaixo. O resultado obtido em mg/s foi transformado em kg/dia, e posteriormente em kg/mês.

$$PT_{\text{carga}} \text{ (mg/L)} = \bar{X}_{PT \text{ ETE}} \text{ (mg/L)} * V_{\text{efluente}} \text{ (30L/s)}$$

Onde:

PT_{carga} : Quantidade de fósforo total que está sendo lançada

$\bar{X}_{PT \text{ ETE}}$: Média dos valores de PT na ETE

V_{efluente} : Vazão do efluente

4.6 Estudo paralelo: Bioensaio algal

Foi conduzido um bioensaio paralelamente a este trabalho utilizando como organismo-teste a microalga *Pseudokichineriella subcapitata*. Este organismo foi cultivado em meio de cultura LC-Oligo, indicado para o cultivo de microalgas de água doce, sob condições controladas de temperatura ($24 \pm 1^\circ\text{C}$) e intensidade luminosa. A utilização de *P. subcapitata* como organismo-teste justifica-se, devido ao amplo conhecimento sobre esta espécie que comprova sua adequabilidade fisiológica e facilidade de cultivo (MOREIRA-SANTOS *et al.*, 2004).

O teste foi realizado utilizando o efluente filtrado sob fraca pressão em membrana de acetato de celulose ($0,45 \mu\text{m}$) e depois autoclavado. Foram feitas quatro diluições: 0,1; 0,01; 0,001 e 0,0001 (v/v), com três réplicas cada, utilizando a água do Rio Sauípe coletada em um ponto à montante ao lançamento do efluente. As culturas de *P. subcapitata* foram cultivadas a estas concentrações do efluente por 96 horas (4 dias) e 144 horas (6 dias) (figura 7).

Os recipientes-teste utilizados no bioensaio com microalgas foram erlenmeyers com capacidade para 150 ml, esterilizados em autoclave a 127°C por 20 minutos. O teste foi estático, sem fotoperíodo e os recipientes-teste foram mantidos sob condições controladas de temperatura ($23 \pm 1^\circ\text{C}$), luminosidade (4800 lux) e foram agitados manualmente duas vezes por dia, como acontece de forma rotineira com os cultivos.

O número de células de uma cultura de microalgas foi contado em câmara do tipo FUCHS ROSENTHAL (HAWKSLEY CRISTALITE/B.S.748) ao microscópio e com base nesse valor, foi calculado o volume do inóculo a ser acrescentado a cada recipiente-teste a fim de se obter uma concentração inicial de 2.000 células/ml. O inóculo de *P. subcapitata* foi realizado

com células em crescimento exponencial, submetidas às mesmas condições de cultivo e crescidas no mesmo meio.

Paralelamente ao teste com o efluente foram feitos testes com um controle positivo, contendo meio LC -Oligo convencional, apropriado para o cultivo dessa espécie de microalga e do inóculo de *P. subcapitata*; e um controle negativo, contendo o meio de cultura LC oligo desprovido de fosfato de potássio, para analisar o crescimento do fitoplâncton em condições de déficit nutricional. Na figura 7 está representado o delineamento dos testes.

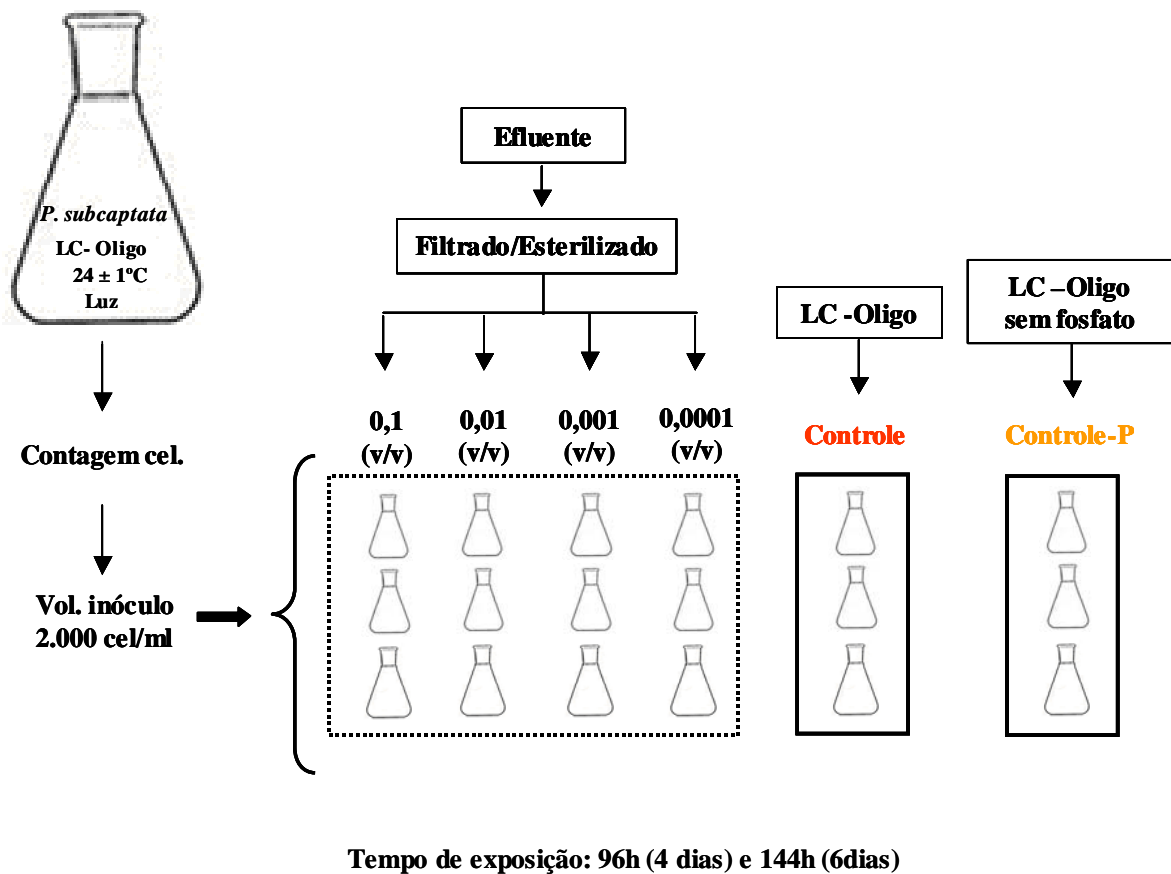


Figura 7 – Desenho esquemático dos bioensaios.

Após 96 e 144 horas de exposição, foram contados na câmara FUCHS-ROSENTHAL, ao microscópio, o número de células de *P. subcapitata*, e de acordo com o método de

determinação das concentrações de células usando a câmara de FUCHS-ROSENTHAL, foi calculado o número de células/ml.

$$\kappa = (n_1 + n_2) / 2 * 10^3 * d$$

Onde:

κ = número de células/ml

n_1 = número de células contadas no campo superior da câmara

n_2 = número de células contadas no campo inferior da câmara

d = fator de diluição

Com base nos resultados da estimativa da densidade celular, foi conduzida uma análise de variância (ANOVA) através do Programa GraphPad InStat, que constatou a priori que os dados atendiam aos pressupostos de normalidade e homogeneidade de variâncias, para comparar as possíveis diferenças significativas do crescimento das microalgas entre os tratamentos (testes) e o controle. A fim de avaliar quais tratamentos diferiram significativamente entre si, foi conduzido um pós-teste de Comparações Múltiplas – Teste de Tukey (Teste paramétrico de Comparações Múltiplas) que permite comparar a densidade celular de microalgas expostas às diferentes concentrações do efluente (e dos controles) entre si. Nestas comparações, valores de $p < 0,05$ indicam a existência de diferenças estatísticas entre as concentrações. O teste de Tukey foi utilizado com a finalidade de definir quais concentrações do efluente diferiram significativamente entre si, como subsídio à indicação da diluição que induz alterações no crescimento do fitoplâncton.

Após a estimativa da densidade celular, foi determinada a taxa de crescimento, tendo como base a seguinte fórmula:

$$\mu = (\log_{C_{final}} - \log_{C_{inicial}}) / \text{tempo}(d)$$

Onde:

μ = taxa de crescimento

C. final = número de células quando do final do experimento

C. inicial = número de células quando do início do experimento

d = tempo em dias

5. RESULTADOS

5.1 Parâmetros analisados

Estão descritos a seguir os resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos, nutricionais e biológicos. Estes resultados encontram-se também disponíveis em anexo.

- **Transparência e Sólidos Totais em Suspensão (STS)**

A profundidade das estações amostradas assim como as medidas de transparência da água ao longo das cinco campanhas estão apresentadas na figura 8. Na Estação 1 (E1) a profundidade

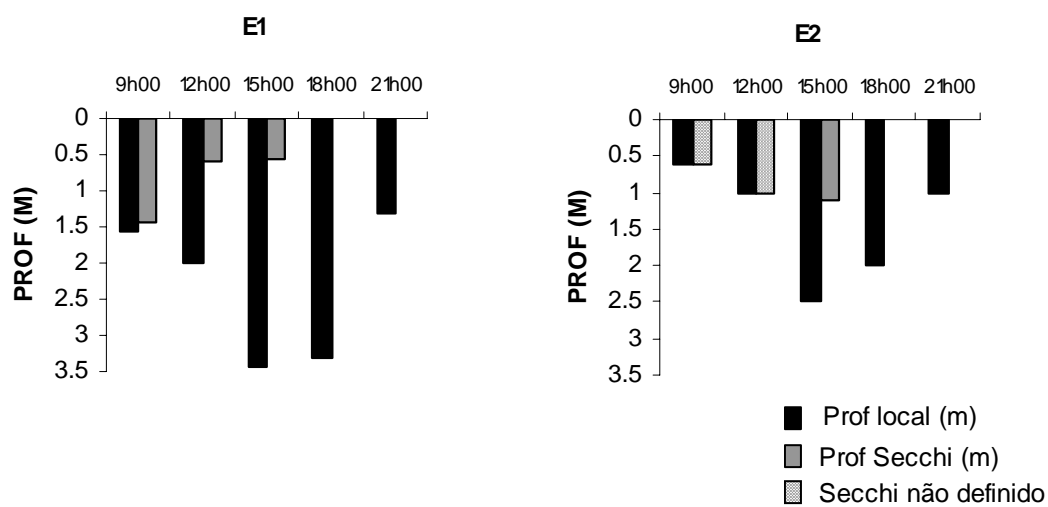


Figura 8 - Profundidade das estações amostradas e perfil de variação do disco de Secchi em função da maré.

variou de 1,3m a 3,45m, enquanto que na Estação 2 (**E2**) a variação foi de 0,6m a 2,5m.

A profundidade de desaparecimento visual do Secchi variou de 0,55 a 1,45m na **E1**, sendo a maior medida registrada na baixa-mar e a menor na preamar. Na **E2**, em função da pequena profundidade local, não foi possível determinar o Secchi nas campanhas de 9h00 e 12h00, pois o seu valor foi superior a profundidade do local amostrado. Na campanha de 15h00, no entanto, a profundidade do Secchi foi de 1,1m. Na **E1** observa-se claramente a redução da transparência com o aumento da maré, sendo a menor medida (0,55m) registrada na preamar (campanha das 15h00). Na figura 8 as profundidades onde não foi possível determinar a transparência estão representadas pelas colunas quadriculadas.

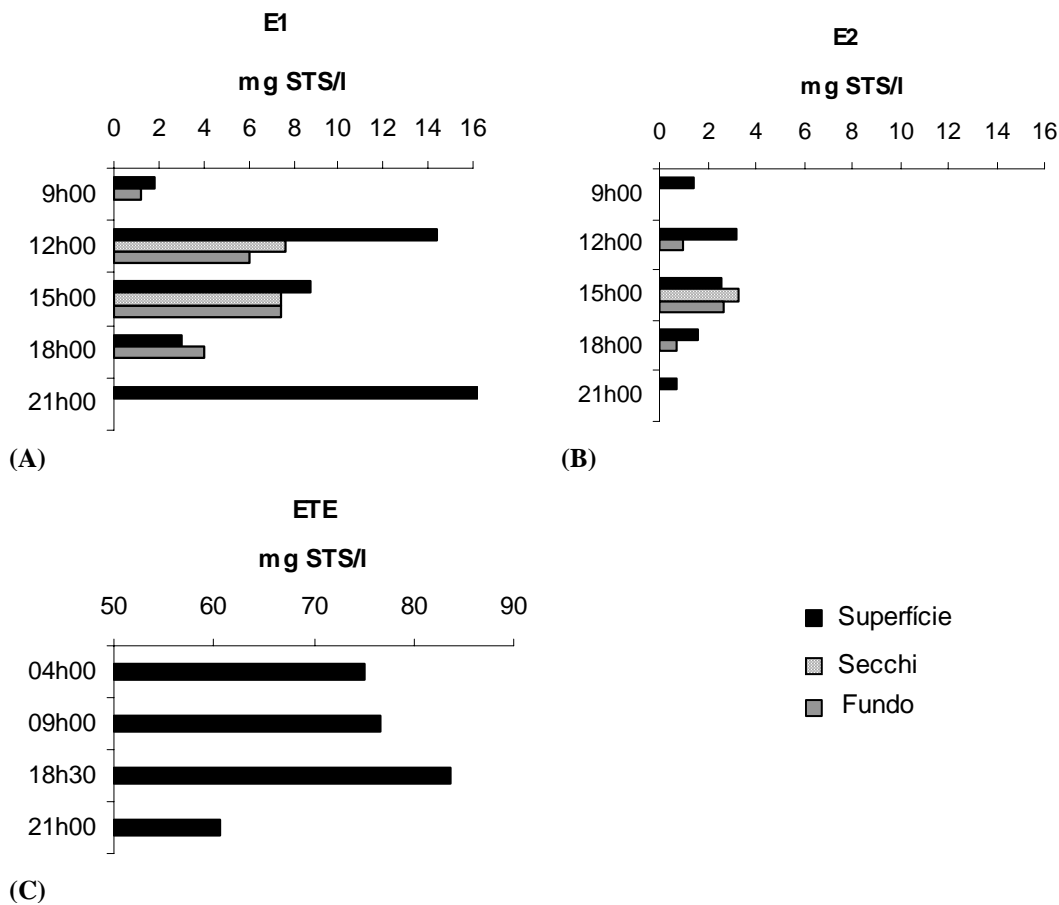


Figura 9 - Variação dos Sólidos Totais em Suspensão nas estações 1 (A), 2 (B) e na ETE (C).

De um modo geral, os valores obtidos nas análises de STS para as estações 1 e 2 variaram entre 1,8 a 16,2mg/l na E1 e de 0,67 a 3,33mg/l na E2, com os maiores valores tendo sido registrados na superfície. Apesar das concentrações registradas, observou-se um mesmo comportamento ao longo do tempo, entre 09h00 e 18h00, em ambas as estações (Figura 9A e B).

A **ETE** apresentou concentrações de sólidos que variaram entre 60mg/l na campanha de 21h00 e 83,7mg/l na campanha de 18h30. Ressalta-se que este gráfico possui uma escala horizontal diferente dos demais gráficos, em virtude dos valores de concentração obtidos para aquela estação (Figura 9C).

- **Condutividade elétrica**

Os valores de condutividade registrados na **E1** variaram de 127 a 260 μ S/cm. Nesta estação não foi registrado um padrão de variação ao longo do período amostrado. Ao analisar os perfis verticais de variação da condutividade, observou-se que os maiores valores foram registrados na superfície seguidos de uma redução em direção ao fundo em todas as campanhas onde estas medições foram feitas (Figura 10A).

