PATRÍCIA BORTOLETTO DE FALCO

ESTRUTURA DA COMUNIDADE MICROBIANA (ALGAS E
BACTÉRIAS) EM UM SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO
EM DUAS ESCALAS TEMPORAIS: NICTEMERAL E SAZONAL.

Tese apresentada à Escola de
Engenharia de São Carlos, da
Universidade de São Paulo, como parte
dos requisitos para obtenção do título de
Doutor em Hidráulica e Saneamento.

Orientadora: Prof. Titular Maria do Carmo Calijuri

São Carlos
2005

*Dedico esta tese a minha família,
pela presença constante em todos
os momentos da minha vida*

AGRADECIMENTOS

No balanço dos anos de doutoramento reconheço o auxílio de todos os que trabalharam comigo, mas principalmente daqueles que passaram pela minha convivência e me fizeram aprender de diversas formas. Termino esta tese com um sentimento de total realização. Realização por ter compartilhado o “mundo” dos engenheiros, por ter tido a chance de aplicar os conceitos ecológicos aprendidos no mestrado, por ter auxiliado em alguns trabalhos de iniciação científica e de mestrado. Mais especificamente agradeço à Professora Titular Maria do Carmo Calijuri, pela orientação nestes longos anos, pela amizade e confiança.

Aos queridos amigos do laboratório Anna Paola Michelano Bubel e André Cordeiro Alves dos Santos, pela total disponibilidade em ajudar, sempre, e também por me ensinarem o valor do trabalho em equipe.

Aos examinadores das bancas de qualificação: Profa. Dra. Maria Bernadete A. Varesche Silva, Profa. Dra. Rosana Vazoller, Dr. Fábio Alexandre Chinalia e Dr. Erich Kellner, pelas valiosas contribuições.

À Luci Aparecida Queiroz, que chegou no laboratório no momento exato para auxiliar na interpretação e discussão dos resultados. E também pelos cafezinhos na padaria onde discutíamos questões importantes para a vida e para o dia-a-dia do laboratório.

Aos técnicos que participaram dos trabalhos de campo Waldomiro Antônio Filho e José Roberto Maramaque que conseguem transformar o que parece impossível no que há de mais simples. Com eles não existe trabalho perdido. Existem possibilidades infinitas de resolvê-lo.

À equipe de técnicos do Laboratório de Saneamento da EESC/USP: Paulo Fragiácomo, Júlio César Trofino, Juliana Gonçalves dos Santos e Maria Aparecida Peres Viudes, pela total disponibilidade em ensinar e colaborar com o grande número de amostras que chegava a cada três meses.

Agradeço também aos amigos que têm me possibilitado aprender mais, seja nos trabalhos científicos ou na vida: Adriana Barbosa Costa, Ana Flávia da Silva Hoepfner, Ana Lúcia Seghessi Albino, Bianca Rantim, Simone Pereira Casali, Glaucete Guimarães Pereira.

À Danielli Cristina Granado, pela contagem e identificação da comunidade fitoplanctônica. À Julia S. Hirasawa pelo auxílio no preparo das soluções e na utilização da técnica de hibridação *in situ*.

Ao William Giorgio Debastiani pela disponibilidade em ensinar a aplicação dos modelos ecológicos.

À equipe que se revezou nos trabalhos de campo e nas análises no laboratório: Érica Tieko Fujisaki, Anna Paola Michelano Bubel, André Cordeiro Alves dos Santos, Ana Flávia da Silva Hoepfner, João Fernandes, Adriana Cristina Poli Miwa, Murilo Pires Fiorini, Ana Luiza M'Peko, Danielli Cristina Granado.

Aos colegas que conviveram no Biotace: Davi Gasparini, Helena Capparelli, Roseli Benassi, Juliana Moccellini e Rogério Herlon.

Às secretárias da Pós-Graduação Maria Auxiliadora C. Altieri Pin e Pavlovna Damião Rocha Bueno, à recepcionista Rosemeire A. de Jesus e à Flávia G. Canova e Fernanda M. Struzziatto, da contabilidade, pela paciência, eficiência, dicas preciosas e o mais importante, pela atenção e carinho.

E finalmente, agradeço à FAPESP, pelo suporte financeiro ao desenvolvimento desta pesquisa com a concessão da bolsa de estudos (Processo 01/08469-0) e do auxílio pesquisa (Processo 02/00684-2). E também à SABESP, principalmente ao Engenheiro Kleber Castilho Polisel, Engenheiro Carlos Antonio Gomes e Técnico Gilberto Ribeiro Jesus, que auxiliaram no desenvolvimento desta pesquisa na ETE de Novo Horizonte, SP, e por fornecerem espaço para a montagem do laboratório de campo.

RESUMO

FALCO, P.B. (2005). *Estrutura da comunidade microbiana (algas e bactérias) em um sistema de lagoas de estabilização em duas escalas temporais: nictemeral e sazonal*. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

O estudo da comunidade microbiana que participa do processo de estabilização da matéria orgânica presente nos efluentes sanitários é fundamental para o melhor conhecimento dos tipos de sistemas de tratamento biológico. A avaliação da dinâmica de algas e bactérias presentes no sistema australiano de lagoas de estabilização da cidade de Novo Horizonte (SP) foi o principal objetivo deste trabalho. Para esta avaliação foram determinadas as densidades destes organismos (contagem direta) e a taxa de produção fitoplanctônica (medida pela produção de oxigênio dissolvido) e comparadas às condições abióticas, em escala nictemeral (coletas a cada 6 horas), sazonal (4 épocas do ano), espacial longitudinal (5 estações ao longo do sistema) e vertical (3 profundidades nas lagoas facultativas). Os resultados obtidos indicaram diferenças sazonais na qualidade do efluente final e no desempenho das lagoas. Mesmo com estas diferenças, o efluente final pode ser considerado como potencialmente eutrofizante quanto à concentração de matéria orgânica e de fósforo total. As lagoas facultativas apresentaram condição de anaerobiose na maior parte da coluna de água, o que contribuiu com a não eficiência do sistema.

Palavras-chave: lagoas de estabilização, comunidade microbiana (algas e bactérias), ciclos nictemerais e sazonais.

ABSTRACT

FALCO, P.B. (2005). *Microbial structure (algae and bacteria) from a wastewater stabilization ponds system in two different temporal scale: nictemeral and seasonal*. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

The study of the microbial community (algae and bacteria) that participates of the organic matter stabilization process in the effluent sanitary it is important for the best knowledge of the types of the biological treatment systems. The evaluation of the dynamics of the algae and bacteria in the Australian wastewater stabilization ponds of the Novo Horizonte city (SP) was the main objective of this research. For this evaluation, the densities of these organisms (direct counting) and the primary production rate were determined (measured for the production of oxygen dissolved) and compared to the abiotics conditions, in nictemeral scale (it collects to each 6 hours), seasonal (four periods of the year), longitudinal (5 stations through the system) and vertical spatial (three depths in the facultative ponds). The results indicated seasonal differences in the final effluent quality and in the ponds performance. Although these differences, the final effluent can be considered as potentially eutrophic according to the organic matter and total phosphorus concentrations. The facultative ponds showed an anaerobic condition on the great part of the water column, which contributed with the low efficiency of the system.

Keywords: wastewater stabilization ponds, microbial community (algae and bacteria), seasonal and nictemeral cycles.

SUMÁRIO

RESUMO	v
ABSTRACT	vi
1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	8
1.1 Objetivos	10
2 REVISÃO DA LITERATURA	11
3 MATERIAL E MÉTODOS	21
3.1 Caracterização da Área de Estudo	21
3.2 Escala de Amostragem	21
3.3 Conjunto das Variáveis Analisadas	25
3.3.1 Variáveis climatológicas e hidrológicas	25
3.3.2 Variáveis Abióticas	25
3.3.3 Variáveis Bióticas	26
a Comunidade Fitoplanctônica	26
b Comunidade Bacterioplanctônica	28
3.3.4 Análise dos resultados	30
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	31
4.1 Condições climáticas e vazão do esgoto	31
4.2 Características físicas, químicas e biológicas do esgoto bruto e efluente final e a eficiência de funcionamento da Estação de Tratamento de Esgoto de Novo Horizonte (SP)	33
4.3 Variabilidade nictemeral e sazonal do efluente da lagoa anaeróbia	57
4.4 Padrões de estratificação e mistura nas lagoas facultativas	68
4.5 Variação nictemeral e heterogeneidade vertical das variáveis bióticas e abióticas nas lagoas facultativas	83
4.6 Produção primária fitoplanctônica nas lagoas facultativas	117
5 CONCLUSÕES	122
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	127

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

Os sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de esgoto podem tratar pequenas ou médias quantidades de águas residuárias, domésticas ou industriais. O efluente final gerado por estes sistemas deve apresentar características que o torne viável de ser lançado em um corpo receptor ou de ser reaproveitado, por exemplo, na agricultura.

O grau de tratamento ao qual determinada água residuária deve ser submetida dependerá do destino do efluente final, tais como a capacidade de depuração do corpo de água e das exigências para usos específicos.

As lagoas de estabilização, corpos de água lênticos, relativamente rasos, são ambientes construídos para armazenar e tratar resíduos específicos, como os domésticos e industriais, e devem resultar na estabilização da matéria orgânica através de processos biológicos. O tratamento biológico pode ocorrer em condições anaeróbias, facultativas ou aeróbias, de acordo com a disponibilidade de oxigênio dissolvido, da atividade biológica predominante, da carga de matéria orgânica afluenta e das características físicas de cada unidade.

A escolha do sistema de tratamento e das condições em que será operado dependerá das características do efluente a ser tratado e das disponibilidades financeiras e técnicas assim como do local a ser implantado. Entretanto, como resultado final, o sistema escolhido deverá produzir um efluente que preserve os usos múltiplos do corpo receptor ou que possa ser reutilizado em alguma etapa da produção industrial ou agrícola.

Estudos sobre a eficiência de tais sistemas devem, portanto, considerar as condições de cada local e a qualidade que o efluente final deve atingir. Neste ponto, o conhecimento da comunidade microbiana, envolvida na estabilização da matéria orgânica, pode auxiliar no estudo desta eficiência.

A quantidade de microrganismos patogênicos, a manutenção da diversidade de espécies, no que se refere à manutenção dos elos da cadeia trófica e à concentração

de matéria orgânica, constituem os aspectos importantes a serem abordados para avaliar a eficiência do tratamento das lagoas de estabilização.

O estudo dos microrganismos que atuam, direta ou indiretamente, na estabilização da matéria orgânica é importante visto que estes interferem diretamente na qualidade do efluente final. Além disso, estes organismos constituirão os novos sólidos suspensos e poderão representar problemas no momento da disposição final do efluente.

O fitoplâncton tende a se acumular nas áreas de descarga das lagoas, o que resulta em déficit de oxigênio dissolvido no efluente final. Em relação às bactérias patogênicas, pouco se conhece sobre sua efetiva redução, pois a maioria dos trabalhos realizados relaciona-se à redução de grupos específicos, como os coliformes.

Os trabalhos de acompanhamento do desempenho e de avaliação das lagoas de estabilização referentes às atividades microbianas têm focado, principalmente, o número de espécies presentes e alguns dos prováveis fatores responsáveis pela dominância de determinados grupos. Estes trabalhos descritivos tiveram por objetivo analisar a influência das variáveis ambientais (concentração de nutrientes, temperatura, profundidade da coluna de água, pH, concentração de gás carbônico, intensidade luminosa, concentração de matéria orgânica e tempo de detenção da água no sistema) na predominância de grupos específicos de microrganismos (GLOYNA, 1973; PEARSON et al., 1987a; RANGEY et al., 1996; DAVIES-COLLEY et al., 1999; CEBALLOS, 2000; KAYOMBO et al., 2002; KONIG, 2000).

Trabalhos mais recentes apontam para a necessidade de investigações dos processos envolvidos na estabilização da matéria orgânica e da contribuição dos organismos para a eficiência de redução da carga orgânica. Esses processos incluem a remoção de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, de material orgânico suspenso e sua transformação em novos sólidos suspensos (biomassa de microrganismos), e o crescimento e manutenção da biomassa gerada no sistema, a partir da estabilização da matéria orgânica.

O conhecimento da estrutura e dinâmica da comunidade microbiana permitirá a avaliação dos sistemas de tratamento adequada à redução da eutrofização dos corpos de água e também no que se refere aos riscos potenciais dos efluentes finais associados à saúde pública, ampliando, inclusive, a utilização das águas residuárias.

As lagoas de estabilização representam um ecossistema a ser investigado em analogia aos sistemas aquáticos, naturais ou artificiais, quanto aos fatores físico-químicos e biológicos, controladores das populações aquáticas. Estes fatores são pouco conhecidos em sistemas de tratamento envolvendo lagoas, onde a interação da

comunidade bacteriana e fitoplânctônica é evidente. Sabe-se, por exemplo, que as toxinas liberadas por determinadas algas e cianobactérias podem afetar as bactérias e que as toxinas produzidas pelas bactérias aumentam a sua virulência, mas pouco é conhecido sobre as condições do ambiente que desencadeiam a produção das toxinas (DAVIS e FLOYNA, 1972; CURTIS et al., 1994; MEZRIOUI et al., 1994; CEBALLOS, 2000).

Considerando que a ocorrência e distribuição espaço-temporal da comunidade microbiana (algas e bactérias) é resultado dos processos envolvidos na estabilização da matéria orgânica, e que as lagoas de estabilização recebem diferentes cargas ao longo do dia, espera-se verificar quais fatores influenciam na produção de biomassa no sistema e nas alterações da estrutura da comunidade microbiana desse ambiente. Além disso, pretende-se analisar a dominância dos organismos ao longo do sistema de tratamento.

Considerando a necessidade de maior conhecimento dos fatores envolvidos no processo biológico para tratamento das águas residuárias, o presente trabalho teve como objetivo contribuir para o conhecimento dos microrganismos (algas e bactérias) que atuam na estabilização da matéria orgânica e estabelecer a condição de funcionamento, na qual ocorra otimização do sistema de tratamento a partir da relação comunidade microbiana analisada e os aspectos operacionais (físico-químicos e hidrológicos do sistema).

1.1 Objetivos

Esta pesquisa teve como objetivo principal analisar a variação das comunidades de algas e bactérias e dos fatores abióticos em lagoas de estabilização (tipo australiano) tratando efluente doméstico, na escala temporal de curto intervalo de tempo (6 horas) durante 24 horas e em quatro épocas do ano. A partir do exposto foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- 1º) Avaliar a taxa de produção e diversidade do fitoplâncton e do bacterioplâncton, na escala temporal descrita;
- 2º) Avaliar a composição do afluente e do efluente em relação à matéria orgânica dissolvida na escala temporal descrita;
- 3º) Investigar as principais variáveis envolvidas na otimização do estado da integridade do sistema.

2 REVISÃO DA LITERATURA

As lagoas de estabilização são sistemas aquáticos pouco profundos e destinam-se ao tratamento de águas residuárias de origem doméstica e /ou industrial. Em países de clima tropical, este tipo de tratamento representa alternativa econômica viável visto que as condições ambientais, como elevada temperatura e longos períodos de intensidade luminosa, são favoráveis à estabilização biológica dos afluentes. Em condições adequadas, as lagoas podem atuar como aceleradores do processo de estabilização da matéria orgânica, que ocorreria de forma natural nos sistemas aquáticos lóticos ou lênticos.

As águas residuárias são constituídas por efluentes domésticos (parcela mais significativa), industriais (devidamente condicionados), água de infiltração e água pluvial parasitária, devido às ligações clandestinas e orifícios dos tampões de visita. Além da qualidade, a quantidade também precisa ser conhecida. Sabe-se que esta varia em função dos hábitos da população, das condições da rede coletora, da disponibilidade hídrica e também do valor a ser pago pela água consumida (UHEARA e VIDAL, 1989).

Segundo Andrade Neto (1997), o enorme déficit de tratamento de esgoto, a escassez de recursos hídricos e a necessidade de melhorar a qualidade sanitária e ambiental dos recursos hídricos são aspectos determinantes na decisão de implementar sistemas de tratamento de efluentes domésticos e industriais.

Quando as águas residuárias são lançadas *in natura* nos corpos de água, os principais problemas resultantes são: a disseminação de organismos patogênicos, o comprometimento dos usos múltiplos do recurso (recreação, abastecimento, biodiversidade aquática e aquícultura) e prejuízos econômicos, visto que pode ocorrer a corrosão de estruturas metálicas.

Um breve relato da experiência brasileira com a utilização de lagoas de estabilização é feito por Andrade Neto (op. cit.). A construção de lagoas nos estados de São Paulo e Rio de Janeiro iniciou-se na década de 1960, e a partir da década

seguinte houve difusão para outros estados como Goiás (Brasília) e Minas Gerais, consolidando sua utilização. Na década de 1990, o número estimado de lagoas em operação no Brasil era de aproximadamente 700.

A consolidação destes sistemas deve-se, principalmente, à simplicidade de construção e operação. Esta simplicidade está relacionada com os seguintes aspectos: não utilização de equipamentos mecânicos; envolvimento dos processos naturais; adequação da relação custo/benefício e a realidade econômica e de mão de obra especializada. A não utilização de tecnologia cara e a utilização de processos naturais implicam num menor custo. No entanto, esta simplicidade não deve ficar associada ao descaso com o monitoramento da eficiência, operação, manutenção e qualidade dos materiais empregados. Pelo contrário, algumas adaptações no fluxograma e na geometria originais são necessárias para aumentar a capacidade de redução de matéria orgânica ou até mesmo para alcançar maior eficiência na redução de patógenos e nutrientes (von SPERLING, 1996^a; ANDRADE NETO, 1997).

Segundo Andrade Neto (op. cit.) e Saqqar e Pescod (1995), é importante que os estudos em tais sistemas estejam voltados à busca das funções de força que controlam o processo de estabilização para cada localidade, para que com isso não seja necessário recorrer aos métodos empíricos, baseados em carga orgânica e tempo de detenção de sistemas semelhantes.

Os compostos orgânicos que chegam nestas lagoas podem ser armazenados no sedimento, pela sedimentação primária, ou estabilizados na forma de gases e tecido celular, este último resultando em biomassa microbiana, na coluna de água (METCALF e EDDY, 1991).

As lagoas apresentam algumas vantagens em relação aos outros tratamentos convencionais. Dentre elas pode-se citar baixos custos, capacidade de absorver aumentos bruscos de cargas hidráulicas e orgânicas (devido ao longo tempo de detenção hidráulica), qualidade microbiológica do efluente final e capacidade de degradar alguns tipos de efluentes industriais, como de matadouros e de indústrias de frutas (MENDONÇA, 2000).

Os processos envolvidos na estabilização da matéria orgânica consistem, basicamente, na sedimentação dos sólidos sedimentáveis e coloidais e na decomposição dos sólidos dissolvidos. Portanto, a estabilização da matéria orgânica envolve, primeiramente, os processos físico-químicos, como a sedimentação do material sedimentável orgânico e/ou inorgânico. Em seguida, os processos biológicos atuarão para completar a estabilização da matéria orgânica, como a degradação anaeróbia dos sólidos sedimentados e a degradação aeróbia ou facultativa do material dissolvido.

A utilização de lagoas de estabilização para tratamento de águas residuárias de origem doméstica tem aumentado muito nos últimos anos, talvez por serem sistemas adaptáveis, não necessitando de complicadas e caras tecnologias de desinfecção do efluente final (PESCOD, 1996). Um dos mais importantes avanços apontados pelo autor foi o desenvolvimento de lagoas anaeróbias livres de odores, que operam em curto tempo de detenção (1 dia), com maiores profundidades (5 m ou mais), que resultou numa economia de 75% de área destinada à construção. Além disso, a redução da área pode ser ainda maior quando lagoas em série são utilizadas, geralmente lagoa anaeróbia seguida por facultativa. De acordo com von Sperling et al. (2003), a redução é de aproximadamente 1/3 da área de uma única lagoa facultativa.

Os principais tipos de lagoas que normalmente compõem os sistemas de tratamento são classificados de acordo com a atividade biológica predominante, que é determinada pela carga orgânica afluente. A profundidade, por sua vez, determina a fração da massa líquida com maior penetração de luz e conseqüentemente, maior taxa fotossintética (ANDRADE NETO, 1997).

As lagoas que funcionam em condição predominante de anaerobiose recebem elevada carga de matéria orgânica, o que resulta numa taxa de consumo superior à de produção. Tais lagoas são denominadas anaeróbias e sua maior profundidade aliada à alta atividade biológica impede a presença de oxigênio dissolvido nas camadas mais inferiores da coluna de água.

Como o ganho energético do metabolismo anaeróbio é menor, a produção de biomassa também é menor e, portanto, a geração de lodo é pequena e a redução da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) fica em torno de 50 a 60%. A redução da DBO somente ocorre após a formação de ácidos produzidos pelos microrganismos acidogênicos e que, posteriormente, serão convertidos em metano, gás carbônico e água pelos microrganismos metanogênicos. A redução de coliformes fecais nas lagoas anaeróbias não é tão significativa quanto nas lagoas facultativas e de maturação, mas são eficientes na remoção de ovos de nemátodos.

A aplicação da biotecnologia anaeróbia começou a ser utilizada, segundo Foresti et al (1999), a partir do desenvolvimento de uma câmara vedada de ar, na França, em 1882. A partir de então, outras concepções foram testadas com o objetivo de tornar os reatores propícios ao crescimento de organismos anaeróbios. No entanto, os principais avanços desta biotecnologia ocorreram na década de 1950 quando houve o aprimoramento dos conhecimentos sobre os aspectos microbiológicos, bioquímicos, termodinâmico e cinético do processo. Estes sistemas, geralmente, respondem por 70% da remoção do material orgânico. No Brasil, as lagoas anaeróbias começaram a ser utilizadas na década de 1960 (ALEM SOBRINHO e KATO, 1999).

A consolidação das lagoas anaeróbias para o tratamento de efluentes domésticos e industriais deve-se, de acordo com Monteggia e Alem Sobrinho (1999), ao baixo custo, eficiência satisfatória, simplicidade construtiva e facilidade operacional. No entanto, os autores afirmam que a principal desvantagem é o requerimento de extensas áreas. Isto pode ser resolvido com a associação de diferentes lagoas em série, como, por exemplo, o Sistema Australiano. Nestes sistemas combinados, a redução da área pode atingir 30%, segundo os autores. Além disso, os efluentes gerados nestas lagoas contêm poluentes orgânicos, concentrações indesejáveis de amônia e sulfetos e carecem de oxigênio dissolvido o que torna evidente a necessidade de tratamento adicional.

A conjugação de diferentes lagoas permite também maior flexibilidade operacional (von SPERLING, 1996a), o que significa que o sistema pode ser repensado a qualquer momento de acordo com as necessidades do efluente final. De maneira geral, as características do corpo receptor devem estar em concordância com o estudo de impacto no corpo receptor, ou com a finalidade da reutilização. De acordo com Aisse (2000), no Brasil, as questões mais problemáticas são para o reúso ou lançamento no solo visto que existe legislação para o lançamento em corpos de água.

Algumas lagoas podem funcionar como sistemas mistos, onde a decomposição microbiana ocorre em duas regiões distintas da coluna de água. Na zona fótica, superior, a matéria orgânica dissolvida é oxidada pela respiração aeróbia, enquanto que na afótica, inferior, a matéria orgânica sedimentada é convertida em gás carbônico, água e metano. Estas lagoas recebem a denominação de facultativas. Outras lagoas podem ser projetadas para fornecer condições ótimas para a remoção de patógenos e são chamadas aeróbias, de maturação ou de polimento. A menor profundidade destas lagoas é a principal característica para otimização da capacidade de reduzir patógenos e nutrientes (nitrogênio e fósforo) e manter adequados a temperatura, pH, radiação solar, organismos predadores, competição e geração de compostos.

No tratamento biológico, os microrganismos atuam de forma integrada para a transformação de substâncias orgânicas complexas em substâncias orgânicas mais simples através dos processos de oxidação microbiana (oxidação aeróbia/anaeróbia e fermentação anaeróbia) (JORDÃO e PESSOA, 1975). As bactérias aeróbias e as facultativas utilizam o oxigênio produzido pelas algas fotossintéticas para converterem substâncias orgânicas complexas (carboidratos, lipídeos e gorduras) presentes no esgoto em substâncias mais simples e solúveis.

Estas substâncias produzidas pelas bactérias aeróbias e facultativas serão utilizadas pelas bactérias anaeróbias para a produção de compostos gasosos, como

metano e o dióxido de carbono. A remoção do carbono pelos organismos fotossintéticos, a partir do gás carbônico, nutrientes e luz, resulta na liberação de oxigênio para decomposição bacteriana da matéria orgânica fechando o ciclo para a estabilização completa da matéria orgânica.

O tempo de detenção hidráulico é um dos fatores primordiais para a eficiência das lagoas e varia em cada lagoa sendo que o maior tempo ocorre na facultativa, entre 15 e 45 dias, e nas demais lagoas este tempo varia entre 3 a 6 dias. Para Ceballos (2000), o tempo de detenção poderá resultar em diferentes comportamentos da comunidade microbiana. Se for muito curto poderá impedir a geração significativa de biomassa algal não favorecendo a interação; e se for muito longo poderá resultar num crescimento exagerado do fitoplâncton resultando na diminuição do oxigênio produzido nas camadas mais profundas, elevação do pH na superfície e menor eficiência na remoção de patógenos.

Segundo Bitton (1994), os principais organismos patogênicos que foram encontrados nos efluentes das lagoas são: *Salmonella* sp, enterobactéria produtora de endotoxinas que causam febre tifóide e paratifóide, gastroenterite, náuseas e diarreias; *Vibrio cholerae*, Gram negativa facultativa, produz enterotoxina, causa diarreia, vomito e perda rápida de líquidos; *Escherichia coli*, associada a vários fatores de virulência e *Bacterioides fragilis*, anaeróbia produtora de enterotoxinas que causam diarreias.

Quanto às algas, Gloyna (1973) encontrou nestes sistemas *Euglena* sp, *Chlamydomonas* sp, *Micractinium* sp, *Ankistrodesmus* sp, *Scenedesmus* sp e *Chlorella* sp. Para o autor, a distribuição espacial das espécies segue os gradientes de concentrações de matéria orgânica e nutrientes, que resulta no estabelecimento de populações estáveis após predominância de diferentes formas biológicas, caracterizando sucessão ecológica.

Konig (2000) observou diminuição na frequência dos flagelados em situações de diminuição da carga orgânica e da concentração de amônia, o que resultou no aumento de gêneros não flagelados como: *Micractinium* sp, *Scenedesmus* sp e *Ankistrodesmus* sp.

Para Vasconcelos e Pereira (2001), as lagoas de tratamento terciário (lagoas de maturação) constituem ambientes favoráveis ao desenvolvimento de cianobactérias devido à alta concentração de nutrientes, altas temperaturas e maior profundidade de penetração da luz na água, sendo *Planktothrix mougeotii*, *Microcystis aeruginosa*, *Phormidium* sp, *Oscillatoria* sp e *Pseudoanabaena mucicola* os principais organismos encontrados. Estes autores encontraram, pela primeira vez, a ocorrência de proliferações de *Microcystis aeruginosa* em lagoas de estabilização. Esta espécie é conhecida por produzir, sob certas condições, toxinas que, segundo Mezrioui et al.

(1994), alteram o crescimento de *E. coli* e são acumuladas nos sistemas aquáticos, sendo transferidas, pela cadeia trófica, ao homem.

A avaliação dos coliformes fecais termotolerantes, como estimativa da qualidade microbiológica, tem sido, até o presente momento, muito simplista, pois este não é o único grupo em tais sistemas visto que a diversidade e complexidade de espécies são grandes. Oragui et al. (1987) observaram que a redução de outras bactérias patogênicas, como *Salmonella* sp e *Campylobacter* sp, ocorreu antes que fossem atingidos os níveis aceitáveis de coliformes fecais que, segundo Mara (1996), são de 1.000 UFC*/100 mL da amostra. Assim, apenas a estimativa da redução de um único grupo de bactérias pode não representar o desempenho de cada lagoa, pois cada organismo possui tolerâncias diferentes às condições do ambiente.

Alguns autores estudaram a redução de coliformes fecais nas lagoas de estabilização, como Rangeby et al. (1996) que relacionaram o aumento na taxa de redução destes organismos ao aumento de pH. Pearson et al. (1987a) verificaram que os principais fatores que interferiam na sobrevivência das bactérias do tipo coliformes fecais foram o pH e a densidade de algas, numa relação inversamente proporcional.

As algas, segundo os autores (op. cit.), foram as responsáveis pelo aumento de pH, do oxigênio dissolvido e da diminuição da concentração de nutrientes dissolvidos, que resultaram numa aceleração da taxa de redução de coliformes fecais. Davies-Colley et al. (1999) relacionaram a redução de coliformes com a exposição à radiação solar e ao maior tempo de detenção da água no sistema.

O efeito da penetração da luz na coluna de água das lagoas de estabilização também foi estudado por Curtis et al. (1994). Os autores constataram variações na atenuação, em relação à profundidade, aos comprimentos de onda incidente e ao material em suspensão em cada lagoa. Como as substâncias húmicas dissolvidas estão presentes nos esgotos domésticos, o padrão, segundo os autores, de variação espectral poderá ser o mesmo encontrado em todas as lagoas. Assim, as diferenças nos coeficientes de atenuação observadas nas diferentes lagoas devem-se, principalmente, à biomassa algal, e essa, juntamente com os vários comprimentos de onda incidentes na coluna, resulta em diferentes taxas de redução dos organismos patogênicos.

