UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

ADRIANA CRISTINA POLI MIWA

**Avaliação do funcionamento do sistema de tratamento de
esgoto de Cajati, Vale do Ribeira de Iguape (SP), em
diferentes épocas do ano**

São Carlos
2007

Adriana Cristina Poli Miwa

Avaliação do funcionamento do sistema de tratamento de
esgoto de Cajati, Vale do Ribeira de Iguape (SP), em
diferentes épocas do ano

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

Orientadora: Profa. Tit. Maria do Carmo Calijuri

São Carlos
2007

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

M685a Miwa, Adriana Cristina Poli
Avaliação do funcionamento do sistema de tratamento de
esgoto de Cajati, Vale do Ribeira de Iguape (SP), em
diferentes épocas do ano / Adriana Cristina Poli Miwa ;
orientadora Maria do Carmo Calijuri. -- São Carlos, 2007.

Tese (Doutorado-Programa de Pós-Graduação e Área de
Concentração em Hidráulica e Saneamento) -- Escola de
Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo,
2007.

1. Lagoas de estabilização. 2. Estratificação.
3. Biomoléculas. 4. Nutrientes. 5. Fitoplâncton.
I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Licenciada **ADRIANA CRISTINA POLI MIWA**

Tese defendida e julgada em 31/08/2007 perante a Comissão Julgadora:

Prof.^a. Titular **MARIA DO CARMO CALIJURI (Orientadora)** Aprovada
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Prof. Dr. **ERICH KELLNER** APROVADA
(Centro Universitário de Lins/UNILINS)

Prof.^a. Dr.^a. **MARIA BERNADETE AMÂNCIO VARESCHE SILVA** Aprovada
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Prof.^a. Dr.^a. **JANDIRA LIRIA BISCALQUINI TALAMONI** APROVADA
(Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho"/UNESP-Campus de Bauru)

Prof. Associado **ROQUE PASSOS PIVELI** APROVADA
(Escola Politécnica/USP)

Prof. Associado **MARCELO ZAIAT**
Coordenador do Programa de Pós-Graduação
em Engenharia (Hidráulica e Saneamento)

Prof. Associado **GERALDO ROBERTO MARTINS DA COSTA**
Presidente da Comissão da Pós-Graduação da EESC

*Dedico este trabalho ao Douglas W.
Miwa pela compreensão, paciência e
amor por todos estes anos...*

AGRADECIMENTOS

À profª Drª Maria do Carmo Calijuri por todo carinho, dedicação, respeito, amizade e confiança, com quem trabalhei também na Iniciação Científica e Mestrado. Obrigada pelos muitos ensinamentos de pesquisa e de vida.

Ao Departamento de Hidráulica e Saneamento (SHS) pela oportunidade da convivência com profissionais de diversas áreas e pelos ensinamentos. Aos funcionários do SHS, especialmente à Sá, Pavi, Rose, Flavia, Fernanda, pela paciência, ensino, dedicação e amizade.

À FAPESP, pelo auxílio financeiro do Projeto Temático (02/13449-1) e pela bolsa de doutorado concedida (03/06796-0), imprescindíveis para a realização desta pesquisa.

À Profª Drª Maria Bernadete A. Varesche e a Profª Drª Rosana Filomena Vazoller pelas contribuições e amizade.

Ao Dr Erick Kellner pelas contribuições de engenheiro e amizade.

Aos Prof. Dr Otávio H. Thiemann (IFSC) e Dr Emanuel Carrilho (IQSC) pela ajuda com a Eletroforese. E também à Susana Sculaccio, funcionária do IFSC, pela ajuda com a eletroforese, amizade e compreensão.

À Luci Aparecida Queiroz pelos ensinamentos, amizade, horas de lazer e pelos cafezinhos. Além das análises de clorofila...

Ao Rogério Herlon pela amizade e auxílio no desenvolvimento de artigos...

À Drª. Patrícia Bortoletto de Falco e Prof. Dr. André Cordeiro Alves dos Santos, pela análise da comunidade fitoplanctônica e ensinamentos.

Aos pesquisadores do laboratório BIOTACE: Juliana, Roseli, Patrícia, André, Rogério, Simone, Ive, Ana Flavia, Davi, Caroline, Natália, Paulo, Adriana.

À equipe de coleta de campo: Waldomiro Antonio Filho (Mirinho) e José Roberto Maramarque (Betão), com a incrível experiência de campo; Benedito Patracon (Benezinho), Roseli, Juliana, Lara, Kátia, Luci, César, Tunico..... Sem vocês a realização deste trabalho não teria sido possível.

À Juliana e Roseli pelas análises físicas e químicas em conjunto, além da amizade e boa convivência.

Aos alunos de iniciação científica, Davi, César, Natalia, que ao tentar ensiná-los algo, aprendi muito. E também aos alunos de iniciação científica da Universidade de Santo Amaro (UNISA), que participaram do projeto temático.

Ao Sr. Helio e sua família, pela recepção e cafezinhos no laboratório de campo, montado em seu sítio.

À Sabesp de Cajati e de Registro, principalmente ao Sr. Osvaldo Beltrame, pelo auxílio ao ceder a área de estudo, oferecer ajuda laboratorial e recursos humanos, além de dados de monitoramento da ETE.

À Fernanda Marciano pelos ensinamentos de análises estatísticas.

A todos os amigos, que contribuíram direta ou indiretamente nesta pesquisa, companheiros de churrascos, passeios, academia, enfim, sem vocês os momentos importantes de distração seriam impossíveis.

À Juliana Moccellin, pela amizade, confiança, carinho, compreensão, auxílio, revisão de abstract. Obrigada por tudo. Sem você não haveria momentos de distração na academia e na padaria, nem desabafos...

À minha família Francisco (Bertinho), Célia, Alexandre, Fernando, Satyro e agora também a Andreza pelos momentos de descontração e apoio. E ao Yank pelos momentos de diversão...

Por último, mas em primeiro lugar, ao Douglas, por sempre estar ao meu lado, pela paciência, por contribuir com os ensinamentos de vida e pesquisa, e por sempre me dar a força e energia necessária para tudo.

SUMÁRIO

Lista de Figuras.....	i
Lista de tabelas.....	v
Resumo.....	viii
Abstract.....	ix
1. Introdução.....	1
2. Objetivos.....	4
3. Revisão bibliográfica.....	5
3.1. Lagoas de estabilização.....	5
3.2. Principais transformações bioquímicas.....	9
3.3. Biomoléculas.....	13
3.4. Microrganismos.....	15
3.4.1. Comunidade bacteriana.....	15
3.4.2. Comunidade fitoplanctônica.....	17
4. Material e métodos.....	20
4.1. Área de estudo.....	20
4.2. Dados climatológicos.....	23
4.3. Coleta prévia e batimetria.....	25
4.4. Dados operacionais.....	26
4.5. Amostragens.....	27
4.6. Variáveis físicas e químicas.....	30
4.7. Variáveis bioquímicas.....	32
4.8. Variáveis biológicas.....	32
4.9. Análise estatística.....	34
5. Resultados e Discussão.....	36
5.1. Dados climatológicos.....	37
5.2. Coleta prévia e batimetria.....	39
5.3. Dados operacionais.....	45
5.4. Avaliação do funcionamento do sistema e variação das características físicas, químicas e biológicas do efluente final.....	47
5.5. Dinâmica das variáveis físicas e químicas em lagoas de estabilização.....	61
5.6. Dinâmica de biomoléculas (proteínas, carboidratos e lipídeos) em lagoas de estabilização.....	102
5.7. Dinâmica de variáveis biológicas em lagoas de estabilização.....	124
6. Conclusões.....	148

7. Recomendações.....	154
8. Referências bibliográficas.....	156

Apêndice I – Fotos do sistema de tratamento de esgoto sanitário do município de Cajati - SP.....	176
Apêndice II – Protocolo de extração de proteínas.....	183
Apêndice III – Testes de SDS-PAGE.....	185
Apêndice IV – Comunidade fitoplanctônica.....	190

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização do município de Cajati, Baixo Ribeira de Iguape – SP.....	21
Figura 2 - Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Cajati – SP.....	22
Figura 3 - Planta da lagoa anaeróbia (ETE Cajati).....	24
Figura 4 - Planta da lagoa facultativa (ETE Cajati).....	25
Figura 5 - Diagrama de amostragem temporal (sazonal e nictemeral) e espacial (longitudinal e vertical) na ETE Cajati.....	28
Figura 6 - Esquema geral do sistema de tratamento de esgoto de Cajati – SP, com as respectivas estações de coleta.....	29
Figura 7 - Precipitação acumulada (mm) e Temperatura média do ar (oC) durante o período de setembro de 2004 a agosto de 2005 na região de Jacupiranga, Vale do Ribeira, SP.....	37
Figura 8 - Velocidade dos ventos (m.s-1) em Jacupiranga, Vale do Ribeira (SP), nos períodos de amostragem.....	39
Figura 9 – Esquema de amostragem nas lagoas anaeróbia (LA) e facultativa (LF) em outubro/03.....	40
Figura 10 - Perfis térmicos (oC) e de condutividade ((S.cm-1) em diferentes pontos na lagoa anaeróbia da ETE Cajati – SP.....	40
Figura 11 - Perfis de oxigênio dissolvido (mg.L-1) e pH em diferentes pontos na lagoa anaeróbia da ETE Cajati – SP.....	41
Figura 12 - Perfis de temperatura (oC), condutividade ((S.cm-1), oxigênio dissolvido (mg.L-1) e pH em diferentes pontos na lagoa facultativa da ETE Cajati – SP.....	42
Figura 13 - Mapa batimétrico da lagoa anaeróbia na ETE de Cajati – SP.....	44
Figura 14 - Depósito de sedimento presente na lagoa anaeróbia, ETE Cajati – SP.....	44
Figura 15 - Mapa batimétrico da lagoa facultativa, ETE Cajati – SP.....	45
Figura 16 – Porcentagem de sólidos suspensos orgânicos e inorgânicos (%) nas diferentes amostragens no afluente bruto, efluente da lagoa anaeróbia e efluente final.....	52
Figura 17 – Análise de agrupamento (cluster) nas diferentes estações de amostragem relacionadas às variáveis abióticas da ETE Cajati nos meses outubro e janeiro.....	58
Figura 18 - Análise de agrupamento (cluster) nas diferentes estações de amostragem relacionadas às variáveis abióticas da ETE Cajati nos meses abril e julho.....	59
Figura 19 - Análise de agrupamento (cluster) nas diferentes estações de amostragem relacionadas à densidade fitoplanctônica na ETE Cajati nos meses outubro e janeiro.....	60

Figura 20 - Análise de agrupamento (cluster) nas diferentes estações de amostragem relacionadas à densidade fitoplanctônica na ETE Cajati nos meses abril e julho.....	61
Figura 21 - Profundidade do Disco de Secchi e Zona eufótica nas lagoas anaeróbia e facultativa na ETE Cajati – SP.	63
Figura 22 - Perfis térmicos na lagoa anaeróbia nas diferentes amostragens na ETE Cajati.....	64
Figura 23 - Perfis térmicos na lagoa facultativa nas diferentes amostragens na ETE Cajati.....	65
Figura 24 - Perfis de oxigênio dissolvido (mg.L-1) na lagoa anaeróbia nas diferentes amostragens na ETE Cajati.....	67
Figura 25 - Perfis de oxigênio dissolvido (mg.L-1) na lagoa facultativa nas diferentes amostragens na ETE Cajati.....	69
Figura 26 - Alcalinidade (mg.L-1) nas diferentes profundidades e horários na lagoa anaeróbia da ETE Cajati.	75
Figura 27 - Alcalinidade (mg.L-1) nas diferentes profundidades e horários na lagoa facultativa da ETE Cajati.	76
Figura 28 - Demanda Química de Oxigênio (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.	80
Figura 29 - Demanda Química de Oxigênio (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.	80
Figura 30 - Nitrogênio total (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.	82
Figura 31 - Nitrogênio total (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.	82
Figura 32 - Nitrogênio amoniacal (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia da ETE Cajati.	84
Figura 33 - Nitrogênio amoniacal (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa da ETE Cajati.	84
Figura 34 - Nitrato (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia da ETE Cajati.	86
Figura 35 - Nitrato (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa da ETE Cajati.	86
Figura 36 - Fósforo total (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.	90
Figura 37 - Fósforo total (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.	90

Figura 38 - Ortofosfato (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.	91
Figura 39 - Ortofosfato (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.	91
Figura 40 - Sólidos suspensos orgânicos (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.	93
Figura 41 - Sólidos suspensos orgânicos (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.	93
Figura 42 - Sólidos suspensos inorgânicos (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.	94
Figura 43 - Sólidos suspensos inorgânicos (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.	94
Figura 44 – Análise de agrupamento (cluster) com estações da lagoa anaeróbia nas diferentes amostragens na ETE Cajati.....	100
Figura 45 - Análise de agrupamento (cluster) com estações da lagoa facultativa nas diferentes amostragens na ETE Cajati.....	101
Figura 46 - Proteína (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.	103
Figura 47 - Proteína (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.	103
Figura 48 - Carboidrato (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.	105
Figura 49 - Carboidrato (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.	105
Figura 50 – Lipídeo (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.	106
Figura 51 - Lipídeo (mg.L-1) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.	106
Figura 52 – Porcentagem (%) de proteína (P), carboidrato (C), lipídeo (L) e outros (O) em relação à DQO na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.....	108
Figura 53 - Porcentagem (%) de proteína (P), carboidrato (C), lipídeo (L) e outros (O) em relação à DQO na lagoa facultativa na ETE Cajati.....	109
Figura 54 - Análise de agrupamento (cluster) com estações da lagoa anaeróbia nas diferentes amostragens na ETE Cajati.....	113
Figura 55 - Análise de agrupamento (cluster) com estações da lagoa facultativa nas diferentes amostragens na ETE Cajati.....	114

Figura 56 - Eletroforese em gel de poliacrilamida com dodecil sulfato de sódio (SDS-PAGE) em outubro/04 às 8h (a) e às 2h (b) na ETE Cajati – SP.....	123
Figura 57 - Eletroforese em gel de poliacrilamida com dodecil sulfato de sódio (SDS-PAGE) em abril/05 às 8h (a) e às 14h (b) na ETE Cajati – SP.....	123
Figura 58 - Clorofila (103(g.L-1) nas diferentes profundidades e amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.	125
Figura 59 - Clorofila (103(g.L-1) nas diferentes profundidades e amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.	125
Figura 60 - Densidade fitoplanctônica (106 cel.mL-1) nas diferentes profundidades e amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.	127
Figura 61 - Densidade fitoplanctônica (106 cel.mL-1) nas diferentes profundidades e amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.	127
Figura 62 – Análise de agrupamento (cluster) das estações da lagoa anaeróbia na ETE Cajati.....	129
Figura 63 - Análise de agrupamento (cluster) das estações da lagoa facultativa na ETE Cajati.....	131
Figura 64 - Hibridação in situ fluorescente (FISH) com DAPI das amostras do afluente bruto (a), lagoa anaeróbia (b), lagoa facultativa (c) e efluente final (d) na ETE Cajati às 8h em outubro/04.....	142
Figura 65 – Bactérias com polifosfatos na coloração com DAPI em abril/05 na ETE Cajati (lagoa facultativa).....	142
Figura 66 – Porcentagem de células bacterianas hibridadas (%) às 8h nas diferentes amostragens.....	144
Figura 67 - Porcentagem de células bacterianas hibridadas (%) às 2h nas diferentes amostragens.....	145

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Dados de projeto da Estação de Tratamento de Esgoto de Cajati – SP.....	23
Tabela 2 – Dias e horários das amostragens na ETE Cajati – SP.	27
Tabela 3 – Variáveis físicas e químicas com respectivos métodos utilizados e referências.....	31
Tabela 4 - Características das sondas de oligonucleotídeos e respectivas referências.....	34
Tabela 5 - Protocolo de hibridação utilizado na técnica de FISH.	34
Tabela 6 - Protocolo de lavagem utilizado na técnica de FISH.	34
Tabela 7 – Precipitação diária (mm) no dia anterior e nos dias de coleta na ETE Cajati.....	38
Tabela 8 – Vazão (m ³ .d-1) e carga orgânica (kgDBO ₅ .d-1) estimados para a ETE Cajati.....	46
Tabela 9 – Crescimento populacional nos municípios do Vale do Ribeira de Iguape (SP)	47
Tabela 10 – Média* ± desvio padrão das variáveis obtidas no afluente bruto (AFB), efluente da lagoa anaeróbia (ELA) e efluente final (EFF) na ETE Cajati - SP.....	48
Tabela 11 – Média* ± desvio padrão (mg.L-1) das variáveis obtidas no afluente bruto (AFB), efluente da lagoa anaeróbia (ELA) e efluente final (EFF) com as respectivas eficiências de redução (%) da lagoa anaeróbia (EFIC LA), da facultativa (EFIC LF) e do sistema (EFIC SIS) na ETE Cajati.	51
Tabela 12 – Média* ± desvio padrão das variáveis obtidas no afluente bruto, efluente da lagoa anaeróbia e efluente final com as respectivas eficiências de redução da lagoa anaeróbia, da facultativa e do sistema na ETE Cajati.	54
Tabela 13 – Valores de Wilks' Lambda para testar a eficiência de cada lagoa do sistema de tratamento para as variáveis abióticas.....	57
Tabela 14 – Valores de Wilks' Lambda para testar a eficiência de cada lagoa do sistema de tratamento para densidade fitoplancônica.....	57
Tabela 15 - Radiação Solar Fotossinteticamente Ativa ((E.m-2.s-1) (RSFA) disponível para as lagoas anaeróbia e facultativa da ETE Cajati às 8h e 14h em outubro/04, janeiro, abril e julho/05.....	62
Tabela 16 - Valores de pH em diferentes horários e nas profundidades sub-superfície (S), meio da coluna de água (M) e interface água-sedimento (F) nas lagoas anaeróbia (LA) e facultativa (LF) na ETE Cajati em diferentes amostragens.....	70
Tabela 17 - Condutividade elétrica ((S.cm-1) nos diferentes horários nas lagoas anaeróbia (LA) e facultativa (LF) na ETE Cajati - SP.	74
Tabela 18 - Dióxido de carbono total (CO ₂) (mg.L-1) nos diferentes horários e períodos de amostragens na ETE Cajati – SP.	77
Tabela 19 – Bicarbonato (HCO ₃ ⁻) (mg.L-1) nos diferentes horários e períodos de amostragens na ETE Cajati – SP.	78

Tabela 20 - Carbonato (CO ₃ -2) (mg.L-1) nos diferentes horários e períodos de amostragens na ETE Cajati – SP.	79
Tabela 21 - Nitrito (µg.L-1) nas diferentes profundidades das lagoas anaeróbia e facultativa nos horários 8h, 14h, 20h e 2h na ETE Cajati - SP.	87
Tabela 22 – Valores de Wilks’ Lambda para as diferentes amostragens, horários e profundidades testando as variáveis físicas e químicas.....	96
Tabela 23 – Variáveis selecionadas na análise de componentes principais (ACP) para cada amostragem testando as variáveis físicas e químicas na lagoa anaeróbia.....	97
Tabela 24 - Variáveis significativas na análise de componentes principais (ACP) para cada amostragem testando as variáveis físicas e químicas na lagoa facultativa.....	99
Tabela 25 – Valores de Wilks’ Lambda para as diferentes amostragens, horários e profundidades testando as variáveis proteína, carboidrato e lipídeo.	112
Tabela 26 – Coeficiente de regressão (r ²) entre as variáveis físicas e químicas com proteínas, carboidratos e lipídeos na sub-superfície (S), meio (M) e fundo (F) da lagoa anaeróbia na ETE Cajati em outubro/04.....	115
Tabela 27 – Coeficiente de regressão entre as variáveis físicas e químicas com proteínas, carboidratos e lipídeos na sub-superfície (S), meio (M) e fundo (F) da lagoa anaeróbia na ETE Cajati em janeiro/05.....	116
Tabela 28 – Coeficiente de regressão entre as variáveis físicas e químicas com proteínas, carboidratos e lipídeos na sub-superfície (S), meio (M) e fundo (F) da lagoa anaeróbia na ETE Cajati em abril/05.....	116
Tabela 29 – Coeficiente de regressão entre as variáveis físicas e químicas com proteínas, carboidratos e lipídeos na sub-superfície (S), meio (M) e fundo (F) da lagoa anaeróbia na ETE Cajati em julho/05.....	117
Tabela 30 – Coeficiente de regressão entre as variáveis físicas e químicas com proteínas, carboidratos e lipídeos na sub-superfície (S), meio (M) e fundo (F) da lagoa facultativa na ETE Cajati em outubro/04.....	117
Tabela 31 – Coeficiente de regressão entre as variáveis físicas e químicas com proteínas, carboidratos e lipídeos na sub-superfície (S), meio (M) e fundo (F) da lagoa facultativa na ETE Cajati em janeiro/05.....	118
Tabela 32 – Coeficiente de regressão entre as variáveis físicas e químicas com proteínas, carboidratos e lipídeos na sub-superfície (S), meio (M) e fundo (F) da lagoa facultativa na ETE Cajati em abril/05.....	118
Tabela 33 – Coeficiente de regressão entre as variáveis físicas e químicas com proteínas, carboidratos e lipídeos na sub-superfície (S), meio (M) e fundo (F) da lagoa facultativa na ETE Cajati em julho/05.....	119

Tabela 34 - Abundância relativa (%) dos grupos, gêneros e espécies de organismos fitoplanctônicos na ETE Cajati em outubro/04.....	132
Tabela 35 - Abundância relativa (%) dos grupos, gêneros e espécies de organismos fitoplanctônicos na ETE Cajati em janeiro/05.....	133
Tabela 36 - Abundância relativa (%) dos grupos, gêneros e espécies de organismos fitoplanctônicos na ETE Cajati em abril/05.....	134
Tabela 37 - Abundância relativa (%) dos grupos, gêneros e espécies de organismos fitoplanctônicos na ETE Cajati em julho/05.....	136

RESUMO

Miwa, A. C. P. **Avaliação do funcionamento do sistema de tratamento de esgoto de Cajati, Vale do Ribeira de Iguape (SP), em diferentes épocas do ano.** 194p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

Esta pesquisa foi desenvolvida na Estação de Tratamento de Esgoto de Cajati, onde o tratamento é realizado por lagoas de estabilização com sistema australiano. Em amostragens de variação nictemeral e sazonal, observou-se estratificação térmica nas duas lagoas, sendo que esta foi mais acentuada em abril. Em todos os períodos, a coluna de água esteve homogênea às 2h e 8h e estratificada às 14h e 20h. A estratificação térmica resultou na estratificação química (pH e oxigênio dissolvido), sendo que ambas as lagoas foram divididas em dois compartimentos: superior, com maiores temperaturas, pH e oxigênio dissolvido, e outro inferior, com comportamento contrário. A lagoa anaeróbia apresentou concentrações de oxigênio dissolvido de aproximadamente $10,0 \text{ mg.L}^{-1}$, o que resulta em funcionamento inadequado também foi confirmado pelos resultados de clorofila nesta lagoa, que foram semelhantes aos da facultativa e atingiram até $3,5 \times 10^3 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ em abril e julho. Além disso, as concentrações de nutrientes e coliformes foram baixas no afluente bruto em relação às obtidas na literatura. Os valores de pH estiveram altos para lagoas de estabilização, com máxima de 12,17 em janeiro. Apenas em abril, o pH esteve menor (6,84-9,86), condizente com a literatura e adequado para fermentação anaeróbia. O menor pH e maiores temperaturas obtidos em abril resultaram em melhores eficiências de redução que nos outros períodos. As estimativas de vazão e carga orgânica revelaram que a ETE vem operando abaixo da carga prevista, o que pode influenciar na eficiência do sistema, pois este não terá tempo suficiente para formar comunidade microbiana estável. Não foi possível observar variabilidade vertical padrão das biomoléculas proteínas, carboidratos e lipídeos, nem ao longo do sistema. Observou-se heterogeneidade espacial e vertical entre as concentrações de nitrogênio e fósforo em todo sistema, onde alguns processos puderam ser identificados e estes foram influenciados por temperatura, pH e oxigênio dissolvido. Houve predomínio de cianobactéria (*Synechocystis* sp) na ETE Cajati, seguido de clorófitas (*Chlorella kessleri*). Em ambas as lagoas, o predomínio foi de Eubactéria com baixas concentrações de Arquéias. O efluente final esteve de acordo com os padrões de lançamento de efluentes estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005.

Palavras chave: lagoas de estabilização, estratificação, biomoléculas, nutrientes

ABSTRACT

Miwa, A. C. P. **Evaluation of performance of the Cajati wastewater treatment, Ribeira de Iguape Valley (SP) in different times of the year.** 194p. Thesis (Doctor) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

This research was developed in the Cajati wastewater treatment plant, where the treatment is carried through by stabilization ponds with australian system. In samplings of nictemeral and seasonal variation, thermal stratification in the two ponds was observed, and this was more accentuated in April. In all the periods, the water column was homogeneous at 2 a.m. and 8 a.m. and stratified at 2 p.m. and 8 p.m. Thermal stratification resulted in chemical stratification (pH and dissolved oxygen) and both the ponds had been divided into two compartments: superior, with higher temperatures, pH and dissolved oxygen, and another inferior, to the contrary behavior. The anaerobic pond presented concentrations of dissolved oxygen of approximately $10,0 \text{ mg.L}^{-1}$ that results in functioning inadequate confirmed by the results of chlorophyll in this pond. The anaerobic pond had been similar to the facultative one, which had reached $3,5 \times 10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$ in April and July. Moreover, the concentrations of nutrients and coliforms had been low in the raw affluent in relation to those described in literature. The pH values had been high for stabilization ponds, with maximum of 12,17 in January. In April, pH was minor (6,84-9,86), according to literature and for anaerobic fermentation. The minor pH and greater temperature taken in April had resulted in better efficiencies of reduction that in the other periods. The estimates of outflow and organic load had disclosed that the plant is operating below the design load, which can influence the efficiency of the system, therefore it will not have enough time to form steady microbial community. Vertical and spatial variability was not observed for proteins, carbohydrates and lipids. Vertical and spatial heterogeneity was observed in nitrogen and phosphorus concentrations, where some processes could have been identified and these had been influenced by temperature, pH and dissolved oxygen. There were predominance of Cyanobacteria (*Synechocystis* sp) followed by Chlorophyceae (*Chlorella kessleri*). In both ponds, there was predominance of Eubacteria with low concentrations of Archaeae. The final effluent was in accordance with the established standards of discharge of effluent – Resolution CONAMA 357/2005.

Key Words: stabilization ponds, stratification, biomolecules, nutrients.

1 INTRODUÇÃO

A disposição de esgoto bruto em corpos receptores naturais foi e ainda é uma atividade muito empregada em países como o Brasil. O lançamento de matéria orgânica em um corpo de água resulta, indiretamente, no consumo de oxigênio dissolvido devido aos processos de estabilização realizados pelas bactérias decompositoras, as quais utilizam o oxigênio disponível no meio líquido para a sua respiração. O decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido tem diversas implicações do ponto de vista ambiental, constituindo-se em um dos principais problemas decorrentes da poluição das águas. Assim, o esgoto bruto deve ser submetido a algum processo de tratamento, o qual irá adequar o efluente final para que este possa ser lançado no corpo receptor sem causar grandes alterações. As características do efluente devem estar de acordo com os padrões de lançamento fixados em leis vigentes, como a Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005).

Os sistemas de tratamento de água residuária, que utilizam processos mecanizados, têm por base os processos físicos, químicos e biológicos que reproduzem, em curto período de tempo e em área reduzida, as etapas que ocorrem no processo natural de autodepuração dos sistemas aquáticos. Nesta autodepuração ocorre redução significativa da poluição por meio da oxidação de componentes orgânicos até ser obtida a estabilização, ou seja, o processo de saturação da demanda de oxigênio ou da oxidação da matéria orgânica. Este processo cria condições favoráveis para o desenvolvimento rápido de microrganismos que apresentam intensa atividade decompositora.

Segundo Além Sobrinho (1991), no Brasil, assim como em outros países em desenvolvimento, o tratamento de esgoto sanitário tem se limitado à remoção da matéria orgânica. No entanto, muitas vezes, no efluente das estações de tratamento ainda permanecem presentes elementos como o fósforo e o nitrogênio, que são nutrientes essenciais para o crescimento de organismos aquáticos.

Os sistemas de tratamento biológico de esgoto sanitário como as lagoas de estabilização apresentam construção, operação e manutenção simples, porém dependem das características ambientais e por isso nem sempre apresentam a eficiência desejada. Nas lagoas de estabilização, a depuração das águas residuárias se deve, principalmente, à ação de dois grupos de microrganismos, algas e bactérias, que coexistem em simbiose permanente e participam de processos bioquímicos e físico-químicos. Este tratamento pode

ser fonte de novos microrganismos úteis para a biotecnologia. Nesses ambientes, os microrganismos competem por diferentes fontes de carbono e constantemente desenvolvem novas capacidades metabólicas para sua sobrevivência.

Macromoléculas como proteínas, carboidratos e lipídeos são os principais componentes bioquímicos das biomassas algal e bacteriana, e sua síntese e degradação são processos intimamente relacionados aos mecanismos de fotossíntese e respiração. A partir de várias vias fotossintéticas e respiratórias nos vegetais, são produzidas moléculas precursoras destes componentes bioquímicos celulares, além da energia necessária à síntese dos mesmos (FALKOWSKI e RAVEN, 1997; GOES et al., 1996). Segundo Huber et al. (1998), durante tratamento biológico, essa biomassa algal e bacteriana se torna adaptada ao substrato e são selecionados diferentes microrganismos.

Estas macromoléculas compreendem uma porção significativa do carbono orgânico dissolvido na água residuária e afetam a tratabilidade desta água pelos sistemas construídos, mas poucas informações estão disponíveis sobre os mecanismos da degradação.

A análise do comportamento das lagoas por meio da caracterização física, química e biológica poderá levar ao melhor entendimento do sistema de tratamento, além de permitir maior conhecimento sobre a diversidade e dinâmica da comunidade microbiana e, conseqüentemente, possibilitar a identificação dos fatores responsáveis pela sua eficiência. Segundo Bramucci e Nagarajan (2000), a comunidade microbiana presente nos sistemas de tratamento pode ser utilizada como modelo para estudar a evolução de novos caminhos metabólicos. Por meio de conhecimentos adquiridos na exploração de transformações que ocorrem nos diferentes estágios do tratamento, será possível entender o mecanismo biológico das lagoas de estabilização, já que a comunidade biológica é a chave para a otimização do desempenho desses sistemas.

Este trabalho faz parte de um projeto temático intitulado “Estudo dos sistemas naturais e artificiais redutores de cargas poluidoras para a sustentabilidade dos recursos hídricos do Baixo Ribeira de Iguape – SP” e tem, como objetivo geral, a compreensão dos processos que ocorrem nestes sistemas de tratamento de águas residuárias através do entendimento do comportamento das lagoas de estabilização e das interferências na eficiência destas, com vistas a fornecer subsídios para a melhoria do desempenho das mesmas. Existem, ainda, outras duas pesquisas que complementam este trabalho e, conseqüentemente, o projeto temático: uma realizada no rio Jacupiranguinha, onde foi avaliada a qualidade da água deste e o impacto causado pelo lançamento de efluentes e outra que analisou a capacidade suporte da área alagada natural existente nas margens deste rio, após o lançamento de efluentes doméstico e industrial. Estas três pesquisas,

integradas, irão colaborar com o projeto temático na região do Baixo Ribeira de Iguape subsidiando ações no sentido de melhorar a qualidade da água.

O projeto foi desenvolvido em uma região onde, apesar de apresentar um dos menores IDH do estado (IDH Cajati = 0,751) (PNUD, 2000), a maioria dos municípios possui tratamento de esgoto. O lançamento de efluentes, tanto doméstico quanto industrial, in natura em corpos receptores compromete os usos múltiplos destes. No estado de São Paulo, de 645 municípios, 215 não possuem tratamento de esgoto. Outros 78, quando possuem, tratam não mais que 50% (SEADE, 2006). Dos 23 municípios que coletam esgoto na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Ribeira de Iguape/Litoral Sul, 14,8% não possui tratamento e 55,5% dos municípios que possuem estações de tratamento são dotados de sistemas de lagoas de estabilização. Visto que estes sistemas são maioria, necessitam de estudos individuais devido à dependência das características ambientais que diferem em cada região.

Apesar das lagoas de estabilização suportarem consideráveis sobrecargas orgânicas e hidráulicas, seus efluentes podem gerar, quando estas não são operadas adequadamente, alguns problemas ao corpo receptor. Isto pode ocorrer devido à falta de manejo, ou efluentes com altas concentrações de nitrogênio, fósforo e sólidos suspensos orgânicos devido à quantidade de algas que são liberadas no efluente final.

O aprimoramento, bem como a complementação destes sistemas, com tratamentos físico-químicos, químicos ou mesmo biológicos se fazem necessários e para isto o estudo do comportamento das lagoas e dos fatores que afetam suas eficiências é de grande importância.

2 OBJETIVOS

O objetivo principal desta pesquisa foi avaliar o funcionamento do sistema de tratamento de esgoto sanitário, por meio de lagoas de estabilização, com o intuito de compreender a dinâmica de nutrientes e comunidades nestas lagoas, para propor melhorias e auxiliar na sustentabilidade dos recursos hídricos do Baixo Ribeira de Iguape – SP. Para isso, foram estabelecidos objetivos específicos como:

- a) Avaliar o sistema operacional da ETE, com batimetria das duas lagoas e verificação de sobrecarga;
- b) Analisar as características físicas, químicas e biológicas do afluente bruto e efluente final, das lagoas de estabilização, em escalas nictermeral e sazonal, e discutir sobre o atendimento ou não à legislação vigente quanto à qualidade do efluente e seu impacto no corpo receptor;
- c) Analisar a dinâmica das variáveis físicas, químicas e biológicas em cada lagoa, em escalas nictermeral e sazonal;
- d) Analisar as variáveis bioquímicas: proteínas, carboidratos e lipídeos;
- e) Realizar análise qualitativa de proteínas utilizando SDS-PAGE;
- f) Analisar quali e quantitativamente a comunidade fitoplanctônica nas duas lagoas;
- g) Verificar a variação de bactérias e arqueias ao longo do sistema pelo FISH;

A prevenção e redução da poluição causada pelas águas residuárias podem ser obtidas por meios diretos de reciclagem e reutilização destas ou pelo uso de diferentes tratamentos. O tratamento biológico ou biotratamento de águas residuárias e resíduos sólidos emprega a ação conjunta de espécies diferentes de microrganismos em reatores que, operados sob determinadas condições, resultam na estabilização da matéria orgânica. Os sistemas biológicos de tratamento devem atender alguns aspectos importantes como a redução da matéria orgânica, portanto redução da DBO, degradação, se possível, de compostos químicos orgânicos de difícil degradação (recalcitrantes), e fornecimento de efluente em condições que não afetem o equilíbrio do sistema receptor final.

Os microrganismos presentes em um sistema de tratamento são a chave para o processo efetivo de tratamento. Vários microrganismos de diferentes formas e ciclos de vida são observados e, portanto, apresentam ampla versatilidade metabólica. A composição da água residuária pode selecionar os grupos microbianos nos processos de tratamento, além da disponibilidade ou não de oxigênio no sistema.

3.1. Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização constituem métodos econômicos e eficientes de tratamento de água residuária para pequenas comunidades. De acordo com Gu e Stefan (1995), o tratamento de água residuária nestas lagoas ocorre da mesma forma que em corpo de água natural, ou seja, ocorre sua autodepuração, caracterizada pela redução nos sólidos suspensos, na quantidade de bactérias e na carga orgânica, enquanto as concentrações de oxigênio dissolvido atingem níveis desejáveis.

As lagoas de estabilização são sistemas aquáticos pouco profundos e destinam-se ao tratamento de águas residuárias domésticas e/ou industriais. Em países de clima tropical, este tratamento representa uma alternativa econômica viável, visto que as condições ambientais como a elevada temperatura e os longos períodos de intensidade luminosa são favoráveis à estabilização biológica. Sob condições adequadas, as lagoas atuam como aceleradores do processo de estabilização da matéria orgânica. O funcionamento destas lagoas baseia-se em dois processos fundamentais: fotossíntese e respiração, nos quais os

organismos heterótrofos degradam a matéria orgânica e liberam substâncias dissolvidas que serão absorvidas pelos fotossintetizantes.

Segundo alguns autores (KELLNER, 1996; von SPERLING, 1996; MENDONÇA, 2000), o tratamento de águas residuárias de origem doméstica por meio de lagoas de estabilização torna-se vantajoso em áreas onde a terra e os requerimentos com operação, manutenção e custos são baixos, o que não significa o abandono do sistema. Segundo Shugui et al. (1994) e Nasser et al. (1994), uma vantagem adicional é o tempo de detenção hidráulico estendido, o qual promove processos de decaimento biológico dos microrganismos patogênicos presentes, especialmente em altas temperaturas. Mara e Pearson (1986) e Mendonça (2000) citam outras vantagens: facilidade de operação, alternativa econômica e eficiente, baixos custos com implantação e operação, remoção de grande quantidade de matéria orgânica e redução de organismos termotolerantes.

Como desvantagem, Arthur (1983) e Mendonça (2000) citaram a necessidade de ampla área para construção, além de o efluente final poder apresentar grande quantidade de material em suspensão devido à presença de algas. Estas lagoas também devem ser construídas a certa distância das cidades devido à possibilidade de geração de odores desagradáveis, quando dimensionadas inadequadamente, além de apresentarem dependência de fatores climáticos como temperatura e luz solar para a garantia de maior eficiência.

Segundo Oron e Gitelson (1996), um dos maiores inconvenientes da tecnologia simples de lagoas de estabilização está associado com as dificuldades em monitorar a qualidade da água residuária com base no tempo real. Geralmente, as amostras são acondicionadas em frascos, mantidas a 4°C e conduzidas ao laboratório mais próximo para análises. Entretanto, esta prática é falha para detectar mudanças consideráveis na qualidade da água residuária (principalmente na matéria suspensa e biomassa algal), devido à intensa atividade da população biológica presente. Apesar desta falha, a técnica é a mais comumente utilizada.

As lagoas de estabilização representam o habitat de uma variedade de organismos, os quais se reproduzem de acordo com a disponibilidade de alimento. Essas lagoas são divididas em anaeróbias, facultativas e de maturação, as quais diferem em relação ao tempo de detenção hidráulico, à atividade metabólica predominante e à profundidade. Para Pearson, Mara e Arridge (1995), as diferentes lagoas são combinadas com o objetivo de se obter efluente com qualidade padrão adequada às exigências das legislações vigentes.

Na lagoa anaeróbia, por se tratar de tratamento primário, há lançamento de alta carga de matéria orgânica. A profundidade é de aproximadamente 4 metros e pequena área superficial, resultando em condições estritamente anaeróbias, onde a taxa de consumo é superior a de produção. Apresenta tempo de detenção de 3-6 dias, e no curso do processo

de degradação, novas células são sintetizadas. Baseados em dados do fluxo do substrato e rendimento da biomassa, a produção mais significativa desta pode ser esperada durante a fermentação. A remoção de organismos termotolerantes não é tão significativa quanto nas lagoas facultativas e de maturação, mas elas são eficientes na remoção de ovos de nemátodos.

Nas lagoas facultativas, a estabilização da matéria orgânica se processa tanto pela atividade anaeróbia, na qual a matéria orgânica sedimentada é convertida em gás carbônico, água e metano (decomposição), como pela atividade aeróbia, quando a matéria orgânica dissolvida é oxidada pela respiração aeróbia, com utilização de oxigênio proveniente da fotossíntese realizada pelas algas. Desta maneira, a produção de oxigênio é diretamente proporcional à produção de matéria orgânica viva e fotossintética, o que caracteriza o efluente de uma lagoa de estabilização, como sendo sempre rico em algas que, quando lançadas de forma inadequada em corpos receptores que não tenham capacidade de absorvê-las, são transformadas em matéria orgânica morta, a qual será decomposta às custas de consumo de oxigênio. A biota presente nessas lagoas é formada basicamente por algas, bactérias e protozoários. A capacidade de um microrganismo obter substrato necessário para sua subsistência é função tanto das suas características metabólicas quanto das do meio. As algas e bactérias não competem pelo mesmo substrato, mas suas atividades estão inter-relacionadas.

Como em qualquer sistema biológico de tratamento, existem vários fatores que poderão influenciar o funcionamento de lagoas de estabilização, como por exemplo, fatores da ordem de projeto (profundidade e localização em relação aos ventos da região), operação (tempo de detenção hidráulico), fatores ambientais dependentes (oxigênio dissolvido, pH, transparência, interações entre organismos) e independentes da comunidade (temperatura, luz, vento) (CETESB, 1990).

Um fator importante para eficiência das lagoas é o tempo de detenção hidráulico. Este varia em cada tipo de lagoa e, para Ceballos (2000), tempos de detenção curtos não permitem o estabelecimento de uma comunidade integrada o suficiente para promover a estabilização da matéria orgânica. Por outro lado, tempos de detenção longos podem levar ao florescimento de algas.

A temperatura influencia a atividade microbiana e, conseqüentemente, a velocidade da fotossíntese e do metabolismo dos microrganismos, além da solubilidade e transformações dos gases, e as condições de mistura (JORDÃO E PESSOA, 1995; von SPERLING, 1996). O tratamento de esgoto por lagoas de estabilização é eficiente em regiões tropicais e subtropicais devido à pequena variação na temperatura, quando comparadas às regiões temperadas. Para Kayombo et al. (2002), a luz tem influência indireta na remoção de nitrogênio e fósforo, pois a radiação solar, que depende da

localização geográfica (GLOYNA, 1971), induz o crescimento de algas levando ao aumento nas concentrações de oxigênio dissolvido e do pH, e, conseqüentemente, remoção de nutrientes em decorrência da absorção biológica, e também precipitação do fosfato, sedimentação do nitrogênio e fósforo orgânicos e volatilização da amônia.

A estratificação térmica pode fazer com que os sistemas aquáticos apresentem, conseqüentemente, estratificação química, a qual depende da ação dos ventos e da desestratificação térmica para que ocorra mistura nas lagoas, o que minimiza os curtos circuitos hidráulicos e formação de zonas estagnadas (SILVA e MARA, 1979). A fotossíntese e a atmosfera são as fontes de oxigênio dissolvido para os ecossistemas aquáticos, onde o consumo deste ocorre pela oxidação da matéria orgânica, perda para atmosfera, além da respiração dos microrganismos.

Segundo Jordão e Pessoa (1995), o balanço hídrico é importante no sistema. Quando a evaporação é maior que a precipitação pode haver modificações no equilíbrio biológico, provocando modificações na pressão osmótica da material celular. Quando a precipitação é maior, dependendo da duração e intensidade das chuvas, pode resultar na diluição sendo desfavorável ao processo.

O efluente final das estações de tratamento de esgoto deve atender a certos padrões de lançamento e simultaneamente não alterar o enquadramento do corpo receptor. Quanto aos padrões de lançamento de efluentes, a Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005) estabelece que:

- ✓ O efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de toxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente, baseados em resultados de ensaios ecotoxicológicos padronizados, utilizando organismos aquáticos, e realizados no efluente;
- ✓ O pH deve estar entre 5 a 9;
- ✓ Temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C na zona de mistura;
- ✓ Materiais sedimentáveis: até 1 mL/L em teste de 1 hora em cone Imhoff;
- ✓ Regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor, exceto nos casos permitidos pela autoridade competente;
- ✓ Óleos e graxas: óleos minerais até 20mg/L; óleos vegetais e gorduras animais até 50mg/L e ausência de materiais flutuantes;
- ✓ Nitrogênio amoniacal total até 20,0 mg/L N.

Pearson, Mara e Bartone (1987b) apresentaram várias normas para avaliação mínima do desempenho de lagoas de estabilização e recomendaram que amostras compostas (24 horas) da água residuária bruta e do efluente final da lagoa sejam tomadas em um período de cinco semanas, nas épocas de verão e inverno e que sejam realizadas análises de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), sólidos em suspensão (SS), nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo total e organismos termotolerantes. Biomassa algal, temperatura e profundidade do lodo, além de dados meteorológicos também devem ser medidos.

Com o intuito de obter um método confiável de amostragem para dar qualidade aos dados obtidos diariamente em lagoas de estabilização facultativas e de maturação, Pearson et al. (1987a) analisaram uma série de amostras do efluente e da coluna integrada dessas lagoas. Os autores concluíram que a distribuição vertical da comunidade algal na coluna de água das lagoas de estabilização variou com a carga orgânica e com o horário de amostragem. As algas apresentaram-se homogeneamente distribuídas com relação à profundidade, e concentradas em uma camada estreita e móvel. Em resposta às variações dos fatores ambientais, tal como a luz incidente, algumas espécies de algas podem se movimentar através da coluna de água. Essas variações diurnas na coluna podem fazer com que o efluente apresente, várias vezes ao dia, diferenças na sua qualidade em relação à Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Sólidos em Suspensão (SS), entre outros.

3.2. Principais transformações bioquímicas

As principais reações bioquímicas no tratamento da água residuária são aquelas relativas às remoções de compostos carbonados e nitrogenados. Os ciclos do carbono, nitrogênio e fósforo não podem ser considerados isolados, pois as transformações bioquímicas que ocorrem nestes processos estão interligadas e, em ambientes aquáticos, são muito complexas. Em sistemas de tratamento de esgoto, quando se fala em remoção de carbono, utiliza-se a DBO_5 e a DQO com intuito de simplificar, visto que a matéria orgânica presente no esgoto é complexa. Em lagoa anaeróbia e fundo de lagoa facultativa, segundo Mara e Pearson (1986), estão presentes vários gêneros microbianos quimio-organotróficos que degradam moléculas orgânicas de proteínas, carboidratos e lipídeos, como *Flavobacterium*, *Alcaligenes*, *Pseudomonas* e *Escherichia*. Estes organismos, quando degradam as moléculas complexas, abastecem outros com os produtos da degradação, como os ácidos orgânicos de cadeia curta para a metanogênese.

O processo de metanogênese é considerado como o principal envolvido na degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, na remoção de carbono. Para que isto ocorra, é necessário que o pH esteja entre 6,4-7,2 e que as temperaturas estejam acima

de 15°C, já que o processo é inibido a temperaturas abaixo desta. Este fato resulta em dificuldade de aplicação destes sistemas de tratamento em locais de altas latitudes. Neste caso, a metanogênese seria inibida, o que resultaria em não remoção de carbono e, conseqüente maior sedimentação de matéria orgânica. A eficiente remoção de carbono também se deve ao estabelecimento da camada de lodo da lagoa (MARA E PEARSON, op cit.).

Na camada superior das lagoas facultativas ocorre, durante o dia, produção de oxigênio pelos organismos fitoplanctônicos. Este oxigênio é consumido pela respiração bacteriana, cujos microrganismos assimilam e oxidam os compostos orgânicos solúveis vindos do esgoto afluente ou produzidos pela fermentação bacteriana na zona anóxica. Este ciclo gera aumento no carbono presente no sistema na forma de nova biomassa. O dióxido de carbono liberado durante o metabolismo microbiano será refixado via fotossíntese pela biomassa algal (MARA E PEARSON, op cit.).

A remoção de carbono orgânico foi resumida por Miettinen et al. (2004). Anaerobiamente ocorre degradação dos compostos orgânicos pelas bactérias anaeróbias dando origem a novas células, ácidos orgânicos, metano, sulfeto, água, dióxido de carbono e hidrogênio. Na remoção aeróbia, as bactérias aeróbias degradam os compostos orgânicos consumindo oxigênio e dando origem a novas células, dióxido de carbono e água.

Vários autores como Ferrara e Avici (1982), Middlebrooks et al. (1982), Pano e Middlebrooks (1982), Reed (1985), Mara e Pearson (1986), Santos e Oliveria (1987), Silva et al. (1995), Soares et al. (1996), Ye e Thomas (2001), Zimmo (2003), Zimmo, van der Steen e Gijen (2003), Tadesse, Green e Puhakka (2004), Miettinen et al. (2004), entre outros, citam os principais processos de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização e outros ambientes, que são: amonificação, nitrificação/desnitrificação, volatilização e sedimentação.

Ferrara e Avci (1982), baseados nos mesmos dados de Pano e Middlebrooks (1982), além de Zimmo, van der Steen e Gijen (2003) declararam que a volatilização da amônia representa pequena fração da remoção de nitrogênio e que os principais processos de remoção são a sedimentação e nitrificação. Além destes mecanismos, Ferrara e Avci (1982) declaram que a sedimentação do nitrogênio orgânico também é um dos mecanismos predominantes na remoção de nitrogênio. Nas lagoas de estabilização, a quantidade de algas presentes é um fator importante, pois determina a quantidade de nitrogênio acumulado na sedimentação. Zimmo, van der Steen e Gijen (2004) observaram aumento de 15% no nitrogênio acumulado no sedimento durante o período de maiores temperaturas provavelmente devido ao maior crescimento e correspondente decaimento algal.

Quando a água residuária entra na zona anaeróbia do sistema, as partículas maiores sedimentam. Tanto os sólidos sedimentáveis quanto os compostos orgânicos dissolvidos sofrem decomposição anaeróbia, enquanto o nitrogênio orgânico é convertido a nitrogênio

amoniacal (reações de amonificação). Na zona aeróbia, as bactérias degradam a maioria da matéria orgânica. A remoção do nitrogênio completa-se com as reações de nitrificação-desnitrificação. Na presença de oxigênio, ocorre a nitrificação, quando o nitrogênio amoniacal é oxidado pelas bactérias nitrificantes a nitrito, água e hidrogênio. Logo após, o nitrito é oxidado a nitrato. No final, ocorre a desnitrificação. Este é um processo que ocorre sob condições anóxicas onde o nitrato é utilizado como aceptor de elétrons dos compostos orgânicos pelas bactérias desnitrificantes gerando nitrogênio molecular, dióxido de carbono, água e novas células. Este nitrogênio molecular é liberado para a atmosfera (Miettinen et al., 2004).

Em relação ao metabolismo dos compostos inorgânicos, a desnitrificação permite aos microrganismos utilizarem aceptores de elétrons alternativos para obter energia sob condições limitadas de oxigênio. A nitrificação quimiolitotrófica deriva energia da oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito. A redução do nitrato a nitrogênio amoniacal ocorre sob condições limitadas de oxigênio, como um processo que permite a dissipação do excesso de força redutora e a produção de nitrogênio amoniacal para a assimilação pelas algas ou para suportar o crescimento anaeróbio com nitrato ou nitrito como aceptores alternativos de elétrons. A reação de oxidação anaeróbia do nitrogênio amoniacal (ANAMOX) converte amônia e nitrito a nitrogênio gasoso. A fixação microbiana de nitrogênio converte nitrogênio gasoso a nitrogênio amoniacal para assimilação. Reações envolvendo espécies inorgânicas de nitrogênio provêm uma rica variedade de sistemas enzimáticos para estudos bioquímicos (YE e THOMAS, 2001).