Na **E2** a variação da condutividade foi de 139 a 425 μ S/cm, destacando-se a campanha de 15h00 onde se registrou os maiores valores. Foi detectado um padrão variação bastante claro, apresentando valores crescentes durante os períodos de enchente e valores decrescentes nos períodos de vazante. Os perfis verticais apresentaram um comportamento inverso ao da E1. Na E2, notou-se claramente o aumento dos valores de condutividade em direção ao fundo. Os menores valores foram registrados na superfície, o que ficou bastante claro na campanha de

15h00 com valores de 315,2 μ S/cm (superfície), 375,3 μ S/cm (profundidade do Secchi) e 425 μ S/cm (fundo) (Figura 10B).

Os dados de condutividade obtidos na ETE apresentaram uma pequena variação, com valores registrados entre 529 e 548 μ S/cm (Figura 10C).

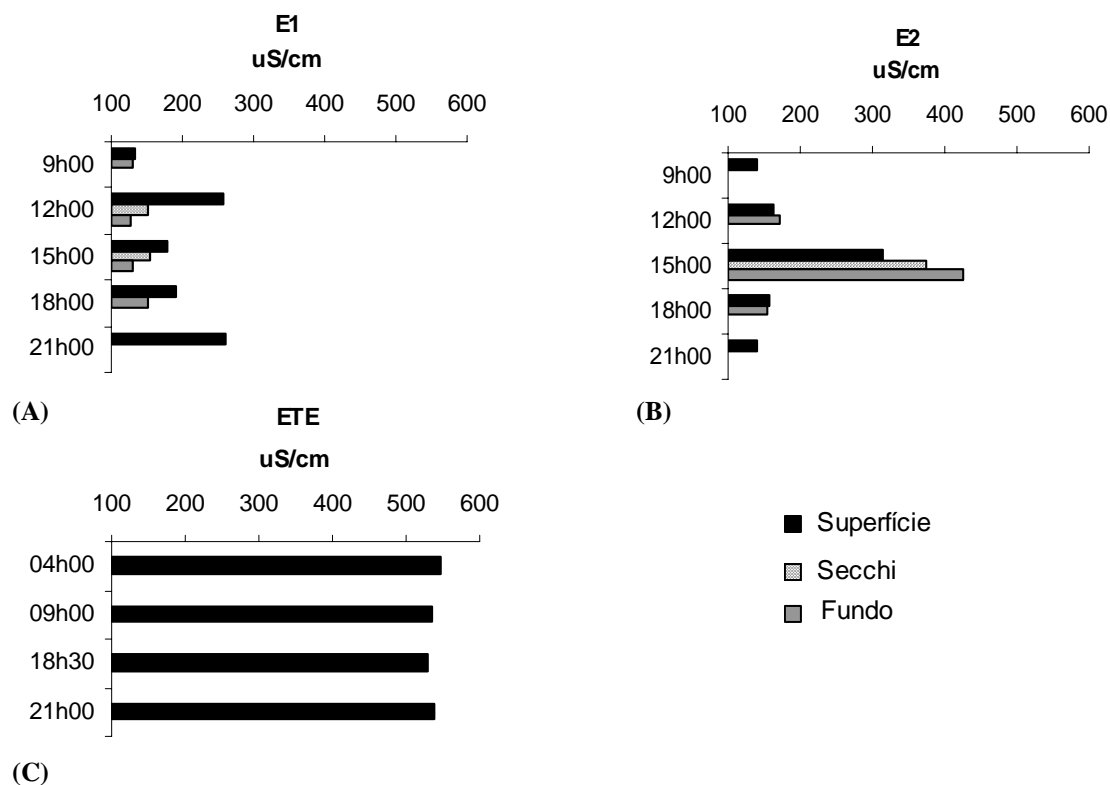


Figura 10 - Variação da condutividade nas estações 1 (A), 2 (B) e na ETE (C).

- **Temperatura da água**

Os dados de temperatura da água obtidos nas estações amostrada (E1, E2 e ETE) estão representados na figura 11. Entre a **E1** e **E2** os valores variaram de 27 a 29°C e o comportamento da temperatura foi semelhante para ambas as estações. Nota-se um aumento progressivo da temperatura, contudo, em **E1** o decaimento se deu de forma mais suave que em **E2** (Figura 11A e B).

Em termos de coluna d'água, os perfis de temperatura da **E1** apresentaram homogeneidade térmica durante as duas primeiras campanhas amostrais (09h00 e 12h00). Na campanhas de 15h00 e 18h00 foram detectadas diferenças de temperatura. O mesmo padrão de comportamento foi observado para a **E2**, onde o perfil de temperatura apresentou homogeneidade térmica na campanha de 12h00 e diferenças de temperatura nas campanhas seguintes (15h00 e 18h00).

Na **ETE**, a temperatura apresentou-se mais elevada variando de 27 a 30°C, sendo esta variação observada principalmente durante as campanhas de 04h00 e 09h00 (Figura 11C).

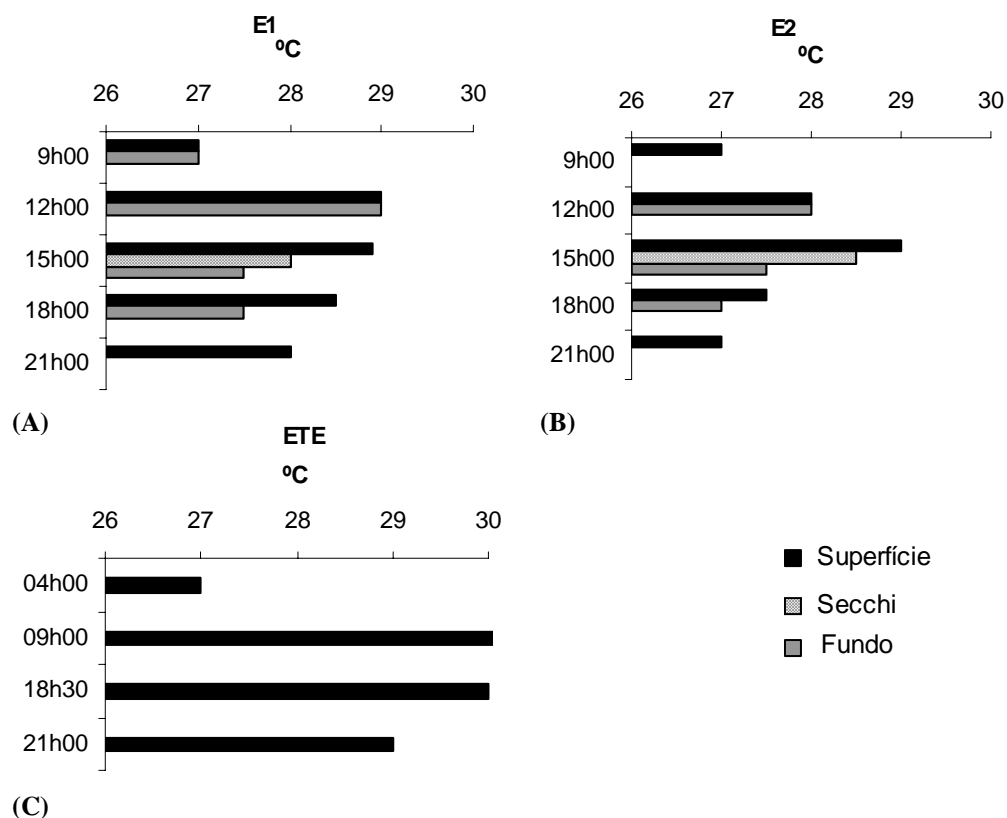


Figura 11 - Perfis de temperatura da água nas estações 1 (A), 2 (B) e na ETE (C).

- **Oxigênio Dissolvido**

A saturação do oxigênio dissolvido para a **E1** variou de 49 a 95%. Notou-se que as maiores concentrações foram obtidas nas camadas superficiais, seguidas de uma gradativa redução em direção ao fundo em todas as campanhas onde estas amostragens foram feitas (Figura 12A). Na E2 a saturação do oxigênio dissolvido variou de 59 a 84%, não tendo sido observado um padrão de variação vertical (Figura 12B).

Na ETE constatou-se uma grande variação de oxigênio ao longo do período amostrado. Na campanha de 04h00 o valor de saturação registrado para o oxigênio foi de 1%, já na campanha seguinte (09h00) registrou-se um valor acima de 100% de saturação (205%), valor máximo obtido ao longo do trabalho. Nas campanhas seguintes, detectou-se uma redução dos valores de saturação para 170 e 102% (Figura 12C).

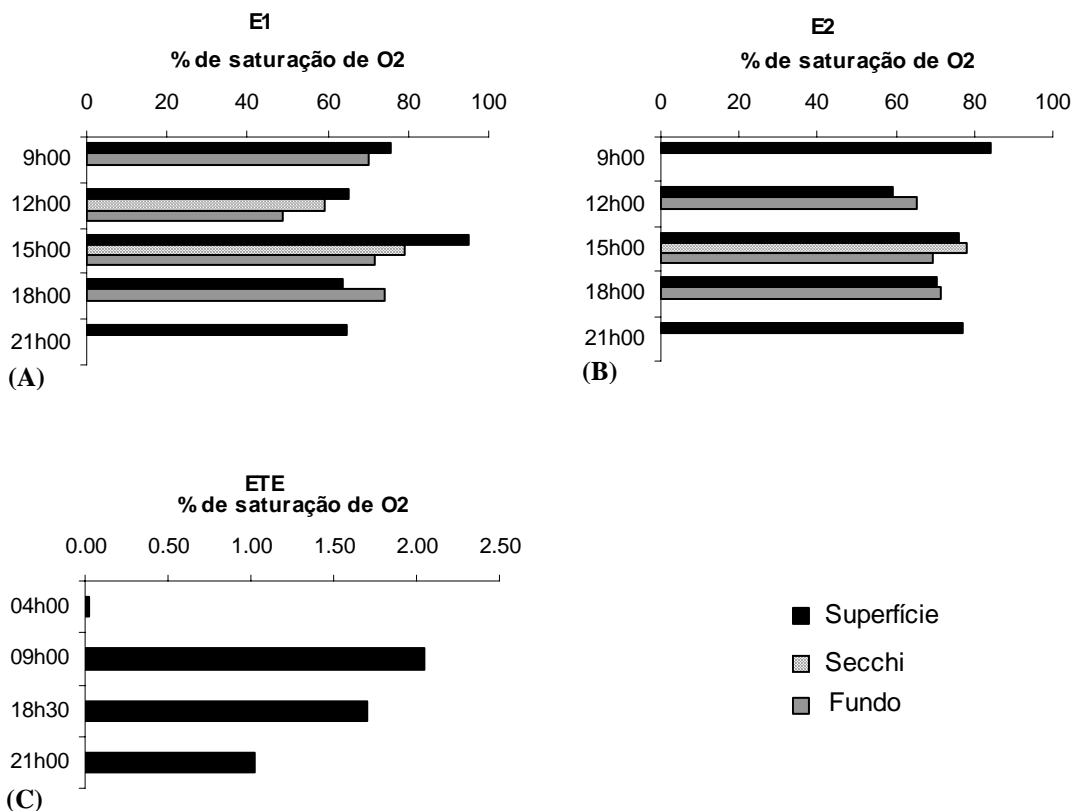


Figura 12 - Variação dos valores de saturação de Oxigênio Dissolvido nas estações 1 (A), 2 (B) e na ETE (C).

- pH

Nas estações amostradas os valores de pH foram inferiores a 8, exceto para a E1 na campanha de 15h onde registrou-se o maior valor de 8,37 e para as medições feitas na ETE. Na **E1** os valores de pH registrados variaram de 6,1 a 8,37, apresentando um ritmo de variação bem definido ao longo do período amostrado. Analisando-se verticalmente os resultados obtidos na **E1**, constatou-se de um modo geral, a redução dos valores de pH ao longo da coluna d'água (Figura 13A).

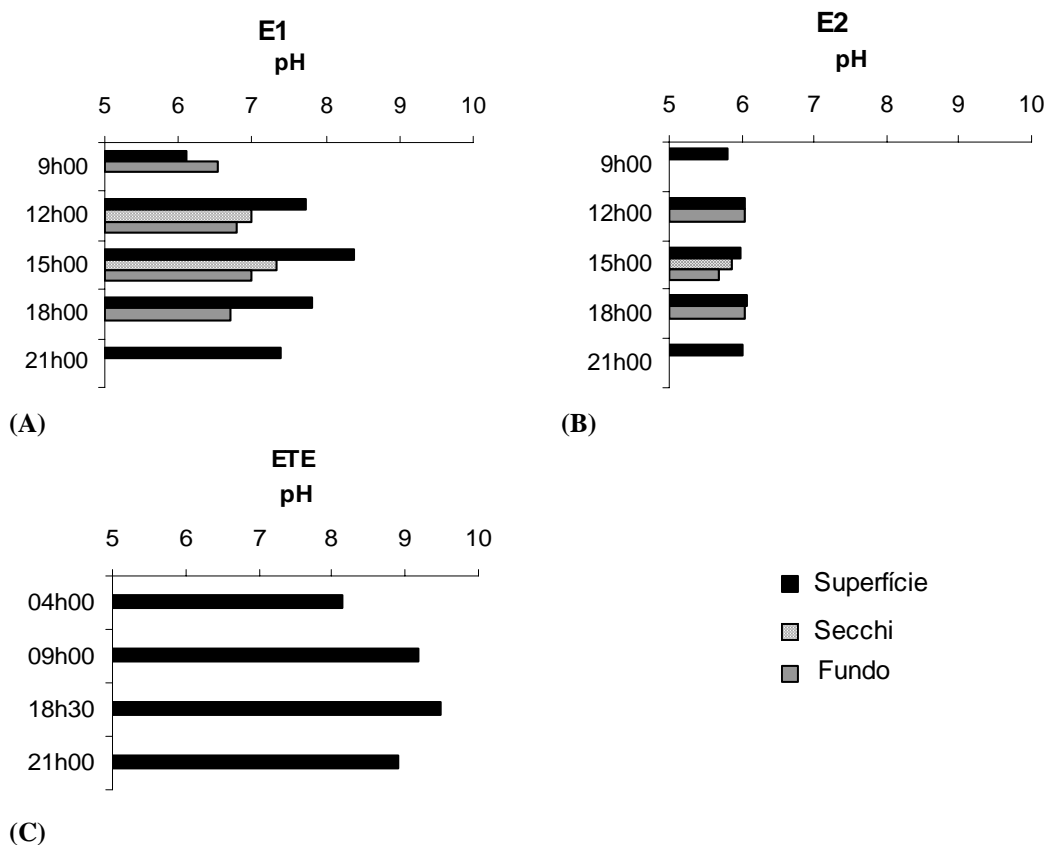


Figura 13 - Variação do pH nas estações 1 (A), 2 (B) e na ETE (C).

A **E2** apresentou um comportamento bastante diferenciado da **E1**. Nesta, os valores de pH apresentaram uma menor variação (5,68 a 6,06) e não foram observadas flutuações evidentes de valores ao longo do período amostrado. Ao longo da coluna d'água também não foi verificada grande variação, tendo, os valores de superfície e fundo sido bastante semelhante.

A maior variação foi registrada na campanha de 15h00 com valores de 5,98 (Superfície), 5,85 (profundidade do Secchi) e 5,68 (fundo) (Figura 13B).

Os valores de pH registrados na ETE foram mais elevados, com oscilação de 8,14 a 9,61 ao longo do período amostrado (Figura 13C).