Mayo e Noike (1996) estudaram, através de simulações, o efeito do pH e da temperatura no crescimento e eficiência de assimilação de glicose e verificaram que estes parâmetros são importantes na taxa de crescimento das bactérias heterotróficas. Os autores constataram que as bactérias heterotróficas cresceram a uma taxa menor

* Unidade Formadora de Colônias

na presença de *Chlorella vulgaris*, podendo, esse fato, estar relacionado a dois fatores: competição pelo substrato (glicose) ou liberação de substâncias tóxicas pela alga (clorelina). A hipótese mais provável foi a de que a competição por glicose determinou a taxa de crescimento das bactérias heterotróficas, pois o número destas diminuiu mesmo quando as algas não estavam sob condições adversas, condições essas que podiam resultar na liberação de toxinas.

As substâncias tóxicas produzidas pelas algas, com ação bactericida, têm seus efeitos acentuados nas lagoas de maturação, onde as condições, devido à maior transparência da água, favorecem elevadas taxas fotossintéticas. Esta elevada produção de algas resulta em aumento do oxigênio dissolvido e do pH que reduzem as taxas de crescimento dos organismos patogênicos. A clorelina é uma das mais citadas exotoxinas, liberada por *Chlorella* sp e tem efeito bactericida (CEBALLOS, 1990).

O estudo do bacterioplâncton em ambientes naturais tem sido bastante facilitado, nos últimos anos, devido à utilização de técnicas modernas da biologia molecular que permitem diagnóstico mais rápido e preciso sem a necessidade de cultivo. Hirasawa (2003) faz uma revisão bibliográfica bastante completa sobre aplicação desta técnica que combina a precisão genética molecular e a informação visual (microscopia) de populações em ambientes naturais. Segundo a autora, a técnica começou a ser utilizada no final da década de 1960, quando dois grupos de pesquisadores realizaram, separadamente, hibridações de DNA e RNA 28S marcados radiativamente e visualizaram por microrradiografia.

A partir destes trabalhos, a técnica de hibridação in situ (FISH) tem sido modificada e introduzida em estudos de ecologia microbiana. Estas modificações estão relacionadas, principalmente, ao tamanho e tipo de molécula alvo, além do tipo de marcador utilizado para estas moléculas alvo.

A utilização do RNA 16S tem se tornado unânime devido à sua estabilidade genética, sua estrutura de domínio com regiões conservadas e variáveis e seu alto número de cópias (WOSE, 1987). Quanto à marcação, a mais utilizada é a fluorescente, devido à rapidez e facilidade de utilização, pois não requer passos adicionais de detecção após a hibridação (MOTER e GÖBEL, 2000).

Um dos principais parâmetros citados por König (1984) que precisa ser investigado para que ocorram melhorias no funcionamento de sistemas de lagoas de estabilização é a complexa interação da comunidade microbiana. O estudo da comunidade bacteriana em lagoas de estabilização esteve restrito, segundo o levantamento bibliográfico realizado, aos efeitos dos fatores abióticos, bióticos e operacionais do sistema sob a quantidade de coliformes totais e fecais.

Na maioria dos trabalhos consultados, alguns na forma de artigos publicados e outros na forma de tese, o estudo da comunidade algal está restrito à estimativa da concentração de clorofila. Poucos contêm o levantamento das espécies e as taxas de produção. No que se refere ao estudo da comunidade bacteriana, a maioria estudou as taxas de redução de indicadores de contaminação fecal e de coliformes e poucos trabalhos abordaram as bactérias heterotróficas.

A maioria dos trabalhos sobre interações alga/bactérias relaciona a interação à taxa de redução de coliformes fecais sendo que outros tipos de interação, como alga/bactéria heterotrófica não patogênica, são menos estudados.

Torréton et al. (1994) estudaram as flutuações diárias da abundância e da produtividade bacteriana em lago tropical eutrófico e raso. A comunidade bacteriana estudada compreendeu tanto as bactérias planctônicas quanto as aderidas. Os autores concluíram que a abundância das bactérias aderidas foi regulada pela concentração de nutrientes dissolvidos enquanto que das bactérias planctônicas, pela matéria orgânica particulada. Aproximadamente 58% da produção primária são representados pela produção bacteriana, especialmente bacterioplâncton (ou seja, bactérias de vida livre), indicando a importante função destes organismos na decomposição da matéria orgânica em ambientes com estas características.

Legendre et al. (1984) estudaram a dinâmica dos indicadores de poluição e das bactérias heterotróficas em lagoas de estabilização. Segundo os autores, a comunidade de bactérias heterotróficas aeróbias apresentou dois tipos de distribuição espaço-temporal: a) a densidade estável destes organismos ao longo do tempo foi influenciada, principalmente, pela entrada de esgoto bruto e associada principalmente aos processos de sedimentação que ocorrem com as células iniciais; b) nas estações mais distantes da entrada do sistema, a abundância destes organismos foi mais variável ao longo do tempo devido à presença de outros fatores limitantes como a disponibilidade de recursos e a predação. Por outro lado, a distribuição espaço-temporal dos indicadores de poluição foi diferente: a densidade foi máxima no inverno, enquanto que a densidade máxima dos outros componentes bióticos do sistema (fitoplâncton e zooplâncton) foi observada no verão.

Segundo Hoseti e Frost (1998), mais de 99% da remoção de bactérias em lagoas tropicais se deve a temperatura da água e aos altos valores de pH, devido à atividade fotossintética. O desenvolvimento do bacterioplâncton é dependente da matéria orgânica dissolvida liberada pelo fitoplâncton, exceto em sistemas que apresentam maiores quantidades de matéria orgânica de origem alóctone, como as lagoas de estabilização (BILLEN, 1990).

A temperatura e o pH foram apontados por Mayo e Noike (1996) como um dos principais fatores responsáveis pela atividade e pela taxa de crescimento de bactérias heterotróficas em lagoas de estabilização. Temperaturas entre 10 e 20° C não tiveram influência no número de bactérias, que reduziu a partir de temperatura mais elevadas (30°C) em função da competição por glicose com *Chorella vulgaris*. No referido trabalho, os autores encontraram evidências de que as bactérias heterotróficas podem apresentar crescimento mais lento na presença desta alga e as duas hipóteses para isto seriam: competição por substrato ou liberação de substâncias tóxicas (clorelina). No entanto, isto apenas ocorreria, segundo dados da literatura, sob condições adversas, como pH elevado. A competição por glicose foi a principal razão encontrada pelos autores (op. cit.) para explicar o menor número de bactérias heterotróficas na presença de *C. vulgaris*, visto que no esgoto bruto não há glicose livre, disponível para as algas. Segundo os autores, a afinidade por glicose diminuiu quando o pH permaneceu acima de 8.

O efeito da profundidade das lagoas no grau de desinfecção dos efluentes de lagoas de estabilização foi estudado por Sarikaya et al. (1987) como um fator que deve estar implícito nos modelos que incluem a radiação solar como parâmetro de projeto, visto que a eliminação de bactérias (indicadoras de poluição humana) é resultante da radiação solar e esta dependerá da atenuação na coluna de água. Os autores estudaram as diferentes profundidades comumente utilizadas (0,3 a 1,5m) e concluíram que a taxa de redução de bactérias (coliformes totais) foi inversamente proporcional à profundidade da lagoa e diretamente proporcional a radiação solar diária.

De acordo com experimentos realizados em uma região de clima árido, Mezrioui et al. (1994) observaram que durante as proliferações de cianobactérias, no verão, houve desenvolvimento de *Vibrio cholerae* (bactéria patogênica), devido ao aumento de pH, que se mostrou prejudicial à *Escherichia coli*. Neste período, a densidade de *Chlorella* sp foi menor. No entanto, quando se aumentava a densidade desta alga, havia redução na abundância de *V. cholerae* se comparada à redução de *E. coli* (indicador de contaminação fecal). Oufdou et al. (2000) verificaram que a presença de bactérias heterotróficas pode ter contribuído para o aumento de cianobactérias, principalmente nos períodos mais quentes. Como no trabalho anterior, as cianobactérias também contribuíram para altas densidades de *V. cholerae* e diminuição de coliformes fecais e *Salmonella* sp. Ambos os trabalhos ressaltaram a importância de definir outros métodos para prever a presença de organismos patogênicos. Com os resultados destas pesquisas fica evidente que esta previsão não deve ser feita a partir da

estimativa de coliformes fecais, principalmente em ambientes com altas densidades de cianobactérias.

Dentre os poucos trabalhos que estudaram a comunidade bacteriana heterotrófica, Lindell et al. (1995) estudaram a transformação fotoquímica da matéria orgânica dissolvida (MOD) e conseqüente disponibilização para as bactérias heterotróficas. Esta transformação abiótica de MOD em compostos assimiláveis estimula, significativamente, o crescimento bacteriano em ambientes em que a quantidade destes são menores que MOD recalcitrante de origem alóctone. A luz tem papel importante nesta transformação.

A estrutura trófica em lagoas de estabilização ainda é pouco estudada corroborando com o conceito de que tais sistemas são reatores em estágio de otimização. Os outros fatores seriam a determinação de parâmetros de projeto adequados para situações específicas e a utilização de tecnologias adicionais, visto que estes sistemas permitem que sejam feitas modulações.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Para a realização desta pesquisa, as amostras foram coletadas em um sistema australiano de lagoas de estabilização, construído para tratar 100% do esgoto sanitário da cidade de Novo Horizonte (Latitude: 21°28'28"; Longitude: 49°13'17"), Estado de São Paulo. A população estimada da cidade, em 2000, era de 32.420 habitantes, sendo 28.905 habitantes na área urbana, de acordo com censo demográfico realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

O projeto da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Novo Horizonte foi desenvolvido pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), que também é responsável pelo seu monitoramento trimestral. O sistema entrou em funcionamento em fevereiro de 1999.

A ETE de Novo Horizonte (Figuras 1 e 2) é composta por tratamento preliminar (gradeamento e caixa de areia) do afluente bruto (Figura 3a), predominantemente doméstico, seguido por três lagoas em série (anaeróbia, facultativa 1 e facultativa 2). Antes de atingir o corpo de água receptor (ribeirão Três Pontes), o efluente final atravessa uma escada de aeração (Figura 3b).

Informações operacionais da ETE foram fornecidas pela SABESP e estão sintetizadas na Tabela 1. O tempo médio de detenção hidráulico do sistema é de 23 dias e o sistema todo abrange uma área superficial de 4,69 ha (46.900 m²), aproximadamente.

3.2 ESCALA DE AMOSTRAGEM

As estações de coletas (Figuras 1 e 2) foram definidas espacialmente para abranger o afluente bruto (E1), localizado após a passagem do esgoto pelo tratamento preliminar; saída da lagoa anaeróbia (E2); lagoa facultativa 1 (E3); lagoa facultativa 2 (E4) e efluente final (E5), antes de atravessar a escada de aeração.

Nas lagoas facultativas, as amostras foram coletadas em três profundidades: sub-superfície (0,2m), meio (0,7m) e fundo (1,5m), em uma única estação, localizada no meio de cada lagoa.

Tabela 1: Dados de projeto do sistema de lagoas de estabilização.

	Unidade	LA	LF1	LF2
Área média	ha	0,5700	2,2952	1,8287
Profundidade	m	3,5	1,7	1,8
TDH	dias	5	10	8
Volume útil	m ³	19.951	39.018	32.916
Volume médio de esgoto	m ³ .d ⁻¹	4.015		
Taxa de aplicação orgânica	kgDBO.m ⁻³ .d ⁻¹	0,081		
Taxa de aplicação superficial	kgDBO.ha ⁻¹ .d ⁻¹		246	142
DBO afluente/efluente	mg.L ⁻¹	420/147	147/67	67/80

TDH: tempo médio de detenção hidráulico; LA: lagoa anaeróbia; LF1: lagoa facultativa 1; LF2: lagoa facultativa 2. Fonte: Relatório Sabesp, Agosto/2002.

Figura 1: Diagrama do sistema de tratamento de esgoto do município de Novo Horizonte (SP) com representação das estações de amostragem.

Figura 2: Sistema de lagoas de estabilização e as estações de coleta. (TP: tratamento preliminar; LA: lagoa anaeróbia; LF1: lagoa facultativa 1; LF2: lagoa facultativa 2).

(a)

(b)

Figura 3: Tratamento preliminar (a) e escada de aeração (b) do sistema de lagoas de estabilização.

Além das escalas espaciais abordadas anteriormente, as coletas foram repetidas em quatro épocas do ano: maio/2002 (dias 7 e 8), agosto/2002 (dias 21 e 22), novembro/2002 (dias 6 e 7) e fevereiro/2003 (dias 26 e 27) e em ciclos nictemerais, a cada 6 horas (t_0 , t_1 , t_2 , t_3 e t_4).

Um resumo das escalas de amostragem contempladas nesta pesquisa pode ser observado na Figura 4.

Figura 4: Esquema das escalas temporal e espacial abordados.

As amostras para determinação de DQO (Demanda Química de Oxigênio) e DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) foram mantidas sob refrigeração até o momento da determinação (segundo dia após a coleta). As amostras para determinação de nutrientes totais e dissolvidos, proteínas, carboidratos e lipídeos foram congeladas e analisadas na primeira semana após a coleta. Para a determinação de sólidos suspensos e clorofila, as amostras foram filtradas em campo. Os filtros para a determinação de clorofila foram mantidos em frascos protegidos da luz, com sílica gel e a 0°C. Os filtros para determinação de sólidos suspensos foram mantidos em dessecador com sílica gel. A alcalinidade foi determinada em campo e as formas de carbonos foram calculadas a partir desta.

3.3 CONJUNTO DAS VARIÁVEIS ANALISADAS

3.3.1 Variáveis climatológicas e hidrológicas

Os dados de precipitação pluviométrica (mm) foram fornecidos pela Cooperativa Coopercitrus, que possui pluviômetro no município de Novo Horizonte, e referem-se aos anos de 2001, 2002 e janeiro e fevereiro de 2003.

A vazão de água para o consumo, fornecida pela Sabesp, foi transformada em vazão de esgoto: $[(Q_a \times 0,8) + (0,275 \times 143,707)]$, sendo Q_a : vazão de água destinada ao consumo ($L.s^{-1}$); 0,8: taxa de esgoto (coeficiente de retorno); 0,275: taxa de infiltração ($L.s^{-1} \times km$); 143,707: tamanho da rede (m).

3.3.2 Variáveis Abióticas

A temperatura da água ($^{\circ}C$), oxigênio dissolvido ($mg.L^{-1}$), condutividade elétrica ($mS.cm^{-1}$), e pH foram medidos a cada 10 cm na coluna de água, nas lagoas facultativas, e pontualmente no afluente bruto, efluente da lagoa anaeróbia e efluente final, com equipamento multi-sonda (*Yellow Springer*, 556 MPS).

A transparência da coluna de água (m), resultante da profundidade de desaparecimento do disco de Secchi, foi transformada em profundidade da zona eufótica (m) multiplicando-se a profundidade do disco de Secchi por 2,7 (Cole, 1983).

A radiação solar, incidente e subaquática ($\mu E.m^{-2}.s^{-1}$) foi medida a cada 20 cm da coluna de água, com radiômetro (Quanta Meter Li-Cor, LI-1.400), cuja faixa de sensibilidade está entre 400 – 700 nm. Entretanto, essa medida foi realizada apenas nas últimas duas coletas (novembro/02 e fevereiro/03), devido à compra do equipamento.

As variáveis a seguir foram determinadas na sub-superfície, meio e fundo das lagoas facultativas e pontualmente nas demais estações (afluente bruto, efluente da lagoa anaeróbia e efluente final), conforme a escala de amostragem descrita no item 3.2.

De acordo com metodologia descrita no *American Public Health Association* (APHA, 1995) foram determinados: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5 , método 5210 B – sem inoculação), Demanda Química de Oxigênio (DQO, método 5210 B), Nitrogênio Total Kjeldahl (método 4.500 B), Nitrogênio Amoniacal (método 4.500 C), Nitrato

(método 4.500 D), Nitrito (método 4.500 B), Fósforo Total (item 5 do método 4.500 B), Ortofosfato (método do ácido ascórbico 4.500 C) e Sólidos Suspensos (método gravimétrico, 2.540 D e 2.540 E).

As determinações de DBO, DQO, Nitrogênio Total Kjeldahl, Nitrogênio Amoniacal e Fósforo Total foram feitas com amostra não filtrada.

Para a determinação das formas dissolvidas (nitrito, nitrato, ortofosfato) e sólidos suspensos, filtros de fibra de vidro (GF/C Sartorius, poro de 0,45 µm e diâmetro de 47 mm) foram utilizados e as amostras foram filtradas no local de coleta.

Para determinação de proteínas, carboidratos e lipídeos, as amostras também foram filtradas em filtros de fibra de vidro (GF/C Sartorius, poro de 0,45 µm e diâmetro de 47 mm). A determinação de proteínas foi realizada segundo o método colorimétrico utilizando o reagente Folin-Fenol (LOWRY et al., 1951). De acordo com Miwa (2002), que estudou a aplicabilidade de vários métodos para a determinação de proteínas em amostras provenientes deste mesmo sistema, o método de Lowry tem reagente específico para proteínas e mostrou-se mais sensível.

A determinação de carboidratos realizou-se segundo o método colorimétrico do Fenol e Ácido Sulfúrico (DUBOIS et al., 1956). A concentração de lipídeos foi determinada segundo o método colorimétrico da Sulfofosfovanilina (POSTMA e STROES, 1968).

A alcalinidade e formas de carbono foram determinadas no local de coleta de acordo com a metodologia descrita em Golterman et al. (1978). A partir dos dados de pH e alcalinidade, gás carbônico total, gás carbônico livre, bicarbonato (HCO_3^-), carbonato (CO_3^{2-}) e carbono inorgânico foram calculados (MACKERETH et al., 1978).

3.3.3 Variáveis Bióticas

a) Comunidade Fitoplanctônica

Um dos métodos utilizados para quantificar a biomassa de algas foi o estudo da estrutura da comunidade fitoplanctônica (identificação e contagem). Esta determinação foi realizada nas lagoas facultativas (sub-superfície, meio e fundo) e no efluente final, na escala temporal citada anteriormente. Nas lagoas facultativas, as amostras foram

coletadas com garrafas de Van Dorn, colocadas em frascos de vidro e fixadas com solução formalina 4%. A quantificação foi realizada em microscópio óptico trinocular (*Olympus BX 51*), com auxílio de sistema automático de análise de imagem, equipado com câmera (CoolSNAP-PROcf-color) e programa Image Pro Plus (4.5.1).

A identificação e contagem das algas fizeram parte do trabalho de mestrado da aluna do PPG em Hidráulica e Saneamento, Danielli Cristina Granado. A quantificação destes organismos foi feita pelo método de sedimentação (UTHERMÖHL, 1958). Segundo Granado (2004), devido à grande densidade dos organismos, as amostras foram diluídas antes da quantificação e o número de campos ficou estabelecido entre 10 e 15 para a maioria das amostras, exceto para aquelas referentes a maio/2002, nas quais a autora utilizou um número de campos de contagem quando integralizaram 100 indivíduos do mais abundante.

A partir da análise quantitativa, a densidade total (organismos.mL⁻¹) foi calculada segundo a equação abaixo (APHA, 1995):

$$D_{(org/mL)} = \frac{C \times At}{Af \times F \times V}$$

Sendo: D: densidade total (organismos.mL⁻¹); C: número de organismos contados; At: área total do fundo da câmara de sedimentação (mm²); Af: área do campo de contagem (mm²); F: número de campos contados; V: volume da amostra sedimentada (mL).

A abundância relativa foi estimada considerando-se o número de indivíduos de cada espécie, em relação ao total de indivíduos, segundo a classificação de McCullough e Jackson (1985): 50 a 100% - organismos dominantes; 30 a 49% - organismos abundantes; 10 a 29% - organismos comuns; 1 a 9% - organismos ocasionais; <1% - organismos raros.

Um outro método também utilizado para a estimativa da biomassa de algas foi a determinação da concentração de clorofila *a*. Para esta análise, o método de extração com acetona 90% foi utilizado (APHA, 1995).

A produção primária fitoplanctônica foi determinada pela técnica do oxigênio dissolvido. De acordo com Calijuri e Dos Santos (2004), esta técnica foi introduzida por Gaarder e Gran, em 1927, e, posteriormente, foi definida como a técnica dos frascos claros e escuros. Tais frascos permaneceram incubados nas lagoas facultativas, em três profundidades (sub-superfície, meio e fundo), no primeiro horário de coleta (t0:

9h). As concentrações de oxigênio dissolvido foram determinadas, no local da coleta, pelo método de Winkler, modificado pela azida sódica (APHA, 1995).

Os tempos de incubação foram 60 min (maio/02) e 30 min (agosto, novembro/02 e fevereiro/03). As incubações iniciaram-se entre 9:30h e 10:00h na lagoa facultativa 1 e 10:30h e 11:30h na lagoa facultativa 2, nos quatro períodos estudados.

b) Comunidade Bacterioplanctônica

A quantificação do bacterioplâncton, realizada com amostras pré-filtradas (AP20, Millipore, com porosidade de 0,8 a 8 μm) e fixadas com formaldeído 4%, seguiu a metodologia descrita por Porter e Feig (1980). As morfologias cocos, diplococos, bacilos, cocobacilos e víbrios foram identificadas. Esta quantificação foi realizada em todas as estações de coleta descritas na Figura 3. A abundância relativa dos morfotipos foi estimada conforme descrito anteriormente, para a comunidade fitoplanctônica.

A identificação de grupos específicos (Eubactérias e Arquéias) foi realizada por meio de sondas de oligonucleotídeos de RNAr 16S marcadas com corante fluorescente, rodamina (Tabela 2), nas estações E1, E2, E3 (apenas sub-superfície), E4 (apenas sub-superfície) e E5, no primeiro horário de coleta (t0: 9h), nos quatro períodos. O protocolo, para a maioria das sondas, é o descrito por Araújo (2001).

Algumas etapas adicionais precisaram ser realizadas devido ao tipo de amostra:

- 1º) filtração das amostras brutas (AP 20, Millipore, com porosidade de 0,8 a 8 μm), no local de coleta (250mL);
- 2º) concentração das amostras filtradas por centrifugação (6.236 rpm durante 20 minutos a 4°C);
- 3º) lavagem e fixação das células (ARAÚJO, op. cit.);
- 4º) tratamento das lâminas de vidro (STAHL e AMANN, 1991);
- 5º) hibridação (ARAÚJO op. cit.);
- 6º) análise em microscópico de epifluorescência;
- 7º) quantificação da porcentagem das células hibridizadas.

Os dois primeiros itens descritos acima foram previamente testados com sonda específica para o Domínio *Bacteria* (EUB 338), de acordo com metodologia descrita por Amann et al. (1992). A filtração das amostras foi realizada para eliminar a possível interferência das algas. A concentração das amostras foi necessária porque a utilização de sondas de oligonucleotídeos marcadas com corantes fluorescentes tem sensibilidade limitada e, segundo Amann et al. (1995) a amostra deve conter 10^6 células marcadas. Para a concentração das amostras, optou-se pela centrifugação sob

diferentes condições (Tabela 3) e a condição adotada foi a seguinte: 6.236 rpm durante 20 minutos a 4°C.

Tabela 2: Sondas de oligonucleotídeos utilizadas na hibridação *in situ*.

Sondas	Sequência de base (5'→3')	Sítio RNAr 16S*	Especificidade	Referência
EUB 338	GCT GCC TCC CGT AGT	338-355	Domínio Bactéria (controle positivo)	Amann et al. (1990)
NON 338	ACT CCT ACG GGC GGC AGC	338-355	Controle negativo	Manz et al. (1992)
ARC 915	GTG CTC CCC CGA CAA TTC CT	915-935	Domínio Archaea	Stahl e Amann, (1991)

*Posição RNAr 16S de acordo com a numeração de *Escherichia coli*.

Tabela 3: Condições de centrifugação testadas.

Velocidade (rpm)	Duração (min)	Temperatura (°C)	Referência
1.247	20	4	APHA (1995)
3.118	30	4	
6.236	20	4	Manz et al. (1993)

Após a centrifugação, a maior parte do sobrenadante foi descartada e o restante foi ressuspensão com auxílio de agitador magnético. O volume final foi anotado (Tabela 4) e as amostras permaneceram na geladeira até serem fixadas (dia seguinte).

Tabela 4: Volume final (mL) das amostras após centrifugação e ressuspensão.

Estações	Maior/02	Agosto/02	Novembro/02	Fevereiro/03
E1	47	38	37	22
E2	52	38	46	12
E3	42	35	32	21
E4	45	38	39	23
E5	47	49	37	25

A quantificação foi realizada em microscópio óptico trinocular (*Olympus BX 51*), com auxílio de sistema automático de análise de imagem (câmera, CoolSNAP-PROcf-color; e programa Image Pro Plus – versão 4.5.1).

O número de campos e o número de células por campo variaram conforme a amostra. Para as amostras do afluente bruto (E1), saída da lagoa anaeróbia (E2), e

sub-superfície da lagoa facultativa (E3) foram contados 14 campos aleatórios contendo, em média, 69, 37 e 67 células por campo, respectivamente. Na sub-superfície da lagoa facultativa 2 (E4) e no efluente final (E5) foram contados 12 campos aleatórios, cada um com 54 e 63 células, em média, respectivamente.

3.3.4 Análise dos resultados

As variáveis descritas no item 3.3.2 para as lagoas facultativas (nós de entrada) foram confrontadas com a densidade da comunidade fitoplanctônica (nós de saída) utilizando o algoritmo *Predictor PolyNet*, constituinte do software comercial *PolyAnalyst 4.6* (MEGAPUTER, [ca 2000]). O *Predictor PolyNet* é um híbrido de redes GMDH (*Group Method Data Handling*) (IVAKHNENKO, 1971) e ANN (*Artificial Neural Networks*) com a habilidade de sintetizar modelos de regressões lineares ou não lineares utilizando o coeficiente de regressão linear (R^2) como índice de otimização dos erros.

Na construção dos modelos, foram utilizados dois conjuntos de dados: (i) relativos a cada profundidade – sub-superfície, meio e fundo, totalizando 3 vetores de 30 elementos de entrada; (ii) compilação das três profundidades, formando um vetor de 90 elementos.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CONDIÇÕES CLIMÁTICAS E VAZÃO DO ESGOTO

Ao contrário dos reatores fechados, os sistemas de tratamento de esgoto por lagoas de estabilização estão, constantemente, sujeitos às flutuações das condições ambientais. Parte destas condições podem ser previstas e controladas durante a elaboração do projeto, como, por exemplo, a adequação das características operacionais de cada unidade de acordo com as características e volumes de efluentes específicos. Por outro lado, fatores climáticos, como o vento, temperatura do ar, precipitação pluvial, radiação solar e evaporação são, muitas vezes, previsíveis considerando as alterações que ocorrem ao longo das estações do ano. No entanto, a intensidade com que a maioria destes fatores ocorre pode não se prever.

Segundo Mendonça (2000), chuvas intensas podem resultar na diluição das lagoas, pois aumentam consideravelmente a vazão e reduzindo o tempo de detenção hidráulico. Esta diluição pode, segundo o autor, representar perda de biomassa do sistema.

Comparando-se os dados de precipitação referentes aos anos de 2001, 2002 e 2003, pode-se verificar que houve cinco meses de chuvas intensas (janeiro, fevereiro, outubro, novembro e dezembro), três meses com precipitações intermediárias (março, maio e setembro) e quatro meses de pouca ou nenhuma chuva (abril, junho, julho e agosto) (Figura 5).

Desta maneira, pode-se dizer que as coletas ocorreram em três condições climáticas distintas: novembro/02 e fevereiro/03, períodos de chuvas mais intensas (124 mm e 221 mm, respectivamente); em maio/02, houve precipitação intermediária (60 mm) e agosto/02, verificou-se o menor volume de chuva entre os períodos de estudo (35 mm).

Além da precipitação mensal, os volumes diários de chuva também são importantes, visto que as condições físicas, químicas e biológicas podem ser resultantes destas variações. De acordo com a Figura 6, em maio/02, as maiores

precipitações ocorreram nos dias 19, 20 e 21, mas a coleta foi realizada nos dias 7 e 8, quando não houve registro de chuva. Em agosto/02, também não houve registro de chuva nos dias próximos a coleta (21 e 22) e os picos foram verificados no início (13 mm, dia 1) e no final (12,5 mm, dia 30) do mês. Em novembro/02, as chuvas intensas ocorreram depois da coleta (33 mm, dia 11; e 25 mm, dia 21).

Figura 5: Precipitações mensais (mm) durante os anos de 2001, 2002 e 2003 (*apenas os meses de janeiro e fevereiro).

As altas precipitações que ocorreram no final de outubro podem ter influenciado na coleta de novembro (46 mm, no dia 26; e 26 mm, no dia 31). Em fevereiro/03, as chuvas foram constantes e ocorreram até o dia 22, quatro dias antes da coleta. Neste período, houve 12 dias de chuvas, que iniciou no dia 11 (7,5 mm) e terminou no dia 22 (32 mm). Neste mês, assim como em novembro, as chuvas mais intensas ocorreram próximas à data da coleta.