Com base nas baixas concentrações de nitrato presentes nos sistemas de lagoas de estabilização, alguns autores (MARA e PEARSON, 1986; REED, 1985) afirmaram que a nitrificação não ocorre nestes sistemas e, conseqüentemente, a desnitrificação não tem um papel importante na remoção de nitrogênio. Santos e Oliveira (1987) e Zimmo (2003) demonstraram que a desnitrificação é um dos principais mecanismos envolvidos nesta remoção.

A degradação de proteínas e lipídeos em ambientes anaeróbios é um processo complexo que envolve diferentes microrganismos anaeróbios. Estes microrganismos envolvidos nas reações variam dependendo do ecossistema. Em geral, a hidrólise de proteínas gera subprodutos tais como ácidos graxos voláteis, dióxido de carbono, hidrogênio, amônia e sulfeto. Há uma grande diversidade de espécies que degradam aminoácidos e esta diversidade é refletida também no número de caminhos metabólicos envolvidos. Os principais produtos da biodegradação de proteínas em condições anaeróbias são amônia (amonificação) e diferentes aminoácidos. Segundo Santos e Oliveira (1987) e Tadesse, Green e Puhakka (2004), a hidrólise biológica de nitrogênio orgânico resulta em liberação de nitrogênio amoniacal na zona anaeróbia.

Middlebrooks et al. (1982) citaram três mecanismos principais envolvidos na remoção de nitrogênio: volatilização ou remoção da amônia na forma gasosa; assimilação na biomassa algal; nitrificação biológica acoplada à desnitrificação. A principal rota de remoção é a volatilização que ocorre a pH acima de 7,0. Em vários estudos, a volatilização da amônia foi proposta como o principal mecanismo para remoção de nitrogênio em lagoas (PANO e MIDDLEBROOKS, 1982; SILVA et al., 1995; SOARES et al., 1996).

Para Santos e Oliveira (1987) alguns fatores como temperatura e precipitação podem afetar a remoção ou a eficiência da transformação das formas nitrogenadas. Reed (1985) afirmou que a remoção de nitrogênio amoniacal depende da temperatura e do pH. Com pH em torno de 7, tem-se amônia na forma de íon e com valores de pH em torno de 12 tem-se amônia gasosa.

Quanto à remoção de fósforo em lagoas de estabilização, segundo Mara e Pearson (1986), esta depende de quanto fósforo deixa a coluna de água e passa para o sedimento pelos processos de sedimentação e precipitação, quando comparado com a quantidade deste elemento que retorna para a coluna de água via mineralização e ressolubilização. O fósforo que sedimenta, em sua maioria, é de origem orgânica, proveniente da biomassa microbiana, e o da precipitação é de origem inorgânica, fosfato insolúvel.

Segundo os mesmos autores, as algas representam grande fração do fósforo orgânico presente na coluna de água, visto que incorporam altas quantidades de ortofosfato do *pool* inorgânico. Várias espécies de algas utilizam diferentes compostos de fósforo. Algumas cianobactérias estocam grandes quantidades de fósforo como grânulos de polifosfato dentro de suas células.

Houng e Gloyna (1984)¹ apud Mara e Pearson (1986) mostraram, em estudos de escala laboratorial, que lagoas em série, com lagoas anaeróbia, seguida de facultativa e uma ou mais de maturação, são efetivas na remoção e reciclagem de fósforo. Os autores sugeriram o aumento do número de lagoas de maturação para, conseqüentemente, aumentar a remoção de fósforo, o qual permanece, nestas lagoas, imobilizado na camada superficial oxidada do sedimento, não sendo liberado para a coluna de água.

A liberação para a coluna de água depende da composição do sedimento, das condições ambientais e da saturação de fósforo (BOSTRÖM, 1984; ISTVANOVICS, 1988). Segundo Ortuño et al. (2000), o ciclo do fósforo é um processo complexo que envolve uma variedade de fatores físicos, químicos e biológicos, os quais são controlados ou afetados por fatores ambientais como o pH, condições de oxi-redução e a atividade biológica, entre outros. Os mesmos autores avaliaram o efeito do pH na remoção de fósforo. Observaram que o aumento do pH acelerou a dissolução dos compostos de fósforo no sedimento,

¹ Houng e Gloyna (1984). Journal of the Environmental Engineering Division, American Society of Civil Engineers, 110, 550.

favorecendo a liberação para a coluna de água. Em condições aeróbias e pH entre 4,5-8, proporção substancial de fósforo que havia sido liberado pelo aumento de pH foi readsorvido no sedimento. Com pH de 9,1, a fração de fósforo aumentou na coluna de água.

De acordo com Lijklema (1977² e 1980³) *apud* Ortuño et al. (2000), o aumento de fósforo solúvel reativo com aumento de pH é possivelmente devido à competição entre íons hidroxila e fosfatos por sítios de adsorção.

3.3. Biomoléculas

Os principais contribuídores da carga orgânica das águas residuárias são carboidratos, lipídeos e proteínas (PERLE, KIMCHIE e SHELEF, 1995). As proteínas exercem papéis cruciais em todos os processos biológicos. Segundo Mackie e Bryant (1990), a presença de bactérias proteolíticas nos fermentadores sugere que a degradação do substrato proteína é balanceada pela utilização de produtos hidrolíticos para síntese de proteína bacteriana. Proteínas são hidrolisadas a peptídeos e aminoácidos, os quais são subsequente desaminados, com produção de amônia, dióxido de carbono e ácidos graxos voláteis. Peptídeos, aminoácidos e amônia podem ser reaproveitados para a síntese de proteínas bacterianas.

Alguns autores (TORRES, 1992; PERLE, KIMCHIE e SHELEF, 1995; GADELHA, 2000; TOMMASO et al., 2002 e VIDAL et al., 2000) relacionaram a baixa eficiência do sistema de tratamento de águas residuárias com as concentrações de proteínas e lipídeos. Vidal et al. (2000) observaram relação direta entre quantidade inicial de proteínas e a quantidade final de amônia com pH, durante os ensaios realizados. A produção de amônia mostrou-se significativa em águas residuárias ricas em carboidratos quando a DQO era alta. Este fato resulta em dois efeitos: amônia livre causa inibição parcial dos processos de degradação, porém isto é controlado pelo pH e, portanto, a inibição pela acumulação dos ácidos graxos voláteis é evitada e todo processo é aperfeiçoado. Os autores relataram também que lipídeos em águas residuárias leva a diminuição na taxa de degradação da matéria orgânica. Analisaram a influência de lipídeos e proteínas na biodegradabilidade de água residuária de indústria de laticínio. Concluíram que a taxa de biodegradabilidade anaeróbia de água residuária com altas concentrações de lipídeos era mais lenta do que em outra que apresentava baixas concentrações, devido à hidrólise ser mais lenta. A biodegradação de lipídeos é difícil devido a sua baixa disponibilidade.

² LIJKLEMA, L. (1977). The role of iron in the exchange of phosphate between water and sediments. *Interactions between sediments and fresh water*, H. L. Golterman (ed.), p. 313-317

³ LIJKLEMA, L. (1980). Interaction of orthophosphate with iron III and aluminium hydroxides. *Environmental Science and Technology*, v. 14, p. 537-540

Em condições anaeróbias a hidrólise de proteínas é mais lenta do que a de carboidratos, sendo, portanto, comum a concentração destas macromoléculas ser menor. A biodegradação de carboidratos solúveis é geralmente mais rápida e quase total em condições anaeróbias.

Miwa (2003) estudou lagoas de estabilização para tratamento de esgoto doméstico e encontrou que a degradação de proteínas variou em cada lagoa e em cada ciclo. Em algumas amostragens, a remoção de proteínas foi de 23% em todo o sistema e, em outras, a remoção foi de 44%. Observou-se, em alguns casos, aumento de 20% na concentração de proteínas na lagoa de maturação. Segundo a autora, esse aumento ocorreu, provavelmente, devido à síntese de proteínas por algas.

Shelef (1982) estudou lagoas de alta taxa algal para o tratamento de água residuária e produção de proteína. Este autor concluiu que nas lagoas de alta taxa algal havia 150 toneladas de biomassa seca/há, das quais 60% era referente a algas fotoautotróficas e que cerca de 150 ton/ha/ano de oxigênio, 15 ton/ha/ano de nitrogênio e 3 ton/ha/ano de fósforo foram removidos por incorporação na biomassa algal que continha entre 45-50% de proteínas. Segundo o autor, efluente de alta qualidade foi produzido após a separação físico-química da biomassa suspensa por floculação e flotação.

Segundo Ogunseitan (1993), é interessante extrair proteínas diretamente de amostras ambientais pois ajuda na caracterização da resposta da comunidade microbiana às condições de estresse, como contaminação por compostos químicos, inanição, aquecimento, nível de oxigênio. Esse tipo de extração pode ser empregado como “impressão digital” que permite a identificação da diversidade da amostra e o monitoramento da deterioração ou enriquecimento da diversidade de espécies na comunidade microbiana.

Em ambientes complexos existe grande variedade de processos biológicos e, para compreendê-los, uma das técnicas utilizadas pode ser a caracterização de proteínas específicas. A eletroforese em gel de poliacrilamida com dodecil sulfato de sódio (SDS-PAGE), estudo qualitativo de proteínas, segundo Hames (1998), é uma técnica relativamente simples, rápida e altamente sensível para estudo das propriedades das proteínas. Nesta técnica as proteínas são desnaturadas e ela pode ser usada para analisar tamanho, quantidade, pureza e ponto isoelétrico de polipeptídeos e proteínas. Nela ocorre separação de proteínas com cargas uniformes, de acordo com seu peso molecular em gel matriz que age como “peneira” molecular de acordo com a concentração de poliacrilamida utilizada. A resolução do padrão de proteínas é mantida quando elas são transferidas do gel para uma membrana adequada (HAMES, 1998). Segundo Michalski e Shiell (1999), as proteínas, separadas e transferidas em membranas, podem ser sequenciadas e pode-se também determinar sua composição de aminoácidos.

Huber et al. (1998) estudaram o impacto de diferentes substratos na composição de biomassa protéica, através de eletroforese em gel de poliacrilamida bidimensional (2D-PAGE), em tratamento de água residuária. Lodos ativados de seis reatores seqüenciais foram analisados, dos quais quatro foram alimentados com substrato e dois com efluentes de indústria de papel. As análises de 2D-PAGE mostraram que substratos complexos (efluentes industriais) apresentaram menor diversidade de proteínas que o substrato modelo, que apresentou compostos simples de baixo peso molecular. No efluente de indústria pode ter ocorrido a formação de complexos com compostos de alto peso molecular. Outra possível explicação seria a presença de maior diversidade da população microbiana com menores concentrações de proteínas individuais.

Ehlers e Cloete (1999) compararam os perfis de proteínas por meio de SDS-PAGE de vinte e um sistemas diferentes de lodos ativados, os quais diferiram quanto à remoção de fósforo. A estrutura da comunidade bacteriana foi determinada por isolamento das proteínas presentes nessas amostras, método que excluiu a necessidade de cultivo de microrganismos. O objetivo era comparar as proteínas dos vários sistemas. Os resultados indicaram ter havido pequena variação entre os diferentes locais de amostragem e, nos sistemas de lodos ativados, elas tenderam a se agrupar indicando que para cada sistema haveria uma estrutura da comunidade específica. Essa pequena variação não influenciou a capacidade de remoção de fósforo dos diferentes sistemas estudados e indicou que a estrutura da comunidade microbiana não era específica na capacidade de remoção deste composto.

3.4. Microrganismos

3.4.1. Comunidade bacteriana

Na digestão anaeróbia, as proteínas biodegradáveis são hidrolisadas por bactérias hidrolíticas fermentativas ou proteolíticas. Para hidrólise proteolítica são necessários dois grupos de enzimas microbianas, as proteases, que hidrolisam a molécula a peptídeos, e as peptidases, que transformam os peptídeos em aminoácidos (SAYED, 1987). As bactérias produtoras de proteinase constituem parte vital dos ecossistemas naturais, nos quais elas não somente tornam disponível nitrogênio e carbono para si próprias por degradação, como também interagem com microrganismos não-proteolíticos e os abastecem com esses nutrientes (LAW, 1980).

Vários compostos que contêm nitrogênio, inclusive aminoácidos, amidas, peptídeos, polipeptídeos e proteínas são sintetizados e liberados por algas (STEWART, 1980). Microrganismos como *Euglenofíceas*, *Clorofíceas*, *Crisofíceas*, *Dinofíceas* e *Bacilariofíceas*

representam pequena proporção do nitrogênio orgânico intracelular sintetizado por eucariontes. Esse nitrogênio orgânico sintetizado é mais abundante em Cianobactérias.

Segundo Stewart (1980), nitrogênio extracelular pode ser produzido por curtos períodos após a alga ter sido exposta a estresse ambiental de temperatura, salinidade, pH entre outros. Há evidências que o peptídeo extracelular liberado possa variar com o estado de diferenciação da alga (especialização que ocorre durante seu desenvolvimento) e com a fonte disponível de nitrogênio. Algas e cianobactérias podem produzir exotoxinas e endotoxinas de natureza polipeptídica. Várias algas também podem crescer simbioticamente com outros organismos e estes podem assimilar e/ou liberar compostos nitrogenados. Essas proteínas extracelulares são utilizadas por bactérias, mas antes de serem assimiladas, requerem degradação a peptídeos e aminoácidos fechando, assim, o ciclo de síntese e degradação de proteínas. Segundo Ye e Thomas (2001), a degradação dos compostos nitrogenados ocorre através de ampla variedade de microrganismos que incluem Archaea, Bacteria e Eucaria.

Nos ambientes anaeróbios existe um grupo especializado de bactérias anaeróbias tal como clostrídrios proteolíticos que são responsáveis pela degradação de proteínas e estes processos rendem energia. Algumas das bactérias proteolíticas são: Clostrídrios, Bacteróides, Streptococos, Selenomonas, entre outras.

Segundo Bitton (1994), os microrganismos procariontes são os principais responsáveis pela remoção de matéria orgânica poluente em todos os processos biológicos de tratamento. Nas lagoas de estabilização, os microrganismos do Domínio Bacteria são os responsáveis pela estabilização de compostos orgânicos. Para Vazoller, Manfio e Canhos (1999), os procariontes pertencentes ao Domínio Bacteria são predominantes em lagoas de estabilização, mas existe um grupo particular, Domínio Archaea, que são relevantes no sistema.

Durante o processo de degradação, novas células são sintetizadas e a maior produção desta biomassa ocorre na fermentação (GUJER e ZEHNDER, 1983). Segundo os autores, proteínas são formadas nos digestores anaeróbios.

Em relação aos microrganismos, as técnicas da microbiologia clássica têm sido complementadas por avanços na biologia molecular. Observação direta de células bacterianas de ambientes aquáticos tornou-se importante técnica para melhor entendimento de comunidades e populações microbianas. Segundo Hicks, Amann e Stahl (1992), a coloração dos ácidos nucléicos das células com uso de moléculas fluorescentes pode aumentar, significativamente, a visibilidade do bacterioplâncton. O uso destes fluorocromos tem permitido aos microbiologistas observarem diretamente as células bacterianas e estimarem sua densidade em muitos ambientes. Essa coloração faz fluorescerem as células procarióticas e eucarióticas que contenham o ácido nucléico intacto e, conseqüentemente,

possibilita que estas sejam separadas por sua morfologia celular. As moléculas de RNAr 16S e 23S têm sido utilizadas para estabelecer relações entre microrganismos e, também, como alvo para sondas de oligonucleotídeos na determinação da abundância e distribuição dos microrganismos no ambiente. Diferentes regiões dessas moléculas variam com respeito à conservação da seqüência, o que permite a elaboração de sondas de oligonucleotídeos complementares às regiões conservadas do RNAr 16S. Em culturas e amostras ambientais essas sondas são utilizadas com microscopia de epifluorescência para identificar células simples de grupos filogenéticos específicos.

A hibridação *in situ* fluorescente (FISH) é uma técnica que permite, simultaneamente, a visualização, identificação e enumeração das células microbianas. Esta técnica combina a precisão da genética molecular com a informação visual da microscopia (MOTER e GÖBEL, 2000).

Especificidades dessas sondas, quimicamente sintetizadas, podem ser livremente ajustadas a diferentes níveis filogenéticos, variando do nível de subespécies a reino. Segundo Amann, Ludwig e Schleifer (1995), tais sondas têm sido indicadas para o mais alto nível taxonômico, os domínios Archaea, Bacteria e Eucaria; para níveis intermediários, por exemplo, para bactéria gram-negativa redutora de sulfato ou, entre outras, subclasses alfa, beta e gama de Proteobacteria, e para taxa menores (gênero, espécie e sondas específicas para subespécie).

3.4.2. Comunidade fitoplanctônica

Nas lagoas de estabilização, a estrutura da comunidade fitoplanctônica apresenta heterogeneidade espacial e variabilidade temporal como nos ambientes naturais. Para Gloyna (1973), a heterogeneidade espacial é determinada pelos gradientes de distribuição da matéria orgânica na lagoa. König (2000) observou a substituição de Flagelados por Clorococcales com a diminuição da carga orgânica e concentração de amônia. Segundo Arauzo et al. (2000), Euglenofíceas dominaram no período de mistura e Clorococcales e Volvocales, nos períodos de estratificação térmica.

Segundo Ceballos (1990), nas lagoas de estabilização, entre os microrganismos presentes ocorrem interações relacionadas ao ciclo da matéria orgânica e variação do pH, além de competições. Os autores Carpenter e Kitchell (1988) afirmaram que essas interações resultam de fatores abióticos e bióticos que influenciam nos microrganismos presentes. Estas algas produzem oxigênio através da fotossíntese, removem nitrogênio e fósforo do sistema, e assim garantem seu desenvolvimento.

Para Reynolds (1987), a composição de espécies fitoplanctônicas é influenciada por inúmeros fatores bióticos e abióticos como: microrganismos, parasitas, herbívoros, luz, temperatura, nutrientes (macro e micro) e substâncias tóxicas. Para Harris (1986), as mudanças na estrutura das comunidades fitoplanctônicas são originadas pelas perturbações causadas por turbulência e variabilidade ambiental. Segundo Calijuri (1999), a instabilidade da coluna de água é, geralmente, considerada o principal fator controlador das mudanças na composição de espécies.

Segundo Falkowski e Raven (1997), a temperatura afeta a fotossíntese e a produtividade fitoplanctônica, dois processos intimamente associados à dinâmica de síntese e degradação de compostos bioquímicos.

Nos ecossistemas ocorrem mudanças temporais nas comunidades, sendo que as espécies bem adaptadas às novas condições do ambiente podem excluir aquelas originais e serem, mais tarde, também excluídas. Estas mudanças podem ser consideradas como reposição suave de espécies, decorrente da diminuição de nutrientes ou da herbivoria, podendo também ser observadas mudanças sazonais na biomassa e na composição em espécies do plâncton (LAMPERT e SOMMER, 1997).

Em relação à comunidade biótica dos sistemas construídos para tratamento de esgotos, König (1984), estudando ecofisiologia de algas e bactérias em lagoas de estabilização, encontrou gêneros de algas flageladas com predomínio na lagoa facultativa, como por exemplo, *Euglena* sp., *Chlamydomonas* sp., *Phacus* sp. e *Pyrobotrys* sp.. Na lagoa de maturação predominaram os gêneros não-móveis: *Scenedesmus* sp., *Chlorella* sp. e diatomáceas. Maior flutuação na população algal, maiores DBO e SS predominaram no efluente da lagoa facultativa em comparação à lagoa de maturação. Na lagoa facultativa, a estratificação durante as horas do dia foi mais pronunciada do que na lagoa de maturação. O pH, ao invés de altas concentrações de amônia, foi o principal fator redutor no crescimento da população bacteriana. König (op cit) declarou que *Euglena* sp. foi mais sensível à amônia que *Chlorella* sp., em pH abaixo de 7. Segundo a autora, os gêneros de algas que geralmente indicam boas condições da lagoa são *Chlamydomonas*, *Euglena* e *Chlorella*. Os dois primeiros são dominantes no frio e *Euglena* tem facilidade de adaptação a diferentes condições climáticas.

Fiorini (2004) avaliou as mudanças temporais da comunidade fitoplanctônica e das condições ecológicas do efluente final da ETE Cajati. O autor avaliou a fase de enchimento e início de operação da ETE, com amostragens em junho, julho, setembro e novembro de 2002 e março de 2003, e observou que a heterogeneidade da qualidade ambiental, sob efeitos de perturbações poluidoras, alterou a composição da comunidade fitoplanctônica. Foram identificados 63 taxa no total, com predominância de clorofíceas, seguida de cianobactérias.

Falco (2005) analisou a estrutura da comunidade microbiana (algas e bactérias) em lagoas de estabilização localizadas em Novo Horizonte (SP), onde foi observada variação sazonal da qualidade do efluente final, com concentrações de nitrogênio amoniacal acima do permitido pela Resolução CONAMA 357/05, no período estudado. Relacionou também a importância da temperatura na eficiência da redução de matéria orgânica e nutrientes. Em relação aos microrganismos, a autora observou provável interação negativa entre algas e bactérias talvez pela competição por recursos ou mesmo em decorrência da liberação de substâncias tóxicas. A alga predominante foi *Chlorella vulgaris*.

A eficiência e caracterização dos sistemas de lagoas de estabilização muda dependendo da localização da estação, visto que dependem das condições climáticas e estas variam em cada região. Partindo deste princípio e analisando os vários trabalhos científicos encontrados conclui-se que cada sistema é independente e é necessário estudar todas as características hidrológicas, físicas, químicas e biológicas para propor melhorias e otimização dos sistemas atuais. Estes estudos são fundamentais para o entendimento da dinâmica dos processos que ocorrem nestas lagoas e que são fatores determinantes da eficiência destas.

4.1. Área de estudo

A região do Vale do Ribeira de Iguape, pertencente à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRH) 11, é composta por 23 municípios, incluindo Registro, Cajati, Pariquera-Açu e Jacupiranga. Esta região abrange uma área de 24.980 km², dos quais 61% pertencem ao Estado de São Paulo e 39% ao Estado do Paraná. O clima dessa região pode ser classificado como tropical úmido com ligeira variação entre as zonas costeiras e a serra de Paranapiacaba. Apresenta temperatura média anual de 21,5°C, precipitação normal anual de aproximadamente 1.900 mm e umidade relativa do ar de cerca de 70%. O período mais chuvoso vai de setembro a março, sendo janeiro o mês de maior pluviosidade. No período entre os meses de abril e agosto a precipitação média gira em torno de 50 mm (período seco), sendo agosto o mês que chove menos (CETESB, 2004).

Para a realização desse estudo foi escolhida a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do município de Cajati (Figura 1), sub-bacia do rio Jacupiranga. Segundo Seade (2006), o município de Cajati apresenta uma área de aproximadamente 455 km² e população total de 32.052 habitantes, com 74,73% desse total em área urbana. Neste município, 99% das residências estão ligadas à rede de abastecimento de água e 67,4% à rede de coleta de esgoto, dos quais 90% são tratados.

Em Cajati, a carga potencial (kgDBO₅/dia) é de 720 e a remanescente é de 72. A vazão lançada no corpo receptor é de 38 L/s, ocorrendo captação de água a 15 km a jusante. O município de Cajati lança seus resíduos sólidos a menos de 500 m de habitações e seu destino final (lixão) fica a menos de 200 m do corpo de água (rio Jacupiranguinha). Apresenta classificação média de permeabilidade do solo com lençol freático de 1 a 3 m de profundidade. O município tem aproximadamente 5.158 ha de área com plantação de banana podendo haver aplicação intensa de fungicidas nessa região (CETEC, 2000).

Figura 1 - Localização do município de Cajati, Baixo Ribeira de Iguape - SP

Fonte: Universidade Federal de Viscosa – Projeto Temático Fapesp (processo nº 02/13449-1)

A ETE (Figura 2) localiza-se nas coordenadas 24°43'23" S e 48°05'39" W e é monitorada pela Sabesp, com início de operação em setembro de 2002, sendo que seu enchimento ocorreu em junho/julho do mesmo ano. No apêndice I podem ser observadas fotos do sistema de tratamento, composto por gradeamento e caixa de areia como tratamento preliminar. O afluente bruto chega por meio de estação elevatória e a ETE é composta por um sistema australiano de lagoas de estabilização, ou seja, lagoa anaeróbia seguida de facultativa. Existe ainda um tanque de cloração que, no momento, está desativado. O efluente final é lançado no rio Jacupiranguinha, classificado como classe 2.

Figura 2 - Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Cajati – SP
(a) – lagoa anaeróbia e (b) – lagoa facultativa

A entrada do sistema de tratamento apresenta caixa de distribuição com três entradas para a lagoa anaeróbia ao longo de sua largura e três saídas. Estas saídas são concentradas em outra caixa de distribuição que separa esse efluente da lagoa anaeróbia em quatro entradas na lagoa facultativa distribuídas uniformemente ao longo de sua largura. Segundo Fiorini (2004), estas entradas são dotadas de vertedouros reguláveis (tipo “stop-logs”), concebidos de tal forma que seja possível variar o nível de operação do ambiente segundo o máximo e mínimo, previamente determinados no projeto.

Esta lagoa apresenta quatro saídas interligadas, idênticas, cujo efluente é lançado em tanque de cloração, desativado, funcionando intermitentemente. Em nenhuma das amostragens realizadas nesta pesquisa foi observada cloração do efluente final. O tanque

de cloração possui chicanas e o efluente final é lançado para o rio Jacupiranguinha por meio de queda livre em forma de cascata.

Em janeiro/2003, a ETE esteve desativada com problemas nos painéis da estação elevatória devido à ocorrência de grande quantidade de chuvas, o que resultou em ultrapassagem das quotas estimadas. Voltou a operar normalmente em março/2003. Em junho/2005 ocorreu rompimento de tubulação que bombeia esgoto para a ETE, o que fez com que a mesma não recebesse esgoto por aproximadamente 30 dias. A tubulação rompida lançava o esgoto diretamente no rio Jacupiranguinha, visto que este rompimento ocorreu próximo à margem do rio. O desativamento temporário da ETE levou a diminuição do nível de água das lagoas. Também não houve lançamento do efluente final neste período. Na Tabela 1 podem ser observados os dados de projeto da ETE. Nas Figuras 3 e 4 podem ser observadas as plantas do sistema de tratamento de Cajati.

Tabela 1 - Dados de projeto da Estação de Tratamento de Esgoto de Cajati – SP.

Características	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa
Comprimento (m)	160,5	214,0
Largura (m)	53,0	163,0
Profundidade (m)	4,0	1,5
Área (m ²)	6.472	33600
Volume (m ³)	25.886,0	50.400,0
Carga orgânica (kgDBO.d ⁻¹)	5.177,2	*
Vazão (m ³ .d ⁻¹)	4.681,15	4.681,15
Tempo de detenção hidráulico (dias)	5,5	10,8

Fonte: Superintendência de gestão e desenvolvimento operacional de sistemas regionais – Sabesp Registro (setembro/2004).

* - carga orgânica não citada.

4.2. Dados climatológicos

Os dados de precipitação, temperatura do ar e direção e velocidade dos ventos foram obtidos do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas – CIIAGRO, pertencente ao Instituto Agrônomo de Campinas – IAC. A localização do posto é latitude 24°41' e longitude 48°00 com altura do solo de 59m em Jacupiranga, SP. A radiação solar fotossinteticamente ativa ($\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) incidente nas lagoas foi determinada *in situ* pelo radiômetro “Quanta meter” Ly-cor com sensibilidade entre 400-700 nm.

Figura 3 – Desenho esquemático da lagoa anaeróbia (ETE Cajati)

(a) Vista superior, (b) Vista lateral

NP: Nível passarela; NA: Nível de água; ● : Estações de amostragens

Figura 4 - Desenho esquemático da lagoa facultativa (ETE Cajati)

(a) – Vista superior; (b) – Vista lateral

NP: Nível passarela; NA: Nível de água; ● : Estações de amostragens

4.3. Coleta Prévia e Batimetria

Em outubro/2003 foi realizada uma coleta prévia para determinação dos pontos de amostragens. Nesta visita prévia foi realizada batimetria das duas lagoas, além de medidas de perfis térmicos, de pH, condutividade e oxigênio dissolvido em diferentes pontos. As medidas de temperatura, pH, condutividade e oxigênio dissolvido foram realizadas *in situ* com auxílio de Multi-sonda YSI modelo 556, a cada 0,10m de profundidade nas lagoas anaeróbia e facultativa. A escolha dos posteriores pontos de amostragem esteve relacionada com os resultados das medidas das lagoas. As amostras coletadas nesta ocasião foram

trazidas para o laboratório a fim de serem realizados testes de concentração e extração de proteínas e eletroforese em gel de poliacrilamida com dodecil sulfato de sódio (SDS-PAGE).

A batimetria foi feita por técnicos do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA) com auxílio de tubos de PVC graduados. O equipamento consta de dois tubos, um maior externo e outro menor graduado no interior do primeiro. Na medida em que os tubos eram aprofundados no lodo, o tubo de menor diâmetro graduado subia e era feita a leitura. Foram traçados transectos na lagoa anaeróbia de 5 em 5 metros na largura e de 10 em 10 metros no comprimento. Na lagoa facultativa estes transectos foram de 10 em 10 metros na largura e de 20 em 20 metros no comprimento. O sistema de tratamento teve início de operação em setembro de 2002 e a batimetria foi realizada em outubro de 2003.

4.4. Dados operacionais

Os dados de projeto do sistema de tratamento bem como relatórios de análise atuais foram gentilmente cedidos pela Sabesp regional do município de Registro. Como vazão e carga orgânica não são monitoradas, estas foram estimadas a partir de dados estimados de consumo per capita de água conforme a equação (1) proposta por Tsutiya e Sobrinho (2000) e da DBO obtida.

$$Q_{dm} = \frac{Pop.QPC.R}{1000} (m^3.d^{-1}) \quad \text{ou} \quad Q_{dm} = \frac{Pop.QPC.R}{86400} (L.s^{-1}) \quad (1)$$

onde: Q_{dm} = vazão doméstica média; Pop = população; QPC = quota per capita de água; R = coeficiente de retorno

O coeficiente de retorno geralmente adotado é de 0,8 conforme norma NBR 9649 da ABNT (von SPERLING, 1996; TSUTIYA e SOBRINHO, 2000). Portanto, para estimar a carga orgânica com que a ETE está operando, foram utilizados os parâmetros citados por estes autores como os geralmente utilizados para projeto em municípios com o número de habitantes entre 10.000-50.000. Estes parâmetros são consumo per capita entre 110-180 L.hab⁻¹.d⁻¹ e taxa de infiltração de 0,3-0,5 L.s⁻¹.km⁻¹. A vazão de infiltração é medida pela taxa de infiltração multiplicada pela extensão da rede coletora, que em Cajati é de 49,81 km. A carga orgânica (equação) é calculada por:

$$C = \frac{DBO_5 \times Q}{1000} (kg DBO_5.d^{-1}) \quad (2)$$

Onde: C: carga orgânica; DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxigênio; Q: Vazão (m³.d⁻¹).

4.5. Amostragens

As amostragens foram realizadas acompanhando a variação sazonal e nictemeral. A sazonal foi realizada com amostragens em outubro de 2004, janeiro, abril e julho de 2005. Em cada período foi realizada coleta nictemeral com amostragens a cada seis horas (Tabela 2). O diagrama das amostragens e esquema geral da ETE com as respectivas estações de coleta podem ser observados nas Figuras 5 e 6.

Tabela 2 – Dias e horários das amostragens na ETE Cajati – SP.

Mês	Dia	Dia da semana	Horários de coleta
outubro	19 e 20	seg e ter	8h; 14h; 20h; 2h; 8h
janeiro	24 e 25	seg e ter	8h; 14h; 20h; 2h; 8h
abril	12 e 13	ter e qua	8h; 14h; 20h; 2h; 8h
julho	14 e 15	qui e sex	8h; 14h; 20h; 2h; 8h

Esta escala de amostragem nictemeral foi escolhida devido aos pulsos de vazão que chegam ao sistema por batelada e que podem causar variações na qualidade do efluente final. As amostras foram coletadas em diferentes profundidades, sub-superfície (S), meio (M) e interface água-sedimento (F), com auxílio de amostrador Van Dorn em ambas as lagoas para verificação da estratificação vertical. As estações de coleta foram: afluente bruto, lagoa anaeróbia, efluente da lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e tanque de cloração, próximo ao lançamento do efluente final.

Apesar de as amostragens e análises terem sido realizadas em dois pontos em cada lagoa, utilizou-se apenas um deles (o segundo) devido a similaridade apresentada. Cinco serão apresentadas: afluente bruto, lagoa anaeróbia, efluente da lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e efluente final.

Figura 5 - Diagrama de amostragem temporal (sazonal e nictemeral) e espacial (longitudinal e vertical) na ETE Cajati
 E1: afluente bruto; E2: lagoa anaeróbia; E3: lagoa anaeróbia; E4: efluente da lagoa anaeróbia;
 E5: lagoa facultativa; E6: lagoa facultativa; E7: efluente final; LA: lagoa anaeróbia; LF: lagoa facultativa; S: sub-superfície; M: meio; F: fundo.

Figura 6 - Esquema geral do sistema de tratamento de esgoto de Cajati – SP, com as respectivas estações de coleta

4.6. Variáveis físicas e químicas

As variáveis físicas e químicas foram analisadas tanto no afluente bruto e no efluente final, como nas lagoas anaeróbia e facultativa, em diferentes profundidades. Estas análises contribuíram para a avaliação do afluente bruto, da eficiência do sistema, da qualidade do efluente final e do comportamento das lagoas anaeróbia e facultativa. Na Tabela 3 podem ser observadas as variáveis físicas e químicas analisadas.

As variáveis temperatura ($^{\circ}\text{C}$), potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) e condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) foram medidas *in situ* com o auxílio de Multi-sonda YSI modelo 556, a cada 0,10 metros de profundidade. A transparência da água foi medida com Disco de Secchi nas duas lagoas. Também *in situ* foram feitas medidas de radiação solar fotossinteticamente ativa (RSFA) ($\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) a cada 0,25m em ambas as lagoas com radiômetro “Quanta meter” Ly-cor com sensibilidade entre 400-700 nm.

No laboratório de campo foram determinados: alcalinidade, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO). Ainda no campo, as amostras para a determinação de sólidos em suspensão e das formas fosfatadas e nitrogenadas foram coletadas, filtradas e armazenadas. Para a filtração das amostras de sólidos em suspensão foram utilizados pré-filtros AP40 (Millipore) previamente calcinados. Para nutrientes dissolvidos foram utilizadas membranas AP20 (Millipore). Devido a grande quantidade de matéria orgânica, as membranas de $0,45\mu\text{m}$, específicas para a análise, não puderam ser utilizadas.

Todas as variáveis foram medidas em todas as estações de coleta do sistema de tratamento, exceto DBO_5 e coliformes totais e organismos termotolerantes. As medidas de DBO_5 foram realizadas apenas nos horários T0 e T4 (8h) dos dois dias amostrados nas estações afluente bruto, sub-superfície das lagoas anaeróbia e facultativa, efluente da lagoa anaeróbia e efluente final. O oxigênio dissolvido foi lido imediatamente após a coleta com oxímetro portátil Digimed. Após a realização de testes, as amostras foram diluídas com quantidade adequada de “água de diluição” (APHA, 1999) e os frascos âmbar aferidos foram incubados à temperatura de 20°C por cinco dias, quando o oxigênio dissolvido foi lido novamente. Os cálculos foram feitos de acordo com APHA (1999).

As variáveis foram analisadas em todos os horários amostrados e em todas as estações de amostragem, o que inclui meio da coluna de água e interface água-sedimento, no Laboratório de Biotoxicologia de Águas Continentais e Efluentes (Biotace) – USP – São Carlos.

Tabela 3 – Variáveis físicas e químicas medidas e os respectivos métodos utilizados e referências

Variáveis	Métodos	Referência
Temp ($^{\circ}\text{C}$)*	Potenciométrico	-
OD (mg.L^{-1})*	Potenciométrico	-
pH*	Potenciométrico	-
Cond ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)*	Potenciométrico	-
Alcalinidade (mg.L^{-1})**	Titulação - Método 2320B	APHA (1999)
Formas de carbono (mg.L^{-1})	Cálculo	Mackereth, Heron e Talling (1978)
Transp (m)*	Disco de Secchi	-
RSFA ($\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)*	Radiômetro	-
SST, SSI e SSO (mg.L^{-1})	Gravimétrico - Método 2540D e 2540E	APHA (1999)
PTot ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Espectrofotométrico - Método 4500P B - Digestão com perssulfato	APHA (1999)
PO ₄ ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Espectrofotométrico - Método 4500P E – Ácido ascórbico	APHA (1999)
NTot (mg.L^{-1})	Método 4500N C – Digestão com perssulfato e Método 4500Norg - Titulométrico	APHA (1999)
NO ₃ (mg.L^{-1})	Espectrofotométrico Ultravioleta – Método 4500NO ₃ B	APHA (1999)
NO ₂ ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Colorimétrico - Método 4500NO ₂ B	APHA (1999)
Namon (mg.L^{-1})	Método 4500NH ₃ B – Destilação e Método 4500NH ₃ C – Titulométrico	APHA (1999)
DBO ₅ (mg.L^{-1})*	Método 5210B - Teste do quinto dia	APHA (1999)
DQO (mg.L^{-1})*	Colorimétrico - Método 5220D – Refluxo fechado	APHA (1999)
SDS-PAGE	Método de Laemmli	Laemmli (1970)

* - determinadas *in situ*; ** - determinadas em laboratório de campo

Temp: temperatura; OD: oxigênio dissolvido; pH: Potencial Hidrogeniônico; Cond: Condutividade elétrica; Formas de carbono: HCO₃ (bicarbonato); CO₃²⁻ (carbonato); CO₂ livre (dióxido de carbono livre); CO₂ total (dióxido de carbono total); Cinor (carbono inorgânico); Transp: transparência da água; RSFA: Radiação Solar Fotossinteticamente Ativa; SST: sólidos suspensos totais; SSI: sólidos suspensos inorgânicos; SSO: Sólidos suspensos orgânicos; P tot: fósforo total; PO₄: ortofosfato; Ntot: nitrogênio total; NO₃: nitrato; NO₂: nitrito; Namon: nitrogênio amoniacal; DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxigênio no quinto dia; DQO: Demanda Química de Oxigênio; SDS-PAGE: eletroforese em gel de poliacrilamida com dodecil sulfato de sódio.

Amostras não filtradas (brutas) foram conduzidas ao laboratório BIOTACE para a extração de proteínas, que foi realizada de acordo com o método do aquecimento descrito em Ogunseitan (1993), incluindo algumas adaptações descritas em Ehlers e Cloete (1999). Essa decisão foi tomada após a realização dos testes de concentração da amostra e da extração de proteínas. Sendo assim, foram coletados 1000 mL de amostra bruta e esta foi submetida a passos de centrifugação, lavagem e ressuspensão com tampão apropriado, banho quente e nova centrifugação. As alíquotas extraídas foram armazenadas em tubos

ependorf para posterior análise por eletroforese. O protocolo utilizado encontra-se no apêndice II.

As moléculas de proteína foram separadas por eletroforese em gel de poliacrilamida com dodecil sulfato de sódio (SDS-PAGE), conforme metodologia descrita por Laemmli (1970), após a realização de testes com auxílio de técnicos e professores do Instituto de Física de São Carlos. Para esta análise, foram utilizados diferentes padrões de proteínas, os quais variavam de 14 a 66 kDa. Os géis foram comparados para a verificação de possíveis diferenças entre as bandas encontradas durante o sistema de tratamento.

Durante os testes realizados (Apêndice III), ficaram estabelecidos alguns fatores a serem seguidos na SDS-PAGE, como: gel de poliacrilamida 15%, aplicação de 15 µL de amostra, corrida à 120 V no gel de empilhamento e a 140 V no gel de resolução e 400 mA.

4.7. Variáveis bioquímicas

As biomoléculas proteína, carboidrato e lipídeo foram analisadas em todas as estações de amostragem e em todos os horários. A concentração de proteína foi determinada pelo método de Lowry (LOWRY et al., 1951), a de carboidrato pelo método do fenol (DUBOIS et al., 1956) e lipídeo pelo método da sulfofosfovanilina (POSTMA e STROES, 1968). As porcentagens de proteína, carboidrato e lipídeo foram analisadas em relação à DQO

4.8. Variáveis biológicas

Os coliformes totais e organismos termotolerantes foram analisados segundo APHA (1999), pelo método das membranas filtrantes (método 9222), com meio de cultura Chromocult® ao longo de todo o sistema de tratamento. As amostras de organismos termotolerantes e totais foram coletadas, diluídas e filtradas, incubadas à 34°C por 24h, nas mesmas estações que a DBO, porém apenas às 8h do primeiro dia. Após este período, a contagem foi realizada.

Além disso, foram analisadas clorofila-*a*, a densidade fitoplanctônica e a porcentagem de bactérias e arqueias. Para a clorofila-*a* foi utilizado o método de extração com etanol (NUSH, 1980), realizado pela técnica do BIOTACE Luci Aparecida Queiroz. As amostras foram filtradas em campo, em membranas de microfibras de vidro (Millipore, AP 20, 0,8 a 8,0 µm de porosidade e 47mm de diâmetro).

Para as análises quantitativa e qualitativa do fitoplâncton, as amostras foram acondicionadas em frascos de vidro, fixadas com formol 4% e transportadas em caixas escuras. A escolha do formol se deu devido ao resultado de testes realizados anteriormente

com amostras contendo alto teor de matéria orgânica, como as de lagoas de estabilização. As amostras apresentaram fungos quando fixadas com lugol, impossibilitando, assim, a contagem. O formol foi utilizado para a fixação das amostras até o momento da contagem. Na contagem, acrescentaram-se gotas de lugol para que as cianobactérias sedimentassem nas câmaras utilizadas.

Estas análises foram realizadas pela Dra. Patrícia Bortoletto de Falco, por contagem dos organismos, em câmaras de sedimentação de volume definido como descrito em Uthermöhl (1958), em microscópio invertido OLYMPUS CK2. A identificação foi feita 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).

Devido à alta densidade de organismos nas lagoas, foi realizada a diluição de algumas amostras (apêndice III) antes da quantificação. A densidade total do fitoplâncton (organismos.mL⁻¹) foi calculada segundo a equação abaixo (APHA, 1999):

$$D_{(org / mL)} = \frac{C \times At}{Af \times F \times V} \quad (3)$$

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).

Amostras também foram submetidas à filtração em campo para análises de hibridação fluorescente *in situ* (FISH), visando a determinação da porcentagem da comunidade bacteriana, em membranas AP20 (pré-filtro) e GF/C (1,2 µm de porosidade) para eliminação de interferências das algas. As sondas de oligonucleotídeos utilizadas estão na Tabela 4. As amostras filtradas foram mantidas em frascos Duram de 500 mL esterilizados e foram refrigeradas até chegar ao laboratório BIOTACE.

No laboratório as amostras foram concentradas, fixadas, de acordo com Hirasawa (2003) e congeladas até o momento de análise. Os protocolos utilizados de hibridação e lavagem específicos para cada sonda com suas respectivas referências podem ser observados nas Tabelas 5 e 6.

Tabela 4 - Características das sondas de oligonucleotídeos e respectivas referências.

Sonda	Especificidade	Sequência	Referência
EUB 338	Domínio Bactéria	5'-GCTGCCTCCCGTAGGAGT-3'	Amann et al. (1990)
NON EUB	Controle Negative	5'-ACTCCTACGGGAGGCAGC-3'	Wallner et al. (1993)
ARC 915	Domínio Arquéia	5'-GTGCTCCCCCGACAATTCCT-3'	Stahl e Amann (1991)

Tabela 5 - Protocolo de hibridação utilizado na técnica de FISH.

Sonda	Hibridação			Referência
	Temp.	Tempo	Tampão*	
EUB	46°C	1h30	Formamida 20%	Amann et al. (1990)
NON				Wallner et al. (1993)
ARC	45°C	2h		Stahl e Amann (1991)

* Tampão de hibridação: NaCl 0,9M, Tris-HCl 20mM (pH 7,2). EDTA 10mM, SDS 0,01% e Formamida X%.

Tabela 6 - Protocolo de lavagem utilizado na técnica de FISH.

Sonda	Lavagem			Referência
	Temp.	Tempo	Tampão**	
EUB	48°C	15 min	NaCl 225 mM	Amann et al. (1990)
NON				Wallner et al. (1993)
ARC		20 min		Stahl e Amann (1991)

** Tampão de Lavagem: Tris-HCl 20mM (pH 7,2), EDTA 10mM, SDS 0,01% e NaCl Y.

4.9. Análise estatística

A partir dos programas *Excel* e *Statistica* foram realizadas análises descritivas, confecção de gráficos e tabelas, além de análises exploratórias que possibilitaram a geração de hipóteses relevantes para testes. As análises utilizadas foram ANOVA, análises de componentes principais (ACP) e de agrupamento (cluster).

Primeiramente, as variáveis foram padronizadas de modo que as variâncias transformadas passaram a ter média zero e variância unitária, o que foi conseguido pela transformação logarítmica ($\log(x+1)$). Após essa etapa, os dados bióticos e abióticos foram submetidos separadamente à análise de variância (ANOVA) para testar-se o efeito da

sazonalidade, da variação nictemeral e vertical na ETE Cajati, admitindo-se nível de corte de probabilidade aceito de 5% ($p < 0,05$).

Em função dos resultados gerados nas ANOVAS e nos testes de hipótese, foram montadas novas matrizes de dados para a realização da ACP. Esta análise hierarquiza as variáveis significativas estatisticamente que compõem as matrizes, considerando-se, para interpretação, os eixos estatisticamente representativos, com pelo menos 50 a 60% da explicação dos dados entre os dois ou três primeiros eixos.

Em seguida, os escores obtidos na ACP foram submetidos à análise de agrupamento (cluster), que consistiu em estabelecer os grupos naturais de objetos (formados a partir da distância ou similaridade entre eles) ou de descritores (estabelecidos pela dependência entre eles), de modo a reuni-los num mesmo conjunto. Dentre os métodos existentes, optou-se pelo agrupamento pela associação não ponderada (UPGMA), recomendado por Romesburg, por atribuir similaridade entre pares de grupos de forma menos extrema que os demais métodos e também por proporcionar a utilização de qualquer coeficiente de associação.

Foram calculados, em cada cluster, os coeficientes de correlação cofenética, para os quais, segundo Legendre e Legendre (1983), devem ser aceitos valores superiores a 0,8.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Esta pesquisa procurou identificar os possíveis problemas existentes na ETE Cajati, analisar seu funcionamento, a qualidade do efluente final, os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nas lagoas anaeróbia e facultativa, além de propor melhorias ao sistema de forma que os impactos ao corpo receptor sejam minimizados, garantindo a sustentabilidade dos recursos hídricos. Cuidados com os lançamentos de água residuária diretamente no corpo receptor devem ser tomados para garantir esta sustentabilidade. Moccellini (2006), em avaliação da qualidade da água do rio Jacupiranguinha, corpo receptor do efluente final desta ETE, observou a ocorrência de lançamentos de esgoto *in natura*, rompimento de tubulações de esgoto, plantações e criação de gado no entorno e falta de mata ciliar.

Durante o período de estudo, observou-se que a água pluvial interferiu no tratamento de esgoto do município. Por ser região de planície, há alagamentos freqüentes devido às elevadas precipitações. Como o município foi construído na parte mais baixa da região, houve a necessidade de construção de estação elevatória de esgoto para bombeá-lo à ETE. A estação elevatória funciona em regime de batelada, ou seja, o lançamento não é contínuo. Estas instalações de elevatórias, além de apresentarem custo inicial elevado, exigem despesas de operação e, sobretudo, manutenção permanente e cuidadosa. O município de tratamento possui local para disposição do material retido na grade e o lodo das lagoas ainda não precisou ser removido.

Sabe-se que as variações nos fatores meteorológicos levam a flutuações na qualidade de água como aquelas relacionadas ao pH e oxigênio dissolvido tanto sazonalmente quanto diariamente, e que as lagoas de estabilização são sistemas naturais, onde os processos bioquímicos e hidrodinâmicos são influenciados por fatores meteorológicos tais como luz solar, vento, temperatura, escoamento e evaporação (TADESSE, GREEN E PUHAKKA, 2004).

Segundo Picot et al. (1992), maior tempo de detenção da água residuária permite a sedimentação da matéria orgânica e cria ecossistema específico em cada lagoa, onde fatores ambientais agem sobre os microrganismos, principalmente sobre os patogênicos, ou seja, a eficiência sanitária é dependente da sazonalidade.

A seguir são apresentados os resultados obtidos nesta pesquisa e as discussões dos mesmos. Apesar de algumas diferenças visuais, a ANOVA revelou que não houve diferença

estatística significativa entre os resultados obtidos nos pontos ($p>0,05$). Assim, para facilitar a visualização dos resultados, apenas os resultados obtidos em um dos pontos de cada lagoa foram considerados.

5.1. Dados Climatológicos

As precipitações mensais acumuladas e a média da temperatura do ar durante o período de estudo podem ser observadas na Figura 7. A área hachurada representa o período em que foi realizada amostragem no sistema de tratamento: outubro de 2004, janeiro, abril e julho de 2005. Observaram-se dois períodos distintos na região: um menos chuvoso, que correspondeu de abril a setembro, e outro chuvoso, de outubro a março. A região apresenta clima tropical úmido com variações entre as zonas costeiras e a serra de Paranapiacaba. Segundo os dados obtidos do Ciiagro (2005), o mês de maior precipitação foi dezembro de 2004, com 394 mm e a temperatura máxima do ar observada na região foi de 26,12°C em março de 2005. A menor precipitação foi observada em junho de 2005, 40 mm, com menor temperatura do ar em julho de 2005, 17,67°C.

Figura 7 - Precipitação acumulada (mm) e Temperatura média do ar (°C) durante o período de setembro de 2004 a agosto de 2005 na região de Jacupiranga, Vale do Ribeira, SP.
Fonte: Ciiagro (2005); Área hachurada – mês de amostragem na ETE Cajati

As precipitações diárias ocorridas durante o período de coleta estão na Tabela 7. O primeiro registro é referente ao dia anterior à coleta e os segundo e terceiros são referentes aos períodos de amostragem. Em outubro, apesar da precipitação diária de 23,4 mm, não

houve chuvas durante as coletas. Já em janeiro (33,5 mm), as coletas do dia 25 foram realizadas sob intensa precipitação. Em abril e julho, a precipitação foi nula no período da amostragem.