- **Nutrientes**

- **Série Nitrogenada**

Os valores de nitrogênio total obtidos para a **E1** variaram de 25,9 a 138,4 μ M. Ao longo do período amostrado observou-se uma oscilação de valores bastante evidente na superfície, sendo o maior valor registrado as 21h00. Apesar da aparente discrepância, toda a série nitrogenada apresentou resultados elevados para este horário. Nas amostragens de fundo, observou-se uma discreta oscilação de valores quando comparados com os obtidos na superfície (Figura 14A).

A **E2** apresentou um comportamento distinto da E1. Os valores de nitrogênio total variaram de 21 a 32,4 μ M. Nas amostragens de superfície foram registrados os menores valores em comparação com aqueles de Secchi e fundo, não sendo detectada uma oscilação considerável ao longo do período amostrado em todas as profundidades (Figura 14B).

Na **E1** os valores de nitrato variaram de 2,66 a 14 μ M. Ao longo do período amostrado foi também evidenciada oscilação dos valores de superfície, seguindo o mesmo comportamento observado para o nitrogênio total na mesma estação. Com relação as amostragens de Secchi e fundo, foram observadas menores amplitudes de valores (1,43 e 2,04 μ M respectivamente) (Figura 14C).

Para a **E2** a variação da concentração do nitrato foi de 4,94 a 6,6 μ M. Esta estação não apresentou evidentes flutuações de valores tanto entre as campanhas, quanto nas profundidades coletadas. (Figura 14D).

Os valores de nitrito obtidos na **E1** variaram de 0,03 a 2,36 μ M. Na campanha de 9h00 foram registrados valores próximos (0,03 μ M e 0,05 μ M) para superfície e fundo, enquanto que as 12h00 observou-se um aumento das concentrações deste parâmetro, com valores de 2,36 μ M, 0,65 μ M e 0,14 μ M para superfície, Secchi e fundo. Na campanha de 15h00, os valores decrescem para 0,79 μ M (superfície), 0,43 μ M (Secchi) e 0,03 μ M (fundo). Percebe-se claramente a redução de valores com a profundidade nas campanhas de 12h00 e 18h00. Às 21h00, notou-se um aumento na concentração de nitrito (2,2 μ M). Os maiores valores de nitrito foram registrados na superfície (Figura 14E).

A **E2** apresentou concentrações de nitrito inferiores a 0,5 μ M em todas as campanhas. O valor máximo (0,11 μ M) foi registrado na campanha de 21h00. Vale ressaltar que na amostra de fundo da campanha de 18h00, foi obtido um resultado abaixo do limite de detecção do método. A variação vertical do nitrito foi muito pequena nesta estação (figura 14F).

A figura 14G apresenta os valores de amônio registrados para a **E1**. As concentrações variaram de 1,75 a 26,44 μ M. Em termos de coluna d'água, constatou-se a redução dos valores de amônio no sentido superfície-fundo, o que ficou evidente nas campanhas de 12h00 e 15h00.

A **E2** apresentou concentrações de amônio variando entre 1,02 e 2,77 μ M. Nas campanhas de 12h00 e 15h00 os maiores valores (1,99 e 2,77 μ M) foram registrados no fundo (Figura 14H).

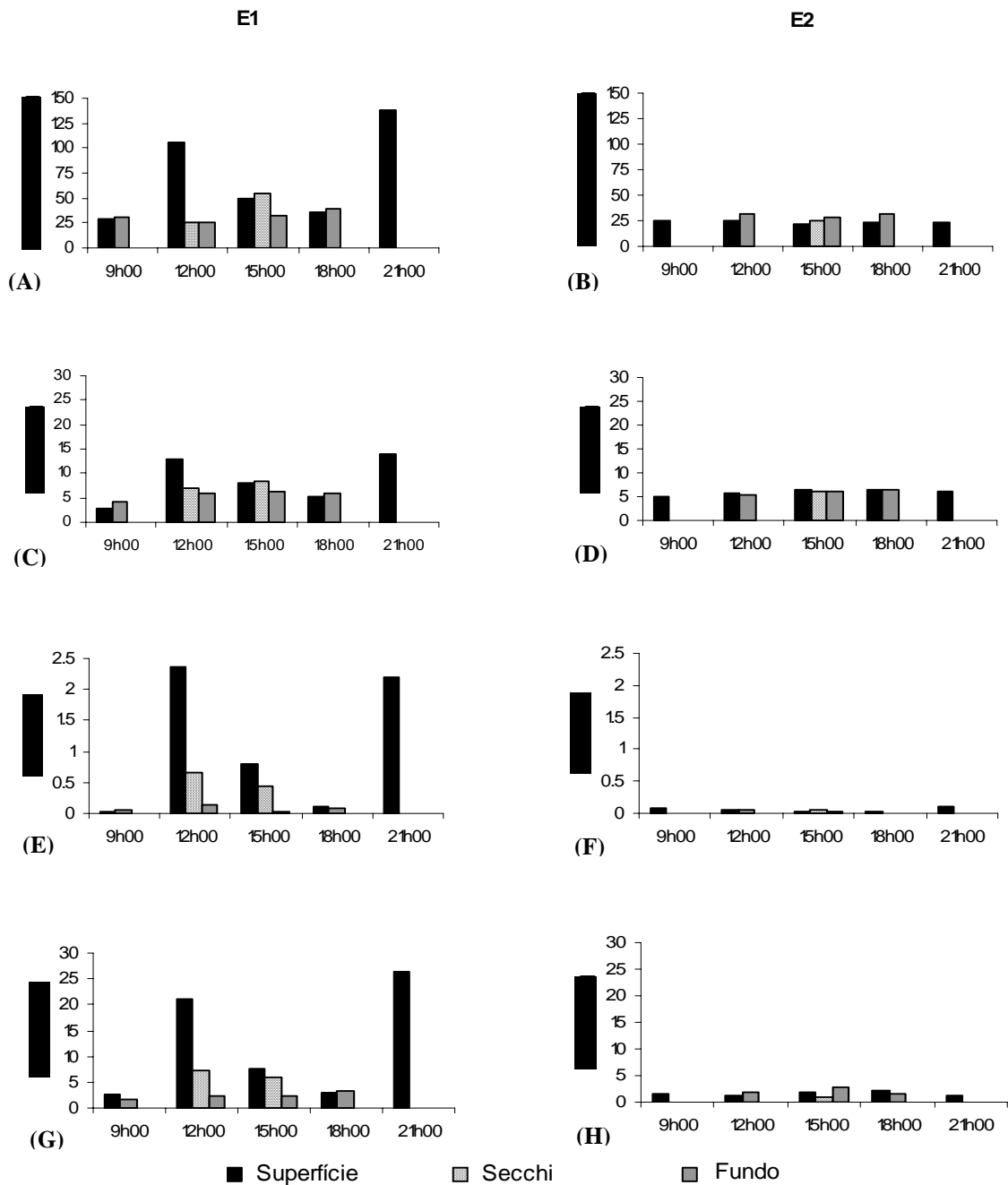


Figura 14- Variação das concentrações de nitrogênio obtidas nas Estações 1 e 2: nitrogênio total (A,B); nitrato (C,D); nitrito (E,F) e amônio (G,H), respectivamente.

Os resultados da série nitrogenada obtida na ETE estão representados na figura 15. Os valores de nitrogênio total apresentaram uma variação de 329,2 a 394 μ M durante o período amostrado. Notou-se um aumento gradativo das concentrações de nitrogênio total ao longo das campanhas de 4h00, 9h00 e 18h30, com uma redução deste parâmetro às 21h00 (figura 15A).

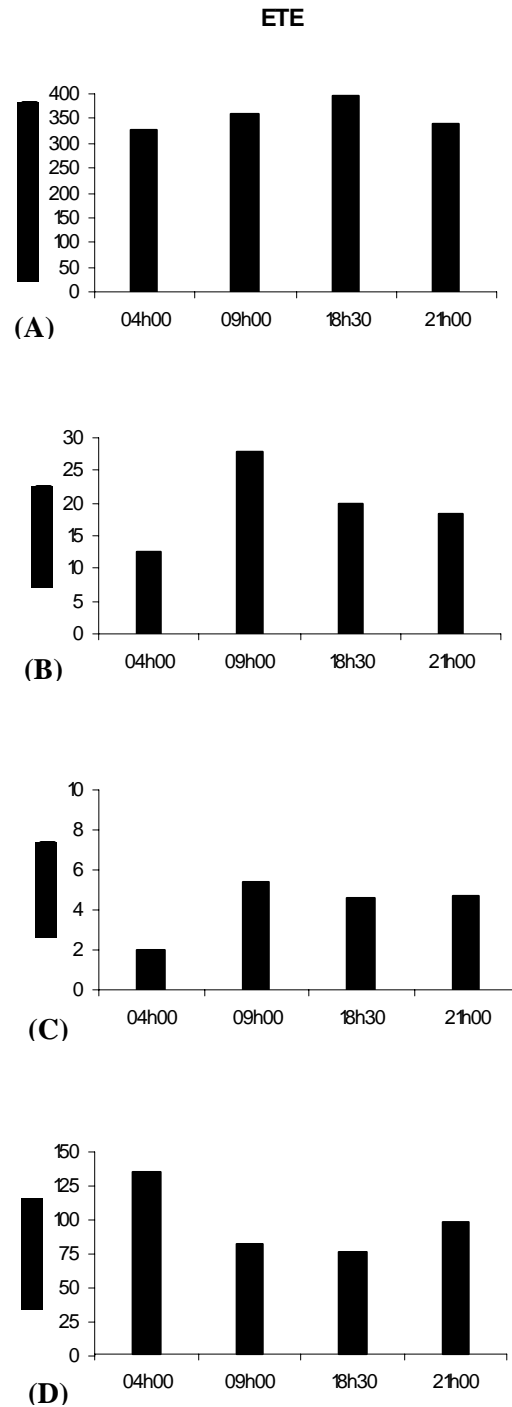


Figura 15 - Variação das concentrações de nitrogênio obtidas na ETE: nitrogênio total (A); nitrato (B); nitrito (C) e amônio (D).

Quanto ao nitrato, a ETE apresentou uma amplitude de valores de 12,62 a 28 μ M. Durante o período amostrado, notou-se um aumento de concentração bem evidente entre as campanhas de 4h00 e 9h00, com uma subsequente redução (Figura 15B).

Os valores de nitrito da ETE variaram de 1,96 a 5,35 μ M, sendo o menor registrado na campanha de 04h00 e o maior na campanha seguinte, 09h00. Valores de 4,59 μ M e 4,7 μ M foram obtidos nas campanhas de 18h30 e 21h00 respectivamente (Figura 15C).

As concentrações de amônio na ETE variaram de 76,5 a 135 μ M, onde o maior valor foi registrado às 04h00 e o menor às 18h30. Observou-se, ao longo do período amostrado, um comportamento diferente dos outros parâmetros da série, com uma redução das concentrações do amônio notando-se, contudo, uma elevação desta concentração na campanha de 21h00 (Figura 15D).

- **Série Fosfatada**

Os valores de fósforo total obtidos nas estações 1 e 2 estão representados na figura 17. Os valores obtidos na **E1** variaram de 1,11 a 62,49 μ M. Constatou-se um aumento da concentração do fósforo total entre as campanhas de 9h00 e 12h00, seguido de redução nas campanhas de 15h00 e 18h00. Com relação ao perfil vertical, observou-se uma redução dos valores no sentido superfície-fundo, o que ficou bastante evidente nas campanhas de 12h00 e 15h00. O maior valor de fósforo total (62,49 μ M) foi registrado às 21h00 (figura 16A).

A **E2** apresentou um comportamento bem diferenciado da E1. Nesta, a variação encontrada dos valores de fósforo total foi de 0,89 a 2,56 μ M. Os perfis verticais para esta estação demonstraram um aumento das concentrações no sentido superfície-fundo. Este comportamento ficou bem evidente nas campanhas de 12h00, 15h00 e 18h00. Nas amostragens de superfície foram registrados os menores valores em comparação com aqueles de fundo, não sendo detectada uma oscilação considerável ao longo do período amostrado em todas as profundidades (Figura 16B).

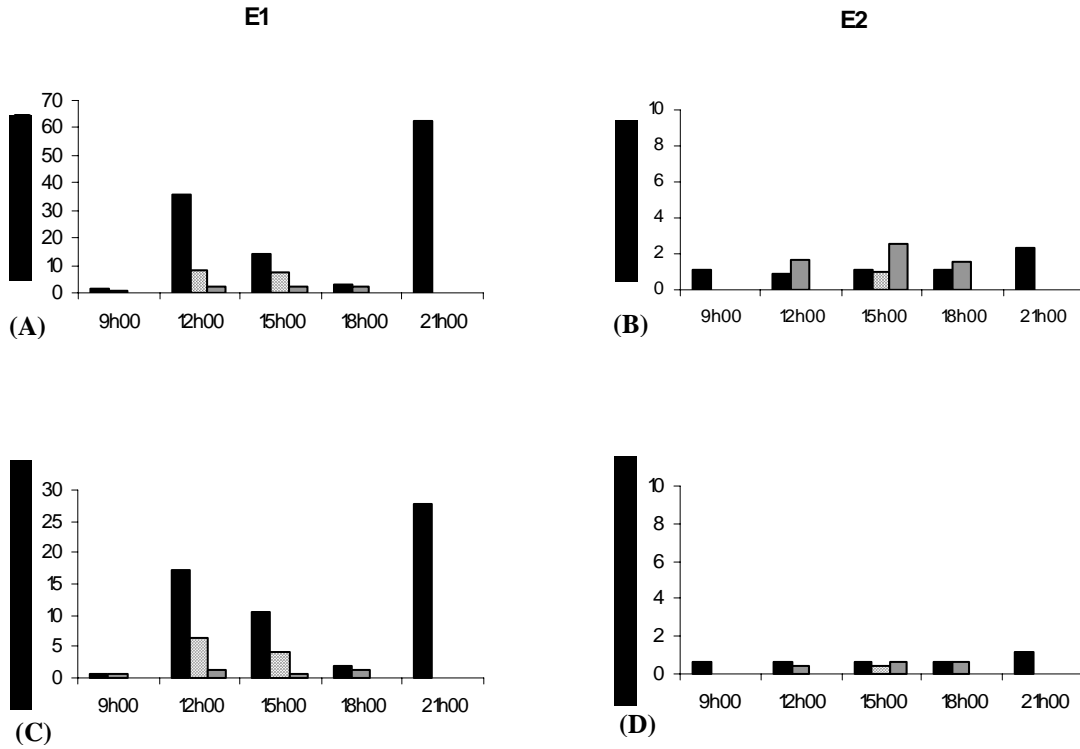


Figura 16 - Variação das concentrações de fósforo obtidas nas Estações 1 e 2: fósforo total (A,B) e fósforo solúvel reativo (C,D).

A **E1** apresentou valores de fósforo solúvel reativo (FSR) que variaram de 0,52 a 27,84 μ M. Observou-se um aumento da concentração de FSR nas primeiras campanhas (09h00 e 12h00), seguidos da redução dos valores nas campanhas de 15h00 e 18h00 e um aumento às 21h00, onde foi registrado o maior valor. Com relação ao perfil vertical do FSR, foi observada uma redução dos valores no sentido superfície-fundo, o que fica bastante evidente nas campanhas de 12h00 e 15h00 (Figura 16C).

A amplitude de variação dos valores (0,47 A 1,21 μ M) de FSR obtida na **E2** foi menor que a variação encontrada na **E1**, não sendo constatada notáveis oscilações de valores durante o período de amostragem. No perfil vertical de FSR, os valores de superfície, Secchi e fundo são bem próximos (Figura 16D).

Os resultados da série fosfatada obtidos na ETE estão representados na figura 18. Os valores de fósforo total apresentaram uma variação de 166,65 a 183,32 μ M durante o período amostrado, com uma discreta redução dos valores até às 18h30, após o qual a concentração volta a aumentar.(Figura 17A).