Na Figura 7 estão representados os dados de vazão mensal estimada de esgoto. Em 2002, estes valores estiveram entre 7.800 (novembro) e 7.400 m³.dia⁻¹ (agosto). Em 2003, até o mês de junho, os valores de vazão estimada estiveram entre 7.800 (fevereiro) e 7.200 m³.dia⁻¹ (maio).

Conforme a Tabela 1, estes valores estão acima do que está estabelecido no projeto (4.015 m³.dia⁻¹), o que reforça a hipótese de sobrecarga no sistema.

Figura 6: Variações diárias da precipitação (mm), nos meses de coleta.

Figura 7: Vazão estimada mensal de esgoto (m³.dia⁻¹), em 2002 e 2003 (*apenas os meses de janeiro e fevereiro).

4.2 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DO ESGOTO BRUTO E EFLUENTE FINAL E A EFICIÊNCIA DE FUNCIONAMENTO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE NOVO HORIZONTE (SP)

Para a verificação da eficiência de um sistema de tratamento, o conhecimento das características físicas, químicas e biológicas do esgoto bruto é de extrema importância visto que tais características representam um dos fatores responsáveis pelas

condições de projeto e, portanto, da carga orgânica superficial e volumétrica que serão calculadas em relação à concentração de matéria orgânica.

A temperatura do esgoto bruto permaneceu entre 26,9 °C, em agosto/02, e 30,6 °C, em fevereiro/03. O pH esteve dentro do esperado, que de acordo com von Sperling, (1996b) deve estar entre 6,7 e 7,5, exceto em maio/02 (5,9) (Tabela 5).

Tabela 5: Composição média do esgoto bruto (E1) do município de Novo Horizonte (SP), no período de estudo.

		mai/02	ago/02	nov/02	fev/03
Temperatura	°C	29,5	26,9	29,5	30,6
pH		5,9	7,2	7,2	7,3
Condutividade Elétrica	mS/cm	1,094	1,095	1,085	1,468
Alcalinidade	mg.L ⁻¹	422	483	393	414
Sólidos Suspensos Inorgânicos	mg.L ⁻¹	47	52	36	39
Sólidos Suspensos Orgânicos	mg.L ⁻¹	221	313	290	251
Sólidos Suspensos Totais	mg.L ⁻¹	268	365	326	290
Demanda Química de Oxigênio	mg.L ⁻¹	1.191	1.285	1.057	880
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg.L ⁻¹	1.000	498	492	761
Fósforo Total	mg.L ⁻¹	25	26	29	9
Fósforo Inorgânico	mg.L ⁻¹	5	5	5	6
Nitrogênio Total Kjeldahl	mg.L ⁻¹	88	104	76	88
N - Amoniacal	mg.L ⁻¹	58	68	54	62
N - orgânico	mg.L ⁻¹	30	33	23	26
Nitrito	mg.L ⁻¹	0,004	0,009	0,004	0,013
Nitrato	mg.L ⁻¹	5,5	5,0	5,5	5,8
Lípidos	mg.L ⁻¹	17	22	31	20
Proteínas	mg.L ⁻¹	77	96	59	104
Carboidratos	mg.L ⁻¹	18	17	17	25
Bactéria	células.mL ⁻¹	1,2E+07	2,1E+07	5,2E+06	2,9E+06

Os valores correspondem às médias $\pm$ os desvios-padrão de dois horários de amostragem (t0 e t4).

No que se refere à carga de matéria orgânica, o esgoto bruto de Novo Horizonte pode ser classificado, no período de estudo, como muito concentrado. De acordo com Metcalf e Eddy (2001), o esgoto doméstico é classificado como forte quando apresenta DBO de 400 mg.L⁻¹ e DQO 1.000 mg.L⁻¹. No presente estudo, as concentrações destas variáveis estiveram acima do esperado. A DBO variou de 492 mg.L⁻¹ (novembro/02) a 1.000 mg.L⁻¹ (maio/02) e a DQO de 880 mg.L⁻¹ (fevereiro/03) a 1.285 mg.L⁻¹ (agosto/02) (Tabela 5). Segundo a classificação dos autores, fósforo total, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total Kjeldahl e alcalinidade também estiveram acima do que é considerado como forte (15, $\approx$ 0, 50, 85 e 200 mg.L⁻¹, respectivamente).

No entanto, de acordo com a classificação de von Sperling (1996b), as concentrações de sólidos suspensos, orgânico e inorgânico, estiveram abaixo do

esperado. No período estudado, estas variáveis não atingiram concentrações típicas que, segundo o autor, estão entre de 320 e 80 mg.L⁻¹, respectivamente.

O conhecimento dos processos envolvidos na estabilização da matéria orgânica requer o ajuste entre quais variáveis precisam ser monitoradas e as peculiaridades de cada sistema.

Segundo Pearson et al. (1987b), a melhor avaliação do desempenho destes sistemas é conseguida quando os seguintes itens são estudados: descrição das características físicas (localização, população atendida, tipos e arranjos das lagoas, existência de pré-tratamento, destino do efluente final, condições físicas das unidades do sistema), metodologia de amostragem (tipo de amostra, frequência), medida de vazão e dados meteorológicos. Segundo estes autores, a amostragem precisa ser realizada tanto em períodos favoráveis (que seriam as épocas mais quentes do ano) quanto em períodos menos favoráveis (épocas mais frias). Além disso, algumas amostras podem ser compostas (com amostras horárias perfazendo uma amostra global), mas outras, como a clorofila, precisam ser pontuais, com amostragens em diferentes profundidades da coluna de água.

A escala de amostragem é importante devido aos pulsos horários da vazão e poucos são os trabalhos sobre a variabilidade diurna e noturna nas características físicas, químicas e microbiológicas do efluente final de lagoas de estabilização.

Segundo von Sperling et al. (2003), existem faixas ótimas de eficiência de redução das variáveis físico-químicas que podem ser usadas para a maioria das regiões brasileiras, desde que a temperatura média da água residuária esteja entre 20 e 25°C, no mês mais frio do ano. No presente trabalho, a temperatura da água variou de 23 a 26,9°C, no mês mais frio de coleta (agosto/02).

Comparando-se as Tabelas 5 e 6, verifica-se que houve redução da maioria das variáveis da entrada para a saída do sistema, exceto o pH, as concentrações de bactérias e de nitrito. No entanto, algumas destas variáveis estiveram acima do esperado para sistemas deste tipo, no efluente final. De acordo com Andrade Neto (1997), a DQO excedeu o esperado (200 – 300 mg.L⁻¹) em maio/02 e agosto/02 (330 e 392 mg.L⁻¹, respectivamente); sólidos suspensos (100 – 200 mg.L⁻¹) foi maior que o esperado em agosto/02 (210 mg.L⁻¹); nitrogênio total Kjeldahl (28 – 45 mg.L⁻¹) também foi maior que o esperado em maio/02 e agosto/02 (49 e 62 mg.L⁻¹, respectivamente); fósforo total excedeu a faixa esperada (4,5 – 6,9 mg.L⁻¹), em todos os períodos amostrados. Em fevereiro/03, DQO e sólidos suspensos estiveram abaixo do esperado (15 e 47 mg.L⁻¹, respectivamente).

Para Middlebrooks (1995), os sistemas de lagoas de estabilização se tornam desvantajosos quando a concentração de sólidos suspensos no efluente é muito alta,

que pode, segundo o autor, ser maior que 100 mg.L^{-1} , entre 2 e 4 meses ao longo do ano, quando a biomassa das algas é maior. Por este critério, o efluente da ETE de Novo Horizonte foi adequado apenas em fevereiro/03.

Tabela 6: Composição média do efluente final (E5) da ETE do município de Novo Horizonte (SP), no período de estudo.

		mai/02	ago/02	nov/02	fev/03
Temperatura	°C	25,9	23,0	24,9	30,0
pH		7,1	7,6	7,7	7,7
Condutividade Elétrica	mS/cm	0,823	0,723	0,806	0,904
Oxigênio Dissolvido	mg.L^{-1}	3,65	2,015	2,45	0,95
Alcalinidade	mg.L^{-1}	365	370	361	275
Sólidos Suspensos Inorgânicos	mg.L^{-1}	21	32	21,5	7
Sólidos Suspensos Orgânicos	mg.L^{-1}	85	178	91	40
Sólidos Suspensos Totais	mg.L^{-1}	106	210	113	47
Demanda Química de Oxigênio	mg.L^{-1}	330	392	287	151
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg.L^{-1}	267	154	262	118
Fósforo Total	mg.L^{-1}	18	14	19	11
Fósforo Inorgânico	mg.L^{-1}	1,2	1,3	0,8	3,5
Nitrogênio Total Kjeldahl	mg.L^{-1}	49	62	45	31
N - Amoniacal	mg.L^{-1}	33	37	35	24
N - orgânico	mg.L^{-1}	16	22	10	7
Nitrito	mg.L^{-1}	0,008	0,027	0,0062	0,0282
Nitrato	mg.L^{-1}	2	4	2	3
Lípideo	mg.L^{-1}	6	12	4	5
Proteína	mg.L^{-1}	38	58	30	27
Carboidrato	mg.L^{-1}	15	23	14	10
Bactéria	células.mL^{-1}	$1,4\text{E}+07$	$1,2\text{E}+07$	$7,5\text{E}+06$	$3,1\text{E}+06$
Fitoplâncton	células.mL^{-1}	$3,5\text{E}+04$	$7,6\text{E}+05$	$3,5\text{E}+05$	$1,6\text{E}+05$

Os valores correspondem às médias $\pm$ os desvios-padrão de dois horários de amostragem (t0 e t4).

De acordo com König (1984), a qualidade do efluente final varia consideravelmente durante o período de 24h, sendo a sua amplitude dependente do tipo de sistema adotado. Kayombo et al. (2002), estudando ciclos diários de parâmetros físico-químicos em lagoas de estabilização, concluíram que as variações encontradas estavam relacionadas com a variabilidade horária da intensidade luminosa.

Mesmo com a realização de apenas dois horários de amostragem, pode-se verificar diferenças nas concentrações das variáveis entre t0 e t4, de acordo com a época do estudo, principalmente para pH, oxigênio dissolvido, DBO, fósforo total, fosfato inorgânico, densidade bacteriana e fitoplanctônica (Figuras 8 a 13 e Figura 16). As diferenças entre os dois horários amostrados foram observadas principalmente em maio/02, exceto para fósforo total.

Corroborando com Pearson et al. (1987a), em fevereiro/03, época em que a temperatura da água esteve mais elevada, tanto no afluente (30,6°C) quanto no efluente (30,0°C), houve maior redução de sólidos suspensos, matéria orgânica e das principais formas nitrogenadas (nitrogênio total, amoniacal e orgânico). Em agosto/02, período com as temperaturas mais baixas (26,9°C, no afluente; e 23,0°C, no efluente), as menores porcentagens de reduções foram observadas para a maioria destas variáveis (Tabela 7). Portanto, pode-se dizer que fevereiro/03 foi a época do ano mais favorável à redução de matéria orgânica e compostos nitrogenados, enquanto agosto/02 foi a menos favorável à redução de DQO, sólidos suspensos e para a maioria dos compostos nitrogenados.

Segundo von Sperling et al. (2003), existem faixas ótimas de eficiência de redução que podem ser usadas para a maioria das regiões brasileiras em que a temperatura média da água residuária esteja entre 20 e 25 °C, no mês mais frio do ano (Tabela 7). No presente trabalho, a temperatura da água esteve entre 23 e 26 °C, em agosto/02, mês com as temperaturas mais baixas.

As elevadas porcentagens de redução de nutrientes, principalmente, fósforo inorgânico e nitrato, podem estar relacionadas com a existência da segunda lagoa facultativa e, conseqüentemente, a atividade da comunidade fitoplanctônica. A maior eficiência das lagoas facultativas secundárias em reduzir nutrientes e a menor em reduzir matéria orgânica (observada em agosto) também foi verificada por Ouzzani et al. (1995). Os autores estudaram três configurações diferentes de sistemas de tratamento em uma região de clima árido, com o objetivo de compará-las quanto à qualidade sanitária dos efluentes para a sua reutilização na agricultura. Os autores obtiveram eficiência de 37% para a redução de sólidos suspensos totais e 50% para DQO. A redução de sólidos suspensos totais foi maior nos períodos mais quentes, mas não excedeu 45%. No presente trabalho, a maior redução de sólidos também ocorreu no período mais quente (fevereiro/03). Entretanto, a porcentagem obtida foi de 84% (Tabela 7).

As maiores reduções de sólidos suspensos em épocas mais quentes do ano levam a crer que a fotossíntese das algas e o desenvolvimento do zooplâncton foram menores que a sedimentação dos sólidos e decomposição bacteriana (OUZZANI op. cit.). Por outro lado, no inverno, as elevadas porcentagens de redução de fósforo e de nitrogênio estiveram relacionadas com a maior atividade das algas e conseqüentemente, maiores assimilação de nutrientes.

As porcentagens de redução de fósforo inorgânico no sistema foram maiores que 70%, na maioria dos períodos, exceto em fevereiro/03 (42%), época em que as

maiores reduções de nitrogênio orgânico (74%), amoniacal (61%) e total (65%) foram observadas.

A DBO afluente e efluente no sistema esteve acima do estabelecido em projeto (Tabela 1), no período amostrado (Tabelas 5 e 6, respectivamente). No entanto, a eficiência de redução foi baixa apenas em novembro/02 (47%), nos demais períodos se manteve próxima ou no limite superior do esperado (Tabela 7).

Tabela 7: Eficiências de redução (%) das variáveis físico-químicas no sistema, no período de estudo.

	Maio/02	Ago/02	Nov/02	Fev/03	L. Anaer + L. Facult. (von Sperling et al., 2003)
Sólidos Suspensos Inorgânicos	55	38	40	82	
Sólidos Suspensos Orgânicos	61	43	69	84	
Sólidos Suspensos Totais	60	42	65	84	70 – 80
Demanda Química de Oxigênio	72	69	73	83	65 – 80
Demanda Bioquímica de Oxigênio	73	69	47	85	75 – 85
Fósforo Total	28	46	35	*	< 35
Fósforo Inorgânico	74	72	83	42	
Nitrogênio Total Kjeldahl	44	41	41	65	< 60
N - Amoniacal	43	46	34	61	< 50
N - orgânico	48	34	57	74	
Nitrato	63	14	59	57	

*houve aumento desta variável no efluente final.

A DBO afluente e efluente nas três lagoas que compõem o sistema também estiveram acima do estabelecido em projeto, na maioria dos períodos amostrados, exceto em agosto/02, tanto para a DBO afluente (lagoa anaeróbia) quanto para a DBO efluente (lagoa facultativa 1). Mesmo com DBO elevada, a eficiência foi maior que 65%, em agosto/02 (71%) e fevereiro/03 (76%), na lagoa anaeróbia (Tabela 8).

Entretanto, na lagoa facultativa 1, a eficiência esteve abaixo de 54%, em todos os períodos, atingindo eficiência de 41%, em novembro/02, e 4%, em fevereiro/03 (Tabela 8). Além dessa diferença nos valores entre as Tabelas 1 e 8, as profundidades máximas das lagoas facultativas foram menores (1,5m obtido contra 1,7 e 1,8m, no projeto inicial).

A diminuição da profundidade (Tabela 5 e Figuras 44 a 51) e o aumento da vazão (Figura 7) podem ter sido os responsáveis pela baixa eficiência de redução da matéria orgânica, devido ao aumento da carga orgânica e a diminuição do volume útil das lagoas e, conseqüentemente, diminuição do tempo de retenção.

Considerando que o efluente final deste sistema de tratamento é lançado em um corpo de água Classe 2 (córrego Três Pontes), segundo resolução CONAMA 357/05, e que, portanto, se destina ao abastecimento doméstico (após tratamento

convencional); à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho), à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas e à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana; a DBO e as concentrações de fósforo total e nitrogênio amoniacal (tanto para padrões de lançamento quanto de qualidade da água) estiveram acima dos limites estabelecidos. O pH e a concentração de nitrito estiveram dentro do permitido e a concentração de oxigênio dissolvido e nitrato estiveram abaixo do limite mínimo que é 5 e 10 mg.L⁻¹, respectivamente (Tabela 9).

Tabela 8: Concentrações (mg.L⁻¹) e eficiências de redução (%) de DBO na lagoa anaeróbia e nas lagoas facultativas, no período de estudo.

Variável	Período	Lagoa	Lagoa	Lagoa
	Estudado	Anaeróbia	Facultativa 1	Facultativa 2
DBO afluente (mg.L ⁻¹)	Maio/02	1.000 ± 24	373 ± 56	254 ± 7
	Ago/02	498 ± 10	147 ± 3	132 ± 27
	Nov/02	492 ± 108	265 ± 1	280 ± 125
	Fev/03	761 ± 84	179 ± 20	152*
DBO efluente (mg.L ⁻¹)	Maio/02	373 ± 56	254 ± 7	278 ± 22
	Ago/02	147 ± 3	132 ± 27	131 ± 24
	Nov/02	265 ± 1	280 ± 125	216 ± 74
	Fev/03	179 ± 20	152*	81*
Eficiência de redução (%)	Maio/02	61 ± 5	61 ± 5	13**
	Ago/02	71 ± 1	27**	33**
	Nov/02	44 ± 13	41**	65**
	Fev/03	76 ± 5	4*	-

Os valores correspondem às médias ± os desvios-padrão de dois horários de amostragem (t0 e t4). * indica que o valor de um dos horários não foi obtido. ** indica que o valor corresponde a apenas um dos horários, pois no outro houve aumento desta variável. Em fevereiro/03, a porcentagem na lagoa facultativa 2 não foi calculada porque não foi possível calcular a DBO.

Como os efluentes não podem conferir, ao corpo receptor, características em desacordo com o seu enquadramento, a ETE de Novo Horizonte produz um efluente potencialmente poluidor, no que diz respeito à carga de matéria orgânica e à concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo). Estas observações se repetiram nos quatro períodos de estudo. O efeito diluidor das elevadas precipitações de fevereiro/03 resultaram numa menor DBO e menores concentrações de fósforo total e sólidos suspensos totais e, conseqüentemente, maior eficiência do sistema (71%), mas não foi suficiente para melhorar as condições do lançamento.

A elevada concentração de fósforo total observada no efluente, nos quatro períodos de estudo, é condição preocupante visto que este elemento resulta num grande impacto no corpo receptor (eutrofização). Considerando que nos sistemas de lagoas de estabilização a sedimentação é a principal via de eliminação de fósforo, a eficiência de redução deste dependerá da concentração de fósforo que deixa a coluna de água e passa a constituir a camada de lodo em relação à concentração que retorna à coluna via mineralização e resolubilização.

Tabela 9: Características do efluente final da ETE de Novo Horizonte e os limites estabelecidos para o corpo receptor (córrego Três Pontes), segundo CONAMA 357/05.

Variáveis	Limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (Classe 2)	Efluente Final Obtido			
		Maio/02	Ago/02	Nov/02	Fev/03
DBO (mg.L ⁻¹)*	Máximo: 5	266	154	262	117
Oxigênio (mg.L ⁻¹)*	Mínimo: 5	3,7	2,0	2,5	1,0
pH*,**	Faixa: 6 – 9	7,1	7,6	7,7	7,8
Fósforo total (mg.L ⁻¹)*	0,050	18	14	19	11
Nitrato (mg.L ⁻¹)*	10	2,0	4,3	2,2	2,5
Nitrito (mg.L ⁻¹)*	1,0	0,008	0,027	0,006	0,028
Nitrogênio amoniacal (mg.L ⁻¹) (7,5 < pH ≤ 8,0)*	*2,0 **20	33	37	35	24

*padrões de qualidade da água. ** padrão de lançamento de efluentes

Segundo Zugman (1969), as lagoas de estabilização são sistemas de tratamento eficazes no que se refere à redução de DBO, sólidos suspensos e coliformes, mas podem representar risco potencial de poluição de corpos de água receptores por apresentarem altas concentrações de algas e nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo. Este risco sugere a necessidade de pós-tratamento se esta forma de reutilização for desejada.

O entendimento do ciclo de fósforo nestes sistemas é bastante complexo e envolve uma série de fatores ambientais, como pH, condição aeróbia/anaeróbia, atividade biológica e temperatura. Estes fatores foram investigados por Ortuño et al. (2000). Os autores observaram que o aumento de pH acelera a liberação de fósforo do sedimento. Em condição anaeróbia, a liberação de fósforo do sedimento ocorre de

forma mais acentuada entre pH 6,5 e 9, enquanto que em condição aeróbia isto ocorrerá entre pH 8 e 9. O aumento da temperatura, segundo os autores, também favorece a liberação de fósforo, independentemente da atividade biológica.

No presente trabalho, a temperatura da água permaneceu acima de 20°C. Além disso, a anoxia das camadas mais profundas e os altos valores de pH foram observados em todo o período de estudo, o que pode ter contribuído para a baixa eficiência de sedimentação e/ou manutenção do fósforo no sedimento e, portanto, elevadas concentrações no efluente final. Além disso, o aumento da vazão também pode ter contribuído para que a sedimentação do fósforo não acontecesse de maneira satisfatória em função da diminuição no tempo de detenção.

O pH do efluente final (Figura 8) manteve-se entre 7,6 e 8,0, na maioria dos períodos de coleta, exceto em maio/02, quando abaixou de 8,0 (t0) para 6,2 (t4). A concentração de oxigênio dissolvido (Figura 9) também permaneceu constante na maioria dos períodos amostrados, exceto em maio/02, quando houve, ao contrário do pH, aumento de 2,0 mg.L⁻¹ (t0) para 5,3 mg.L⁻¹ (t4).

As maiores diferenças da DBO entre t0 e t4 (Figura 10) foram observadas em maio/02 (223 mg.L⁻¹, t0; e 310 mg.L⁻¹, t4) e novembro/02 (292 mg.L⁻¹, t0; e 232 mg.L⁻¹, t4), estes foram também os períodos em que a DBO foi maior.

Figura 8: Valores de pH no efluente final da ETE de Novo Horizonte, no período estudado.

Para fósforo total (Figura 11), as maiores diferenças entre t0 e t4 foram verificadas em agosto/02 (19 mg.L⁻¹, t0; e 10 mg.L⁻¹, t4) e fevereiro/03 (6 mg.L⁻¹, t0; e 15 mg.L⁻¹, t4). Este último período apresentou as menores concentrações desta variável. Ao contrário do que ocorreu com o ortofosfato (Figura 12), cujas concentrações foram

maiores neste período. A maior diferença entre t0 e t4 para esta variável foi observada em maio/02.

Figura 9: Concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹) no efluente final da ETE de Novo Horizonte, no período estudado.

Figura 10: Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg.L⁻¹) no efluente final da ETE de Novo Horizonte, no período estudado.

Figura 11: Concentrações de fósforo total (mg.L⁻¹) no efluente final da ETE de Novo Horizonte, no período estudado.

A densidade bacteriana apresentou diferença entre t0 e t4 em todos os períodos estudados, sempre sendo maior em t4. Este fato era esperado devido ao funcionamento inadequado que ocorre nestes sistemas no período noturno, como mistura inadequada e sobrecarga. Sazonalmente, as densidades foram diferentes, com padrão de decaimento do primeiro ao último dia de coleta (Figura 13): em maio/02, a densidade chegou a 2,2E+07 células.mL⁻¹; e em fevereiro/03, 4,1E+06 células.mL⁻¹, relacionada com a intensidade de chuvas.

Figura 12: Concentrações de ortofosfato (mg.L⁻¹) no efluente final da ETE de Novo Horizonte, no período estudado.

Figura 13: Densidades bacterianas (células.mL⁻¹) no efluente final da ETE de Novo Horizonte, no período estudado.

Cocos foi a morfologia abundante nos períodos de estudo. Bacilos e cocobacilos foram comuns; diplococos foi ocasional em novembro/02 e comum nos demais períodos. Vibrio foi ocasional em maio/02 e fevereiro/03 e comum em agosto/02 e novembro/02 (Figura 14).

A maior contribuição das Eubactérias foi em agosto/02 (84%) e a menor foi em novembro/02 (47%). As Arquéias não foram observadas em maio/02 e a maior contribuição foi 16%, em agosto/02 (Figura 15).

Figura 14: Morfologias bacterianas (%) no efluente final da ETE de Novo Horizonte, no período estudado.

Figura 15: Porcentagens de bacterioplâncton relacionadas aos domínios Bacteria e Archaea, no efluente final da ETE de Novo Horizonte, no período estudado.

A densidade fitoplanctônica apresentou diferença entre t0 e t4 em todo o período estudado, sempre sendo maior em t4, porém esta diferença foi menor do que a encontrada para a densidade de bactérias (Figura 13). Sazonalmente, as densidades foram diferentes, com padrão de decaimento parecido ao das bactérias, no entanto isto foi verdadeiro a partir de agosto/02. A menor densidade foi verificada em maio/02 ($3,1\text{E}+04$ células.mL⁻¹, t0) e a maior em agosto/02 ($8,1\text{E}+05$ células.mL⁻¹, t4) (Figura 16).

Figura 16: Densidades fitoplanctônicas (células.mL⁻¹) no efluente final da ETE de Novo Horizonte, no período estudado.

CHLOROPHYCEAE foi a classe dominante em todo o período de estudo. A maior contribuição desta classe ocorreu em novembro/02 (88%) e a menor em maio/02

(53%). Este grupo teve como principal representante o gênero *Chlorella* sp. CYANOPHYCEAE foi abundante em maio/02 (35%) e comum nos demais períodos. BACILLARIOPHYCEAE foi verificada em maio/02 (13%) e fevereiro/03 (4%). EUGLENOPHYCEAE foi rara no período de estudado (Figura 17).

Figura 17: Contribuições das classes fitoplanctônicas (%) no efluente final da ETE de Novo Horizonte, no período estudado.

Em agosto/02, quando as precipitações foram verificadas em dias distantes à coleta (Figura 6) e o volume total foi o menor, entre o período estudado (Figura 5), a densidade da comunidade fitoplanctônica foi maior, e menores foram as taxas de redução de DQO, nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio orgânico, nitrato e sólidos suspensos (Tabela 6).

Nas Figuras 18 a 29 estão representadas as cinco estações de coleta no sistema: afluente bruto (E1), saída da lagoa anaeróbia (E2), lagoa facultativa 1 (E3), lagoa facultativa 2 (E4) e efluente final (E5). Estes valores representam as médias dos horários amostrados (t0 e t4, para E1 e E5; t0, t1, t2, t3 e t4, para E2, E3 e E4) e das três profundidades (sub-superfície, meio e fundo), para as lagoas facultativas.

Em fevereiro/03, a temperatura da água permaneceu praticamente constante em todo o sistema. A variação máxima encontrada foi de 0,5°C entre E2 (30,6°C) e E5 (30,1°C). Nos demais períodos houve maior decaimento entre E1 e E3, a partir da qual esta variável permaneceu praticamente constante. As menores temperaturas da água foram verificadas em agosto/02 e estiveram entre 26,9°C (E1) e 23,0°C (E5). Em maio/02 e novembro/02, as temperaturas estiveram próximas e foram ligeiramente maiores que em agosto/02. A maior temperatura foi observada em E1 (29,5°C), nos

dois períodos e as menores em E5 (25,9°C e 24,9°C, em maio/02 e novembro/02, respectivamente) (Figura 18).

Figura 18: Valores de temperatura da água (°C) no período estudado, na ETE de Novo Horizonte.

A condutividade elétrica (Figura 19) apresentou padrão semelhante ao da temperatura, ou seja, houve diminuição ao longo do sistema, nos quatro períodos analisados. Em maio/02 e novembro/02, o decaimento de E1 para E2 não foi tão acentuado quanto em agosto/02 e fevereiro/03. Assim como a temperatura, os maiores valores de condutividade elétrica foram verificados em fevereiro/03, com variação de 1,47 mS.cm⁻¹; E1 a 0,90 mS.cm⁻¹; E5; e os menores em maio (1,09 mS.cm⁻¹; E1 a 0,82 mS.cm⁻¹; E5).

Figura 19: Valores de condutividade elétrica da água (mS.cm⁻¹) no período estudado, na ETE de Novo Horizonte.

Os menores valores de pH foram verificados em E2 e variou de 5,8 (maio/02) a 6,8 (novembro/02). O padrão de aumento do pH em direção ao final da ETE foi observado em todo o período estudado. Comparando os quatro períodos, os menores valores foram obtidos em maio/02 e não atingiram 7,0. Nos demais períodos, os valores de pH estiveram acima de 7,0, com algumas exceções (E2, em todos os períodos, E3 e E4, em agosto) (Figura 20).

Figura 20: Valores de pH no período estudado, na ETE de Novo Horizonte.

A concentração média de oxigênio dissolvido nas lagoas facultativas foi calculada apenas na zona fótica. As maiores concentrações de oxigênio dissolvido foram obtidas em E5 e variaram de 0,9 mg.L⁻¹, em fevereiro/03, a 3,6 mg.L⁻¹, em maio/02 (Figura 21).

