Daniela Cambeses Pareschi

CARACTERIZAÇÃO DA FAUNA DE ROTIFERA EM ÁREA ALAGADA CONSTRUÍDA PARA
TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO - PIRACICABA (SP)

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientador: Profa. Dra. Eneida Salati

São Carlos
2004

Dedico este trabalho à
minha mãe Ruth e ao
meu companheiro
André

Agradecimentos

Gostaria de agradecer à Profa. Dra. Eneida Salati pela orientação deste trabalho, apoio, paciência e amizade...

Ao Prof. Dr. Abílio Lopes de Oliveira Neto pela co-orientação e constante ajuda inclusive no laboratório e identificação dos organismos;

Ao Prof. Dr. Evaldo L. G. Espíndola pelas facilidades concedidas no CRHEA e laboratório de microscopia;

Ao Prof. Dr. Ivã H. Moreno pelas sugestões dadas durante o exame de qualificação e amizade;

A Prof^a. Dr^a. Odete Rocha também pelas sugestões dadas durante o exame de qualificação;

Ao CNPQ pela bolsa concedida;

Ao laboratório de Ecologia Isotópica do CENA/ESALQ/USP/Piracicaba, em especial à Sandra Furlan Nogueira, pela disponibilização de dados da estação e boa hospitalidade durante a coleta de dados.

À Bioagri Ambiental Ltda. pelas análises laboratoriais feitas;

À Mariana que me hospedou em sua casa em Piracicaba durante o período de coleta, obrigada pelo apoio;

À minha amiga Mariana Masuti por me ajudar na coleta e em muitos outros momentos;

Aos técnicos de laboratório do CRHEA: América, Marcelo, Lucy, Miro e em especial ao Amandio, pela ajuda nas análises químicas, laboratoriais e no campo;

A bibliotecária Mara pelo bom atendimento e boas conversas durante o cafezinho...

Ao pessoal do laboratório e colegas de CRHEA: Lucí, Domingos, Ricardo, Alessandro, Felipe, Carol e Maurício, Clarice, Batista, Anna Paula e muitos outros que me acompanharam e me ajudaram durante o mestrado;

A Márcia Éler pela oportunidade que me deu de conhecer zooplâncton de pesque-pague e publicação dos trabalhos;

Aos amigos Cendi, João Durval, Carol, Flávia, Mari, Pat, DJ, Lú e Silvério, Jairo e Ana, Geli, Júlia e Rinaldo, Caio e Jú, Gui e Taís, Drica e Gunther, Zuba, Irene e muitos outros;

As minhas amigas de São Paulo Maria, Maíra e Chris pela eterna amizade;

A minha família que de longe sempre me acompanha e torce por mim, em especial à minha mãe, minhas irmãs Renata e Ana e meus sobrinhos lindos, João Vítor e Beatriz;

Ao André, meu amor e companheiro, que me agüentou durante a confecção deste trabalho com muita paciência e ainda foi meu motorista, técnico e companheiro de coleta de campo;

Muito Obrigada!!!

Resumo

PARESCHI, D.C. (2004). *Caracterização da fauna de Rotifera em área alagada construída para tratamento de esgoto doméstico - Piracicaba/SP*. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

Durante o período de 2001-2002, foi estudado um sistema de área alagada construída para tratamento de esgoto de um bairro de aproximadamente 3.000 habitantes em Piracicaba/SP. Foi feito o levantamento da fauna de Rotifera e das variáveis físicas e químicas da água residuária nos canais do sistema de tratamento, incluindo também análises de coliformes e DBO₅, cujos valores foram relacionados com a composição de espécies de rotíferos ao longo dos canais de tratamento. Um total de 20 táxons de rotíferos monogonontas, além de outros organismos que puderam ser identificados foram registrados no sistema de tratamento estudado. O efluente no início do tratamento apresentou características polisapróbias (mais poluído), enquanto no final do tratamento foi caracterizado como alfa-mesossapróbio (menos poluído). A riqueza e densidade de espécies de rotíferos aumentaram com a melhoria da qualidade da água. Concluiu-se que a riqueza e densidade de espécies de rotíferos podem servir como indicativo de qualidade de água e eficiência de remoção de poluentes em sistemas de tratamento de esgoto, podendo também ter importante papel na redução de bactérias patogênicas.

Palavras-chave: Rotifera, zooplâncton, áreas alagadas construídas, tratamento de esgoto, macrófitas, limnologia, ecologia aplicada.