Os valores do FSR na ETE apresentaram um comportamento semelhante ao Fósforo Total, oscilando entre 84,21 e 114,2 μ M. (Figura 17B).

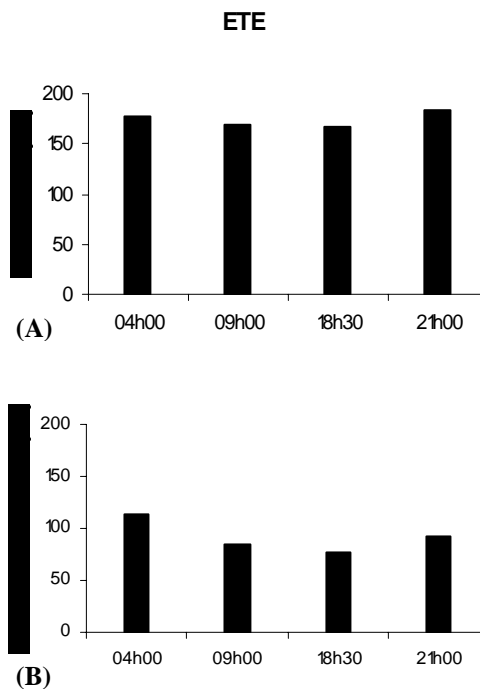


Figura 17 - Variação das concentrações de fósforo obtidas na ETE: Fósforo Total (A) e Fósforo Solúvel Reativo (B).

- **Razão N:P**

Na figura 18, a seguir, estão representados os resultados obtidos a partir da razão de Redfield, onde se estabelece uma proporção de 16:1 entre as concentrações dos nutrientes nitrogênio e fósforo (WETZEL, 2001). Nas campanhas de 12h00, 15h00, 18h00 e 21h00 para a E1, todos

os resultados permaneceram abaixo do 16 o que indicou, em termos proporcionais, menor concentração de nitrogênio do que fósforo. Contudo, na campanha de 9h00 observou-se um comportamento inverso, com os resultados da razão superiores a 16, indicando que, naquele momento, a concentração de fósforo era proporcionalmente menor do que a de nitrogênio.

O comportamento observado para a campanha de 9h00 na E1 se repetiu, de um modo geral, para as campanhas da E2. Nesta estação, em todas a campanhas, os resultados obtidos pela razão foram superiores a 16 havendo, portanto, predominância das concentrações de nitrogênio sobre as de fósforo. Ressalva deve ser feita para a amostragem de fundo da campanha de 15h00 e na de superfície da campanha de 21h00, nos quais os resultados da razão foram inferiores a 16 (Figura 18). Para a ETE também foram obtidos resultados inferiores a 16 em todas as campanhas.

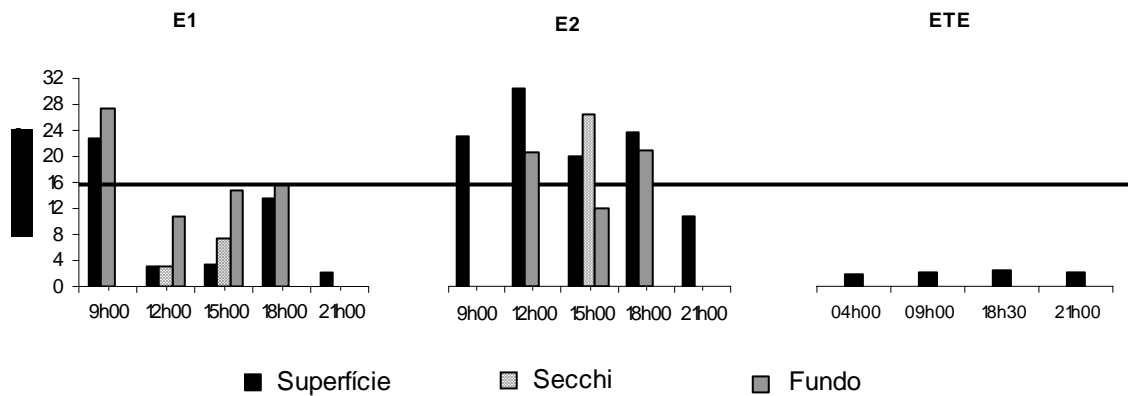


Figura 18 - Razão de Redfield - nitrogênio total e fósforo total nas estações 1 e 2 e na ETE.

- **Clorofila *a***

Na figura 19 estão representadas as concentrações de clorofila *a* obtidas nas estações. Em virtude das diferenças de concentrações de clorofila obtidas nas amostras, optou-se por utilizar a escala logarítmica.

Na E1 registrou-se valores de clorofila de 1,07 e 2,14 mg/m³ (superfície e fundo) às 09h00. Constatou-se uma redução das concentrações de clorofila *a* no sentido superfície-fundo durante as campanhas de 12h00 e 15h00 (valores de superfície, Secchi e fundo de 28,84, 6,41, 3,2 e 15,53, 7,77, 0,97 mg/m³, respectivamente). Na campanha de 18h00 registraram-se valores de 1,94 e 3,88 mg/m³ (superfície e fundo), e na de 21h00 45,61 mg/m³ (Figura 19A).

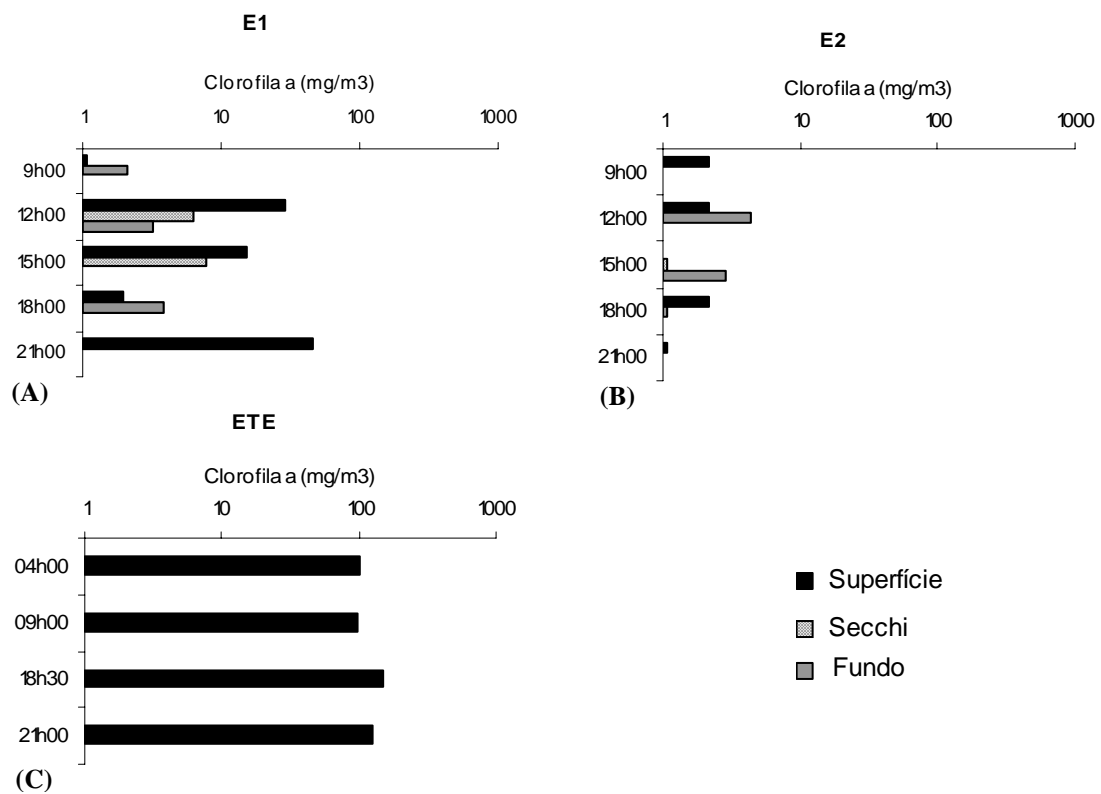


Figura 19 - Variação das concentrações de clorofila *a* obtidas nas estações 1 (A), 2 (B) e na ETE (C).

A E2 apresentou, para a campanha de 9h00, uma concentração de 2,14 mg/m³ (superfície) e nas campanhas seguintes (12h00 e 15h00) puderam ser observados valores de 2,14 e 4,36 mg/m³ (superfície e fundo) e 1,01, 1,07 e 2,91 mg/m³ (superfície, Secchi e fundo respectivamente). Às 18h00 os valores passaram a ser de 2,14 e 1,07 mg/m³ (superfície e fundo) e às 21h00 registrou-se o valor de 1,07 mg/m³ (Figura 19B).

Para a ETE a variação das concentrações de clorofila permaneceu entre 99,17 (09h00) e 149,52 mg/m³ (18h30), com os demais valores registrados de 102,22 mg/m³ (04h00) e 124,24 mg/m³ (21h00) (Figura 19C).

- **Produtividade Primária**

Na figura 20 estão representados os resultados da produtividade primária. A E1 apresentou uma taxa de produção bruta (TPB) de 51,38mgC/m³/h enquanto que a taxa de produção líquida (TPL) foi de 48,07 mgC/m³/h. Na E2 a produção bruta foi de 3,33 mgC/m³/h e a produção líquida foi de 0,83 mgC/m³/h.

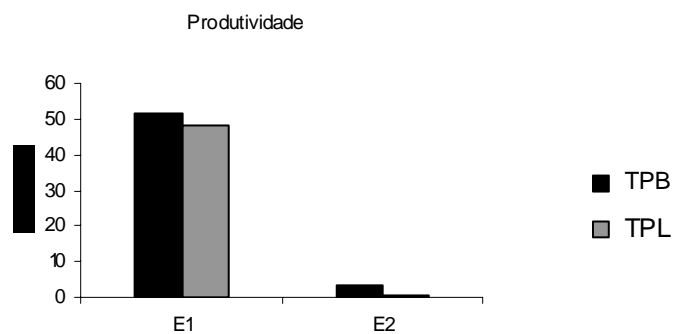


Figura 20 - Produtividade Primária nas estações 1 e 2.

- **Fitoplâncton**

Foram registradas para o trecho estudado do Rio Sauípe um total de 23 táxons fitoplanctônicas, agrupadas em cinco Divisões conforme apresenta o inventário florístico descrito a seguir.

DIVISÃO CYANOPHYTA

Oscillatoria simplicissima

Oscillatoria sp.

DIVISÃO EUGLENOPHYTA

Euglena oxiuris

DIVISÃO CHLOROPHYTA

Cosmarium botrytis

Cruscigenia sp

Dictyosphaerium sp

Euastrum sp
Micrasteria thamasiana

Scenedesmus bijugus
Spondilosum retangulare
S. pulchrum
Spyrogyra sp
Staurastrum sp
Ulotrix zonata
DIVISÃO BACILLARIOPHYTA
Eunotia sp
Gramatophora sp
Navícula sp
Pleurosigma so
Pinnularia major
Pinnularia sp
Sinedra sp
Surirella capronii
DIVISÃO DINOPHYTA
Peridinium sp

A figura 21 representa a distribuição percentual das espécies entre as cinco Divisões Sistemáticas. A divisão Chlorophyta apresentou o maior número de representantes (11 táxons), seguidos por Bacillariophyta (8 táxons), Cyanophyta (2 táxons) e as demais (Euglenophyta e Dinophyta) com apenas 1 táxon.

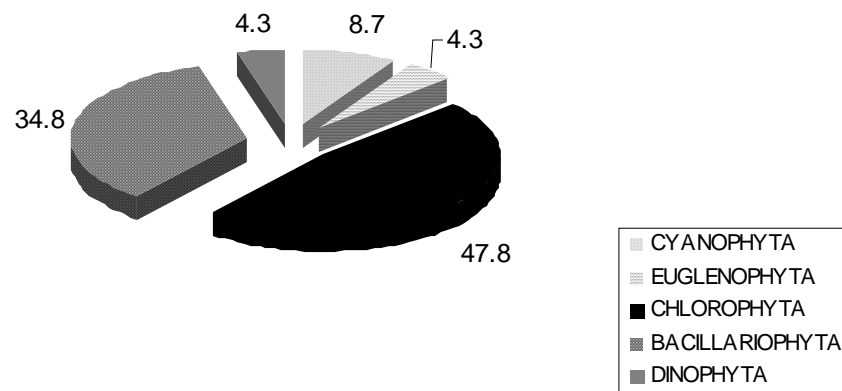


Figura 21 – Representatividade percentual das espécies entre as Divisões identificadas nas estações amostradas dentro do estuário.

5.2 Estimativa da carga de P

A partir do cálculo do valor médio da concentração de fósforo na ETE (5,4mg/l) e da vazão do efluente (30L/s), determinou-se uma carga de fósforo de aproximadamente 14kg/dia e 420kg P/mês.

5.3 Bioensaio algal

Os resultados da estimativa da densidade celular das culturas de *P. subcapitata* expostas ao efluente filtrado estão representados na figura 22. Estes resultados indicaram uma redução do crescimento na medida em que se aumentava a diluição. Este comportamento foi constatado em ambos períodos de exposição (96h e 144h).

Foi detectada uma estimulação do crescimento celular entre os períodos 96 e 144 horas de exposição para todas as diluições, exceto na última (0,0001 v/v), cuja concentração de microalga reduziu. Os resultados do controle negativo (controle-P) apontaram uma redução do crescimento das culturas com o tempo de exposição.

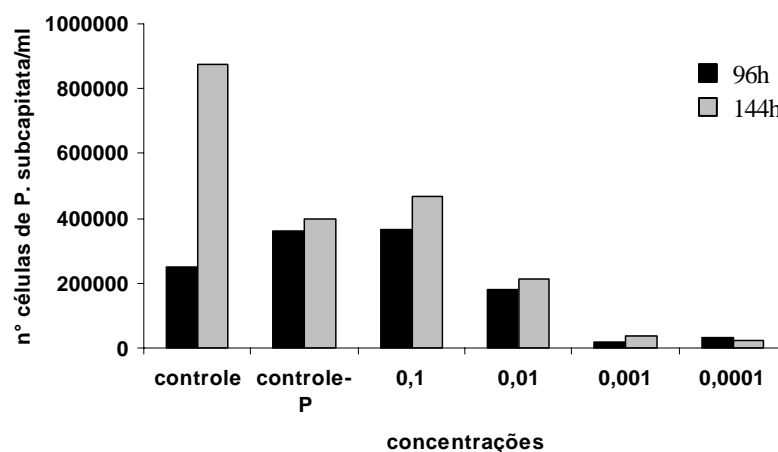


Figura 22 - Estimativa da densidade celular de *P. subcapitata* em várias concentrações do efluente filtrado da ETE Sauípe após 96 e 144 horas.

Os resultados da ANOVA e Teste de Tukey indicaram que após 96 horas de exposição (4 dias), o crescimento das microalgas expostas às duas primeiras diluições (0,1 e 0,01 v/v) do efluente não diferiu significativamente da resposta das microalgas ao controle. Já as duas últimas diluições (0,001 e 0,0001) apresentaram diferenças estatísticas quando comparadas com o controle. Após 144h de exposição todas as diluições apresentarem diferenças significativas quando comparadas com o controle.

Foi evidenciada, uma redução na taxa de crescimento, na medida em que o efluente tornava-se mais diluído, em ambos período de exposição (figura 23). As maiores taxas de crescimento foram registradas em 96h de exposição e na concentração mais alta do efluente (0,1 v/v) tanto em 96h como em 144h. Estas taxas de crescimento foram semelhantes às taxas obtidas no controle.