A maior redução de DQO foi observada na lagoa anaeróbia, em todo o período estudado. Quanto à variação sazonal, os maiores valores foram encontrados em agosto/02 (1.285 mg.L⁻¹, E1 e 392 mg.L⁻¹, E5) e os menores em fevereiro/03 (880 mg.L⁻¹, E1 e 151 mg.L⁻¹, E5) (Figura 22).

Figura 21: Concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹) no período estudado, na ETE de Novo Horizonte.

Figura 22: Demanda Química de Oxigênio (mg.L⁻¹) no período estudado, na ETE de Novo Horizonte.

As maiores relações DQO/DBO foram verificadas em agosto/02, principalmente nas lagoas facultativas (3,3 – lagoa facultativa 1 e 3,0 – lagoa facultativa 2). Considerando a distribuição longitudinal, as maiores diferenças entre o afluente bruto (E1) e o efluente final (E5) foram verificadas em novembro/02, com o menor valor no efluente final (1,1) se comparado ao valor do afluente bruto (2,2) (Tabela 10).

A relação DQO/DBO esteve mais alta do que comumente é encontrado para esgoto doméstico (próxima a 2), em agosto/02 e novembro/02. Segundo Yagoubi et al. (2000), a alta relação encontrada em seu trabalho (4,5) pode ter sido consequência da diluição da matéria orgânica e dos sólidos em suspensão, pois o sistema por eles

estudado sofreu influência da infiltração na rede, o que também aumenta a disponibilidade de oxigênio. Esta maior concentração de oxigênio facilitaria a degradação da fração orgânica (representada pela DBO) enquanto que a fração não biodegradável (representada em parte pela DQO) permaneceria praticamente constante, resultando na maior relação DQO/DBO no afluente.

Ao contrário do que foi verificado por Yagoubi et al. (op. cit.), a relação DQO/DBO foi maior nas demais unidades do sistema se comparado ao afluente bruto, em agosto/02, permanecendo entre 2,6 (E5) e 3,3 (E3). O fator diluição pode ter sido o responsável pelos resultados de novembro/02, quando a relação foi menor a partir da lagoa anaeróbia. Em maio/02 não houve variação entre as unidades da ETE.

Tabela 10: Relações DQO/DBO, na ETE de Novo Horizonte, no período estudado.

Período de Estudo	Afluente	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa 1	Lagoa Facultativa 2	Efluente
Maio/02	1,2	1,0	1,2	1,1	1,2
Agosto/02	2,6	2,9	3,3	3,0	2,6
Novembro/02	2,2	1,3	1,1	1,3	1,1
Fevereiro/03	1,2	1,5	1,6	2,0	1,3

As maiores concentrações de nitrogênio total Kjeldahl foram verificadas em agosto/02 e as menores em fevereiro/03, na maioria das estações (Figura 23). Em novembro/02 e fevereiro/03 observou-se diminuição desta variável ao longo do sistema. Em agosto/02, houve aumento de E3 para E4 e desta para E5 (52 mg.L⁻¹; E4 e 57 mg.L⁻¹; E5). Em maio/02 também se verificou aumento entre E3 (49 mg.L⁻¹) e E4 (53 mg.L⁻¹), e diminuição desta para E5 (53 mg.L⁻¹).

Figura 23: Concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (mg.L⁻¹) no período estudado, na ETE de Novo Horizonte.

A concentração de fósforo total foi maior em novembro/02, principalmente em E1 (29 mg.L⁻¹). Nas demais estações não houve variação (18 mg.L⁻¹, E2 e E3; 19 mg.L⁻¹, E4 e E5). As menores concentrações foram verificadas em fevereiro/03 sendo 9 mg.L⁻¹, E1 e 16 mg.L⁻¹, E3 (Figura 24).

Figura 24: Concentrações de fósforo total (mg.L⁻¹) no período estudado, na ETE de Novo Horizonte.

Quanto à alcalinidade (Figura 25), o padrão de distribuição longitudinal foi semelhante na maioria dos períodos estudados, com pouca variação, com exceção de fevereiro/03, quando houve diminuição em direção ao efluente final. Também não foi observada variação sazonal. A faixa de concentração foi de 275 mg.L⁻¹ (E5, fevereiro/03) a 483 mg.L⁻¹ (E1, agosto/02).

Segundo Rangeby et al. (1996), o aumento de pH em direção ao efluente final indica que a alcalinidade foi consumida no começo do sistema. Esta relação entre alcalinidade e pH também foi observada no presente trabalho, principalmente em fevereiro/03, quando a alcalinidade foi menor que 300 mg.L^{-1} , na segunda lagoa facultativa e no efluente final, e o pH foi de 7,8; nestas estações (Figuras 20 e 25, respectivamente).

As maiores contribuições das formas de carbono inorgânico foram de HCO_3^- e CO_2 total e as menores foram de CO_2 livre e CO_3^{2-} (Tabela 11). Pouca variação foi observada para HCO_3^- ao longo do sistema, com ligeira diminuição a partir de E2. A exceção foi maio/02, quando houve diminuição de E1 (467 mg.L^{-1}) para E3 (164 mg.L^{-1}) e novo aumento em E4 (404 mg.L^{-1}) e E5 (402 mg.L^{-1}). CO_2 total e C-inorgânico apresentaram padrão semelhante de diminuição em direção ao efluente final e pouca variação sazonal foi observada. Para CO_2 livre e CO_3^{2-} , o padrão de distribuição espacial foi inverso. Enquanto o primeiro foi maior em E1 (57 mg.L^{-1}) e E2 (81 mg.L^{-1}), o segundo foi maior em E4 ($1,9 \text{ mg.L}^{-1}$) e E5 ($2,2 \text{ mg.L}^{-1}$).

Na lagoa anaeróbia, houve aumento da densidade bacteriana, em todos os períodos, seguido de diminuição na facultativa 1. A maior densidade encontrada nesta lagoa foi de $2,2\text{E}+07$ organismos. mL^{-1} , em agosto/02, e a menor, $0,97\text{E}+07$ organismos. mL^{-1} , em novembro/02. Em maio/02 e agosto/02, períodos de maiores densidades, houve aumento na lagoa facultativa 2 ($1,97\text{E}+07$ organismos. mL^{-1} e $0,81\text{E}+07$ organismos. mL^{-1} , respectivamente). Em novembro/02 e fevereiro/03, a diminuição em direção ao efluente foi verificada, com a diferença de que no segundo houve maior variação entre as estações (Figura 26). Sazonalmente, houve diferença na densidade do bacterioplâncton no afluente, com maiores contribuições nos períodos mais frios (maio/02 e agosto/02) e menores nos períodos mais quentes (novembro/02 e fevereiro/03), provavelmente relacionadas ao período de seca e chuva, respectivamente.

Pela Figura 27 nota-se que as maiores porcentagens de células coradas com a sonda EUB 338 foram encontradas no afluente bruto e na lagoa anaeróbia. Nas lagoas facultativas e no efluente final esta porcentagem diminuiu na maioria dos períodos estudados, exceto em agosto, quando se observou aumento da E3 (69%) em direção a E5 (84%). Esta redução era esperada devido à maior contribuição das algas nas lagoas facultativas. No entanto, em agosto/02 houve maior contribuição destes dois microrganismos.

Tabela 11: Formas de carbono inorgânico (mg.L⁻¹), na ETE de Novo Horizonte, no período estudado.

	E1	E2	E3	E4	E5
<i>HCO₃⁻</i>					
Maio/02	467	213	164	404	402
Agosto/02	535	461	402	401	407
Novembro/02	435	471	412	407	396
Fevereiro/03	458	407	327	303	304
<i>CO₂ total</i>					
Maio/02	381	376	312	305	301
Agosto/02	443	414	303	301	304
Novembro/02	356	403	313	307	295
Fevereiro/03	381	350	249	228	229
<i>C inorgânico</i>					
Maio/02	109	86	84	89	83
Agosto/02	121	113	83	82	83
Novembro/02	97	110	85	84	80
Fevereiro/03	104	95	68	62	63
<i>CO₂ livre</i>					
Maio/02	44	50	15	13	10
Agosto/02	57	81	12	11	10
Novembro/02	42	64	15	12	7
Fevereiro/03	50	31	12	8	10
<i>CO₃⁻²</i>					
Maio/02	0,3	1,0	1,1	1,0	1,2
Agosto/02	0,5	0,2	1,4	1,3	1,5
Novembro/02	0,4	0,3	1,0	1,2	2,2
Fevereiro/03	0,4	0,3	1,2	1,9	0,8
<i>pH</i>					
Maio/02	5,9	5,8	6,6	6,9	7,1
Agosto/02	7,2	6,7	7,1	7,2	7,6
Novembro/02	7,2	6,8	7,4	7,4	7,7
Fevereiro/03	7,3	6,7	7,6	7,8	7,8

CO₂ total: dióxido de carbono total; *HCO₃⁻*: bicarbonato; C inorgânico: carbono inorgânico; CO₂: dióxido de carbono livre; *CO₃⁻²*: carbonato.

Figura 25: Valores de alcalinidade (mg.L^{-1}) no período estudado, na ETE de Novo Horizonte.

Figura 26: Densidade bacteriana (células.mL^{-1}) na ETE de Novo Horizonte, no período estudado.

Figura 27: Porcentagens de células coradas com a sonda EUB 338, na ETE de Novo Horizonte, no período estudado.

Isto também foi observado para a sonda ARC 915 (Figura 28). No entanto, as porcentagens foram mais baixas não atingindo 50% nas lagoas facultativas e no efluente final. As maiores porcentagens de células coradas com esta sonda foram verificadas em E1 (fevereiro/03: 84%) e E2 (novembro/02: 82%).

Figura 28: Porcentagens de células coradas com a sonda ARC 915, na ETE de Novo Horizonte, no período estudado.

Hunter e Heukelekian (1965) analisando as frações de sólidos do esgoto doméstico afirmaram, como na maioria dos trabalhos, que a matéria orgânica representa 80% da fração particulada e que esta relação não apresenta variação sazonal. No presente trabalho, isto também foi constatado. A menor contribuição da

fração orgânica foi 80%, em maio/02, no efluente final (E5). Além disso, também não houve variação sazonal da dominância da fração orgânica deste esgoto (Tabela 12).

Tabela 12: Porcentagens de contribuição das frações de sólidos suspensos (%) na ETE de Novo Horizonte, no período estudado.

		Maio/02	Agosto/02	Novembro/02	Fevereiro/03
E1	Fração Orgânica	83	86	89	87
	Fração Inorgânica	17	14	11	13
E2	Fração Orgânica	90	91	84	88
	Fração Inorgânica	10	9	16	12
E3	Fração Orgânica	84	88	85	95
	Fração Inorgânica	16	12	15	5
E4	Fração Orgânica	82	84	81	92
	Fração Inorgânica	18	16	19	8
E5	Fração Orgânica	80	85	81	85
	Fração Inorgânica	20	15	19	15

A concentração de sólidos suspensos totais (Figura 29) reduziu na lagoa anaeróbia, como era esperado, pois de acordo com Pescod (1996), as lagoas anaeróbias funcionam como tanques de sedimentação. A redução na lagoa anaeróbia (E2) esteve entre 81% (maio/02) e 86% (fevereiro/03). No entanto, nas lagoas facultativas houve novo aumento, o qual foi mantido até o efluente final (E5), principalmente em agosto/02, quando a concentração inicial (afluente bruto) era de 365 mg.L^{-1} reduziu para 62 mg.L^{-1} , na lagoa anaeróbia e voltou a aumentar na lagoa facultativa 1 (272 mg.L^{-1}). Agosto/02 foi, conseqüentemente, o período de menor redução de sólidos suspensos na ETE (42%), comparado com fevereiro/03 (84%), novembro/02 (65%) e maio/02 (60%).

De acordo com Middlebrooks (1995), a principal desvantagem dos sistemas de lagoas de estabilização é a alta concentração de sólidos suspensos geralmente superior à 100 mg.L^{-1} , na maior parte do ano. Esta observação se aplica ao presente trabalho visto que a concentração desta variável, no efluente final (E5), foi menor que 100 mg.L^{-1} apenas em fevereiro/03 (47 mg.L^{-1}).

Figura 29: Concentrações de sólidos suspensos totais (mg.L^{-1}) no período estudado, na ETE de Novo Horizonte.

4.3 VARIABILIDADE NICTEMERAL E SAZONAL DO EFLUENTE DA LAGOA ANAERÓBIA

Em maio/02 houve variação da DQO (Figura 30) entre os horários amostrados, com máximo em t4 (471 mg.L^{-1}) e mínimo em t0 (262 mg.L^{-1}). Em agosto/02, esta variável manteve-se praticamente constante entre os horários de coleta, exceto em t1, quando atingiu valor máximo (655 mg.L^{-1}); nos demais horários, esteve entre 359 mg.L^{-1} (t0) e 376 mg.L^{-1} (t2). Novembro/02 foi o período no qual a DQO praticamente não variou no efluente da lagoa anaeróbia e os menores valores foram verificados em fevereiro/03 (257 mg.L^{-1} , t0 e 305 mg.L^{-1} , t4).

A maior DBO foi obtida em maio/02 (372 mg.L^{-1}) e a menor em agosto/02 (147 mg.L^{-1}). De acordo com a Figura 31, as porcentagens de redução de DBO foram 63, 71, 46 e 77%, respectivamente em maio/02, agosto/02, novembro/02 e fevereiro/03. Esta variação na lagoa anaeróbia está de acordo com o sugerido por Mara (1976 apud¹ PESCOD, 1996). Segundo o autor, esta redução deve estar entre 50 e 70%, para sistemas com tempo de detenção entre 1 e 5 dias, exceto em novembro/02. Saqqar e Pescod (1995) também obtiveram reduções nesta faixa para sistema com tempo de detenção de aproximadamente 5 dias e que apresentam pequena variação no pH (6,8 e 7,2) e grande variação na temperatura (12 a 28°C).

¹ Mara, D.D. (1976). *Sewage treatment in hot climates*. John Wiley. Chichester.

Figura 30: Demanda Química de Oxigênio (mg.L⁻¹) na lagoa anaeróbia, no período estudado.

Segundo Saqqar e Pescod (op. cit.), a temperatura tem pouca influência na eficiência de redução de DBO visto que a variação de 10°C resultou no incremento de apenas 5,4% na redução. Para Silva (1982 apud² PESCOD, op. cit.), a faixa de redução esteve entre 68 e 83%, com tempo de detenção entre 2 e 6,8 dias e estreita faixa de temperatura (23,6 e 26,3°C).

Figura 31: Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg.L⁻¹) no afluente bruto (E1) e na lagoa anaeróbia (E2), no período estudado.

² Silva, S.A. (1982). On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in Northeast Brazil. *Ph.D. Thesis, Engineering and Applied Science, University of Dundee, UK.*

No presente estudo, a diferença de temperatura (Figura 32) foi menor que a encontrada por Saqqar e Pescod (1995), variando entre 25,1°C (agosto/02, t4) e 31,0°C (fevereiro/03, t2) (diferença de 5,9°C), mas a diferença na redução de DBO foi maior, variando de 46% (novembro/02) a 77% (fevereiro/03) (diferença de 31%). A temperatura manteve-se praticamente constante entre os horários amostrados, exceto em maio/02, quando se observou diferença de 0,7°C, entre t2 e t3, e em novembro/02, com diferença de 0,7°C (entre t1 e t2), 0,8°C (entre t2 e t3) e 1,9°C (entre t3 e t4). As mais altas temperaturas foram encontradas em fevereiro/03 e as baixas em agosto/02.

Figura 32: Variação nictemeral dos valores da temperatura da água (°C), na lagoa anaeróbia, no período estudado.

A relação obtida entre temperatura da água e porcentagem de redução de DBO não esteve de acordo com o encontrado na literatura. No presente estudo, os meses de maior redução de DBO foram agosto/02 e fevereiro/03, respectivos meses de menor e maior temperatura da água. Ou seja, a diminuição da temperatura não resultou na perda da eficiência de redução de DBO. Esta relação também foi verificada por Teixeira Pinto et al. (1996), e esteve relacionada, possivelmente, à maior produção de gases pelo aumento da temperatura, causando desprendimento de sólidos do sedimento e aumento da DBO efluente e na concentração de sólidos suspensos.

Os menores valores de pH no efluente da lagoa anaeróbia (Figura 33) foram encontrados em maio/02 (6,7 – t0 e 5,1 – t4) e os maiores em fevereiro/03 (6,9 – t0 e 7,0 – t4). A variabilidade horária dos valores de pH foi observada principalmente em maio/02. Contudo, em fevereiro/03 também houve variação entre t1 (6,9), t2 (6,3), t3 (6,5) e t4 (7,0).

Figura 33: Variação nictemeral dos valores de pH na lagoa anaeróbia, no período estudado.

A alcalinidade (Figura 34) foi maior em novembro/02, com concentrações entre 413 mg.L^{-1} (t3) a 439 mg.L^{-1} (t2). As menores concentrações foram obtidas em fevereiro/03 e variaram de 365 mg.L^{-1} (t0 e t4) a 374 mg.L^{-1} (t1). Quanto às formas de carbono (Tabela 13), dióxido de carbono total e bicarbonato foram dominantes. As menores concentrações de dióxido de carbono total foram obtidas em fevereiro/03, com variação de 341 mg.L^{-1} (t2) e 357 mg.L^{-1} (t1). As maiores concentrações desta variável foram obtidas em agosto/02: 406 mg.L^{-1} (t4) e 425 mg.L^{-1} (t0). Para bicarbonato a maior diferença foi encontrada entre maio/02 e os demais períodos. Em maio/02 foram verificadas as menores concentrações: 160 mg.L^{-1} (t1) e 240 mg.L^{-1} (t0). Nos demais períodos houve pouca variação sendo que em novembro/02 a concentração desta variável foi ligeiramente maior: 458 mg.L^{-1} (t3) e 487 mg.L^{-1} (t2).

A concentração de carbono inorgânico foi praticamente constante nos horários e períodos amostrados, com mínimo de 106 mg.L^{-1} (t3, novembro/02) e máximo de 116 mg.L^{-1} (t0, maio/02). Para dióxido de carbono livre, agosto/02 foi o período das maiores concentrações: 74 mg.L^{-1} (t4) e 88 mg.L^{-1} (t0). Em novembro/02 e fevereiro/02, as concentrações foram semelhantes e em maio/02, as menores concentrações foram obtidas e também foi o período de maior variação entre os horários de coleta: 12 mg.L^{-1} (t1) e 62 mg.L^{-1} (t0). Carbonato apresentou as maiores concentrações em maio/02: 0,7 mg.L^{-1} (t3) e 1,2 mg.L^{-1} (t4).

Figura 34: Variação nictemeral dos valores de alcalinidade (mg.L^{-1}) na lagoa anaeróbia, no período estudado.

De acordo com Toprak (1995), a capacidade de neutralizar ácidos de sistemas anaeróbios é mantida quando a alcalinidade está próxima de 500 mg.L^{-1} , com predominância de bicarbonato que é produzido durante a degradação anaeróbia da matéria orgânica. Nesta pesquisa, a alcalinidade esteve ligeiramente abaixo deste valor. No entanto, pode ser verificado que em maio/02, quando as concentrações de bicarbonato (Tabela 13) estiveram abaixo de 250 mg.L^{-1} , o pH manteve-se entre 6,7 (t0) e 5,1 (t4) (Figura 33).

Segundo Chernicharo (1997), o monitoramento da alcalinidade em sistemas anaeróbios é mais importante que a avaliação do pH, pois este é expresso em escala logarítmica. Segundo o autor, o nível elevado de tamponamento destes sistemas é importante para manter o pH constante e na faixa adequada, próximo a 7,0.

Assim como a temperatura da água (Figura 33), os maiores valores de condutividade elétrica (Figura 35) foram verificados em fevereiro/03: $1,151 \text{ mS.cm}^{-1}$ (t4) a $1,183 \text{ mS.cm}^{-1}$ (t3); e os menores valores em agosto/02: $0,837 \text{ mS.cm}^{-1}$ (t3) a $0,859 \text{ mS.cm}^{-1}$ (t1). Entre os horários amostrados houve pouca variação na condutividade elétrica. As maiores diferenças foram verificadas entre t0 e t1, em maio/02 ($0,942$ e $0,963 \text{ mS.cm}^{-1}$, respectivamente), agosto/02 ($0,841$ e $0,859 \text{ mS.cm}^{-1}$, respectivamente) e em fevereiro/03 ($1,152$ e $1,173 \text{ mS.cm}^{-1}$, respectivamente). Também se verificou diferença entre t2 e t3, em novembro/02 ($0,965$ e $0,942 \text{ mS.cm}^{-1}$, respectivamente) e em fevereiro/03 ($1,183$ e $1,162 \text{ mS.cm}^{-1}$, respectivamente).

Tabela 13: Formas de carbono inorgânico (mg.L⁻¹) na lagoa anaeróbia, no período estudado.

		CO ₂ total	HCO ₃ ⁻	C inorgânico	CO ₂ livre	CO ₃ ²⁻
Maio/02	t0	419	240	92	62	1,1
	t1	309	160	85	12	1,0
	t2	400	231	85	61	1,0
	t3	373	216	85	58	0,7
	t4	379	218	82	57	1,2
Agosto/02	t0	425	466	116	88	0,2
	t1	417	464	114	82	0,2
	t2	415	458	113	85	0,2
	t3	407	456	111	78	0,2
	t4	406	460	111	74	0,2
Novembro/02	t0	405	470	111	66	0,3
	t1	402	472	110	62	0,3
	t2	417	487	114	66	0,3
	t3	388	458	106	58	0,3
	t4	404	467	110	67	0,3
Fevereiro/03	t0	356	404	97	64	0,2
	t1	357	415	97	58	0,3
	t2	341	405	93	49	0,3
	t3	344	406	94	51	0,3
	t4	352	404	96	60	0,2

CO₂ total: dióxido de carbono total; HCO₃⁻: bicarbonato; C inorgânico: carbono inorgânico; CO₂: dióxido de carbono livre; CO₃²⁻: carbonato.

Figura 35: Variação nictemeral dos valores de condutividade elétrica (mS.cm⁻¹) na lagoa anaeróbia, no período estudado.

As concentrações de oxigênio dissolvido variaram bastante em todos os períodos, porém estiveram abaixo de 2,5 mg.L⁻¹ (Figura 36). As menores concentrações foram medidas em fevereiro/03: 0,7 mg.L⁻¹ (t3) e 0,9 mg.L⁻¹ (t2). Nos demais períodos, foi

variável entre os horários de coleta: $0,8 \text{ mg.L}^{-1}$ (novembro/02, t1 e t4) e $2,3 \text{ mg.L}^{-1}$ (maio/02, t2).

Figura 36: Variação nictemeral das concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) na lagoa anaeróbia, no período estudado.

As formas nitrogenadas não apresentaram variação sazonal. De acordo com a Tabela 14, a concentração média de NTK variou de 43 mg.L^{-1} (fevereiro/03) a 60 mg.L^{-1} (maio/02). O nitrogênio amoniacal esteve entre 36 mg.L^{-1} (fevereiro/03) e 50 mg.L^{-1} (novembro/02). Nitrito foi a forma que apresentou menor concentração, não ultrapassando $0,022 \text{ mg.L}^{-1}$ (novembro/02). Nitrato foi a forma que menos variou sazonalmente. Na Tabela 14 também estão indicados os desvios-padrão obtidos a partir das concentrações nos diferentes horários de amostragem. Comparando os quatro períodos de amostragem, conclui-se que em agosto/02 houve maior variabilidade horária, como pode ser visto na Figura 37, para as formas nitrogenadas totais e na Figura 38, para as formas nitrogenadas dissolvidas.

Tabela 14: Concentrações médias das formas nitrogenadas (mg.L^{-1}) na lagoa anaeróbia, no período estudado.

	Nitrogênio Total kjeldahl	N - Amoniacal	N - orgânico	Nitrito	Nitrato
Maio/02	$60 \pm 3,5$	$49 \pm 0,8$	$11 \pm 2,9$	$0,005 \pm 0,01$	$2,8 \pm 0,3$
Agosto/02	$59 \pm 11,1$	$45 \pm 6,3$	$14 \pm 13,8$	$0,004 \pm 0,00$	$3,0 \pm 0,4$
Novembro/02	$55 \pm 3,8$	$50 \pm 4,2$	$4 \pm 1,2$	$0,022 \pm 0,04$	$2,9 \pm 0,2$
Fevereiro/03	$43 \pm 5,0$	$36 \pm 4,1$	$7 \pm 1,9$	$0,012 \pm 0,01$	$3,0 \pm 0,6$

As médias e os desvios-padrão foram calculados com as concentrações dos horários amostrados (n: 5).

Figura 37: Variação nictemeral das concentrações das formas nitrogenadas totais (mg.L⁻¹), na lagoa anaeróbia, em agosto/02.

De acordo com os desvios-padrão obtidos a partir das concentrações de fósforo total e ortofosfato nos diferentes horários de amostragem, conclui-se que praticamente não houve variação nictemeral nos períodos de coleta (Tabela 15). Em novembro/02, as concentrações médias de fósforo total (16,9 mg.L⁻¹) e de ortofosfato (4,7 mg.L⁻¹) foram maiores que nos demais períodos. As menores concentrações destas variáveis foram encontradas em agosto/02: 15,8 mg.L⁻¹, para fósforo total; e 3,0 mg.L⁻¹, para ortofosfato.

Figura 38: Variação nictemeral concentrações das formas nitrogenadas dissolvidas (mg.L⁻¹), na lagoa anaeróbia, em agosto/02.

Tabela 15: Concentração média das formas fosfatadas (mg.L^{-1}) na lagoa anaeróbia, no período estudado.

	Fósforo Total	Ortofosfato
Maio/02	$15,8 \pm 4,1$	$3,6 \pm 0,3$
Agosto/02	$14,0 \pm 4,5$	$3,0 \pm 0,9$
Novembro/02	$16,9 \pm 1,8$	$4,7 \pm 1,1$
Fevereiro/03	$15,7 \pm 4,2$	$4,6 \pm 0,9$

As médias e os desvios-padrão foram calculados com as concentrações dos horários amostrados (n: 5).

Como era esperado, a maior contribuição para os sólidos suspensos totais foi a fração orgânica. A variação horária foi verificada, principalmente, em agosto/02, para a fração orgânica e em agosto/02 e fevereiro/03, para a inorgânica (Figura 39). Exceto pela concentração da fração orgânica em t3, agosto/02, foi pequena a variação sazonal dos sólidos suspensos. A faixa de sólidos suspensos orgânicos foi de 33 mg.L^{-1} (fevereiro/03; t3) a 97 mg.L^{-1} (agosto/02; t3). E a faixa de sólidos suspensos inorgânicos foi de 2 mg.L^{-1} (novembro/02; t4) a 16 mg.L^{-1} (fevereiro/03; t3).

Figura 39: Concentrações de sólidos suspensos orgânicos (SSO) e inorgânicos (SSI) (mg.L^{-1}), na lagoa anaeróbia, no período estudado.

As concentrações de proteínas, carboidratos e lipídeos (Figura 40) foram menores em novembro/02, em relação aos demais períodos de coleta, quando foram semelhantes. As concentrações de proteínas variaram de 24 mg.L^{-1} (novembro/02; t3 e t4) a 69 mg.L^{-1} (agosto/02; t3) estando a variabilidade nictemeral restrita à agosto/02.

A variabilidade nictemeral de carboidratos e lipídeos foi verificada em maio/02 e agosto/02; a variação foi de 7 mg.L⁻¹ (agosto/02; t4 e novembro/02; t0, t3 e t4) a 16 mg.L⁻¹ (agosto/02; t2). Para lipídeos, a faixa de variação foi de 3 mg.L⁻¹ (maio/02, t4; agosto/02, t3 e novembro/02; t3) a 15 mg.L⁻¹ (novembro/02; t2).

A densidade bacteriana na lagoa foi maior em agosto/02 e menor em novembro/02. Em maio/02, a variação foi de 2,8x10⁷ (t4) a 1,1x10⁷ células.mL⁻¹ (t3). Em agosto/02, de 2,9x10⁷ (t4) a 1,6x10⁷ células.mL⁻¹ (t0). Em novembro/02, de 1,8x10⁷ (t0) a 0,5x10⁷ células.mL⁻¹ (t1); em fevereiro/03, de 2,7x10⁷ (t4) a 0,9x10⁷ células.mL⁻¹ (t3) (Figura 41).

Não houve morfologia bacteriana dominante. Apenas formas comuns foram obtidas na maioria dos períodos amostrados, com abundância relativa entre 10 e 29%, com exceção da morfologia cocos, que foi abundante em maio/02 e agosto/02 (Figura 42).

Figura 40: Concentrações de proteínas, carboidratos e lipídeos (mg.L⁻¹), na lagoa anaeróbia, no período estudado.

Figura 41: Densidades bacterianas (x 10⁷ células.mL⁻¹), na lagoa anaeróbia, no período estudado.

Figura 42: Abundância relativa (%) das morfologias bacterianas na lagoa anaeróbia, no período estudado.

A maior porcentagem de Eubactérias foi verificada em novembro/02 (84%), quando também foi obtida a maior porcentagem de Arquéias (84%). As menores porcentagens destes domínios foram obtidas em maio/02 (72%), para Eubactérias; e em agosto/02 (44%), para Arquéias (Figura 43).

Figura 43: Porcentagens de bacterioplâncton relacionadas aos domínios Bacteria e Archaea, na lagoa anaeróbia, no período estudado.