Tabela 7 – Precipitação diária (mm) no dia anterior e nos dias de coleta na ETE Cajati

out	Precip (mm)	jan	Precip (mm)	abr	Precip (mm)	jul	Precip (mm)
18	0	23	0	11	0	13	0
19	23,4	24	10,3	12	0	14	0
20	3,2	25	33,5	13	0	15	0

Em janeiro, o esgoto bruto entrou no sistema de tratamento diluído pela água pluvial devido à ocorrência de intensas precipitações. O afluente bruto, que normalmente chega à ETE por batelada, neste período chegou de forma contínua. A rede de coleta de esgoto provavelmente apresenta ligações clandestinas de água pluvial, o que deveria ser verificado para não provocar prejuízos com relação à eficiência do sistema de tratamento. De acordo com Persson e Wittgren (2003), esta entrada de água pluvial não afeta somente o tempo de detenção hidráulico, pode afetar também diferentes processos de remoção, como o do nitrogênio, por exemplo. Um aumento na carga hidrológica pode aumentar a dispersão na lagoa, bem como a distribuição de oxigênio, a qual afeta os processos de nitrificação e desnitrificação. Também aumenta a velocidade da água, o que resulta em danos dos biofilmes formados, onde ocorrem os processos de nitrificação/desnitrificação acoplados.

Os dados de velocidade dos ventos da região durante os períodos estudados foram obtidos do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) (Figura 8). A estação climatológica desta instituição está localizada no município de Jacupiranga, aproximadamente a 20 km de Cajati e, por isso, considera-se que os dados seriam mais representativos se a estação estivesse localizada no próprio município de Cajati.

As velocidades de vento foram medidas a cada 20 minutos, das 8h do primeiro dia de amostragem às 9h do dia seguinte, nos dias de coleta. Observou-se que em outubro a velocidade do vento foi maior, principalmente durante o período diurno, atingindo até 6 m.s^{-1} , o que causou dificuldades para a realização das coletas. Em janeiro e abril, as velocidades do vento foram similares a partir das 13h. Pela manhã, a velocidade em janeiro foi menor. Em abril/05, a velocidade do vento atingiu até 4 m.s^{-1} . Julho/05 foi o período em que se registrou menores velocidades, sendo que a máxima obtida foi $1,8 \text{ m.s}^{-1}$ às 12h20.

Figura 8 - Velocidade dos ventos (m.s^{-1}) em Jacupiranga, Vale do Ribeira (SP), nos períodos de amostragem (Fonte: Instituto Agronômico de Campinas)

5.2. Coleta prévia e Batimetria

Na coleta prévia observaram-se algumas diferenças nos pontos amostrados, provavelmente devido à mistura que ocorre na entrada de esgoto nas lagoas. Em outubro de 2003, quando esta coleta foi realizada, a temperatura média da região durante o período de 29/09 à 05/10/2003 foi de $24,4^{\circ}\text{C}$ e a precipitação foi de 11 mm (CIIAGRO, 2004).

Nesta coleta prévia, as medidas de temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica foram feitas em três estações dentro da lagoa anaeróbia: entrada (a), centro (b) e saída (c), cada uma contendo três pontos. Na lagoa facultativa, apenas três pontos foram analisados, sendo que dois localizaram-se a 30 metros da margem no comprimento (entrada e saída) e outro ponto no centro da lagoa (centro) (Figura 9).

Na entrada da lagoa, a coluna de água estava homogênea e nos outros pontos estratificada sendo que os perfis térmicos apresentaram comportamentos diferentes. Provavelmente, o fluxo de entrada de esgoto sanitário no primeiro ponto da lagoa anaeróbia (Figura 10 (a)) seja responsável pela homogeneidade da coluna de água nos pontos próximos onde ocorre a entrada. A temperatura média da coluna de água foi de $23,3^{\circ}\text{C}$. Houve variação de $0,8^{\circ}\text{C}$ na coluna de água na entrada da lagoa anaeróbia, no ponto à direita da lagoa, onde o fluxo pareceu ter menor interferência na estabilidade do sistema. No centro desta, a variação foi de $1,8^{\circ}\text{C}$ e na saída, $3,2^{\circ}\text{C}$. A coluna de água esteve estratificada em todos os pontos do eixo transversal. Os valores de condutividade elétrica apresentaram o mesmo comportamento dos perfis térmicos.

Figura 9 – Esquema de amostragem nas lagoas anaeróbia (LA) e facultativa (LF) em outubro/03
(a) entrada; (b) centro; (c) saída.

Figura 10 - Perfis térmicos ($^{\circ}\text{C}$) e de condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) em diferentes pontos na lagoa anaeróbia da ETE Cajati – SP.
(a) Entrada; (b) Centro; (c) saída.

Na Figura 11 são observados os perfis de oxigênio dissolvido e pH medidos na lagoa anaeróbia. Em relação ao oxigênio dissolvido observaram-se maior concentração na superfície ($5,17 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), como já era esperado e, no fundo, a menor ($0,08 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Em todos os pontos, a concentração obtida para esta variável diminuiu em direção ao fundo da lagoa, a qual apresentou concentrações inferiores a $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a partir de 1,5 m de profundidade. Apesar desta diminuição, as concentrações foram altas para uma lagoa considerada anaeróbia, quando comparadas com a literatura. Os valores obtidos de pH foram diferentes

nas três estações e mantiveram-se entre 6,33 a 7,36 em toda a lagoa. Estes valores são condizentes com aqueles encontrados na literatura, para lagoas anaeróbias.

Figura 11 - Perfis de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) e pH em diferentes pontos na lagoa anaeróbia da ETE Cajati – SP.
(a) Entrada; (b) Centro; (c) saída;

Em relação à lagoa facultativa, na Figura 12 são observados os valores de temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido e pH obtidos. A temperatura média da coluna de água foi de $24,6^{\circ}\text{C}$. Mesmo a lagoa sendo mais rasa, a coluna de água esteve homogênea nos três pontos de amostragem. Observou-se variação de 5°C no ponto de saída da lagoa facultativa. A maior temperatura obtida foi de 27°C na sub-superfície da lagoa.

A condutividade elétrica apresentou o mesmo padrão nos três pontos ao longo do eixo longitudinal da lagoa e variou de 592 a $661 \mu\text{S.cm}^{-1}$. O oxigênio dissolvido também apresentou um padrão diferente dos de temperatura e condutividade elétrica nas estações de amostragens (entrada, centro e saída) da lagoa facultativa. As concentrações foram de $4,94 \text{ mg.L}^{-1}$, na entrada, $7,39 \text{ mg.L}^{-1}$, no centro e $9,52 \text{ mg.L}^{-1}$, na saída, todos na sub-superfície da lagoa facultativa, sendo que com 1,0 m de profundidade as concentrações se mostraram reduzidas à metade, aproximadamente. Os valores de pH foram bastante

diferentes nas três estações, com padrão semelhante ao de oxigênio dissolvido e variaram de 7,35 a 8,38, com maiores valores próximo à saída da lagoa facultativa onde havia, no momento das medidas, um florescimento de organismos fitoplanctônicos.

Figura 12 - Perfis de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) e pH em diferentes pontos na lagoa facultativa da ETE Cajati – SP.

O teste de variância (ANOVA) foi aplicado nas estações amostrais do sistema de tratamento com intuito de verificar as diferenças entre as lagoas, pontos e profundidades analisadas. O teste, com corte de probabilidade a 5%, revelou que as duas lagoas foram diferentes nesta amostragem prévia (outubro/03), com $p=0,031$. A partir disso, as lagoas anaeróbia e facultativa foram analisadas separadamente. A lagoa anaeróbia apresentou $p=0,043$ e $p=0,090$ para o teste de diferença entre pontos e profundidades, respectivamente, o que indica diferença entre os pontos analisados e coluna de água estatisticamente homogênea.

Como os pontos apresentaram diferenças significativas estatisticamente, também foram separados e analisados. Verificou-se que os três pontos na entrada, os três no centro e os três na saída da lagoa anaeróbia foram similares entre si, com $p=0,251$, $0,368$ e $0,075$, respectivamente, o que indicou que não há necessidade de outros pontos de amostragens no eixo transversal. Vale ressaltar que as diferenças são assumidas quando $p<0,05$. Dois ou três pontos de amostragem ao longo do eixo longitudinal seriam suficientes para analisar o comportamento desta lagoa, conforme observado nas Figuras 10 e 11.

A lagoa facultativa, por sua vez, não apresentou diferença significativa entre os três pontos analisados ($p=0,065$). Porém, pH ($p=0,006$) apresentou diferenças entre estes pontos, o que confirma o observado na Figura 12. As profundidades nesta lagoa foram diferentes ($p=0,010$), o que indica estratificação, apesar da lagoa ser rasa. Como a variável pH apresentou diferença significativa entre os pontos, houve necessidade de analisar, no mínimo, dois pontos nesta lagoa ao longo do eixo longitudinal.

Na Figura 13 pode se observar a profundidade e geometria da lagoa anaeróbia. Observa-se que esta lagoa apresentou certa quantidade de lodo (Figura 14), considerada pequena, visto que a ETE foi construída recentemente (2002). O lodo presente foi depositado na entrada da lagoa anaeróbia devido à sedimentação das partículas maiores e também nas irregularidades mais profundas que a lagoa apresenta devido a não impermeabilização do fundo durante a construção. A profundidade e geometria da lagoa facultativa podem ser observadas na Figura 15. A lagoa facultativa não apresentou lodo acumulado, devido apresentar construção e operação também recentes, além de receber carga orgânica menor que a anaeróbia.

O lodo acumulado no fundo das lagoas, principalmente da anaeróbia (Figura 14), é resultado da sedimentação dos sólidos suspensos presentes no esgoto bruto, incluindo areia e microrganismos sedimentáveis. A fração orgânica do lodo é estabilizada anaerobiamente, sendo convertida em água e gases, devendo ser, portanto, o volume acumulado inferior ao volume sedimentado (von SPERLING, 1998). Segundo Arceivala (1981), a taxa de acúmulo média de lodo em lagoas facultativas é de $0,03$ a $0,08 \text{ m}^3 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$. A menos que a lagoa esteja operando com alta carga, a remoção de lodo será necessária somente após vários anos de operação do sistema. Segundo von Sperling (1996), a frequência de remoção de lodo das lagoas é recomendada, geralmente, acima de 20 anos. Para o autor, a estabilização anaeróbia do lodo de fundo pode gerar subprodutos solúveis não estabilizados os quais, ao serem reintroduzidos na massa líquida superior, são responsáveis por uma nova carga de DBO.

Figura 13 - Mapa batimétrico da lagoa anaeróbia na ETE de Cajati – SP

Figura 14 - Depósito de sedimento presente na lagoa anaeróbia, ETE Cajati – SP

Figura 15 - Mapa batimétrico da lagoa facultativa, ETE Cajati – SP.

5.3. Dados operacionais

Como não há monitoramento de vazão na ETE, uma estimativa foi realizada com base em dados variados de consumo *per capita* de água e taxas de infiltração (Tabela 8). Utilizando a população urbana de 2005 (SEADE, 2006), 23.952 habitantes, observou-se que a vazão ficou abaixo daquela projetada para o sistema, que foi de $54,18 \text{ L.s}^{-1}$ ou $4.681,15 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$, conforme Tabela 1. Utilizando-se o consumo máximo *per capita* ($180 \text{ L.hab}^{-1}.\text{d}^{-1}$), sem considerar a vazão de infiltração, obtém-se uma vazão total máxima de $4.615,49 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$. Com DBO de $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$, obtida nesta pesquisa, e de $55,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (outubro/2004) e $380,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (abril/2004), obtidas pela Sabesp, calculou-se as cargas orgânicas e obteve-se, respectivamente, 23,08, 152,31 e $1.753,88 \text{ kg DBO}_5 \text{ d}^{-1}$. As cargas orgânicas de projeto para a ETE Cajati eram de $5.177,2 \text{ kg DBO}_5.\text{d}^{-1}$ para a lagoa anaeróbia e de $1.126,1 \text{ kg DBO}_5.\text{d}^{-1}$ para a facultativa.

Tabela 8 – Vazão ($\text{m}^3.\text{d}^{-1}$) e carga orgânica ($\text{kgDBO}_5.\text{d}^{-1}$) estimadas para a ETE Cajati

QPC ($\text{L.hab}^{-1}.\text{d}^{-1}$)	Qdom ($\text{m}^3.\text{d}^{-1}$)	Tinf ($\text{L.s}^{-1}.\text{km}^{-1}$)	Qinf (L.s^{-1})	Qinf ($\text{m}^3.\text{d}^{-1}$)	Qtot ($\text{m}^3.\text{d}^{-1}$)	Carga orgânica ($\text{kgDBO}_5.\text{d}^{-1}$)		
						DBO ₅ =5 (mg.L^{-1})	DBO ₅ =33 (mg.L^{-1})	DBO ₅ =380 (mg.L^{-1})
110	2.107,8	-	-	-	2.107,8	10,5	69,6	801,0
130	2.491,0	-	-	-	2.491,0	12,5	82,2	946,6
150	2.874,2	-	-	-	2.874,2	14,4	94,8	1.092,2
180	3.449,1	-	-	-	3.449,1	17,2	113,8	1.310,7
110	2.107,8	0,3	14,9	1.291,1	3.398,9	17,0	112,2	1.291,6
130	2.491,0	0,3	14,9	1.291,1	3.782,1	18,9	124,8	1.437,2
150	2.874,2	0,3	14,9	1.291,1	4.165,3	20,8	137,5	1.582,8
180	3.449,1	0,3	14,9	1.291,1	4.740,2	23,7	156,4	1.801,3
110	2.107,8	0,5	24,9	2.151,8	4.259,6	21,3	140,6	1.618,6
130	2.491,0	0,5	24,9	2.151,8	4.642,8	23,2	153,2	1.764,3
150	2.874,2	0,5	24,9	2.151,8	5.026,0	25,1	165,9	1.909,9
180	3.449,1	0,5	24,9	2.151,8	5.600,9	28,0	184,8	2.128,3

QPC: Consumo médio *per capita*; Qdom: Vazão doméstica; Tinf: taxa de infiltração; Qinf: vazão de infiltração; Qtot: vazão total;

Apesar da baixa DBO obtida nesta pesquisa ($5,0 \text{ mg.L}^{-1}$), conforme Tabela 10, mesmo quando se utiliza a DBO de $380,0 \text{ mg.L}^{-1}$ obtida pela Sabesp, a carga orgânica continua baixa. Estas estimativas indicam que o sistema de tratamento de esgoto de Cajati operou com baixa carga, provavelmente por longo período, o que pode ter interferido no desempenho do sistema, visto que a lagoa anaeróbia não teve matéria orgânica suficiente para torná-la anaeróbia propriamente dita. Apenas com consumo *per capita* altos e maiores taxas de infiltração, as vazões estimadas estiveram próximas ou maiores que a de projeto. A carga orgânica também esteve baixa em todas as simulações. A máxima obtida foi $2.128,3 \text{ kg DBO}_5.\text{d}^{-1}$, com DBO de 380 mg.L^{-1} .

A lagoa anaeróbia deveria operar com tempo de detenção hidráulico (TDH) de 2-5 dias (MENDONÇA, 2000) ou 3-6 dias (von SPERLING, 1996). Tempos maiores que cinco dias não são recomendados, pois a lagoa iniciará seu funcionamento como facultativa, que tem como critério de projeto TDH acima de 6 dias (MENDONÇA, 2000) ou entre 15-45 dias (von SPERLING, 1996).

Em relatório de monitoramento da Sabesp, realizado em setembro/2004, a vazão medida foi de $1017,79 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$. O TDH foi estimado com esta vazão, já que a primeira amostragem desta pesquisa foi realizada logo em seguida (outubro/04). Para a lagoa anaeróbia, o TDH foi 25,4 dias e para a facultativa foi de 49,5 dias. A partir destes dados, obteve-se carga orgânica de $33,0 \text{ kg DBO}_5.\text{d}^{-1}$. Conclui-se, portanto, que houve algum problema com a ETE, pois se 67,4% das residências estão ligadas à rede de esgoto (SEADE, 2006), a vazão e carga orgânica não poderiam ser tão baixas. Uma explicação poderia ser o crescimento populacional maior em Cajati que nos municípios vizinhos (Tabela 9). O município de Cajati foi fundado em 1930, com emancipação em 1991. Jacupiranga foi

fundada em 1927, emancipada em 1928 e elevada à Comarca em 1963. O município de Pariquera-açu foi fundado em 1953. Apesar da emancipação do município de Cajati em 1991, o crescimento de 26,0% na população urbana entre 1995 e 2000 pode ter resultado em crescimento rápido de bairros periféricos sem adequadas ligações à rede de coleta de esgoto. Este crescimento deve-se, muito provavelmente, ao complexo industrial localizado no município, o qual emprega grande parte da população.

Tabela 9 – Crescimento populacional nos municípios do Vale do Ribeira de Iguape (SP)

Municípios		Pop (hab) 1995	Taxa Cresc (%)	Pop (hab) 2000	Taxa Cresc (%)	Pop (hab) 2005
Cajati	P tot	26.378	10,6	29.176	9,8	32.052
	P urb	16.626	26,0	20.959	14,0	23.952
Jacupiranga	P tot	15.851	7,4	17.019	5,3	17.929
	P urb	8.631	16,5	10.030	10,0	11.039
Pariquera-açu	P tot	15.142	16,2	17.601	13,6	20.004
	P urb	9.854	18,0	11.690	21,0	14.177

P tot: população total; P urb: população urbana;

Fonte: Seade (2006)

5.4. Avaliação do funcionamento do sistema e variação das características físicas, químicas e biológicas do efluente final

Para análise do funcionamento do sistema foram calculadas as média e desvio padrão a partir dos resultados obtidos nos cinco horários amostrados. Em relação às variáveis físicas, químicas e biológicas no afluente bruto, afluente da lagoa anaeróbia e efluente final (Tabelas 10, 11 e 12), a temperatura (Tabela 10) no tanque de cloração esteve maior devido este atuar como uma terceira lagoa, além do esgoto passar pelas chicanas lentamente. Em abril, observou-se a máxima de $29,48 \pm 1,77^\circ\text{C}$.

O pH aumentou em direção ao efluente final, variando de $8,00 \pm 0,34$ (abril) a $9,46 \pm 0,48$ (julho) nesta estação, o que revelou um aparente e eficiente tamponamento do sistema. Este aumento do pH em direção ao efluente final indica que a alcalinidade foi consumida no início do sistema (RANGEBY, JOHANSSON E PERNRUP, 1996). Falco (2005) obteve valores de pH neutros no sistema de tratamento de Novo Horizonte, com variação de 7,1 a 7,7 no efluente final. Autores como Mendes et al. (1995), Tadesse, Green

e Puhakka (2004), Ntegwe (2005), Ahmadi, Riahi e Noori (2005), Kayombo et al. (2002) e Canovas et al. (1996) obtiveram valores de pH entre 6,3 e 8,3.

Tabela 10 – Média* $\pm$ desvio padrão das variáveis obtidas no afluente bruto (AFB), efluente da lagoa anaeróbia (ELA) e efluente final (EFF) na ETE Cajati - SP

Variáveis		AFB	ELA	EFF
Temperatura (°C)	Out	23,60 $\pm$ 0,20	23,31 $\pm$ 0,60	23,90 $\pm$ 0,83
	Jan	26,05 $\pm$ 0,20	26,44 $\pm$ 0,42	26,65 $\pm$ 0,45
	Abr	27,99 $\pm$ 0,63	27,80 $\pm$ 0,64	29,48 $\pm$ 1,77
	Jul	**	**	19,16 $\pm$ 1,83
pH	Out	8,54 $\pm$ 0,40	8,92 $\pm$ 0,23	9,08 $\pm$ 0,23
	Jan	9,07 $\pm$ 0,54	9,58 $\pm$ 0,30	9,33 $\pm$ 0,51
	abr	7,01 $\pm$ 0,16	7,42 $\pm$ 0,80	8,00 $\pm$ 0,34
	jul	**	**	9,46 $\pm$ 0,48
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	out	510,75 $\pm$ 176,62	554,00 $\pm$ 9,90	367,00 $\pm$ 154,07
	jan	374,60 $\pm$ 89,42	315,60 $\pm$ 11,89	291,20 $\pm$ 3,35
	abr	787,00 $\pm$ 99,72	667,20 $\pm$ 62,15	518,40 $\pm$ 40,54
	jul	**	**	620,00 $\pm$ 39,33
Oxigênio Dissolvido (mg.L^{-1})	out	1,85 $\pm$ 1,69	0,33 $\pm$ 0,12	2,94 $\pm$ 0,96
	jan	2,78 $\pm$ 0,48	1,58 $\pm$ 0,91	2,58 $\pm$ 0,61
	abr	0,94 $\pm$ 0,52	1,29 $\pm$ 0,82	2,23 $\pm$ 0,81
	jul	**	**	4,02 $\pm$ 1,20
DBO (mg.L^{-1})	out	***	***	***
	jan	5,0	19,7	45,6
	abr	8,6	7,2	19,0
	jul	**	**	11,4
Densidade fitoplanctônica (10^6 org.mL^{-1})	out	1,43 $\pm$ 2,39	***	13,72 $\pm$ 4,82
	jan	1,54 $\pm$ 0,48	***	6,92 $\pm$ 1,22
	abr	4,67 $\pm$ 3,59	***	3,51 $\pm$ 1,95
	jul	**	**	21,33 $\pm$ 6,37

* - Média de cinco horários coletados durante 24h; ** - ETE desativada; *** - medidas não realizadas

A alta precipitação durante o período de coleta em janeiro também fez com que a condutividade fosse menor (374,60 $\pm$ 89,42 $\mu\text{S.cm}^{-1}$) devido à diluição do esgoto. Isto provavelmente devido à ETE receber esgoto diluído pela chuva (janeiro) e operar com baixa carga orgânica. A condutividade elétrica foi maior nas lagoas de estabilização de Novo Horizonte. Falco (2005) obteve menor condutividade no afluente bruto no outono e inverno (1094,0 $\mu\text{S.cm}^{-1}$) e maior no verão (1468,0 $\mu\text{S.cm}^{-1}$), com efluente final com menor

condutividade no inverno, $723,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Na ETE Cajati, esta menor condutividade elétrica pode ser devido a menor quantidade de íons dissolvidos resultantes da baixa carga orgânica. A condutividade elétrica alta pode ser devido aos processos de decomposição da matéria orgânica, ocasionando liberação de substâncias inorgânicas no sistema (GOMES, 2002).

No afluente bruto, devido à entrada em batelada de esgoto, as concentrações de oxigênio dissolvido foram menores em outubro e abril, $1,85\pm 1,69 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $0,94\pm 0,52 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente, pois as coletas foram realizadas quando não havia entrada de esgoto. Em janeiro, devido à alta precipitação (305 mm), a entrada de esgoto ocorreu de forma contínua, conforme já discutido, e a concentração foi maior: $2,78\pm 0,48 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. No efluente final as concentrações foram maiores, pois o esgoto tratado passa lentamente pelas chicanas do tanque de cloração e, provavelmente, neste local ocorre fotossíntese pelos organismos fitoplanctônicos provenientes da lagoa facultativa. A maior concentração de oxigênio dissolvido nesta estação foi $4,02\pm 1,20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ em julho/05.

Estas concentrações de oxigênio dissolvido no efluente final foram maiores na ETE Cajati, quando comparada com a ETE Novo Horizonte, a qual não possui tanque de cloração. Em Novo Horizonte, o efluente final passa por escada antes do lançamento no corpo receptor para auxiliar na aeração, com objetivo de minimizar os impactos no corpo receptor. O efluente da ETE de Cajati passa por tanque de cloração desativado, além de queda para aeração antes do lançamento. Por um lado, estas maiores concentrações de oxigênio dissolvido são uma vantagem para o corpo receptor. Por outro, este tanque de cloração desativado resulta em lançamento de maior número de organismos fitoplanctônicos, o que pode ser prejudicial ao corpo receptor.

A DBO esteve baixa em todos os períodos, e apresentou aumento no efluente final. A DBO obtida está muito abaixo daquelas observadas nos trabalhos com lagoas de estabilização, como o de Shelef (1982), com DBO de $412,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no afluente bruto; Mendes et al. (1995) com DBO de $336,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; Ntengwe (2005), com $382,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; Ahmadi et al. (2005), com $118,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; e Falco (2005) com menor DBO de $492,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Segundo von Sperling (1996), os sistemas de tratamento de esgoto por lagoas anaeróbias seguidas por facultativas, deveriam apresentar eficiência de redução de DBO entre 75-90%.

Conforme observado nestas amostragens, o sistema de tratamento recebe água pluvial juntamente com o esgoto bruto. Outros estudos devem ser realizados, como por exemplo, avaliação da água consumida, vazão do sistema, entre outros, para avaliar o quanto o esgoto bruto chega diluído à estação de tratamento, influenciando na sua DBO e, conseqüentemente, na eficiência do tratamento.

Nesta pesquisa, não foi observada relação entre temperatura e DBO, conforme citado por Teixeira Pinto, Neder e Luduvica (1996), que observou maior produção de gases

pelo aumento da temperatura, o que causou desprendimento dos sólidos do sedimento e aumento da DBO e dos sólidos em suspensão.

Em relação à DQO (Tabela 11), no afluente bruto observou-se maior variação em janeiro com desvio padrão de $126,12 \text{ mg.L}^{-1}$. Em abril a DQO foi maior, $236,20 \pm 87,36 \text{ mg.L}^{-1}$. Em janeiro, a DQO no efluente final ($209,40 \pm 78,01 \text{ mg.L}^{-1}$) foi maior que no afluente bruto ($187,00 \pm 126,12 \text{ mg.L}^{-1}$) devido à água pluvial ter diluído o esgoto na entrada, não apresentando redução.

A eficiência de redução do sistema de tratamento em abril foi maior, seguida de outubro, 46,9 e 43,8%, respectivamente. Na lagoa anaeróbia, observou-se redução de 53,9% em outubro. Porém, na lagoa facultativa, devido à presença de matéria orgânica e organismos fitoplanctônicos, não foi observada redução na DQO.

Tadesse, Green e Puhakka (2004) analisando lagoas em região tropical obtiveram redução de DQO entre 90 e 97% em sistemas de lagoas de estabilização. Picot et al. (1992) obtiveram DQO de $216,0 \text{ mg.L}^{-1}$ na lagoa e $294,0 \text{ mg.L}^{-1}$ no efluente, valores semelhantes aos obtidos na presente pesquisa. Falco (2005) observou redução de DQO de até 82,8%, com DQO afluente de $880,0 \text{ mg.L}^{-1}$ no verão. Toprak (1995) declarou que a eficiência de redução na DQO aumenta com o aumento da carga orgânica.

A lagoa anaeróbia apresentou maior redução de sólidos suspensos totais que a facultativa, mesmo porque esta primeira lagoa, segundo Pescod (1996) funciona como um tanque de sedimentação das partículas maiores. Também foi observada maior eficiência no período de maior temperatura, abril, com 73,9% de redução na anaeróbia e 78,4% no sistema como um todo. Redução de sólidos suspensos de 83,8% no verão foi obtida por Falco (2005), com concentração inicial de $290,0 \text{ mg.L}^{-1}$. A menor redução obtida pela autora foi de 42,4% quando a concentração do afluente bruto era $365,0 \text{ mg.L}^{-1}$.

Quanto à fração orgânica e inorgânica (Figura 16), a lagoa facultativa aumentou a fração orgânica devido aos organismos fitoplanctônicos. A maior porcentagem de sólidos suspensos orgânicos foi obtida no efluente final em abril (93,2%) e a menor em janeiro (52,1%) no afluente bruto.

Tabela 11 – Média* $\pm$ desvio padrão (mg.L⁻¹) das variáveis obtidas no afluente bruto (AFB), efluente da lagoa anaeróbia (ELA) e efluente final (EFF) com as respectivas eficiências de redução (%) da lagoa anaeróbia (EFIC LA), da facultativa (EFIC LF) e do sistema (EFIC SIS) na ETE Cajati.

Variáveis		AFB (mg.L ⁻¹)	ELA (%)	EFIC LA (%)	EFF (mg.L ⁻¹)	EFIC LF (%)	EFIC SIS (%)
DQO (mg.L ⁻¹)	out	212,25 $\pm$ 81,25	97,75 $\pm$ 22,49	53,9	119,25 $\pm$ 26,84	***	43,8
	jan	187,00 $\pm$ 126,12	136,20 $\pm$ 42,52	27,1	209,40 $\pm$ 78,01	***	***
	abr	236,20 $\pm$ 87,38	140,40 $\pm$ 19,37	40,6	125,40 $\pm$ 33,64	10,7	46,9
	jul	**	**	***	186,40 $\pm$ 65,12	***	***
SST (mg.L ⁻¹)	out	107,67 $\pm$ 56,05	120,17 $\pm$ 23,95	***	155,50 $\pm$ 37,33	***	***
	jan	89,48 $\pm$ 80,87	52,80 $\pm$ 27,49	41,0	70,81 $\pm$ 9,41	***	20,9
	abr	239,27 $\pm$ 192,02	62,52 $\pm$ 18,09	73,9	51,70 $\pm$ 10,07	17,3	78,4
	jul	**	**	***	100,20 $\pm$ 42,89	***	***
CT (NMP/100mL)	out	8,0x10 ³	5,1x10 ³	36,2	3,2x10 ³	37,2	60,0
	jan	7,53x10 ⁴	7,4x10 ⁴	***	6,8x10 ³	90,8	91,0
	abr	3,53x10 ⁴	4,7x10 ³	86,7	4,9x10 ³	***	86,1
	jul	**	**	***	4,0x10 ³	***	***
OT (NMP/100mL)	out	1,3x10 ³	1,4x10 ³	***	1,2x10 ³	14,3	7,7
	jan	5,5x10 ⁴	3,8x10 ⁴	30,9	1,7x10 ³	95,5	96,9
	abr	4,2x10 ⁴	0,5x10 ³	98,8	2,4x10 ³	***	94,3
	jul	**	**	***	0,2x10 ³	***	***
Ptot (mg.L ⁻¹)	out	7,41 $\pm$ 2,03	2,67 $\pm$ 1,66	63,9	7,06 $\pm$ 3,92	***	4,7
	jan	0,89 $\pm$ 0,71	1,44 $\pm$ 0,45	***	1,76 $\pm$ 0,35	***	***
	abr	4,67 $\pm$ 1,56	3,69 $\pm$ 0,93	21,0	1,78 $\pm$ 1,15	51,8	61,9
	jul	**	**	***	3,06 $\pm$ 0,83	***	***
PO ₄ (mg.L ⁻¹)	out	1,80 $\pm$ 1,50	0,76 $\pm$ 0,35	57,8	0,05 $\pm$ 0,02	93,4	97,2
	jan	0,96 $\pm$ 0,73	0,94 $\pm$ 0,13	2,1	0,80 $\pm$ 0,31	14,9	16,7
	abr	2,60 $\pm$ 0,58	2,05 $\pm$ 0,19	21,1	0,91 $\pm$ 0,14	55,6	65,0
	jul	**	**	****	1,61 $\pm$ 1,99	***	***

* - Média de cinco horários coletados durante 24h; ** - ETE desativada; *** - não houve eficiência de redução

DQO: Demanda Química de Oxigênio; SST: Sólidos suspensos totais; CT: coliformes totais; OT: organismos termotolerantes; Ptot: fósforo total; PO₄: ortofosfato.

As concentrações de organismos termotolerantes (OT) reduziram 7,7%, em outubro/04. Em janeiro/05 e abril/05, esta concentração diminuiu 96,9% e 94,3%, respectivamente. Em julho/05, o sistema de tratamento estava temporariamente desativado e, portanto, a concentração de organismos termotolerantes foi menor se comparado aos outros períodos (0,2x10³ NMP/100mL). Oliveira e von Sperling (2005) obtiveram concentrações de OT de 2,0x10⁹ NMP/100mL na entrada e de 4,3x10⁵ NMP/100 mL na saída.

Figura 16 – Porcentagem de sólidos suspensos orgânicos e inorgânicos (%) nas diferentes amostragens no afluente bruto, efluente da lagoa anaeróbia e efluente final.

Em relação às concentrações de coliformes totais (CT) em outubro/04, observou-se redução de 60%. Em janeiro/05 e abril/05, a redução esteve em 91,0 e 86,1%, respectivamente. Em julho/05, as concentrações foram baixas, provavelmente devido ao tempo que a lagoa ficou sem receber esgoto bruto. Mesmo sem entrada de esgoto, no efluente final foi observada concentração de CT de $4,0 \times 10^3$ NMP/100mL. O tempo de detenção hidráulico estendido como aconteceu em julho devido ao desativamento da ETE, levou a maior redução dos microrganismos patogênicos, como previsto em outros trabalhos (SHUGUI et al., 1994; NASSER et al., 1994).

A confirmação de que a ETE de Cajati recebe esgoto diluído ou opera com baixa carga ocorre quando se compara a concentração de coliformes totais com outros trabalhos. Salter et al. (1999) obtiveram $2,3 \times 10^5$ NMP/100mL na entrada do sistema e $9,6 \times 10^3$ NMP/100mL na saída. Escalante, Moeller e Rivas (2000) obtiveram concentração de organismos termotolerantes de $4,2 \times 10^4$ NMP/100 mL no afluente de uma estação que opera para 7.193 habitantes; a mesma concentração foi obtida nesta pesquisa para uma estação que opera para 29.352 habitantes. Mendes et al. (1995) obtiveram concentração de coliformes no afluente de $2,6 \times 10^{10}$ NMP/100 mL. Shelef (1982) obteve concentrações na

ordem de 10^8 NMP/100 mL. Esperava-se que as concentrações de organismos termotolerantes fossem maiores na ETE Cajati.

A remoção de organismos termotolerantes nas lagoas depende de vários mecanismos/processos regulados pelo tempo de detenção hidráulico e condições ambientais. Os principais fatores (ALMASI e PESCOD, 1996) são: carga orgânica, radiação solar, pH, oxigênio dissolvido, sedimentação, potencial redox, mortalidade das bactérias por inanição e antagonismo do fitoplâncton e zooplâncton com os organismos termotolerantes. Segundo Picot et al. (1992), maior tempo de detenção hidráulico resulta em sedimentação e cria ecossistema específico nas lagoas onde fatores como pH, radiação solar e zooplânctonagem sobre os microrganismos.

Diversos fatores atuam concomitantemente criando condição insustentável à sobrevivência dos microrganismos patogênicos. Alguns deles são: altos valores de temperatura e de pH ($>8,5$), incidência de raios ultravioletas na água, elevada concentração de oxigênio dissolvido que favoreceu comunidade aeróbia mais eficiente na competição por alimento e na eliminação de patogênicos. A menor profundidade das lagoas otimiza a capacidade de remover estes patógenos e nutrientes. Em janeiro, as remoções foram de 96,9% de organismos termotolerantes e 99,1% de coliformes totais, apesar das concentrações iniciais terem sido maiores. Em abril, apesar das temperaturas mais altas, a remoção foi apenas de 45,6% para coliformes totais. Em julho, devido provavelmente ao sistema de tratamento estar desativado temporariamente e, portanto, não receber fonte de nutrientes, as concentrações de coliformes totais reduziram a 200 NMP/100mL na lagoa facultativa, menor concentração obtida ao longo do estudo. Nas lagoas anaeróbia e facultativa, nas outras estações, não houve desenvolvimento de colônias de organismos termotolerantes neste período. Tanto a lagoa anaeróbia quanto a facultativa, quando analisadas individualmente, não apresentaram redução satisfatória de organismos termotolerantes nos períodos amostrados.

Em relação aos nutrientes (Tabela 12), apesar do sistema de lagoas de estabilização não ter o objetivo de removê-los, o sistema analisado apresentou reduções para nitrogênio e fósforo acima das citadas na literatura. Picot et al. (1992) e Salter et al. (1999) afirmaram que lagoas de estabilização não são eficientes em remoção de nutrientes, porém em lagoas com alta densidade algal, Picot et al. (1992) afirmaram que esta remoção ocorre e os nutrientes são incorporados na biomassa algal.

Tabela 12 – Média* $\pm$ desvio padrão das variáveis obtidas no afluente bruto, efluente da lagoa anaeróbia e efluente final com as respectivas eficiências de redução da lagoa anaeróbia, da facultativa e do sistema na ETE Cajati.

Variáveis		AFB (mg.L ⁻¹)	ELA (%)	EFIC LA (%)	EFF (mg.L ⁻¹)	EFIC LF (%)	EFIC SIS (%)
Ntot (mg.L ⁻¹)	out	28,38 $\pm$ 17,61	28,38 $\pm$ 0,53	***	27,42 $\pm$ 5,29	3,4	3,4
	jan	13,96 $\pm$ 10,75	15,18 $\pm$ 6,30	***	14,32 $\pm$ 5,14	5,6	***
	abr	30,91 $\pm$ 6,25	18,39 $\pm$ 1,67	40,5	8,47 $\pm$ 0,83	53,9	72,6
	jul	**	**	***	9,82 $\pm$ 1,59	***	***
Namon (mg.L ⁻¹)	out	19,35 $\pm$ 12,28	19,66 $\pm$ 0,99	***	10,19 $\pm$ 1,19	48,1	47,3
	jan	6,42 $\pm$ 5,10	9,25 $\pm$ 1,68	***	5,09 $\pm$ 0,98	45,0	20,7
	abr	22,37 $\pm$ 4,87	12,34 $\pm$ 2,38	44,8	3,25 $\pm$ 0,64	73,6	85,5
	jul	**	**	***	0,48 $\pm$ 0,21	***	***
NO ₃ (mg.L ⁻¹)	out	2,13 $\pm$ 0,69	1,55 $\pm$ 0,42	27,2	1,43 $\pm$ 0,21	7,74	32,8
	jan	2,29 $\pm$ 0,87	1,45 $\pm$ 0,48	36,7	1,80 $\pm$ 0,14	***	21,4
	abr	3,17 $\pm$ 0,70	2,60 $\pm$ 0,11	18,0	2,31 $\pm$ 0,10	11,1	27,1
	jul	**	**	***	1,41 $\pm$ 0,20	***	***
NO ₂ (μ g.L ⁻¹)	out	3,66 $\pm$ 4,01	3,63 $\pm$ 0,04	0,8	10,62 $\pm$ 7,06	***	***
	jan	22,82 $\pm$ 23,05	7,96 $\pm$ 3,99	65,1	16,15 $\pm$ 4,98	***	29,2
	abr	9,26 $\pm$ 4,71	3,97 $\pm$ 0,51	57,1	11,08 $\pm$ 5,17	***	***
	jul	**	**	***	2,41 $\pm$ 1,00	***	***

* - Média de cinco horários coletados durante 24h; ** - ETE desativada; *** - Não houve eficiência de redução

Ntot: nitrogênio total; Namon: nitrogênio amoniacal; NO₃: nitrato; NO₂: nitrito

Quanto às formas fosfatadas, na maioria das amostragens, as concentrações diminuíram em direção ao efluente final. A maior concentração de fósforo total foi obtida em outubro tanto no afluente bruto (7,41 $\pm$ 2,03 mg.L⁻¹) quanto no efluente final (7,06 $\pm$ 3,92 mg.L⁻¹). Em outubro, observou-se a maior redução de ortofosfato, 97,2%. A concentração no afluente bruto foi de 1,80 $\pm$ 1,50 mg.L⁻¹. Isto talvez se deva às baixas concentrações de nutrientes que entram no sistema, além dos altos valores de pH atingidos no final do sistema. Segundo Picot et al. (1992), concentrações abaixo de 2,0 mg.L⁻¹ de fósforo podem ser atingidas com pH maiores ou iguais a 9. Moutin et al. (1992) também citaram que a precipitação do fósforo na forma de hidroxiapatita pode ocorrer com pH na faixa de 8, conforme observado na Tabela 10, o pH desta estação esteve alto em todos os períodos.

As concentrações de fósforo total e ortofosfato foram baixas na ETE Cajati quando comparadas às outras pesquisas. Falco (2005) obteve menor concentração de fósforo total e ortofosfato de 9,0 e 5,0 mg.L⁻¹, respectivamente, no afluente bruto. Shelef (1982) obtiveram concentrações de fósforo total no afluente bruto de 18,0 mg.L⁻¹; Mendes et al. (1995), de 31,6 mg.L⁻¹; Canovas et al. (1996), 11,1 mg.L⁻¹. As concentrações de ortofosfato também

foram maiores que as obtidas em Cajati: Mendes et al. (1995), com 22,9 mg.L⁻¹; Canovas et al. (1996), com 7,0 mg.L⁻¹; Ahmadi et al. (2005), 11,83 mg.L⁻¹; e Falco (2005), 5,0 mg.L⁻¹.

Na ETE Cajati, as concentrações de nitrogênio total também foram menores no afluente bruto em todas as amostragens quando comparadas com outros sistemas. A maior concentração no afluente bruto foi de 30,91±6,25 mg.L⁻¹, em abril. Porém, o efluente final no mesmo período, apresentou concentração de nitrogênio total de 8,47±0,83 mg.L⁻¹, redução de 72,6%. Mendes et al. (1995) obteve concentrações de nitrogênio total de 107,9 mg.L⁻¹; Shelef (1982) obteve 93,0 mg.L⁻¹; Falco (2005), 76,0 mg.L⁻¹.

O nitrogênio amoniacal também reduziu em abril, 85,5%, quando a concentração inicial era 22,37±4,87 mg.L⁻¹. A ETE de Novo Horizonte analisada por Falco (2005), também apresentou eficiência de redução de nitrogênio amoniacal, com máxima de 61,3% no verão, quando a concentração inicial foi 62,0 mg.L⁻¹. Porém, nos períodos estudados, a ETE de Novo Horizonte apresentou efluente final em desacordo com o estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05. Outros autores também obtiveram concentrações de nitrogênio amoniacal acima das obtidas na ETE Cajati. Mendes et al. (1995) obteve 52,3 mg.L⁻¹; Ahmadi et al. (2005), 35,6 mg.L⁻¹; Canovas et al. (1996), 22,4 mg.L⁻¹.

Picot et al. (1992) obtiveram reduções de nitrogênio amoniacal de 19,7% nas lagoas de estabilização facultativas e 75% nas lagoas com alta densidade algal. Esta remoção segue a atividade fotossintética onde a diminuição do nitrogênio amoniacal deve-se a assimilação algal, degradação e aumento do pH induzido pela fotossíntese que resulta em volatilização.

A maior concentração de nitrato obtida no afluente bruto foi de 3,17±0,70 mg.L⁻¹, em abril. No efluente final, a maior foi 2,31±0,10 mg.L⁻¹, também em abril. Falco (2005) obteve concentrações de nitrato em torno de 5,0 mg.L⁻¹ nos períodos estudados na ETE Novo Horizonte. Concentrações menores foram obtidas por outros autores como 2,5 mg.L⁻¹ (MENDES et al., 1995), 0,40 mg.L⁻¹ (NTENGWE, 2005), 0,18 mg.L⁻¹ (AHMADI et al., 2005).

A relação DQO/DBO na ETE Cajati foi muito alta. Como a DBO foi baixa, a relação máxima encontrada no afluente bruto foi 37,4 (janeiro) e a menor, 27,5 (abril). O efluente final apresentou relação de 4,6, 6,6 e 16,3, respectivamente em janeiro, abril e julho. Geralmente esta relação é aproximadamente 2,0 para esgoto doméstico. Falco (2005) obteve máxima relação DQO/DBO de 3,3 na lagoa facultativa. Segundo Yagoubi et al. (2000), que obtiveram relação de 4,5, esta alta relação pode ser consequência da diluição da matéria orgânica e dos sólidos suspensos. Segundo os mesmos autores, a relação alta significa infiltração na rede, o que facilita a degradação da fração orgânica, representada pela DBO, enquanto a inorgânica (parte da DQO) permanece constante.

A eficiência de redução de sólidos suspensos e nutrientes observada no período de maior temperatura corroborou a afirmação de Pearson et al. (1987), que declararam que as

maiores temperaturas resultam em melhores eficiências de redução das variáveis físicas e químicas. Eficiência de redução de nitrogênio e fósforo foi observada por alguns autores (OUZZANI et al, 1995; FALCO, 2005) nas lagoas de maturação ou na segunda (ou mais) facultativas do sistema de tratamento. Conforme observado na Figura 22, a lagoa anaeróbia não apresenta comportamento anaeróbio e sim, facultativo, o que resultou nesta eficiência de nutrientes (apenas em abril) e não em matéria orgânica.

Moccellin (2006), que avaliou o rio Jacupiranguinha, corpo receptor do efluente final da ETE Cajati, observou que ao longo de todo eixo longitudinal, o rio apresenta-se impactado. As concentrações de coliformes totais e nutrientes são altas em todos os pontos analisados. Por isso, no ponto de lançamento do efluente da ETE, a autora não observou altas concentrações e aparentemente o efluente da ETE não impactada mais o rio além das concentrações já obtidas.

A ANOVA para as variáveis abióticas revelou que as amostragens foram diferentes estatisticamente quando analisadas em relação ao fator sazonalidade ($p=0,001$). Para serem iguais p deveria ser maior que 0,05. Isto significa que a análise dos períodos amostrados deve ser feita separadamente para os meses outubro/04, janeiro, abril e julho/05, o que confirmou a variação sazonal.

Para cada coleta foi feita ANOVA para os pontos afluente bruto, efluente da lagoa anaeróbia e efluente final, com intuito de avaliar o funcionamento de cada lagoa nos períodos coletados. Observou-se que a lagoa anaeróbia não apresentou diferença estatística significativa na entrada e na saída em nenhum período amostrado (Tabela 13) ($p>0,05$).

Nas amostragens de outubro e abril, o efluente da lagoa anaeróbia e efluente final foram diferentes estatisticamente ($p=0,010$ e $0,004$, respectivamente) em relação às variáveis limnológicas avaliadas. Esta diferença ($p>0,05$) indicou eficiência da lagoa facultativa conforme observado nas Tabelas 11 e 12. A análise de variância também confirmou o não funcionamento da lagoa anaeróbia com $p>0,05$ em todas as amostragens.

Em contrapartida, no período de janeiro, a lagoa facultativa não apresentou esta diferença. Quando as variáveis foram avaliadas separadamente, apenas nitrogênio amoniacal apresentou diferença estatística significativa ($p=0,001$) neste período.

Dentre as variáveis bióticas analisadas estão densidade fitoplanctônica e clorofila, que não apresentaram diferença estatística significativa entre as amostragens realizadas segundo a ANOVA ($P=0,761$). Porém, como as coletas foram analisadas separadamente para as variáveis abióticas, para as bióticas foi seguido o mesmo procedimento. As entradas e saídas das lagoas foram iguais na maioria das coletas, exceto em outubro/04, afluente bruto e efluente da lagoa anaeróbia ($p=0,009$), e em janeiro/05, afluente da lagoa facultativa e efluente final ($p=0$) Tabela 14.

Tabela 13 – Valores de *Wilks' Lambda* para testar a eficiência de cada lagoa do sistema de tratamento para as variáveis abióticas

	Pontos	Variáveis Abióticas
out/04	Afluente bruto / Efluente LA	0,258
	Afluente LF / Efluente final	0,010
jan/05	Afluente bruto / Efluente LA	0,171
	Afluente LF / Efluente final	0,096
abr/05	Afluente bruto / Efluente LA	0,149
	Afluente LF / Efluente final	0,004
jul/05	Afluente bruto / Efluente LA	*
	Afluente LF / Efluente final	*

* - A coleta de julho não possui dados suficientes para calcular a eficiência

Tabela 14 – Valores de *Wilks' Lambda* para testar a eficiência de cada lagoa do sistema de tratamento para densidade fitoplanctônica

	Pontos	Variáveis Bióticas
out/04	Afluente bruto / Efluente LA	0,009
	Afluente LF / Efluente final	0,815
jan/05	Afluente bruto / Efluente LA	0,295
	Afluente LF / Efluente final	0
abr/05	Afluente bruto / Efluente LA	0,684
	Afluente LF / Efluente final	0,803
jul/05	Afluente bruto / Efluente LA	*
	Afluente LF / Efluente final	*

* - A coleta de julho não possui dados suficientes para calcular a eficiência

A partir deste teste de variância, a análise de agrupamento (cluster) foi realizada com intuito de estabelecer grupos naturais de objetos (formados a partir da distância ou similaridade entre eles) ou de descritores (estabelecidos pela dependência entre eles), de modo a reuni-los num mesmo conjunto. Dentre os métodos existentes, optou-se pelo agrupamento pela associação não ponderada (UPGMA), com coeficiente de Distância Euclidiana Média. Foram realizados dois agrupamentos: um para as variáveis abióticas e outro para densidade fitoplanctônica, ambos para cada época de amostragem.

Os agrupamentos revelaram que em outubro (Figura 17) formaram-se três grandes grupos na lagoa anaeróbia. Um contendo todas as estações do efluente final nos cinco

horários analisados além de afluente bruto apenas às 8h; outro grupo com afluente bruto às 20h e efluente da lagoa anaeróbia às 8h; e, por último, efluente da lagoa anaeróbia às 8, 20 e 2h e afluente bruto às 8h dos dois dias de coleta. Este último grupo revelou a ineficiência da lagoa anaeróbia, diferentemente do que ocorreu na lagoa facultativa, pois o efluente final não foi tão semelhante às outras estações, o que corroborou os resultados obtidos nas Tabelas 10, 11 e 12. Em janeiro, na mesma lagoa, as estações amostradas apresentaram quatro grandes grupos, sendo um com afluente bruto às 20h; outro com afluente bruto às 8h; um terceiro grupo com afluente bruto e efluente da lagoa anaeróbia às 14h. O último grupo selecionou as demais estações e horários.

Figura 17 – Análise de agrupamento (cluster) nas diferentes estações de amostragem relacionadas às variáveis abióticas da ETE Cajati nos meses outubro e janeiro
1: 8h; 2: 14h; 3: 20h; 4: 2h; 5: 8h; E1: afluente bruto; E3: efluente da lagoa anaeróbia; E5: efluente final

Em abril (Figura 18), observaram-se cinco agrupamentos distintos: um com as estações do efluente final com todos os horários analisados; outro com afluente bruto às 14h; outro com efluente da lagoa anaeróbia às 14h; o quarto grupo selecionou efluente da lagoa anaeróbia às 8, 20, 2 e 8h; e o último com os demais horários do afluente bruto. Aqui ficou

nítida a eficiência observada anteriormente neste período nas Tabelas 11 e 12, devido à separação das diferentes estações afluente bruto, efluente da lagoa anaeróbia e efluente final, o que confirmou a eficiência das duas lagoas.

Julho foi o período em que o sistema de tratamento não apresentou funcionamento adequado e, portanto, pode-se observar apenas a variação horária no efluente final (Figura 18). Observaram-se dois grupos, sendo que às 8h do segundo dia foi diferente dos outros.

Figura 18 - Análise de agrupamento (cluster) nas diferentes estações de amostragem relacionadas às variáveis abióticas da ETE Cajati nos meses abril e julho.
1: 8h; 2: 14h; 3: 20h; 4: 2h; 5: 8h; E1: afluente bruto; E3: efluente da lagoa anaeróbia; E5: efluente final

Com relação à densidade fitoplanctônica, em outubro (Figura 19) observou-se a formação de dois grandes grupos com as estações afluente bruto às 8, 20 e 2h no primeiro grupo e as demais no outro, o que revelou que as lagoas anaeróbia e facultativa não apresentaram diferença na densidade fitoplanctônica. Apenas o afluente bruto foi diferente. Em janeiro observou-se três grandes grupos, onde o primeiro agrupou por semelhança as estações do efluente final em todos os horários, outro com afluente bruto e efluente da lagoa anaeróbia.