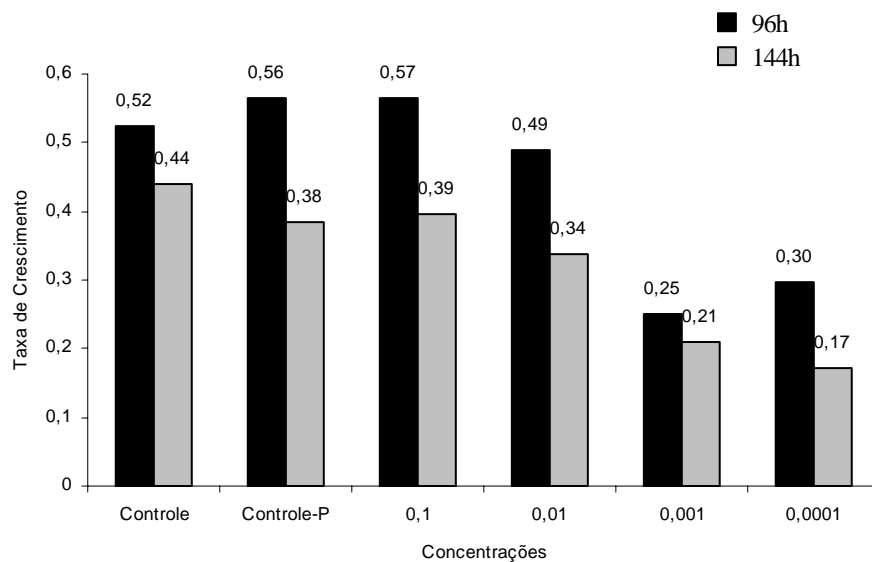


Figura 23 - Taxa de crescimento de *P. subcapitata* em várias concentrações do efluente filtrado da ETE Sauípe após 96 e 144 horas.

6. DISCUSSÃO

6.1 Variação diurna dos parâmetros físico-químicos dentro da ETE

A temperatura é um fator ambiental crítico, pois suas variações causam efeito sobre o metabolismo dos organismos, influenciando os processos fotossintéticos, crescimento de microorganismos e a decomposição da matéria orgânica (KAYOMBO *et al.*, 2000).

As estações de tratamento de efluentes localizadas em regiões tropicais são caracterizadas por apresentarem um perfil de funcionamento fortemente influenciado por fatores climáticos. As condições físico-químicas da água em lagoas de maturação são altamente modificadas pelas características sazonais e/ou diurnas causando flutuações de muitas variáveis (DAVIES-COLLEY *et al.*, 1999). A utilização da luz natural como fonte de energia faz com que o funcionamento destes ambientes seja regido por um ciclo claro (dia) e escuro (noite) (KAYOMBO *et al.*, 2002), acompanhado pela variação diurna da temperatura da água, responsável por notáveis diferenças nos valores de parâmetros físico-químicos. O perfil de funcionamento apresentado pelos autores acima citados foi observado na ETE do Complexo Sauípe. O menor valor de temperatura registrado às 04h00 e o seu aumento registrado às 9h00 corroboram a existência de uma variação diurna, onde durante a noite, na ausência completa

de radiação solar, há perda de calor, ao passo que no início da manhã, registrou-se o aumento da temperatura em razão do aumento da radiação.

Os valores de oxigênio dissolvido (OD) registrados na ETE apresentaram uma variação semelhante ao da temperatura. Este comportamento era esperado, pois durante o período claro, há uma intensificação da fotossíntese e com isso, uma maior produção de oxigênio, ao passo que durante o período noturno não há fotossíntese devido à ausência de luz, passando a prevalecer apenas o consumo do OD pela respiração (KIRK, 1983).

A supersaturação de OD (205%) registrada dentro da ETE às 9h00 é explicada pelo início do período de incidência da radiação solar que ativa os processos de fotossíntese e, conseqüentemente, a produção de OD. A redução do OD se deu justamente a partir das 18h00 com a diminuição da fotossíntese e aumento da respiração. Este comportamento permaneceu durante toda a noite, de modo que se constatou uma condição de anóxia na campanha de 04h00, o que reflete o consumo do OD, ao longo da noite, dado pelas atividades de mineralização da matéria orgânica pelos decompositores e por conta do próprio consumo de oxigênio, via respiração, pelas microalgas (KAYOMBO, 2000).

As mudanças diurnas de pH na lagoa de maturação da ETE são, possivelmente, decorrentes da retirada de gás carbônico durante o ciclo diurno, via fotossíntese, e pelo aumento de gás carbônico durante a noite, quando passa a preponderar a respiração total de bactérias e algas (BRANCO, 1986). O aumento do pH durante o dia na ETE decorreu provavelmente pelos intensos processos de fotossíntese que resultaram no rápido consumo de gás carbônico pelas algas, mais do que este pode ser produzido pela respiração biológica e pela dissolução do gás carbônico atmosférico. Como a difusão do gás carbônico da atmosfera é mínima,

principalmente devido às elevadas temperaturas da água, gera-se um déficit deste gás que, em baixas concentrações se dissocia, formando íons de hidrogênio e bicarbonatos. Esta dissociação, com o concomitante consumo de gás carbônico pelas algas, aumenta a concentração de íons hidroxila (OH^-) na coluna d'água, causando o aumento do pH (KAYOMBO, 2002).

A diminuição do pH durante a noite justifica-se pela atividade respiratória dos organismos (algas e bactérias), que injetam no sistema uma grande quantidade de gás carbônico, o qual reage com a água formando ácido carbônico e, em seguida, se dissocia formando íons H^+ , os quais diminuem o pH do meio (ESTEVES, 1998).

TADESSE *et al.* (2004), em estudos realizados em sistemas de tratamento de efluentes com lagoas integradas na Etiópia, encontraram um padrão de comportamento dos parâmetros OD e pH semelhantes aos encontrados na ETE Sauípe. Estes autores verificaram a variação do OD durante o ciclo diurno, com picos de concentração de OD por volta das 10h00 e redução a partir da 17h00, não tendo sido registrado, no entanto, uma completa ausência de OD durante a noite. Com relação ao pH, os autores encontraram valores variando entre 8,9 e 9,4, crescentes ao longo do dia e decrescentes com a noite. O maior valor de pH medido na ETE Sauípe foi de 9,5 às 18h30. No entanto, devido ao intervalo entre as coletas e a variação diurna do OD em consequência do processo de fotossíntese, possivelmente o valor máximo de pH na ETE Sauípe tenha ocorrido entre 9h00 e 18h30.

As formas nitrogenadas analisadas neste trabalho exercem um importante papel no metabolismo dos ecossistemas aquáticos, devido à sua participação na formação de biomoléculas. Assim como o nitrogênio, o fósforo detém especial importância por participar

de processos fundamentais no metabolismo dos seres vivos, tais como armazenamento de energia celular (COLE, 1994).

A forma nitrogenada predominante encontrada na ETE foi o amônio (correspondente a mais de 20% do Nitrogênio Total), seguido do nitrato, (com até 8% em relação ao Nitrogênio Total), em todas as campanhas. O FSR corresponde a mais de 45% do Fósforo Total e a sua variação ao longo das campanhas indicou, possivelmente, sua utilização pelo fitoplâncton.

O predomínio de amônio na ETE era esperado devido às altas taxas de decomposição que ocorrem neste ambiente. O aumento da concentração de amônio a partir da campanha de 21h00 está relacionado à intensificação dos processos de decomposição da matéria orgânica que permaneceu ao longo de toda a noite, sendo isso evidenciado na campanha de 04h00 onde se registrou seu maior valor. O íon amônio é apontado como o nutriente preferencialmente assimilado pelo fitoplâncton, por ser energeticamente mais viável e não necessitar de redução no interior da célula (ESTEVEES, 1998). Supõe-se que a redução desta concentração a partir da campanha de 04h00 esteja relacionada à assimilação de parcela desta forma nitrogenada pelo fitoplâncton, para realização de fotossíntese. Este resultado se comprovou na medida em que se constatou, no horário de 09h00, alto valor de OD, indicando uma alta taxa fotossintética, uma vez que para a realização da fotossíntese é indispensável, além de luz, nutrientes.

Em ambientes naturais, a comunidade fitoplancônica está localizada nas camadas superficiais (epilímnio e metalímnio). Nesta região há predominância de nitratos, uma vez que o amônio ocorre geralmente no hipolímnio. Esta maior disponibilidade de nitrato faz com que este nutriente seja mais assimilado pelo fitoplâncton (ESTEVEES, 1998). Em ambientes artificiais

como a ETE, que tem, entre outras características, uma baixa profundidade, estes nutrientes encontram-se distribuídos igualmente na lâmina d'água, o que faz com que o fitoplâncton assimile preferencialmente o amônio, devido ao pouco gasto energético, e não o nitrato. Vale ressaltar que cianobactérias, em geral, têm grande capacidade de assimilar o nitrogênio na forma molecular (N_2). Embora haja, no efluente da ETE, o predomínio de *Oscillatoria* (cianobactéria), a assimilação de N_2 não deve ser tão eficiente, pois este gênero não forma heterocistos (células diferenciadas apontadas como eficientes fixadoras de N_2) (WETZEL,2001), o que indica que estes organismos podem estar incorporando outras formas nitrogenadas, como nitrato ou amônio.

Acredita-se que parte do amônio acumulado na ETE tenha sido transformado, através do processo de nitrificação, em nitrato. Considerando-se que (i) este processo ocorre na presença de bactérias, as quais são comumente encontradas em efluentes domésticos (PEHLIVANOGLU & SEDLAK, 2004) e (ii) em condições de aerobiose (HERBERT, 1999) em níveis de oxigênio de no mínimo 0,3 mg/l (WETZEL, 2001), e que (iii) o oxigênio dissolvido encontrava-se em baixas concentrações às 04h00 (0,08 mg/l), explicam-se os baixos valores de nitrato (12,62 μ M) nesta campanha. No momento em que as condições de oxigênio encontraram-se favoráveis no meio, parte do amônio foi oxidado a nitrato, o que justifica o aumento da concentração (28 μ M) desta forma nitrogenada, evidenciada na campanha de 9h00. Na medida em que há redução do OD, há a redução na nitrificação bacteriana e um conseqüente acúmulo de amônio, tornando este a aumentar no fim do dia.

Vale lembrar que o processo de nitrificação/denitrificação acima descrito é vinculado à presença de bactérias. A elevada quantidade de compostos nitrogenados inorgânicos registrados dentro da ETE, está possivelmente relacionada à presença destes organismos

comumente encontrados em efluentes domésticos (PEHLIVANOGLU & SEDLACK, 2004), os quais são responsáveis pela transformação de formas orgânicas em inorgânicas.

As variações do nitrito também estão relacionadas a nitrificação bacteriana, pois esta forma é intermediária entre o amônio e o nitrato (WETZEL, 2001). Neste contexto, era esperado que a variação do nitrito acompanhasse a do nitrato, porém em concentrações inferiores. Segundo MARGALEF (1983), geralmente as concentrações de nitrito são dez vezes menores que as concentrações de nitrato. Isso acontece por que o nitrato é o produto final do ciclo de regeneração do nitrogênio, e é formado a partir do nitrito.

Os valores estimados de nitrogênio orgânico total (obtidos a partir da soma dos valores de nitrato, nitrito e amônio, subtraído dos valores de nitrogênio total) variaram entre 179,62 e 293,15 μ M, sendo superiores aos valores de nitrogênio inorgânico total (soma das frações nitrogenada) que foram estimados entre 100,85 e 149,58 μ M. Os maiores valores do nitrogênio orgânico total em relação aos de nitrogênio inorgânico total sugerem que na ETE este elemento pode estar na forma particulada, uma vez que o efluente é basicamente constituído de microalgas.

Os valores estimados de fósforo orgânico total (obtidos a partir da subtração dos valores de fósforo solúvel reativo dos valores de fósforo total) variaram entre 63,56 e 91,75 μ M. Com a existência de, basicamente, microalgas no interior da ETE, acredita-se que parte do fósforo orgânico esteja na fração particulada.

6.2 Comportamento do efluente nas estações amostradas

A região amostrada no estuário do Rio Sauípe para parâmetros físico-químicos, nutricionais, clorofila e produção primária está situada na zona de influência da maré dinâmica. Nesta área, ainda é possível perceber a variação na altura da maré e inversão no sentido da corrente do rio sem alteração na salinidade (KJERFVE, 1987). Segundo o relatório do PRODESU (2001), a cunha salina máxima no estuário do Rio Sauípe pode chegar a uma distância de aproximadamente 4,5km da foz. Apesar das estações 1 e 2 estarem dentro deste limite, os resultados encontrados demonstraram que, no período amostrado (período seco), apenas a E2 sofre ligeira influência da cunha salina.

Os resultados de condutividade elétrica, obtidos para a E2, demonstraram a presença da cunha salina naquele ponto, através do aumento de valores durante a fase de enchente e redução na fase de vazante. Aliado à variação ao longo do ciclo da maré, o aumento da condutividade registrado no fundo também sugere a intrusão da água salina, claramente notada na preamar (campanha de 15h00), onde a altura da maré, segundo a Tábua das Marés foi de 2,3m (DHN, 2004). Os valores máximos de condutividade registrados na preamar não são os usualmente encontrados em água oceânica, o que sugere ocorrer naquele ponto uma discreta mistura.

Um comportamento inverso foi registrado na E1, onde não se observou um padrão de flutuação da condutividade em função do ciclo de maré e os maiores valores foram registrados na superfície. Possivelmente esta estação esteja sendo influenciada mais pela entrada do efluente do que pela maré, o qual lança grandes quantidades de sólidos no rio.

O regime de descarga da ETE do complexo hoteleiro Sauípe S.A., está relacionado com a utilização das instalações sanitárias dos hotéis. Isso foi constatado pela notável elevação nos valores dos parâmetros medidos entre a primeira (09h00) e segunda (12h00) campanhas na E1. A partir das 09h00, em virtude da maior movimentação nos hotéis, há mais geração de esgotos, o que eleva a quantidade de efluentes na ETE e, conseqüentemente, sua descarga no rio. Isso é reforçado pelo fato da ETE não possuir comporta de lançamento para controlar a vazão, ou seja, a quantidade de efluente *in natura* que entra é sempre igual à quantidade de efluente tratado que é lançado no rio.

Em águas costeiras, a transparência da água é influenciada por fatores como regime de ventos e índice pluviométrico, responsáveis pelo carreamento de material particulado para o leito dos rios, e pela quantidade de material em suspensão, principalmente sólidos e o plâncton (TUNDISI & TUNDISI, 1976). A redução de transparência em ambientes estuarinos também está relacionada ao ciclo de maré (OLIVEIRA, 1995), pois a geração da corrente de maré, muitas vezes em sentido contrário ao fluxo do rio, causa o revolvimento do sedimento de fundo e o aumento de partículas em suspensão, com a conseqüente redução da transparência.

Este comportamento foi observado para a E2 cujos resultados de STS no fundo foram crescentes durante a fase de enchente e decrescentes durante a vazante, sugerindo uma possível influência da maré neste local. Na superfície observou-se a mesma tendência, porém com valores superiores aos do fundo, o que indica a presença de um outro fator condicionante, além da circulação da maré. Nesta estação, as medições através do disco de Secchi não foram suficientes para inferir sobre a variação da transparência durante o período amostrado, pois devido à pequena profundidade local, foi possível determinar o desaparecimento visual em

apenas uma campanha. Nas demais, o disco tocou o fundo antes de seu completo desaparecimento.