4.4 PADRÕES DE ESTRATIFICAÇÃO E MISTURA NAS LAGOAS FACULTATIVAS

Sistemas de lagoas de estabilização, ambientes aquáticos que recebem grande quantidade de matéria orgânica e nutrientes, podem ter a temperatura e a disponibilidade de luz como principais fatores determinantes do metabolismo da comunidade fitoplânctônica. Segundo Gu e Stefan (1995), a relação entre a cinética de crescimento do plâncton e os padrões de estratificação e mistura ainda são pouco conhecidos e precisam ser investigados devido à dinâmica única destes sistemas, no que se refere à carga de nutrientes, demanda de oxigênio, profundidade, tamanho, tempo de retenção hidráulico e controle de vazão, principalmente.

O padrão de circulação freqüentemente observado nestes sistemas é aquele em que períodos de mistura e estratificação se alteram ao longo do dia ou entre os dias. Esta estratificação intermitente tem, segundo Gu e Stefan (op. cit.), forte efeito sobre a interação sedimento/coluna de água no que se refere ao transporte vertical de oxigênio dissolvido, nutrientes e organismos.

O padrão de circulação em ambientes rasos como estes está relacionado diretamente com as condições climáticas (radiação solar, vento e precipitação) sendo o aquecimento das camadas superficiais, devido à radiação solar incidente, e a desestratificação, devido ao resfriamento destas camadas e à circulação pelo vento (KONIG, 1984; GU e STEFAN, 1995; KELLNER e PIRES, 2002).

Nas Figuras 44 e 45 estão os perfis térmicos das lagoas facultativas 1 e 2, respectivamente. Em maio/02, estratificação térmica foi observada em t1, com variação de 2,9°C, entre 0 e 0,6m, na lagoa facultativa 1 e com variação de 4°C, entre 0 e 0,3m, na facultativa 2. Em t2, houve variação de 1,3°C entre 1,0 e 1,1m, na lagoa facultativa 1, e de 2,0°C entre 0,2 e 1,5m, na facultativa 2.

Figura 44: Perfis dos valores de temperatura da água (°C), na lagoa facultativa 1, no período estudado.

Figura 45: Perfis dos valores de temperatura da água (°C), na lagoa facultativa 2, no período estudado.

Em agosto/02, gradiente térmico de $1,1^{\circ}\text{C}$ foi observado entre 0,2 e 0,5m, na lagoa facultativa 1 e entre 0,0 e 0,5m ($1,2^{\circ}\text{C}$), na facultativa 2, ambos em t1. Estratificação térmica observada nestes dois períodos (maio/02 e agosto/02) pode ser considerada não duradoura visto que ocorreu apenas em t1, em agosto/02, e em t1 e t2, em maio/02.

Em novembro/02, as lagoas facultativas estiveram homogêneas durante o período de 24 horas estudado, com temperaturas variando entre 25,4°C (t2) e 23,9°C (t4), na lagoa facultativa 1 e entre 25,2°C (t1 e t2) e 23,6°C (t4), na facultativa 2. Em fevereiro/03, foi verificada estratificação térmica duradoura nas duas lagoas facultativas. Os gradientes de temperatura foram observados na lagoa facultativa 2, na maioria dos horários, exceto em t4, e na facultativa 1, em todos os horários amostrados. Em t1, foram observados os maiores gradientes nas duas lagoas: 6,6°C, na lagoa facultativa 1 (entre 0,0 e 0,9m) e 5,5°C, na facultativa 2 (entre 0,0 e 0,2m).

A coluna de água das lagoas de estabilização é considerada estratificada quando há gradiente de 0,6°C por metro, em regiões tropicais (KELLNER e PIRES, 2002). Partindo deste critério, o único período em que houve estratificação duradoura foi fevereiro/03, quando gradientes maiores que 0,6°C/m foram verificados nas duas lagoas facultativas. Por outro lado, em novembro/02, a estratificação foi observada apenas no horário de maior intensidade luminosa (entre 15 h e 16 h 30 min), também nas duas lagoas. Estratificação intermitente foi encontrada em maio/02 e agosto/02, com a coluna de água permanecendo estratificada durante o dia e misturada a noite. A lagoa facultativa 1, em maio/02, foi exceção, pois permaneceu estratificada também durante a noite.

Gu e Stefan (1995) definiram três tipos de estratificação em lagoas de estabilização: tipo I, completamente misturado durante dias e noites consecutivos; tipo II, estratificado durante o dia e misturado durante a noite; tipo III, continuamente estratificado durante dias consecutivos.

Apesar do presente estudo não ter abordado amostragem em dias consecutivos, os padrões observados por Gu e Stefan (op. cit.) também foram encontrados na ETE de Novo Horizonte, nos diferentes períodos amostrados. O tipo I foi observado em novembro/02, exceto no horário de maior intensidade luminosa (t1), quando se observou descontinuidade térmica no fundo das lagoas. O tipo II foi observado em maio/02 e agosto/02. A estratificação mais duradoura foi verificada em fevereiro/03, porém não se sabe se permaneceu por dias consecutivos (tipo III).

Estes padrões foram verificados nas duas lagoas facultativas e, conforme os autores concluíram a variação no perfil térmico, nestes sistemas, é muito rápida e a condição de mistura completa não pode ser assumida. Esta afirmação tem implicações diretas na definição da amostragem e na interpretação dos resultados de eficiência atingida nos diferentes horários de coleta e também nas diferentes épocas do ano.

Os perfis de oxigênio dissolvido estão nas Figuras 46 e 47. A variação na distribuição vertical de oxigênio dissolvido foi verificada em t1 e t4, em maio/02 e agosto/02, nas duas lagoas. Em novembro/02, as concentrações permaneceram

praticamente as mesmas nos horários amostrados, nas duas lagoas, e o máximo obtido na facultativa 1 foi $0,8 \text{ mg.L}^{-1}$, a 0 m, em t4. Na facultativa 2, foi $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$, a 0 m, em t4.

Em fevereiro/03, a heterogeneidade vertical foi observada em t0 e t1, na facultativa 1; e em t0, t1 e t2, na facultativa 2. Em maio/02, o máximo de oxigênio dissolvido encontrado foi em t1, na facultativa 1 ($3,11 \text{ mg.L}^{-1}$) e na 2 ($19,2 \text{ mg.L}^{-1}$). A disponibilidade desta variável na coluna de água esteve restrita a poucos metros, não ultrapassando 0,6 m, na facultativa 1 (t4) e 0,8 m, na 2 (t1).

As concentrações desta variável em agosto/02 foram maiores na facultativa 1 se comparada a facultativa 2, principalmente em t1 ($10,8$ e $5,53 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente) e em t4 ($9,44$ e $3,15 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente). Neste período, houve horário em que a disponibilidade de oxigênio dissolvido não ultrapassou $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (t3), nas duas lagoas. Em t1 chegou a $1,3 \text{ mg.L}^{-1}$, na lagoa facultativa 1 e $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$, na facultativa 2.

O período em que se verificaram as menores concentrações de oxigênio dissolvido, em todos os horários amostrados e nas duas lagoas, foi novembro/02. Neste período, o máximo ocorreu em t4, na facultativa 1 ($0,8 \text{ mg.L}^{-1}$, 0 m) e na 2 ($0,4 \text{ mg.L}^{-1}$, 0 m). Entretanto, mesmo com concentrações menores, não houve anoxia na coluna, nas duas lagoas.

Em fevereiro/03, a maior concentração de oxigênio dissolvido, na facultativa 1 foi verificada em t0 ($9,8 \text{ mg.L}^{-1}$; 0,1 m) e em t2, na facultativa 2 ($10,2 \text{ mg.L}^{-1}$; 0,1 m). A disponibilidade de oxigênio dissolvido na coluna atingiu 0,1 m (t3) e 0,8 m (t0), na facultativa 1. Na facultativa 2, esta disponibilidade variou entre os diferentes horários, desde anoxia na coluna (t3) até ausência de anoxia (t1).

Considerando a faixa crítica de oxigênio dissolvido para a maioria das reações químicas e para o metabolismo microbiano entre 0 e 1 mg.L^{-1} (WETZEL e LIKENS, 1991), pode-se afirmar que a condição de anaerobiose foi predominante na coluna de água, na maioria dos horários e períodos amostrados.

O perfil clinogrado de distribuição de oxigênio dissolvido foi observado nas duas lagoas em agosto/02 (t1 e t4, facultativa 1; t1, facultativa 2) e fevereiro/03 (t1 e t3, facultativa 1; t0, t1 e t2, facultativa 2). Em maio/02 este tipo de perfil também foi encontrado na lagoa facultativa 2, na maioria dos horários amostrados, exceto em t3.

Figura 46: Perfis das concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), na lagoa facultativa 1, no período estudado.

O perfil clinogrado é caracterizado pelo forte déficit de oxigênio nas camadas inferiores e que, via de regra, independe do padrão de estratificação térmica e da biomassa das algas (WETZEL, 1993; ESTEVES, 1998), a exemplo do ocorrido em agosto/02, quando não houve estratificação térmica tão acentuada (Figuras 44 e 45). No entanto, em fevereiro/03 houve estratificação térmica e perfil clinogrado de

oxigênio dissolvido coincidentes. Segundo Esteves (1998), em ambientes rasos e com mistura freqüente, a desoxigenação da água é fortemente influenciada pela concentração de matéria orgânica e pelas altas temperaturas se comparadas à influência da estratificação térmica.

Figura 47: Perfis das concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), na lagoa facultativa 2, no período estudado.

Em ambientes com concentrações de oxigênio dissolvido inferiores a 4 mg.L^{-1} , os processos anaeróbios passam a ter maior importância e o consumo predomina sobre sua produção (ESTEVES, 1998). No período estudado, os processos anaeróbios foram dominantes em toda a coluna de água em maio/02 e novembro/02, nas duas lagoas facultativas. Em maio/02, a concentração de oxigênio maior que 1 mg.L^{-1} foi verificada até 0,2 m (t1 e t4), na lagoa facultativa 1 e até 0,3 m (t1 e t4) e 0,1 m (t2), na facultativa 2. Em novembro/02, a concentração de oxigênio dissolvido esteve abaixo desta faixa em todos os horários amostrados e nas duas lagoas.

De acordo com Wetzel e Likens (1991), a determinação da porcentagem de saturação de oxigênio na água é importante visto que a solubilidade depende da temperatura e da pressão atmosférica, principalmente. Portanto, a saturação de oxigênio é entendida como a concentração máxima deste gás que pode estar dissolvida na água em determinada pressão e temperatura (ESTEVES, op. cit.). Quando os ganhos com a atividade fotossintética ultrapassam as perdas para a atmosfera e/ou com o consumo pelos processos oxidativos, há supersaturação. Por outro lado, a subsaturação ocorre quando o consumo é maior que os mecanismos de equilíbrio da reposição e da circulação (WETZEL, 1993).

Neste estudo, a porcentagem de saturação do oxigênio esteve abaixo de 10% na maioria dos horários e períodos amostrados, nas duas lagoas facultativas (Tabelas 16 e 17). Entre 10 e 20% foram verificadas poucas situações em maio/02: t1 a 0,2 m (11,1%), na facultativa 1; t1 a 0,1 e 0,2 m (15,0 e 14,6%, respectivamente) e t2 a 0 m (16,5%). Em agosto/02, esta faixa foi observada apenas em t4, a 0,2 m (18%), na facultativa 1. E em fevereiro/03, em t4 (10,4% a 0,4 m), na facultativa 1 e em t1, a 0,6 m (16,9%) e 0,7 m (11,7%).

Porcentagens de saturação acima de 100% foram encontradas nos primeiros centímetros da coluna de água, o que era esperado para ambientes rasos e com elevados aportes de nutrientes e de matéria orgânica (ESTEVES, op. cit.). Esta situação ocorreu nos horários de maior intensidade luminosa na lagoa facultativa 1, em agosto/02 (t1 e t4) e em fevereiro/03 (t0 e t1). Na facultativa 2, a supersaturação de oxigênio foi observada em maio/02, t0 (0 e 0,1 m); e em fevereiro/03, t0 e t1 (0 e 0,1 m), t2 (0 e 0,2 m). No entanto, a maior parte da coluna de água das duas lagoas permaneceu em condição de subsaturação, em todo o período estudado.

Tabela 16: Porcentagens de saturação de oxigênio (%) na lagoa facultativa 1, no período estudado.

Maio/02	Prof. (m)	Horários de Coleta					Ago/02	Horários de Coleta				
		t0	t1	t2	t3	t4		t0	t1	t2	t3	t4
	0	3,7	40,6	4,2	2,1	30,0		4,6	136,8	6,5	1,0	113,4
	0,1	2,2	30,1	1,7	1,2	26,0		2,0	123,7	1,1	0,6	7,4
	0,2	1,5	11,1	0,9	1,0	2,3		1,3	130,5	0,8	0,5	18,0
	0,3	1,1	7,3	0,7	0,7	1,2		1,3	113,4	0,6	0,3	0,2
	0,4	0,8	1,2	0,6	0,6	1,5		0,7	51,2	0,6	0,3	0,5
	0,5	0,6	0,3	0,5	0,5	1,9		0,6	8,0	0,6	0,3	0,1
	0,6	0,5	0,3	0,5	0,4	0,6		0,6	1,8	0,6	0,2	0,2
	0,7	0,4	0,3	0,5	0,3	0,5		0,5	1,0	0,5	0,2	0,2
	0,8	0,4	0,2	0,5	0,3	0,5		0,5	0,8	0,5	0,2	0,2
	0,9	0,4	0,2	0,5	0,2	0,5		0,5	0,8	0,5	0,2	0,3
	1	0,3	0,2	0,5	0,2	0,5		0,4	0,8	0,5	0,2	0,2
	1,1	0,4	0,2	0,5	0,1	0,5		0,4	0,7	0,6	0,1	0,2
	1,2	0,3	0,2	0,5	0,1	0,5		0,4	0,7	0,6	0,1	0,2
	1,3	0,3	0,2	0,5	0,1	0,5		0,4	0,6	0,6	0,1	0,2
	1,4	0,2	0,2	0,5	0,1	0,4		0,4	0,6	0,6	0,1	0,2
	1,5	0,2	0,2	0,5	0,1	0,4		0,4	0,6	0,6	0,1	0,9
Nov/02	Prof. (m)	Horários de Coleta					Fev/03	Horários de Coleta				
		t0	t1	t2	t3	t4		t0	t1	t2	t3	t4
	0	6,9	3,0	3,0	1,8	9,8		125,4	110,3	1,7	0,9	8,2
	0,1	3,0	1,7	2,1	1,6	3,7		134,0	90,4	1,0	0,7	7,2
	0,2	2,5	1,4	1,9	1,4	3,4		122,0	30,3	0,8	0,6	5,8
	0,3	2,4	1,3	1,6	1,2	2,8		2,6	42,3	0,7	0,5	3,5
	0,4	2,2	1,2	1,4	1,1	2,4		1,4	10,4	0,7	0,5	1,0
	0,5	2,0	1,2	1,4	1,1	2,0		1,1	3,2	0,6	0,4	0,6
	0,6	1,8	1,1	1,3	1,1	1,8		0,8	0,5	0,5	0,4	0,5
	0,7	1,7	1,1	1,3	1,0	1,8		1,2	0,0	0,5	0,4	0,4
	0,8	1,7	1,1	1,3	1,0	1,8		0,7	0,0	0,5	0,3	0,4
	0,9	1,6	1,1	1,2	1,0	2,1		0,6	0,0	0,5	0,3	0,4
	1	1,5	1,0	1,2	1,0	1,7		0,5	0,0	0,4	0,2	0,3
	1,1	1,5	1,0	1,1	1,0	1,5		0,5	0,0	0,4	0,2	0,3
	1,2	1,4	1,0	1,1	1,0	1,5		0,4	0,0	0,4	0,2	0,2
	1,3	1,4	1,0	1,1	0,9	1,3		0,4	0,0	0,4	0,2	0,2
	1,4	1,4	1,0	1,1	0,9	1,3		0,5	0,0	0,4	0,2	0,2
	1,5	1,3	1,0	1,0	0,9	1,3		0,5	0,0	0,3	0,2	0,2

Comparando os quatro períodos de amostragem, verifica-se que a variação na distribuição vertical de pH ocorreu principalmente em maio/02 (t1, na lagoa facultativa 1, e t1 e t2, na facultativa 2) e em fevereiro/03 (t0 e t1, na facultativa 1 e t0, t1 e t2, na facultativa 2). Novembro/02 foi o período em que a coluna permaneceu homogênea em todos os horários e nas duas lagoas (Figuras 48 e 49).

Em maio/02, o maior valor de pH foi observado em t1, na facultativa 1 (7,6) e na 2 (9,9), ambos na superfície. E os menores valores foram verificados em t4, nas duas lagoas. Neste horário, na facultativa 1, o pH esteve entre 6,4 (superfície) e 6,0 (0,9; 1,1 e 1,5 m), na facultativa 2, a variação foi praticamente a mesma: 6,5 (superfície) e 6,0

(0,9 m). Este foi o período em que houve maior diferença entre os horários amostrados, nas duas lagoas facultativas.

Tabela 17: Porcentagens de saturação de oxigênio (%) na lagoa facultativa 2, no período estudado.

Maio/02	Prof. (m)	Horários de Coleta					Ago/02	Horários de Coleta				
		t0	t1	t2	t3	t4		t0	t1	t2	t3	t4
	0	4,3	250,9	16,5	2,3	71,1		4,9	70,0	2,2	2,1	37,4
	0,1	6,0	242,5	5,5	1,4	15,0		3,5	45,2	0,8	0,6	4,5
	0,2	1,0	33,9	4,3	1,0	14,6		3,0	37,7	0,4	0,4	3,1
	0,3	0,8	8,4	1,1	0,7	7,0		2,6	52,6	0,3	0,3	0,6
	0,4	0,6	3,5	0,8	0,6	2,6		2,4	37,4	0,3	0,3	1,0
	0,5	0,5	2,0	0,5	0,5	2,1		0,6	6,8	0,2	0,3	0,2
	0,6	0,4	1,3	0,4	0,4	0,9		0,5	3,2	0,2	0,3	0,2
	0,7	0,4	0,9	0,3	0,4	0,6		0,0	1,1	0,2	0,2	0,3
	0,8	0,4	0,6	0,3	0,4	0,5		0,0	0,9	0,2	0,2	0,3
	0,9	0,4	0,5	0,2	0,4	0,4		0,0	0,8	0,2	0,2	0,3
	1	0,4	0,5	0,2	0,4	0,4		0,0	0,6	0,2	0,2	0,3
	1,1	0,4	0,4	0,1	0,4	0,3		0,0	0,6	0,2	0,2	0,3
	1,2	0,4	0,3	0,1	0,4	0,3		0,0	0,6	0,2	0,2	0,4
	1,3	0,4	0,3	0,1	0,4	0,3		0,0	0,6	0,2	0,2	0,4
	1,4	0,4	0,3	0,1	0,4	0,3		0,0	0,5	0,2	0,2	0,6
	1,5	0,4	0,3	0,1	0,4	0,3		0,0	0,5	0,2	0,1	0,6
Nov/02	Prof. (m)	Horários de Coleta					Fev/03	Horários de Coleta				
		t0	t1	t2	t3	t4		t0	t1	t2	t3	t4
	0	4,1	3,2	7,3	1,8	5,3		161,3	200,1	139,6	0,6	6,1
	0,1	4,4	1,3	3,1	1,6	3,7		129,0	102,0	145,0	0,5	3,5
	0,2	2,2	1,3	2,3	1,4	3,7		7,2	77,2	141,6	0,5	0,8
	0,3	1,8	1,2	2,0	1,2	2,5		7,1	56,1	99,7	0,5	0,5
	0,4	1,6	1,1	1,8	1,1	1,9		4,6	39,3	34,3	0,5	0,4
	0,5	1,7	1,2	1,6	1,1	1,6		2,3	26,0	3,1	0,5	0,4
	0,6	1,4	1,1	1,6	1,1	2,0		1,5	16,9	1,9	0,5	0,3
	0,7	1,3	1,0	1,4	1,0	1,6		1,1	11,7	1,3	0,4	0,3
	0,8	1,2	1,0	1,3	1,0	1,2		0,9	8,8	1,0	0,4	0,3
	0,9	1,1	1,0	1,3	1,0	1,1		0,8	6,4	0,7	0,3	0,3
	1	1,1	1,0	1,2	1,0	1,1		0,7	5,4	0,5	0,3	0,2
	1,1	1,1	1,0	1,2	1,0	1,0		0,7	4,4	0,4	0,3	0,2
	1,2	1,1	1,1	1,2	1,0	1,0		0,7	4,0	0,4	0,2	0,2
	1,3	1,1	1,0	1,1	0,9	1,0		0,7	3,8	0,4	0,3	0,2
	1,4	1,1	1,0	1,1	0,9	1,0		0,6	3,6	0,3	0,2	0,2
	1,5	1,1	1,0	1,1	0,9	0,9		0,5	3,8	0,3	0,2	0,2

Em agosto/02, a heterogeneidade vertical do pH foi menor e os valores estiveram entre 7,0 e 8,0, nas duas lagoas, na maioria dos horários de estudo. Apenas em t3, na facultativa 1, obteve-se valores entre 6,6 e 6,8, nos primeiros 10 cm da coluna. Na facultativa 2, valores abaixo de 7,0 foram verificados em t1, a partir de 0,3 m. Em ambas as lagoas, os maiores valores foram verificados em t4 (7,4; na superfície).

Novembro/02 foi o período em que a coluna de água permaneceu homogênea em todos os horários amostrados. Em t2, na facultativa 2, o pH variou de 6,9 (superfície) a 7,4 (a partir de 0,5 m). Na facultativa 1, o pH esteve entre 7,3 (t1) e 7,4 (nos demais horários). Na facultativa 2, esta variação foi de 6,9 (superfície, t2) a 7,6 (superfície, t4).

Em fevereiro/03, o valor máximo foi encontrado em t0, na facultativa 1 (8,5, na superfície, 0,1 m) e em t3, na facultativa 2 (8,7, a 0,1 e 0,2 m). Os menores valores foram verificados em t0, na lagoa facultativa 1 (6,9, 1, 5m) e t1, na facultativa 2 (6,7, 1,5 m).

Herrera e Castillo (2000) observaram maiores valores de temperatura, pH e oxigênio entre 11 e 13h. Nesta pesquisa, esta condição foi verificada em t1, ou seja, entre 15 e 16h30, nas lagoas facultativas. Entretanto, nestas lagoas, contrariamente, os máximos de pH e oxigênio dissolvido não corresponderam aos máximos de temperatura. Na facultativa 1, máximos de pH e de oxigênio dissolvido foram encontrados em fevereiro/03 e agosto/02, respectivamente; na facultativa 2, isto foi verificado em maio/02.

Figura 48: Perfis dos valores de pH, na lagoa facultativa 1, nos períodos estudados.

Figura 49: Perfis dos valores de pH, na lagoa facultativa 2, nos períodos estudados.

Tanto em maio/02 quanto em novembro/02, a condutividade elétrica manteve-se entre 0,79 e 0,87 mS.cm^{-1} nas duas lagoas. Em agosto/02, foram observados os menores valores de condutividade elétrica se comparado aos demais períodos, nas duas lagoas facultativas. Os valores estiveram entre 0,71 e 0,79 mS.cm^{-1} . Em

fevereiro/01, esta variável esteve entre 0,87 e 1,03 mS.cm^{-1} , nas duas lagoas (Figuras 50 e 51).

Figura 50: Perfis dos valores de condutividade elétrica (mS.cm^{-1}), na lagoa facultativa 1, nos períodos estudados.

Figura 51: Perfis dos valores de condutividade elétrica (mS.cm^{-1}), na lagoa facultativa 2, nos períodos estudados.

4.5 VARIAÇÃO NICTEMERAL E HETEROGENEIDADE VERTICAL DAS VARIÁVEIS BIÓTICAS E ABIÓTICAS NAS LAGOAS FACULTATIVAS

Na lagoa facultativa 1, a profundidade de desaparecimento do disco de Secchi variou pouco entre os diferentes períodos de coleta, permanecendo em torno de 0,1 m. Entretanto, em agosto/02, foram verificados os menores valores: 0,07; 0,05 e 0,04 m em t0, t1 e t4, respectivamente. A profundidade da zona eufótica não ultrapassou 30 cm o que equivale a dizer que o máximo de iluminação da coluna foi 18%, na maioria dos períodos estudados (Figura 52).

Figura 52: Valores de transparência da coluna de água a partir da profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (Zds, m) e da profundidade da zona eufótica (Zeu, m), na facultativa 1, nos períodos de estudo.

Na lagoa facultativa 2 (Figura 53), a profundidade do desaparecimento do disco de Secchi e a profundidade da zona eufótica permaneceram entre 0,1 e 0,3 m, respectivamente. Em fevereiro/03, foi observado o menor valor de desaparecimento do Secchi (0,05 m, em t0) e também os maiores valores (0,27 e 0,20 m, em t1 e t4, respectivamente). Neste período, a transparência chegou a 45% da coluna de água (t1). Entretanto, na maioria dos horários e períodos estudados, o máximo de iluminação na coluna foi de 18%.

Nas Figuras 54 e 55 estão os perfis de radiação solar. Em novembro/02, a radiação fotossinteticamente ativa incidente foi $2.570 \mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, na lagoa facultativa 1, e $1.760 \mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, na facultativa 2. Nota-se, nesta época, forte atenuação desta radiação nos primeiros 20 cm da coluna, nas duas lagoas. Em fevereiro/03, a radiação

fotossinteticamente ativa incidente foi maior nas duas lagoas, se comparadas à época anterior ($2.140 \mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, na lagoa facultativa 1 e $2.332 \mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, na facultativa 2). Na facultativa 2, a 0,2 m foi registrada radiação igual a $382 \mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ e, na facultativa 1, nesta mesma profundidade, a radiação foi de $44,7 \mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.

Figura 53: Valores de transparência da coluna de água a partir da profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (Zds, m) e da profundidade da zona eufótica (Zeu, m), na facultativa 2, nos períodos de estudo.

Os perfis de radiação solar fotossinteticamente ativa permitiram estimar valores da profundidade da zona eufótica próximos aos calculados a partir do desaparecimento do disco de Secchi, na lagoa facultativa 1. Através dos perfis de radiação solar fotossinteticamente ativa (Figura 51), 1% da radiação incidente foi obtido a 0,4 m, nos dois períodos; enquanto que, pelo cálculo, a partir dos valores de desaparecimento do disco de Secchi, obteve-se 0,2 e 0,3 m, em novembro/02 e fevereiro/03, respectivamente.

Na lagoa facultativa 2, a profundidade que correspondeu a 1% da radiação solar fotossinteticamente ativa obtida tanto com o radiômetro quanto com o calculado foi praticamente a mesma apenas em novembro/02. Em fevereiro/03, estes valores foram consideravelmente diferentes: 0,4 m, com a leitura pelo radiômetro e 0,1 m, pelo calculado.

Figura 54: Perfis de radiação solar fotossinteticamente ativa – RSFA ($\mu E.m^{-2}.s^{-1}$), na lagoa facultativa 1.

Figura 55: Perfis de radiação solar fotossinteticamente ativa – RSFA ($\mu E.m^{-2}.s^{-1}$), na lagoa facultativa 2.

A lagoa facultativa 1 apresentou os menores valores de transparência da coluna se comparada com a facultativa 2, em todos os períodos estudados. A penetração de luz nas lagoas é um fator importante a ser considerado visto sua importância na redução de organismos patogênicos e influência na atividade fotossintética. Curtis et al. (1994) investigaram de que forma os processos de absorção e dispersão atuam na atenuação da luz considerando diferentes comprimentos de onda em diferentes lagoas de estabilização. Segundo os autores, a diferença observada por eles nos coeficientes de atenuação, entre as lagoas, deve ter sido causada pelas diferenças na biomassa algal.

Em sistemas como estes, a atenuação da luz está diretamente relacionada com a concentração de sólidos suspensos, que são constituídos, principalmente, por matéria orgânica.

A concentração de sólidos suspensos variou sazonalmente nas duas lagoas facultativas estando as maiores concentrações em agosto/02, em ambas as lagoas, e as menores em maio/02, na lagoa facultativa 1, e em fevereiro/03, na facultativa 2. Em agosto/02 e fevereiro/03 a lagoa facultativa 1 apresentou concentração maior das três frações se comparada à facultativa 2. Em maio/02 e novembro/02, as lagoas apresentaram concentrações semelhantes (Tabela 18).

Como era esperado, a fração orgânica representou a maior parte dos sólidos suspensos totais em todas as épocas de estudo, nas duas lagoas facultativas, variando de 81% (maio/02, na lagoa facultativa 2) a 94% (fevereiro/03, na lagoa facultativa 1). A fração inorgânica apresentou as menores contribuições, variando de 7% (fevereiro/03, na lagoa facultativa 1) a 19% (novembro/02, na lagoa facultativa 2).

Tabela 18: Concentrações médias de sólidos suspensos totais (SST), orgânicos (SSO) e inorgânicos (SSI) (mg.L^{-1}) nas lagoas facultativas, no período estudado.