Figura 19 - Análise de agrupamento (cluster) nas diferentes estações de amostragem relacionadas à densidade fitoplanctônica na ETE Cajati nos meses outubro e janeiro.
 1: 8h; 2: 14h; 3: 20h; 4: 2h; 5: 8h; E1: afluyente bruto; E3: efluente da lagoa anaeróbia; E5: efluente final

Em abril (Figura 20), não foi observado padrão de agrupamento entre as estações analisadas. Foram observados seis grupos sendo que um deles selecionou a estação efluente da lagoa anaeróbia às 20h, outro grupo selecionou o afluyente bruto às 8h, outro com afluyente bruto às 14h e efluente final às 8h do segundo dia; outro grupo apresentou as estações efluente da lagoa anaeróbia às 8h e afluyente bruto às 20h, e, o último, as demais estações. No mês de julho, observaram-se três horários (8h, 20h e 8h) semelhantes em relação à densidade fitoplanctônica. Os outros dois horários ficaram isolados deste grupo e também entre si.

Figura 20 - Análise de agrupamento (cluster) nas diferentes estações de amostragem relacionadas à densidade fitoplanctônica na ETE Cajati nos meses abril e julho.
 1: 8h; 2: 14h; 3: 20h; 4: 2h; 5: 8h; E1: afluente bruto; E3: efluente da lagoa anaeróbia; E5: efluente final

5.5. Dinâmica das variáveis físicas e químicas em lagoas de estabilização

A radiação solar fotossinteticamente ativa (RSFA) disponível e na sub-superfície das lagoas pode ser observada na Tabela 15. A RSFA incidente sempre foi maior que na sub-superfície das lagoas, principalmente devido à presença de organismos fitoplanctônicos e material em suspensão. Apesar de ser esperado maior material em suspensão na lagoa anaeróbia devido à entrada de maior quantidade de matéria orgânica, a menor RSFA obtida foi na lagoa facultativa, $47,9 \mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ em janeiro/05 às 8h. Apesar de maiores temperaturas em abril, as maiores RSFA foram obtidas em outubro na lagoa anaeróbia. Falco (2005) obteve máximas de RSFA de $2570,0 \mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ na primeira lagoa facultativa e de $1760,0 \mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ na segunda lagoa, em novembro de 2002.

Na Figura 21 observa-se os valores de transparência da água e zona eufótica (Zeu) para as duas estações em ambas as lagoas do sistema de tratamento de Cajati em diferentes períodos amostrados. Todas as estações amostradas apresentaram transparência da água igual (0,10 m). A Zeu não apresentou diferenças entre as duas lagoas, mesmo a anaeróbia tendo maior profundidade que a facultativa. Em janeiro/05, a menor transparência ocorreu na lagoa facultativa às 14h, 0,15m. A maior encontrada foi de 0,28m na lagoa

anaeróbia no mesmo horário. A transparência da água em janeiro/05 foi maior que em outubro/04, conseqüentemente a Zeu também foi maior. Isto devido a maior precipitação ocorrida neste mês, que diluiu a água residuária e, provavelmente, aumentou a vazão de esgoto. A Zeu esteve menor às 8h na lagoa facultativa em janeiro/05 (0,56 m) e a maior foi obtida na mesma estação também às 8h (0,76 m).

Tabela 15 - Radiação Solar Fotossinteticamente Ativa ($\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) (RSFA) disponível para as lagoas anaeróbia e facultativa da ETE Cajati às 8h e 14h em outubro/04, janeiro, abril e julho/05.

Horários		Lagoa anaeróbia		Lagoa facultativa			
		8h	14h	8h	8h	14h	8h
Out/04	Incidente	2009,0	*	730,0	802,2	*	261,6
	Sub-superfície	312,5	*	210,0	348,4	*	84,2
Jan/05	Incidente	1331,0	502,3	261,2	451,0	1600,0	148,7
	Sub-superfície	476,1	187,0	111,5	110,5	607,0	47,9
Abr/05	Incidente	1470,0	1666,0	580,4	1498,0	1652,0	1190,0
	Sub-superfície	148,5	759,0	73,6	408,2	705,1	312,9
Jul/05	Incidente	554,7	1558,0	720,1	1004,0	1505,0	985,8
	Sub-superfície	175,5	569,1	160,5	186,7	1098,0	218,9

* - medida não realizada

Em abril/05, a maior transparência obtida foi 0,20 m às 14h na lagoa anaeróbia. Na mesma lagoa foi observada a menor, 0,08 m, às 8h. Nos dois horários pela manhã, 8h, as transparências das colunas de água foram maiores na lagoa facultativa, porém às 14h, onde as temperaturas estiveram maiores e, portanto a RSFA também, os organismos fitoplanctônicos encontravam-se provavelmente na camada superficial da coluna de água, impedindo a penetração da radiação solar para as camadas mais profundas. A Zeu foi maior na lagoa facultativa em todos os horários amostrados. Obteve-se a maior Zeu na lagoa facultativa às 8h (0,73 m) e a menor (0,30 m) na anaeróbia às 8h.

Em julho/05, o menor valor de transparência da água ocorreu na lagoa facultativa em ambas as estações, 0,11 m às 8h. A maior transparência foi de 0,15 m na lagoa anaeróbia em todos os horários amostrados. As profundidades da Zeu variaram nas duas lagoas sendo que as maiores foram obtidas às 8h. Nas outras, a Zeu esteve em torno de 0,48 m. Falco (2005) obteve máxima profundidade do disco de Secchi (Zds) de 0,30 m, na lagoa facultativa.

Figura 21 - Profundidade do Disco de Secchi e Zona eufótica nas lagoas anaeróbia e facultativa na ETE Cajati – SP.

Devido à lagoa facultativa receber, teoricamente, menor carga orgânica, esperava-se que a zona eufótica fosse maior que aquela obtida na anaeróbia, mas a predominância de organismos fitoplanctônicos tornou a coluna de água menos transparente. A redução de organismos patogênicos e atividade fotossintética dependem, entre outros fatores, da radiação que atinge as lagoas. A atenuação da luz em lagoas de estabilização está diretamente relacionada com a concentração de sólidos suspensos, constituídos principalmente por matéria orgânica.

A análise dos perfis térmicos verticais (Figuras 22 e 23) revelou padrão de estratificação durante o dia e tendência à isoterminia no período noturno. Este comportamento foi observado nas duas lagoas (anaeróbia e facultativa). Kellner e Pires (2002) afirmaram que, para lagoas de estabilização em regiões tropicais, o gradiente térmico para identificação de estratificação é de $0,6^{\circ}\text{C}/\text{m}$.

Figura 22 - Perfis térmicos na lagoa anaeróbia nas diferentes amostragens na ETE Cajati

Na amostragem de outubro/04, a coluna de água esteve homogênea nas duas lagoas do sistema. Em abril, as temperaturas foram maiores com máxima de $35,5^{\circ}\text{C}$ às 14h na lagoa anaeróbia. Nesta lagoa, os gradientes térmicos verticais foram observados no primeiro metro da coluna de água, com maiores valores em abril ($8,9^{\circ}\text{C/m}$) e janeiro ($7,1^{\circ}\text{C/m}$), ambos às 14h. Nestes meses, todos os horários apresentaram coluna de água estratificada, exceto às 8h do segundo dia em abril. Em julho, o gradiente térmico observado na coluna de água foi menor, $2,55^{\circ}\text{C/m}$ às 20h. Às 14h, o gradiente foi de $2,4^{\circ}\text{C/m}$. Nos outros horários a coluna de água esteve homogênea.

A redução da temperatura do ar ao longo do ciclo de amostragem, com conseqüente resfriamento da superfície, resultou em menores gradientes verticais, porém significativos, $4,3^{\circ}\text{C/m}$ e $4,4^{\circ}\text{C/m}$ no primeiro metro da coluna de água na lagoa anaeróbia, em janeiro e abril, respectivamente, às 20h. Às 2h e às 8h, a coluna de água apresentou gradientes térmicos reduzidos, com tendência à isoterma. Este ciclo também foi observado por Tadesse, Green e Puhakka (2004).

A coluna de água da lagoa facultativa em outubro/04 também esteve homogênea. Julho/05 apresentou as menores temperaturas (máxima de 24,7°C às 14h) e coluna de água homogênea às 8h dos dois dias amostrados. A maior temperatura nesta lagoa também foi observada em abril: 33,8°C às 14h. Em outubro, janeiro, abril e julho os maiores gradientes foram de 1,3°C/m (8h), 5,2°C/m (14h), 6,9°C/m (14h) e 5,2°C/m (14h), respectivamente. Em julho/05 observou-se maiores gradientes que na lagoa anaeróbia, no mesmo período.

Figura 23 - Perfis térmicos na lagoa facultativa nas diferentes amostragens na ETE Cajati

As variações de temperatura influenciam algumas variáveis por meio de suas constantes de equilíbrio ou de solubilidade. A distribuição de organismos fitoplanctônicos e de nutrientes na coluna de água de um lago ou reservatório está intimamente relacionada com seu padrão de estrutura térmica. A temperatura tem pronunciado efeito nos processos bioquímicos e hidrodinâmicos do sistema de lagoas de estabilização. Segundo Tadesse, Green e Puhakka (2004), durante as diferentes horas do dia, a radiação solar aquece a camada superficial de água das lagoas causando estratificação térmica com camada inferior

mais densa e fria. Ao entardecer, a fotossíntese cessa e o rápido resfriamento da superfície com intensos ventos durante a noite força a camada de água da superfície densa a ir para o fundo, o que causa mistura na coluna de água. Pela manhã, as colunas de água das lagoas estão homogêneas, com nenhum gradiente na coluna de água. O aquecimento da camada superficial continua até atingir máximo pela tarde e camadas com distintas densidades são estabelecidas e o ciclo se repete.

Este fato foi observado por Miwa, Freire e Calijuri (2007) na ETE Cajati, na qual o aquecimento da sub-superfície resultou em forte estratificação térmica no período diurno, sem redistribuição do calor ao longo da coluna de água. Alguns autores (JAMES, 1987; PEARSON et al., 1987a) afirmaram que projeto, operação e avaliação de desempenho das lagoas de estabilização assumem, geralmente, que elas são reatores de mistura completa. Entretanto, a existência de estratificação nas lagoas tem sido observada (PEARSON et al., 1987a, CURTIS et al., 1994; GU e STEFAN, 1995) e estas interferem na distribuição vertical de materiais particulados e dissolvidos que estão presentes nas lagoas. A circulação vertical das águas e a conseqüente homogeneização e ressuspensão de organismos e nutrientes são possíveis numa condição de instabilidade física do ambiente, isto é, quando não existem gradientes de densidades ao longo da coluna de água. Esta circulação pode ter contribuição dos ventos que agem na região. A estratificação de densidade reduz o desempenho do sistema pelo aumento do curto-circuito.

Nesta pesquisa observou-se estratificação térmica maior em abril, seguida de janeiro, julho e outubro. Apesar da afirmação de Tadesse, Green e Puhakka (op cit.), o desempenho do sistema esteve melhor justamente no período de maior estratificação (abril). Também se observaram estratificações nos horários 14h, 20h e, algumas vezes, às 2h, com isotermia ou coluna de água homogênea às 8h nos dois dias, conforme descrito por Tadesse, Green e Puhakka (op cit.). Em relação à variação sazonal, observou-se período de maior estratificação em janeiro onde ocorreu variação de 3,4°C na coluna de água da lagoa anaeróbia e de 4,0°C na facultativa. A estratificação também foi acentuada em abril quando se obteve variação de 3,0°C e 3,9°C nas lagoas anaeróbia e facultativa, respectivamente. Em julho/05 e outubro/04, a coluna de água esteve homogênea. O comportamento termal da lagoa foi caracterizado pela breve termoclina geralmente ocorrida no período da tarde. Durante este breve período de estratificação foi observada diferença de 5-8°C entre sub-superfície e interface água-sedimento da coluna de água.

Gu e Stefan (1995) definiram três padrões de estratificação em lagoas de estabilização: (I) – coluna de água completamente misturada durante dias e noites consecutivos; (II) – estratificação durante o dia e mistura a noite; (III) – continuamente estratificada por dias consecutivos. Na ETE Cajati observou-se o padrão II, apesar de não ter avaliado o sistema durante vários dias consecutivos.

Em Novo Horizonte, Falco (2005) observou que a variação no perfil térmico foi rápida e a condição de mistura completa não pode ser assumida naquele momento. Segundo a autora, este fato tem implicações diretas na definição de amostragem e na interpretação dos resultados de eficiência atingida nas diferentes épocas do ano.

As concentrações de oxigênio dissolvido (Figuras 24 e 25) seguiram o mesmo comportamento que a temperatura nas duas lagoas. Observaram-se oxiclina bem definidas com concentrações de oxigênio dissolvido maiores às 14h, seguida de 20h e diminuição nestas concentrações às 2h e 8h.

Figura 24 - Perfis de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹) na lagoa anaeróbia nas diferentes amostragens na ETE Cajati

A lagoa anaeróbia apresentou baixas concentrações de oxigênio dissolvido somente em outubro/04. Nas outras amostragens, estas concentrações estiveram altas para este tipo de lagoa e atingiu 9,83 mg.L⁻¹, em abril às 14h, na sub-superfície. A lagoa apresentou

condições de anoxia a partir do primeiro metro de coluna de água em janeiro e abril. Em julho, observaram-se concentrações de oxigênio dissolvido ao longo de toda coluna de água.

Estas maiores concentrações na lagoa anaeróbia são, provavelmente, devido à baixa carga orgânica que a ETE recebe, conforme descrito no anteriormente, a presença de fitoplâncton, com concentrações de clorofila entre 72 a 3463,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Figura 58), respectivamente, no fundo (janeiro) e no meio (julho) da lagoa anaeróbia, além de provável TDH alto.

A operação de uma lagoa anaeróbia depende do equilíbrio entre as bactérias formadoras de ácidos (acidogênicas) e das formadoras de metano (metanogênicas) (SILVA e MARA, 1979). Além disso, Gloyna (1971) declarou que a obtenção de condições estáveis para a fermentação anaeróbia necessita de um considerável tempo e da ocorrência de temperaturas em torno de 20°C. Silva e Mara (1979) sugeriram que a temperatura esteja acima de 15°C e pH mantido acima de 6.

Na lagoa facultativa, observou-se o mesmo comportamento, com exceção de outubro, quando os horários de maiores temperaturas apresentaram maiores concentrações de oxigênio dissolvido que na lagoa anaeróbia. Para Kayombo et al. (2002), as concentrações de oxigênio dissolvido são altas durante o dia e, à noite, são esgotados pela respiração microbiana. Com concentrações abaixo de 4,0 mg.L^{-1} , os processos anaeróbios têm maior importância e o consumo predomina sobre sua produção (ESTEVES, 1998).

Considerando a faixa crítica de 0-1,0 mg.L^{-1} de oxigênio dissolvido para que a maioria das reações químicas ocorra e para o metabolismo microbiano (WETZEL e LIKENS, 1991), a lagoa anaeróbia de Cajati esteve anaeróbia propriamente dita apenas em outubro e às 2h em abril. Nos outros horários e períodos a camada superficial esteve aeróbia.

A variável oxigênio dissolvido é a que melhor reflete as alterações ocorridas ao longo do ciclo nictemeral, uma vez que sua concentração é o resultado da somatória dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem dentro do corpo de água. As altas concentrações na sub-superfície são devido à produtividade primária e ao vento e, no fundo, a diminuição deveu-se ao consumo de oxigênio nos processos de oxidação biológica e/ou química. A quantidade de matéria orgânica oxidável ou compostos complexos interfere na sua concentração.

Segundo Cetesb (1990), o oxigênio dissolvido deveria ser zero nas lagoas anaeróbias e nas lagoas facultativas poderia variar de 0 a 10 mg.L^{-1} pela manhã e de 10 a 30 mg.L^{-1} pela tarde. Observou-se que as concentrações obtidas na presente pesquisa estão altas para a lagoa anaeróbia, o que pode ter prejudicado o desempenho do sistema.

Mendes et al. (1995) obtiveram concentrações de oxigênio dissolvido de 9,5 mg.L^{-1} na lagoa facultativa, concentração maior que a obtida nesta pesquisa. Os mesmos autores

analisando outro sistema de lagoas de estabilização, obtiveram concentrações de oxigênio de $0,6 \text{ mg.L}^{-1}$ na lagoa anaeróbia e $8,1 \text{ mg.L}^{-1}$ na facultativa.

Figura 25 - Perfis de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) na lagoa facultativa nas diferentes amostragens na ETE Cajati

Tadesse, Green e Puhakka (2004) e Picot et al. (1992) afirmaram que a respiração dos organismos durante a noite esgotou o oxigênio da coluna de água a tal extensão que o oxigênio dissolvido durante a manhã foi próximo à zero. A situação foi reversa à supersaturação pela tarde quando a fotossíntese atingiu seu pico.

Na presente pesquisa observou-se comportamento aeróbio nos primeiros 0,5 m da lagoa facultativa. A partir desta profundidade, a lagoa apresentou comportamento anaeróbio durante três períodos estudados. Julho/2005 foi exceção, sendo que as concentrações de oxigênio dissolvido apresentaram-se mais elevadas, com máxima de $3,14 \text{ mg.L}^{-1}$ às 8h.

Provavelmente, houve mudanças na comunidade microbiana devido ao tempo em que a ETE permaneceu desativada.

Neste mesmo sistema de tratamento, Fiorini (2004) encontrou concentrações de oxigênio dissolvido na sub-superfície da lagoa facultativa de 4,41 mg.L⁻¹, em março a 5,12 mg.L⁻¹, em novembro. O autor obteve maiores concentrações quando o sistema estava em fase de enchimento devido à oxigenação pelo fluxo de água e diluição da matéria orgânica provenientes do enchimento da lagoa com água do rio Jacupiranguinha.

Os gradientes de pH (Tabela 16) foram mais suaves em comparação àqueles observados para o oxigênio dissolvido. Os maiores valores foram registrados na lagoa facultativa, com máximo de 12,17 correspondente à sub-superfície da lagoa facultativa às 14h em janeiro.

Tabela 16 - Valores de pH em diferentes horários e nas profundidades sub-superfície (S), meio da coluna de água (M) e interface água-sedimento (F) nas lagoas anaeróbia (LA) e facultativa (LF) na ETE Cajati em diferentes amostragens.

Horário de amostragem	Prof.	out		jan		abr		Jul	
		LA	LF	LA	LF	LA	LF	LA	LF
8h	S	9,15	9,56	8,84	10,37	7,53	8,73	8,10	8,99
	M	9,05	8,93	9,07	9,83	7,00	7,98	8,03	9,35
	F	8,42	9,02	8,99	9,61	6,93	7,20	7,63	9,49
14h	S	*	*	10,99	11,32	9,15	9,86	9,47	10,49
	M	*	*	9,35	9,59	7,21	9,39	8,87	10,05
	F	*	*	9,24	10,09	6,91	7,44	8,22	9,92
20h	S	8,87	9,11	10,53	11,74	8,42	9,11	9,27	10,50
	M	8,88	9,20	9,10	10,44	7,06	8,89	9,19	10,22
	F	8,90	9,18	9,07	9,87	6,84	7,56	8,22	9,99
2h	S	8,79	8,90	10,49	11,36	7,50	9,19	9,64	9,78
	M	8,69	8,93	9,12	10,00	7,00	8,87	8,98	9,87
	F	8,82	8,94	9,07	9,75	6,84	7,16	8,29	9,72
8h	S	8,84	8,82	11,05	12,17	7,21	8,22	8,34	9,36
	M	8,85	8,80	10,55	11,36	6,91	7,95	8,74	9,48
	F	8,60	8,72	10,61	11,29	6,89	7,41	7,58	9,46

* - horário não amostrado

Em todas as estações e horários amostrados houve tendência de diminuição do pH da sub-superfície em direção à interface água-sedimento, com exceção de outubro, onde a coluna de água esteve homogênea. Os menores valores foram observados nos horários 8h e 2h e os maiores às 14h e 20h. Apenas em abril os valores de pH na lagoa anaeróbia estiveram dentro da faixa considerada ótima (7,0-7,2) para a ocorrência do processo de

fermentação anaeróbia (MARA et al., 1992). Para Naval e Santos (2000), pH entre 6-9 favorece o bom funcionamento do sistema. O menor valor de pH (6,84) correspondeu à interface água-sedimento da lagoa anaeróbia às 20h e às 2h. O menor pH a noite é resultado a da ausência de fotossíntese e respiração dos constituintes orgânicos da água residuária por algas e bactérias, os quais liberam dióxido de carbono (TADESSE, GREEN e PUHAKA, 2004). Segundo Mendonça (2000), para que ocorra equilíbrio entre as arqueias metanogênicas e acetogênicas o pH deve estar entre 6,8-7,4.

Tadesse, Green e Puhakka (op cit.) observaram picos nas variações diurnas de temperatura, pH e oxigênio dissolvido na camada sub-superficial de um sistema piloto de lagoas de estabilização em um curtume na Etiópia e atribuíram tal comportamento ao aquecimento diferencial e às alterações na atividade fotossintética do fitoplâncton decorrentes de mudanças nas condições climáticas ao longo do ciclo diurno, especialmente na intensidade e disponibilidade de radiação fotossinteticamente ativa.

Analisando os resultados de temperatura, pH e oxigênio dissolvido observaram-se compartimentalização de ambas as lagoas em dois estratos: um superior, delimitado pelo primeiro metro na lagoa anaeróbia e meio metro na facultativa, e um inferior, ocupando a maior parte da coluna de água, principalmente na lagoa anaeróbia. O superior foi caracterizado por elevados valores de pH e oxigênio dissolvido, e no inferior houve predomínio dos processos de decomposição da matéria orgânica, o que levou a menores valores de pH e tendência a anoxia, particularmente nos horários de maior estabilidade térmica.

Para Kayombo et al. (2002) e Tadesse, Green e Puhakka (op cit.), as variações nos valores de pH, geralmente acima de 8, também são produzidas pela taxa fotossintética que demanda mais dióxido de carbono que as altas quantidades repostas pela respiração e decomposição. Como a difusão do dióxido de carbono para a atmosfera é mínima, o déficit deste dióxido de carbono durante o pico de fotossíntese é devido à dissociação dos íons carbonato. Esta dissociação, com concomitante consumo de oxigênio pelos organismos, aumenta a concentração de íons hidroxila na coluna de água causando aumento de pH para valores até acima de 10. Valores de pH abaixo de 8 indicam insuficiência na fotossíntese em utilizar completamente o dióxido de carbono produzido e, portanto, indica a presença de alta concentração de dióxido de carbono. Os autores afirmaram também que com valores de pH acima de 8, as concentrações de amônia tornam-se altas e afetam a atividade fotossintética, pois, se torna tóxica aos organismos fitoplanctônicos. Aumento de pH acima de 11 não é comum em lagoas de estabilização, com maiores níveis de pH comumente sendo atingidos durante a tarde.

Cetesb (1990) apresentou alguns valores típicos para a qualidade do efluente para esgotos domésticos. O pH deveria estar entre 6 e 7 nas lagoas anaeróbias e 6,5 e 8 nas

facultativas. Na presente pesquisa, observou-se que os valores de pH estiveram altos nos períodos amostrados, exceto em abril onde variou entre 6,81 e 9,96. Janeiro foi o período de maior variação, seguido de abril, julho e outubro. A variação de pH foi de 1,52 e 1,48 unidades nas lagoas anaeróbia e facultativa, em janeiro, respectivamente. Estes valores estiveram entre 6,8 e 10,5 na lagoa anaeróbia e entre 7,5 e 11,4 na facultativa. Os valores obtidos estão altos considerando aqueles citados como ideais para a funcionalidade do sistema. No mesmo sistema de tratamento, Fiorini (2004) observou valores de pH na lagoa facultativa variando entre 7,5 nos meses de junho, julho e setembro até 8,2 em março. Os valores de pH são maiores que os atuais devido o período analisado por Fiorini (op. cit.) ser o de enchimento do sistema. Além do pH do rio ser alcalino, a comunidade microbiana ainda não estava totalmente estabilizada. Em janeiro/05 e abril/05, observaram-se valores de pH maiores na lagoa facultativa que na anaeróbia. Em julho/05 observou-se pH maior no período noturno.

Tadesse, Green e Puhakka (2004) e Picot et al. (1992) observaram valores de pH em torno de 8,4-8,6 com picos (9,4) coincidentes com pico de fotossíntese. Mendes et al. (1995) encontraram valores de pH de 8,2 na lagoa facultativa de um sistema de tratamento de Portugal que apresenta apenas lagoa facultativa e de maturação. Mendes et al. (op cit.) analisando outro sistema de tratamento composto por lagoa anaeróbia seguida de facultativa de outra cidade de Portugal, obtiveram valores de pH de 7,4 e 8,1 nas respectivas lagoas.

Para König, Pearson e Silva (1987), durante a luz do dia, valores de pH atingem, aproximadamente, 9 ou algumas vezes, até valores maiores nas camadas superficiais das lagoas como resultado da fotossíntese algal. Kayombo et al. (2002) também observaram valores de pH altos durante o dia e baixos a noite mostrando a dependência desta variável da intensidade luminosa.

Para Soares et al. (1996), o aumento de pH ao longo da série de lagoas é devido à diminuição da carga orgânica nas mesmas. O pH foi maior na lagoa facultativa em abril e julho corroborando com esta hipótese do pH aumentar com a diminuição da carga orgânica.

Picot et al. (1992), analisando dois sistemas de tratamento, um com lagoas de estabilização e outro lagoa com alta densidade algal, observaram valores de pH de 7,85 no afluente bruto, 8,19 na lagoa de estabilização facultativa e 8,53 na lagoa com predominância de fitoplâncton e relacionaram estes valores maiores no segundo sistema devido à alta atividade fotossintética.

Kayombo et al. (op cit.) observaram boa relação entre oxigênio dissolvido e pH e afirmaram que por meio de análise de regressão pode-se determinar como a concentração de oxigênio dissolvido pode ser utilizada para prever o pH da água nas lagoas. Observaram também que as taxas de aumento e diminuição de pH seguiram os mesmos padrões que aqueles para oxigênio dissolvido, provavelmente devido ao aumento dos íons

hidroxilas conforme já mencionado. Durante o dia as concentrações de oxigênio dissolvido foram altas e de dióxido de carbono baixas, ao contrário do que se observou durante a noite. Para o mesmo autor (op. cit), dióxido de carbono nas lagoas pode limitar atividade algal quando a taxa de oxidação da matéria orgânica é precedida pela alta assimilação de dióxido de carbono por algas. Os autores acreditam que este fenômeno ocorrerá quando o pH estiver acima de 8.

Em relação à variação vertical das variáveis temperatura, pH e oxigênio dissolvido, Tadesse, Green e Puhakka (op cit.) declararam ser mínimas estas variações. Os autores concluíram que o movimento convectivo da água devido principalmente a diferença de temperatura acima de 4°C entre a água residuária bruta e a contida na lagoa foram responsáveis pela mistura. Os valores de pH variaram de 8-8,4 na sub-superfície a 7,2 na interface água-sedimento da lagoa, o qual é condizente com a digestão anaeróbia da água residuária na camada de fermentação. Este pH de 7,2 no fundo predominou até 0,4m acima da interface água-sedimento. A respiração bacteriana durante a noite deplecionou o oxigênio dissolvido da coluna de água estendendo o tempo pela manhã em que esta variável esteve próxima a zero na coluna de água. Nesta pesquisa, apenas em abril o sistema atingiu este valor de pH na interface água-sedimento. Herrera e Castilho (2000) também observaram maiores temperaturas, pH e oxigênio dissolvido no período entre 11 e 13h.

Na Tabela 17 podem ser observadas as condutividades elétricas nos diferentes horários e amostragens. Em outubro/04, na lagoa anaeróbia, o maior valor de condutividade elétrica obtido foi 710 $\mu\text{S.cm}^{-1}$, fundo da lagoa (8h). Em relação a esta variável, na lagoa facultativa, o menor valor obtido foi 434 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ também às 8h.

A condutividade em janeiro/05 esteve menor que em outubro/04. A coluna de água da lagoa anaeróbia apresentou leve diminuição nos valores ao longo dos horários amostrados. Para esta variável, a coluna de água da lagoa facultativa apresentou-se menos heterogênea. O menor valor foi obtido na sub-superfície da lagoa às 2h (242 $\mu\text{S.cm}^{-1}$). As menores condutividades foram obtidas neste período, provavelmente, devido à diluição ocorrida nestas lagoas pela alta precipitação no mês.

Em abril/05, as colunas de água das lagoas apresentaram-se heterogêneas em todos os horários analisados. O maior valor obtido no meio da coluna de água da lagoa anaeróbia foi de 731 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ às 2h. O menor foi de 571 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ às 8h, na sub-superfície. O maior valor encontrado na lagoa facultativa foi 673 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ no fundo às 2h. No mesmo sistema de tratamento, Fiorini (2004) obteve valores de condutividade elétrica em torno de 277 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ em março/2003. Em julho/05, a condutividade esteve entre 752 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ (sub-superfície da lagoa anaeróbia, 2h) e 861 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ (fundo da lagoa anaeróbia, 8h), período em que foram obtidas as maiores condutividades durante toda pesquisa.

Tabela 17 - Condutividade elétrica ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$) nos diferentes horários nas lagoas anaeróbia (LA) e facultativa (LF) na ETE Cajati - SP.

Horários		Out		Jan		abr		Jul	
		LA	LF	LA	LF	LA	LF	LA	LF
8h	S	556	434	305	268	571	448	807	604
	M	551	446	323	294	620	477	810	605
	F	710	462	322	308	603	545	809	637
14h	S	*	*	285	274	633	512	803	728
	M	*	*	329	293	700	503	815	632
	F	*	*	324	310	684	574	812	648
20h	S	558	438	261	251	710	531	775	692
	M	563	439	339	292	713	555	816	617
	F	580	447	322	308	698	641	814	628
2h	S	555	447	259	242	686	527	752	617
	M	567	448	332	302	731	568	808	608
	F	618	449	328	305	696	673	809	628
8h	S	*	448	270	254	687	528	798	597
	M	*	450	332	302	704	554	801	600
	F	*	450	324	304	684	623	801	603

* - horário não amostrado

A condutividade elétrica da água está diretamente relacionada com a quantidade de íons dissolvidos presentes, ou seja, em águas com grande conteúdo de matéria orgânica a condutividade é maior. Observaram-se menores valores de condutividade elétrica em janeiro quando a precipitação foi alta e ocorreu, provavelmente, diluição da água residuária.

Mendes et al. (1995) analisando sistema de lagoas de estabilização em Portugal obtiveram condutividade elétrica de $2440 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$. Os mesmos autores, analisando outro sistema de tratamento obtiveram condutividade de 1492 e $1377 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ nas lagoas anaeróbia e facultativa.

Nas Figuras 26 e 27 observa-se as concentrações de alcalinidade em diferentes profundidades: sub-superfície, meio e interface água-sedimento nas duas lagoas da ETE Cajati.

Figura 26 - Alcalinidade (mg.L⁻¹) nas diferentes profundidades e horários na lagoa anaeróbia da ETE Cajati.

Maiores concentrações foram observadas na lagoa anaeróbia em julho/05. Os períodos de outubro/04 e abril/05 apresentaram concentrações próximas e janeiro/05 foi o período que apresentou menores concentrações de alcalinidade. Observou-se também que estas concentrações estiveram maiores na lagoa anaeróbia que na facultativa. As sub-superfícies das lagoas apresentaram menores concentrações, que tenderam a aumentar no meio e fundo da coluna de água.

As concentrações de alcalinidade na lagoa anaeróbia permaneceram entre 87,47 mg.L⁻¹ (sub-superfície 2h, em janeiro) e 216,30 mg.L⁻¹ (interface água-sedimento 20h, em outubro). Na facultativa, estas concentrações ficaram entre 68,49 mg.L⁻¹ (sub-superfície 14h, julho) e 216,50 mg.L⁻¹ (meio 20h, em outubro). Segundo Toprak (1995), para que os ácidos de sistemas anaeróbios sejam mantidos neutralizados é necessário alcalinidade de aproximadamente 500 mg.L⁻¹. Neste caso, predominam os bicarbonatos produzidos na degradação anaeróbia de matéria orgânica.

Figura 27 - Alcalinidade (mg.L^{-1}) nas diferentes profundidades e horários na lagoa facultativa da ETE Cajati.

Nas Tabelas 18, 19 e 20 podem ser observadas as concentrações de dióxido de carbono total, bicarbonato e carbonato, respectivamente. Em outubro/04, a variável dióxido de carbono total na lagoa anaeróbia apresentou maiores concentrações conforme esperado, já que este foi o período com menores concentrações de oxigênio dissolvido. As concentrações também foram maiores na interface água-sedimento de ambas as lagoas. A máxima observada foi de $186,18 \text{ mg.L}^{-1}$ no fundo da lagoa anaeróbia às 8h. A mínima foi $32,47 \text{ mg.L}^{-1}$ na sub-superfície da lagoa facultativa às 14h.

O dióxido de carbono na lagoa pode limitar a atividade algal quando a taxa de oxidação da matéria orgânica é precedida pela alta assimilação de dióxido de carbono pela alga. Este fenômeno ocorre com pH acima de 8 (KAYOMBO et al., 2002).

As concentrações de bicarbonato também foram maiores na lagoa anaeróbia que na facultativa. As concentrações estiveram entre $13,95 \text{ mg.L}^{-1}$ na sub-superfície da lagoa facultativa e $243,91 \text{ mg.L}^{-1}$ no fundo da anaeróbia às 20h. A variável carbonato apresentou comportamento contrário ao dióxido de carbono e ao bicarbonato. As maiores concentrações foram observadas na lagoa facultativa, com máxima de $31,88 \text{ mg.L}^{-1}$ na sub-superfície às 20h. A mínima foi $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ no fundo da anaeróbia às 2h.

Tabela 18 - Dióxido de carbono total (CO₂) (mg.L⁻¹) nos diferentes horários e períodos de amostragens na ETE Cajati – SP.

Estações de coleta			8h	14h	20h	2h	8h
out	LA	S	114,0	*	129,8	137,3	125,7
		M	115,7	*	130,4	138,6	124,0
		F	137,9	*	183,5	137,0	132,8
	LF	S	76,9	*	90,2	97,9	104,2
		M	89,3	*	176,3	96,4	101,6
		F	95,6	*	92,1	100,15	115,2
jan	LA	S	90,1	72,4	117,6	69,3	83,7
		M	106,8	109,4	106,0	101,7	112,1
		F	113,3	114,9	112,3	125,0	128,5
	LF	S	70,3	43,9	52,5	60,5	64,6
		M	74,0	62,8	62,1	72,2	75,4
		F	79,4	82,3	76,0	78,5	86,4
abr	LA	S	138,0	107,8	108,9	126,9	138,7
		M	176,5	153,4	157,5	154,0	171,5
		F	186,2	181,1	184,4	181,7	169,5
	LF	S	85,5	58,7	78,8	72,4	86,1
		M	96,0	73,1	79,8	78,8	87,2
		F	132,8	111,8	96,9	110,3	100,0
jul	LA	S	159,6	142,0	147,9	144,7	157,4
		M	161,4	160,9	156,1	160,3	157,3
		F	163,1	161,9	163,6	165,3	157,6
	LF	S	64,6	32,5	33,4	49,6	64,8
		M	65,2	50,5	57,3	61,7	67,8
		F	74,4	50,1	69,4	76,0	69,2

* - horário não amostrado; LA: lagoa anaeróbia; LF: lagoa facultativa; S: sub-superfície; M: meio; F: fundo

Um aumento na alcalinidade indica produção de bicarbonato como produto final da degradação anaeróbia (TOPRAK, 1995). O pH como indicador do processo anaeróbio é fortemente dependente da capacidade tampão (alcalinidade) do sistema. As principais espécies tampão no tratamento anaeróbio são ácidos graxos voláteis e bicarbonatos. O aumento destes ácidos leva ao aumento de bicarbonato resultando em constante alcalinidade (BJÖRNSSON et al., 2001).

Tabela 19 – Bicarbonato (HCO_3^-) (mg.L^{-1}) nos diferentes horários e períodos de amostragens na ETE Cajati – SP.

Estações de coleta			8h	14h	20h	2h	8h
out	LA	S	147,2	*	172,8	183,9	167,9
		M	151,5	*	173,5	186,7	165,5
		F	187,2	*	243,9	183,3	179,6
	LF	S	89,4	*	116,9	130,1	139,4
		M	118,3	*	225,3	127,7	135,9
		F	125,6	*	119,9	132,6	153,2
jan	LA	S	117,4	92,8	134,4	93,9	109,9
		M	127,1	130,2	126,1	118,8	131,0
		F	129,5	129,7	129,9	133,7	139,6
	LF	S	95,3	40,0	62,6	80,9	86,3
		M	100,2	78,5	81,8	95,3	101,7
		F	100,7	109,3	103,0	100,7	111,5
abr	LA	S	179,7	137,3	147,5	164,7	170,1
		M	201,9	189,2	184,7	176,5	188,8
		F	206,7	201,0	195,9	193,2	184,7
	LF	S	114,7	55,9	101,6	92,2	116,8
		M	129,6	87,9	105,7	104,6	117,6
		F	162,6	144,3	126,8	133,5	128,0
jul	LA	S	216,2	179,5	196,1	192,9	212,8
		M	218,6	218,3	211,9	216,6	213,2
		F	220,8	219,6	219,8	220,0	212,7
	LF	S	77,4	14,1	13,9	40,4	77,7
		M	78,3	42,3	57,7	67,1	84,4
		F	95,0	40,3	85,5	99,3	86,6

* - horário não amostrado; LA: lagoa anaeróbia; LF: lagoa facultativa; S: sub-superfície; M: meio; F: fundo

Tabela 20 - Carbonato (CO_3^{2-}) (mg.L^{-1}) nos diferentes horários e períodos de amostragens na ETE Cajati – SP.

Estações de coleta			8h	14h	20h	2h	8h
out	LA	S	10,5	*	6,6	5,7	5,8
		M	8,4	*	6,6	4,6	5,8
		F	2,4	*	9,6	5,9	3,5
	LF	S	16,9	*	7,8	5,2	4,6
		M	5,1	*	18,6	5,5	4,3
		F	6,6	*	7,45	5,8	6,0
jan	LA	S	0,2	7,3	0,1	1,5	0,2
		M	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
		F	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
	LF	S	1,3	20,6	10,0	2,6	2,9
		M	0,8	8,4	4,0	0,2	0,5
		F	0,1	0,3	0,8	0,1	0,2
abr	LA	S	0,3	11,8	2,2	0,3	0,2
		M	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1
		F	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
	LF	S	3,4	25,0	7,4	7,9	1,1
		M	0,7	13,2	4,6	4,3	0,6
		F	0,1	0,2	0,3	0,1	0,2
jul	LA	S	1,4	16,8	8,3	7,0	1,1
		M	1,4	2,5	2,2	1,1	1,3
		F	1,3	1,9	0,9	0,6	1,0
	LF	S	11,9	30,4	31,9	27,9	11,9
		M	11,8	27,2	21,4	18,1	9,4
		F	7,9	28,6	10,5	5,8	9,0

* - horário não amostrado; LA: lagoa anaeróbia; LF: lagoa facultativa; S: sub-superfície; M: meio; F: fundo

Nas Figuras 28 e 29 observam-se os valores de Demanda Química de Oxigênio (DQO) em diferentes profundidades, horários e períodos de amostragens. Em outubro/04, os valores sofreram redução na lagoa anaeróbia em relação ao afluente bruto. Na lagoa anaeróbia, a máxima foi de 163 mg.L^{-1} às 8h do primeiro dia e a mínima foi de 60 mg.L^{-1} às 2h na sub-superfície desta lagoa. Na lagoa facultativa houve aumento nestes valores, máxima de 193 mg.L^{-1} (F 2h) e mínima de 105 mg.L^{-1} (S 2h). Não se observou comportamento similar nos horários amostrados. Na lagoa anaeróbia, as duas estações analisadas apresentaram variação de DQO diferentes. A primeira estação apresentou maiores demandas na interface água-sedimento da lagoa anaeróbia. A lagoa facultativa apresentou comportamento similar nos horários e as demandas foram maiores na interface água-sedimento.

Figura 28 - Demanda Química de Oxigênio (mg.L⁻¹) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.

Figura 29 - Demanda Química de Oxigênio (mg.L⁻¹) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.

Em janeiro/05, observou-se variação entre os horários analisados, em todo sistema. A DQO permaneceu estável na lagoa anaeróbia às 8h, com valores de no máximo 212 mg.L^{-1} (F 8h). Na lagoa facultativa, a DQO aumentou em todos os horários amostrados. A maior foi de 298 mg.L^{-1} na sub-superfície 8h. A menor foi de 103 mg.L^{-1} na interface água-sedimento às 2h.

Em abril/05, a maior DQO observada na lagoa anaeróbia foi de 186 mg.L^{-1} , meio da coluna de água, às 8h. A menor foi obtida na interface água-sedimento, às 14h, 107 mg.L^{-1} . Na lagoa facultativa, a maior DQO obtida foi de 177 mg.L^{-1} na sub-superfície da coluna de água, às 14h. Observaram-se maiores DQO em julho/05 às 2h com máxima de 330 mg.L^{-1} no meio da coluna de água da lagoa anaeróbia. A menor DQO observada foi às 20h (98 mg.L^{-1}) interface água-sedimento. Na lagoa facultativa, a maior foi às 2h, 338 mg.L^{-1} , meio da coluna de água e a menor, 76 mg.L^{-1} às 20h, no fundo da lagoa.

As concentrações de nitrogênio total nas diferentes profundidades analisadas podem ser observadas nas Figuras 30 e 31. Em outubro/04, as concentrações de nitrogênio total variaram de $27,2$ a $38,2 \text{ mg.L}^{-1}$ na lagoa anaeróbia, às 20h na sub-superfície da lagoa e 8h na sub-superfície, respectivamente. Na lagoa facultativa, estas concentrações variaram entre $22,9$ (M 20h) e $33,8 \text{ mg.L}^{-1}$ (8h, meio da coluna de água).

Em janeiro/05, na lagoa anaeróbia, foi observada variação de nitrogênio total de $8,1$ (M 8h) a $16,6 \text{ mg.L}^{-1}$ (M 14h). A lagoa facultativa apresentou concentrações entre $9,61$ (M 2h) e $19,4 \text{ mg.L}^{-1}$ (F 8h). Em abril/05, as concentrações diminuíram na lagoa anaeróbia, em relação ao afluente bruto, permanecendo entre $14,0$ e $26,9 \text{ mg.L}^{-1}$ na sub-superfície às 14h e interface água-sedimento às 8h, respectivamente. Na lagoa facultativa, essas concentrações diminuíram com mínimo de $6,8 \text{ mg.L}^{-1}$ 14h e máxima de $12,5 \text{ mg.L}^{-1}$ às 20h, ambas no meio da coluna de água. Em julho/05, na lagoa anaeróbia, a concentração de nitrogênio total esteve entre $19,9 \text{ mg.L}^{-1}$ (S 20h) e $25,6 \text{ mg.L}^{-1}$ (S 8h). Na facultativa, elas diminuíram e estiveram entre $8,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (S 20h) e $11,7 \text{ mg.L}^{-1}$ (M 8h).

Figura 30 - Nitrogênio total (mg.L⁻¹) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.

Figura 31 - Nitrogênio total (mg.L⁻¹) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.

Nas Figuras 32 e 33 estão as concentrações de nitrogênio amoniacal. Em outubro/04, estas estiveram altas na lagoa anaeróbia, diminuindo na facultativa. A interface água-sedimento da lagoa anaeróbia apresentou maiores concentrações de nitrogênio amoniacal. Neste período as concentrações na lagoa anaeróbia estiveram entre 16,9 (S 8h) e 22,4 mg.L⁻¹ (F 8h) e na facultativa entre 6,6 (S 8h) e 11,6 mg.L⁻¹ (F 20h).

As concentrações de nitrogênio amoniacal, em janeiro/05, apresentaram-se menores devido à diluição pela precipitação e variaram entre 5,1 (S 20h) e 10,8 mg.L⁻¹ (F 8h). Na lagoa facultativa, estas concentrações diminuíram e variaram entre 1,7 (S 14h) e 7,5 mg.L⁻¹ (F 8h). Em abril/05, as concentrações de nitrogênio amoniacal apresentaram-se altas na lagoa anaeróbia com concentrações entre 8,0 (S 14h) e 20,2 mg.L⁻¹ (F 2h). Na facultativa, estas concentrações diminuíram e estiveram entre 0,7 (S 14h) e 9,7 mg.L⁻¹ (F 8h).

Em julho/05, as concentrações de nitrogênio amoniacal também foram altas na lagoa anaeróbia e diminuíram na facultativa. Na anaeróbia, elas estiveram entre 7,7 (M 20h) e 18,6 mg.L⁻¹ (S 8h) e na facultativa entre 0,2 (M 8h) e 1,4 mg.L⁻¹ (F 8h).

Para Ruffier, Boyle e Kleinschmidt (1981), a concentração de nitrogênio amoniacal em água residuária bruta municipal, freqüentemente, varia entre 9-30 mg.L⁻¹. A degradação de aminoácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados, além da hidrólise microbiana da uréia, podem levar ao aumento na concentração de nitrogênio amoniacal. Na presente pesquisa, obteve-se concentrações de aproximadamente 20 mg.L⁻¹ no afluente bruto. Na lagoa facultativa, esta concentração diminuiu para, aproximadamente, 2 mg.L⁻¹, contradizendo a observação de Ruffier et al. (1981). Esta degradação pode ter ocorrido na lagoa anaeróbia, onde as concentrações estiveram maiores. Na facultativa, esta diminuição pode ser devido à assimilação pelos microrganismos.

Picot et al. (1992) obtiveram maior redução de nitrogênio amoniacal nas lagoas com alta densidade algal e afirmaram que a remoção de nitrogênio amoniacal segue a atividade fotossintética. A diminuição nas concentrações de nitrogênio amoniacal deve-se a assimilação algal, pela degradação e pelo aumento do pH induzido pela fotossíntese, que leva à volatilização de uma parte.

Figura 32 - Nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1}) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia da ETE Cajati.

Figura 33 - Nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1}) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa da ETE Cajati.

Soares et al. (1996) obtiveram concentrações de nitrogênio amoniacal de 33,3 mg.L⁻¹ no afluente bruto, 41,8 mg.L⁻¹ na lagoa anaeróbia, 36,9 mg.L⁻¹ na facultativa, 8,4 mg.L⁻¹ na de maturação e 2,7 mg.L⁻¹ no efluente final. Os autores afirmaram que o aumento observado de 29% na lagoa anaeróbia foi devido à amonificação e baixa perda de nitrogênio amoniacal por volatilização devido a baixos valores de pH. Na lagoa de maturação, ocorre diminuição nas concentrações de nitrogênio amoniacal devido à baixa carga orgânica com aumento do pH.

As concentrações de nitrato (Figuras 34 e 35) nas diferentes profundidades e períodos amostrados não apresentaram muita variação. Em todos os períodos, a variação nas concentrações foi de 1,07 (F 20h) a 3,77 mg.L⁻¹ (S 14h). Abril foi o período em que foram observadas maiores concentrações, que variaram de 2,16 (F 2h) a 3,77 mg.L⁻¹ (S 14h) na lagoa anaeróbia e de 1,98 (F 8h) a 2,54 mg.L⁻¹ (S 2h) na facultativa. Em julho, quando a ETE estava desativada, as concentrações variaram entre 1,51 (S 14h) e 1,92 mg.L⁻¹ (M 8h) na lagoa anaeróbia e 1,32 (M 20h) a 1,63 mg.L⁻¹ (F 8h) na facultativa. Ou seja, não se observou diferenças como em algumas variáveis pelo fato da ETE estar sem funcionamento. As concentrações estiveram próximas, por exemplo, daquelas obtidas em janeiro, quando algumas variáveis apresentaram concentrações menores devido à diluição pela água de chuva.

Aumento nas concentrações de nitrato pode ser devido ao alto tempo de retenção e aumento nas concentrações de oxigênio dissolvido já que possibilitam a ocorrência dos processos de oxidação biológica do nitrogênio amoniacal e diminuição dos processos de amonificação e desnitrificação, principalmente na interface água-sedimento. As concentrações de nitrato geralmente são baixas, pois são prontamente assimiladas.

Na Tabela 21 podem ser observadas as concentrações de nitrito nas diferentes profundidades. Por esta ser uma forma instável, intermediária a nitrato e nitrogênio gasoso, as concentrações apresentaram grande variação nas amostragens sazonais e nos diferentes horários. Janeiro foi o período com maiores concentrações, principalmente na lagoa facultativa, com máxima de 33,70 µg.L⁻¹ na sub-superfície às 20h, quando houve diluição pela precipitação. Em julho, com a ETE desativada, as concentrações estiveram menores, com máxima de 2,98 µg.L⁻¹ na sub-superfície às 8h. Quando comparado a outras formas nitrogenadas, o nitrito é encontrado em baixas concentrações em ambientes não poluídos e oxigenados. Sua concentração é maior em ambientes anaeróbios e com alta concentração de matéria orgânica (ESTEVES, 1998; METCALF e EDDY, 1991; WETZEL, 1993).

Figura 34 - Nitrato (mg.L^{-1}) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia da ETE Cajati.

Figura 35 - Nitrato (mg.L^{-1}) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa da ETE Cajati.

Os nutrientes tanto orgânicos como inorgânicos, dissolvidos ou totais, representam grande importância nos ecossistemas. São fatores fundamentais para o crescimento, abundância e produtividade dos microrganismos. Estes nutrientes, tanto nitrogênio quanto fósforo, são dependentes de algumas variáveis para que sejam degradados a compostos menores prontamente assimiláveis pelos microrganismos. Tais variáveis são temperatura, pH e oxigênio dissolvido, entre outras.

Tabela 21 - Nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas diferentes profundidades das lagoas anaeróbia e facultativa nos horários 8h, 14h, 20h e 2h na ETE Cajati - SP.