A E1 apresentou um comportamento para STS no fundo semelhante ao observado para a E2, o que poderia indicar a possível influência da maré naquela estação. Contudo, os maiores valores de STS registrados na superfície e na profundidade do Secchi, em relação aos valores de fundo, descartam a influência do ciclo de maré como fator condicionante de ressuspensão de sedimento. As medições de transparência para a E1 apresentaram uma evidente redução durante o período amostrado, o que corrobora o aumento de partículas em suspensão, oriundas do efluente rico em material particulado, principalmente algas.

Os maiores valores de STS registrados na E1 em relação a E2 podem ser atribuídos à entrada do efluente. Caso a maré fosse o único fator de ressuspensão de sedimentos, seria esperado que os valores de STS obtidos na E2 fossem maiores que os da E1, pois esta encontra-se mais próxima da foz do rio.

A E1 é influenciada pelo constante lançamento do efluente da ETE, o qual é constituído de uma densa massa fitoplanctônica. Sendo assim, acredita-se que a entrada do efluente é o fator preponderante no aumento na concentração de sólidos em suspensão e redução de transparência neste local. A descarga do efluente junto à E1 justifica as maiores concentrações de STS em relação à E2, bem como os maiores valores de superfície com relação ao fundo para aquela estação. A presença do efluente também pode explicar os maiores valores de STS na superfície registrados na E2, uma vez que, lançado na E1, o efluente pode alcançar a E2 mais diluído.

Apesar das diferenças de concentrações de STS detectadas entre as estações 1 e 2, observou-se que estas concentrações foram relativamente baixas quando comparadas às encontradas por outros autores. GONI *et al.* (2005), em estudos realizados em ambientes estuarinos ao longo de um ciclo de maré, encontraram valores de STS que variaram de 50 a 400mg/l em estações localizadas dentro do estuário. As baixas concentrações de STS encontradas no estuário do Rio Sauípe podem ser explicadas pelo fato da amostragem ter sido realizada durante o período seco. Na ausência de chuva, há menos material sendo carregado para o leito do rio e com isso, menos material em suspensão. Um outro fator a considerar é a densa vegetação encontrada nas margens do rio. Segundo ZHANG *et al.* (1999) os estuários tropicais tendem a apresentar baixas concentrações de material em suspensão devido ao bom desenvolvimento da vegetação marginal, que atua como atenuador dos processos de erosão, evitando que este material seja carregado para o rio.

A pequena variação de temperatura da água nas estações 1 e 2 é esperada para ambientes tropicais, onde há intensa radiação solar incidindo sobre a superfície da água ao longo do dia. Segundo BRIGANTE & ESPÍNDOLA (2003) as variações de temperatura em ambientes aquáticos são consequência do regime climático local e das variações sazonais e diurnas. Acredita-se que o aquecimento da água no estuário do Rio Sauípe (E1 e E2) esteja relacionado com os períodos diários de radiação, visto que as campanhas foram iniciadas pela manhã e se prolongaram até a noite, totalizando um período de 12 horas.

Além da radiação solar, deve-se considerar para a E1 a influência do efluente na temperatura da água, uma vez que esta estação apresentou temperaturas um pouco mais elevadas quando comparadas com a E2. A entrada constante do efluente na E1, após permanecer numa

pequena lâmina d'água dentro da ETE e, por este motivo, ter absorvido mais calor, faz com que a temperatura desta estação seja um pouco mais elevada do que a temperatura da E2.

As diferenças de temperatura registradas na coluna d'água a partir de 15h00, para ambas as estações, sugere a ocorrência de períodos de estratificação, estando possivelmente relacionados ao (i) aquecimento ocasionado pela radiação solar incidente na superfície e (ii) movimento de massas d'água forçados pelos períodos de enchente e vazante na maré.

A presença desta estratificação foi confirmada através do cálculo da resistência térmica relativa (RTR), cujos valores obtidos foram altos nas campanhas de 15h00 (50 e 53,6 respectivamente) nas estações 1 e 2. A redução dos valores de RTR nas campanhas de 18h00 (35,5 e 17,4) sugere uma diminuição da estabilidade vertical com um possível processo de mistura a partir daquele horário. A RTR é calculada mediante a razão entre as diferenças de densidade da água superficial e do fundo e o valor de 8×10^{-6} , correspondente à diferença de densidade da água entre as temperaturas de 5 e 4°C (WETZEL, 2001).

Na E1 o pH está sendo influenciado pela ETE, uma vez que observaram-se comportamentos semelhantes entre esses pontos ao longo do período amostral, não evidenciados na E2. Na E1, a redução deste parâmetro no sentido superfície-fundo era esperada, pois no fundo os processos de decomposição são mais intensos, levando à produção de CO₂ e a conseqüente redução do pH, bem como a redução da concentração do OD.

O comportamento diferenciado encontrado para a E2 sugere uma pequena ou nenhuma influência da ETE neste local, onde predomina provavelmente o comportamento do estuário. As pequenas variações de pH nesta estação (5,81 a 6,05) estão possivelmente relacionadas à

influência estuarina, pois a água do mar apresenta alta capacidade de tamponamento, devido à grande quantidade de cálcio presente. Apesar das pequenas variações terem sido atribuídas à influência marinha, os baixos valores de pH indicam que esta influência foi muito discreta, pois os valores obtidos são esperados para zonas fluviais. BRAGA *et al.* (2000) encontraram baixos valores de pH em estações mais internas no estuário da Baixada Santista (litoral de São Paulo), estando estes valores relacionados com a baixa influência marinha. Sob este enfoque, apesar de mais interna, a E1 apresentou maiores valores de pH, o que demonstra a predominância da influência do efluente.

A redução da saturação de OD observada no sentido superfície-fundo na E1 é explicada pela redução de luz nas camadas mais profundas, devido a pouca transparência, o que reduz a fotossíntese. Apesar desta redução, não foi registrada no fundo condição hipóxia. As maiores concentrações de OD registradas na superfície da água em relação ao fundo, também podem ser explicadas pela maior concentração de fitoplâncton nesta zona, a qual apresenta maiores taxas fotossintéticas e aos processos de decomposição da matéria orgânica que levam a um consumo de OD.

A E1 é espelho da ETE, refletindo a carga orgânica que adentra o sistema estudado. Desse modo, a fração nitrogenada predominante foi, assim como na ETE, o amônio, seguido do nitrato e do nitrito. Por outro lado, na E2 constatou-se a predominância do nitrato sobre o amônio. HUANG *et al.* (2003), em estudos de curta duração em estuários, observaram comportamento semelhante entre áreas que recebiam despejos domésticos e que não recebiam. Segundo os autores, o ponto onde havia lançamento de esgotos apresentou mais amônio que nitrato, estando isso relacionado à entrada do esgoto doméstico.

Pelas concentrações de OD encontradas na E1, esperava-se que as concentrações de amônio fossem menores, pois segundo WETZEL (2001), o teor de amônio em águas bem oxigenadas é usualmente baixo. Assim sendo, pode-se afirmar que as concentrações de amônio registradas naquela estação estão de fato relacionadas ao *input* do efluente, o que corrobora a afirmação de HUANG *et al.* (2003). O predomínio do nitrato sobre o amônio na E2 indica que, possivelmente, esta estação não está sob a influência do efluente.

Estudos de curta duração realizados em sistemas estuarinos apontaram altos valores nutricionais relacionados à entrada de efluentes domésticos (TROUSSELIER *et al.*, 2004; PEREIRA FILHO *et al.*, 2001; BRAGA *et al.*, 2000). Em pontos a jusante dos locais de lançamento de efluentes, os autores constataram a redução destes valores, sendo isso atribuído ao efeito de diluição, ocasionado muitas vezes pela influência da maré. O mesmo padrão foi obtido no trecho estudado do estuário do Rio Sauípe, onde na E1 registrou-se maiores valores nutricionais que na E2, mais a jusante. Desse modo, acredita-se que a redução destas concentrações pode estar relacionada à rápida assimilação destes nutrientes, na zona trofогênica, pelas algas (COLE, 1994). Com relação ao fósforo, vale ressaltar a capacidade de adsorção deste nutriente às partículas em suspensão, o que reduz sensivelmente suas concentrações (BRAGA *et al.*, 2000). Por se tratar de substâncias não-conservativas, acredita-se que estes nutrientes têm um tempo muito curto de permanência fora dos sistemas biológicos, sendo rápida a reciclagem entre a mineralização e a absorção pelos produtores.

Acredita-se, então, que na E2 as concentrações de nutrientes estejam relacionadas às características ambientais locais, já que os valores obtidos estão dentro do esperado para ambientes estuarinos.

Tanto na série nitrogenada como na fosfatada da E1, o aumento de concentrações entre as campanhas de 9h00 e 12h00 foi atribuído ao maior fluxo de efluentes que adentra o rio. Os maiores valores registrados na superfície são decorrentes da altura relativa do ponto de descarga do emissário em relação ao nível do rio.

A baixa variação da série nutricional na E2, tanto ao longo do ciclo de maré quanto na escala vertical, pode ser explicada pela maior homogeneidade da água neste local. Ou seja, apesar da E2 estar possivelmente sob influência da cunha salina, esta não é suficiente para provocar estratificação destes nutrientes.

Os valores de FSR registrados na E1 (0,52 a 27,84 μ M) foram próximos aos registrados por BRAGA *et al* (2000) no estuário da Baixada Santista, em pontos onde havia entrada de efluentes. Estes resultados, menores que os de nitrogênio, são esperados para ambientes aquáticos continentais, onde se estabelece uma relação nutricional de 16N:1P. Segundo VESILIND *et al.* (1990), concentrações de fósforo entre 0,01 e 0,1 mg/L (0,32 e 3,2 μ M) já são suficientes pra promover a eutrofização. Sendo assim, acredita-se que o trecho estudado do Rio Sauípe esteja sujeito à eutrofização artificial, devido a carga nutricional que está sendo adicionada a este ambiente.

6.2.1 Razão N:P

O indicativo do processo de eutrofização artificial pode ser melhor avaliado através da razão de Redfield (16N:1P), a qual indica as limitações nutricionais relativas ao fitoplâncton (HECKY *et al.*, 1993). Resultados da razão menores que 16 (N:P < 16) obtidas na ETE, para todas as campanhas, indicaram uma maior proporção de fósforo em relação ao nitrogênio.

Esse comportamento foi observado também na E1 na maioria das campanhas, exceto às 9h00, onde a proporção de nitrogênio foi maior que a de fósforo. O efluente da ETE, rico em fósforo, é lançado na E1, aumentando a proporção deste nutriente, causando um desbalanço nutricional (valores da razão menores que 16). De acordo com a literatura, a escassez do fósforo é apontada como o principal fator limitante à produtividade primária em ambientes dulciaquícolas. O incremento deste nutriente geralmente induz ao aumento da biomassa fitoplanctônica, como foi evidenciado através dos experimentos *in situ*, que serão discutidos mais adiante.

A razão N:P na campanha de 9h00 está possivelmente relacionada à pouca quantidade de efluente que é lançado no rio durante a noite, fazendo com que prevaleça uma condição mais próxima da encontrada na E2. No momento em que há um aumento da descarga do efluente, por conta do uso das instalações dos hotéis, há um maior *input* de fósforo.

O comportamento inverso observado para a E2 ($N:P > 16$) indicou que o fósforo estava em menor proporção em relação ao nitrogênio sendo, portanto, o fator limitante à produtividade primária. Os resultados da Razão de Redfield também sugerem que a E2 sofre pequena ou nenhuma influência do efluente. Os baixos valores de produtividade obtidos no experimento, corroboram os baixos valores de fósforo em relação a E1. IRIGOIEN & CASTEL (1997) e PEREIRA-FILHO *et al.* (2001) comprovaram a limitação do crescimento do fitoplâncton pela carência de fósforo em estuários cuja relação N:P encontrava-se maiores que 20.

A maior razão N:P na superfície em relação ao fundo é esperada, pois segundo WETZEL (2001), há uma maior demanda de fósforo no epilímnio, fazendo com que este seja consumido mais rapidamente que no hipolímnio, como pode ser observado na E2.

Considerando-se que o fósforo é apontado pela literatura como principal responsável pela eutrofização artificial e que é lançado no Rio Sauípe em grande quantidade, acredita-se que este ambiente é passível de eutrofização.

6.2.2 Produtividade Primária e clorofila *a*

Os altos valores de produtividade obtidos na E1, através do experimento *in situ*, são esperados devido à elevada carga nutricional, em especial fósforo. Por outro lado, a E2 apresentou uma baixa produtividade, o que reflete provavelmente, uma limitação pelo fósforo. Além dos nutrientes outros fatores, tais como transparência e sombreamento, influenciam na produtividade primária.

As taxas de produção bruta (quantidade total de matéria orgânica acumulada), tanto na E1 quanto na E2, superaram a produção líquida como esperado. Vale ressaltar que o método utilizado para medição da produtividade tem limitações, tais como pastoreio do zooplâncton e ação de bactérias, que dificultam a medida real da fotossíntese. Além disso, deve-se considerar que assembléias de algas incubadas em garrafas próximas à superfície apresentam o fenômeno de fotorespiração, que é um fator complicador à medição das taxas de fotossíntese (COLE, 1994).

A alta produtividade registrada na E1 é esperada em ambiente que recebem cargas orgânicas. A elevada saturação de OD na E1 corrobora dos resultados da produtividade. Os altos valores de clorofila nesta estação não foram surpreendentes, se considerarmos a alta concentração de clorofila na ETE. TROTT & ALONGI (2000) observaram que o aumento na concentração de clorofila coincide com períodos de descarga de efluentes ricos em fitoplâncton. A redução da

clorofila no sentido superfície-fundo se explica devido a maior concentração do fitoplâncton na camada superficial.

Efetuada-se a razão entre a quantidade de matéria orgânica que entra no sistema a partir da fotossíntese (experimento de produtividade primária a partir das amostras de superfície de 9h00 em ambas as estações) e a estimativa de biomassa fitoplanctônica (concentração de clorofila *a* das mesmas amostras), constatou-se que na E1 fez-se fotossíntese mais eficientemente do que na E2 (48 e 1,5 mgC/m³ respectivamente). Apesar de ter sido registrado na E1, nesta situação em particular, uma menor concentração de clorofila *a* em relação a E2, a produtividade bruta foi mais elevada, sugerindo que, com uma menor biomassa, a E1 produziu mais fotossíntese, sendo portanto mais eficiente. Tal fato pode ser atribuído à maior disponibilidade nutricional registrada nesta estação.

6.3 Estimativa da Carga de P

A carga diária de aproximadamente 14 kg de fósforo lançada pela ETE no estuário do Rio Sauípe, parece estar sendo rapidamente diluída, uma vez que as concentrações registradas na E1 variaram entre 0,034 e 1,12 mg/l. Esta rápida diluição se verifica, também, através das menores concentrações registradas na E2, que variaram entre 0,02 e 0,07mg/l. Considerando-se que o fósforo é o nutriente mais importante no caso da eutrofização, e que concentrações entre 0,01 e 0,1mg/l já são suficientes para promovê-la (VESILIND *et al.*, 1990), as concentrações registradas na área estudada já indicam sinais de enriquecimento nutricional.

A carga mensal de aproximadamente 420kg que adentra o sistema estudado (e que representa mais de 1 tonelada por trimestre) torna-se um fator preocupante. Embora as condições do

ambiente tenham demonstrado ser favoráveis para que parte do fósforo permaneça adsorvido às partículas de sedimento, deve-se considerar que o seu potencial eutrofizante nunca é reduzido, pois o mesmo entra no sistema e não se decompõe, passando a integrar os ciclos da matéria orgânica do estuário. Como visto anteriormente, a condição trófica do estuário estudado pode estar sendo alterada. Com o passar do tempo, a elevação da carga de nutrientes pode vir a resultar no surgimento de florações tóxicas.