Lagoa Facultativa 1					
	SST	SSO	% _{SSO}	SSI	% _{SSI}
Maio/02	98 ±11,4	82±8,2	84	16±6,9	16
Agosto/02	278±118,1	237±75,4	85	40±50,5	15
Novembro/02	123±13,2	104±8,7	85	19±6,8	15
Fevereiro/03	118±39,9	111±35,1	94	8±5,2	7
Lagoa Facultativa 2					
	SST	SSO	% _{SSO}	SSI	% _{SSI}
Maio/02	99±13,2	80±12,8	81	17±4,9	17
Agosto/02	229±99,9	189±66,2	83	40±44,9	17
Novembro/02	104±10,2	85±5,1	82	20±6,1	19
Fevereiro/03	52±21,4	48±19,6	92	5±2,8	10

Médias e os desvios-padrão foram calculados a partir dos horários e das profundidades amostrados (n:15)

A variabilidade temporal (horária) e a heterogeneidade espacial (vertical) dos sólidos suspensos foi verificada principalmente em agosto/02 e fevereiro/03, nas duas lagoas, de acordo com os desvios-padrão obtidos (Tabela 18).

Em agosto/02, as concentrações estiveram entre 170 mg.L^{-1} (fundo; t2) e 632 mg.L^{-1} (superfície; t0), na lagoa facultativa 1 (Figura 56 a) e entre 166 mg.L^{-1} (fundo; t3) e 520 mg.L^{-1} (meio; t0), na facultativa 2 (Figura 56 b). Em fevereiro/03, as concentrações estiveram entre 76 mg.L^{-1} (fundo; t3) e 234 mg.L^{-1} (meio; t3), na lagoa

facultativa 1 (Figura 57 a) e entre 26 mg.L⁻¹ (superfície; t0) e 105 mg.L⁻¹ (superfície; t1), na facultativa 2 (Figura 57 b).

■ superfície ■ meio ■ fundo

a

■ superfície ■ meio ■ fundo

b

Figura 56: Concentrações de sólidos suspensos totais (mg.L⁻¹), nas lagoas facultativas 1 (a) e 2 (b), em agosto/02.

a **b**

Figura 57: Concentrações de sólidos suspensos totais (mg.L⁻¹), nas lagoas facultativas 1 (a) e 2 (b), em fevereiro/03.

Diferenças na densidade bacteriana entre os horários e as profundidades amostradas (Tabela 19) foram observadas em maio/02 e agosto/02, na lagoa facultativa 1 sendo a maior densidade observada nestes meses ($1,5E+07$ células.mL⁻¹) e a menor em fevereiro/03 ($8,5E+06$ células.mL⁻¹). Na lagoa facultativa 2, não houve diferença na escala de amostragem adotada e a maior densidade foi obtida em maio/02 ($2,0E+07$ células.mL⁻¹) e a menor em fevereiro/03 ($5,5E+06$ células.mL⁻¹). Para a densidade fitoplanctônica, diferenças foram observadas em maio/02 e fevereiro/03, apenas na facultativa 2. A maior densidade foi obtida em agosto/02 ($9,0E+05$ células.mL⁻¹) e a menor, em maio/02 ($2,5E+04$ células.mL⁻¹), na lagoa facultativa 1. Na lagoa facultativa 2, a maior densidade foi verificada em agosto/02 ($7,6E+05$ células.mL⁻¹) e a menor em maio/02 ($1,9E+04$ células.mL⁻¹).

Tabela 19: Densidades médias de bactérias e algas (células.mL⁻¹) nas lagoas facultativas, no período estudado.

Lagoa Facultativa 1				
	Maio/02	Ago/02	Nov/02	Fev/03
Densidade bacteriana	1,5E+07	1,5E+07	9,2E+06	8,5E+06
<i>Desvio-padrão</i>	6,3E+06	6,3E+06	5,6E+06	3,7E+06
Densidade fitoplanctônica	2,5E+04	9,0E+05	5,2E+05	2,3E+05
<i>Desvio-padrão</i>	1,0E+04	2,1E+05	9,3E+04	1,1E+05
Lagoa Facultativa 2				
Densidade bacteriana	2,0E+07	1,8E+07	7,9E+06	5,5E+06
<i>Desvio-padrão</i>	1,2E+07	1,1E+07	5,5E+06	3,8E+06
Densidade fitoplanctônica	1,9E+04	7,6E+05	4,1E+05	1,6E+05
<i>Desvio-padrão</i>	7,8E+03	1,2E+05	1,0E+05	5,6E+04

Médias e os desvios-padrão foram calculados a partir dos horários e das profundidades amostrados (n:15)

Em maio/02, as maiores densidades bacterianas foram observadas em t0, nas três profundidades (2,2E+07 células.mL⁻¹, superfície; 2,8E+07 células.mL⁻¹, meio; 2,6E+07 células.mL⁻¹, fundo). As menores densidades foram obtidas em t1 variando de 7,6E+06 células.mL⁻¹ (meio) a 1,0E+07 células.mL⁻¹ (fundo) (Figura 58 a).

Em agosto/02, este mesmo padrão foi encontrado ficando as densidades maiores restritas ao t0 (2,2E+07 células.mL⁻¹, fundo; 3,0E+07 células.mL⁻¹, superfície) e as menores ao t1 (8,1E+06 células.mL⁻¹, superfície; 1,0E+07 células.mL⁻¹, meio; 1,1E+07 células.mL⁻¹, fundo) (Figura 58 b).

As variações nas densidades fitoplanctônicas, na lagoa facultativa 2, foram verificadas, principalmente, entre as três profundidades em t4: 9,3E+03 células.mL⁻¹ (meio) a 3,4E+04 células.mL⁻¹ (fundo), em maio/02 (Figura 59 a).

Em fevereiro/03, a maior densidade de algas foi obtida em t4, no fundo (2,7E+05 células.mL⁻¹) e a menor em t3, no meio (1,0E+05 células.mL⁻¹) (Figura 59 b).

De acordo com Cole (1982), através de contagem direta em microscópio, normalmente encontra-se 10⁶ células de bactéria por mL e 10² a 10⁵ células de algas por mL, tanto em sistemas de água doce quanto marinhos. No presente trabalho, a densidade do bacterioplâncton foi da ordem de 10⁷ células.mL⁻¹ e a do fitoplâncton, de 10⁴ células.mL⁻¹.

Na distribuição vertical, a abundância de bactérias é maior, geralmente, em profundidades abaixo do máximo de atividade fotossintética ou biomassa algal, e a atividade microbiana pode estar mais relacionada com a concentração de feopigmentos do que com a produção primária (COLE, op. cit.).

a

b

Figura 58: Densidades bacterianas (células.mL⁻¹), na lagoa facultativa 1, em maio/02 (a) e em agosto/02 (b).

Figura 59: Densidades fitoplanctônicas (células.mL⁻¹), na lagoa facultativa 2, em maio/02 (a) e em fevereiro/03 (b).

Pela classificação de McCoullough e Jackson (1985), a morfologia abundante nas duas lagoas facultativas foi cocos, no período estudado, e apresentou a seguinte abundância relativa média: 35% (maio/02) a 39% (agosto/02 e fevereiro/03), na lagoa facultativa 1; 40% (maio/02) a 45% (agosto/02 e novembro/02), na facultativa 2. As demais morfologias foram comuns, com contribuição média entre 10% (diplococos, em maio/02 e novembro/02), na lagoa facultativa 1; e 24% de cocobacilos, em maio/02, nas duas lagoas. *Víbrio* foi ocasional, ou seja, teve contribuição média entre 5% (fevereiro/03, lagoa facultativa 2) e 9% (agosto/02, facultativas 1 e 2; maio/02, facultativa 2). Morfologias dominantes não foram encontradas nas lagoas facultativas, no período estudado (Tabela 20).

Tabela 20: Abundância relativa média (%) das morfologias bacterianas, nas lagoas facultativas, no período estudado.

Lagoa Facultativa 1				
Morfologias	Maio/02	Agosto/02	Novembro/02	Fevereiro/03
Cocos	35±1,5	39±2,6	36±2,9	39±5,1
Diplococos	12±0,8	11±2,5	11±1,3	10±0,8
Bacilos	18±5,5	22±3,5	21±6,0	23±7,0
Cocobacilos	24±4,6	19±2,4	22±2,3	21±3,3
Vírios	11±1,7	9±1,5	11±1,2	7±2,1
Lagoa Facultativa 2				
Cocos	40±3,3	45±1,2	45±5,7	42±5,5
Diplococos	10±0,7	11±0,8	10±2,8	9±1,3
Bacilos	17±4,7	18±4,6	17±6,5	20±4,3
Cocobacilos	24±4,7	18±1,6	18±4,3	23±3,7
Vírios	9±1,3	9±3,7	10±2,6	5±3,3

As médias e os desvios-padrão foram calculados para horários e profundidades amostrados (n:15)

Comparando-se as duas lagoas facultativas, a porcentagem de eubactérias foi maior na facultativa 2, em maio/02 (66%) e em agosto/02 (75%). Na facultativa 1, foi maior em novembro/02 (53%) e em fevereiro/03 (58%). Quanto às arqueias, as maiores porcentagens foram verificadas em agosto/02, na facultativa 1 (29%) e em novembro/02, na facultativa 2 (30%) (Figura 60).

A comunidade fitoplanctônica neste sistema foi estudada por Granado (2004). Segundo a autora, o número e o tipo dos organismos encontrados foram praticamente os mesmos, nas duas lagoas facultativas. A autora obteve 32 organismos na lagoa facultativa 1 e 33, na facultativa 2. Destes, apenas 3 não foram comuns às duas lagoas: *Pyrobotrys* sp e outra CHLOROPHYCEAE rara não identificada, encontradas apenas na facultativa 2 e *Euglena acus*, encontrada apenas na facultativa 1.

As espécies presentes nas lagoas pertenceram às classes CHLOROPHYCEAE, CYANOPHYCEAE, EUGLENOPHYCEAE e BACILLAROPHYCEAE (Tabela 21), sendo CHLOROPHYCEAE a classe predominante no período estudado. A predominância desta classe foi mais evidente em fevereiro/03 (85%, nas duas lagoas). As maiores densidades desta classe estiveram atribuídas à *Chlorella vulgaris*. Entretanto, com dados de biovolume, Granado (op. cit.) encontrou significativa contribuição de *Aphanocapsa* sp, pertencente à CYANOPHYCEAE, em maio/02. Em novembro/02 e fevereiro/03, houve alternância entre *Golenkinia radiata* e *Chlorella* sp.

A predominância de *Chlorella* sp também foi relatada em outros trabalhos desenvolvidos em lagoas de estabilização (KONIG, 1984; SHELEF e KANAREK, 1995; FIORINI, 2004). CHLOROPHYCEAE é um grupo amplamente distribuído nas diferentes latitudes e os tipos predominantes dependerão da disponibilidade de nutrientes e das características físicas dos corpos de água, como morfometria, fluxo da água e tempo de detenção (HAPPEY-WOOD, 1988).

Chlorella sp faz parte da categoria do nanoplâncton (2 a 20 µm de diâmetro), subdivisão dos organismos planctônicos de acordo com o tamanho. Como tal, são classificados como organismos de crescimento rápido, altamente produtivos e capazes de dominar rapidamente um sistema quando a disponibilidade de nutrientes e luz é favorável, especialmente a superfícies de ambientes com estratificação recente (REYNOLDS, 1997).

Segundo Happey-Wood (op. cit.), o pequeno tamanho e os mecanismos eficientes de assimilação de nutrientes permitem às *Chlorella* sp a utilização eficiente de nutrientes e de substâncias liberadas pelas células senescentes dos organismos maiores. Com isso, estes organismos são capazes de se tornarem dominantes em qualquer época do ano sendo, com isso, caracterizados como organismos de crescimento oportunista em ambientes eutróficos.

CYANOPHYCEAE comum nas duas lagoas, no período estudado, com menores contribuições em fevereiro/03 (10%, na lagoa facultativa 1; e 12%, na facultativa 2) e maiores em agosto/02, na facultativa 1 (27%) e em novembro/02, na facultativa 2 (25%).

A dominância de CHLOROPHYCEAE nas duas lagoas facultativas e a pouca heterogeneidade temporal (Tabela 21) corrobora a afirmação de Hutchinson (1967) de que em ambientes tropicais a comunidade fitoplanctônica está menos sujeita às mudanças sazonais se comparada ao ambientes temperados e de altas latitudes, o que minimiza a periodicidade sazonal desta comunidade.

Figura 60: Porcentagens de bacterioplâncton relacionadas aos domínios Bacteria e Archaea, na lagoa facultativa 1 (a) e na facultativa 2 (b), no período estudado.

Diferenças significativas na porcentagem de contribuição das classes foram verificadas, principalmente, em maio/02, para as duas lagoas facultativas (Figura 61 e 62). Estas diferenças ocorreram devido ao aumento da contribuição de CYANOPHYCEAE em t1 (53%, na superfície; 43%, no fundo) e t2 (60%, no fundo), da lagoa facultativa 1; e em t1 (82%, no meio) e t3 (51%, no fundo), da facultativa 2. Este aumento foi seguido de diminuição na contribuição de CHLOROPHYCEAE, que atingiu a menor contribuição em t1 (18%), no meio da coluna de água da lagoa facultativa 2 (Figura 62 a).

Tabela 21: Abundância relativa média (%) das classes fitoplanctônicas, nas lagoas facultativas, no período estudado.

Lagoa Facultativa 1

Classes	Mai/02	Agosto/02	Novembro/02	Fevereiro/03
CHLOROPHYCEAE	74±16,0	64±5,0	74±8,8	85±8,6
CYANOPHYCEAE	22±17,6	27±5,6	24±8,9	10±4,4
EUGLENOPHYCEAE	3±2,1	7±5,1	1±0,5	5±5,7
BACILLARIOPHYCEAE	2±2,6	2±0,7	1±0,6	1±1,2

Lagoa Facultativa 2

Classes	Mai/02	Agosto/02	Novembro/02	Fevereiro/03
CHLOROPHYCEAE	74±19,9	74±5,5	73±4,7	85±5,4
CYANOPHYCEAE	21±22,2	24±5,5	25±4,5	12±5,7
EUGLENOPHYCEAE	5±5,7	-	1±0,5	1±2,0
BACILLARIOPHYCEAE	-	2±0,5	1±0,6	2±1,2

As médias e os desvios-padrão foram calculados para horários e profundidades amostrados (n:15)

Figura 61: Contribuição das classes (%) CHLOROPHYCEAE (a) e CYANOPHYCEAE (b), em maio/02, na lagoa facultativa 1.

Figura 62: Contribuição das classes (%) CHLOROPHYCEAE (a) e CYANOPHYCEAE (b), em maio/02, na lagoa facultativa 2.

Na Tabela 22 estão listados os organismos encontrados por Granado (2004) nas lagoas facultativas, da ETE de Novo Horizonte.

A razão carbono/nutrientes no afluente controla a dinâmica que ocorre no elo microbiano da seguinte maneira (HULOT et al., 2001): quando esta razão é alta, há exclusão das algas pelas bactérias, pois estas são mais competitivas por nutrientes (menor tamanho e maior razão superfície/volume [AZAM et al., 1983]); quando a razão é baixa, as algas tendem a excluir as bactérias, pois estas são limitadas por carbono.

As bactérias podem inibir o crescimento das algas através da modificação de condições químicas do ambiente. Em lagoas extremamente eutróficas, como é o caso de lagoas de estabilização, o consumo do oxigênio à noite pelas bactérias e algas pode resultar num aumento de pH. Além disso, elas também podem, temporariamente, competir por nutrientes limitantes, principalmente em ambientes onde a atividade bacteriana é alta. Mas em outras condições, o crescimento autotrófico pode ser impossível na ausência da atividade heterotrófica (COLE, 1982).

Tabela 22: Comunidade fitoplanctônica presente nas lagoas facultativas, no período estudado.

Classes	
CHLOROPHYCEAE	<i>Chlamydomonas</i> sp, <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Chlorella</i> sp, <i>Chlorolobion</i> sp, <i>Closteriopsis acicularis</i> , <i>Crucineniella rectangularis</i> , <i>Dictyosphaerium</i> sp, <i>Golenkinia radiata</i> , <i>Micractinium pusillum</i>
CYANOPHYCEAE	<i>Aphanocapsa</i> sp, <i>Aphanothece</i> sp, <i>Oscillatoria limnetica</i> , <i>Oscillatoria minesotensis</i> , <i>Raphidiopsis curvata</i> , <i>Spirulina menghiniana</i> , <i>Synochocystis</i> sp1, <i>Synochocystis</i> sp2, <i>Chroococcus</i> sp.
EUGLENOPHYCEAE	<i>Euglena acus</i> , <i>Lepocinclis ovum</i> , <i>Lepocinclis</i> sp
BACILLARIOPHYCEAE	<i>Nitzschia</i> sp

Fonte: Granado (2004)

A inibição das bactérias pelas algas pode ocorrer através da produção de toxinas. O primeiro antibiótico isolado de um autótrofo foi a clorelina (*Chlorella*), que tem efeito inibitório sobre bactérias Gram positivas e negativas. As algas também podem criar condições ambientais desfavoráveis às bactérias como manter o pH entre 6 e 8 e até 9 em períodos de intensa atividade fotossintética devido ao consumo de carbono inorgânico, mas isso pode, por outro lado, favorecer aquelas bactérias que tem metabolismo estimulado por altos valores de pH (COLE, 1982).

As bactérias utilizam, segundo Azam et al. (1983), de 10 a 50% do carbono fixado pela fotossíntese e seus padrões sazonais de abundância, provavelmente, estão relacionados com a quantidade de matéria orgânica dissolvida liberada pelas algas.

A relação mutualística entre algas e bactérias tem sido sugerida em vários trabalhos. Aota e Nakajima (2001) testaram, através de modelo matemático, a hipótese de que esta relação pode ser esperada devido ao fluxo de carbono da alga para a bactéria e assumiram que a principal fonte de carbono para as bactérias é o Carbono Orgânico Extracelular (COE) excretado pelas algas.

Pearson et al. (1987a) afirmaram que apesar das amostras integradas da coluna de água serem maneira rápida e muitas vezes adequadas de avaliar a qualidade diária dos efluentes finais, os estudos referentes à distribuição vertical da biomassa algal, mesmo mais trabalhosos, são importantes visto que esta distribuição apresenta variabilidade diurna que pode afetar a qualidade do efluente final no que se refere à quantidade de algas, DQO e sólidos suspensos. Além disso, as diferenças nas concentrações de algas na coluna de água podem resultar em diferenças na atenuação da luz e na redução de organismos patogênicos.

Na lagoa facultativa 1, a transparência da água (Figura 52) foi praticamente constante nos três horários e nos quatro períodos amostrados, exceto pelas menores profundidades observadas em agosto/02 (0,1m). Neste período foram verificados os picos de sólidos suspensos totais (Figura 56), de densidade bacteriana e fitoplanctônica (Tabela 19). Por outro lado, na lagoa facultativa 2, a menor transparência da água (Figura 53) foi verificada em fevereiro/03, mas os picos de densidade bacteriana e fitoplâncton (Tabela 19) não coincidiram com a menor transparência da coluna de água.

Maior biomassa de algas foi observada por Arauzo et al. (2000) durante períodos de estratificação, se comparada aos períodos de mistura. A biomassa fitoplanctônica total chegou a $15.000 \text{ mgC.m}^{-3}$ nestes períodos de estratificação, quando também foram observados aumento no pH e na concentração de amônia e decréscimo na biomassa do bacterioplâncton e do zooplâncton, resultando no colapso do sistema. A eficiência de redução de coliformes totais, DQO e sólidos suspensos foi maior nos períodos de mistura. Desta maneira, os autores evidenciaram a necessidade de manter a estrutura trófica bem equilibrada para que o desempenho dos sistemas seja adequado.

Os resultados obtidos no presente estudo foram contrários aos descritos acima. Apesar da densidade fitoplanctônica entre o período de estratificação (fevereiro/03) e o de mistura (agosto/02) ter sido semelhante, ao comparar os quatro períodos nota-se que a maior densidade foi verificada em agosto/02, quando houve alternância entre estratificação (durante o dia) e mistura (durante a noite). Nos períodos de alternância no perfil térmico (maio/02 e agosto/02), também foram verificadas as menores porcentagens de redução de DQO e sólidos suspensos, se comparadas a fevereiro/03 (estratificação duradoura). Estes dados de eficiência também não corroboram com os obtidos por Arauzo et al. (op. cit.).

Nos sistemas aquáticos, a relação entre a comunidade microbiana (algas e bactérias) pode ocorrer de duas maneiras: competição por recursos (nutrientes limitantes) ou mutualismo, com as algas fornecendo carbono e as bactérias reciclando nutrientes e fornecendo CO_2 às algas.

A comunidade fitoplanctônica esteve representada no trabalho de Arauzo et al. (2000) por EUGLENOPHYCEAE, no período de mistura (*Euglena viridis* e *Lepocinclis ovum*), e CHLOROPHYCEAE, no período de estratificação (*Oocystis solitaria*, *Coelastrum microporum* e *Chlorococcum infusionum*). Segundo os dados de Granado (2004), não foram observadas mudanças na comunidade fitoplanctônica da ETE de Novo Horizonte, durante os quatro períodos estudados, com dominância de *Chlorella vulgaris*. No entanto, com os dados de biovolume, a autora observou significativa

contribuição de *Aphanocapsa* sp, em maio e alternância entre *Golenkinia radiata* e *Chlorella* sp, em fevereiro.

As maiores concentrações médias de clorofila *a* foram observadas em agosto/02, nas duas lagoas ($3.061 \mu\text{g.L}^{-1}$, na lagoa facultativa 1; e $1.681 \mu\text{g.L}^{-1}$, na facultativa 2). Neste período também foram verificadas as menores concentrações de feofitina ($486 \mu\text{g.L}^{-1}$, na lagoa facultativa 1; e $460 \mu\text{g.L}^{-1}$, na facultativa 2). Em maio/02, as menores concentrações de clorofila *a* foram obtidas nas duas lagoas ($107 \mu\text{g.L}^{-1}$, na lagoa facultativa 1; e $274 \mu\text{g.L}^{-1}$, na facultativa 2). As menores concentrações de feofitina foram encontradas em novembro/02 ($211 \mu\text{g.L}^{-1}$), na lagoa facultativa 1; e em fevereiro/03 ($179 \mu\text{g.L}^{-1}$), na lagoa facultativa 2 (Tabela 23).

Tabela 23: Concentrações médias de Clorofila *a* e feofitina ($\mu\text{g.L}^{-1}$), nas lagoas facultativas, no período estudado.

Lagoa Facultativa 1	Clorofila <i>a</i>	Feofitina
Maio/02	$170 \pm 92,0$	$333 \pm 285,7$
Agosto/02	$3.061 \pm 1.393,4$	$486 \pm 290,0$
Novembro/02	$874 \pm 150,9$	$211 \pm 58,8$
Fevereiro/03	$908 \pm 431,2$	$379 \pm 186,7$
Lagoa Facultativa 2	Clorofila <i>a</i>	Feofitina
Maio/02	$274 \pm 186,3$	$390 \pm 93,5$
Agosto/02	$1.681 \pm 751,8$	$460 \pm 150,6$
Novembro/02	$718 \pm 161,0$	$258 \pm 126,2$
Fevereiro/03	$430 \pm 237,8$	$179 \pm 43,6$

As médias e os desvios-padrão foram calculados para horários e profundidades amostrados (n:15)

De forma geral, não houve variação horária e vertical para a alcalinidade e as formas de carbono, pois os desvios-padrão foram baixos se comparados às concentrações destas variáveis, exceto para carbonato, forma que apresentou as menores concentrações médias e os maiores desvios-padrão (Tabela 24). Na lagoa facultativa 1, as maiores concentrações destas variáveis foram observadas em novembro/02, exceto para carbonato, que foi registrada em agosto/02. Alcalinidade, dióxido de carbono total e carbono inorgânico foram menores em fevereiro/03, enquanto que bicarbonato, dióxido de carbono livre e carbonato foram menores em maio/02, agosto/02 e novembro/02, respectivamente.

Na lagoa facultativa 2, as menores concentrações destas variáveis foram obtidas em fevereiro/03, exceto para carbonato (maio/02). As maiores concentrações de

alcalinidade, dióxido de carbono total e bicarbonato foram verificadas em novembro/02; dióxido de carbônico livre e carbono inorgânico, em maio/02 e carbonato, fevereiro/03.

Comparando as duas lagoas, a alcalinidade e as formas de carbono foram maiores na facultativa 1. No entanto, esta diferença não foi significativa, exceto para bicarbonato, em maio/02, quando a concentração foi de 164 mg.L⁻¹, na facultativa 1 e 404 mg.L⁻¹, na facultativa 2. Diferença ligeiramente maior também foi observada em fevereiro/03, para alcalinidade, dióxido de carbono total e bicarbonato.

Tabela 24: Valores médios de alcalinidade e formas de carbono inorgânico (mg.L⁻¹), nas lagoas facultativas, no período estudado.

Lagoa Facultativa 1	Alcalinidade	CO ₂ total	HCO ₃ ⁻	C-inorgânico	CO ₂ livre	CO ₃ ²⁻
Maio/02	373±13,2	312±11,7	164±6,6	84±3,8	14,9±2,5	1,1±0,5
Agosto/02	365±7,5	303±9,0	402±8,4	83±2,4	11,9±6,1	1,4±0,8
Novembro/02	374±2,6	313±4,1	412±3,0	85±1,1	14,9±3,2	1,0±0,3
Fevereiro/03	297±7,3	249±12,9	327±10,1	68±3,5	12,4±6,8	1,2±1,1
Lagoa Facultativa 2						
Maio/02	367±11,4	305±13,1	404±13,2	89±12,3	12,5±5,0	1,0±0,4
Agosto/02	364±2,9	301±4,8	401±4,1	82±1,3	10,9±2,7	1,3±0,6
Novembro/02	369±4,2	307±4,5	407±4,6	84±1,2	12,1±2,6	1,2±0,3
Fevereiro/03	277±10,1	228±15,3	303±14,6	62±4,2	8,0±6,3	1,9±2,1

As médias e os desvios-padrão foram calculados para horários e profundidades amostrados (n:15) CO₂ total: dióxido de carbono total; HCO₃⁻: bicarbonato; C inorgânico: carbono inorgânico; CO₂: dióxido de carbono livre; CO₃²⁻: carbonato.

A variabilidade nictemeral dos valores de pH nas duas lagoas facultativas, assim como observado por Kayombo et al. (2002), seguiu a assimilação de CO₂ durante o dia e predominância da liberação durante a noite, ficando o pH menor à noite e maior durante o dia. Sazonalmente, obteve-se os maiores valores de pH e as menores concentrações de CO₂, em fevereiro/03.

Conforme os autores, o pH pode ser utilizado como indicador da atividade fotossintética. Quando acima de 8, indica que está havendo maior demanda por CO₂ do que sua reposição através dos processos de respiração e decomposição. Valores abaixo de 8 indicam presença de maior concentração de CO₂ e portanto, menor atividade fotossintética, como ocorreu na maioria dos períodos estudados, nas duas lagoas, com algumas exceções na lagoa facultativa 1, para o mês de fevereiro (t2 e t3). O CO₂ pode se tornar limitante para o metabolismo fitoplanctônico em ambiente com pH acima de 8.

Agosto/02 foi o período com as máximas concentrações das formas nitrogenadas, nas duas lagoas facultativas, exceto para nitrogênio amoniacal, cujas concentrações

maiores foram observadas em maio/02, na lagoa facultativa 1; e em novembro/02, na facultativa 2. Nitrogênio orgânico também foi maior em maio/02, na facultativa 2. Exceto pelo nitrito, as demais formas de nitrogênio não apresentaram variação nictemeral e espacial (vertical) devido aos baixos desvios-padrão (Tabela 25).

De maneira geral, as concentrações das formas nitrogenadas obtidas na lagoa facultativa 1 foram maiores que na facultativa 2, com exceção do nitrogênio orgânico em maio/02 (15 mg.L⁻¹, na facultativa 1 e 21 mg.L⁻¹, na facultativa 2); e do nitrito, que foi maior na segunda lagoa facultativa em todo o período de amostragem.

O nitrito foi a forma nitrogenada que apresentou as menores concentrações e a maior variabilidade nictemeral e espacial, nas duas lagoas. Segundo vários autores (ESTEVES, 1998; METCALF e EDDY, 1991; WETZEL, 1993), esta forma é encontrada em baixas concentrações, se comparadas às demais formas nitrogenadas, em ambientes não poluídos e oxigenados. Ambientes anaeróbios e com altas concentrações de matéria orgânica podem apresentar elevadas concentrações de nitrito. No entanto, as concentrações obtidas nas lagoas facultativas são típicas de ambientes não poluídos, que fica em torno de 0,01 mg.L⁻¹. Além disso, a variabilidade se deve ao fato desta forma ser altamente instável, como produto intermediário entre amônia e nitrato, e facilmente convertida em nitrato.

Tabela 25: Concentrações médias das formas nitrogenadas (mg.L⁻¹), nas lagoas facultativas, no período estudado.