Estações e profundidades		Lagoa anaeróbia			Lagoa facultativa		
		S	M	F	S	M	F
8h	out	19,12	8,02	8,50	9,27	5,14	2,76
	jan	8,6	7,94	11,65	25,82	20,13	13,84
	abr	4,83	3,43	2,95	7,53	4,72	3,23
	jul	2,19	2,09	2,14	1,57	1,57	205
14h	out	*	*	*	*	*	*
	jan	7,41	13,61	13,12	25,99	18,30	11,72
	abr	4,51	5,81	3,195	10,01	8,15	5,03
	jul	1,93	1,65	2,09	1,26	2,03	1,74
20h	out	4,49	4,28	3,68	6,22	5,07	4,32
	jan	4,21	4,21	4,14	9,44	6,97	5,93
	abr	1,51	2,87	2,02	1,10	1,75	1,65
	jul	3,46	9,34	8,60	34,78	25,04	21,47
2h	out	4,26	5,51	5,25	2,75	3,24	1,77
	jan	7,30	3,69	3,55	31,43	10,90	20,02
	abr	4,56	6,10	3,39	11,41	10,82	3,02
	jul	2,08	2,49	1,84	1,79	1,67	2,21
8h	out	1,39	2,87	1,95	6,11	7,45	9,64
	jan	5,66	8,36	6,88	16,59	10,35	7,95
	abr	3,21	4,30	2,61	5,92	4,85	3,71
	jul	2,79	2,67	2,15	3,11	2,37	1,99

* - horário não amostrado

Além de estar intimamente relacionado aos processos de estratificação térmica e da concentração de oxigênio dissolvido ao longo da coluna de água, o equilíbrio das concentrações dos compostos nitrogenados está intimamente vinculado a ação dos microrganismos. Segundo Margalef (1983), bactérias e cianobactérias possuem a capacidade de transformar o nitrogênio molecular em protéico pela fixação. Outras bactérias são responsáveis pelos processos de desnitrificação e amonificação.

Picot et al. (1992) obtiveram concentrações de nitrogênio total de 33,7 mg.L⁻¹ na lagoa com remoção de 20,5%. A concentração desta variável na presente pesquisa esteve próxima à obtida pelos autores, embora tenha apresentado diminuição no efluente final com eficiência de redução média em abril/2005 de 72,5%. Fiorini (2004) obteve concentração de 25 mg.L⁻¹ de nitrogênio total na lagoa facultativa. Já Mendes et al (1995), analisando sistema de tratamento em Portugal, obtiveram concentrações de nitrogênio total no afluente bruto de 107,9 mg.L⁻¹, na lagoa facultativa 74,9 mg.L⁻¹ e na de maturação 53,2 mg.L⁻¹, com eficiência de redução de aproximadamente 50%.

Segundo Peng, Wang e Wang (2005), nitrogênio orgânico e amoniacal são as principais formas presentes em águas residuárias. O nitrogênio orgânico é convertido a amoniacal em condições anaeróbias e aeróbias. Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio amoniacal são assimilação por microrganismos, volatilização e nitrificação/desnitrificação. A remoção de nitrogênio amoniacal contribui para remoção de nitrogênio total e, temperatura e pH têm impacto sobre os processos de bioatividade e volatilização, ou seja, o aumento nos valores de temperatura aumenta a volatilização. Os autores afirmaram que no frio a bioassimilação e volatilização são inibidas. Observaram maior eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal na estação quente (71,4%); na fria, 19,6%. Com maiores temperaturas, os microrganismos crescem e consomem mais nitrogênio amoniacal para seu metabolismo; simultaneamente, mais dióxido de carbono é consumido durante a fotossíntese e resultam em pH maiores (8,5-9,1) durante o dia.

Observou-se na maioria das amostragens, a influência das variáveis físico-químicas (temperatura, pH e oxigênio dissolvido) na redução das formas nitrogenadas e fosfatadas. Observou-se em outubro, na lagoa anaeróbia, a influência de oxigênio dissolvido e pH na remoção de nitrogênio amoniacal. Para Sousa (1994), por meio da fotossíntese, as algas aumentam a oxigenação, modificam o pH e assimilam os nutrientes orgânicos. Este fato foi observado na lagoa facultativa, com aumento do pH, maior concentração de oxigênio e diminuição dos nutrientes, principalmente nitrogênio amoniacal e ortofosfato.

Mendes et al. (1995) obtiveram concentrações de nitrato em torno de 1,6 mg.L⁻¹ na lagoa facultativa e 1,3 mg.L⁻¹ no efluente final. Na presente pesquisa, as concentrações de nitrato permaneceram estáveis ao longo do sistema, apresentando-se em torno de 2,3 mg.L⁻¹ no efluente final em abril e 1,8 mg.L⁻¹ em janeiro, concentrações pouco acima daquelas observadas por Mendes et al. (op. cit.).

De acordo com Archer e O'Brien (2004), as algas utilizam o nitrogênio para crescimento celular e quando morrem e se decompõem a maioria deste nitrogênio volta à lagoa. Apenas uma pequena porção não é biodegradável, sendo removida da lagoa por sedimentação.

Nas Figuras 36 e 37 podem ser observadas as concentrações de fósforo total nos diferentes períodos analisados e nas diferentes profundidades. Fósforo total apresentou maiores concentrações na lagoa facultativa, diferente das concentrações de ortofosfato. Em outubro/04, observou-se variação de 2,34 mg.L⁻¹ na lagoa anaeróbia (F 8h) a 8,41 mg.L⁻¹ na facultativa (S 20h). Em janeiro/05, as concentrações estiveram menores que nos outros períodos e variaram de 0,95 mg.L⁻¹ (F 8h) a 2,26 mg.L⁻¹ (M 8h), ambas na lagoa anaeróbia.

Em abril/05, a maior concentração obtida foi de 6,24 mg.L⁻¹ na lagoa facultativa (F 2h) e a menor foi na anaeróbia (M 8h), 0,50 mg.L⁻¹. Em julho/05, o fósforo total apresentou concentrações entre 1,75 mg.L⁻¹ na sub-superfície às 20h na lagoa facultativa e 5,49 mg.L⁻¹ também na sub-superfície às 8h.

Nas Figuras 38 e 39 podem ser observadas as concentrações de ortofosfato nos diferentes períodos analisados em diferentes profundidades. Em todos os períodos, as concentrações de ortofosfato apresentaram-se maiores na lagoa anaeróbia, diminuindo na facultativa. Isto provavelmente por ser um composto prontamente assimilado pelo fitoplâncton presente nas lagoas facultativas.

Na anaeróbia, em outubro/04, as concentrações de ortofosfato variaram entre 0,12 (F 8h) e 2,99 mg.L⁻¹ (F 2h). A facultativa apresentou concentrações baixas, variando entre 0,02 (S 20h) e 0,48 mg.L⁻¹ (F 8h). Em janeiro/05, na lagoa anaeróbia, elas estiveram entre 0,59 (S 8h) e 1,15 mg.L⁻¹ (F 2h). Na facultativa, elas variaram de 0,21 (S 20h) a 2,85 mg.L⁻¹ (S 8h).

Em abril/05, as concentrações na lagoa facultativa estiveram entre 0,68 (F 2h) e 3,24 mg.L⁻¹ (F 20h). A facultativa apresentou concentrações entre 0,61 mg.L⁻¹ (M 20h) e 1,59 mg.L⁻¹ (F 2h). Em julho/05, as concentrações na lagoa anaeróbia estiveram entre 1,67 (S 14h) e 11,99 mg.L⁻¹ (S 8h) e na facultativa entre 0,30 (S 14h) e 2,71 mg.L⁻¹ (M 8h), com exceção da interface água-sedimento que apresentou, às 8h, pico de 10,25 mg.L⁻¹.

Figura 36 - Fósforo total (mg.L⁻¹) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.

Figura 37 - Fósforo total (mg.L⁻¹) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.

Figura 38 - Ortofosfato (mg.L⁻¹) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.

Figura 39 - Ortofosfato (mg.L⁻¹) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.

As concentrações de fósforo total estiveram menores na ETE Cajati que aquelas obtidas por Picot et al. (1992). Na ETE Cajati, as concentrações variaram entre 0,9 e 7,4 mg.L⁻¹. Picot et al. (1992) obtiveram concentrações de 11,3 mg.L⁻¹. A remoção de fósforo total nas lagoas deve ser devido à precipitação do ortofosfato na forma de fosfato de cálcio. Quando ocorre aumento nas concentrações de ortofosfato pode ser devido a predominância de fenômenos como conversão de polifosfatos a ortofosfatos e, principalmente, da atividade mineralizadora de fósforo orgânico.

Fiorini (2004) obteve concentrações de fósforo total de 1,9 mg.L⁻¹ em março/2003 na lagoa facultativa da ETE Cajati. Mendes et al. (1995) obtiveram, num sistema de Portugal, concentrações de fósforo total de 17,7 mg.L⁻¹ no afluente bruto, 24,2 mg.L⁻¹ na lagoa anaeróbia e 23,3 mg.L⁻¹ na facultativa.

Em relação a variável ortofosfato, outubro foi o período que apresentou melhores eficiências de redução. Apesar do sistema de lagoas de estabilização não ter o intuito de remover nutrientes, a remoção ocorrida foi satisfatória. Picot et al. (1981) praticamente não observaram redução desta variável (8,3%), além de obterem concentrações mais elevadas que o sistema de tratamento desta pesquisa. Tadesse, Green e Puhakka (2004) observaram eficiência de redução de ortofosfato entre 42 e 94%.

Mendes et al. (op cit.) obtiveram concentrações de ortofosfato de 5,7 mg.L⁻¹ na lagoa anaeróbia e 5,6 mg.L⁻¹ na facultativa. Picot et al. (1992) afirmaram que melhores remoções ocorreriam com melhor monitoramento da lagoa, como alterações no tempo de detenção e profundidade.

Nas Figuras 40 a 43 estão as concentrações de sólidos suspensos orgânicos e inorgânicos em diferentes profundidades na ETE Cajati. Em relação às concentrações de sólidos suspensos orgânicos em outubro/04, foram obtidas as maiores concentrações durante o período de estudo. A variação foi de 53,0 (F 8h, lagoa facultativa) a 228,0 mg.L⁻¹ (F 2h, facultativa). Em janeiro/05, as concentrações de sólidos suspensos orgânicos estiveram entre 18,0 (F 8h, anaeróbia) e 76,0 mg.L⁻¹ (S 8h, facultativa).

Em abril/05, na lagoa anaeróbia, as concentrações de sólidos suspensos orgânicos estiveram entre 17,5 mg.L⁻¹ (F 20h, anaeróbia) e 129,0 mg.L⁻¹ (S 8h, anaeróbia). Em julho/05, as concentrações de sólidos suspensos orgânicos variaram entre 12,0 mg.L⁻¹ (F 2h) na lagoa anaeróbia e 130,0 mg.L⁻¹ (S 14h) na lagoa facultativa.

Figura 40 - Sólidos suspensos orgânicos (mg.L^{-1}) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.

Figura 41 - Sólidos suspensos orgânicos (mg.L^{-1}) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.

Figura 42 - Sólidos suspensos inorgânicos (mg.L^{-1}) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.

Figura 43 - Sólidos suspensos inorgânicos (mg.L^{-1}) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.

Em outubro/04, as concentrações de sólidos suspensos inorgânicos variaram entre 8,3 (M 20h, facultativa) e 68,0 mg.L⁻¹ (F 20h, anaeróbia). Em janeiro/05, houve estações em que as concentrações estiveram abaixo do limite de detecção (S 14h e M 8h) na lagoa facultativa a 24,7 mg.L⁻¹ (F 8h), na anaeróbia. Em abril/05, as concentrações de sólidos suspensos inorgânicos estiveram abaixo do limite de detecção (M 8h, facultativa) a 19,0 mg.L⁻¹ (S 20h facultativa). Em julho/05, estas concentrações variaram entre 2,0 mg.L⁻¹ (S 8h) e 57,0 mg.L⁻¹ (F 14h) ambos na lagoa anaeróbia.

Em relação aos sólidos suspensos, estes aumentaram suas concentrações em alguns períodos analisados nesta pesquisa, provavelmente devido à produção de maior biomassa algal. Tadesse, Green e Puhakka (2004) observaram o mesmo fato no sistema estudado. Picot et al. (1992) observaram concentrações de 160,0 mg.L⁻¹ no efluente do sistema. Em outubro/2004 e julho/2005, as concentrações de sólidos suspensos no efluente final estiveram próximas àquelas obtidas por Picot et al. (1992), 155,0 mg.L⁻¹ e 100,0 mg.L⁻¹, respectivamente. Janeiro e abril/2005 apresentaram concentrações menores, 71,0 mg.L⁻¹ e 52,0 mg.L⁻¹.

Hunter e Heukelekian (1965) declararam que a matéria orgânica, representada por sólidos suspensos orgânicos (SSO), representa 80% dos sólidos suspensos totais e que os sólidos suspensos orgânicos não apresentam variação sazonal. Esta é a principal desvantagem das lagoas de estabilização: altas concentrações de SSO (MIDDLEBROOKS, 1995). Segundo Peng et al. (2005), os mecanismos envolvidos na remoção de sólidos suspensos são complexos. Na primeira lagoa deveria ocorrer 70% de remoção devido a sedimentação. O crescimento e desenvolvimento de organismos fitoplanctônicos alteram substancialmente as características dos sólidos na lagoa facultativa. Tadesse, Green e Puhakka (2004) também afirmaram que a concentração de sólidos suspensos na lagoa facultativa aumenta devido ao aumento da biomassa algal. Para Picot et al. (1992), a matéria orgânica e sólidos presentes no esgoto bruto são inicialmente mineralizados, transformados em biomassa fitoplanctônica, zooplanctônica ou bacteriana e então somados a DQO e sólidos totais no efluente final. De acordo com Ouzzani et al. (1995), a boa redução de sólidos suspensos em períodos de maiores temperaturas se deve a sedimentação dos sólidos e decomposição bacteriana serem maiores que a fotossíntese e desenvolvimento do zooplâncton.

Os resultados das análises estatísticas corroboraram as distribuições observadas nos gráficos e tabelas das variáveis físicas e químicas. Quando as épocas de coleta foram analisadas separadamente e foi possível verificar que existia diferença estatística significativa em relação ao tipo das lagoas (anaeróbia e facultativa) nos diferentes meses de coleta (Tabela 22). As diferenças entre horários e profundidades não foram significativas estatisticamente quando comparadas as duas lagoas ($p>0,05$).

Tabela 22 – Valores de Wilks' Lambda para as diferentes amostragens, horários e profundidades testando as variáveis físicas e químicas

Amostragens	Lagoas
out/04	0,005
jan/05	0,021
abr/05	0,011
jul/05	0

Assim, análise de componentes principais (ACP) foi realizada para cada uma das quatro amostragens. Foram analisadas 23 variáveis: temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, proteína, carboidrato, lipídeo, ortofosfato, fósforo total, DQO, sólidos suspensos totais, orgânicos e inorgânicos, alcalinidade, dióxido de carbono total, dióxido de carbono livre, bicarbonato, carbonato e carbono inorgânico.

Nas Tabelas 23 e 24 podem ser observadas as variáveis significativas reveladas pela ACP nas lagoas anaeróbia e facultativa, respectivamente. Em outubro/04, poucas variáveis foram significativas nos processos que ocorreram na lagoa anaeróbia (Tabela 23), entre elas, bicarbonato, dióxido de carbono total, carbono inorgânico, alcalinidade e sólidos suspensos orgânicos no fator 1, que explicou aproximadamente 57,5% da variância dos dados. No fator 2 (35,6%), as variáveis carbonato, pH, dióxido de carbono livre e DQO foram importantes nos processos de estabilização. Em janeiro, abril e julho/05, a mesma quantidade de variáveis foram significativos, porém, elas não foram as mesmas nos três períodos.

Tabela 23 – Variáveis selecionadas na análise de componentes principais (ACP) para cada amostragem testando as variáveis físicas e químicas na lagoa anaeróbia

Var	out/04		jan/05		abr/05		jul/05	
	F1	F2	F1	F2	F1	F2	F1	F2
Bic	0,994	0,027	0,945	-0,119	-0,956	0,196	-0,973	0,134
CO ₂ T	0,988	0,112	0,948	-0,117	-0,970	0,092	-0,985	0,091
CO ₂ L	0,546	-0,822	0,965	-0,126	-0,972	0,096	-0,948	-0,186
CO ₃ ²⁻	-0,168	0,969	-0,815	0,213	0,857	0,357	0,974	0,053
Cin	0,988	0,113	0,947	-0,118	-0,970	0,092	-0,985	0,091
Alc	0,965	0,227	0,907	-0,048	-0,887	0,201	-0,749	0,355
pH	-0,436	0,888	*	*	0,958	-0,099	0,746	-0,288
DQO	-0,332	-0,790	0,172	0,890	0,057	0,810	0,086	-0,783
OD	*	*	-0,874	0,028	0,938	-0,029	0,891	0,024
T	*	*	-0,856	0,064	0,902	-0,236	0,877	-0,079
SSO	-0,823	-0,327	*	*	0,701	0,656	0,212	0,802
SSI	*	*	0,866	0,351	*	*	*	*
SST	*	*	*	*	0,626	0,722	0,171	0,788
PO ₄	*	*	0,845	0,127	*	*	*	*
Cond	*	*	0,800	0,167	*	*	*	*
Carb	*	*	-0,029	0,862	0,879	0,357	0,799	0,287
Lip	*	*	-0,096	-0,829	*	*	0,183	0,783
NH ₃	*	*	*	*	-0,886	0,201	*	*
Total	57,5	35,6	62,5	17,8	73,7	14,0	58,3	20,5
(%)	93,1		80,3		87,7		78,8	

Var: Variáveis selecionadas; * - variável não selecionada no período analisado;

Bic: Bicarbonato; CO₂T: dióxido de carbono total; Cin: carbono inorgânico; Alc: alcalinidade; SSO: sólidos suspensos orgânicos; CO₃²⁻: carbonato; pH: potencial hidrogeniônico; CO₂L: dióxido de carbono livre; DQO: demanda química de oxigênio; OD: oxigênio dissolvido; SSI: sólidos suspensos inorgânicos; T: temperatura; PO₄: ortofosfato; Cond: condutividade elétrica; Lip: lipídeo; NH₃: nitrogênio amoniacal; Carb: carboidrato; SST: sólidos suspensos totais;

Em janeiro/05, a ACP explicou aproximadamente 80,3% da variância dos dados, sendo que o primeiro fator (62,5%) selecionou as variáveis dióxido de carbono livre e total, carbono inorgânico, bicarbonato, alcalinidade, oxigênio dissolvido, sólidos suspensos inorgânicos, temperatura, ortofosfato, carbonato e condutividade elétrica. O segundo fator (17,8%) selecionou apenas as variáveis DQO, carboidrato e lipídeo.

Os dois fatores em abril/05 explicaram juntos 87,7% da variância dos dados. O fator 1 (73,7%) foi composto pelas mesmas variáveis de janeiro exceto sólidos suspensos inorgânicos, ortofosfato e condutividade elétrica acrescidos de pH, nitrogênio amoniacal, carboidrato e sólidos suspensos orgânicos. O fator 2 (14,0%) foi composto apenas por sólidos suspensos totais e DQO, ambos com cargas positivas.

Em julho/05, o fator 1 (58,3%) selecionou as variáveis dióxido de carbono total, carbono inorgânico, carbonato, bicarbonato, dióxido de carbono livre, oxigênio dissolvido, temperatura, carboidrato, alcalinidade e pH. O segundo fator (20,5%) foi composto por sólidos suspensos orgânicos e totais, lipídeo e DQO.

A Tabela 24 revelou a hierarquia das variáveis físicas e químicas nos processos que ocorreram na lagoa facultativa nas diferentes amostragens pela análise de componentes principais.

Em outubro/04, a ACP explicou aproximadamente 81,2% da variância total dos dados. O fator 1 (45,1%) selecionou as variáveis pH, temperatura, dióxido de carbono livre, oxigênio dissolvido, carbonato, condutividade elétrica, DQO e nitrogênio amoniacal. O segundo fator (36,3%) selecionou as variáveis alcalinidade, carbono inorgânico, dióxido de carbono total, bicarbonato e lipídeo. Em janeiro/05, o fator 1 (56,9%) selecionou as variáveis carbono inorgânico, dióxido de carbono total, alcalinidade, temperatura, carbonato, oxigênio dissolvido, bicarbonato, nitrogênio amoniacal, dióxido de carbono livre, nitrito e condutividade elétrica. O fator 2 (22,6%) foi composto por sólidos suspensos totais e orgânicos, carboidrato, DQO e nitrato.

Em abril/05, 86,5% da variância total dos dados foram explicadas pela ACP. O fator 1 (75,0%) selecionou as variáveis dióxido de carbono total, carbono inorgânico, nitrogênio amoniacal, pH, bicarbonato, carbonato, proteína, carboidrato, dióxido de carbono livre, alcalinidade, nitrito, oxigênio dissolvido e temperatura. As variáveis sólidos suspensos orgânicos e fósforo total foram selecionadas no segundo fator, que explicou apenas 11,5% da variância dos dados.

No mês de julho, apesar de a ACP ter explicado 89,6% da variância dos dados, foi o período que menos variáveis foram selecionadas. O primeiro fator (66,9%) foi composto por carbono inorgânico, dióxido de carbono total, bicarbonato, alcalinidade, carbonato, temperatura, condutividade elétrica, carboidrato, pH e dióxido de carbono livre. O segundo fator (22,7%) ficou com as formas de sólidos suspensos totais e orgânicos.

Embora os fatores horários e profundidades não tenham sido significativos estatisticamente entre as lagoas ($p > 0,05$), a análise de agrupamento (cluster) revelou algumas semelhanças entre estas variáveis em cada amostragem (Figuras 44 e 45).

Tabela 24 - Variáveis significativas na análise de componentes principais (ACP) para cada amostragem testando as variáveis físicas e químicas na lagoa facultativa

Var	out/04		jan/05		abr/05		jul/05	
	F1	F2	F1	F2	F1	F2	F1	F2
pH	-0,951	0,014	*	*	0,969	-0,064	-0,796	0,163
T	-0,932	0,151	-0,947	0,020	0,764	-0,151	-0,875	0,375
CO ₂ L	0,892	0,265	0,866	-0,196	-0,918	0,187	0,794	0,418
OD	-0,888	0,223	-0,929	-0,007	0,773	-0,216	*	*
CO ₃ ²⁻	-0,835	0,476	-0,930	0,017	0,945	0,048	-0,904	-0,369
Cond	0,773	-0,201	0,768	-0,020	*	*	-0,833	0,341
DQO	0,719	-0,125	-0,146	0,798	*	*	*	*
NH ₃	0,702	-0,084	0,896	0,018	-0,972	-0,012	*	*
Alc	0,029	0,993	0,953	0,093	-0,908	0,073	0,942	-0,236
Cin	0,178	0,976	0,983	0,076	-0,983	0,015	0,992	-0,049
CO ₂ T	0,181	0,976	0,983	0,077	-0,984	0,014	0,992	-0,054
Bic	0,335	0,927	0,910	0,145	-0,947	-0,153	0,989	-0,088
Lip	-0,176	-0,731	*	*	*	*	*	*
NO ₂	*	*	-0,782	0,244	0,894	-0,235	*	*
SST	*	*	0,075	0,947	*	*	0,073	0,972
Carb	*	*	0,056	0,804	0,925	0,104	-0,800	-0,473
NO ₃	*	*	0,110	0,764	*	*	*	*
Prot	*	*	*	*	0,938	0,018	*	*
P tot	*	*	*	*	0,109	0,936	*	*
SSO	*	*	-0,078	0,845	0,505	0,800	0,041	0,948
Total	45,1	36,3	56,9	22,6	75,0	11,5	66,9	22,7
(%)	81,4		79,5		86,5		89,6	

Var: variáveis selecionadas; * - variáveis não selecionadas no período analisado;

pH: potencial hidrogeniônico; T: temperatura, CO₂L: dióxido de carbono livre; OD: oxigênio dissolvido; CO₃²⁻: carbonato, Cond: condutividade elétrica; DQO: demanda química de oxigênio; NH₃: nitrogênio amoniacal; Alc: alcalinidade; Cin: carbono inorgânico; CO₂T: dióxido de carbono total, Bic: bicarbonato; Lip: lipídeo; NO₂: nitrito; SST: sólidos suspensos totais; SSO: sólidos suspensos orgânicos; Carb: carboidrato; NO₃: nitrato; Prot: proteína; P tot: fósforo total.

Em outubro/04, conforme observado nos gráficos de perfis, a coluna de água esteve homogênea e, portanto, não foram observados agrupamentos significativos neste período (Figura 44). Apenas o horário das 20h no fundo da lagoa (3F) esteve diferente dos demais. Tanto em janeiro quanto em abril, observou-se na lagoa anaeróbia, a sub-superfície em todos os horários ficou separada das outras profundidades, o que pode ser observado nos quatro e cinco grandes grupos formados em cada cluster, respectivamente, exceto o horário 2h (4S) em abril que ficou no segundo grupo. Em julho, a sub-superfície esteve agrupada em

alguns horários, como 14, 20 e 2h. Isolado ficou a estação de fundo às 2h e observou-se um terceiro grupo com as demais estações.

Figura 44 – Análise de agrupamento (cluster) com estações da lagoa anaeróbia nas diferentes amostragens na ETE Cajati

1: 8h, 2: 14h; 3: 20h; 4: 2h; 5: 8h; S: sub-superfície; M: meio; F: fundo

Na lagoa facultativa (Figura 45), outubro também apresentou coluna de água homogênea em relação às três profundidades analisadas. Três grandes grupos foram observados, sendo que um selecionou a estação meio da coluna de água às 20h; outro com a sub-superfície às 8h e 20h; e o último com as demais estações.

Figura 45 - Análise de agrupamento (cluster) com estações da lagoa facultativa nas diferentes amostragens na ETE Cajati

1: 8h; 2: 14h; 3: 20h; 4: 2h; 5: 8h; S: sub-superfície; M: meio; F: fundo

No período de janeiro, foram observados quatro grandes grupos, sendo que um deles selecionou as estações de sub-superfície às 14h e 20h; outro com meio da coluna de água às 14h; um terceiro grupo com sub-superfície às 8, 2 e 8h, além de meio às 20h. O último grupo selecionou as demais variáveis.

Em abril (Figura 45), esta lagoa apresentou semelhanças entre a sub-superfície e o meio da coluna de água, porém observou-se a formação de seis grupos. Um deles selecionou a sub-superfície às 2h; outro com o meio da coluna de água às 20h e 2h; outro com apenas meio às 14h; outro com sub-superfície às 20h e 2h; outro com sub-superfície às 8h, e outro com as demais. Em julho, não se observou padrão definido de agrupamento, com formação de quatro grandes grupos. As estações sub-superfície às 14h e 20h foram semelhantes, além de outro grupo contendo sub-superfície às 2h e fundo às 14h. Outro grupo selecionou o meio da coluna de água às 14; outro com a sub-superfície às 20h e 2h; outro com sub-superfície às 8h; e finalmente, outro com as demais.

De maneira geral, pode-se dizer que com exceção do mês de abril, que teve suas estações de fundo distintas das demais, a lagoa facultativa não apresentou um padrão definido de perfil e nem de horários de coleta. Por outro lado, a lagoa anaeróbia apresentou semelhança entre as estações coletadas da sub-superfície em todos os meses exceto o de outubro, o que permitiu inferir que o perfil apresenta-se mais definido.

5.6. Dinâmica de biomoléculas (proteínas, carboidratos e lipídeos) em lagoas de estabilização

Nas Figuras 46 e 47 podem ser observadas as concentrações de proteína em diferentes profundidades, horários e períodos. Em relação a estas concentrações em outubro/04, elas não apresentaram comportamento específico em todo sistema, mostrando aumento na lagoa facultativa. Em alguns horários amostrados, como 8h e 20h, observaram-se que as concentrações de proteína foram maiores na sub-superfície da lagoa facultativa. Neste período, as concentrações variaram entre 71,25 mg.L⁻¹ na interface água-sedimento às 20h e 146,66 mg.L⁻¹ na sub-superfície às 2h ambas na lagoa facultativa.

Em janeiro/05, essas concentrações diminuíram na lagoa anaeróbia e aumentaram na facultativa. Estiveram entre 11,10 mg.L⁻¹ na lagoa anaeróbia na sub-superfície às 2h e 78,11 mg.L⁻¹ na sub-superfície às 14h na facultativa. Em abril/05, elas estiveram entre 42,38 mg.L⁻¹ no fundo da lagoa facultativa (20h) e 110,74 mg.L⁻¹ na sub-superfície da anaeróbia (8h). Em julho/05, estas concentrações variaram entre 63,5 mg.L⁻¹ na lagoa anaeróbia (14h) e 86,81 mg.L⁻¹ (8h) na facultativa, ambos no fundo.

Figura 46 - Proteína (mg.L⁻¹) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.

Figura 47 - Proteína (mg.L⁻¹) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.

Nas Figuras 48 e 49 podem ser observadas as concentrações de carboidrato em diferentes profundidades e períodos. Em outubro/04, as concentrações de carboidrato estiveram entre 19,10 (F 20h) e 43,59 mg.L⁻¹ (S 8h) na lagoa anaeróbia. Na lagoa facultativa, elas estiveram entre 35,34 (M 20h) e 47,04 mg.L⁻¹ (F 8h).

Em janeiro/05, na lagoa anaeróbia, as concentrações estiveram entre 10,46 mg.L⁻¹ na interface água-sedimento às 20h e 19,23 mg.L⁻¹ na sub-superfície às 14h. Na facultativa, estiveram entre 17,31 mg.L⁻¹ (M 2h) e 26,06 mg.L⁻¹ (M 20h).

Em abril/05, as concentrações na lagoa anaeróbia estiveram entre 9,03 mg.L⁻¹ na interface água-sedimento às 8h e 40,28 mg.L⁻¹ na sub-superfície às 8h. Na facultativa, esteve entre 13,06 mg.L⁻¹ na interface água-sedimento às 8h e 24,23 mg.L⁻¹ na sub-superfície às 14h. Em julho/05, a lagoa anaeróbia apresentou concentração entre 18,18 mg.L⁻¹ na interface água-sedimento às 2h e 42,13 mg.L⁻¹ na sub-superfície às 14h. Na lagoa facultativa estiveram entre 27,05 mg.L⁻¹ às 8h e 43,64 mg.L⁻¹ às 20h ambas na sub-superfície.

As concentrações de lipídeo (Figuras 50 e 51) foram baixas em todos os horários, atingindo um máximo às 8h no meio da coluna de água da lagoa anaeróbia (7,99 mg.L⁻¹). As concentrações foram maiores em outubro/04, variando entre 2,29 mg.L⁻¹ (M 20h) na lagoa facultativa e 6,57 mg.L⁻¹ (M 20h) na anaeróbia. Em janeiro, variaram entre 0,26 mg.L⁻¹ (F 14h) e 7,99 mg.L⁻¹ (M 8h) ambos na lagoa anaeróbia. Em julho/05, as concentrações foram menores variando entre 0,01 e 3,99 mg.L⁻¹ (F 14h) na lagoa facultativa. Na lagoa anaeróbia, sub-superfície, meio da coluna de água e interface água-sedimento às 2h, na lagoa facultativa, meio da coluna de água às 8h, sub-superfície, meio e interface água-sedimento às 2h, sub-superfície e interface água-sedimento às 8h do segundo dia, as concentrações estiveram abaixo do limite de detecção.

Figura 48 - Carboidrato (mg.L^{-1}) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.

Figura 49 - Carboidrato (mg.L^{-1}) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.

Figura 50 – Lipídeo (mg.L⁻¹) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.

Figura 51 - Lipídeo (mg.L⁻¹) nas diferentes profundidades e períodos de amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.

Nesta pesquisa, observou-se diminuição nas concentrações de proteína na interface água-sedimento das lagoas e aumento na concentração de nitrogênio amoniacal no mesmo local. O contrário foi observado na sub-superfície das lagoas, confirmando o fato da degradação de proteínas gerar compostos como amônia.

Observou-se que as concentrações de carboidratos foram maiores na sub-superfície das lagoas. Este fato se deve, provavelmente, à redução dos compostos de carbono a carboidratos na fotossíntese. Estes carboidratos são reduzidos a dióxido de carbono e água.

Visto que os principais constituintes da matéria orgânica são as macromoléculas de proteína, carboidrato e lipídeo, além de outros compostos como ácidos voláteis, aminoácidos, entre outros, as porcentagens destes componentes (Figuras 52 e 53) em relação a DQO foram analisadas. Alguns horários e estações apresentaram a soma das concentrações de proteína, carboidrato e lipídeo maiores que a DQO obtida. Provavelmente, as concentrações destas macromoléculas podem ter sido superestimadas por alguns dos métodos, o que resultou nesta soma maior. O princípio do método de determinação de proteína (Lowry) utilizado nesta pesquisa, segundo Miwa (2003), é a ligação de cobre II com peptídeos e proteínas. Apesar das baixas concentrações de proteínas obtidas na ETE Cajati, este fato pode contradizer uma parte da fração “outros”, que é composta de peptídeos, aminoácidos, entre outros.

As lagoas anaeróbia e facultativa apresentaram maiores concentrações de outros componentes (aminoácidos, ácidos voláteis, uréia, etc.) em janeiro quando as concentrações de nutrientes foram menores devido à diluição pela precipitação. A macromolécula proteína é o principal constituinte da matéria orgânica da ETE Cajati, a qual apresentou, em todos os horários e estações, maior porcentagem em relação à DQO, exceto em janeiro.

Segundo Raunkjaer, Hvitved-Jacobsen e Nielsen (1994), os principais *pools* orgânicos tem sido identificados como proteína, carboidrato, lipídeo e um grupo menor como ácidos voláteis, aminoácidos, etc. Caracterização a este nível é de grande importância para expandir o conhecimento sobre processos em estações de tratamento de água residuária e sistemas de esgoto.

A maior contribuição de proteína na lagoa anaeróbia (Figura 52) foi de 73,1% em julho no meio da coluna de água às 20h; de carboidrato foi 31,2% também em julho, na sub-superfície às 14h; de lipídeo foi 4,3% em janeiro na sub-superfície às 2h; e de outros componentes a contribuição foi de 81,5% em janeiro no meio da coluna de água às 8h.

Na lagoa facultativa (Figura 53), a maior contribuição de proteína foi 63,8% em janeiro no fundo da coluna de água às 2h; a de carboidrato foi 27,3% em outubro no fundo da lagoa às 20h; de lipídeo foi 3,6% na sub-superfície em janeiro às 8h do segundo dia de coleta; de outros foi 79,7% no fundo da lagoa em janeiro às 20h.

Figura 52 – Porcentagem (%) de proteína (P), carboidrato (C), lipídeo (L) e outros (O) em relação à DQO na lagoa anaeróbia na ETE Cajati
Espaços em branco: dados de P, C e L maiores que a DQO

As proporções relativas de lipídeos, proteínas e carboidratos são diferentes em cada tipo de tratamento e de água residuária e este fato pode afetar significativamente o tipo e a quantidade de compostos intermediários. Estes compostos podem apresentar inibição, toxicidade ou dificuldades de biodegradação nos processos anaeróbios (VIDAL et al., 2000).

As variáveis proteína, carboidrato e lipídeo são melhores degradadas na lagoa anaeróbia, onde ocorre degradação de compostos complexos a moléculas mais simples. Porém esta degradação ocorre tanto anaeróbia quanto aerobiamente. Para Perle, Kimchie e

Shelef (1995), os principais contribuídores para o carregamento orgânico dessas águas residuárias são estas variáveis.

Figura 53 - Porcentagem (%) de proteína (P), carboidrato (C), lipídeo (L) e outros (O) em relação à DQO na lagoa facultativa da ETE Cajati
Espaços em branco: dados de P, C e L maiores que a DQO

Segundo Mackie e Bryant (1990), proteínas são hidrolisadas a peptídeos e aminoácidos, os quais são subsequentemente desaminados, com produção de amônia, dióxido de carbono e ácidos graxos voláteis. Peptídeos, aminoácidos e amônia podem ser reaproveitados para a síntese de proteínas bacterianas. A amônia produzida pode ser tóxica para arqueias metanogênicas de acordo com Vidal et al. (2000). Somente concentrações

acima de 200 mg.L⁻¹ são tóxicas para estas bactérias. A forma tóxica é a não-ionizada e o pH é importante para determinar a especiação entre estas formas.

Segundo Pavlostathis e Giraldo-Gomez (1991), em condições anaeróbias, a hidrólise de proteínas é mais lenta que a de carboidratos. Na hidrólise de carboidratos ocorre formação de compostos intermediários como propionato, etanol e acetato. O acúmulo destes compostos, principalmente na forma dissociada, resulta na inibição de várias espécies microbianas com conseqüente diminuição na produção de metano (AGUILAR, CASAS E LIMA, 1995).

No caso de águas residuárias ricas em lipídeos (concentrações aproximadas de 2-3 gDQO.L⁻¹), o lodo pode sofrer flotação, apresentar características físicas diferentes e/ou baixa atividade biológica (PERLE et al., 1995). Alvés et al. (1997) observaram que a atividade metanogênica utilizando butirato como substrato foi permitida na presença de lipídeos. Por outro lado, segundo Sayed et al. (1988) e Rinzema, Alphenaar e Lettinga (1993), a adsorção de lipídeos na superfície do lodo anaeróbio pode limitar o transporte de substratos solúveis para a biomassa e conseqüentemente causa a diminuição na taxa de conversão dos substratos. Lipídeos remanescentes, que não foram adsorvidos no lodo granular, foram vagorosamente convertidos a gás metano (PETRUY e LETTINGA, 1997).

A biodegradação de lipídeos é mais difícil devido à sua baixa biodisponibilidade. Segundo Rinzema et al. (1988), compostos de ácidos graxos saturados ou insaturados, intermediários da degradação de lipídeos, são inibitórios para alguns microrganismos e, segundo Koster (1987), principalmente para as metanogênicas. Os ácidos graxos também diminuem a concentração de ATP (PERLE, KIMIE E SHELEF, 1995; HANAKI, MATSUO e NAGASE, 1981).

Vidal et al. (2000) observaram que, com concentração de 62,2mg.L⁻¹ de amônia livre, pode ter ocorrido inibição parcial da metanogênese. Quando a concentração de amônia aumenta, seu efeito tóxico sobre a metanogênese causa um acúmulo de ácidos graxos voláteis o qual diminui o pH e, conseqüentemente, reduz a concentração de amônia livre (ANGELIDAKI, ELLEGARD E AHRING, 1993).

Vidal et al. (op cit.) observaram duas curvas de produção de metano, a primeira correspondeu à degradação de compostos mais facilmente degradáveis como proteínas e carboidratos. A segunda correspondeu à degradação de lipídeos. Os autores afirmaram que a degradação completa depende das taxas de hidrólise de cada composto, que depende ainda da aclimação da biomassa. Também observaram uma fração recalcitrante da água residuária na etapa anaeróbia.

A maior facilidade de degradação dos carboidratos explica a importância das variáveis de carbono selecionadas na ACP (Tabelas 23 e 24). As principais transformações bioquímicas nas lagoas de estabilização consistem na oxidação aeróbia, fermentação

anaeróbia e redução fotossintética. Segundo Ricklefs (1996), as moléculas de carboidratos são rearranjadas no interior da célula permitindo a síntese de novos compostos essenciais ao metabolismo do ser fotossintetizante. As moléculas de glicose são degradadas a óleo e celulose e estas são combinadas com nitrogênio, fósforo, enxofre, magnésio e carboidratos simples, as quais produzem um conjunto de proteínas, ácidos nucléicos e pigmentos.

Nas ETEs, vários processos físicos, químicos e microbianos ocorrem sob diferentes condições redox. Por meio de mudanças nos pools específicos, incluindo ácidos voláteis durante o transporte, é possível descrever em qual fração algumas mudanças poderão ocorrer e prever variações na qualidade e quantidade da água residuária afluente da ETE ou efluente final nos corpos receptores (Raunkjaer et al., 1994). Segundo o autor, três pools foram calculados em unidades de DQO utilizando a conversão baseada na composição média assumida: 1,20 mgDQO/mg proteína ($C_4H_{12}O_7N_2$), 1,13 mgDQO/mg carboidrato ($C_{10}H_{18}O_9$) e 2,03 mgDQO/mg lipídeo ($C_8H_6O_2$). As frações variaram durante o dia e a noite entre as estações, mas as variações não revelaram padrões específicos. A fração de carboidrato apresentou relativa variabilidade devido a transformações influenciadas pelas diferenças no tempo de detenção hidráulico nos sistemas de tratamento, além de serem facilmente biodegradáveis.

De acordo com Henze (1982), os valores de proteína, carboidrato e lipídeo em porcentagem total de DQO foram 8, 12 e 10%, respectivamente. Tanaka, Ichikawa e Matsuo (1991) obtiveram 12, 6 e 19% e Narkis, Henefeed-Fourrier e Rebhum (1980) 27 e 9%, para proteína e carboidrato, respectivamente. Estas frações foram menores que as obtidas por Raunkjaer et al. (1994) provavelmente devido a variações na qualidade da água residuária, juntamente com o uso de diferentes métodos de determinação, manipulação e análise.

A fração “outros” de orgânicos não determinados foi 23% (RAUNKJAER et al., 1994), 46% (HENZE, 1982) e 49% (TANAKA ICHIKAWA e MATSUO, 1991), incluindo ácidos graxos e surfactantes. Estes compostos orgânicos não identificados podem ser ácidos graxos voláteis, álcoois, aminoácidos, detergentes, entre outros. Os ácidos graxos, em particular, são quantidades consideráveis da fração “outros”. Esta quantidade na entrada do sistema é dependente do tempo de residência e das condições redox do sistema (Raunkjaer et al., 1994).

A ANOVA para as variáveis proteína, carboidrato e lipídeo revelou que, na maioria dos horários e profundidades, não houve diferença estatística significativa entre eles (Tabela 25) nas diferentes amostragens ($p > 0,05$). Apenas em janeiro, as duas lagoas apresentaram diferenças estatísticas significativas entre os horários amostrados ($p = 0,010$ e $p = 0,024$, respectivamente).

Embora os fatores horários e profundidades não tenham sido significativos estatisticamente entre as lagoas ($p > 0,05$), a análise de agrupamento (cluster) revelou

algumas semelhanças entre estas variáveis em cada amostragem (Figuras 54 e 55). Na lagoa anaeróbia (Figura 54), em outubro observaram-se cinco grupos sendo que um deles foi composto pela sub-superfície às 8h (1S), outro pela sub-superfície às 2h (4S), outro com meio da coluna de água às 8h, outro com meio da coluna de água às 20h (3M) e fundo às 20h e 2h (3F e 4F). O outro grupo foi composto pelas demais estações.

Tabela 25 – Valores de Wilks' Lambda para as diferentes amostragens, horários e profundidades testando as variáveis proteína, carboidrato e lipídeo.

Amostragens	Lagoa anaeróbia		Lagoa facultativa	
	Horário	Profundidade	Horário	Profundidade
out/04	0,322	0,348	0,104	0,180
jan/05	0,010	0,517	0,024	0,675
abr/05	0,569	0,115	0,184	0,316
jul/05	0,079	0,276	0,092	0,368

Em janeiro, estas variáveis apresentaram-se semelhantes em toda coluna de água e em todos os horários. Formaram-se apenas dois grupos: um contendo sub-superfície, meio e fundo às 8h (1S, 1M e 1F) e às 14h (2S, 2M e 2F), e outro com as demais. Em abril, apenas o fundo da lagoa anaeróbia esteve diferente da sub-superfície e meio da coluna de água. Observaram-se cinco grupos, sendo que um deles selecionou sub-superfície às 20, 2 e 8h (3S, 4S e 5S) e meio às 14, 2 e 8h (2M, 4M e 5M). Outro grupo foi composto apenas pela sub-superfície às 14h e outro selecionou a sub-superfície às 8h. Outro grupo apresentou as estações meio às 8h e 2h (1M e 3M) e fundo às 2h (4F). O último grupo selecionou as estações de fundo às 8, 14, 2 e 8h (1F, 2F, 3F e 5F).

Em julho, a coluna de água apresentou-se praticamente sem diferenças em relação às variáveis proteína, carboidrato e lipídeo. Observaram-se a formação de três grupos: um com a sub-superfície às 14h (2S), outro com sub-superfície, meio e fundo às 2h (4S, 4M e 4F) e outro com as demais.

A lagoa facultativa, em outubro, apresentou cinco grupos sendo que um deles foi composto por meio da coluna de água às 8h (1S); outro conteve fundo às 8h (1F); outro com fundo às 20h e 2h (3F e 4F); outro com meio às 20h (3M) e outro com as demais estações. O período de janeiro, apresentou sub-superfície semelhante às 14, 2 e 8h (2S, 4S e 5S) formando um grupo juntamente com meio às 14h (2M). Outro grupo foi formado por fundo às 8h (1F) e outro por sub-superfície e meio ambos às 8h (1S e 1M). O último grupo foi composto pelas demais estações.

Figura 54 - Análise de agrupamento (cluster) com estações da lagoa anaeróbia nas diferentes amostragens na ETE Cajati
1: 8h; 2: 14h; 3: 20h; 4: 2h; 5: 8h; S: sub-superfície; M: meio; F: fundo

Figura 55 - Análise de agrupamento (cluster) com estações da lagoa facultativa nas diferentes amostragens na ETE Cajati
 1: 8h; 2: 14h; 3: 20h; 4: 2h; 5: 8h; S: sub-superfície; M: meio; F: fundo

Em abril, observaram-se apenas três grupos, sendo que um deles foi a sub-superfície às 14h; outro foi composto por sub-superfície às 20h (3S), meio às 8h (1S) e fundo às 14h

(2F). O outro grupo selecionou as demais estações. Julho foi o período em observaram-se apenas dois grupos, sem padrão de comportamento entre as profundidades. Um grupo selecionou sub-superfície às 8h e às 14h (1S e 2S), meio às 14h e 20h (2M e 3M) e fundo às 14h e 20h (2F e 3F). O outro grupo selecionou as demais estações.

Para as duas lagoas foram determinados coeficientes de regressão entre as variáveis físicas, químicas e biológicas com as biomoléculas proteína, carboidrato e lipídeo (Tabelas 26 a 33).