O trecho estudado do estuário do Rio Sauípe apresenta uma capacidade de assimilar ou transformar os nutrientes derivados da ETE. Os mecanismos de assimilação destes nutrientes não foram examinados neste trabalho, mas é provável que uma combinação de processos como mineralização, respiração, desnitrificação pela biota local, assim como a diluição e processos físicos forçados pela maré, exerçam um importante papel na dinâmica destes elementos.

É interessante mencionar que apenas o tratamento secundário não é suficiente para a remoção de fósforo, havendo a necessidade da introdução de um tratamento terciário para a desnitrificação e remoção deste nutriente, antes de qualquer lançamento em corpo receptor (CLARK, 1995).

6.4 Fitoplâncton

A análise do fitoplâncton permitiu caracterizar as principais espécies presentes no ambiente e prover informações sobre eventuais espécies formadoras de florações nocivas.

Uma das principais razões para o monitoramento do fitoplâncton em ambientes aquáticos é a detecção de espécies que podem formar estas florações nocivas, as quais, além de comprometerem os objetivos da utilização dos recursos hídricos, também podem ocasionar a mortandade de animais e, até mesmo, de seres humanos que ingerem a água contaminada com essas algas (CODD, 2000).

A comunidade fitoplanctônica identificada nas estações amostradas é característica de ambientes dulciaquícolas. Entre as espécies identificadas, merece destaque àquelas pertencentes ao gênero *Oscillatoria*, uma cianobactéria, que é apontada na literatura como indicadora de águas eutróficas e como produtora de toxinas nocivas (BRITTAIN *et al.*, 2000). Este gênero esteve presente tanto na ETE como em amostras coletadas no estuário.

Por outro lado, vale mencionar o registro dos gêneros *Staurastrum* e *Mycrasteria*, indicadores de águas limpas e oligotróficas (TEILING, 1965 e BEETON, 1964 *apud* ESTEVES, 1998), sugerindo que o nível de degradação da qualidade das águas do rio Sauípe não pode ser considerado ainda como crítico.

Estudos demonstram que algumas cepas de algas, em especial as do grupo das cianobactérias, podem produzir toxinas potentes (hepatoxinas e neurotoxinas) e podem também produzir metabólitos que causam gosto e odor, podendo ocasionar, inclusive, intoxicação e mortandades de animais e humanos (ZAGATTO, 2003; BRITTAIN *et al.*, 2000). Devido ao seu potencial tóxico, o monitoramento das cianobactérias em corpos aquáticos, particularmente aqueles que estão ameaçados pelo processo de eutrofização, torna-se fundamental.

6.5. Bioensaio algal

A redução da densidade celular observada nos períodos experimentais (96 e 144 horas de exposição) era esperada, pois a medida em que se aumenta a diluição (de 0,1 a 0,0001), há uma redução na quantidade de nutrientes disponíveis no meio. O crescimento algal registrado entre os diferentes tempos de exposição indicou que, durante este período, as culturas mantiveram-se em expansão, uma vez que ainda deveria haver suprimento alimentar favorável ao aumento da cultura. Este comportamento foi observado para a maioria das diluições, o que sugere que o efluente da ETE, mesmo diluído, tem nutriente dissolvido em quantidades suficiente para favorecer o crescimento algal. Esta evidência é validada pela performance do controle positivo, no qual as culturas de *P. subcapitata* aumentaram com o tempo de exposição. Os resultados obtidos nesse bioensaio corroboram os resultados obtidos para os parâmetros nutricionais dentro da ETE, os quais apresentaram uma elevada concentração de N e P na forma inorgânica, forma esta, preferencial de assimilação para o fitoplâncton.

A redução da densidade de *P. subcapitata* detectada no controle negativo em relação ao controle, no período de exposição de 144h, foi possivelmente devido à remoção do fosfato. Como este nutriente é essencial ao metabolismo do fitoplâncton, o seu suprimento inadequado apresentou-se como um fator limitante ao crescimento, fazendo com que houvesse um declínio na densidade algal (OKAY *et al.*, 1998). Contudo, isso não foi observado em 96h de exposição, onde registrou-se um discreto aumento celular entre o controle e o controle negativo, o que pode ser decorrente do fato das algas utilizarem suas reservas nutritivas para o crescimento. A manutenção das culturas no controle negativo também pode ser atribuída à presença de outras substâncias nutricionais presentes no meio.

A taxa de crescimento também apresentou uma redução a medida em que se aumentava a diluição. As maiores taxas de crescimento registradas em 96h de exposição podem estar relacionadas à maior disponibilidade de nutrientes no meio o que fez com que as algas crescessem mais rapidamente. Em 144h de exposição, já com uma elevada densidade celular, há uma possível escassez de nutrientes, passando as células a competirem por estes recursos nutricionais, o que vem a retardar o crescimento. Além disso, deve-se considerar o efeito de confinamento no qual as microalgas estão submetidas, que gera um estresse adicional e a mortalidade de algumas células

Apesar da densidade ter sido maior em 144h, o tempo de duplicação da célula foi menor, o que reflete numa menor taxa de crescimento. Segundo MOREIRA-SANTOS *et al.* (2004) as taxas de crescimento microalgais têm mostrado decréscimo com o aumento da densidade celular devido condições de estresse.

Os bioensaios em laboratório indicaram que o efluente lançado pela ETE no rio Sauípe, favorece o crescimento da microalga *P. subcapitata*, o que foi evidenciado pelo aumento da densidade dessa microalga nas concentrações mais altas do efluente (0,1 e 0,01v/v). Estas concentrações não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$) com o controle em 96h de exposição. Isso sugere que, em tais concentrações, há um suprimento de nutrientes adequado ao crescimento do fitoplâncton (provavelmente de N e P), uma vez que as respostas destas concentrações assemelham-se relativamente àquelas obtidas para o controle, constituído pelo balanço nutritivo ideal ao crescimento de *P. subcapitata*. Por outro lado, as diferenças estatísticas ($p < 0,005$) registradas nas menores concentrações (0,001 e 0,0001) são decorrentes, provavelmente, pela escassez de nutrientes em relação ao controle. As diferenças significativas registradas em todas as diluições com relação ao controle, no período de 144h

de exposição, são atribuídas à elevada densidade algal registrada no controle em relação às diluições.

O bioensaio demonstrou que o efluente da ETE favorece o crescimento de *P. subcaptata* (em diferentes concentrações), devido à disponibilidade de nutrientes. Sendo assim, acredita-se que este efluente, quando lançado no estuário do Rio Sauípe, tem potencial para estimular o crescimento de microalgas. Contudo, é interessante lembrar que os resultados obtidos em ensaios de laboratório não reproduzem fielmente o que acontece em ambientes naturais.

7. CONCLUSÕES

O estudo realizado na ETE e no estuário do Rio Sauípe conduziu às seguintes conclusões:

- Há uma relação direta entre o lançamento de efluente pela ETE e o regime de funcionamento dos hotéis, uma vez que registrou-se um aumento nos valores dos parâmetros medidos na E1 nas horas de pico de utilização das instalações sanitárias. Deve-se ainda atentar para o fato de que na alta temporada, com a maior movimentação dos hotéis, deverá haver um considerável aumento na quantidade do efluente que adentra o rio.
- As variações dos parâmetros medidos dentro da ETE indicaram que aquele ambiente é regido pelo ciclo da intensidade luminosa (claro/escuro). Parâmetros como temperatura, OD e pH aumentaram nas horas claras do dia, apresentando uma relação direta com o ciclo de radiação solar. O efeito combinado destes parâmetros, associados aos demais, influencia diretamente as atividades microbiais da ETE.
- O efluente da ETE apresentou uma alta concentração nutricional (N e P). Parte destes nutrientes foi identificada na forma inorgânica. Os demais valores inferidos podem estar na forma particulada orgânica, como constituintes do fitoplâncton.

- O efluente da ETE é constituído de uma densa massa fitoplanctônica, cujo gênero predominante *Oscillatoria*, uma cianobactéria.
- Os resultados obtidos demonstraram que a E1 é fortemente influenciada pelo efluente da ETE. Contudo, este efluente não atinge de forma marcante a E2, apesar da pequena distância entre elas.
- A E1 apresentou elevada concentração de fósforo, enquanto que a E2 registrou carência deste nutriente. A elevada disponibilidade nutricional registrada na E1, em especial o fósforo, induz o aumento da produtividade primária pelo fitoplâncton.
- A elevada carga de fósforo que é lançada diariamente no estuário do Rio Sauípe está sendo rapidamente diluída. A capacidade de adsorção deste elemento às partículas de sedimento pode estar contribuindo para sua imobilização.
- Há impacto do efluente no rio, estando este sujeito a eutrofização cultural. A introdução deste efluente pode levar à perda da biodiversidade local e prejuízos à saúde humana, dentre outros problemas.
- O efluente lançado pode comprometer a qualidade da água do Rio Sauípe, tendo em vista seu potencial de eutrofização cultural, em face a disponibilização de nutrientes que podem favorecer a proliferação de algas, inclusive tóxicas (cianobactérias).
- O bioensaio demonstrou que o efluente da ETE induz o crescimento de *P. subcapitata* pelo excesso de nutrientes, podendo comprometer a qualidade da água. O teste com *P. subcapitata* mostrou-se sensível na detecção preliminar do potencial de eutrofização de águas residuárias.

8. SUGESTÕES

Pode-se assumir que o fósforo representa o elemento de maior preocupação para o controle de eventuais processos de eutrofização no estuário. Deve-se mencionar que cenários nutricionais em desequilíbrio podem alterar biodiversidade local, principalmente se um fator for introduzido de forma excessiva, como é o caso do fósforo.

A adoção de estratégias de manejo é imprescindível à otimização da sobrevivência e conservação da biodiversidade local do Rio Sauípe, atentando para a remediação dos problemas associados à entrada de nutrientes pelo lançamento do efluente. Medidas paliativas visando, tão somente, a remoção mecânica das algas do efluente antes do seu lançamento no rio não serão suficientes para prevenir a eutrofização cultural e possíveis florações tóxicas, uma vez que o bioensaio demonstrou o crescimento de microalgas utilizando os nutrientes dissolvidos, no efluente, mesmo em quantidades bastante diluídas. Torna-se imprescindível a implementação de tratamento terciário, a fim de remover os nutrientes antes do efluentes ser lançado no rio.

Para uma melhor compreensão das alterações ocorridas e que venham a ocorrer no estuário do Rio Sauípe, ocasionadas pelo lançamento de efluentes domésticos tratados, sugere-se um programa de monitoramento contínuo, incluindo análises físico-químicas do sedimento,

biológicas (biomonitoramento), e a ampliação da rede amostral, com inclusão de pontos à montante do lançamento do efluente. Faz-se necessário, também, um estudo para caracterização física do ambiente, incluindo a medição da intensidade e direção da corrente, tempo de residência e vazão do rio. A identificação destes padrões se faz necessária devido ao fato deles serem responsáveis pelo transporte de substâncias orgânicas e nutrientes dissolvidos, além de facilitar a compreensão acerca da dispersão e manutenção do estoque de populações planctônicas em determinadas áreas do estuário.

9. REFERÊNCIAS CITADAS

APHA. **Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater**. American Public Health Association. 17 ed.D. C. 874f. 1989.

BAHIA. Centro de Recursos Ambientais - CRA. Bacia Hidrográficas do Recôncavo Norte, 2001.

BAHIA. CRA. Programa de Gerenciamento Costeiro - GERCO. Gerco Litoral Norte - Revisão do Diagnostico Sócio-Ambiental consolidado numa proposta de Zoneamento e Plano de Gestão, Salvador, 2003.

BAHIA. Secretaria de Planejamento Ciência e Tecnologia - SEPLANTEC. Programa de Desenvolvimento Sustentável para a Área e Proteção Ambiental do Litoral Norte da Bahia – PRODESSU. Salvador, CONDER, 2001. CD-ROOM.

BERNAL-BROOKS, F. W.; DÁVALOS-LIND, L.; LIND, O. T. Seasonal and spatial variation in algal growth potential and growth-limiting nutrients in a shallow endorheic lake: Lake Pátzcuaro (Mexico). **Lakes & Reservoirs and Management**, v. 8, p. 83-93. 2003.

BRAGA, E. B.; BONETTI, C.V.D.H.; BURONE, L.; BONETTI-FILHO, J. Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista Estuarine System – Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, n. 2, p. 165-173. 2000.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. 3 ed. CETESB/ASCETESB. São Paulo. 1986.

BRITTAIN, S.; MOHAMED, Z. A.; WANG, J.; LEHMANN, V. K. B.; CARMICHAEL, W. W.; RINEHART, K. L. Isolation and characterization of microcystins from a River Nile strain of *Oscillatoria tenuis* Agardh ex Gomont. **Toxicon**, v.38, p. 1759 – 1771, Jan. 2000.

CALIJURI, M. C.; SANTOS, A. C. A. da. A produção primária do fitoplâncton. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. **Amostragem em Limnologia**. Rima. 2004.

CLARK, J.R. **Coastal Zone Management Handbook**, Lewis Publishers, Boca Raton, EUA, 1995.

CLOERN, J. E. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. **Marine Ecology Progress Series**, v. 210, p. 223-253. 2001.

CODD, G. A. Cobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. **Ecological Engineering**, v.16, p. 51-60. 2000.

COLE, G. A. **Textbook of Limnology**. 4ed. Waveland Press, INC. 1994.

DHN. Diretoria de Hidrografia e Navegação. Marinha do Brasil. Disponível em: <http://www.dhn.mar.mil.br/chm/tabuas/40140Nov2004.htm>. Acesso em Out. 2004.

DAVIES-COLLEY, R. J.; DONNISON, A. M.; SPEED, D. J.; ROSS, C. M.; NEGELS, J. W. Inactivation of fecal indicator micro-organisms in waste stabilisation ponds: interactions of environmental factors with sunlight. **Water Research**, v. 33, n.5, p. 1220-1230. 1999.

ELLIOT, M.; JONGE, V. N. The management of nutrients and potential eutrophication in estuaries and other restricted water bodies. In: _____ **Nutrients and Eutrophication in Estuaries and Coastal Waters**. Boston: Kluwer Academic Publishers, 2002. p.513-524.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro. Interciência: FINEP. 1998.

FISHER, T. R.; HAGY, J. D.; ROCHELLE-NEWALL, E. Dissolved and particulate organic carbon in Chesapeake Bay. **Estuaries**, v. 21, n.2, p.215-229. 1998.

GRASSHOF, K. Determination of nitrate and nitrite. In: KOROLEFF, F. **Methods of Seawater analysis**. 2ed. Verlag Chemie, Weinheim, p. 134-144. 1976.

GONI, M. A.; TEIXEIRA, M. J.; PERKEY, D. W. Sources and distribution of organic matter in a river-dominated estuary (Winyah Bay, SC, USA). **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 57, p. 1023 – 1048, Jan. 2003.

GONI, M. A.; CATHEY, M. W.; KIM, Y. H.; VOULGARIS, G. Fluxes and sources of suspended matter in an estuarine turbidity maximum region during low discharge conditions. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. 2005. [*In press*].

HUANG, X. P.; HUANG, L. M.; YUE, W. Z. The characteristics of nutrients and eutrophication in the Pearl River estuary, South China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 47, p. 30-36. 2003.

HECKY, R. E., P. CAMPBELL & L. L. HENDZEL. The stoichiometry of carbon, nitrogen and phosphorus in particulate matter of lakes and oceans. **Limnol. Oceanogr.** 38:709–724, 1993.

HERBERT, R. A. Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. **FEMS Microbiology Reviews**, v.23, p. 563-590. 1999.

IRIGOIEN, X.; CASTEL, J. Light limitation and distribution of chlorophyll pigments in a highly turbid estuary: the Gironde (SW France). **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 44, p. 507-517. 1997.