Lagoa Facultativa 1	NTK	Nitrogênio Amoniacal	Nitrogênio Orgânico	Nitrato	Nitrito
Maio/02	50±3,4	35±1,3	15±4,0	2,3±0,3	0,003±0,003
Agosto/02	58±10,7	33±6,0	25±10,8	3,2±1,0	0,013±0,006
Novembro/02	46±4,1	34±4,2	12±1,4	2,4±0,4	0,005±0,005
Fevereiro/03	40±4,6	27±3,8	13±4,2	2,8±0,6	0,012±0,005
Lagoa Facultativa 2					
Maio/02	53±14,0	33±1,2	21±13,8	2,2±0,2	0,009±0,018
Agosto/02	52±7,7	32±4,2	19±6,7	3,2±0,8	0,018±0,007
Novembro/02	46±2,2	34±1,9	12±2,0	2,5±1,0	0,006±0,008
Fevereiro/03	29±3,7	23±3,1	6±2,0	2,4±0,4	0,015±0,010

As médias e os desvios-padrão foram calculados para horários e profundidades amostrados (n:15) NTK: nitrogênio total Kjeldahl.

As duas formas de fósforo estudadas, fósforo total e ortofosfato, não apresentaram variação sazonal, nictemeral e espacial (vertical), bem como variação entre as duas lagoas facultativas (Tabela 26). A maior concentração de fósforo total foi 18 mg.L⁻¹, na facultativa 1 e 19 mg.L⁻¹, na facultativa 2, ambas em novembro/02. Em fevereiro/03, o ortofosfato foi maior, nas duas lagoas: 3,4 mg.L⁻¹, na facultativa 1 e 3,6 mg.L⁻¹, na facultativa 2.

Tabela 26: Concentrações médias das formas fosfatadas (mg.L^{-1}), nas lagoas facultativas, no período estudado.

Lagoa Facultativa 1	Fósforo total	Ortofosfato
Maio/02	17±0,6	2,0±1,87
Agosto/02	15±3,4	1,3±1,13
Novembro/02	18±0,4	1,5±0,98
Fevereiro/03	16±4,8	3,4±0,55
Lagoa Facultativa 2		
Maio/02	17±1,0	1,5±1,44
Agosto/02	16±3,7	1,7±1,10
Novembro/02	19±0,4	1,5±0,97
Fevereiro/03	14±3,5	3,6±0,33

As médias e os desvios-padrão foram calculados para horários e profundidades amostrados (n:15)

Proteínas, carboidratos e lipídeos (Tabela 27) foram maiores em agosto/02, nas duas lagoas facultativas. As menores concentrações de proteínas e lipídeos foram verificadas em novembro/02 e a de carboidratos, em fevereiro/03, também nas duas lagoas. A partir dos desvios-padrão, diferenças significativas entre as lagoas e os períodos de amostragem não foram observadas.

Tabela 27: Concentrações médias de proteínas, carboidratos e lipídeos (mg.L^{-1}), nas lagoas facultativas, no período estudado.

Lagoa Facultativa 1	Proteínas	Carboidratos	Lipídeos
Maio/02	40±2,5	12±1,2	3,9±1,5
Agosto/02	54±13,4	16±4,5	6,4±3,9
Novembro/02	25±4,5	11±1,2	1,8±1,7
Fevereiro/03	30±4,5	9±1,9	5,1±1,4
Lagoa Facultativa 2			
Maio/02	41±3,4	15±1,7	4,3±1,4
Agosto/02	61±7,2	18±3,5	5,9±4,4
Novembro/02	27±5,2	13±1,1	1,5±1,2
Fevereiro/03	28±2,4	9±2,3	3,9±1,3

As médias e os desvios-padrão foram calculados para horários e profundidades amostrados (n:15)

Na lagoa facultativa 1 foram observados os maiores valores de DQO e DBO se comparados à lagoa facultativa 2, exceto em maio/02. Sazonalmente também houve variação, com os valores máximos de DQO obtidos em agosto/02 (437 mg.L^{-1} , na facultativa 1; e 389 mg.L^{-1} , na facultativa 2) e os mínimos em fevereiro/02 (251 mg.L^{-1} , na facultativa 1; e 162 mg.L^{-1} , na facultativa 2). Os valores mínimos de DBO também

foram encontrados em fevereiro/02 (152 mg.L^{-1} , na facultativa 1; e 81 mg.L^{-1} , na facultativa 2) e os máximos em novembro/02, na facultativa 1 (279 mg.L^{-1}); e em agosto/02, na facultativa 2 (278 mg.L^{-1}) (Tabela 28).

Tabela 28: DQO e DBO (mg.L^{-1}), nas lagoas facultativas, no período estudado.

Lagoa Facultativa 1	DQO*	DBO	
		t0	t4
Maio/02	$295 \pm 21,8$	247	260
Agosto/02	$437 \pm 75,1$	105	159
Novembro/02	$315 \pm 22,3$	155	404
Fevereiro/03	$251 \pm 69,4$	-	152
Lagoa Facultativa 2			
Maio/02	$305 \pm 44,1$	256	299
Agosto/02	$389 \pm 51,7$	154	107
Novembro/02	$277 \pm 8,4$	290	142
Fevereiro/03	$163 \pm 15,9$	81	-

*As médias e os desvios-padrão foram calculados para horários e profundidades amostrados (n:15)

De acordo com von Sperling (1996b), é esperado que a maior densidade das algas seja observada nos primeiros 50 cm da coluna de água das lagoas facultativas. No entanto, nesta pesquisa isto não foi encontrado em todo o período de amostragem. As maiores densidades de algas foram verificadas no fundo da lagoa facultativa 1, em maio/02 (t0, t1 e t4) e em todos os horários, em fevereiro/03 (Figura 63).

Na lagoa facultativa 2 (Figura 64) isto também foi verificado em maio/02 (t4), novembro/02 (t1) e fevereiro/03 (t0, t2, t3 e t4). Esta maior densidade das algas no fundo da lagoa tem forte influência na qualidade do efluente final. Fevereiro/03 foi o período em que houve uma relação inversa entre a densidade de algas e as concentrações de bactéria (Tabela 19), nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico (Tabela 25), sólidos suspensos (Tabela 18), fósforo total, ortofosfato (Tabela 26) e a DBO (Tabela 28). Todas estas variáveis foram menores, comparadas aos demais períodos, independente da densidade fitoplanctônica ser maior.

Além disso, fevereiro/03 foi o período de estratificação mais duradoura, comparada aos outros períodos (Figuras 44 e 45).

A distribuição vertical da comunidade bacterioplanctônica também foi observada, mas na maioria das vezes não foi a mesma que a da comunidade fitoplanctônica. Na facultativa 1 (Figura 65), as maiores densidades no fundo foram encontradas em

maio/02 (t0 e t2), novembro/02 (t1 e t4) e fevereiro/03 (t0 e t4). Na facultativa 2 (Figura 65), isto ocorreu em maio/02 (t0), agosto/02 (t3 e t4) e novembro/02 (t4).

Figura 63: Densidades do fitoplâncton (células.mL⁻¹), na lagoa facultativa 1, no período de estudo.

Figura 64: Densidades do fitoplâncton (células.mL⁻¹), na lagoa facultativa 2, no período de estudo.

Figura 65: Densidades do bacterioplâncton (células.mL⁻¹), na lagoa facultativa 1, no período de estudo.

Figura 66: Densidades do bacterioplâncton (células.mL⁻¹), na lagoa facultativa 2, no período de estudo.

A partir do treinamento de 75% dos dados, obtidos randomicamente dos vetores descritos no item 3.3.4, foram sintetizados os modelos para estimativa da densidade fitoplanctônica, descritos a seguir. Na Tabela 29 estão as variáveis estatísticas dos modelos propostos. Os 25% restantes dos dados foram utilizados para teste do modelo (Tabela 30).

Não foi possível realizar este método para a densidade bacteriana, pois não foram obtidas correlações significativas, provavelmente devido à escala amostral adotada.

Os modelos propostos para a densidade fitoplanctônica foram os seguintes:

SUPERFÍCIE

$$ALGAS = \frac{(1.491,22 \times SSO - 2,70617 \times SSO^2 - 78033,3)}{(1 - 0,00218971 \times HCO_3^-)} \quad (1)$$

$$ALGAS = \frac{(1.671,11 \times CO_3^{2-} \times SSO - 3,09786 \times CO_3^{2-} \times SSO^2 - 62066,1 \times CO_3^{2-} - 104,983 \times FEO)}{(CO_3^{2-} - 0,00218971 \times CO_3^{2-} \times HCO_3^-)} \quad (2)$$

Onde:

Equação 1: melhor função significativa encontrada;

Equação 2: melhor função exata encontrada;

SSO: concentração de sólidos suspensos orgânicos;

HCO_3^- : concentração de bicarbonato;

CO_3^{2-} : concentração de carbonato;

FEO: concentração de feofitina.

MEIO:

$$ALGAS = \frac{(16,2174 \times DQO \times CHL)}{(Norg)} \quad (3)$$

$$ALGAS = \frac{(12,3262 \times PT \times DQO \times CHL^2 - 3,15527E+07 \times DQO)}{(PT \times CHL \times Norg - 7.106,23 \times Norg)} \quad (4)$$

Onde:

Equação 3: melhor função significativa encontrada;

Equação 4: melhor função exata encontrada;

DQO: demanda química de oxigênio;

PT: concentração de fósforo total;

CHL: concentração de clorofila *a*;

Norg: concentração de nitrogênio orgânico.

FUNDO:

$$ALGAS = \frac{(19,4839 \times DQO \times CHL)}{(Norg)} \quad (5)$$

$$ALGAS = \frac{(34,2576 \times CO_2lv \times DQO^2 \times CHL)}{(CO_2lv \times DQO \times +32,8576 \times CHL)} \quad (6)$$

Onde:

Equação 5: melhor função significativa encontrada;

Equação 6: melhor função exata encontrada;

DQO: demanda química de oxigênio;

CHL: concentração de clorofila *a*;

Norg: concentração de nitrogênio orgânico;

CO_2lv : gás carbônico livre.

COMPILAÇÃO:

$$ALGAS = \frac{(-445,263 \times CHL^3 + 17,8547 \times CO_2t^2 \times CHL^2)}{(CHL^2 - 7,46309E-08 \times CHL^4 + 1,1498E+06)} \quad (7)$$

$$ALGAS = \frac{(-415,645 \times CHL^3 + 17,1964 \times CO_2t^2 \times CHL^2 - 364,210 \times FEO \times CHL)}{(CHL^2 - 6,93085E-08 \times CHL^4 + 1,1498E+06 - 2,38618 \times FEO^2)} \quad (8)$$

Onde:

Equação 7: melhor função significativa encontrada;

Equação 8: melhor função exata encontrada;

CHL: concentração de clorofila *a*;

CO_2t : concentração de gás carbônico total;

SSO: concentração de sólidos suspensos orgânicos;

FEO: concentração de feofitina.

Tabela 29: Variáveis estatísticas dos modelos propostos para a predição de algas nas lagoas facultativas.

	Equações	Erro padrão	Desvio padrão	Significância	R ²
Superfície	(1)	0,3994	1,399E+05	4,346	0,8405
	(2)	0,3039	1,064E+05	Não significativa	0,9079
Meio	(3)	0,4638	1,604E+05	7,685	0,7973
	(4)	0,3096	1,071E+05	Não significativa	0,9082
Fundo	(5)	0,4125	1,107E+05	20,64	0,8377
	(6)	0,2137	5,733E+04	1,237	0,9552
Compilação	(7)	0,3935	1,222E+05	3,001	0,8750
	(8)	0,3481	1,081E+05	Não significativa	0,8808

Tabela 30: Testes *Predictor PolyNet* para a predição da densidade de algas nas lagoas facultativas da ETE de Novo Horizonte.

		R ²	
		Treino (75%)	Teste (25%)
Superfície	SSO, HCO_3^-	0,8405	0,7122
	SSO, HCO_3^- , CO_3^{2-} , Feofitina	0,9079	0,7742
Meio	DQO, Chl, Norg	0,7973	0,4929
	DQO, Chl, Norg, PT	0,9082	0,5537
Fundo	DQO, Chl, Norg	0,8377	0,6197
	DQO, Chl, Norg, CO_2lv	0,9552	0,7680
Complicação dos dados	Chl, CO_2t ,	0,8750	0,8062
	Chl, CO_2t , Feofitina	0,8808	0,2824

SSO; sólidos suspensos orgânicos; HCO_3^- : bicarbonato; CO_3^{2-} : carbonato; DQO: demanda química de oxigênio; Chl: clorofila; Norg: nitrogênio orgânico; CO_2lv : gás carbônico livre; CO_2t : gás carbônico total.

O ajuste adequado do modelo pode ser observado nas Figuras 67 a 74 e nos respectivos coeficientes de correlação linear (Figuras 75 a 78). Como observado nos modelos propostos, nota-se a semelhança entre o meio e o fundo das lagoas facultativas. Nestas profundidades, as variáveis que tiveram relação direta com a densidade fitoplanctônica foram DQO, clorofila e nitrogênio orgânico. Isto pode ser explicado pela contribuição das algas na carga de matéria orgânica do sistema e também pela clorofila ser um indicador indireto da biomassa destes organismos.

Na superfície, ambiente distinto dos demais, as variáveis mais importantes para a determinação do fitoplâncton foram sólidos suspensos orgânicos e bicarbonato. Tanto o bicarbonato como o carbonato são as fontes primárias de carbono inorgânico para a fotossíntese das algas, portanto, espera-se que ambos tenham relação direta com a biomassa das algas, como fatores limitantes ao crescimento destes organismos. Quanto à fração de sólidos suspensos, espera-se que, na superfície das lagoas facultativas, esta seja devida, principalmente, à presença das algas, pois é a região de maior atividade fotossintética.

No entanto, não é recomendada a substituição da análise da comunidade fitoplanctônica pela determinação de sólidos suspensos ou clorofila, pois não fornecem informações sobre os tipos de algas presentes, fundamentais para entender os processos envolvidos na estabilização da matéria orgânica.

Figura 67: Densidades fitoplanctônicas (células.mL⁻¹) estimadas e observadas obtidas no treinamento do modelo, na superfície das lagoas facultativas.

Figura 68: Densidades fitoplanctônicas (células.mL⁻¹) estimadas e observadas obtidas no teste do modelo, na superfície das lagoas facultativas.

Figura 69: Densidades fitoplanctônicas (células.mL⁻¹) estimadas e observadas obtidas no treinamento do modelo, no meio das lagoas facultativas.

Figura 70: Densidades fitoplanctônicas (células.mL⁻¹) estimadas e observadas obtidas no teste do modelo, no meio das lagoas facultativas.

Figura 71: Densidades fitoplanctônicas (células.mL⁻¹) estimadas e observadas obtidas no treinamento do modelo, no fundo das lagoas facultativas.

Com os modelos resultantes da compilação dos dados (Figuras 73 e 74), percebe-se que as lagoas facultativas tiveram funcionamento da coluna de água relativamente homogêneo. Isto implica que a variação vertical da biomassa de algas não foi relevante.

Os testes dos modelos (Figuras 68, 70, 72 e 74), realizados com os 25% dos dados restantes, mostraram coeficientes de correlação ligeiramente inferiores aos obtidos no treinamento do modelo (Tabela 30). No entanto, exceto pelas equações 3 e 8, que foram as que tiveram os mais baixos coeficientes de correlação linear (0,4929 e 0,2824, respectivamente), os testes responderam com acuracidade. O método empregado foi satisfatório e os modelos podem ser melhorados com a utilização de maiores vetores de dados proveniente de diferentes sistemas de lagoas de estabilização, para serem empregados na estimativa da biomassa das algas.

Figura 72: Densidades fitoplanctônicas (células.mL⁻¹) estimadas e observadas obtidas no teste do modelo, no fundo das lagoas facultativas.

Figura 73: Densidades fitoplanctônicas (células.mL⁻¹) estimadas e observadas obtidas no treinamento do modelo, das lagoas facultativas – compilação.

Figura 74: Densidades fitoplanctônicas (células.mL⁻¹) estimadas e observadas obtidas no teste do modelo, das lagoas facultativas – compilação.

Figura 75: Densidade fitoplanctônica (células.mL⁻¹) estimada vs observada obtida no treinamento e coeficiente de correlação, na superfície das lagoas facultativas.

Figura 76: Densidade fitoplanctônica (células.mL⁻¹) estimada vs observada obtida no treinamento e coeficiente de correlação, no meio das lagoas facultativas.

Figura 77: Densidade fitoplanctônica (células.mL⁻¹) estimada vs observada obtida no treinamento e coeficiente de correlação, no fundo das lagoas facultativas.

Figura 78: Densidade fitoplanctônica (células.mL⁻¹) estimada vs observada obtida no treinamento e coeficiente de correlação, das lagoas facultativas – compilação.

4.6 PRODUÇÃO PRIMÁRIA FITOPLANCTÔNICA NAS LAGOAS FACULTATIVAS.

Konig (1984) determinou a taxa de produção primária fitoplanctônica em lagoas de estabilização pelo método do oxigênio dissolvido (frascos claros e escuros), com tempo de incubação de 30 minutos e encontrou valores máximos próximos a $2,5 \text{ gO}_2\text{.m}^{-2}\text{.h}^{-1}$ e $6,5 \text{ gO}_2\text{.m}^{-2}\text{.h}^{-1}$ para produção primária bruta, em duas lagoas facultativas. Neste estudo, a produção primária bruta fitoplanctônica esteve entre $0,2 \text{ gO}_2\text{.m}^{-2}\text{.h}^{-1}$ (maio/02) e $6,5 \text{ gO}_2\text{.m}^{-2}\text{.h}^{-1}$ (agosto/02), na facultativa 1 e entre $0,9 \text{ gO}_2\text{.m}^{-2}\text{.h}^{-1}$ (maio/02) e $6,2 \text{ gO}_2\text{.m}^{-2}\text{.h}^{-1}$ (agosto/02 e fevereiro/03), na facultativa 2 (Tabela 31).

Os maiores valores foram observados em agosto/02, nas duas lagoas: $6,5 \text{ gO}_2\text{.m}^{-2}\text{.h}^{-1}$, na facultativa 1 e $6,2 \text{ gO}_2\text{.m}^{-2}\text{.h}^{-1}$, na facultativa 2. Os menores valores foram verificados em maio/02: $0,2 \text{ gO}_2\text{.m}^{-2}\text{.h}^{-1}$, na facultativa 1 e $0,9 \text{ gO}_2\text{.m}^{-2}\text{.h}^{-1}$, na facultativa 2.

Comparando-se as duas lagoas, tem-se que a produção primária bruta foi maior na facultativa 1, em agosto/02 ($6,5 \text{ gO}_2\text{.m}^{-2}\text{.h}^{-1}$) e novembro/02 ($3,4 \text{ gO}_2\text{.m}^{-2}\text{.h}^{-1}$). Enquanto que em maio/02 e fevereiro/03, a produção primária bruta foi maior na lagoa facultativa 2 ($0,9$ e $6,2 \text{ gO}_2\text{.m}^{-2}\text{.h}^{-1}$, respectivamente).

Na facultativa 2, estes valores foram maiores em maio/02 ($0,9 \text{ gO}_2\text{.m}^{-2}\text{.h}^{-1}$) e fevereiro/03 ($6,2 \text{ gO}_2\text{.m}^{-2}\text{.h}^{-1}$).

Tabela 31: Produção primária fitoplanctônica ($\text{gO}_2\text{.m}^{-2}\text{.h}^{-1}$), nas duas lagoas facultativas, no período estudado.

	Maio/02		Agosto/02		Novembro/02		Fevereiro/03	
	Fac. 1	Fac. 2	Fac. 1	Fac. 2	Fac. 1	Fac. 2	Fac. 1	Fac. 2
PPL	-	-	-	4,9	-	-	-	5,4
PPB	0,2	0,9	6,5	6,2	3,4	2,3	1,2	6,2
RC	-	-	-	1,6	-	-	2,2	1,3

Fac. 1: lagoa facultativa 1; Fac. 2: lagoa facultativa 2; PPL: produção primária líquida; PPB: produção primária bruta; RC: respiração da comunidade. Os espaços em branco (-) significam que não foi possível calcular porque a quantidade inicial de oxigênio dissolvido não foi detectada.

Na Tabela 32 estão os dados de produção primária fitoplanctônica nas três profundidades de incubação. Durante o período estudado, a produção primária fitoplanctônica foi maior em agosto/02, nas duas lagoas. Neste período, a produção primária fitoplanctônica bruta foi maior na lagoa facultativa 1 ($20,9 \text{ gO}_2\text{.m}^{-3}\text{.h}^{-1}$) se comparada a facultativa 2 ($15,8 \text{ gO}_2\text{.m}^{-3}\text{.h}^{-1}$). Este também foi o único período em que foi possível determinar a produção primária bruta, nas três profundidades, nas duas

lagoas. Os menores valores desta produção foram observados em maio/02, sendo $0,5 \text{ gO}_2\text{.m}^{-3}\text{.h}^{-1}$ e $2,6 \text{ gO}_2\text{.m}^{-3}\text{.h}^{-1}$, nas lagoas facultativas 1 e 2, respectivamente.

A produção primária líquida foi possível de ser calculada apenas na lagoa facultativa 2, em agosto/02 e fevereiro/03, na superfície e no fundo. Isto porque, na facultativa 1, nos quatro períodos e em maio/02 e novembro/02, na facultativa 2, não foi possível medir a concentração inicial de oxigênio dissolvido (antes da incubação), que estava abaixo do limite de detecção do método.

Tabela 32: Produção primária fitoplanctônica ($\text{gO}_2\text{.m}^{-3}\text{.h}^{-1}$), nas duas lagoas facultativas, no período estudado.

		Maio/02		Agosto/02		Novembro/02		Fevereiro/03	
		Fac. 1	Fac. 2	Fac. 1	Fac. 2	Fac. 1	Fac. 2	Fac. 1	Fac. 2
PPL	S	-	-	-	10,7	-	-	-	10,0
	M	-	-	-	-	-	-	-	-
	F	-	-	-	3,2	-	-	-	5,6
PPB	S	0,5	2,6	20,9	15,8	9,7	6,6	3,3	12,8
	M	-	-	3,1	0,9	-	0,2	-	0,7
	F	-	-	2,3	3,8	-	0,2	-	6,4
RC	S	-	-	-	5,1	-	-	7,6	2,8
	M	-	-	-	4,7	-	-	-	-
	F	-	-	-	0,5	-	-	-	0,8

Fac. 1: lagoa facultativa 1; Fac. 2: lagoa facultativa 2; PPL: produção primária líquida; PPB: produção primária bruta; RC: respiração da comunidade; S: superfície; M: meio; F: fundo. Os espaços em branco (-) significam que não foi possível calcular porque a quantidade inicial de oxigênio dissolvido não foi detectada.

Em fevereiro/03, na facultativa 1, a respiração da comunidade foi maior que a produção primária fitoplanctônica bruta, sendo $7,6 \text{ gO}_2\text{.m}^{-3}\text{.h}^{-1}$ e $3,3 \text{ gO}_2\text{.m}^{-3}\text{.h}^{-1}$, respectivamente.

A respiração da comunidade também foi determinada em agosto/02, nas três profundidades e fevereiro/03, na superfície e no fundo, sendo maior no primeiro período ($5,1 \text{ gO}_2\text{.m}^{-3}\text{.h}^{-1}$, na superfície) em comparação com o segundo ($2,3 \text{ gO}_2\text{.m}^{-3}\text{.h}^{-1}$, na superfície), na lagoa facultativa 2.

Segundo Calijuri et al. (1989), um dos maiores problemas do pesquisador que trabalha com populações naturais é encontrar uma maneira adequada para acoplar as interações entre os organismos, as influências ambientais e como detectar ambas, através de metodologias adequadas.

No caso dos microrganismos aqui abordados, a resposta às alterações no ambiente é bastante rápida. Segundo Calijuri et al. (op. cit.), a técnica para estimar a

produção primária fitoplanctônica com incubação *in situ* pode resultar em valores subestimados uma vez que as algas respondem rapidamente às alterações da radiação superficial.

Weatherell et al. (2003) desenvolveram um modelo para prever a concentração de algas em lagoas de estabilização baseado em estudos anteriores realizados em ambientes aquáticos naturais. Neste modelo, os autores consideraram que o fator mais importante na determinação da concentração de algas é a atenuação da luz na coluna de água uma vez que os nutrientes são providos em excesso pelo afluente bruto. De acordo com os resultados, a disponibilidade de luz subaquática influencia diretamente a taxa fotossintética e esta, por sua vez, influencia a concentração de clorofila.

Nos estudos sobre a produção primária fitoplanctônica, os modelos de curva de luz-fotossíntese são muito utilizados para prever a variação das taxas de fotossíntese em função da intensidade luminosa, da temperatura e da concentração de nutrientes em ambientes aquáticos de água doce e marinho.

Calijuri (1988) fez uma série de considerações sobre os trabalhos realizados com as curvas de luz-fotossíntese. Entre os trabalhos citados estão os de Smith (1936), Talling (1957), que introduziu o conceito de I_k (que é a intensidade luminosa na qual a fotossíntese alcança a saturação), Steemann-Nielsen e Hansen (1959). Estes modelos relacionaram a produtividade primária por unidade de clorofila e irradiância. A partir de 1980, com os trabalhos de Platt e colaboradores, foi introduzida a questão da fotoinibição.

As condições físicas do ambiente, como atenuação da radiação solar (NASELLI-FLORES, 1998; CALIJURI e DOS SANTOS, 2001) e profundidade de mistura da coluna de água (DIEHL et al., 2002) têm sido os fatores principais associados à seleção de espécies e à taxa de crescimento dos organismos planctônicos devido à passividade dos mesmos na coluna de água. Segundo Naselli-Flores (op. cit.), quanto mais elevado for o estado trófico de determinado sistema aquático, maior será a influência dos parâmetros físicos e da disponibilidade de luz sob o desenvolvimento da biomassa e diversidade do fitoplâncton.

Joseph e Joseph (2001) avaliaram o comportamento ecológico e fotossintético das algas em um sistema de lagoas construído para tratar efluente de uma refinaria de óleo. A determinação da produtividade primária fitoplanctônica foi realizada pelo método do oxigênio dissolvido e os valores médios obtidos foram de $7,14 \text{ gC.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, para produção primária bruta e $3,56 \text{ gC.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, para a respiração da comunidade.

Segundo os autores acima, a comparação entre a produção primária bruta e a respiração da comunidade permite avaliar o nível de estabilização da água residuária

e, portanto, pode avaliar o potencial eutrofizante do efluente final. Pelos resultados obtidos pelos autores, a produção primária bruta do efluente final foi maior que a respiração da comunidade e esta se aproximou dos valores da primeira apenas duas vezes, durante o período amostral, indicando claramente que a estabilização não foi completa e confirmou a natureza eutrófica do efluente.

Esta relação pode ser comparada, no presente estudo, apenas na lagoa facultativa 2, em agosto/02 e nas duas lagoas, em fevereiro/03. Na facultativa 2, a respiração da comunidade foi inferior a produção primária bruta, nos dois períodos amostrados, mas foi maior na facultativa 1, em fevereiro/03 (Tabela 28).

Outro estudo que tem sido adaptado de ambientes aquáticos naturais é a influência dos ciclos de luz-escuro na taxa fotossintética e na fotoinibição. Ratchford e Fallowfield (2003) determinaram a influência da atenuação da luz na atividade fotossintética na coluna de água. Segundo os autores, a alta irradiância e temperatura da água podem resultar na inibição da fotossíntese e na produção de oxigênio dissolvido, na superfície das lagoas estratificadas. Além disso, este efeito pode ser amenizado pela mistura controlada das células na coluna de água. Nesta pesquisa, não foi constatada a fotoinibição nos períodos de estratificação térmica (Tabela 29), provavelmente, devido ao curto tempo de incubação.

De acordo com Calijuri e Dos Santos (2004), a técnica de incubação *in situ* é a que mais se aproxima da produção real do ambiente. No entanto, segundo os autores, os resultados dos experimentos com incubações devem ser analisados com precaução visto que a comunidade fica isolada da variabilidade ambiental durante o período de incubação.

Em fevereiro/02, dois métodos de incubação, *in situ* e *simulado*, foram testados previamente (GARGAS, 1975 e WETZEL e LIKENS, 1991). Para cada um dos métodos também foram testados diferentes tempos de incubação. O tempo da incubação simulada foi de 60 min e da incubação *in situ* foi de 1h30min na lagoa facultativa 1 e 1h45min na facultativa 2. As incubações iniciaram as 9:30h na lagoa facultativa e às 11:30h na de maturação. Os valores de produção primária bruta e líquida foram maiores na incubação simulada se comparados aos valores da incubação *in situ*, conforme o esperado. Isto ocorre devido na incubação simulada a comunidade está exposta à uma intensidade luminosa freqüente, o que não ocorre no ambiente natural (Tabela 33).

Comparando-se os valores obtidos nesta coleta prévia, cujo tempo de incubação foi ligeiramente maior (Tabela 33) com aqueles referentes ao período de estudo (Tabela 32) e os resultados de König (1984) é possível afirmar que o tempo de incubação adotado na pesquisa foi suficiente mesmo que Vernick et al. (1977) afirmem

que o tempo necessário para detectar mudanças significativas na concentração de oxigênio dissolvido seja de duas horas.

Tabela 33: Produção primária fitoplanctônica ($\text{gO}_2\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$), nas duas lagoas facultativas, na coleta prévia (fevereiro/02).