Tabela 26 – Coeficiente de regressão (r^2) entre as variáveis físicas e químicas com proteínas, carboidratos e lipídeos na sub-superfície (S), meio (M) e fundo (F) da lagoa anaeróbia na ETE Cajati em outubro/04

	S			M			F		
	Prot	Carb	Lip	Prot	Carb	Lip	Prot	Carb	Lip
Temp	-0,98	*	*	-0,82	-0,92	*	-0,84	*	0,81
pH	*	0,94	*	*	*	*	-0,94	*	0,94
Cond	*	*	*	*	*	*	0,99	*	-0,99
OD	*	*	0,92	0,71	*	-0,96	*	*	*
Ntot	*	0,83	*	*	*	*	*	0,97	*
Namon	*	-0,94	*	*	*	0,96	*	-0,81	*
NO ₃	*	0,77	*	0,83	0,83	*	*	0,75	*
NO ₂	*	0,86	*	*	*	*	*	-0,72	*
PO ₄	*	-0,76	*	-0,82	*	*	*	*	*
Ptot	*	0,84	*	*	*	*	*	*	*
DQO	0,92	*	*	*	*	-0,77	0,89	*	-0,85
SST	*	1,0	*	*	*	*	*	*	*
SSI	*	0,80	*	*	*	*	-0,77	*	0,72
SSO	*	0,83	*	*	*	0,72	0,94	*	-0,92
Dens	*	0,85	*	*	*	*	*	*	*
Clor	-0,78	*	*	*	*	*	*	0,71	*
Alc	*	-0,96	*	*	-0,83	*	-0,85	*	0,80
CO ₂ t	*	-0,97	*	*	-0,79	*	-0,82	*	0,77
CO ₂ L	*	-0,94	*	*	*	*	0,80	*	-0,81
HCO ₃	*	-0,98	*	*	-0,76	*	-0,80	*	0,75
CO ₃	*	0,91	*	*	*	*	-0,98	*	0,96
Cin	*	-0,97	*	*	-0,79	*	-0,82	*	0,77

* - coeficiente < 0,7

Tabela 27 – Coeficiente de regressão entre as variáveis físicas e químicas com proteínas, carboidratos e lipídeos na sub-superfície (S), meio (M) e fundo (F) da lagoa anaeróbia na ETE Cajati em janeiro/05

	S			M			F		
	Prot	Carb	Lip	Prot	Carb	Lip	Prot	Carb	Lip
Temp	0,84	*	*	-0,72	-0,91	0,74	*	-0,76	*
pH	*	*	*	*	*	0,97	*	*	0,89
Cond	*	0,95	*	*	-0,77	*	*	*	*
OD	0,97	*	*	0,73	*	*	*	*	*
Ntot	*	*	*	*	*	*	*	-0,82	*
Namon	*	0,76	*	*	*	*	*	*	*
NO ₃	*	*	*	*	0,93	*	*	0,93	*
NO ₂	*	*	*	0,72	*	*	*	0,78	*
PO ₄	*	-0,72	*	0,87	0,72	*	*	*	*
Ptot	*	*	*	*	*	*	*	-0,83	*
DQO	*	0,77	*	*	0,84	-0,73	*	0,85	-0,78
SST	*	*	*	*	*	*	*	0,81	*
SSI	*	*	*	*	0,98	*	*	0,82	*
SSO	*	*	*	-0,97	*	*	*	*	*
Dens	-0,94	*	*	*	*	*	*	0,70	0,79
Clor	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Alc	*	*	*	*	*	*	*	*	0,81
CO ₂ t	*	*	*	*	*	*	*	*	*
CO ₂ L	*	*	*	-0,74	*	0,94	*	*	*
HCO ₃	*	*	*	*	*	*	*	*	0,81
CO ₃	*	*	*	0,75	0,73	*	*	*	*
Cin	*	*	*	*	*	*	*	*	*

* - coeficiente<0,7

Tabela 28 – Coeficiente de regressão entre as variáveis físicas e químicas com proteínas, carboidratos e lipídeos na sub-superfície (S), meio (M) e fundo (F) da lagoa anaeróbia na ETE Cajati em abril/05

	S			M			F		
	Prot	Carb	Lip	Prot	Carb	Lip	Prot	Carb	Lip
Temp	*	*	-0,92	*	*	0,79	*	*	*
pH	*	*	-0,83	*	*	*	-0,91	*	*
Cond	-0,86	-0,83	*	*	*	*	0,77	*	*
OD	*	*	-0,75	*	*	*	*	*	*
Ntot	1,00	*	0,72	*	*	*	*	*	*
Namon	*	*	*	*	*	*	*	*	*
NO ₃	*	0,98	*	*	*	*	-0,71	-0,88	0,95
NO ₂	*	*	*	*	0,92	*	*	*	*
PO ₄	*	*	*	*	*	*	*	-0,87	0,83
Ptot	*	0,98	*	*	*	*	*	*	*
DQO	0,85	0,77	*	*	*	*	*	*	*
SST	0,81	0,91	*	*	*	*	*	*	*
SSI	0,94	*	0,93	*	*	*	*	*	*
SSO	0,74	0,96	*	*	*	*	*	*	*
Dens	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Clor	0,91	*	0,77	*	*	0,84	0,71	0,98	-0,85
Alc	0,79	*	0,79	-0,73	*	*	*	*	*
CO ₂ t	*	*	0,88	*	*	*	*	*	*
CO ₂ L	*	*	*	*	*	*	0,73	*	*
HCO ₃	*	*	0,96	-0,73	*	*	*	*	*
CO ₃	*	*	-0,80	*	*	*	-0,87	*	*
Cin	*	*	0,88	*	*	*	*	*	*

* - coeficiente<0,7

Tabela 29 – Coeficiente de regressão entre as variáveis físicas e químicas com proteínas, carboidratos e lipídeos na sub-superfície (S), meio (M) e fundo (F) da lagoa anaeróbia na ETE Cajati em julho/05

	S			M			F		
	Prot	Carb	Lip	Prot	Carb	Lip	Prot	Carb	Lip
Temp	0,70	*	*	*	*	*	*	*	-0,92
pH	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Cond	*	*	*	*	*	*	*	*	*
OD	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ntot	*	*	*	0,77	*	*	-0,73	*	*
Namon	*	*	*	-0,92	*	*	*	*	*
NO ₃	*	*	*	*	-0,85	-0,79	*	-0,78	*
NO ₂	*	*	*	*	*	*	*	0,87	0,77
PO ₄	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ptot	*	*	*	*	*	*	*	*	*
DQO	*	*	*	*	*	-0,92	*	-0,73	*
SST	*	*	*	*	0,93	*	*	0,78	*
SSI	*	*	*	*	0,79	*	-0,72	*	*
SSO	*	*	*	*	*	0,77	*	0,72	*
Dens	*	0,70	*	*	*	*	*	*	*
Clor	*	*	*	-0,83	*	-0,71	-1,00	*	*
Alc	*	*	*	*	*	*	*	*	*
CO ₂ t	*	*	*	-0,77	*	*	*	-0,75	-0,98
CO ₂ L	*	*	*	-0,78	-0,84	*	*	-0,90	*
HCO ₃	*	-0,80	*	-0,71	*	*	*	*	-0,84
CO ₃	*	0,91	0,72	0,70	0,88	*	*	0,74	*
Cin	*	*	*	-0,77	*	*	*	-0,75	-0,98

* - coeficiente<0,7

Tabela 30 – Coeficiente de regressão entre as variáveis físicas e químicas com proteínas, carboidratos e lipídeos na sub-superfície (S), meio (M) e fundo (F) da lagoa facultativa na ETE Cajati em outubro/04

	S			M			F		
	Prot	Carb	Lip	Prot	Carb	Lip	Prot	Carb	Lip
Temp	*	*	0,83	-0,91	*	*	-0,75	-0,98	*
pH	*	*	0,80	-0,75	*	*	-0,91	-0,97	*
Cond	*	*	-0,88	0,81	*	*	*	*	0,85
OD	*	*	0,93	*	*	*	*	*	*
Ntot	-0,93	*	*	*	0,97	*	*	*	-0,88
Namon	*	*	*	0,83	*	*	*	*	*
NO ₃	*	0,81	*	0,72	*	*	0,83	0,97	*
NO ₂	-0,79	*	0,94	*	0,89	*	0,90	0,87	*
PO ₄	*	0,71	*	*	*	0,98	*	*	0,93
Ptot	*	-0,85	*	0,87	*	*	*	*	*
DQO	0,96	*	-0,96	0,97	*	*	*	0,77	*
SST	*	*	*	0,78	*	*	*	*	-0,84
SSI	*	0,84	*	0,74	0,95	*	*	*	*
SSO	*	*	*	*	*	-0,90	*	*	-0,91
Dens	*	*	0,85	*	0,80	*	0,99	0,89	*
Clor	*	0,97	*	*	*	0,83	0,78	*	*
Alc	*	*	-0,73	*	*	-0,77	0,97	0,89	*
CO ₂ t	*	*	-0,76	*	*	-0,77	0,96	0,91	*
CO ₂ L	*	*	-0,76	0,85	0,97	*	0,88	0,94	*
HCO ₃	*	*	-0,77	*	*	-0,78	0,96	0,92	*
CO ₃	*	*	0,78	*	*	-0,73	*	-0,85	*
Cin	*	*	-0,76	*	*	-0,77	0,96	0,91	*

* - coeficiente<0,7

Tabela 31 – Coeficiente de regressão entre as variáveis físicas e químicas com proteínas, carboidratos e lipídeos na sub-superfície (S), meio (M) e fundo (F) da lagoa facultativa na ETE Cajati em janeiro/05

	S			M			F		
	Prot	Carb	Lip	Prot	Carb	Lip	Prot	Carb	Lip
Temp	0,84	*	*	*	*	*	*	*	*
pH	*	-0,86	*	*	*	*	*	*	*
Cond	*	*	*	*	*	*	*	*	*
OD	0,83	*	*	*	*	*	*	*	*
Ntot	-0,71		0,85	*	*	*	*	*	*
Namon	-0,78	*	*	*	*	*	*	*	*
NO ₃	*	*	-0,73	*	0,77	*	*	*	*
NO ₂	*		-0,85	*	*	*	*	*	*
PO ₄	-0,81	0,89	*	-0,91	0,94	*	*	*	*
Ptot	-0,74	0,99	*	-0,99	0,87	*	*	*	*
DQO	*	0,94	*	*	*	*	*	*	*
SST	*	0,96	*	*	0,88	*	*	*	0,88
SSI	-0,76	0,72	*	-0,76	0,94	*	*	*	-0,88
SSO	*	0,90	*	*	*	*	*	*	0,91
Dens	-0,96	*	*	-0,86	0,99	*	*	*	*
Clor	-0,94	0,80	*	-0,94	0,81	*	-0,83	-0,95	*
Alc	-0,99	0,73	*	-0,78	*	*	-0,72	*	*
CO ₂ t	-0,94	*	*	*	*	*	*	*	*
CO ₂ L	-0,89	0,84	*	*	*	*	*	*	*
HCO ₃	-0,89	*	*	-0,73	*	*	-0,71	*	*
CO ₃	0,78	*	*	*	*	0,79	*	*	*
Cin	-0,94	*	*	*	*	*	*	*	*

* - coeficiente<0,7

Tabela 32 – Coeficiente de regressão entre as variáveis físicas e químicas com proteínas, carboidratos e lipídeos na sub-superfície (S), meio (M) e fundo (F) da lagoa facultativa na ETE Cajati em abril/05

	S			M			F		
	Prot	Carb	Lip	Prot	Carb	Lip	Prot	Carb	Lip
Temp	0,88	0,96	-0,75	*	*	*	*	*	*
pH	0,82	0,88	-0,89	*	0,95	*	*	0,84	*
Cond	*	*	*	0,75	*	0,87	*	*	*
OD	0,73	0,86	-0,90	*	0,83	*	*	*	-0,97
Ntot			*	*	-0,70	*	*	*	0,97
Namon	-0,91	-0,86	0,82	*	-0,92	*	-0,81	-0,72	*
NO ₃	*	*	*	*	*	*	*	*	0,75
NO ₂	*		-0,75	*	*	*	*	0,85	*
PO ₄	*	*	*	*	*	*	0,74	*	*
Ptot	0,72	0,78	*	*	*	*	*	*	*
DQO	0,73	0,88	-0,97	-0,71	*	*	*	*	*
SST	*	0,83	*	*	0,99	*	*	*	*
SSI	*	*	*	0,72	*	*	*	*	*
SSO	*	0,78	*	*	0,94	*	*	*	*
Dens	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Clor	*	*	*	-0,84	*	*	*	*	*
Alc	-0,95	-0,82	*	-0,95	-0,79	*	*	*	*
CO ₂ t	-0,96	-0,97	0,79	-0,83	-0,97	*	*	*	*
CO ₂ L	*	*	0,82	*	-0,87	*	*	-0,86	*
HCO ₃	-0,95	-0,98	0,79	-0,75	-1,00	*	*	*	*
CO ₃	0,90	0,99	-0,78	*	0,94	*	*	0,90	*
Cin	-0,96	-0,97	0,79	-0,83	-0,97	*	*	*	*

* - coeficiente<0,7

Tabela 33 – Coeficiente de regressão entre as variáveis físicas e químicas com proteínas, carboidratos e lipídeos na sub-superfície (S), meio (M) e fundo (F) da lagoa facultativa na ETE Cajati em julho/05

	S			M			F		
	Prot	Carb	Lip	Prot	Carb	Lip	Prot	Carb	Lip
Temp	*	*	*	*	*	*	*	*	*
pH	*	*	*	*	*	0,76	-0,96	*	0,73
Cond	*	*	*	-0,95	0,85	0,94	-0,71	*	0,73
OD	*	*	*	*	*	0,79	*	*	*
Ntot	*	*	-0,88	*	*	*	*	-0,72	-0,74
Namon	*	*	*	-0,98	0,79	0,87	0,91	*	-0,75
NO ₃	*	*	*	*	*	*	*	*	*
NO ₂	*	*	*	*	*	*	0,80	*	-0,73
PO ₄	-0,70	-0,85	*	0,81	*	*	*	*	*
Ptot	*	*	0,76	*	*	0,92	*	*	*
DQO	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SST	*	*	*	*	*	*	0,76	-0,85	-0,93
SSI	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SSO	*	*	*	*	*	*	*	*	-0,78
Dens	*	*	*	-0,75	*	0,71	-0,81	*	0,73
Clor	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Alc	*	*	*	0,91	-0,71	-0,92	*	-0,95	-0,86
CO ₂ t	*	*	*	0,93	-0,86	-0,92	*	-0,99	-0,94
CO ₂ L	-0,71	-0,85	*	0,83	-0,79	-0,73	*	-0,89	-0,86
HCO ₃	*	-0,70	*	0,92	-0,87	-0,90	0,70	-0,99	-0,95
CO ₃	*	0,81	*	-0,89	0,87	0,87	-0,71	0,99	0,96
Cin	*	*	*	0,93	-0,86	-0,92	*	-0,99	-0,96

* - coeficiente<0,7

Segundo McInerney (1988), a degradação de proteínas é importante na ciclagem do nitrogênio e enxofre, tanto quanto na ciclagem do carbono na natureza. As proteínas são hidrolisadas a peptídeos e aminoácidos, os quais são rapidamente fermentados. Os maiores produtos da fermentação dos aminoácidos são ácidos graxos de cadeia curta e ramificada, amônia e dióxido de carbono. Uma quantidade substancial de amônia, derivada de processos proteolíticos, serve como principal fonte de nitrogênio para o crescimento microbiano. Na Tabela 18 desta pesquisa observou-se maiores concentrações de dióxido de carbono no fundo das lagoas, o que corrobora a degradação de proteínas neste local. Estas por sua vez, em alguns horários, foram menores no fundo das lagoas com conseqüente maiores concentrações de nitrogênio amoniacal, devido à amonificação.

Segundo Boëchat e Giani (2000), a disponibilidade de nutrientes, temperatura, intensidade luminosa e precipitação podem afetar a composição bioquímica do plâncton de diferentes formas. A soma de diferentes interações resulta nas mudanças sazonais. Boëchat (2000) encontrou maiores concentrações de carboidrato e lipídeo durante o período diurno e de proteína no noturno, o que não foi observado na ETE Cajati, onde não se obteve um padrão entre estas variáveis.

As relações de fósforo com as biomoléculas são devido a este ser um nutriente essencial para o metabolismo das algas e pode limitar seu crescimento. Sua deficiência nas células algais resulta na redução da síntese de compostos bioquímicos os quais deveriam estar associados ao crescimento celular. Boëchat (2000) observou relação inversa entre proteínas e os níveis de fósforo dissolvido. Segundo Kilham et al. (1997b), a síntese noturna de proteínas continuou mesmo tendo sido constatada uma deficiência de fósforo durante a noite, período em que as concentrações dos compostos nitrogenados permaneceram abundantes.

De acordo com Cuhel, Ortner e Lean (1984), o estoque de fósforo na forma de polifosfatos é um mecanismo comum em muitas espécies de algas e que a reciclagem intracelular de fósforo ocorre para a formação de ésteres de fosfato de elevada energia e a deficiência deste nutriente poderia não afetar a síntese protéica durante a noite.

Segundo Tate, Broshears e McKnight (1995), maior atividade das fosfatases, responsáveis pela remoção de ortofosfato de complexos orgânicos, durante o período diurno, pode indicar uma limitação de fósforo, possivelmente gerada por aumento na demanda desse nutriente durante as horas do dia ou, ainda, um maior metabolismo de fósforo durante períodos de máxima atividade fotossintética. Boëchat (2000) declarou que a correlação positiva detectada corroborou a idéia de que a limitação por fósforo pode afetar a síntese lipídica, mesmo em condições naturais. Além disso, menor concentração de fósforo na coluna de água durante o dia, aliado às maiores concentrações de lipídeo neste mesmo período, pode ser indicativo de maior incorporação do fósforo dissolvido nas moléculas deste componente bioquímico nestes horários.

Lipídeos e ácidos graxos podem ser oxidados quando as células requerem energia para processos de biossíntese, inclusive protéica, em condições de ausência de luz ou durante a divisão celular, conforme observado por Sicko-Goad e Andersen (1991) em estudos de metabolismo de lipídeos em diatomáceas.

Wainman e Lean (1992) e Wainman, Rick e Lean (1993) estudaram a síntese de lipídeos em grande número de lagos e concluíram que fatores físicos como luz, temperatura e comprimento do dia são responsáveis por esta síntese.

A disponibilidade de nitrogênio pode afetar a síntese e estocagem de compostos celulares como pigmentos, proteínas, carboidratos, ácidos nucléicos, aminoácidos e lipídeos (LOURENÇO et al., 1997). Segundo Foog, Nalewajko e Watt (1965), a estocagem de lipídeos pode ocorrer como resposta à redução de nitrogênio no ambiente e de acordo com Parrish e Wangersky (1990), a ausência de nitrogênio pode estimular a síntese de compostos não nitrogenados como carboidrato e lipídeo. A maior parte de nitrogênio celular é proteína, portanto, o consumo de nitrogênio do meio afeta a síntese de proteínas (SMITH, ROBERTSON E DU PREEZ, 1997).

Segundo Cuhel, Ortner e Lean (1984), o crescimento algal não cessa completamente no período noturno. Mesmo não havendo fotossíntese, a utilização das reservas de carbono (carboidratos) para a biossíntese protéica sustenta o ciclo celular, resultando em crescimento. Esta biossíntese protéica durante a noite é um fenômeno geral no fitoplâncton (MORRIS, GLOVER E YENTSCH, 1974). Cuhel, Ortner e Lean (op cit.) afirmaram que algumas espécies de algas dividem-se principalmente à noite, fato esse que sugere ser a síntese protéica um importante componente no metabolismo algal noturno. Durante a noite haveria uma maior mobilização de polímeros de carboidratos e metabólitos de baixo peso molecular para a formação de moléculas de proteínas, e ainda, os nutrientes poderiam agir como um importante componente regulador da síntese protéica neste período.

De acordo com alguns autores (ARTS e RAÍ, 1997; FALKOWSKI e RAVEN, 1997; KILHAM et al., 1997a, b), a limitação de nitrogênio tem sido associada à redução na síntese protéica e de outros compostos nitrogenados, podendo resultar em aumento nas concentrações de carboidratos e lipídeos. Arts, Robarts e Evans (1997) declararam que a deficiência de nitrogênio afetaria a oxidação do piruvato no ciclo de Krebs, o que prejudicaria a formação de compostos intermediários utilizados na biossíntese de aminoácidos e proteínas. A via de biossíntese sofreria um desvio em direção à síntese de lipídeos ou de carboidratos.

Miyasaki, Suyama e Uotani (1987) citaram ser a captação de carbono e nitrogênio inorgânicos fatores primariamente controladores do crescimento fitoplanctônico em ambientes naturais, sendo os dois processos dependentes das condições de luminosidade. Os autores constataram que a incorporação de carbono ocorreu principalmente no período diurno nas células algais, e que a incorporação de compostos nitrogenados, embora também ocorresse durante o dia, era cerca de até 50% menor. Isto significa que os esqueletos de carbono de compostos que contém nitrogênio, assim como parte da energia para a assimilação e incorporação do nitrogênio durante a noite, são fornecidos por carboidratos estocados durante o dia pelo processo de fotossíntese.

A correlação negativa entre carboidratos e nitrato e nitrito pode ser indício de que, sob limitação de nitrogênio, ocorre um aumento na biossíntese de carboidratos (compostos não-nitrogenados) durante o dia. No período noturno, estes nutrientes podem ser incorporados em compostos nitrogenados, como proteínas, amoniácidos e ácidos nucléicos (BOËCHAT, 2000).

Os resultados obtidos por Smith, Robertson e du Preez (1997) sugeriram que carboidratos apresentam uma resposta oposta à limitação de nitrogênio, àquela apresentada pelas proteínas. Roten, Roth-Bejerano e Arad (1986) declararam que quando o crescimento algal é limitado por deficiência de formas nitrogenadas, ocorre um aumento no fluxo de

fotossintatos em direção à síntese de polissacarídeos, mas em condições de não-limitação predominaria a síntese de proteínas e pigmentos.

De acordo com Boëchat (2000), o aumento de temperatura pode resultar no aumento da produção de lipídeo e proteína. Segundo Falkowski e Raven (1997), a estratificação térmica cria uma barreira à circulação de nutrientes solúveis e o fluxo vertical dos mesmos. Como a limitação de nutrientes tende a reduzir o número de centros de reação fotossintéticos nas células vegetais, essa situação pode afetar as taxas de produtividade primária e as taxas de biossíntese de compostos bioquímicos, de uma maneira geral. O oxigênio dissolvido também pode afetar a composição bioquímica. Com a diminuição do nível de oxigênio as células parecem reduzir seus compostos bioquímicos como o lipídeo e proteína.

A composição do fitoplâncton também tem influência nas biomoléculas. Mesmo em períodos de baixa densidade algal, lipídeos, proteínas e carboidratos podem apresentar altas concentrações. Boëchat (2000) declarou que algas podem estocar nutrientes na célula, mesmo quando estes se encontram em concentrações elevadas no ambiente, processo conhecido como “luxury consumption” (consumo em excesso). Este fato sugere uma estratégia adaptativa a uma possível limitação futura de nutrientes.

As amostras corridas nos géis de eletroforese estão representadas nas Figuras 56 e 57. Obtiveram-se dificuldades na observação de bandas de proteínas nas amostras de outubro/04 às 8h (Figura 56 (a) e (b)). As amostras de abril/05 apresentaram boa resolução no gel (Figura 57 (a), (b)). Podem-se observar as diferenças às 8h (Figura 57 (a)) e às 2h (Figura 57 (b)), além de diferenças na variação longitudinal do sistema.

A amostra E1 (afluente bruto) apresentou um rastro de proteínas, onde foi impossível identificar qualquer banda em abril/05. Algumas bandas observadas em E2 (lagoa anaeróbia) foram similares àsquelas observadas na lagoa facultativa (E5) e efluente final (E7). Outras estiveram presentes na lagoa anaeróbia e não nas outras estações. Na lagoa facultativa e efluente final também se observaram bandas maiores não presentes anteriormente (Figura 57(b)). Na Figura 57(a), às 8h em abril/05, as bandas não apresentaram boas resoluções. Porém às 2h (Figura 57 (b)), as bandas puderam ser melhor visualizadas. Em todos os períodos e horários observou-se número maior de bandas na lagoa facultativa e efluente final.

Figura 56 - Eletroforese em gel de poliacrilamida com dodecil sulfato de sódio (SDS-PAGE) em outubro/04 às 8h (a) e às 2h (b) na ETE Cajati – SP

Figura 57 - Eletroforese em gel de poliacrilamida com dodecil sulfato de sódio (SDS-PAGE) em abril/05 às 8h (a) e às 14h (b) na ETE Cajati – SP

Esperavam-se maiores concentrações de proteína e melhores resoluções no gel. Com estes resultados observa-se, na lagoa facultativa onde a carga orgânica é menor, a visualização das bandas também foi melhor. Provavelmente, há interferências da matéria orgânica no gel. Apesar de ter sido feita extração destas proteínas, eliminando-se teoricamente as interferências, esta não foi suficiente para visualização dos géis.

Por meio desta análise seria possível avaliar a estrutura da comunidade no sistema, como foi feito por Ehlers e Cloete (1999) que analisaram a estrutura da comunidade por meio da SDS-PAGE isolando o conteúdo de proteína total das amostras, o que excluiu a necessidade de cultura das bactérias. Os autores compararam diferentes sistemas que removem fósforo e por esta análise conseguiram observar estrutura da comunidade específica para cada sistema.

Segundo Huber et al. (1998), proteína, carboidrato e lipídeo servem para caracterizar a biomassa microbiana em um sistema de tratamento de esgoto. Porém, passos de extração, como lise, tamponamento, entre outros, devem ser avaliados e testados.

De acordo com a pesquisa de Huber et al. (op cit.), a eletroforese (2D-PAGE) revelou que as proteínas da biomassa são influenciadas pela composição do substrato e que a maior parte destas proteínas foram ácidas em sistema de lodos ativados. Declararam ainda que a biomassa tornou-se adaptada ao substrato e diferentes microrganismos foram selecionados. As proteínas de alto peso molecular foram formadas no reator, porém ficaram aderidas aos flocos.

Apesar de a ETE Cajati ter apresentado baixas concentrações de proteínas, observaram-se diferenças nestas proteínas presentes nas duas lagoas, o que poderia significar comunidades diferentes.

5.7. Dinâmica das variáveis biológicas em lagoas de estabilização

Nas Figuras 58 e 59 estão as concentrações de clorofila *a* nas duas lagoas da ETE Cajati nos diferentes horários amostrados. Na lagoa anaeróbia, em outubro/04, as concentrações de clorofila foram maiores na sub-superfície e na facultativa apresentaram comportamentos similares nas diferentes profundidades. O horário 8h apresentou maior variação nas concentrações de clorofila, $0,826$ a $2,32 \times 10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$, na sub-superfície (S) e meio da coluna de água (M), respectivamente, na lagoa anaeróbia. Às 20h observou-se variação de $1,00$ a $1,29 \times 10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$, no fundo das lagoas anaeróbia e facultativa.

Em janeiro/05, na lagoa anaeróbia, às 8h as concentrações de clorofila variaram entre $0,75 \times 10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$ (fundo) a $0,76 \times 10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$ (sub-superfície). Às 14h esta variação foi de $0,06 \times 10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$ (fundo) a $0,36 \times 10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$ (sub-superfície). Na lagoa facultativa, a concentração de clorofila variou entre $0,53 \times 10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $0,84 \times 10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$ às 8h, estações de fundo e sub-superfície, respectivamente. Às 2h, observou-se a maior variação: $0,37 \times 10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$ (sub-superfície) e $0,72 \times 10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$ (fundo).

Figura 58 - Clorofila ($10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$) nas diferentes profundidades e amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.

Figura 59 - Clorofila ($10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$) nas diferentes profundidades e amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.

Observou-se claramente a baixa concentração de clorofila na interface água-sedimento da lagoa anaeróbia. Na facultativa, as concentrações não apresentaram comportamento específico, variando entre os horários e mantendo-se com concentrações próximas nas diferentes profundidades.

Em abril/05, as concentrações de clorofila foram maiores na lagoa anaeróbia, principalmente na sub-superfície. As maiores concentrações de clorofila nesta lagoa coincidiram com os horários amostrados pela manhã (8h). Ainda nesta lagoa, as concentrações de clorofila estiveram entre $0,11 \cdot 10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$ (fundo, às 2h) e $4,07 \cdot 10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$ (sub-superfície, às 8h). Estas concentrações, na lagoa facultativa, estiveram entre $0,19 \cdot 10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$ (fundo, às 8h) e $1,08 \cdot 10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$ (meio, às 2h).

Em julho/05, na lagoa anaeróbia, as maiores concentrações foram obtidas às 2h. Já na facultativa, as maiores foram obtidas às 14h. A máxima concentração de clorofila na lagoa anaeróbia foi de $4,09 \cdot 10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$ na estação sub-superfície 2h e a mínima foi de $1,43 \cdot 10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$ também na sub-superfície, às 8h. Na lagoa facultativa, as concentrações de clorofila máxima e mínima foram $4,25 \cdot 10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $0,85 \cdot 10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$ ambas na sub-superfície às 8h, respectivamente, em dias consecutivos.

A densidade fitoplanctônica (Figuras 60 e 61) foi maior em outubro/04 e julho/05. Em outubro a densidade foi maior na interface água-sedimento da lagoa anaeróbia, $16,24 \times 10^6 \text{ cel. mL}^{-1}$ às 8h. Na sub-superfície no mesmo horário, a densidade foi de $8,91 \times 10^6 \text{ cel. mL}^{-1}$.

Na lagoa facultativa, a densidade foi maior que na anaeróbia sendo que na sub-superfície a densidade foi de $22,66 \times 10^6 \text{ cel. mL}^{-1}$ às 8h e na interface água-sedimento foi de $11,42 \times 10^6 \text{ cel. mL}^{-1}$. Em janeiro, devido a diluição pela elevada precipitação, a densidade foi menor na lagoa anaeróbia, sendo que a maior foi obtida na sub-superfície, $2,82 \times 10^6 \text{ cel. mL}^{-1}$ às 8h. Neste período, as densidades foram maiores na lagoa facultativa. A maior foi $13,08 \times 10^6 \text{ cel. mL}^{-1}$ às 8h no meio da coluna de água.

Abril foi o período com menores densidades em relação aos outros períodos amostrados. A maior densidade obtida na sub-superfície da lagoa anaeróbia às 20h foi $9,51 \times 10^6 \text{ cel. mL}^{-1}$. Porém, observou-se maior densidade às 20h na interface água-sedimento, $16,82 \times 10^6 \text{ cel. mL}^{-1}$. A lagoa facultativa apresentou densidades fitoplanctônicas similares à lagoa anaeróbia com máxima às 8h na sub-superfície, $5,65 \times 10^6 \text{ cel. mL}^{-1}$. Em julho, a maior densidade na sub-superfície foi $8,22 \times 10^6 \text{ cel. mL}^{-1}$ às 14h e a maior na interface água-sedimento foi $12,16 \times 10^6 \text{ cel. mL}^{-1}$ às 2h. Na lagoa facultativa, a maior densidade na sub-superfície foi $19,35 \times 10^6 \text{ cel. mL}^{-1}$ às 2h. No meio da coluna de água a maior densidade obtida foi de $22,11 \times 10^6 \text{ cel. mL}^{-1}$ às 14h e na interface água-sedimento a maior foi $19,51 \times 10^6 \text{ cel. mL}^{-1}$ às 20h.

Figura 60 - Densidade fitoplanctônica (10^6 cel.mL^{-1}) nas diferentes profundidades e amostragens na lagoa anaeróbia na ETE Cajati.

Figura 61 - Densidade fitoplanctônica (10^6 cel.mL^{-1}) nas diferentes profundidades e amostragens na lagoa facultativa na ETE Cajati.

Nas lagoas de estabilização de Cajati, a estrutura da comunidade fitoplanctônica não apresentou grande heterogeneidade espacial e variabilidade temporal como nos ambientes naturais. Para Gloyna (1973), a heterogeneidade espacial é determinada pelos gradientes de distribuição da matéria orgânica na lagoa. Segundo Mendonça (2000), chuvas intensas, como observado em janeiro em Cajati, podem resultar na diluição da água residuária nas lagoas, pois aumenta consideravelmente a vazão reduzindo o tempo de detenção hidráulico. Esta diluição pode representar perda de biomassa do sistema, fato este observado no período chuvoso apenas na lagoa anaeróbia de Cajati, em relação à biomassa fitoplanctônica.

A maior densidade algal é esperada nos primeiros 0,50 m da coluna de água das lagoas facultativas (von SPERLING, 1996). Na ETE Cajati, em outubro, abril e julho a densidade foi maior no fundo da lagoa anaeróbia e em janeiro, na facultativa. Em julho, na lagoa facultativa, a densidade fitoplanctônica foi homogênea em toda coluna de água. Falco (2005) também encontrou maior densidade no fundo da lagoa facultativa, o que tem forte influência na qualidade do efluente final.

O teste de significância (ANOVA) realizado com as variáveis bióticas revelou que os meses de coleta, lagoas, horários e profundidades analisados não foram estatisticamente diferentes na maioria dos casos analisados neste trabalho ($p > 0,05$). Porém, os testes realizados anteriormente com a densidade fitoplanctônica na eficiência do sistema (Tabela 14), indicaram diferença estatística significativa entre os meses. Por este precedente, optou-se por avaliar os dados de clorofila e densidade dos organismos fitoplanctônicos separadamente para cada amostragem. A ANOVA revelou que os horários amostrados apresentaram igualdade em relação às variáveis biológicas clorofila e densidade fitoplanctônica, com exceção do período de julho, no qual se observou diferença estatística entre os horários ($p = 0,046$).

Como a ACP não apresentou diferenças entre os pesos das duas variáveis aqui analisadas, optou-se somente pela análise de agrupamento (cluster) para verificar as semelhanças entre horários e estações de coleta (Figuras 62 e 63). Na lagoa anaeróbia (Figura 62), alguns agrupamentos foram observados, porém sem padrão de semelhanças em relação ao perfil vertical. Em outubro houve formação de dois grandes grupos: um com a sub-superfície às 20h e outro com as demais estações. Em janeiro, quatro grupos foram formados, sendo que um apresentou a sub-superfície às 8h do segundo dia; outro com a sub-superfície às 8h do primeiro dia; outro com fundo às 2h e 8h; outro com as estações restantes. Em abril, apenas as estações de fundo estiveram separadas das demais. Houve formação de cinco grupos: um com fundo às 8h; outro com fundo às 14h e 8h do segundo dia; outro com a sub-superfície às 20h; outro com fundo às 20h; e, o último, com as demais estações.

Figura 62 – Análise de agrupamento (cluster) das estações da lagoa anaeróbia na ETE Cajati.
1: 8h, 2: 14h; 3: 20h; 4: 2h; 5: 8h; S: sub-superfície; M: meio; F: fundo

Em julho /05, as estações de meio e sub-superfície às 2h ficaram agrupadas e separadas dos outros dois grupos formados: um contendo todas as estações de fundo além de meio às 8h e outro com as demais estações.

Na lagoa facultativa (Figura 63), quatro grupos foram formados no mês de outubro. Um deles com a sub-superfície às 8h dos dois dias e meio às 8h do segundo dia; outro com o fundo às 2h; outro com sub-superfície às 20h e 2h, meio às 8h e fundo às 8h do segundo dia; e outro com meio às 20h e 2h e fundo às 8h e 20h.

Em janeiro/05, cinco grupos foram formados, sendo que houve semelhanças apenas entre as estações de meio às 14, 20, 2 e 8h além de sub-superfície às 14h. Outro grupo foi formado por meio às 8h do primeiro dia e fundo às 8h do segundo dia; outro com fundo às 8h; outro com sub-superfície às 8h dos dois dias além de fundo às 2h; e outro com sub-superfície às 20h e 2h e fundo às 14h e 20h.

Três grupos foram observados em abril: um com fundo às 8h; outro com sub-superfície às 14h, sub-superfície, meio e fundo às 8h do segundo dia, e outro com as demais. Em julho observou-se seis grandes grupos. Um com a sub-superfície às 8h do segundo dia; outro com meio e fundo às 8h do segundo dia; outro grupo com meio e fundo às 2h; outro com a sub-superfície às 8h; outro com sub-superfície às 14h e 20h e fundo às 8h do primeiro dia, e, finalmente, outro com o restante das estações.

A abundância dos grupos e das principais espécies de organismos fitoplanctônicos pode ser observada nas Tabelas 34 a 37. Cianobactéria foi o grupo dominante na maioria das estações e horários e apresentou alternância com clorofíceas na lagoa anaeróbia. Na facultativa, observou-se predomínio de cianobactéria sem alternância com clorofíceas que esteve com baixas porcentagens em todas as estações. Apenas em julho, clorofíceas foram dominantes na lagoa anaeróbia em todos os horários. Em todas as amostragens e horários, o predomínio foi de cianobactéria no efluente final. Os demais grupos foram comuns, raros ou ausentes. Em alguns horários houve contribuição de Euglenofíceas, Criptofíceas e Crisofíceas, com máximo de 0,6% em outubro/04.

Figura 63 - Análise de agrupamento (cluster) das estações da lagoa facultativa na ETE Cajati.
1: 8h; 2: 14h; 3: 20h; 4: 2h; 5: 8h; S: sub-superfície; M: meio; F: fundo

Tabela 34 - Abundância relativa (%) dos grupos, gêneros e espécies de organismos fitoplanctônicos na ETE Cajati em outubro/04

8h	AFB	LAS	LAM	LAF	LFS	LFM	LFF	EFF
CHLOROPHYCEAE	25,0	49,6	57,2	27,4	2,9	4,4	6,1	12,0
<i>Chlorella kessleri</i>	72,4	92,7	96,6	86,5	89,5	100,0	39,5	47,1
<i>Golenkiniopsis</i> sp	*	*	*	*	*	*	42,1	*
CYANOPHYCEAE	75,0	49,9	42,8	72,6	97,0	95,6	93,5	88,0
<i>Synechocystis</i> sp	41,4	73,6	68,2	88,1	93,9	96,7	95,0	95,6
EUGLENOPHYCEAE	*	0,6	*	*	0,2	*	0,3	*
<i>Lepocinclis ovum</i>	*	100,0	*	*	*	*	50,0	*
sp 2	*	*	*	*	100,0	*	50,0	*
20h								
CHLOROPHYCEAE	22,0	60,6	24,2	50,5	3,8	7,7	10,8	7,1
<i>Chlorella kessleri</i>	95,5	96,5	98,0	100,0	92,9	90,5	90,6	75,0
CYANOPHYCEAE	78,0	39,4	75,8	49,5	96,2	92,3	88,8	92,4
<i>Pseudoanabaena</i> sp	56,4	*	*	*	*	*	*	*
<i>Synechocystis</i> sp	*	64,3	87,5	71,2	94,4	92,0	92,4	95,2
2h								
CHLOROPHYCEAE	57,7	33,3	14,8	23,9	4,2	12,3	7,9	3,5
<i>Chlorella kessleri</i>	77,8	98,8	96,2	81,4	90,9	52,5	66,7	90,9
CYANOPHYCEAE	42,3	66,7	85,2	76,1	95,8	87,4	92,1	96,5
<i>Synechocystis</i> sp	60,6	65,6	92,1	74,5	88,4	93,3	86,0	97,8
8h								
CHLOROPHYCEAE	1,9	51,6	58,8	40,9	4,4	9,8	**	5,0
<i>Chlorella kessleri</i>	60,0	98,5	96,3	93,8	100,0	51,1	**	91,3
CYANOPHYCEAE	98,1	48,4	40,6	59,1	95,6	90,0	**	94,8
<i>Synechocystis</i> sp	86,0	67,2	70,5	77,7	94,4	90,3	**	97,9
EUGLENOPHYCEAE	*	*	0,3	*	*	*	**	*
<i>Lepocinclis ovum</i>	*	*	100,0	*	*	*	**	*
CRYSOPHYCEAE	*	*	0,3	*	*	*	**	*
<i>Mallomonas</i> sp	*	*	100,0	*	*	*	**	*
CRYPTOPHYCEAE	*	*	*	*	*	0,2	**	0,2
sp 2	*	*	*	*	*	100,0	**	100,0

* - grupos ou espécies fitoplanctônicos não presentes; ** - amostra perdida;

AFB: aflente bruto; LAS: sub-superfície da lagoa anaeróbia; LAM: meio da coluna de água da lagoa anaeróbia; LAF: fundo da lagoa anaeróbia; LFS: sub-superfície da lagoa facultativa; LFM: meio da coluna de água da lagoa facultativa; LFF: fundo da lagoa facultativa; EFF: efluente final;

Em outubro, observaram-se menor número de espécies com duas Clorófitas, duas Cianobactérias, uma Euglenófitas, uma Crisófitas e uma Criptófitas. O maior número foi observado em abril com seis Clorófitas, duas Cianobactérias, quatro Euglenófitas e três Criptófitas. Uma lista com gêneros e espécies encontradas pode ser observada no apêndice III. No grupo das Clorófitas o predomínio foi de *Chlorella Kessleri* e no grupo Cianobactérias, *Synechocystis* sp.

Tabela 35 - Abundância relativa (%) dos grupos, gêneros e espécies de organismos fitoplanctônicos na ETE Cajati em janeiro/05

	Organismos	AFB	LAS	LAM	LAF	LFS	LFM	LFF	EFF
8h	CHLOROPHYCEAE	1,0	33,0	15,6	19,7	7,5	2,9	1,8	6,4
	<i>Chlorella kessleri</i>	66,7	67,8	40,0	66,7	92,5	72,7	100,0	71,6
	CYANOPHYCEAE	99,0	66,5	84,4	79,6	90,8	97,1	97,6	93,3
	<i>Synechocystis</i> sp	96,7	75,6	80,2	60,3	90,5	92,8	95,5	91,8
	EUGLENOPHYCEAE	*	0,6	*	0,7	1,3	*	0,2	0,3
	<i>Lepocinclis ovum</i>	*	100,0	*	100,0	100,0	*	*	*
	sp 2	*	*	*	*	*	*	100,0	66,7
	CRYPTOPHYCEAE	*	*	*	0,4	*	*	0,4	*
	<i>Cryptomonas</i> sp	*	*	*	100,0	*	*	*	*
	<i>Rhodomonas</i> sp (menor)	*	*	*	*	*	*	100,0	*
14h	CHLOROPHYCEAE	46,5	36,1	33,6	12,4	8,3	7,2	4,0	3,32
	<i>Chlorella kessleri</i>	100,0	97,9	46,9	57,1	51,9	*	46,7	*
	<i>Crucigeniella rectangulares</i>	*	*	*	*	*	53,6	*	*
	<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	*	*	*	*	*	*	*	46,1
	CYANOPHYCEAE	53,5	63,9	66,4	87,6	91,7	92,8	95,5	95,9
	<i>Synechocystis</i> sp	76,7	41,2	40,2	78,4	82,5	90,6	91,6	94,7
	<i>Pseudoanabaena</i> sp (reta)	*	44,7	44,3	*	*	*	*	*
	CRYPTOPHYCEAE	*	*	*	*	*	*	*	0,8
	sp 2	*	*	*	*	*	*	*	100,0
	CHLOROPHYCEAE	3,3	31,3	39,9	9,2	6,9	5,1	9,3	2,8
20h	<i>Chlorella kessleri</i>	83,3	80,8	100,0	84,2	60,0	25,0	40,6	*
	<i>Kirchneriella</i> sp	*	*	*	*	*	25,0	*	*
	<i>Schoederia</i> sp	*	*	*	*	*	25,0	*	*
	<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	*	*	*	*	*	*	*	53,8
	CYANOPHYCEAE	96,2	68,1	60,1	90,3	93,1	93,6	89,6	96,8
	<i>Synechocystis</i> sp	60,2	59,3	79,3	82,9	87,8	84,5	90,9	94,5
	EUGLENOPHYCEAE	0,5	0,6	*	0,5	0,4	0,4	0,3	0,4
	<i>Trachelomonas</i> sp	100,0	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Lepocinclis ovum</i>	*	100,0	*	100,0	*	*	100,0	100,0
	<i>Euglena</i> sp	*	*	*	*	*	100,0	*	*
	CRYPTOPHYCEAE	*	*	*	*	*	0,9	0,9	*
	sp 2	*	*	*	*	*	100,0	33,3	*
	<i>Cryptomonas</i> sp	*	*	*	*	*	*	33,3	*
	<i>Rhodomonas</i> sp	*	*	*	*	*	*	33,3	*
	CHLOROPHYCEAE	0,6	55,2	28,1	10,4	7,7	7,8	7,3	1,3
2h	<i>Chlorella kessleri</i>	100,0	96,7	78,7	67,9	*	*	*	57,1
	<i>Crucigeniella rectangulares</i>	*	*	*	*	50,0	50,0	52,4	*
	CYANOPHYCEAE	99,4	44,8	71,9	89,2	92,3	91,9	92,7	98,6
	<i>Synechocystis</i> sp	57,3	85,0	62,2	74,6	89,5	89,7	89,8	92,4
	EUGLENOPHYCEAE	*	*	*	0,4	*	*	*	0,2
	<i>Lepocinclis ovum</i>	*	*	*	100,0	*	*	*	100,0
	CRYPTOPHYCEAE	*	*	*	*	*	0,3	*	*
	<i>Rhodomonas</i> sp	*	*	*	*	*	100,0	*	*
	CHLOROPHYCEAE	0,6	55,2	28,1	10,4	7,7	7,8	7,3	1,3
	<i>Chlorella kessleri</i>	100,0	96,7	78,7	67,9	*	*	*	57,1

* - grupos ou espécies fitoplanctônicos não presentes

AFB: afluente bruto; LAS: sub-superfície da lagoa anaeróbia; LAM: meio da coluna de água da lagoa anaeróbia; LAF: fundo da lagoa anaeróbia; LFS: sub-superfície da lagoa facultativa; LFM: meio da coluna de água da lagoa facultativa; LFF: fundo da lagoa facultativa; EFF: efluente final;

Continuação Tabela 35 - Abundância relativa (%) dos grupos, gêneros e espécies de organismos fitoplanctônicos na ETE Cajati em janeiro/05

Organismos	AFB	LAS	LAM	LAF	LFS	LFM	LFF	EFF
CHLOROPHYCEAE	18,0	28,8	23,0	68,5	4,3	15,6	4,9	2,0
<i>Chlorella kessleri</i>	75,0	78,7	75,0	90,2	*	61,9	*	55,6
<i>Crucigeniella rectangulares</i>	*	*	*	*	54,5	*	61,1	*
CYANOPHYCEAE	82,0	71,2	76,3	31,5	95,7	83,6	94,9	97,2
<i>Synechocystis</i> sp	81,3	75,0	65,1	47,8	86,1	86,7	88,0	94,4
<i>Pseudoanabaena</i> sp (reta)	*	*	*	46,9	*	*	*	*
EUGLENOPHYCEAE	*	*	0,7	*	*	0,7	0,3	0,9
<i>Lepocinclis ovum</i>	*	*	100,0	*	*	100,0	100,0	100,0

* - grupos ou espécies fitoplanctônicos não presentes

AFB: afluente bruto; LAS: sub-superfície da lagoa anaeróbia; LAM: meio da coluna de água da lagoa anaeróbia; LAF: fundo da lagoa anaeróbia; LFS: sub-superfície da lagoa facultativa; LFM: meio da coluna de água da lagoa facultativa; LFF: fundo da lagoa facultativa; EFF: efluente final;

Tabela 36 - Abundância relativa (%) dos grupos, gêneros e espécies de organismos fitoplanctônicos na ETE Cajati em abril/05

8h	AFB	LAS	LAM	LAF	LFS	LFM	LFF	EFF
CHLOROPHYCEAE	6,8	10,8	20,1	13,7	7,5	1,2	8,5	2,4
<i>Chlorella kessleri</i>	53,8	72,5	29,5	*	86,4	*	68,2	63,6
<i>Crucigeniella rectangulares</i>	*	*	31,8	*	*	*	*	*
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	*	*	*	50,0	*	*	*	*
<i>Golenkiniopsis</i> sp	*	*	*	*	*	60,0	*	*
CYANOPHYCEAE	93,2	89,2	79,4	86,3	92,5	97,0	90,3	97,6
<i>Synechocystis</i> sp	93,2	71,2	78,1	72,3	94,1	89,4	91,5	95,1
EUGLENOPHYCEAE	*	*	0,5	*	*	1,9	0,4	*
<i>Lepocinclis ovum</i>	*	*	100,0	*	*	*	100,0	*
sp 2	*	*	*	*	*	75,0	*	*
CRYPTOPHYCEAE	*	*	*	*	*	*	0,8	*
<i>Rhodomonas</i> sp (menor)	*	*	*	*	*	*	100,0	*
14h	AFB	LAS	LAM	LAF	LFS	LFM	LFF	EFF
CHLOROPHYCEAE	24,0	13,9	7,0	*	3,6	12,2	2,1	2,6
<i>Chlorella kessleri</i>	98,1	32,4	58,8	*	70,6	83,3	33,3	85,7
<i>Crucigeniella rectangulares</i>	*	29,4	*	*	*	*	*	*
<i>Kirchneriella</i> sp	*	*	*	*	*	*	33,3	*
CYANOPHYCEAE	76,0	86,1	92,6	*	96,4	87,8	97,9	95,3
<i>Synechocystis</i> sp	90,5	84,8	75,6	*	92,3	74,6	87,0	92,5
EUGLENOPHYCEAE	*	*	0,4	*	*	*	*	2,6
<i>Euglena</i> sp	*	*	100,0	*	*	*	*	*
sp 2	*	*	*	*	*	*	*	100,0
CRYPTOPHYCEAE	*	*	*	*	*	*	*	0,3
<i>Cryptomonas</i> sp	*	*	*	*	*	*	*	100,0

* - grupos ou espécies fitoplanctônicos não presentes

AFB: afluente bruto; LAS: sub-superfície da lagoa anaeróbia; LAM: meio da coluna de água da lagoa anaeróbia; LAF: fundo da lagoa anaeróbia; LFS: sub-superfície da lagoa facultativa; LFM: meio da coluna de água da lagoa facultativa; LFF: fundo da lagoa facultativa; EFF: efluente final;

Continuação Tabela 36 - Abundância relativa (%) dos grupos, gêneros e espécies de organismos fitoplanctônicos na ETE Cajati em abril/05

20h	AFB	LAS	LAM	LAF	LFS	LFM	LFF	EFF
CHLOROPHYCEAE	2,3	8,1	10,1	3,1	*	6,7	7,1	6,5
<i>Chlorella kessleri</i>	75,0	*	39,4	60,0	*	56,3	52,9	45,5
<i>Ankyra</i> sp	*	28,6	*	*	*	*	*	*
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	*	28,6	*	*	*	*	*	*
<i>Kirchneriella</i> sp	*	*	36,4	*	*	*	*	*
CYANOPHYCEAE	97,7	91,9	89,6	96,9	100,0	92,9	91,3	92,4
<i>Synechocystis</i> sp	85,6	91,1	71,6	55,5	70,5	97,3	91,3	92,4
<i>Pseudoanabaena</i> sp (reta)	*	*	*	43,4	*	*	*	*
CRYPTOPHYCEA	*	*	0,3	*	*	0,4	1,3	0,6
<i>Cryptomonas</i> sp	*	*	100,0	*	*	*	*	100,0
<i>Rhodomonas</i> sp	*	*	*	*	*	100,0	100,0	*
EUGLENOPHYCEAE	*	*	*	*	*	*	0,4	0,6
<i>Euglena</i> sp	*	*	*	*	*	*	100,0	*
<i>Lepocinclis ovum</i>	*	*	*	*	*	*	*	100,0
2h								
CHLOROPHYCEAE	11,7	0,9	14,1	3,2	1,4	3,2	7,2	3,0
<i>Chlorella kessleri</i>	77,8	*	50,0	75,0	100,0	*	*	85,7
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	*	100,0	*	*	*	30,0	58,3	*
<i>Kirchneriella</i> sp	*	*	*	*	*	40,0	*	*
CYANOPHYCEAE	87,9	99,1	84,5	96,8	97,9	96,8	92,8	97,0
<i>Synechocystis</i> sp	89,2	79,9	85,3	83,5	90,6	89,6	86,5	93,0
EUGLENOPHYCEAE	0,4	*	1,4	*	*	*	*	*
<i>Trachelomonas</i> sp	100,0	*	*	*	*	*	*	*
<i>Lepocinclis ovum</i>	*	*	100,0	*	*	*	*	*
CRYPTOPHYCEAE	*	*	*	*	0,7	*	*	*
<i>Rhodomonas</i> sp (menor)	*	*	*	*	100,0	*	*	*
8h								
CHLOROPHYCEAE	62,0	3,5	5,3	4,4	1,5	9,7	6,5	8,9
<i>Chlorella kessleri</i>	92,8	88,9	*	*	100,0	42,9	*	*
<i>Crucigeniella rectangulares</i>	*	*	41,2	*	*	*	36,7	50,0
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	*	*	*	50,0	*	*	*	*
<i>Kirchneriella</i> sp	*	*	*	50,0	*	33,3	33,3	*
CYANOPHYCEAE	38,0	96,5	94,7	92,0	98,5	89,9	93,1	91,1
<i>Synechocystis</i> sp	52,9	80,5	85,8	85,5	94,7	88,2	89,6	83,2
CRYPTOPHYCEAE	*	*	*	*	*	0,5	0,4	*
sp 2	*	*	*	*	*	100,0	100,0	*

* - grupos ou espécies fitoplanctônicos não presentes

AFB: afluyente bruto; LAS: sub-superfície da lagoa anaeróbia; LAM: meio da coluna de água da lagoa anaeróbia; LAF: fundo da lagoa anaeróbia; LFS: sub-superfície da lagoa facultativa; LFM: meio da coluna de água da lagoa facultativa; LFF: fundo da lagoa facultativa; EFF: efluente final;

Tabela 37 - Abundância relativa (%) dos grupos, gêneros e espécies de organismos fitoplanctônicos na ETE Cajati em julho/05

8h	LAS	LAM	LAF	LFS	LFM	LFF	EFF
CHLOROPHYCEAE	85,7	43,5	74,6	8,8	5,5	7,2	23,1
<i>Chlorella kessleri</i>	100,0	90,8	97,7	60,9	73,3	73,3	*
<i>Crucigeniella rectangulares</i>	*	*	*	*	*	*	63,9
CYANOPHYCEAE	13,2	56,5	25,4	91,2	94,5	92,8	76,9
<i>Synechocystis</i> sp	33,3	83,3	73,3	84,5	80,9	84,5	82,5
<i>Pseudoanabaena</i> sp	33,3	*	*	*	*	*	*
EUGLENOPHYCEAE	1,1	*	*	*	*	*	*
<i>Lepocinclis ovum</i>	100,0	*	*	*	*	*	*
14h							
CHLOROPHYCEAE	35,3	72,9	36,3	11,0	13,5	20,8	22,6
<i>Chlorella kessleri</i>	82,1	97,1	92,5	48,3	*	*	*
<i>Crucigeniella rectangulares</i>	*	*	*	*	68,5	50,0	74,3
CYANOPHYCEAE	64,7	21,7	63,7	89,0	86,5	79,2	77,4
<i>Synechocystis</i> sp	85,1	79,5	87,2	80,9	87,9	86,5	84,3
20h							
CHLOROPHYCEAE	62,6	55,9	32,5	18,1	4,4	17,3	23,0
<i>Chlorella kessleri</i>	98,8	100,0	96,1	*	44,4	*	*
<i>Crucigeniella rectangulares</i>	*	*	*	56,8	*	55,7	44,9
<i>Kirchneriella</i> sp	*	*	*	*	44,4	*	*
CYANOPHYCEAE	36,6	44,1	67,5	81,9	95,6	82,7	77,0
<i>Synechocystis</i> sp	81,3	76,9	85,5	81,4	73,3	83,2	79,9
EUGLENOPHYCEAE	0,8	*	*	*	*	*	*
<i>Euglena</i> sp	100,0	*	*	*	*	*	*
2h							
CHLOROPHYCEAE	60,5	62,6	57,7	13,4	13,4	6,7	30,7
<i>Chlorella kessleri</i>	95,2	94,5	90,6	*	*	44,4	*
<i>Crucigeniella rectangulares</i>	*	*	*	68,1	*	*	71,9
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	*	*	*	*	58,1	*	*
CYANOPHYCEAE	39,5	37,4	42,3	86,6	86,6	93,3	69,3
<i>Synechocystis</i> sp	75,3	78,9	79,6	85,1	73,1	74,7	77,4
8h							
CHLOROPHYCEAE	91,6	87,8	57,9	18,1	10,9	11,8	27,2
<i>Chlorella kessleri</i>	99,4	96,1	96,9	*	38,1	*	*
<i>Crucigeniella rectangulares</i>	*	*	*	70,0	*	*	59,7
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	*	*	*	*	*	30,8	*
CYANOPHYCEAE	8,4	12,2	42,1	81,9	89,1	88,2	72,8
<i>Synechocystis</i> sp	54,5	75,0	85,3	86,2	70,8	64,6	83,5

* - grupos ou espécies fitoplanctônicos não presentes;

LAS: sub-superfície da lagoa anaeróbia; LAM: meio da coluna de água da lagoa anaeróbia; LAF: fundo da lagoa anaeróbia; LFS: sub-superfície da lagoa facultativa; LFM: meio da coluna de água da lagoa facultativa; LFF: fundo da lagoa facultativa; EFF: efluente final;

Os organismos geralmente encontrados nestes sistemas de tratamento são: Euglenofíceas (*Lepocinclis ovum*, *Euglena* sp, *Trachelomonas*), Cianobactéria (*Oscillatoria*, *Spirulina*, *Anabaena*, *Microcystis*, *Synechococcus*, *Synechocystis*), Clorofíceas (*Chlamydomonas*, *Chlorella*, *Micractinium*, *Scenedesmus*, *Crucigenia*) (BRANCO, 1975; SILVA E MARA, 1979; KÖNIG, 1984; PEARSON, 1996; KELLNER E PIRES, 1998).