JENNERJAHN, T. C.; ITTEKKOT, V.; KLÖPPER, S.; ADI, S.; NUGROHO, S. P.; SUDIANA, N.; YUSMAL, A.; PRIHARTANTO, GAYE-HAAKE, B. Biogeochemistry of a tropical river affected by human activities in its catchment: Brantas River estuary and coastal waters of Madura Strait, Java, Indonesia. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 60, p. 503-514. 2004.

JONGE, V. N.; ELLIOTT, M.; ORIVE, E. Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. In: _____ **Nutrients and Eutrophication in Estuaries and Coastal Waters**. Boston: Kluwer Academic Publishers, 2002. p.39-63.

KAYOMBO, S.; MBWETTE, T. S. A.; MAYO, A.; KATIMA, J. H. Y.; JORGENSEN, S. E. Diurnal cycles of variation of physical-chemical parameters in waste stabilization ponds. **Ecological Engineering**, v. 18, p. 287 – 291. 2002.

KAYOMBO, S.; MBWETTE, T. S. A.; MAYO, A.; KATIMA, J. H. Y.; JORGENSEN, S. E. Modelling diurnal variation of dissolved oxygen in waste stabilization ponds. **Ecological Modelling**, v. 127, p. 21 – 31. 2000.

KIRK, J. T. O. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press. 1983.

KJERFVE, B. Estuarine Geomorfology and Physical Oceanography. In: Day, Jr., J.W., C.H.A.S: Hall, Kemp W.M. & Yañez-Arancibia, A. (eds). **Estuarine Ecology**. Nova Iorque, Wiley, pp. 47-78, 1987.

KOROLEFF, F. **Methods of Seawater analysis**. 2ed. Verlag Chemie, Weinheim, p. 134-144. 1976.

KRESS, N.; COTO, S. L.; BRENES, C. L.; BRENNER, S.; ARROYO, G. Horizontal transport and seasonal distribution of nutrients, dissolved oxygen and chlorophyll-a in the Gulf of Nicoya, Costa Rica: a tropical estuary. **Continental Shelf Research**, v. 22, p. 51-66. 2002.

LÓPEZ, E. L.; DÁVALOS-LIND, L. Algal growth potential and nutrient limitation in a tropical river-reservoir of the Central Plateau, México. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 1, p. 345 – 351. 1998.

LYRIO, Ronaldo Silveira. **Modelo sistêmico integrado para a área de proteção ambiental do Litoral Norte do Estado da Bahia**. Salvador, 1996. 87 fl. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Geologia, Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona.Omega. 1983.

MOREIRA-SANTOS, M.; SOARES, A. M. V. M.; RIBEIRO, R. An in situ bioassay for freshwater environments with the microalga *Pseudokirchneriella subcapitata*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 59, p. 164 – 173. 2004.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Interamericana, 1985.

O'FARRELL, I.; LOMBARDO, R. J.; PINTO, P. T.; LOEZ, C. The assessment of water quality in the Lower Luján River (Buenos Aires, Argentina): phytoplankton and algal bioassays. **Environmental Pollution**, v. 120, p. 207 – 218. 2002.

OLIVEIRA, C. L. B. **Estudos hidrobiológicos na estuário do Rio Serinhaém – Ba.** Salvador, 1995. 46 fl. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Produção Aquática, Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia.

OKAY, O. S.; EGESEL, L.; TÜFEKÇI, V.; MORKOÇ, E.; GAINES, A. Investigation of three wastewater entering İzmit Bay (Turkey) by means of batch and chemostat culture Algal Bioassay. **Marine Environmental Research**, v. 46, n. 1-5, p. 283-288. 1998.

PEREIRA-FILHO, J.; SCHETTINI, C. A. F.; RÖRIG, L.; SIEGLE, E. Intratidal variation and net transport of dissolved inorganic nutrients, POC and chlorophyll *a* in the Camboriú River Estuary, Brazil. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 53, p. 249-257. 2001.

PEHLIVANOGLU, E.; SEDLAK, D. L. Bioavailability of wastewater-derived organic nitrogen to the alga *Selenastrum capricornutum*. **Water Research**, v. 38, p. 3189 – 3196. 2004.

RABALAIS, N. N.; TURNER, R. E.; DORTCH, Q.; JUSTIC, D.; BIERMAN Jr., V. J.; WISEMAN Jr., W. J. Nutrient-enhanced productivity in the northern Gulf of Mexico: past, present and future. In: ORIVE, EM; ELLIOT, M.; JONGE, V. N. **Nutrients and Eutrophication in Estuaries and Coastal Waters**. Boston: Kluwer Academic Publishers, 2002. p.39-63.

SEI. 1998. Análise dos atributos climáticos do Estado da Bahia. Salvador, Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia (SEI), 85p. (Série Estudos e Pesquisas, 38)

TADESSE, I.; GREEN, F. B. & PUHAKKA, J. A. Seasonal and diurnal variations of temperature, pH and dissolved oxygen in advanced integrated wastewater pond system treating tannery effluent. **Water Research**, v. 38, p. 645-654. 2004.

TROTT, L. A.; ALONGI, D. M. The impact of shrimp pond effluent on water quality and phytoplankton biomass in a tropical mangrove estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, p. 947 – 951. 2000.

TROUSSELIER, M.; GOT, P.; BOUVY, M.; M'BOUP, M.; ARFI, R.; LEBIHAN, F.; MONFORT, P.; CORBIN, D.; BERNARD, C. Water quality and health status of the Senegal River estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 48, p. 852 – 862. 2004

TUNDISI, J.; TUNDISI, T. M. Produção Orgânica em Ecossistemas Aquáticos. **Ciência e Cultura. São Paulo**, v. 28, n.8, p.864-887. 1976.

VESILIND, P.A., PEIRCE, J.J. & R.F. WEINER. **Environmental Pollution and Control**. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, EUA, 1990.

WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems**. 3ed. Elsevier Academic Press, New York. 2001.

ZAGATTO, P.A. **Toxinas de Algas: Riscos à Saúde Pública**. Gerenciamento Ambiental. no 17. 2003.

ZHANG, J.; YU, Z. G.; WANG, J. T.; REN, J. L.; CHEN, H. T.; XIONG, H.; DONG, L. X.; XU, W. Y. The subtropical Zhujiang (Pearl River) Estuary: Nutrient, Trace species and Their Relationship to Photosynthesis. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 49, p. 385-400. 1999.

10. ANEXOS

Anexo 1 – Parâmetros analisados na ETE

| Horário das Campanhas | Temp (°C) | pH | Condu. $\mu\text{S/cm}$ | STS (mg/L) | Fósforo Total ($\mu\text{M PT}$) | Fósforo Solúvel Reativo ($\mu\text{M FSR}$) | Nitrogênio Total ($\mu\text{M NT}$) | Nitrato ($\mu\text{M N-NO}_3$) | Amônio ($\mu\text{M N-NH}_4$) | Nitrito ($\mu\text{MN-NO}_2$) | OD (mg/L) | Chl a (mg/m ³) |
|-----------------------|-----------|------|-------------------------|------------|------------------------------------|---|---------------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|-----------|----------------------------|
| 4h00 | 27 | 8,14 | 548 | 75,00 | 177,76 | 114,20 | 329,2 | 12,62 | 135 | 1,96 | 0,08 | 102,22 |
| 9h00 | 31 | 9,18 | 536 | 76,67 | 169,43 | 84,21 | 359 | 28,00 | 82,87 | 5,35 | 15,20 | 99,17 |
| 18h00 | 30 | 9,49 | 530 | 83,70 | 166,65 | 77,63 | 394 | 19,76 | 76,5 | 4,59 | 12,87 | 149,52 |
| 21h00 | 29 | 8,91 | 537 | 60,63 | 183,32 | 91,57 | 341 | 18,24 | 98,00 | 4,70 | 7,87 | 124,24 |

Anexo 2 – Parâmetros analisados na Estação 1 (E1)

| Horário das Campanhas | Temp (°C) | pH | Condu. $\mu\text{S/cm}$ | STS (mg/L) | Fósforo Total ($\mu\text{M PT}$) | Fósforo Solúvel Reativo ($\mu\text{M FSR}$) | Nitrogênio Total ($\mu\text{M NT}$) | Nitrato ($\mu\text{M N-NO}_3$) | Amônio ($\mu\text{M N-NH}_4$) | Nitrito ($\mu\text{MN-NO}_2$) | OD (mg/L) | Chl a (mg/m ³) |
|-----------------------|-----------|------|-------------------------|------------|------------------------------------|---|---------------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|-----------|----------------------------|
| 9h00 | | | | | | | | | | | | |
| S | 27 | 6,1 | 134 | 1,80 | 1,28 | 0,52 | 29,00 | 2,66 | 2,59 | 0,03 | 6,02 | 1,07 |
| F | 27 | 6,54 | 131 | 1,25 | 1,11 | 0,63 | 30,43 | 4,26 | 1,75 | 0,05 | 5,60 | 2,14 |
| 12h00 | | | | | | | | | | | | |
| S | 29 | 7,72 | 257 | 14,40 | 36,11 | 17,36 | 105,80 | 12,92 | 21,00 | 2,36 | 5,00 | 28,84 |
| SE | - | 7 | 150 | 7,60 | 8,44 | 6,47 | 25,90 | 7,07 | 7,29 | 0,65 | 4,55 | 6,41 |
| F | 29 | 6,78 | 127 | 6,00 | 2,44 | 1,31 | 26,00 | 5,85 | 2,23 | 0,14 | 3,75 | 3,20 |
| 15h00 | | | | | | | | | | | | |
| S | 28,9 | 8,37 | 180 | 8,80 | 14,44 | 10,42 | 49,50 | 8,13 | 7,47 | 0,79 | 7,29 | 15,53 |
| SE | 28 | 7,32 | 156 | 7,40 | 7,22 | 4,21 | 54,00 | 8,50 | 5,90 | 0,43 | 6,19 | 7,77 |
| F | 27,5 | 6,99 | 131 | 7,40 | 2,22 | 0,73 | 32,60 | 6,30 | 2,17 | 0,03 | 5,67 | 0,97 |
| 18h00 | | | | | | | | | | | | |
| S | 28,5 | 7,8 | 190 | 3,06 | 2,61 | 1,84 | 35,50 | 5,32 | 3,07 | 0,11 | 4,96 | 1,94 |
| F | 27,5 | 6,7 | 151 | 4,00 | 2,50 | 1,26 | 39,00 | 5,78 | 3,43 | 0,08 | 5,87 | 3,88 |
| 21h00 | | | | | | | | | | | | |
| S | 28 | 7,4 | 260 | 16,20 | 62,49 | 27,84 | 138,54 | 14,00 | 26,44 | 2,20 | 5,08 | 45,61 |

Anexo 3 – Parâmetros analisados na Estação 2 (E2)

| Horário das Campanhas | Temp (°C) | pH | Condu. μ S/cm | STS (mg/L) | Fósforo Total (μ M PT) | Fósforo Solúvel Reativo (μ M FSR) | Nitrogênio Total (μ M NT) | Nitrato (μ M N-NO ₃) | Amônio (μ M N-NH ₄) | Nitrito (μ M N-NO ₂) | OD (mg/L) | Chl a (mg/m ³) |
|-----------------------|-----------|------|-------------------|------------|-----------------------------|--|--------------------------------|---------------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|-----------|----------------------------|
| 9h00 | | | | | | | | | | | | |
| S | 27 | 5,81 | 140,8 | 1,40 | 1,11 | 0,63 | 24,3 | 4,94 | 1,63 | 0,08 | 6,71 | 2,14 |
| 12h00 | | | | | | | | | | | | |
| S | 28 | 6,04 | 162,7 | 3,20 | 0,89 | 0,68 | 25,7 | 5,78 | 1,39 | 0,05 | 4,62 | 2,14 |
| F | 28 | 6,05 | 171,6 | 1,00 | 1,67 | 0,47 | 32,4 | 5,32 | 1,99 | 0,05 | 5,10 | 4,36 |
| 15h00 | | | | | | | | | | | | |
| S | 29 | 5,98 | 315,2 | 2,60 | 1,11 | 0,68 | 21 | 6,30 | 1,8 | 0,03 | 5,83 | 1,01 |
| SE | 28,5 | 5,85 | 375,3 | 3,33 | 1,00 | 0,47 | 25 | 5,92 | 1,02 | 0,05 | 6,06 | 1,07 |
| F | 27,5 | 5,68 | 425 | 2,71 | 2,56 | 0,63 | 29 | 6,08 | 2,77 | 0,03 | 5,47 | 2,91 |
| 18h00 | | | | | | | | | | | | |
| S | 27,5 | 6,06 | 157 | 1,56 | 1,06 | 0,63 | 23,7 | 6,60 | 2,05 | 0,03 | 5,56 | 2,14 |
| F | 27 | 6,05 | 155 | 0,67 | 1,56 | 0,63 | 30,9 | 6,60 | 1,51 | 0,00 | 5,70 | 1,07 |
| 21h00 | | | | | | | | | | | | |
| S | 27 | 6 | 139 | 0,67 | 2,33 | 1,21 | 23,7 | 6,00 | 1,38 | 0,11 | 6,15 | 1,07 |

Anexo 4 – Taxa de crescimento de *P. subcapitata* e Análise Estatística

| Densidade celular (médias e dp) | | | | |
|---------------------------------|--------|--------|--------|----------|
| | 96h | 144h | dp 96h | dp 144h |
| controle | 250500 | 873667 | 43408 | 67250 |
| controle-P | 361000 | 400333 | 81177 | 19712,52 |
| 0,1 | 366833 | 467333 | 87145 | 102262 |
| 0,01 | 180500 | 212000 | 72348 | 63653 |
| 0,001 | 20333 | 35667 | 4481 | 11558 |
| 0,0001 | 30667 | 21500 | 6898 | 7089 |

| Taxa de crescimento | | |
|---------------------|-------------|-------------|
| | 96h | 144h |
| Controle | 0,524444434 | 0,440052628 |
| Controle-P | 0,564119302 | 0,383565233 |
| 0,1 | 0,565859699 | 0,394766127 |
| 0,01 | 0,488861803 | 0,337550978 |
| 0,001 | 0,251794646 | 0,208538755 |
| 0,0001 | 0,296409144 | 0,171901411 |

| Comparações entre os tratamentos ANOVA e Teste de Turkey | | Valor de p | |
|--|------------|-------------|-------------|
| | | 96h | 144h |
| Controle | controle-P | ns / p>0,05 | * / p<0,005 |
| Controle | 0,1 | ns / p>0,05 | * / p<0,005 |
| Controle | 0,01 | ns / p>0,05 | * / p<0,005 |
| Controle | 0,001 | * / p<0,05 | * / p<0,005 |
| Controle | 0,0001 | * / p<0,05 | * / p<0,005 |
| Controle-P | 0,1 | ns / p>0,05 | * / p<0,005 |
| Controle-P | 0,01 | * / p<0,05 | * / p<0,005 |
| Controle-P | 0,001 | * / p<0,05 | ns / p>0,05 |
| Controle-P | 0,0001 | * / p<0,05 | ns / p>0,05 |
| 0,1 | 0,01 | * / p<0,05 | * / p<0,005 |
| 0,1 | 0,001 | * / p<0,05 | * / p<0,005 |
| 0,1 | 0,0001 | * / p<0,05 | * / p<0,005 |
| 0,01 | 0,001 | ns / p>0,05 | * / p<0,005 |
| 0,01 | 0,0001 | ns / p>0,05 | * / p<0,005 |
| 0,001 | 0,0001 | ns / p>0,05 | ns / p>0,05 |

(*) significativo - p<0,05

(ns) não significativo - p>0,05