		Simulada		In situ	
		Fac. 1	Fac. 2	Fac. 1	Fac. 2
Tempo de incubação		1h	1h	1h30	1h45
PPL	S	18,7	12,6	16,4	3,6
	M	18,8	9,5	0,1	-
	F	18,5	10,1	-	-
PPB	S	18,7	-	19,5	10,8
	M	18,8	9,5	0,3	-
	F	18,5	10,1	-	-
RC	S	-	12,6	3,0	7,2
	M	-	-	0,2	-
	F	-	-	-	-

Fac. 1: lagoa facultativa 1; Fac. 2: lagoa facultativa 2; PPL: produção primária líquida; PPB: produção primária bruta; RC: respiração da comunidade; S: superfície; M: meio; F: fundo. Os espaços em branco (-) significam que não foi possível calcular porque a quantidade inicial de oxigênio dissolvido não foi detectada.

5) CONCLUSÕES

A partir dos dados de precipitação, pode-se concluir que a amostragem abrangeu períodos distintos no que se refere à quantidade de chuvas. Na amostragem, os períodos de pouca precipitação (agosto/02), precipitação intermediária (maio/02) e de chuvas mais intensas (novembro/02 e fevereiro/03) estiveram representados. O aumento da precipitação resultou numa maior vazão de esgoto. A vazão de esgoto estimada a partir dos dados de consumo de água foi maior que a estabelecida no projeto, em todo o período de estudo. Partindo destas condições, as conclusões sobre a interação alga/bactéria e o funcionamento da ETE de Novo Horizonte foram:

1. As características químicas e biológicas do efluente final da ETE de Novo Horizonte apresentaram diferenças entre os dois dias de semana (quarta e quinta-feira) e ao longo dos meses (sazonal). As maiores concentrações foram obtidas em agosto/02 (período com as menores precipitações) e as menores em fevereiro/03 (período com as maiores precipitações), para a maioria das variáveis analisadas. Este fato indica a influência das condições climáticas na qualidade do efluente final.
2. O afluente bruto se caracterizou como forte, embora com baixas concentrações de sólidos suspensos. Durante todo o período estudado, foram obtidas altas concentrações de matéria orgânica (DQO), fósforo total, nitrato, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total Kjeldahl. Por outro lado, as concentrações de sólidos suspensos orgânicos e inorgânicos estiveram abaixo das concentrações típicas. Este fato ressalta a importância do conhecimento das especificidades de cada região para o estabelecimento do tipo de sistema de tratamento mais adequado e dos parâmetros de projeto.
3. A ETE de Novo Horizonte produziu, durante o período estudado, efluente final potencialmente eutrofizante no que se refere à concentração de matéria

orgânica e de fósforo total, com altas concentrações de matéria orgânica (DQO), sólidos suspensos, nitrogênio total Kjeldahl e fósforo total, na maioria dos períodos estudados, exceto em fevereiro/03, quando os valores de DQO e sólidos suspensos estiveram abaixo do esperado.

4. Variações sazonais da qualidade do efluente final e entre os dois dias de coleta foram verificadas para o pH, oxigênio dissolvido, DBO, nitrito, fósforo total, ortofosfato, clorofila, densidade bacteriana e densidade fitoplanctônica.
5. A importância da temperatura na eficiência de redução de matéria orgânica e nutrientes foi verificada na ETE de Novo Horizonte sendo as maiores reduções de sólidos suspensos, matéria orgânica e das formas nitrogenadas no período de maior temperatura (fevereiro/03: afluente – 30,6 °C; efluente: 30,0 °C) enquanto que as menores reduções foram obtidas em maio/02, período em que a temperatura da água foi menor (afluente – 26,9 °C; efluente: 23,0 °C).
6. Considerando o papel da temperatura na redução da matéria orgânica e dos nutrientes, pode-se afirmar que a época mais favorável para a redução destes compostos foi fevereiro/03. A influência das chuvas na diminuição da eficiência do sistema foi verificada em agosto/02, época representada pelas maiores concentrações de DQO, sólidos suspensos e formas nitrogenadas no efluente final da ETE. Em fevereiro/03, também foram observadas as maiores precipitações.
7. De acordo com a legislação (CONAMA 357/05), o efluente final da ETE esteve fora dos limites para nitrogênio amoniacal em todos os períodos amostrados. Sendo assim, a ETE produziu efluente potencialmente eutrofizante no que se refere à concentração de nutrientes (N), durante o período de amostragem. Também foram elevadas as concentrações de fósforo total, nitrato e DQO, no efluente final. O aumento da vazão e a diminuição nas concentrações de sólidos suspensos totais e fósforo total, em fevereiro/03, não foram suficientes para melhorar as condições de lançamento.
8. A elevada concentração de fósforo no período estudado é preocupante devido ao impacto eutrofizante no corpo receptor. Esta condição sugere a necessidade de pós-tratamento do efluente final. Os principais fatores que podem ter contribuído para liberação de fósforo para a coluna de água foram:

altos valores de pH e de temperatura e aumento da vazão (com diminuição do tempo de detenção hidráulico).

9. Mesmo com afluente com altos valores de DBO (faixa de concentração forte), a eficiência de redução da lagoa anaeróbia esteve dentro do esperado, exceto em novembro/02, quando foi menor (46%). A eficiência da lagoa em reduzir a matéria orgânica pode estar relacionada com os altos e constantes valores da temperatura da água.
10. O comportamento térmico das lagoas facultativas foi variável na escala sazonal, com período de mistura (novembro/02), períodos com estratificação e mistura alternados (maio/02 e agosto/02) e período de estratificação duradoura (fevereiro/03). No entanto, esta variação parece não ter influenciado na qualidade do efluente final, visto que as maiores reduções de sólidos suspensos, DBO e nitrogênio total Kjeldahl ocorreram em fevereiro/03. Ao contrário, neste período, a distribuição vertical do fitoplâncton, com maiores densidades no fundo da lagoa facultativa 2, promoveu aumento da eficiência do sistema.
11. Os perfis das concentrações de oxigênio dissolvido nas lagoas facultativas foram influenciados pelos perfis térmicos apenas em fevereiro/03, quando a estratificação térmica e o perfil clinogrado de OD foram coincidentes. Nos demais períodos, a desoxigenação pode ter sido influenciada por outros fatores, como a concentração de matéria orgânica e as altas temperaturas, típico de ambientes rasos e eutróficos.
12. A anaerobiose foi condição predominante nas lagoas facultativas, principalmente em maio/02 e agosto/02, na maior parte da coluna de água. Esta condição reforça o funcionamento inadequado do sistema. Além disso, a porcentagem de saturação de oxigênio esteve abaixo de 10% na maioria dos períodos e horários amostrados. Porcentagens acima de 100 foram encontradas apenas nos primeiros centímetros da coluna de água e nos horários de maior intensidade luminosa, em agosto/02 e fevereiro/03, na lagoa facultativa 1; e em maio/02 e fevereiro/03, na facultativa 2.
13. A zona eufótica das lagoas facultativas esteve restrita aos primeiros 30 centímetros da coluna de água, em ambas, com valores relativamente maiores

na facultativa 2, em fevereiro/03; e esteve diretamente relacionada com a concentração de sólidos suspensos, como era esperado para ambientes eutróficos.

14. Comparando as duas lagoas facultativas, a primeira apresentou valores de transparência da coluna menores que a facultativa 2 e isto está diretamente relacionado com a carga orgânica e a concentração de sólidos suspensos.
15. Os máximos de produção primária coincidiram com os máximos de densidade fitoplanctônica (agosto/02), nas duas lagoas facultativas. O que comprova a aplicabilidade do método do oxigênio dissolvido para os sistemas de lagoas de estabilização.
16. Parece ter ocorrido interação negativa entre algas e bactérias, seja pela competição por recursos (nutrientes), pela eliminação de substâncias tóxicas ou pela interação metabólica de ambos os grupos, como, por exemplo, a elevação do pH pelas algas e a alta produção de oxigênio dissolvido, ambos com efeito bactericida.
17. As variações sazonais nas densidades de algas e bactérias não estiveram relacionadas com os períodos de estratificação e mistura. A maior densidade fitoplanctônica foi verificada em agosto/02, na lagoa facultativa 1, quando houve alternância entre estratificação (durante o dia) e mistura (durante a noite).
18. . Variações sazonais na estrutura da comunidade fitoplanctônica não foram verificadas, sendo *Chlorella vulgaris* (CHLOROPHYCEAE) a espécie dominante. Estes organismos oportunistas se beneficiam de condições físicas instáveis da coluna de água, como as encontradas nesta pesquisa. No entanto, o biovolume mostrou contribuição importante de *Aphanocapsa* sp (CYANOPHYCEAE), em maio/02; e *Golenkinia radiata* e *Chlorella* sp (CHLOROPHYCEAE), em fevereiro/03.
19. A distribuição vertical das algas esteve fora do padrão esperado em fevereiro/03. Neste período, a maior densidade foi obtida no fundo, principalmente em fevereiro/03, em todos os horários amostrados, na lagoa facultativa 2. Este fato pode ter sido decisivo na qualidade do efluente final.

Houve redução da densidade de bactérias, nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal, sólidos suspensos, fósforo total, ortofosfato e DBO, independente da maior contribuição da densidade das algas e da estratificação mais duradoura neste período.

20. De acordo com o método de algoritmo utilizado, a coluna da água das lagoas facultativas manteve-se homogênea no período estudado. A coluna de água pode ser dividida em dois ambientes distintos. Esta conclusão contradiz a anterior. Esta controvérsia está relacionada com a necessidade de agrupar todos os dados das quatro épocas de estudo para que o método pudesse ser utilizado. Com isso, as pequenas diferenças entre os períodos não ficaram evidentes.
21. O método de algoritmo empregado foi satisfatório. Porém, os modelos precisam ser melhorados com a utilização de séries maiores de dados e de diferentes sistemas para que a biomassa de algas possa ser prevista.

6) REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AISSE, M.M. (2000). *Sistemas econômicos de tratamento de esgotos sanitários*. ABES, Rio de Janeiro. 192p.

ALEM SOBRINHO, P.; KATO, M.T. (1999). Análise crítica do uso do processo anaeróbio para o tratamento de esgotos sanitários. In: CAMPOS, J.R. (ed). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição no solo*. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – Prosab. p. 301 – 320.

AMANN, R.; KRUMHOLZ, L.; STAHL. D.A. (1990). Fluorescent-oligonucleotide probing of whole cells for determinative, phylogenetic, and environmental studies in microbiology. *Applied Environmental Microbiol*, v. 58, p.143 – 169.

AMANN, R.; STROMLEY, J.; DEVEREUX, R; KEY, R.; STAHL. D.A. (1992). Molecular and microscopic identification of sulfate-reducing bacteria in multispecies biofilms. *Applied Environmental Microbiol*, v. 58, n. 2, p. 614 – 623.

AMANN, R.I. (1995). In situ identification of micro-organisms by whole cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes. *Molecular Microbial Ecology Manual*. v.3.3.6. p. 1 – 15.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA (1995). Standard methods for the examination of water and wastewater Washington, Byrd Prepress Springfield. 1134p.

ANDRADE NETO, C.O, (1997). *Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira*. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, RJ. 299p.

AOTA, Y.; NAKAJIMA, H. (2001). Mutualistic relationship between phytoplankton and bacteria caused by carbon excretion from phytoplankton. *Ecological Research*. v. 16. p. 289-299.

ARAÚJO, J.C. (2001). *Biofilmes anaeróbios: desenvolvimento e caracterização filogenética usando a hibridação in situ sondas fluorescentes*. 161p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos. 2001.

ARAUZO, M.; COLMENAREJO, M.F.; MARTINEZ, E.; GARCIA, M.G. (2000). The role of algae in a deep wastewater self-regeneration pond. *Water Research*. v.34, n.14, p.3666-3674.

AZAM, F.; FENCHEL, T.; FIELD, J.G.; GRAY, J.S.; MEYER-REIL, L.A.; THINGSTAD, F. (1983). The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecology Progress Series*. v.10, p. 257-263.

BILLEN, G. (1990). Delayed development of bacterioplankton with respect to phytoplankton: a clue for understanding their trophic relationships. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* v. 34, p. 191-201.

BITTON, G. (1994). *Wastewater microbiology*. Willey-Liss, New York. 478p.

Brasil (2004). Portaria N° 357, de março de 2005. Ministério da Saúde, Gabinete do Ministro. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

CALIJURI, M.C. (1988). *Resposta fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização*. 293p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, SP. 1988.

CALIJURI, M.C.; TUNDISI, J.G.; SAGGIO, A.A. (1989). Um modelo de avaliação do comportamento fotossintético para populações de fitoplâncton natural. *Revista Brasileira de Biologia*. v. 49, n. 4, p. 969-977.

CALIJURI, M.C; DOS SANTOS, A.C.A. (2001). Temporal variations in phytoplankton primary production in a tropical reservoir (Barra Bonita, SP-Brazil). *Hydrobiologia*. v.445, p.11-26.

CALIJURI, M.C.; DOS SANTOS, A.C.A. (2004). A produção primária do fitoplâncton. In: Bicudo, C.E.M.; Bicudo, D.C. (ed). *Amostragem em limnologia*. Rima Editora. São Carlos, SP. p. 321-341.

CEBALLOS, B.L. (1990). Microbiologia Sanitária. In: Mendonça. S.R. (ed). *Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente*. Novos conceitos. João Pessoa. PB. 388p.

CEBALLOS, B.L. (2000). Microbiologia sanitária y ambiental. In: Mendonça, S.R. (ed). *Sistemas de lagunas de estabilización – como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío*. McGraw-Hill. Colombia. 370p.

CHERNICHARO, C.A.L (1997). *Reatores anaeróbios*. Volume 5. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 246p.

COLE, G.A. (1983). *Textbook of limnology*. Third edition. Wavelanf Press. Illinois. USA. 401p.

COLE, J.J. (1982). Interactions between bacteria and algae in aquatic ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* v. 13, p. 291-314.

CURTIS, T.P.; MARA, D.D.; DIXO, N.G.H.; SILVA, S.A. (1994). Light penetration in waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, v.28, n.5, p.1031 – 1038.

DAVIS, E.M.; FLOYNA, M. (1972). Bacterial dieoff in ponds. *Journal of the sanitary engineering division*. Proceedings of the American Society of Civil Engineers. p. 59 – 69.

DAVIES-COLLEY, R.J.; DONNISON, A.M.; SPEED, D.J.; ROSS, C.M (1999). Inactivation of faecal indicator microorganisms in waste stabilization ponds: interactions of environmental factors with sunlight. *Water Science and Technology*, v.33, n.5, p.1220 – 1230.

DIEHL, S.; BERGER, S.; PTACNIK, R.; WILD, A. (2002). Phytoplankton, light, and nutrients in a gradient of mixing depths: field experiments. *Ecology*. v.83, n.2, p.399-411.

DUBOIS, M.; GILLES, K.A.; HAMILTON, J.A.; REBERS, P.A. (1956). Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*, v.28, n.3, p. 350 – 356.

ESTEVEZ, F.A. (1998). *Fundamentos de limnologia*. Interciência. Rio de Janeiro. 2ed. 602p.

FIORINI, M.P. (2004). *Mudanças temporais da comunidade fitoplanctônica e das condições ecológicas de efluente final da ETE do Município de Cajati, SP*. 106p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P.F.F. (1999). Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J.R. (ed). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição no solo*. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – Prosab. p. 29-52.

GARGAS, E.A. (1975). *A manual for phytoplankton primary production studies in the Baltic*. The Baltic Marine Biologists. 88p.

GLOYNA, E.T. (1973). Estanques de estabilización de aguas residuales. *Organizacion mundial de la salud*. Série monografias. N 60. Genebra. 192p.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M.A.M. (1978). *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. 2. ed, IBP. Handbook n. 8, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 213p.

GRANADO, D.C. (2004). *Variações nictemerais e sazonais na estrutura da comunidade fitoplanctônica num sistema de lagoas de estabilização (Novo Horizonte, SP)*. 128p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

GU, R.; STEFAN, H.G. (1995). Stratification dynamics in wastewater stabilization ponds. *Water Research*. v. 29, n. 8, p. 1909 – 1923.

HAPPEY-WOOD, C. (1988). Ecology of freshwater planktonic green algae. In: SANDGREN, C.D. (ed). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press. p. 175 – 226.

HERRERA, L.; CASTILLO, G. (2000). Dynamics of waste stabilization pond in Chile. *Water Science and Technology*, v. 42, n. 10-11, p. 83 – 90.

HIRASAWA, J. S. (2003). *Avaliação da comunidade anaeróbia em reator sulfetogênico utilizando a hibridação in situ com sondas fluorescentes (FISH)*. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos, 2003.

HOSETTI, B.; FROST, S. (1998). A review of the control of biological waste treatment in stabilization ponds. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. v.28, n.2, p.193-218.

HULOT, F.D.; MORIN, P.J.; LOREAU, M. (2001). Interactions between algae and the microbial loop in experimental microcosms. *Oikos*. v.95, p. 231-238.

HUNTER, J.V.; HEUKELEKIAN, H. (1965). The composition of domestic sewage fractions. *Journal WPCF*. v. 37, n. 8, p. 1142 – 1163.

HUTCHINSON, G.E. (1967). *A treatise of limnology*. Vo. II, Introduction to lake biology and the limnoplankton. New York. Wiley.

IVAKHNENKO, A.G. (1971). *Polynomial theory of complex systems*. IEEE Transaction on Systems, Man, Cybernetics. Vol. 1. n.4, p.364-378.

JORDÃO, E.P; PESSOA, C.A. (1975). *Tratamento de esgotos domésticos – concepções clássicas de tratamento de esgotos*. Vol. 1. CETESB, São Paulo, 544p.

JOSEPH, V.; JOSEPH, A. (2001). Algae in the assessment of industrial wastewater holding ponds. *Water, Air, and Soil Pollution*. v.132, p.251-261.

LEGENDRE, P.; BALEUX, B.; TROUSSELLIER, M. (1984). Dynamics of pollution-indicator and heterotrophic bacteria in sewage treatment lagoons. *Applied and Environmental Microbiology*. v.48, n.3, p.586-593.

LINDELL, M.J.; GRANÉLI, W.; TRANVIK, L.J. (1995). Enhanced bacterial growth in response to photochemical transformation of dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*. v.40, n.1, p.195-199.

LOWRY, O.H.; ROSEBROUGH, N. J.; FARR, A. L; RANDALL, R. J. (1951). Protein measurement with the Folin phenol reagent. *J. Biol. Chem.* v. 193, p. 265-276.

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

KELLNER, E.; PIRES. E.C. (2002). The influence of thermal stratification on the hydraulic behavior of waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, v. 45, n. 1, p. 41 – 48.

KONIG, A. (1984). *Ecophysiological studies on some algae and bacteria of waste stabilization ponds*. Thesis. University of Liverpool. 174p.

KONIG, A. (2000). Biología de las lagunas de estabilización: alga. In: Mendonça, S.R. (ed). *Sistemas de lagunas de estabilización – como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de riego*. McGraw-Hill. Colombia. 370p.

MACKERETH, F.J.H.; HERON, J.; TALLING, J.E. (1978). *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association. Sci. Pub.. n.36, Wilson and Sons LTDA. 117p.

MANZ, W., AMANN, R., LUDWIG, W., WAGNER, M. SCHLEIFER, K.H. (1992). Phylogenetic oligodeoxynucleotide probes for the major subclasses of Proteobacteria: problems and solutions. *Systematic and Applied Environmental Microbiology*, v. 15. p. 593 – 600p.

MANZ, W., SZEWZYK, U., ERICSSON, P., AMANN, R., SCHLEIFER, K., STENSTRÖM, T. (1993). In situ identification of Bacteria in drinking water and

adjoining biofilms by hybridization with 16S and 23S rRNA-directed fluorescent oligonucleotide probes. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 59, n. 7, p. 2293 – 2298.

MARA, D.D. (1996). Waste stabilization ponds: effluent quality requirements and implications for process design. *Water Science and Technology*, v. 33, n. 7, p. 23 – 31.

MAYO, A.W.; NOIKE, T. (1996). Effects of temperature and pH on the growth of heterotrophic bacteria in waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, v. 30, n. 2, p. 447 – 455.

McCULLOUGH, J.D.; JACKSON, D.W. (1985). Composition and productivity of the benthic macroinvertebrate community of a subtropical reservoir. *Rev. Gesamten Hydrobiol.* v.70, n. 2, p. 221 – 235.

MEGAPUTER [ca 2000]. Polyanalyst 4.6 (Users Manual). Megaputer Intelligence Co. Bloomington, In. <http://www.megaputer.com/products/pa/algorithms/pp.php3> (data 05/04/2005).

MENDONÇA, S.R. (2000). Lagunas de estabilización. In: Mendonça, S.R. (ed). *Sistemas de lagunas de estabilización – como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadio*. McGraw-Hill. Colombia. 370p.

METCALF; EDDY, (1991). *Wastewater engineering – treatment disposal reuse*. 3ed. McGraw-Hill International Edition. 1334p.

MEZRIOUI, N.; OUDRA, B.; OUFDOU, K.; HASSANI, L.; LOUDIKI, M.; DARLEY, J. (1994). Effect of microalgae growing on wastewater batch culture on *Escherichia coli* and *Vibrio cholerae* survival. *Water Science and Technology*, v. 30, n. 8, p. 295 – 302.

MIDDLEBROOKS, E.J. (1995). Upgrading pond effluents: an overview. *Water Science and Technology*. v.31, n.12, p. 353 – 368.

MIWA, A. C. P. (2002). *Comparação e avaliação dos métodos colorimétricos utilizados para determinação de proteínas em lagoas de estabilização*. 148p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 2002.

MONTEGGIA, L. O.; ALEM SOBRINHO, P. (1999). Lagoas anaeróbias. In: CAMPOS, J.R. (ed). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição no solo*. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – Prosab. p. 101 – 116.

MOTER, A.; GÖBEL, U.B. (2000). Fluorescence in situ hybridization (FISH) for direct visualization of microorganisms. *Journal of Microbiological Methods*, v. 41, p. 85 – 112.

NASELLI-FLORES, L. (1998). Phytoplankton assemblages in reservoirs: is it chemical or physical constraints which regulate their structure? *Internat. Rev. Hydrobiol.* v.83, p. 351-360.

ORAGUI, J.I.; CURTIS, T.P.; SILVA, S.A.; MARA, D.D. (1987). The removal of excreted bacteria and viruses in deep waste stabilization ponds in Northeast Brazil. *Water Science and Technology*, v. 19, p. 569 – 573.

ORTUÑO, J.F.; SÁEZ, J.; LLORENS, M.; SOLER, A. (2000). Phosphorus release from sediments of a deep wastewater stabilization pond. *Water Science and Technology*, v. 42, n. 10-11, p. 265 – 272.

OUFDOU, K.; MEZRIOUI, N.; OUDRA, B.; BARAKATE, M.; LOUDIKI, M.; AIT ALLA, A. (2000). Relationships between bacteria and cyanobacteria in the Marrakech waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*. v. 42, n. 10-11, p. 171 – 178.

OUZZANI, N.; BOUHOUM, K.; MANDI, L.; BOUARAB, L.; HABBARI, K.; RAFIQ. F.; PICOT, B.; BONToux, J.; SCHWARTZBROD, J. (1995). Wastewater treatment by stabilization pond: Marrakesh experiment. *Water Science and Technology*. v. 31, n. 12, p. 75 – 80.

PEARSON, H.W.; MARA. D.D.; MILLS, S.W.; SMALLMAN, D.J. (1987a). Physico-chemical parameters influencing faecal bacterial survival in waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, v. 19, n. 12, p.145 – 152.

PEARSON, H.W.; MARA. D.D.; BARTONE, C.R. (1987b). Guidelines for the minimum evaluation of the performance of full-scale waste stabilization ponds. *Water Research*, v. 21, n. 9, p.1067 – 1075.

- PESCOD, M.B. (1996). The role and limitations of anaerobic pond systems. *Water Science and Technology*. v. 31, n. 7, p. 11 – 21.
- PORTER, K.G., FEIG, Y.S. (1980). The use of DAPI for identification and counting aquatic microflora. *Limnology and Oceanography*, v. 25, n. 5. p. 943 – 948.
- POSTMA, T.; STROES, J. A. P. (1968). Lipid screening in clinical chemistry. *Clinica Chimica Acta*, v. 22, p. 569-578.
- RANGEBY, M.; JOHANSSON, P.; PERNRUP, M. (1996). Removal of faecal coliforms in a wastewater stabilization pond system in Mindelo, Cape Verde. *Water Science and Technology*, v. 34, n. 11, p. 149 – 157.
- RATCHFORD, I.A.J.; FALLOWFIELD, H.J. (2003). The effect of light:dark cycles of medium frequency on photosynthesis by *Chorella vulgaris* and the implications for waste stabilization pond design and performance. *Water Science and Technology*. v. 48, n. 2, p. 69 – 74.
- REYNOLDS, C.S. (1997). *Vegetation processes in the pelagics: a model for ecosystem theory*. (Excellence in Ecology, 9). Ecology Institute, Oldendorf. 371p.
- SAQQAR, M.M.; PESCOD, M.B. (1995). Modelling performance of anaerobic wastewater stabilization ponds. *Water Science and Technology*. v. 31, n. 12, p. 171 – 183.
- SARIKAYA, H.Z.; SAATÇI, A.M.; ABDULFATTAH, A.F. (1987). Effect of pond depth on bacterial die-off. *Journal of Environmental Engineering*. v. 113, n. 6, p.1350-1362.
- SHELEF, G.; KANAREK, A. (1995). Stabilization ponds with recirculation. *Water Science and Technology*. v. 31, n. 12, p. 389 – 397.
- SMITH, E.L. (1936). Photosynthesis in relation to light and carbon dioxide. *Proc. Nat. Acad. Sci. Wash.* 22: 1-504.
- STAHL, D.A.; AMANN, R.I. (1991). *Development and application of nucleic acid techniques in bacterial systematics*. V.8, John Wiley and Sons, London, England, p. 204 – 248.

STEEMANN-NIELSEN, E.; HANSEN, V.K. (1959). Measurements with ^{14}C technique of the respiration rates in natural populations of phytoplankton. *Deep Sea Res.* 5: 222-233.

TALLING, J.F. (1957). The phytoplankton population as a compound photosynthetic system. *New Phytol.* 56: 133-149.

TEIXEIRA PINTO, M.A.; NEDER, K.D.; LUDUVICE, M.L. (1996). Assessing oxidation pond design criteria in a tropical town with low water availability. *Water Science and Technology.* v. 33, n. 7, p. 33 – 40.

TOPRAK, H. (1995). Removal of soluble chemical oxygen demand from domestic wastewaters in a laboratory-scale anaerobic waste stabilization pond. *Water Science and Technology.* v. 29, n. 3, p. 923 – 932.

TORRÉTON, J.P.; BOUVY, M.; ARFI, R. (1994). Diel fluctuations of bacterial abundance and productivity in a shallow eutrophic tropical lagoon. *Arch. Hyrobiol.* v.131, n.1, p.79-92.

UEHARA, M.Y.; VIDAL, W.L. (1989). *Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas*. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – SABESP. 90p.

UTHERMÖHL, H. (1958). On the perfecting of quantitative phytoplankton method. *Inst. Ass. Theor. Commum.* Vol 9.

VASCONCELOS, V.M.; PEREIRA, E. (2001). Cyanobacteria diversity and toxicity in a wastewater treatment plant (Portugal). *Water Science and Technology*, v. 35, n. 5, p.1354 – 1357.

VENRICK, E.L.; BEERS, J.R.; HEINBOKEL, J.L. (1977). Possible consequences of containing microplankton for physiological rate measurements, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology.* v.26, p.55 – 76.

von SPERLING, M. (1996a). Comparison among the most frequently used systems for wastewater treatment in developing countries. *Water Science and Technology*, v. 33, n. 3, p. 59 – 72.

von SPERLING, M. (1996B). *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. V.1, 243p.

von SPERLING, M.; JORDÃO, E.P.; KATO, M.T.; SOBRINHO, P.A.; BASTOS, R.K.X.; PIVELLI, R. (2003). Lagoas de estabilização. In: GONÇALVES, R.F. (ed). *Desinfecção de efluentes sanitários*. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – Prosab/3. p. 277-336.

WEATHERELL, C.A.; ELLIOTT, D.J.; FALLOWFIELD, H.J.; CURTIS, T.P. (2003). Variable photosynthetic characteristics in waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*. v. 48, n. 2, p. 219 – 226.

WETZEL. R.G. (1993). *Limnologia*. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa. 912p.

WETZEL. R.G. LIKENS, G.E. (1991). *Limnological analyses*. 2ed. Springer-Verlag. New York. 391p.

WOSE, C.R. (1987). Bacterial evolution. *Microbiological Reviews*, v. 51, p. 221 – 271.

ZUGMAN, J. (1969). Lagoas de estabilização de esgotos: separação de algas e remoção de nitrogênio amoniacal nos seus efluentes. In: *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária*. Recife, 27 de julho a 2 de agosto.

YAGOUBI, M.; ECHIHABI, L.; FOUTLANE, A.; BOURCHICH, L.; JELLAL, J.; WITTLAND, C.; YACHIOUI, M.E. (2000). The performance of the waste stabilization pond system at Boujaad, Morocco. *Water Science and Technology*, v. 42n. 10-11. p. 9 –16.