De acordo com König (1984), algumas espécies de Euglenofíceas são capazes de sobreviver e crescer em total escuridão, alimentando-se de compostos orgânicos. Segundo Palmer (1969), Euglenofíceas são resistentes a contaminação e de acordo com Munavar (1970), estão relacionadas com altas concentrações de matéria orgânica. Utiliza somente nitrogênio amoniacal como fonte de nitrogênio e, portanto é mais dependente da existência de nitrogênio que de matéria orgânica (PROVASOLI, 1958; PROVASOLI e PINTER, 1960).

Na ETE Cajati, este grupo esteve presente em alguns horários e amostragens. No fundo da lagoa anaeróbia, esteve presente às 8, 20 e 2h apenas em janeiro. Na lagoa facultativa, esteve presente no fundo, em outubro às 8h, em janeiro às 8, 20 e 8h e em abril às 8h e 20h. Em alguns momentos, esteve presente no meio da coluna de água da lagoa anaeróbia nos períodos 8h (outubro) e 8 e 14h (abril). Este grupo esteve presente sempre com predomínio de *Lepocinclis ovum* e não ultrapassou a porcentagem de 2,6 em abril no efluente final às 14h.

Reynolds (1998) relacionou alguns gêneros fitoplanctônicos com o grau de trofia do ambiente, onde em ambientes hipereutróficos encontram-se *Euglena* sp, *Phacus* sp e *Lepocinclis* sp. Na estação de tratamento de esgoto estudada, ambiente teoricamente hipereutrófico, a presença destes organismos foi pequena. Este fato confirma que a estação de tratamento recebe esgoto diluído.

Ainda de acordo com König (op cit.), o gênero *Chlorella* (Clorofíceas) que esteve presente na ETE Cajati, tem a vantagem de sobreviver em lagoas de estabilização, onde a zona eufótica é pequena, já que assimilam carbono orgânico no escuro. Na ETE Cajati esta espécie foi constante nos períodos analisados. Foram ao todo sete espécies deste grupo encontradas, sendo que *Chlorella kessleri* foi dominante no grupo. Esta espécie, na lagoa anaeróbia, migrou para a camada inferior no período noturno, visto que assimilam carbono orgânico no escuro.

De acordo com Reynolds (1984), Harris (1986), Canovas et al. (1996), Calijuri (1999), entre outros autores, a qualidade da água influencia os ciclos nictemerais e sazonais que ocasionam alterações na composição de espécies e abundância relativa das populações fitoplanctônicas. Esta qualidade da água está relacionada às concentrações de nutrientes e instabilidade física da coluna de água. Segundo Giani e Leonardo (1988), a distribuição vertical do fitoplâncton sofre alterações ao longo do dia (ciclo nictemeral) e ao longo do ano (variação sazonal) e estas estão associadas a padrões de circulação da massa de água, intensidade luminosa, disponibilidade de nutrientes e efeitos de predação.

Granado (2004), em avaliação da comunidade fitoplanctônica em lagoas de estabilização de Novo Horizonte (SP), encontrou organismos dos grupos Clorofíceas, Cianobactéria, Euglenofíceas e Bacilariofíceas, com predomínio de Clorofíceas, com contribuições superiores a 65%, em todas as coletas. A espécie que se destacou foi

Chlorella vulgaris. O ambiente foi caracterizado homogêneo com populações de algas sem distribuição vertical definida.

Araújo et al. (2000) também encontraram diferentes espécies fitoplanctônicas, como *Euglena viridis* e *Lepocinclis ovum* quando a coluna de água esteve homogênea; e espécies como *Oocystis solitaria*, *Coelastrum microporum* e *Chlorococcum infusionum* no período de estratificação. Na ETE Cajati a baixa presença de Euglenoficea não esteve relacionada com a estrutura térmica da coluna de água, conforme observado por Araújo et al. (op cit.).

Fiorini (2004) avaliou as mudanças temporais da comunidade fitoplanctônica na ETE Cajati, durante a fase de implantação, enchimento e início de operação até que esta se estabilizasse como ambiente lântico e posteriormente hipereutrofizado. A mudança das espécies se explica em termos de maior eficiência ou adaptação de cada grupo relacionada a estratégias de sobrevivência, sob uma dada série de condições ambientais.

Nas diferentes fases de implantação do sistema, se destacaram: *Chlorella* sp, *Microcystis* sp. e *Chlamydomonas* sp. Fiorini (op cit.) observou diminuição na densidade e aumento na abundância de fitoflagelados quando a ETE esteve desativada (março/2003), provavelmente devido à concentração de matéria orgânica biodegradável que ficou acumulada no sistema (baixa velocidade de escoamento e vazão). Estes organismos têm preferência por ambientes hipereutrofizados, rasos e com alto tempo de detenção. Na fase de enchimento (junho-julho) destacaram-se *Chlorella vulgaris*, *Monoraphidium irregulare* e *Scchoroderia robusta*. Em setembro destacaram-se *Microcystis aeruginosa*, *Chlamydomonas* sp e *Chlorella vulgaris*.

Lovo (1997) estudando a ETE de Viçosa observou que clorofíceas foi o grupo mais abundante. De acordo com Souza (1994), a baixa DBO favorece a predominância de clorofíceas. König, Ceballos e Souza (1994) declararam que a presença de algas verdes, com domínio de flagelados, está associada além de baixa DBO, às baixas concentrações de fósforo.

Chlorella é classificada como organismo de crescimento rápido, altamente produtivo e capaz de dominar rapidamente sistema com disponibilidade de nutrientes e luz favorável, especialmente a superfície de ambientes com estratificação recente, além de ocorrerem em períodos de turbulência. São classificados como C-estrategistas (REYNOLDS, 1997). Este gênero é considerado de crescimento oportunista em ambientes eutróficos, pois são capazes de se tornarem dominantes em qualquer época do ano. Seu pequeno tamanho e mecanismos eficientes de assimilação de nutrientes permitem a utilização dos mesmos e de substâncias liberadas pelas células senescentes dos organismos maiores (HAPPEY-WOOD, 1988).

Hutchinson (1967) declarou que, em ambientes tropicais, a comunidade fitoplanctônica está menos sujeita às mudanças sazonais se comparadas aos ambientes

temperados e de altas latitudes. Nesta ETE, não foi observada mudança nictemeral nem sazonal, corroborando esta afirmação.

Chlamydomonas spp é uma espécie que requer maior disponibilidade de nutrientes. Encontra-se na transição entre colonizadoras e tolerantes à perturbação e ao estresse (OLRIK, 1994). Segundo Mendonça (2000), este é um organismo flutuante em lagoas pouco profundas além de ser capaz de crescer na presença de altas cargas orgânicas e de sobreviver, muitas vezes, em condições anaeróbias. Fiorini (op cit.) declarou que foi verificada baixa eficiência do sistema em março evidenciado pelas baixas concentrações de oxigênio dissolvido, DBO e dióxido de carbono além da presença de *Chlamydomonas*.

Bento (2005) encontrou, em lagoas de estabilização, espécies como *Euglena* sp, *Phacus* sp, *Leptocinclis* sp e *Chlamydomonas* sp. A autora declarou que estas espécies móveis, de rápido crescimento e heterotróficas facultativas, indicam que nas lagoas prevalecem condições instáveis, altas concentrações de macronutrientes e elevada turbidez. Este fato corrobora o resultado obtido na ETE Cajati, contrário a este, com quantidade baixa destas espécies e baixas concentrações de nutrientes.

Algumas cianobactérias (S-estrategistas) estocam fosfato e são eficientes em regular suas densidades, pois tem habilidade para flutuação além de requererem altas temperaturas e de dificilmente sofrerem ação dos herbívoros. Segundo Sommer et al. (1993), *Microcystis aeruginosa* são típicas de fase sucessional em equilíbrio, com características das fases finais de uma sucessão. O sucesso de cianobactérias em ambientes hipereutróficos deve-se, entre outros fatores, à baixa necessidade de luz, à temperatura ótima mais elevada, ao acúmulo de fósforo no sedimento e posterior migração para a superfície e a presença de aerótopos (DOKULIL e TEUBNER, 2000).

Alguns autores (ENGELS et al, 1997; TAKAHASHI et al, 1996; SERGEYENKO e LOS, 2000) relataram a secreção de polipeptídeos por cianobactérias. Algumas destas proteínas liberadas apresentam importância farmacológica e medicinal (TAKAHASHI et al, 1996; DEY et al., 2000). A cianobactéria *Synechocystis* sp, encontrada como dominante na ETE Cajati em vários horários e amostragens, foi utilizada como modelo para estudar o processo de fotossíntese, respostas a *stress* e caminhos de sinais de transdução por vários autores (GLATZ et al., 1999; MIZUNO, KANEKO e TABATA, 1996; SUZUKI et al., 2000). SERGEYENKO e LOS (2000) determinaram a sequência de aminoácidos de sete proteínas encontradas no meio de cultura de *Synechocystis* sp e as identificaram. O mecanismo de liberação das proteínas por *Synechocystis* ainda é desconhecido.

Algas e bactérias são os principais componentes biológicos em lagoas de estabilização. A interação entre esta população parece ter importante efeito ecológico. Interações benéficas (LANGE, 1973; COLE, 1982) ou antagônicas (DOR e SVI, 1980;

FORLANI, TOSTI E VOLTERRA, 1989) que podem ocorrer entre estas duas populações, podem ter papel chave na eficiência de purificação da água residuária (OSWALD, 1988).

Oufdou et al. (2000) avaliaram as interações entre *Synechocystis* sp e *Pseudoanabaena* sp com bactérias heterotróficas e os efeitos destas cianobactérias na sobrevivência e comportamento de bactérias patogênicas em lagoas de estabilização localizadas no Marrocos. Nos períodos mais quentes os autores observaram altas densidades de bactérias heterotróficas, baixas densidades de organismos termotolerantes e florescimento de duas cianobactérias: *Synechocystis* sp e *Pseudoanabaena* sp, considerada pelos autores como planctônicas e bênticas, respectivamente. Os autores declararam que o aumento no crescimento bacteriano poderia ser atribuído à assimilação de matéria orgânica produzida por cianobactérias. Produtos fitoplanctônicos podem ser utilizados por bactérias e são referentes a 30-90% da assimilação de carbono bacteriana.

Várias interações entre algas e bactérias ocorrem nos sistemas aquáticos, porém, um dos maiores processos é a produção de carbono orgânico por algas, adequados à assimilação bacteriana (COLE et al., 1982).

De acordo com Oufdou et al. (2000), compostos liberados por cianobactérias são importantes substratos para crescimento bacteriano e estimulação da degradação de matéria orgânica em lagoas de estabilização. Os mesmos autores declararam que o pH alcalino causado pelo crescimento algal pode ter sido, em parte, responsável pela diminuição na densidade bacteriana.

Algumas substâncias antibacterianas podem ser produzidas por *Synechocystis* sp, durante a fase estacionária de crescimento (OUFDOU et al., 1998). A competição por nutrientes também não pode ser excluída. O papel de bactérias heterotróficas pode ser a possível reciclagem de produtos extracelulares das algas e produção de dióxido de carbono o que é benéfico às algas. Oufdou et al. (2000) declararam também que o efeito sinérgico de bactérias heterotróficas com *Synechocystis* sp e *Pseudoanabaena* sp ocorreram nas lagoas de estabilização do Marrocos e deveria ser considerado como importante fator biótico o qual resulta em florações de cianobactérias nestes sistemas. Segundo os autores, estas interações têm maior importância que as flutuações na composição química da água. Os autores ainda declararam que estas cianobactérias têm forte efeito inibitório sobre *E. coli* e *Salmonella*.

Mayo e Noike (1996) avaliaram os efeitos da temperatura e pH no crescimento de bactérias heterotróficas em lagoas de estabilização em clima tropical e subtropical, além de investigar a competição por substrato entre algas e bactérias. Concluíram que o metabolismo da glicose diminuiu significativamente a valores de pH acima de 9. Isto sugere que talvez *Chlorella* foi mais responsável pelo metabolismo da glicose que bactérias heterotróficas, conforme declarado por Abeliovich e Weisman (1978); Mayo (1995) e Mayo e

Noike (1994). Abeliovich e Weisman (op cit.) declararam que bactérias heterotróficas podem ter papel pequeno na degradação de matéria orgânica em lagoas de oxidação. Mayo e Noike (1994), Wright e Hobbie (1965) encontraram constantes de saturação baixas para bactérias, o que sugere seu menor papel na assimilação de glicose. Mayo e Noike (1996) declararam que há evidências de que bactérias heterotróficas crescem menos vigorosamente na presença de células de *Chlorella* que em sua ausência. A explicação para esta inibição no crescimento das bactérias pode ser devido à competição pelo substrato ou liberação de substâncias tóxicas pelas algas. *Chlorella vulgaris* liberam ácidos graxos de cadeia longa tóxicos sob condições de *stress*, tal como altos valores de pH (PRATT e FONG, 1940). Liberação de substâncias como clorelina são conhecidas por sua atividade bactericida. Segundo os mesmos autores, à temperatura de 30°C e pH 7, os quais são considerados boas condições para algas (MAYO e NOIKE, 1994), pouco ou nenhum *stress* é esperado. Algas e bactérias competem pelo substrato até mesmo no esgoto bruto. As possíveis fontes de matéria orgânica em lagoas de oxidação que algas possam incorporar diretamente sem prévia oxidação incluem pequenas moléculas orgânicas, tais como, ácidos orgânicos, monossacarídeos, aminoácidos, etc.

Segundo Jordão e Pessoa (1995), o número de espécies aumenta com o grau de tratamento. O que também não foi observado na ETE Cajati. A sobrecarga promove um rápido desenvolvimento de bactérias e algas, que necessitam de uma demanda de oxigênio, a qual geralmente não é suportada pela atividade fotossintética, resultando em mau funcionamento do sistema, onde o meio pode vir a tornar-se totalmente anaeróbio. Na ETE Cajati, como não há sobrecarga, a atividade fotossintética é maior, fato que gera maior concentração de oxigênio dissolvido, o que resulta em não funcionamento da lagoa anaeróbia.

A análise de hibridação *in situ* fluorescente (FISH) revelou pouca presença de arqueias nas lagoas estudadas. Esta análise foi realizada nos horários 8 e 2h nos diferentes períodos. Na coloração com DAPI, mudanças na forma destas bactérias ao longo do tratamento (Figura 64) em outubro puderam ser observadas. No afluente bruto elas eram filamentosas e na lagoa anaeróbia apresentaram forma arredondada. Na lagoa facultativa e efluente final elas estavam na forma de bacilos. Na análise com a sonda NON não foram observadas hibridações.

Células com polifosfatos (Figura 65) estavam presentes em abril, o que dificultou a contagem das células devido à autofluorescência. Segundo Kern-Jespersen e Henze (1993), as bactérias acumulam polifosfatos, pois através da decomposição destes compostos conseguem energia para estocar poli- β -hidroxibutirato ou poli- β -hidroxivalerato. As bactérias liberam o polifosfato quando acumulam matéria orgânica. A energia produzida é

utilizada para crescimento celular e estocagem de fosfato na forma de polifosfato. Também assimilam fosfato sob condições anóxicas com o nitrato como oxidante.

Figura 64 - Hibridação *in situ* fluorescente (FISH) com DAPI das amostras do afluente bruto (a), lagoa anaeróbia (b), lagoa facultativa (c) e efluente final (d) na ETE Cajati às 8h em outubro/04.

Figura 65 – Bactérias com polifosfatos na coloração com DAPI em abril/05 na ETE Cajati (lagoa facultativa)

De acordo com Kuba, van Loosdrecht e Heijnen (1996), novo processo de remoção biológica de fósforo tem sido proposto, baseado na atividade de organismos desnitrificantes capazes de acumular altas quantidades de polifosfatos. Assim, além de fósforo, nitrogênio

também é removido simultaneamente por estes organismos. Além disso, este processo resulta em menor produção de lodo. Embora o fósforo possa ser removido anoxicamente, a fase aeróbia é necessária para nitrificação para suprir o nitrato como aceptor de elétrons para as bactérias desnitrificantes redutoras de fósforo.

Vários microrganismos são capazes, em aerobiose, de acumular fósforo como polifosfato, ácido acético como poli- β -hidroxibutirato ou glicose como glicogênio; entre eles, *Acinetobacter calcoaceticus* (CONVERTI, ROVATTI E DEL BORGHI, 1995).

De acordo com Kerrn-Jespersen, Henze e Strube (1994), a DQO facilmente degradável é assimilada pelas bactérias a partir da energia produzida pela decomposição do polifosfato. Os compostos orgânicos sintetizados são oxidados quando os organismos são expostos a condições de oxidação. Eles utilizam a energia gerada para assimilar fósforo e crescer. Quando bactéria acumuladora de fósforo utilizar nitrato como agente oxidante, desnitrificação e assimilação de fósforo ocorrem simultaneamente. Isto se torna vantajoso quando há quantidade limitada de matéria orgânica na água residuária.

Na ETE Cajati, o mês de abril, teoricamente, não apresentou limitação de matéria orgânica ou nutrientes, visto que foi o período em que maiores concentrações de nutrientes e sólidos entraram no sistema, acompanhados de menores valores de pH, em relação aos outros períodos, com conseqüente melhores porcentagens de redução. Ainda na ETE Cajati, dois dias anteriores ao de coleta no período de abril, ocorreu um florescimento de organismos fitoplanctônicos na lagoa facultativa. Observou-se, no primeiro dia, intenso florescimento de algas, com visível senescência no segundo dia. No terceiro dia, equivalente ao primeiro de amostragem na ETE em abril, a lagoa estava sem presença visível destes organismos. Para que este florescimento ocorresse foi necessária assimilação de nitrogênio e fósforo pelos organismos fitoplanctônicos, com conseqüente limitação destes para as bactérias, que acumularam polifosfatos como resposta a esta limitação temporária. Muito provavelmente, a relação N:P foi desestabilizada.

A senescência de algas pode levar à condições indesejáveis similares aquelas causadas pelas águas residuárias originais na lagoa (ARAUZO et al., 2000). Este fato necessita ser evitado para manter a estrutura trófica bem balanceada para ótimo desempenho do sistema. As unidades químicas que compreendem os resíduos orgânicos (proteína, carboidrato e lipídeo) tornam-se incorporados dentro das algas como componentes orgânicos estáveis de células vivas. Quando ocorre a senescência estas moléculas são liberadas e voltam para a coluna de água.

Nas Figuras 66 e 67 podem ser observadas as porcentagens de hibridação das células bacterianas às 8h e 2h nas diferentes amostragens na ETE Cajati. Observou-se que a porcentagem de células hibridadas com sonda ARC915, específica para grupo Arqueia, foi

baixa em todas as estações e períodos. No fundo das lagoas, esta porcentagem aumentou, obtendo máxima de 42,3% em janeiro no fundo da lagoa facultativa às 8h.

Figura 66 – Porcentagem de células bacterianas hibridadas (%) às 8h nas diferentes amostragens afb: afluyente bruto; las: sub-superfície da lagoa anaeróbia; lam: meio da lagoa anaeróbia; laf: lagoa anaeróbia fundo; lfs: sub-superfície da lagoa facultativa; lfm: meio da lagoa facultativa; lff: fundo da lagoa facultativa; eff: efluente final.

Em julho foram observadas as menores porcentagens de arqueias. Neste período, foram observadas concentrações significativas de oxigênio dissolvido em toda coluna de água em ambas as lagoas. As porcentagens foram similares nos dois horários amostrados, sendo que às 2h a máxima foi de 35,2% no fundo da lagoa facultativa.

Falco (2005) observou, também em lagoas de estabilização, que a maior porcentagem de bactérias foi observada no afluyente bruto e lagoa anaeróbia, as quais diminuíram em direção ao efluente final. As porcentagens de arqueias também apresentaram o mesmo comportamento. A máxima porcentagem de arqueia obtida pela autora foi aproximadamente 50% no afluyente bruto.

Saavedra, Sakamoto e Varesche (2005) analisaram a lagoa anaeróbia desta ETE de Cajati e observaram morfologias semelhantes nas profundidades sub-superfície, meio e fundo. Por meio da análise de DGGE, as autoras concluíram que foi possível avaliar a diversidade do Domínio Bacteria, além do grupo das bactérias fototróficas púrpuras, onde encontraram as mesmas populações nas três profundidades. Este resultado corrobora o obtido nesta pesquisa em relação ao perfil vertical desta lagoa, pois neste período de

outubro o sistema apresentou coluna de água homogênea em relação à temperatura. Os bacilos curvos gram-negativos observados pelas autoras são provavelmente relacionados à família Rhodospirillaceae.

Figura 67 - Porcentagem de células bacterianas hibridadas (%) às 2h nas diferentes amostragens afb: afluente bruto; las: sub-superfície da lagoa anaeróbia; lam: meio da lagoa anaeróbia; laf: lagoa anaeróbia fundo; lfs: sub-superfície da lagoa facultativa; lfm: meio da lagoa facultativa; lff: fundo da lagoa facultativa; eff: efluente final.

As análises de componentes principais (ACP) realizadas nesta pesquisa revelaram que as formas de carbono são as principais variáveis no sistema de tratamento. As lagoas de estabilização, sistemas abertos, dependem de condições ambientais e, devido a fotossíntese, as algas utilizam carbono liberando outros compostos carbonados, que são utilizados por bactérias. Segundo Azam et al. (1983), a maioria do carbono fixado pelas algas na fotossíntese está relacionada com a quantidade de matéria orgânica dissolvida liberada pelas algas.

As lagoas de estabilização são sistemas de tratamento eficazes na redução de DBO, sólidos em suspensão e coliformes totais, mas podem representar altas concentrações de organismos fitoplanctônicos e nutrientes, que poderão causar impactos ao corpo receptor. Isto sugere a necessidade de pós-tratamento do efluente da lagoa facultativa, para que este possível impacto venha a ser minimizado. Como a região é grande produtora de bananicultura e chá, este efluente devidamente tratado poderia ser reutilizado na agricultura.

Em lagoas de estabilização a remoção de nutrientes é atingida pela incorporação na biomassa algal reduzindo o potencial eutrófico do corpo receptor (PICOT et al, 1992).

Porém, este fato leva ao lançamento direto de algas no rio, o que confirma a necessidade de pós-tratamento.

Os sistemas de pós-tratamento vão desde cloração com hipoclorito de cálcio ou sódio, sugerido pela CETESB à Sabesp, que chegou a implantar o sistema na ETE Cajati, mas o funcionamento não ocorre devido aos furtos de bombas na região, a sistemas de floculação para retirada de algas, ozonização, radiação ultravioleta, entre outros. Todos com suas vantagens e desvantagens. Em relação a custos com energia, o processo de cloração parece ser o mais adequado. Porém sua utilização tem sido evitada devido à possibilidade de formação de subprodutos tóxicos. Segundo Daniel (2000), a utilização da cloração pode resultar em formação de subprodutos organoclorados, potencialmente prejudiciais à saúde humana, os quais podem ser cancerígenos, mutagênicos ou teratogênicos. Mesmo que os efluentes sejam desclorados antes do lançamento, há suspeitas de possíveis formações de subprodutos tóxicos como trihalometanos (THM), ácidos haloacéticos e cloraminas.

Esta prática de cloração é utilizada em diversas partes do mundo, geralmente para águas que serão reutilizadas (REBHUM, HELLER-GROSSMAN E MANKA, 1997). Leo et al (2005) avaliaram a formação de trihalometanos na desinfecção de esgotos brutos, anaeróbios, facultativos e pós-tratados com hipoclorito de sódio em sistema de lagoas de estabilização da cidade de Lins (SP). Este tratamento, geralmente, é utilizado para adequar o efluente final ao atendimento quanto aos padrões bacteriológicos de qualidade das águas dos corpos receptores. Os autores utilizaram hipoclorito de sódio em efluentes tratados por sedimentação com cloreto férrico e flotação com ar dissolvido utilizando sulfato de alumínio como coagulante. Os autores observaram que nenhum dos testes de desinfecção apresentou formação maior que $35 \mu\text{g.L}^{-1}$ de trihalometanos, sendo que o padrão de potabilidade em vigência na época do estudo era de $100 \mu\text{g.L}^{-1}$. Isto provavelmente devido a preferência do cloro pelo nitrogênio amoniacal.

O tratamento com cloro e ozônio também tem sido utilizado para remoção de cianobactérias. Mondardo, Sens e Melo Filho (2006) avaliaram o pré-tratamento de água de abastecimento com cloro e ozônio para remoção de algas e cianobactérias. A ozonização demonstrou ser uma excelente alternativa para águas com elevadas concentrações de algas e cianobactérias, cujo experimento produziu água condizente ao padrão de potabilidade. Este experimento também revelou ser eficiente em relação à concentração de trihalometanos, mesmo após a desinfecção por cloro. Apresentou valores inferiores à tendência normativa futura para os referidos compostos. Entretanto, a combinação que empregou a pré-cloração produziu água com concentração de THM no limite da portaria 518 (BRASIL, 2004).

Pivelli et al. (2005) realizaram ensaios de pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização com processos físico-químicos objetivando o reuso. Os processos testados

foram sedimentação com cloreto férrico e flotação com ar dissolvido utilizando sulfato de alumínio como coagulante. Os processos apresentaram boa redução de fósforo no efluente, porém não de nitrogênio total. Os autores concluíram que para reuso agrícola, onde não há interesse de remoção de nitrogênio e fósforo, e sim de sólidos e DQO, pequenas dosagens de coagulantes produziram efluentes com pequenas quantidades de sólidos e DQO. Este fato é atrativo pela presença de nitrogênio para o reuso e baixo custo com coagulante, além da possibilidade de aproveitamento dos nutrientes. Em contrapartida, organismos termotolerantes não apresentaram redução satisfatória.

Em alguns casos, utiliza-se flotação para remoção de algas. Tessele, Monteggia e Rubio (2005) utilizaram a flotação para melhorar a qualidade do efluente final de uma estação piloto em Porto Alegre o qual inclui um reator anaeróbio, lagoa de estabilização e flotação em dois estágios. Nesta flotação, flocos aerados são formados na presença de polímeros catiônicos de alto peso molecular e no segundo estágio ocorre remoção de fosfato por precipitação e adsorção, que auxilia na retirada de sólidos suspensos. Os precipitados e coágulos formam agregados frágeis, requerendo condições laminares para adequada separação. Apesar de o efluente final apresentar boas condições de lançamento no corpo receptor após este pós-tratamento, são produzidas consideráveis quantidades de lodo: um contendo matéria orgânica (algas) com elevado potencial de biodegradação e outro com os precipitados inorgânicos que contém o coagulante metálico (fosfato de ferro). A disposição final deste lodo é onerosa e pode comprometer o processo do ponto de vista econômico. Apesar disso, o efluente final apresentou boa qualidade inclusive para reutilização e o lodo produzido apresentou grande potencial de recuperação de nutrientes. Este processo foi o que mais se aproximou dos conceitos de sustentabilidade no tratamento de águas residuárias.

O sistema de pós-tratamento por ozonização poderia ser empregado nas ETEs, visto que seu desempenho foi satisfatório em relação à remoção de algas, porém o custo com energia elétrica é elevado. Por outro lado, no caso da flotação em dois estágios, o fósforo contido em um dos lodos poderia ser recuperado pela indústria de fertilizantes instalada no município que utiliza grandes quantidades deste composto, o que auxiliaria na disposição/tratamento deste lodo e ao mesmo tempo seria vantajoso para a indústria. Além disso, a matéria orgânica (algas) retirada em um dos grupos de lodo do sistema poderia ser reutilizada como suplemento animal devido ao seu alto teor protéico. Consequentemente, o efluente final apresentaria boas condições de reuso para irrigação de plantações ou mesmo lançamento no corpo receptor.

6 CONCLUSÕES

A partir da análise dos dados físicos, químicos e biológicos obtidos nesta pesquisa pode-se considerar que a amostragem foi realizada em dois períodos distintos em relação à precipitação pluviométrica. Em janeiro, alguns horários de amostragem foram realizados sob intensa precipitação, quando pôde ser observada a entrada de água pluvial no sistema continuamente. Este fato resultou em diluições nas concentrações de nutrientes, que já eram baixas em relação às de outros sistemas de tratamento. Por outro lado, no período menos chuvoso (abril), observaram-se maiores concentrações de nutrientes e sólidos no afluente da estação, que resultaram em certa eficiência de tratamento, visto que, neste período, não houve precipitação nos horários amostrados e nem no dia anterior.

A ETE apresentou alguns problemas que foram aqui discutidos. Algumas conclusões foram obtidas e algumas propostas de melhorias ao sistema de tratamento puderam ser avaliadas, como:

1. O fluxo de entrada de esgoto na lagoa anaeróbia fez com que ela se tornasse homogênea no início, com relação à temperatura, pH e oxigênio dissolvido, sendo que nos pontos avaliados no meio e no final da lagoa, a coluna de água esteve estratificada. Portanto, há necessidade de avaliar vários pontos dentro das lagoas, ao longo de seu eixo longitudinal, com intuito de tornar a amostragem representativa, quando se deseja um estudo detalhado dos processos que ocorrem no sistema. Por outro lado, se as lagoas são consideradas reatores de mistura completa, a estratificação não deveria ocorrer. Provavelmente, há pontos de curto-circuito nestas lagoas, com zonas mortas, onde a estabilização pode ficar comprometida. Para fins de monitoramento, apenas um ponto de amostragem é suficiente;
2. O sistema de tratamento não apresenta problemas quanto à quantidade de lodo nas lagoas ainda. A batimetria morfométrica revelou baixa quantidade de lodo na lagoa anaeróbia, tendo sido praticamente nula na facultativa. Isto devido, provavelmente,

ao fato de o mesmo ter sido implantado recentemente (2002) e, também, ao esgoto diluído que chega à ETE, além de outros possíveis fatores. Houve maior acúmulo de lodo no início da lagoa anaeróbia, devido à sedimentação mais rápida das partículas maiores, conforme esperado. A confirmação de que o sistema recebeu esgoto diluído foi revelada pelas baixas DBO, concentrações de nutrientes, de coliformes totais e de organismos termotolerantes;

3. As estimativas de vazão e carga orgânica revelaram que a ETE vem operando abaixo da carga prevista, o que pode influenciar na eficiência do sistema. A vazão de esgoto não é monitorada frequentemente e, por isso, o tempo de detenção hidráulico não pode ser calculado, parâmetro este importante para o desempenho adequado do sistema de tratamento. Quando foi monitorado, o tempo de detenção teórico apresentou-se acima do previsto na literatura, com tempo de detenção de 25,4 dias para a lagoa anaeróbia e 49,5 dias para a facultativa. O tempo de projeto era de 5 dias para a anaeróbia;
4. A temperatura e o pH influenciaram a redução de matéria orgânica e nutrientes no sistema. Em alguns períodos, a ETE não apresentou eficiência de redução de DBO, DQO e SST; em outros, esta eficiência esteve abaixo do esperado. A máxima redução de DQO foi 43,8% (outubro) e de sólidos suspensos, 20,9% (janeiro). A exceção foi no período de abril, quando maiores temperaturas, maiores concentrações de variáveis físico-químicas no afluente bruto e menores valores de pH, favoreceram a redução de SST, fósforo total, ortofosfato, nitrogênio total e amoniacal. Em janeiro/05, quando as lagoas permaneceram estratificadas termicamente e houve alta precipitação na região, também foram observados aumentos da porcentagem de redução de matéria orgânica e sólidos suspensos;
5. A ETE foi eficiente na redução de coliformes totais e de organismos termotolerantes em janeiro e abril, provavelmente devido à ocorrência de maiores temperaturas. Em julho, a presença destes organismos foi baixa devido, provavelmente, a baixa disponibilidade de alimento, já que o sistema de tratamento estava desativado. O efluente final apresentou faixas de organismos termotolerantes na ordem de 10^3 NMP/100 mL, o que está no limite exigido pela Resolução CONAMA 357/05, que

- estabelece para rios classe dois, máximo de 1000 organismos termotolerantes/100 mL. O máximo obtido de coliformes totais no efluente final foi $6,8 \times 10^3$ NMP/100 mL. Este fato revela que o efluente final da ETE pode não apresentar grandes impactos no corpo receptor em relação a esta variável;
6. A lagoa anaeróbia não apresentou diferença estatística significativa entre o afluente e efluente, diferentemente da facultativa. Visto que as concentrações de nutrientes diminuíram na lagoa facultativa na maioria dos períodos, a baixa eficiência do sistema pode ser atribuída à lagoa anaeróbia, fato este confirmado pela ANOVA;
 7. O efluente final está de acordo com o estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 quanto à concentração de nitrogênio amoniacal, que no período estudado variou de $0,48 \pm 0,21$ (julho) à $10,19 \pm 1,19$ mg.L⁻¹ (outubro);
 8. Não foram observadas diferenças na profundidade da zona eufótica das duas lagoas, pois a lagoa anaeróbia recebeu baixa carga orgânica durante todo período de estudo;
 9. As lagoas apresentaram estratificações térmicas durante o período diurno e coluna homogênea à noite e logo pela manhã. Estas estratificações térmicas induziram as estratificações químicas (pH e oxigênio dissolvido);
 10. Os altos valores de pH observados podem ter influenciado o desempenho do sistema. Quando os valores estiveram menores (abril/05), a eficiência de redução foi maior. Este pH foi menor em abril em todo o sistema de tratamento, com valores entre 6,84 (fundo) e 9,86 (sub-superfície). Além de menores valores neste período, eles também foram menores no fundo das lagoas, o que, de acordo com Mara e Pearson (1986), favorece a fermentação anaeróbia. Este menor pH favoreceu o metabolismo da comunidade biológica na ciclagem de nutrientes, por isso a maior redução;

11. As concentrações de oxigênio dissolvido observadas na lagoa anaeróbia confirmaram o seu funcionamento inadequado. Apenas em outubro esta lagoa esteve realmente anaeróbia, com concentração máxima de $0,31 \text{ mg.L}^{-1}$ na sub-superfície, às 2h. Em outras amostragens, a concentração foi menor no período noturno devido à ausência de fotossíntese e a depleção do oxigênio pelo consumo das bactérias heterotróficas. Este funcionamento inadequado também foi confirmado pelos resultados de clorofila-a nesta lagoa, que foram semelhantes aos da facultativa, os quais atingiram até $3,5 \times 10^3 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ em abril e julho. Para o funcionamento geral do sistema, este fato não é interessante, pois, além da geração de lodo ser maior ao longo dos anos devido à inexistência de fermentação anaeróbia, não haverá degradação desejada de matéria orgânica na primeira lagoa, o que resulta em provável não eficiência desejável do sistema de tratamento;
12. Houve aumento na concentração de nitrogênio amoniacal no fundo das lagoas, provavelmente devido aos processos de amonificação e diminuição na sub-superfície, devido à assimilação fitoplanctônica e à volatilização para a atmosfera, visto que o pH foi alto em todo sistema. Em abril, os menores valores de pH obtidos podem ter influenciado na redução de nitrogênio total, amoniacal, fósforo total, proteína, carboidrato e lipídeo. Nos outros períodos, o pH foi maior, o que desfavoreceu a redução de nutrientes;
13. A maior redução de sólidos suspensos totais e orgânicos foi obtida em abril, provavelmente devido à menor densidade fitoplanctônica observada neste período e às maiores temperaturas;
14. A SDS-PAGE resultou em diferentes bandas de proteínas nas duas lagoas do sistema. Observou-se maior número de bandas na lagoa facultativa, o que pode indicar novas proteínas, não presentes na lagoa anaeróbia, porém, devido à baixa concentração de proteínas nesta ETE e à grande quantidade de interferentes, não foi possível visualizar adequadamente as bandas;

15. As análises estatísticas (ANOVA, ACP e CLUSTER) foram úteis no entendimento dos processos de estabilização da matéria orgânica das lagoas, visto que as diferenças foram confirmadas. Observou-se a separação hierárquica das variáveis importantes nos processos e as semelhanças entre as estações e horários de amostragem;
16. A ACP revelou que, na lagoa anaeróbia, as principais variáveis foram àquelas relacionadas às formas de carbono, como bicarbonato, dióxido de carbono total e livre e carbonato. Além destas, oxigênio dissolvido foi selecionado como fator importante no processo, exceto em outubro, quando a lagoa esteve anaeróbia. Na lagoa facultativa, as variáveis selecionadas como importantes no processo de estabilização da matéria orgânica foram pH, temperatura, oxigênio dissolvido, dióxido de carbono total e nitrogênio amoniacal. Esta análise deveria ser empregada em pesquisas que objetivam análises de processos, visto que auxiliam no entendimento dos mesmos;
17. As lagoas podem ser divididas em dois compartimentos verticais: superior (aeróbio, com maiores temperaturas, pH e oxigênio dissolvido) e inferior (anaeróbio, com condições opostas à camada superficial). Na lagoa anaeróbia esta camada superior atingiu aproximadamente 1,0 m da coluna de água e, na facultativa, 0,5 m. A análise de agrupamento (cluster) confirmou estas diferenças na coluna de água, sendo que sub-superfície ficou separada de meio e fundo na maioria das amostragens; nas lagoas facultativas, por serem mais rasas, a sub-superfície e o meio ficaram agrupados e separados do fundo. Isto revela que as amostragens poderiam ser realizadas apenas na sub-superfície e fundo das lagoas;
18. Não foram observadas variações verticais e longitudinais com relação às biomoléculas presentes no sistema;
19. A clorofila-a não apresentou variações verticais, exceto em janeiro e abril na lagoa anaeróbia, períodos de maior estratificação térmica. As concentrações foram aproximadamente três vezes maiores em julho, período em que a ETE esteve

desativada. As densidades fitoplanctônicas foram maiores na lagoa facultativa, porém os organismos fitoplanctônicos também estiveram presentes na lagoa anaeróbia em altas quantidades;

20. Houve predomínio de cianobactéria na ETE Cajati, seguido de clorofícea. As cianobactérias foram representadas por *Synechocystis* sp. e as clorofíceas por *Chlorella kessleri*. Na lagoa anaeróbia houve alternância entre estes grupos, nos diferentes horários amostrados, mas na facultativa isto não ocorreu. Houve baixas contribuições de Euglenofícea, Crisofícea e Criptofícea. Organismos como *Euglena* sp, *Phacus* sp e *Lepocinclis* sp são típicos de ambientes hipereutróficos e, nesta pesquisa, as contribuições destes organismos foram baixas ou nulas, o que confirma que o sistema de lagoas de estabilização de Cajati operou com baixas cargas orgânicas e não foi considerado hipereutrófico;

21. Em ambas as lagoas o predomínio foi de Eubactéria, com baixas concentrações de Arquéias. A máxima porcentagem de arquéias obtida foi 42,3% em janeiro, no fundo da lagoa facultativa. No período de julho/05, período em que o sistema esteve temporariamente desativado e com concentrações de oxigênio dissolvido de até 3,5 mg.L⁻¹, aproximadamente, não foram observadas hibridações com sondas específicas para arquéias.

7 RECOMENDAÇÕES

Após a análise dos resultados obtidos nesta pesquisa, várias sugestões puderam ser propostas, com intuito de auxiliar o desempenho do sistema de tratamento de esgoto do município de Cajati. Visto que em janeiro observou-se entrada de água pluvial no sistema, sugere-se que toda a rede de esgoto seja avaliada e verificada, já que isto não deveria ocorrer e nem era esperado. As estimativas de carga orgânica e vazão, além das conclusões referentes à lagoa anaeróbia, revelaram a necessidade de monitoramento de vazão e tempo de detenção hidráulico. A lagoa anaeróbia apresentou seu funcionamento prejudicado pelas baixas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com presença de organismos fitoplanctônicos e, conseqüentemente, elevadas concentrações de oxigênio dissolvido. Isto pode ser conseqüência do rápido crescimento populacional do município desde 1991, quando este foi emancipado e do complexo industrial que foi instalado no município e que pode ser o responsável por este crescimento desordenado, pois, provavelmente, os novos bairros não possuem ligações adequadas à rede de esgoto.

O indício de que a ETE recebe baixa carga orgânica foi comprovado no trabalho de Moccellin (2006), quando a autora recomendou que as condições de saneamento básico fossem melhoradas, pois uma parte do esgoto doméstico gerado não recebe tratamento e é lançado *in natura* no rio Jacupiranguinha.

Visto que a região possui grande área agrícola, este poderia ser tratado com intuito de aproveitá-lo como fertilizante para a bananicultura ou suplemento animal para a criação de gado da região. Os pós-tratamentos geralmente utilizados são floculação, wetlands construídos, cloração, entre outros. Sugere-se que seja implantado algum tipo de sistema de pós-tratamento para melhorar a qualidade do efluente final, objetivando o reuso.

Uma proposta visando à sustentabilidade dos recursos hídricos seria a parceria das unidades da USP – Sabesp – Bunge para a implantação de um sistema de pós-tratamento do efluente da ETE Cajati, por flotação em dois estágios. As vantagens seriam:

- ✓ Efluente de boa qualidade, tanto para lançamento no corpo receptor quanto para a reutilização na irrigação das plantações;

- ✓ Recuperação das proteínas presentes no lodo contendo matéria orgânica, para a utilização na fabricação de suplementos animais;
- ✓ Recuperação do fósforo do outro conjunto de lodo para a indústria Bunge, que utiliza este componente em grande escala;

O complexo industrial de Cajati extrai apatita e carbonato das rochas alcalinas fosfáticas presentes na região. Estas indústrias são responsáveis pela produção de cimento e de concentrados fosfáticos para fertilizantes e para uso na alimentação humana e produção de ração animal (CETEC, 2000). Assim, a recuperação de fósforo e proteínas seria útil para o complexo.

Estas sugestões deveriam ser acatadas em conjunto, pois de nada adiantará a recuperação de sub-produtos do efluente objetivando reuso, se algum esgoto ainda for lançado no corpo receptor.

8

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELIOVICH, A.; WEISMAN, D. (1978). Role of heterotrophic nutrition in growth of the alga *Scenedesmus obliquus* in high-rate oxidation ponds. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 35, n. 1, p. 32-37
- ABIS, K. L.; MARA, D. D. (2005). Primary facultative ponds in the UK: the effect of operational parameters on performance and algal populations. *Water Science and Technology*, v. 51, n. 12, p. 61-67
- AGUILAR, A.; CASAS, C.; LEMA, J. M. (1995). Degradation of volatile fatty acids by differently enriched methanogenic cultures: kinetics and inhibition. *Water Research*, v. 29, n. 2, p. 505-509
- AHMADI, A.; RIAHI, H.; NOORI, M. (2005). Studies of the effects of environmental factors on the seasonal change of phytoplankton population in municipal waste water stabilization ponds. *Toxicological & Environmental Chemistry*, v. 87, n. 4, p. 543-550
- ALÉM SOBRINHO, P. (1991). *Contribuição ao estudo de remoção biológica de fósforo em excesso, de esgoto sanitário, por modificação do processo de lodos ativados*. Tese (Livre Docência) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, v.1, 372 p.
- ALMASI, A.; PESCOD, M. B. (1996). Pathogen removal mechanisms in anoxic wastewater stabilization ponds. *Water Science and Technology*, v. 33, n. 7, p. 133-140.
- ALVÉS, M. M.; ALVARES PEREIRA, R. M.; MOTA VIEIRA, J. A.; MOTA, M. (1997). Effect of lipids on biomass development in anaerobic fixed-bed reactors treating a synthetic dairy waste. *Proceedings of the International Symposium of Environmental Technology*, 2 part, p. 521-524
- AMANN, R. L.; LUDWIG, W.; SCHLEIFER, K. (1995). Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation. *Microbiol. Rev.*, v. 59, n. 1, p. 143-169

- AMANN, R.; KRUMHOLZ, L.; STAHL, D.A. (1990). Fluorescent-oligonucleotide probing of whole cell for determinative, Phylogenetic, and environmental studies in microbiology. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 58, p. 143-169
- ANGELIDAKI, I.; ELLEGARD, L.; AHRING, B. K. (1993). A mathematical model for dynamic simulation of anaerobic digestion of complex substrates: focusing on ammonia inhibition. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 42, n. 2, p. 159-166
- APHA – American Public Health Association (1999). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 19th edition. Washington.
- 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.
- ARCEIVALA, S. J. (1981). *Wastewater treatment and disposal*. Marcel Ceker, New york, 892 p.
- ARCHER, H. E.; O'BRIEN, B. M. (2004). Improving nitrogen reduction in waste stabilization ponds. 6th *International Conference in Waste stabilization pond*, Avignon, França, anais – CD-ROM, OW17, p. 149-155
- ARTHUR, J. P. (1983). *Notes on the design an operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries*. Technical Paper, n. 7, Washington, DC.
- ARTS, M. T.; RAI, H. (1997). Effects f enhanced ultraviolet-B radiation on the production of lipid, polysaccharide and protein in three freshwater algal species. *Freshwater Biology*, v. 38, p. 597-610
- ARTS, M. T.; ROBARTS, R. D.; EVANS, M. S. (1997). Seasonal changes in particulate and dissolved lipids in a eutrophic prairie lake. *Freshwater biology*, v. 38, p. 525-537
- 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
- BENTO, A. P. (2005). Tratamento de esgoto doméstico em lagoas de estabilização com suportes para o crescimento do perifiton-biofilme. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Santa Catarina.

- BITTON, G. (1994). *Wastewater microbiology*. Wiley Series in Ecological & Applied Microbiology . Wiley, John & Sons, Incorporated, 488 p.
- BJÖRNSSON, L.; MURTO, M.; JANTSCH, T. G., MATTIASSON, B. (2001). Evaluation of new methods for the monitoring of alkalinity, dissolved hydrogen and the microbial community in anaerobic digestion. *Water Research*, v. 35, n. 12, p. 2833-2840
- BOËCHAT, I. G. (2000). *Modificações na composição bioquímica do seston no reservatório da Pampulha, MG, ao longo de ciclos nictemerais, com ênfase na comunidade fitoplanctônica*. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais. 102 p.
- BOËCHAT, I. G.; GIANI, A. (2000). Factors affecting biochemical composition of seston in an eutrophic reservoir (Pampulha Reservoir, Belo Horizonte, MG). *Rev. Brasil. Biol.*, v. 60, n. 1, p. 63-71
- BOSTRÖM, B. (1984). Potential mobility of phosphorus in different types of lake sediment. *Int. Revue Ges. Hydrobiol.*, v. 69, p. 457-474
- BRAMUCCI, M. G.; NAGARAJAN, V. (2000). Industrial wastewater bioreactors: source of novel microorganisms for biotechnology. *Tibtech*, December, v. 18, p. 501-505
- BRANCO, S. M. (1975). *Hidrobiologia aplicada a engenharia sanitária*. Cetesb. 2ª ed. 620 p.
- BRASIL (2004). Portaria nº 518 de 25 de março de 2004 do Ministério da Saúde. Estabelece procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e da outras providências. In: Diário Oficial da União, n. 59, p. 166-176, seção I, 26 de março de 2004
- BRASIL (2005) – Resolução CONAMA 357/2005 - 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 - Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>.
- CALIJURI, M. C. (1999). A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, S. P.). Tese (Livre Docência). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 211 p.
- CANOVAS, S.; PICOT, B.; CASELLAS, C.; ZULKIFI, H.; DUBOIS, A.; BONToux, J. (1996). Seasonal development of phytoplankton and zooplankton in a high-rate algal pond. *Water Science and Technology*, v. 33, n. 7, p. 199-206.

CARPENTER, S. R.; KITCHELL, J. F. (1988). Consumer control of lake productivity. *BioScience*. v. 38, p. 764-769.

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

CEBALLOS, B. S. O. (1990). Microbiologia Sanitária. In: MENDONÇA, S. R. (ed.). *Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos*. Ed. Universitária/UFPB, João Pessoa, PB. p. 89 – 190.

CETEC (2000) – Centro Tecnológico da Fundação Paulista de Tecnologia e Educação. Relatório Zero. *Relatório da Situação dos Recursos Hídricos do Ribeira de Iguape e Litoral Sul UGRHI 11*. Relatório Técnico Final, volumes 1 e 2. CBH-RB (Comitê da Bacia Hidrográfica do Ribeira de Iguape e Litoral Sul). Publicado em 20/11/2000. Acesso internet em 15/03/2003. <http://www.sigrh.sp.gov.br>

CETESB (1990). Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Operação e manutenção de lagoas de estabilização*. São Paulo, 90p.

CETESB (2004). Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo 2003. <http://www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em 12/05/2004.

CIAGRO (Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas) (2004) (2005). Instituto Agrônomo de Campinas (IAC). Balanço Hídrico da região do Vale do Ribeira. <http://ciagro.iac.sp.gov.br/ciagroonline/>. Acesso em 02/09/2004.

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

CONVERTI, A.; ROVATTI, M.; DEL BORGHI, M. (1995). Biological removal of phosphorus from wastewater by alternating aerobic and anaerobic conditions. *Water Research*, v. 29, n. 1, p. 263-269

CUHEL, R. L.; ORTNER, P. B., LEAN, D. R. S. (1984). Night synthesis of protein by algae. *Limnology and Oceanography*, v. 29, n. 4, jul, p. 731-744

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

DANIEL, L. A. (2000). Alternativas para desinfecção de esgoto sanitário. In: *I Seminário Nacional de Microbiologia Aplicada ao Saneamento*. Anais. Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo. 6p.

DEY, B.; LERNER, D. L.; LUSSO, P.; BOYD, M. R.; ELDER, J. H.; BERGER, E. A. (2000). Multiple antiviral activities of cyanovirin-N: blocking of human immunodeficiency virus type gp120 interaction with CD4 and coreceptor and inhibition of diverse enveloped viruses. *J. Virol.*, v. 74, p. 4562-4569

DOKULIL, M. T.; TEUBNER, K. (2000). Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, v. 438, p. 1-12

DOR, I.; SVI, B. (1980). Effect on heterotrophic bacteria on the green algae growing in wastewater. In: SHELEF, G.; SOEDER, C. J. (EDS). *Algal biomass*. Elsevier/North Holland, Biomedical Press, p. 425-429

DUBOIS, M.; GILLES, K. A.; HAMILTON, J. K.; REBERS, P. A.; SMITH, F. (1956). Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances. *Analytical Chemistry*. v. 28, n. 3, p. 350-356.

EHLERS, M. M.; CLOETE, T. E. (1999). Comparing the protein profiles of 21 different activated sludge systems after SDS-PAGE. *Water Research*, v. 33, n. 5, p. 1181-1186

ENGELS, A.; KAHMANN, U.; RUPPEL, H. G.; PISTORIUS, E. K. (1997). Isolation partial characterization and localization of a dihydrolipoamide dehydrogenase from the cyanobacterium *Synechocystis* PCC 6803. *Biochem. Biophys. Acta* 1340, p. 33-44

ESCALANTE, V.; MOELLER, G.; RIVAS, A. (2000). Pond evaluation and upgrading in México. *Water Science and Technology*, v. 42, n. 10-11, p. 43-50.

ESTEVEZ, F. A. (1998). *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro, Brasil. Editora Interciência: FINEP. 575 p.

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.

FALKOWSKI, P. G. & RAVEN, J. A. (1997). *Aquatic photosynthesis*. Blackwell Science. Massachusetts, 375 p.

- FERRARA, R. A.; AVCI, C. B. (1982). Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. *Journal of Water Pollution Control Federation*, v. 54, n. 4, p. 361-369
- FIORINI, M. P. (2004). *Mudanças temporais da comunidade fitoplanctônica e das condições ecológicas do efluente final da ETE Cajati, SP*. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 106 p.
- FOOG, G. E.; NALEWAJKO, C.; WATT, W. D. (1965). Extracellular products of phytoplankton photosynthesis. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, v. 162, n. 989, p. 517-534, Jul 27.
- FORLANI, G.; TOSTI, E.; VOLTERRA, L. (1989). Growth interactions of phytoplanktonic algae and enteric bacteria. *Rev. Int. Oceanogr. Med.*, v. 93-94, p. 15-30
- GADÊLHA, R. F. (2000). *Remoção de matéria orgânica específica de um sistema de flotozonização como pós-tratamento de reatores anaeróbios*. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 136 p.
- GIANI, A.; LEONARDO, I. M. (1988). Distribuição vertical de algas fitoplanctônicas no reservatório da Pampulha (Belo Horizonte, MG). *Acta Limnol. Brasil.*, v. 2, p. 387-404
- GLATZ, A.; VASS, I.; LOS, D. A.; VIGH, L. (1999). The *Synechocystis* modelo of stress: from molecular chaperones to membranes. *Plant Physiol. Biochem.*, v. 37, p. 1-12
- GLOYNA, E. F. (1971). *Waste Stabilization Ponds*. Geneva, World Health Organization.
- GLOYNA, E. F. (1973). Facultative waste stabilization ponds. In ponds as a wastewater treatment alternative. *Water Resource*, symp. n. 9, p. 143-158, Center Res. Water Resour. Univ. Texas, Austin.
- GOES, J. I.; HANDA, N.; TAGUCHI, S.; HAMA, T. & SAITO, H. (1996). Metabolism of neutral monosaccharide constituents of storage and structural carbohydrates in natural assemblages of marine phytoplankton exposed to ultraviolet radiation. *Limnol. Oceanogr.*, v. 41, n. 7, p. 1478-1489
- GOMES, J. L. C. S. (2002). *Estudo comparativo entre oito sistemas de lagoas de estabilização da região noroeste do estado de São Paulo*. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

- GRANADO, D. C. (2004). Variações nictemerais e sazonais na estrutura da comunidade fitoplanctônica num sistema de lagoas de estabilização (Novo Horizonte, SP). Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 130 p.
- GU, R., STEFAN, H. G. (1995). Stratification dynamics in wastewater stabilization ponds. *Water Research*, v. 29, n. 8, p. 1909-1923.
- GUJER, W.; ZEHNDER, J. B. (1983). Conversion processes in anaerobic digestion. *Wat. Sci.*, v. 15, p. 127-167
- HAMES, B. D. (1998) *Gel electrophoresis of proteins: a practical approach*. 3th ed. Oxford University Press. 352 p.
- HANAKI, K.; MATSUO, T.; NAGASE, M. (1981). Mechanisms of inhibition caused by long-chain fatty acids in the anaerobic digestion process degrading complex substrate. *Water Science and Technology*, v. 19, p. 311-317
- HAPPEY-WOOD, C. (1988). Ecology of freshwater planktonic green algae. In: SANDGREEN, C. D. (ed.). Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, p. 175-226.
- HARRIS, G. P. (1986). Phytoplankton ecology. Structure, function and fluctuation. London: Chapman and Hall, 384 p.
- HENZE, M. (1992). Characterization of wastewater for modeling of activated sludge processes. *Water Science and Technology*, v. 25, p. 1-15
- HERRERA, V.; CASTILLO, G. (2000). Dynamics of waste stabilization pond in Chile. *Water Science and Technology*, v. 42, n. 10-11, p. 83-90
- HICKS, R. E.; AMANN, R. I.; STAHL, D. A. (1992). Dual staining of natural bacterioplankton with 4',6-diamino-2-phenylindole and fluorescent oligonucleotide probes targeting kingdom-level 16S rRNA sequences. *Appl. Environ. Microbiol.*, v.58, n. 7, p. 2158-2163
- HIRASAWA, J. S. (2003). Avaliação da comunidade microbiana anaeróbia em reator sulfetogênico utilizando a hibridação in situ com sondas fluorescentes (FISH). Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 82 p.
- HUBER, S.; MINNEBUSCH, S.; WUERTZ, S.; WILDERER, P. A.; HELMREICH, B. (1998). Impact of different substrates on biomass protein composition during wastewater treatment investigated by two-dimensional electrophoresis. *Water Science. Tech.*, v.37, p. 363-366

HUNTER, J. V.; HEUKELEKIAN, H. (1965). The composition of domestic sewage fractions. *Journal Water Pollution Control Federation*, v. 37, n. 8, p. 1142-1163

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

ISTVANOVICS, V. (1988). Seasonal variation of phosphorus release from the sediments of shallow Lake Balaton (Hungary). *Water Research*, v. 22, p. 1473-1481

JAMES, A. (1987). An alternative approach to the design of waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, v. 19, p. 213-218

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. (1995). Tratamento de esgotos domésticos. ABES, 3ª ed., 683 p.

KAYOMBO, S.; MBWETTE, T. S. A.; MAYO, A. W.; KATIMA, J. H. Y.; JORGENSEN, S. E. (2002). Diurnal cycles of variations of physical-chemical parameters in waste stabilization ponds. *Ecological engineering*, v. 18, n. 3, p. 287-291.

KELLNER, E. (1996). Lagoas de estabilização empregadas no tratamento de esgotos sanitários: descrição analítico-descritiva. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 368 p.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. (1998). *Lagoas de estabilização: projeto e operação*. Rio de Janeiro. ABES. 242 p.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. (2002). The influence of thermal stratification on the hydraulic behavior of waste stabilization ponds. *Wat. Sci. Tech.*, v. 45, n. 1, p. 41-48

KERRN-JESPERSEN, J. P.; HENZE, M. (1993). Biological phosphorus uptake under anoxic and aerobic conditions. *Water Research*, v. 27, n. 4, p. 617-624

KERRN-JESPERSEN, J. P.; HENZE, M.; STRUBE, R. (1994). Biological phosphorus release and uptake under alternating anaerobic and anoxic conditions in a fixed-film reactor. *Water Science and Technology*, v. 28, n. 5, p. 1253-1255.

KILHAM, S. S.; KREEGER, D. A.; GOULDEN, C. E.; LYNN, S. G. (1997a). Effects of algal food quality on fecundity and population growth rates of *Daphnia*. *Freshwater Biology*, v. 38, p. 636-647

- KILHAM, S. S.; KREEGER, D. A.; GOULDEN, C. E.; LYNN, S. G. (1997b). Effects of nutrient limitation on biochemical constituents of *Ankistrodesmus falcatus*. *Freshwater biology*, v. 38, p. 591-596
- KÖNIG, A. (1984). *Ecophysiological studies on some algae and bacteria of waste stabilization ponds*. Tese (Doutorado). University of Liverpool. 174 p.
- KÖNIG, A. (1990). Biologia das lagoas: algas. Cap. 2. In: MENDONÇA, S. R. (1990). Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos. CIP Brasil. Sindicato nacional dos editores de livros, Rio de Janeiro, 388 p.
- KÖNIG, A. (2000). Biología de las lagunas de estabilization: alga. In: MENDONÇA, S. R. (2000). Sistemas de lagunas de estabilization – como utilizar aguas residuales tratadas em sistemas de regadio. McGraw-Hill. Colombia, 370 p.
- KÖNIG, A.; CEBALLOS, B. S. O.; SOUSA, M. S. M. (1994). Variación estacional de la composición del fitoplâncton el ciclo nocturno de una laguna facultativa secundaria. I Congreso y III Reunión Argentina de Limnología, Tankay, 43-47
- KÖNIG, A.; PEARSON, H. W.; SILVA, S. A. (1987). Ammonia toxicity to algal growth in waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, v. 19, n. 12, p. 115-122
- KOSTER, I. (1987). Abatement of long-chain fatty acid inhibition of methanogenic by calcium addition. *Biological Wastes*, v. 25, p. 51-59
- KUBA, T.; van LOOSDRECH, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. (1996). Phosphorus and nitrogen removal with minimal COD requirement by interaction of denitrification dephosphatation and nitrification in a two sludge system. *Water Research*, v. 30, n. 7, p. 1702-1710
- LAEMMLI, U. K. (1970). Cleavage of structural proteins during the assembly of the head of bacteriophage T4. *Nature*, v. 227, p. 680-685
- LAMPERT, W.; SOMMER, U. (1997). *Limnoecology – the ecology of lakes and streams*. New York. Oxford University press, 382 p.
- LANGE, W. (1973). Bacteria-assimilable organic compounds, phosphate, and enhanced growth of bacteria-associated blue-green algae. *J. Phycol.*, v. 9, p. 507-509
- LAW, B. A. (1980). Transport and utilization of proteins by bacteria. Chap. 3.1. p. 381-409. In: PAYNE, J. W. (1980). *Microorganisms and nitrogen sources*. John Wiley & Sons Ltd.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. (1983). Numerical ecology. Amsterdam: Elsevier Scientific Pub Co. Developing in Environmental Modelling, vol 20. 853 p.

LÉO, L. F. R.; PIVELLI, R. P.; FABRETTI, A. A.; MACEDO, M. F. (2005). *Avaliação da formação de trihalometanos na desinfecção de esgotos brutos, anaeróbios, facultativos e pós-tratados com hipoclorito de sódio*. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Mato Grosso do Sul.

LOURENÇO, S. O.; MARQUEZ, U. M. L.; MANCINI-FILHO, J.; BARBARINO, E.; AIDAR, E. (1997). Changes in biochemical profile of *Tetraselmis gracilis*; I – Comparison of two culture media. *Aquaculture*, v, 148, p. 153-168

LOVO, I. C. (1997). *Flora de clorófitas (divisão Chlorophyta) de um corpo d'água no campus da Universidade Federal de Viçosa, MG, Brasil*. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Viçosa, 157 p.

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

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. (1978). Water analysis some revised methods for limnologists. *Freshwater Biological Association Scientific Publication*. Kendall: Titus Wilson e Son Ltda., n. 36, 117 p.

MACKIE, R. I. & BRYANT, M. P. (1990). Efficiency of bacterial protein synthesis during anaerobic degradation of cattle waste. *Applied Environ. Microbiol.*, v. 56, n. 1, p. 87-92

MARA, D. D., PEARSON, H. (1986). Artificial freshwater environmental: Waste stabilization ponds. Chap. 4, p. 177-206. In: REHM, H. J.; REED, G. (1986). *Biotechnology - Microbial degradations*, v. 8, ed. W. Schönborn, VCH, 743 p.

MARA, D. D.; ALABASTER, G. P.; PEARSON, H. W. MILLIS, S. W. (1992). *Waste stabilization ponds: a design manual for eastern Africa*. Lagoon Technology International, Leeds.

MARGALEF, R. (1983). Limnologia. Barcelona: Editora Omega. 1010 p.

MAYO, A. W. (1995). Modelling coliform mortality in waste stabilization ponds. *Journal Environmental Engineering*, ASCE, v. 121, n. 2, p. 140-152

MAYO, A. W.; NOIKE, T. (1994). Response of mixed cultures of *Chlorella vulgaris* and heterotrophic bacteria to variation of pH. *Water Science and Technology*, v. 30, n. 8, p. 285-294

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

McINERNEY, M. J. (1988). Anaerobic hydrolysis and fermentation of fats and proteins. In: ZEHNDER, J. B. "*Biology of anaerobic microorganisms*". John Willey & Sons eds., cap. 8, p. 373-416

MENDES, B. S.; NASCIMENTO, M. J.; PEREIRA, M. I.; BAILEY, G.; LAPA, N.; MORAIS, J.; OLIVEIRA, J. S. (1995). Efficiency of removal in stabilization ponds I: Influence of climate. *Water Science and Technology*, v.31, n. 12, p. 219-229

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

METCALF; EDDY. (1991). *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse*. 3 ed. Revised by TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L. New york. McGraw-Hill, 1334 p.

MICHALSKI, W. P.; SHIELL, B. J. (1999). Strategies for analysis of electrophoretically separated proteins and peptides. *Anal. Chim. Acta*, v. 383, p. 27-46

MIDDLEBROOKS, E. J. (1995). Upgrading pond effluent. *Water Science and Technology*, v. 31, n. 12, p. 353-368

MIDDLEBROOKS, E. J.; MIDDLEBROOKS, C. H.; REYNOLDS, J. H.; WATTERS, G. Z.; REED, S. C.; GEORGE, D. B. (1982). *Wastewater Stabilization lagoon design, performance and upgrading*. Macmillan Publishing Co., Inc. New York and Collier Macmillan publishers London. 356 p.

MIETTINEN, T.; HURSE, J. T.; CONNOR, M. A.; REINIKAINEN, S.; MINKKINEN, P. (2004). Multivariate monitoring of a biological wastewater treatment process: a case study of at Melbourne Water's Western Treatment Plant. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, v. 73, p. 131-138

MIWA, A. C. P. (2003). *Comparação e avaliação dos métodos colorimétricos utilizados para determinação de proteínas em lagoas de estabilização*. Dissertação (Mestrado).

Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 148 p.

MIYASAKI, T.; SUYAMA, H.; UOTANI, H. (1987). Diel changes of uptake of inorganic carbon and nitrogen by phytoplankton, and the relationship between inorganic carbon and nitrogen uptake in Lake nakanuma, Japan. *J. Plankton Res.*, v. 9, n. 3, p. 513-524

MIZUNO, T.; KANEKO, T.; TABATA, S. (1996). Compilation of all genes encoding bacterial two-component signal transducers in the genome of the cyanobacterium *Synechocystis* sp. Strain PCC 6803. *DNA Res.*, v. 3, p. 407-414

MOCCELLIN, J. (2006). *A microbacia do rio Jacupiranguinha como unidade de estudo para a sustentabilidade dos recursos hídricos no Baixo Ribeira de Iguape – SP*. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 135 p.

MONDARDO, R. I.; SENS, M. L.; MELO FILHO, L. C. (2006). Pré-tratamento com cloro e ozônio para remoção de cianobactérias. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 11, n. 4, out/dez, p. 337-342

MORRIS, I.; GLOVER, H.; YENTSCH, C. S. (1974). Products of photosynthesis by marine phytoplankton: the effects of environmental factors on the relative rates of protein synthesis. *Mar. biol.*, v. 27, p. 1-9

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.

MOUTIN, J.; GAL, J. Y.; HABUANI, H. E.; PICOT, B.; BONToux, J. (1992). Decrease of phosphate concentration in a high rate pond by precipitation of calcium phosphate: theoretical and experimental results. *Water Research*, v. 26, n. 11, p. 1445-1450

MUNAVAR, M. (1970). *The biocenose distribution of unicellular and colonial phytoplankton in polluted and unpolluted environment*. In: Limnological Studies of Freshwaters Ponds in Hyderabad-India, 36, p. 105-128

NARKIS, N.; HENEFELD-FOURRIER, S.; REBHUM, M. (1980). Volatile organic acids in raw wastewater and in physico-chemical treatment. *Water Research*, v. 14, p. 1215-1223

NASSER, A. M.; ZEVI, L.; FATTAL, B. (1994). Removal of indicator microorganisms and enteroviruses from wastewater in a single cell stabilization pond. *International Journal of Environmental Health Research*, v. 4, n.1, p.7-16

NPUD (2000) – Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. <http://www.pnud.org.br>, acesso em 12/2006.

NTEGWE, F. W. (2005). The cost benefit and efficiency of waste water treatment using domestic ponds – the ultimate solution in Southern Africa. *Physics and chemistry of the Earth*, v. 30, p. 735-743

NUSH, E. A. (1980). Comparaison of different meethods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Bech. Stuttgart*,. V. 14, p. 14-36p.

OGUNSEITAN, O. A. (1993). Direct extraction of proteins from environmental samples. *J. Microbiol. Methods*, v.17, p. 273-281

OLIVEIRA, S. M. A. C.; von SPERLING, M. (2005). Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte I – Análise de desempenho. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 10, n.4, out/dez 2005, p. 347-357.

OLRIK, K. (1994). *Phytoplankton ecology: determining factors for the distribution of phytoplankton in freshwater and the sea*. MiljO project n 251, Danish Environmental Protection Agency, Denmark, 183 p.

ORON, G.; GITELSON, A. (1996). Real-time quality monitoring by remote sensing of contaminated water-bodies: waste stabilization pond effluent. *Water Research*, v. 30, n. 12, p. 3106-3114.

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.

OSWALD, W. J. (1988). Micro-algae and wastewater treatment. In: BOROWITZKA, M. A.; BOROWITZKA, L. J. (ed). *Micro-algal biotechnology*. Cambridge University Press, p. 305-328

OUFDOU, K.; MEZRIOUI, N.; OUDRA, B.; BARAKATE, M.; LOUDIKI, M.; AIT ALLA, A. (2000). Relationships between bacteria and cianobactéria 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.; RAFIG, 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.

- PALMER, C. M. (1969). Composite rating of algae tolerating organic pollution. *Journal of Phycology*, v. 5, p. 78-82
- PANO, A.; MIDDLEBROOKS, E. J. (1982). Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. *Journal of water pollution control federation*, v. 54, n. 4, p. 344-351
- PARRISH, C. C.; WANGERSKY, P. J. (1990). Growth and lipid class composition of the marine diatom, *Chaetoceros gracilis*, in laboratory and mass culture turbidostats. *J. Plank. Res.*, v. 12, p. 1011-1021
- PAVLOSTATHIS, S. G.; GIRALDO-GOMEZ, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment. *Water Science and Technology*, v. 24, n. 8, p. 35-59
- PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; KONIG, A.; OLIVEIRA, R. de; MILLS, S. W.; SMALLMAN, D. J.; SILVA, S. A. (1987a). Water column sampling as a rapid and efficient method of determining effluent quality and the performance of waste stabilization ponds. *Wat. Sci. Tech.*, v. 19, n. 12, p. 109-113
- PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; BARTONE, C. R. (1987b). Guidelines for the minimum evaluation of the performance of full-scale waste stabilization pond systems. *Water Research*, v. 21, n. 9, p. 1067-1075
- PEARSON, H.W.; MARA, D. D.; ARRIDGE, H. M. (1995). The influence of pond geometry and configuration on facultative and maturation waste stabilization pond performance and efficiency. *Water Science Technology*, v. 31, n. 12, p. 129-139.
- PENG, J. F.; WANG, B. Z.; WANG, L. (2005). Multi-stage ponds-wetlands ecosystem for effective wastewater treatment. *Journal of Zhejiang University Science*, v. 6B, n. 5, p. 346-352
- PERLE, M.; KIMCHIE, S.; SHELEF, G. (1995). Some biochemical aspects of the anaerobic degradation of dairy wastewater. *Water Research*, v. 29, n. 6, p. 1549-1554
- PERSSON, J.; WITTGREN, H. B. (2003). How hydrological and hydraulic conditions affect performance of ponds. *Ecological Engineering*, v. 21, p. 259-269
- PESCOD, M. B. (1996). The role and limitations of anaerobic pond system. *Water Science and Technology*, v. 33, n.7, p. 11-21

- PETRUY, R.; LETTINGA, G. (1997). Digestion of a milk-fat emulsion. *Bioresource Technology*, v. 61, n.2, p. 141-149
- PICOT, B.; BAHLAOUI, A.; MOERSIDIK, S.; BALEUX, B.; BONTOUX, J. (1992). Comparison of the purifying efficiency of high rate algal pond with stabilization pond. *Water Science and Technology*, v. 25, n. 12, p. 197-206
- PIVELLI, R. P.; LEO, L. F. R.; FABRETI, A. A.; MACEDO, M. F. (2005). *Pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização através de processos físico-químicos objetivando reuso*. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Mato Grosso do Sul.
- POSTMA, T.; STROES, J. A. P. (1968) Lipid screening in clinical chemistry. *Clin. Chim. Acta*, v. 22, p. 569-578
- PRATT, R.; FONG, J. (1940). Studies on *Chlorella vulgaris* II: Further evidence that *chlorella* cells form a growth inhibiting substances. *Am. J. Bot.*, v. 27, p. 431-436
- PROVASOLI, L. (1958). Nutrition and ecology of protozoa and algae. *Ann, Rev. Microb.*, v. 12, p. 279-308
- PROVASOLI, L.; PINTER, I. J. (1958). *Ecology of algae*. In: TRYON, C. A.; HARTMAN, R. T. (1958). Spec. Pub. N. 2, Pymatuning Laboratory of field Biology, Pittsburg, p. 84-96
- RANGEBY, M.; JOHANSSON, P.; PERNRUP, M. (1996). Removal of faecal coliforms in a wastewater stabilization ponds system in Mindelo, Cape Verde. *Water Science and Technology*, v. 34, n. 11, p. 149-157
- RAUNKJAER, K.; HVITVED-JACOBSEN, T.; NIELSEN, P. H. (1994). Measurement of pools of protein, carbohydrate and lipid in domestic wastewater. *Water Research*, v. 28, n. 2, p. 251-262
- REBHUM, M.; HELLER-GROSSMAN, L.; MANKA, J. (1997). Formation of disinfection by products during chlorination of secondary effluent and renovated water. *Water Environment Research*, v. 69, n. 6, p. 1154-1162
- REED. S. C. (1985). Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds. *Journal of water pollution control federation*, v. 57, n. 1, p. 39-45
- REYNOLDS, C. S. (1984). Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function, and environmental variability. *Freshwater Biology*, v. 14, p. 111-142

- REYNOLDS, C. S. (1987). Cyanobacterial water-blooms. *Advances in Botanical Research*, v. 13, p. 67-143
- REYNOLDS, C. S. (1997). Vegetation processes in the pelagics: a model for ecosystem theory (Excellence in Ecology, 9). Ecology Institute. Oldenford, 371 p.
- RINZEMA, A.; ALPHENAAR, A.; LETTINGA, G. (1993). Anaerobic digestion of long-chain fatty acids in UASB and expanded granular sludge bed reactors. *Process Biochemistry*, v. 28, p. 527-537
- ROTEN, A.; ROTH-BEJERANO, N.; ARAD, S. (1986). Effect of controlled environmental conditions on starch and agar contents of *Gracilaria* sp (Rodophyceae). *J. Phycol.*, v. 22, p. 117-121
- RUFFIER, P. J.; BOYLE, W. C.; KLEINSCHMIDT, J. (1981). Short-term acute bioassay to evaluate ammonia toxicity and effluent standards. *Water Pollution Control Federation*, v. 53, p. 367-377
- SAAVEDRA, N. K.; SAKAMOTO, I. S.; VARESCHE, M. B. A. (2005). Avaliação da diversidade de bactérias fototróficas em lagoa de estabilização anaeróbia. *VII Taller i Simposio latinoamericano sobre digestão anaeróbia*, Punta del Leste.
- SALTER, H. E.; BOYLE, L.; OUKI, S. K.; QUARMBY, J. WILLIAMS, S. C. (1999). The performance of tertiary lagoons in the united kingdom: I. *Water Research*, v. 33, n. 18, p. 3775-3781
- SANTOS, M. C. R.; OLIVEIRA, J. F. S. (1987). Nitrogen transformations and removal in waste stabilization ponds in Portugal seasonal variations. *Wat. Sci.*, v. 19, n. 12, p. 123-130
- SAYED, S.K.I. (1987). *Anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater using the UASB process*. Ch. 1, p. 1-28.
- SCIKO-GOAD, L.; ANDRESEN, N. A. (1991). Effect of growth and light/dark cycles on diatom lipid content and composition. *J. Phycol.*, v. 27, p. 710-718
- SEADE (2006) – Fundação Sistema Estadual de Análises de Dados. Secretaria de Economia e Planejamento. Governo do Estado de São Paulo. <http://www.seade.gov.br>
- SERGEYENKO, T. V.; LOS, D. A. (2000). Identification of secreted proteins of the cyanobacterium *Synechocystis* sp. Strain PCC 6803. *FEMS Microbiology Letters*, v. 193, p. 213-216.

- SHELEF, G. (1982). High-rate algal ponds for wastewater treatment and protein production. *Water Science Technology*, v. 14, p. 439-452.
- SHUGUI, D.; XIN, R.; JUXIAN, W.; QINGYU, L. RUIZHI, Z.; RENGAO, S. (1994). Removal of priority organic pollutants in stabilization ponds. *Water Research*, v. 28, n. 3, p. 681-685
- SILVA, S. A.; MARA, D. D. (1979). Tratamentos biológicos de águas residuárias – lagoas de estabilização. Rio de Janeiro. ABES, 140 p.
- SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. DE; SOARES, J.; MARA, D. D.; PEARSON, H. W. (1995). Nitrogen removal in pond systems with different configurations and geometries. *Wat. Sci. Tech.*, v. 31, n. 12, p. 321-330
- SMITH, A. J.; ROBERTSON, B. L.; du PREEZ, D. R. (1997). Influence of ammonium-N pulse concentration and frequency, tank condition and nitrogen starvation on growth rate and biochemical composition of *Gracilaria gracilis*. *J. Appl. Phycol.*, v. 8, p. 473-481
- SOARES, J.; SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R.; ARAUJO, A. L. C.; MARA, D. D.; PEARSON, H. W. (1996). Ammonia removal in a pilot-scale WSP complex in northeast Brazil. *Water Science and Technology*, v. 33, n. 7, p. 165-171
- SOMMER, U. ET AL (1993). Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. *Hidrobiologia*, v. 249, p. 1-7.
- SOUSA, M. P. (1994). Remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e indicadores bacteriológicos em lagoas de estabilização em escala real. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal da Paraíba.
- STAHL, D. A.; AMANN, R. I. (1991). *Development and application of nucleic acid techniques in bacterial systematics*. Vol. 8, John Wiley and Sons, London, England, p. 204-248.
- STEWART, W. D. P. (1980). Transport and utilization of nitrogen sources by algae. Chap. 4.5. p. 577-607. In: PAYNE, J. W. (1980). *Microorganisms and nitrogen sources*. John Wiley & Sons Ltd.
- SUZUKI, I.; LOS, D. A.; KANESAKI, Y.; MIKAMI, K. MURATA, N. (2000). The pathway for perception and transduction of low-temperature signals in *Synechocystis*. *EMBO J.*, v. 19, p. 1327-1334

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

TAKAHASHI, I.; HAYANO, D.; ASAYAMA, M.; MASAHIRO, F.; WATAHIKI, M.; SHIRAI, M. (1996). Restriction barrier composed of an extracellular nuclease and restriction endonuclease in the unicellular cyanobacterium *Microcystis* sp. *FEMS Microbiol. Lett.*, v. 145, p. 107-111

TANAKA, S.; ICHIKAWA, T.; MATSUO, T. (1991). Removal of organic constituents in municipal sewage using anaerobic fluidized sludge blanket and anaerobic filter. *Water Science Technology*, v. 23, p. 1301-1310

TATE, M. C.; BROSHEARS, R. E.; McKNIGHT, D. M. (1995). Phosphate dynamics in an acidic mountain stream: interactions involving algal uptake, sorption by iron oxide, and photoreduction. *Limnol. Oceanogr.*, v. 40, n. 5, p. 938-946

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

TESSELE, F.; MONTEGGIA, L. O.; RUBIO, J. (2005). *Remoção de algas e fósforo de lagoas de polimento por flotação em dois estágios*. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Mato Grosso do Sul.

TOMMASO, G.; RIBEIRO, R.; VARESCHE, M. B. A.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. (2002). Influence of multiple substrates on anaerobic protein degradation in a packed-bed bioreactor. *VII Taller y Simposio Latinoamericano sobre digestión anaerobia - Mérida, México*:43-46.

TOPRAK, H. (1995). Temperature and organic loading dependency of methane and carbon dioxide emission rates of a full-scale anaerobic waste stabilization pond. *Water Research*, v. 29, n. 4, p. 1111-1119.

TORRES, p. (1992). *Desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo (uasb) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários*. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 185 p.

TSUTIYA, M. T.; ALÉM SOBRINHO, P. (2000). *Coleta e transporte de esgoto sanitário*. SP. EDUSP. 547 p.

- UTHERMÖL, H. (1958). Zur vervollkomnung der quantitativen phytoplankton – methodic mitt. *Int. Ver. Limnol.*, v. 9, p. 1-38
- VAZOLLER, R. F.; MANFIO, G. P.; CANHOS, V. P. (1999). Diversidade do Domínio Archaea: biodiversidade do estado de São Paulo Microorganismos & Vírus. *São Paulo: FAPESP*, p. 17-24.
- VIDAL, G.; CARVALHO, A.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J. M. (2000). Influence of the content in fats and proteins on the anaerobic biodegradability of dairy wastewaters. *Bioresource Technology*, v. 74, p. 231-239
- von SPERLING, M. (1996). *Lagoas de estabilização*, In: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 3, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), 140 p.
- von SPERLING, M. (1998). Comparison among the most frequently used systems for wastewater treatment in developing countries. *Water Science and Technology*, v. 33, n. 3, p. 59-72
- WAINMAN, B. C.; LEAN, D. R. S. (1992). Carbon fixation into lipid in small freshwater lakes. *Limnol. Oceanogr.*, v. 37, p. 956-965
- WAINMAN, B. C.; PICK, F. R.; LEAN, D. R. S. (1993). Lipid production in relation to phytoplankton sucession in lakes. *Arch. Hydrobiol.*, v. 128. p. 197-207
- WALLNER, G.; AMMAN, R.; BEISKER, W. (1993). Optimizing fluorescent in situ hybridization with rRNA-targeted oligonucleotide probes for flow cytometric identification of microorganisms. *Cytometry*, v. 14, p. 136-143
- WETZEL, R. G. & LIKENS, G. E. (1991) *Limnological analyses*. 2 ed. New York Sringer, 391 p.
- WETZEL, R. G. (1993). *Limnologia*. Lisboa. Fundação Calouste Gulbenkian, 919 p.
- WRIGHT, R. T.; HOBBIE, A. J. E. (1965). The role of organic solutes in lakewater. *Limnol. Oceanogr.*, v. 19, p. 22-28
- YAGOUBI, M.; ECHIHABI, L.; FOURLANE, 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. 42, n. 10-11, p. 9-16

YE, R. W.; THOMAS, S. M. (2001). Microbial nitrogen cycles: physiology, genomics and applications. *Current Opinion in Microbiology*, v. 4, p. 307-312

ZIMMO, O. (2003). *Nitrogen transformations and removal mechanisms in algal and duckweed waste stabilization ponds*. Tese (doutorado). Hydraulic and Environmental Engineering, Academic Board of Wageningen University.

ZIMMO, O. R.; van der STEEN, N. P.; GIJZEN, H. J.; (2003). Comparison of ammonia volatilization rates in algae and duckweed-based waste stabilization ponds treating domestic wastewater. *Wat. Res.*, v. 37, p. 4587-4594

ZIMMO, O. R.; van der STEEN, N. P.; GIJZEN, H. J.; (2004). Nitrogen mass balance across pilot-scale algae and duckweed-based wastewater stabilization ponds. *Wat. Res.*, v. 38, p. 913-920

APÊNDICE I

FOTOS DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO DO MUNICÍPIO DE CAJATI – SP

Figura 1 – Sistema de Tratamento de Esgoto de Cajati
Foto Aérea (2004) por Mario Donizetti Domingos
Projeto Temático Fapesp (02/13449-1)

Figura 4 – Entrada de esgoto na ETE Cajati - Gradeamento, caixa de areia e calha Parshal (sistema em operação) (10/2003)

Figura 2 – Elevatória – bombeamento por batelada para a ETE (07/2004)

Figura 5 – Caixa de distribuição para as três entradas na lagoa anaeróbia (10/2003)

Figura 3 – Entrada de esgoto na ETE Cajati - Gradeamento, caixa de areia e calha Parshal Sistema em repouso (10/2003)

Figura 6 – Lagoa anaeróbia (10/2003)

Figura 7 – Lagoa facultativa (10/2003)

Figura 10 – Lançamento do efluente final no rio Jacupiranguinha (10/2003)

Figura 8 – Tanque de cloração com chicanas (10/2003)

Figura 11 – Laboratório de campo montado em uma fazenda próxima ao rio Jacupiranguinha e à ETE Cajati na cidade de Cajati (Local onde as amostras foram filtradas para análises de clorofila, nutrientes e sólidos em suspensão)

Figura 9 – saída do efluente no tanque de cloração (10/2003)

Figura 12 - Laboratório de campo montado em uma fazenda próxima ao rio Jacupiranguinha e à ETE Cajati na cidade de Cajati (Local onde as amostras de DBO e placas de Petri para análise de coliformes totais e fecais foram incubadas)

Figura 13 - Laboratório de campo montado em uma fazenda próxima ao rio Jacupiranguinha e à ETE Cajati na cidade de Cajati (Local onde foram realizadas as análises de alcalinidade, DQO e leitura de OD inicial das amostras de DBO)

Figura 16 - Zoom do florescimento de organismos fitoplanctônicos na Lagoa Facultativa da ETE Cajati (04/2005)

Figura 14 – Lagoa facultativa (01/2005) (ocorreram fortes chuvas nos outros horários amostrados)

Figura 17 – Senescência do florescimento de organismos fitoplanctônicos após dois dias na Lagoa facultativa da ETE Cajati em 04/2005

Figura 15 - Florescimento de organismos fitoplanctônicos na Lagoa Facultativa da ETE Cajati em 04/2005 dois dias antes da amostragem

Figura 18 - Senescência do florescimento de organismos fitoplanctônicos após dois dias na Lagoa facultativa da ETE Cajati em 04/2005 (um dia antes da amostragem)

Figura 19 - Lagoa Facultativa após florescimento de organismos fitoplanctônicos, no primeiro dia da amostragem de abril/2005 na ETE Cajati

Figura 20 - Lagoa facultativa da ETE Cajati no segundo dia de amostragem de abril/2005

Figura 21 - Rompimento no cano de bombeamento de esgoto da elevatória para o sistema de tratamento de esgoto de Cajati (07/2005)

Figura 22 - Presença de mosquitos na Lagoa anaeróbia da ETE Cajati em abril/2005

Figura 23 - Caixa de distribuição de esgoto para a lagoa anaeróbia da ETE Cajati em julho/2005

Figura 24 - Entrada de esgoto da ETE Cajati em julho/2005

(Não havia entrada e distribuição de esgoto para o sistema de tratamento devido ao rompimento do cano no rio Jacupiranguinha)

Figura 25 - Caixa de areia sem recebimento de esgoto na ETE Cajati em julho/2005

Figura 28 - Lagoa anaeróbia da ETE Cajati no horário T1 (14h) em julho/2005

Figura 26 - ETE Cajati (lagoa anaeróbia) no primeiro horário de amostragem T0 (8h) em julho/2005

Figura 29 - Talude da lagoa facultativa com nível de água marcando 0,5m abaixo do nível normal devido ao não recebimento de esgoto em julho/2005

Figura 27 - Lagoa Facultativa da ETE Cajati no horário T1 de amostragem (14h) em julho/2005

Figura 30 - Talude da lagoa anaeróbia com nível de água marcando 0,5m abaixo do nível normal devido ao não recebimento de esgoto em julho/2005

Figura 31 - Saída do efluente final do tanque de cloração sem lançamento devido ao não recebimento de esgoto pelo sistema em julho/2005

Figura 32 - Lagoa Facultativa da ETE Cajati em julho/2005

APÊNDICE II

PROTOCOLO DE EXTRAÇÃO DE PROTEÍNAS

Protocolo Extração de Proteínas

Adaptado segundo Ogunseitan (1993) e Ehlers e Cloete (1999)

1. Centrifugar 300 mL de amostra a 7.000 rpm durante 15 minutos a 4°C;
2. Descartar deixando um pouco de amostra em cada tubo (aproximadamente 2 dedos);
3. Ressuspender o pellet no próprio tubo com a mesma amostra;
4. Colocar toda a amostra em tubo Falcon etiquetado e armazenar refrigerado;
5. Centrifugar estes tubos novamente a 7.000 rpm por 15 minutos a 4°C;
6. Ressuspender o pellet em 2 mL de Tris-HCl 40 mM pH 7,4;
7. Centrifugar a 12.000 rpm por 10 minutos a 4°C;
8. Lavar a amostra com Tris 0,2M pH 7:NaCl 0,8%;
9. Centrifugar a 12.000 rpm por 10 minutos a 4°C;
10. Adicionar 2 mL de “Tampão de amostra” (TA) e agitar;
11. Colocar em banho a 94°C por 5 minutos;
12. Colocar em gelo para resfriar imediatamente;
13. Estocar em freezer;
14. Sonicar por 45 segundos a 50% e 40W, sendo 15 segundos de sonicação e 30 segundos de descanso, por duas vezes;
15. Adicionar 200 µL de TA e agitar;
16. Centrifugar a 15.000 rpm durante 8 minutos a 4°C;
17. Estocar as amostras em eppendorf no freezer para posterior eletroforese

APÊNDICE III

TESTES DE SDS-PAGE

Em relação aos testes de concentração de amostras, extração de proteínas e eletroforese em gel de poliacrilamida com dodecil sulfato de sódio (SDS-PAGE), as amostras foram coletas nos mesmos pontos onde foram obtidas as medidas de temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido e pH. As amostras foram transferidas ao laboratório BIOTACE resfriadas em caixa de isopor com gelo onde foram separadas em alíquotas menores e congeladas até o momento da análise.

Para análise de SDS-PAGE, foram utilizados os seguintes padrões de proteínas:

- ❖ Albumina bovina 66.000 Da;
- ❖ Ovoalbumina de frango 45.000 Da;
- ❖ Anidrase carbônica bovina 27.000 Da;
- ❖ Inibidor tripsina 20.100 Da;
- ❖ Lactoalbumina bovina 14.200 Da.

A princípio não se optou pela concentração das amostras, partindo do princípio de que nas mesmas haveria grande quantidade de proteínas. O primeiro passo foi realizar eletroforese com aplicação de 15 µL de amostra bruta com várias diluições em cada poço do gel de poliacrilamida 15%. Foi aplicada uma voltagem de 120 V no gel de empilhamento e 140 V no gel de resolução, além de 400 mA e 48 W. Este primeiro gel pode ser observado na Figura 1(a), onde não foram observadas bandas de proteínas tanto na amostra bruta quanto nas diferentes diluições. O gel foi corado com solução de Azul de Coomassie.

A mesma amostra foi submetida à liofilização sendo concentrada aproximadamente 10 vezes. Na Figura 1(b), então, pode ser observado outro gel onde foram aplicados 20 µL de amostra de esgoto bruto e várias diluições do concentrado, nas mesmas condições acima. Este gel foi corado com solução de nitrato de prata. Algumas bandas de proteínas puderam ser observadas, mas com pouca nitidez. Estas bandas são proteínas dissolvidas pois não foi realizado nenhum tipo de extração.

O protocolo escolhido para extração de proteínas utilizou amostra de lodos ativados. Para amostras de lagoas de estabilização, que apresentam uma concentração menor de microrganismos que em lodos ativados, constatou-se a necessidade de concentrar amostras antes da extração. Para realização deste gel (Figura 1(c)) as amostras do afluente bruto, lagoa anaeróbia, facultativa, efluente da facultativa, tanque de cloração e efluente final foram submetidas à extração de proteínas de acordo com protocolo descrito em Ogunseitan (1993). Foram observados apenas alguns rastros e nenhuma banda.

(a)

(b)

(c)

(d)

(e)

(f)

(g)

(h)

Figura 1 – Eletroforese em gel de poliacrilamida com dodecil sulfato de sódio (SDS-PAGE) realizada com diferentes amostras e diferentes protocolos

(a)

(b)

Figura 2 – Eletroforese com gel de tricina

Segundo Hames (1998), estes rastros podem ocorrer devido a altas concentrações de sais nas amostras. Para tentar solucionar o problema, as amostras foram submetidas a diálise após a extração de proteínas. Foram utilizadas membranas de 3,5 mw (molecular weight) com botões de 16 mm de diâmetro por 25 mm de altura, próprios para diálise. Esses botões foram colocados em placa específica com amostra em béquer com água Milli-Q sob agitação e em baixas temperaturas para favorecer a troca de íons. A água do béquer foi trocada a cada 2 horas e submetidas à nova eletroforese, nas mesmas condições anteriores. Na Figura 100 (d) pode ser observado este gel que mesmo após a diálise, apresentou rastros e nenhuma banda pode ser observada.

Os passos de extração de proteínas segundo Ogunseitan (1993) estão descritos no Apêndice II. Algumas modificações foram realizadas. Em uma amostra aplicou-se o procedimento completo. Em outra, mudou-se a quantidade de amostra em A, ou seja, aumentou-se a concentração. Dependendo do tamanho do precipitado, a quantidade de água adicionada em D deve ser modificada. Outra amostra foi retirada para eletroforese antes do banho à 90°C, ou seja, após F. Por último, outra alíquota foi retirada antes da centrifugação (passo H). Havia a possibilidade de estar perdendo algum material no descarte após a centrifugação. Assim, as amostras foram concentradas várias vezes, com diferentes quantidades de soluções e foram submetidas a nova eletroforese. Estes géis podem ser observados na Figura 1(e) e (f), respectivamente. Observou-se que para concentrações de 15, 30, 50 e 100 vezes (gel (e)) não foram observadas bandas de proteínas nítidas. Já no gel (f), com concentrações de 100, 200 e 500 vezes, as bandas puderam ser melhor observadas, porém os rastros também foram mais fortes prejudicando a visão das mesmas.

Em outra tentativa, a amostra foi submetida à extração de proteínas, mas entre o passo de adição de tampão e banho quente, a mesma foi submetida à sonicação com intuito de quebrar as fitas de DNA. Após a extração de proteínas, estas fitas ficam em suspensão interferindo no procedimento. A sonicação foi realizada submetendo a amostra em pulsos de 15 segundos com 30 segundos de descanso, por três vezes consecutivas. O gel de eletroforese dessas amostras pode ser observado na Figura 1(g).

Como não foram observadas bandas com coração de solução de azul de Coomassie, o gel foi submetido à coração com nitrato de prata e, por ter passado o tempo de lavagem da última solução, não pode ser observado nem bandas nem rastros. Este gel foi considerado perdido.

O próximo passo foi a tentativa de submeter as amostras à eletroforese com gel de tricina 16% que captura proteínas com tamanhos inferiores ao gel de poliacrilamida 15%. Foram utilizados padrões chamados de Baixo Peso Molecular: 16.949, 14.404, 10.700, 8.159, 6.214 e 2.512 Da.

Decidiu-se submeter as amostras à eletroforese com este tipo de gel, pois em todos os outros foram observadas faixas no final como se estivessem várias bandas de proteínas de tamanhos menores que aquelas capturadas no gel de poliacrilamida. As amostras foram submetidas à extração e sonicação (Figura 1(h)). As condições de eletroforese foram: 16 horas à 30 V e 8 horas à 100 V.

A Figura 2(a) mostra o gel feito com amostras submetidas à nova adição de tampão e aquecimento antes da aplicação. Algumas amostras foram extraídas com tampão contendo β -mercaptoetanol e algumas sem o reagente. Este reagente tem a função de quebrar as ligações dissulfeto entre as proteínas.

Foi utilizado outro protocolo (EHLERS e CLOETE, 1999) com algumas adaptações e submeteu-se duas amostras utilizadas no gel anterior para testar este protocolo (Figura 2(b)). Existem bandas de proteínas, mas o rastro aumentou deixando o gel pouco nítido.

Algumas possíveis explicações são que as proteínas presentes na amostra possam ter degradado rapidamente e por isso não observadas no gel. Além disso, há algum interferente nesta amostra que impossibilita a observação das proteínas no gel, já que algumas bandas estão presentes, porém não nitidamente como esperado.

Estas amostras levaram algum tempo até chegar ao laboratório. O transporte foi feito em caixas de isopor com gelo. Nas outras amostragens, as amostras foram congeladas no momento da coleta e transportadas nesta condição para amenizar a degradação. Caso ainda se observe os rastros escuros no gel, optaremos por analisar a amostra bruta, ou seja, as proteínas que estão dissolvidas na água, já que o gel com este tipo de amostra foi melhor observado (Figura 1(a)). Outra opção será realizar outro teste com amostra filtrada com intuito de eliminar as interferências como, por exemplo, de algas.

APÊNDICE IV

COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

Comunidade fitoplanctônica

As diluições variaram de acordo com a estação de coleta e as épocas do ano. Assim como as diluições, os campos, determinados aleatoriamente, também variaram de acordo com a época do ano e a estação amostrada (Tabela 1 e Figura 1). Câmaras de 2mL foram utilizadas para todas as amostras.

Figura 1 - Determinação dos campos de contagem – a: amostras com número de campos contados **inferior** a 10; b: amostras com número de campos contados **superior** a 10.

Tabela 38: Número de campos contados e diluição nas estações e horários de amostragem, nos quatro períodos de coleta.

		Outubro		janeiro		abril		julho	
		n.c.	Diluição	n.c.	diluição	n.c.	diluição	n.c.	diluição
Afluente bruto	8h	20	1:50	15	1:10	4	1:50	*	*
	14h	30	1:50	6	1:25	8	1:50	*	*
	20h	20	1:50	6	1:25	20	1:50	*	*
	2h	7	1:50	6	1:10	17	1:50	*	*
	8h	*	*	4	1:10	5	1:100	*	*
ss	8h	8	1:100	8	1:25	8	1:25	8	1:100
	14h	8	1:100	8	1:25	8	1:25	8	1:100
	20h	8	1:100	8	1:25	5	1:100	8	1:100
	2h	8	1:100	8	1:25	8	1:25	8	1:100
	8h	*	*	8	1:25	4	1:25	9	1:100
Lagoa anaeróbia	8h	8	1:100	8	1:25	8	1:25	8	1:100
	14h	6	1:100	8	1:25	8	1:25	8	1:100
	20h	8	1:100	8	1:25	8	1:25	8	1:100
	2h	8	1:100	8	1:25	8	1:25	8	1:100
	8h	*	*	8	1:25	8	1:25	9	1:100
f	8h	8	1:100	8	1:25	8	1:25	8	1:100
	14h	8	1:100	8	1:25	**	**	8	1:100
	20h	6	1:100	8	1:25	4	1:50	8	1:100
	2h	8	1:100	8	1:25	8	1:25	8	1:100
	8h	*	*	8	1:25	8	1:25	7	1:100
ss	8h	8	1:100	8	1:50	10	1:25	5	1:100
	14h	6	1:100	8	1:50	8	1:25	5	1:100
	20h	5	1:100	6	1:50	15	1:25	5	1:100
	2h	6	1:100	8	1:50	4	1:25	5	1:100
	8h	*	*	4	1:50	4	1:25	4	1:100
Lagoa facultativa	8h	10	1:100	4	1:25	15	1:25	4	1:50
	14h	8	1:100	5	1:25	8	1:25	5	1:100
	20h	8	1:100	5	1:100	5	1:25	4	1:100
	2h	8	1:100	5	1:25	5	1:25	5	1:100
	8h	*	*	4	1:25	8	1:25	5	1:100
f	8h	15	1:100	8	1:50	15	1:25	4	1:50
	14h	8	1:100	8	1:50	8	1:25	5	1:100
	20h	8	1:100	8	1:50	7	1:25	5	1:100
	2h	**	**	5	1:50	8	1:25	6	1:100
	8h	*	*	4	1:50	8	1:25	5	1:100
Efluente final	8h	10	1:100	8	1:25	7	1:25	5	1:100
	14h	5	1:100	4	1:50	10	1:25	4	1:100
	20h	5	1:100	5	1:50	6	1:25	4	1:100
	2h	5	1:100	5	1:50	5	1:50	4	1:100
	8h	*	*	5	1:50	7	1:25	4	1:100

* amostra não coletada. ** amostra perdida. ss: sub-superfície; m: meio; f: fundo. n.c.: número de campos contados.

A seguir pode ser consultada a lista de espécies encontradas na ETE Cajati:

CHLOROPHYCEAE

Ankyra sp
Chlamydomonas sp
Chlorella kessleri
Closterium sp
Crucigeniella rectangulares
Dyctiosphaerium sp
Elakatothrix gelatinosa
Eutetramorus sp
Golenkiniopsis sp
Kirchneriella sp
Kirchneriella subcapitata
Monoraphidium contortum
Monoraphidium saxatile
Monoraphidium sp
Monoraphidium tortile
Pyrobotrys sp
Scenedesmus acuminatus
Scenedesmus acuminatus (cel livre)
Scenedesmus arvenensis
Schoederia sp
Staurastrum sp

CYANOPHYCEEA

Aphanocapsa sp
Aphanothece sp
Bacularia gracilis
Lyngbya sp
Merismopedia punctata
Merismopedia tenuissima
Microcystis sp
Phormidium sp
Pseudoanabaena moliniformis

Pseudoanabaena sp (reta
Pseudoanabaena sp (torta)
Syneccocystis sp

EUGLENOPHYCEAE

Euglena sp
Lepocinclis ovum
Trachelomonas sp

CRYPTOPHYCEAE

Cryptomonas sp
Rhodomonas sp (menor)

CRYSOPHYCEAE

Mallomonas sp