Abstract

PARESCHI, D.C. (2004). *Characterization of the fauna of Rotifera in constructed wetlands for wastewater treatment*. M.Sc. Dissertation - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

During the period of 2001-2002, a system of constructed wetlands for sewage treatment for approximately a quarter of 3,000 inhabitants in Piracicaba/SP was studied. The survey of the fauna of Rotifera and the physical and chemical variable of the residuary water in the canals of the treatment system was made, also including analyses of coliformes and DBO5, which values were related to the composition of species of rotifers along the treatment canals. A total of 20 taxa of rotifers monogonontas, besides other organisms that could have been identified were registered in the treatment system studied. The effluent at the beginning of the treatment presented polysaprobic characteristics (polluted), while at the end of the treatment it was characterized as alpha-mesosaprobic (less polluted). The richness and density of species of rotifers had increased with the improvement of the water quality. It was concluded that the richness and density of species of rotifers could serve as indicative of water quality and efficiency of removal of pollutants in systems of sewer treatment, also being able to have important role in the reduction of pathogenic bacteria.

Keywords: Rotifera, zooplankton, constructed wetlands, wastewater treatment, macrophytes, limnology, applied ecology.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Seqüência de predominância relativa dos organismos no tratamento de esgotos (Fonte: adaptado de von SPERLING, 1996b).....	15
Figura 2 - Desenho esquemático de um sistema com macrófitas emergentes com fluxo superficial. A água a ser tratada escorre pela superfície do solo cultivado com plantas emergentes. Geralmente são construídos canais longos, sendo a lâmina de água variável.	23
Figura 3 - Desenho esquemático de um sistema com macrófitas emergentes com fluxo vertical. A água a ser tratada deve ter um fluxo vertical em uma camada de solos sobre brita, no qual são cultivadas plantas emergentes. O desenho é variável, porém predominam os sistemas de canal longo com pouca profundidade.	23
Figura 4 - Desenho esquemático de um canal com plantas aquáticas flutuantes. São construídos normalmente canais longos e estreitos com aproximadamente 0,70 m de profundidade.....	23
Figura 5 - Foto da estação de tratamento de esgoto com flechas explicativas. ETE-Engenho, Piracicaba/SP.	47
Figura 6 - Desenho esquemático de um canal de solo filtrante com fluxo ascendente. A água a ser tratada é introduzida sob o sistema de drenagem sobre o qual está colocada a camada de solo filtrante. <i>Fonte:</i> Instituto de Ecologia Aplicada. Relatórios técnicos, 1997.	48
Figura 7 - Desenho esquemático de um solo filtrante com fluxo descendente. A água a ser tratada é lançada sobre solo cultivado com arroz ou outra macrófita emergente. <i>Fonte:</i> Instituto de Ecologia Aplicada. Relatórios técnicos, 1997.	48
Figura 8 - Desenho esquemático da estrutura de um solo filtrante. Este tipo de configuração é utilizada tanto para solos filtrantes de fluxo ascendente como para fluxo descendente. <i>Fonte:</i> Instituto de Ecologia Aplicada. Relatórios técnicos, 1997.	48
Figura 9 - Desenho esquemático da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE-Engenho) indicando pontos de coleta.	51
Figura 10 - Valores de profundidade máxima em metros (m) de cada ponto amostrado da estação de tratamento de esgoto ETE-Engenho, no período de agosto de 2002.	62
Figura 11 - Valores de temperatura da água (°C) nos pontos amostrados da ETE-Engenho, nos três períodos de estudo.....	64
Figura 12 - Valores de concentração de oxigênio dissolvido (mg/L) em cada ponto amostrado da ETE-Engenho nos três períodos de estudo.	66
Figura 13 - Valores de condutividade elétrica da água (µS/cm) em cada ponto amostrado da ETE-Engenho nos três períodos de estudo.	68
Figura 14 - Valores de pH em cada ponto amostrado da ETE-Engenho nos três períodos de estudo.....	70

Figura 15 - Valores de sólidos suspensos totais em cada ponto amostrado da ETE-Engenho nos dois períodos de estudo (fev/02 e ago/02).	72
Figura 16 - Valores de sólidos suspensos totais, orgânico e inorgânico em cada ponto amostrado da ETE-Engenho no período de 12 a 16/08/02.	73
Figura 17 - Formas de Nitrogênio: concentrações de N-orgânico total (mg/L), amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2) e nitrato (NO_3); nos pontos amostrados da ETE-Engenho no período de fevereiro de 2002.....	76
Figura 18 - Formas de Nitrogênio: concentrações de N-orgânico total (mg/L), amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2) e nitrato (NO_3); nos pontos amostrados da ETE-Engenho no período de 12 a 16 de agosto de 2002.....	77
Figura 19 - Formas de fósforo: concentrações de fósforo total, fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico ($\mu\text{g/L}$) nos pontos amostrados da ETE no período de fevereiro/2002.	81
Figura 20 - Concentrações de fósforo total, fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico ($\mu\text{g/L}$) nos pontos amostrados da ETE no período de agosto/2002.....	82
Figura 21 - Valores de DQO (demanda química de oxigênio), em mg/L, nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 15/08/2002.	85
Figura 22 - Valores de DBO (demanda bioquímica de oxigênio), em mg/L, nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 15/08/2002.	86
Figura 23 - Valores de coliformes fecais em NMP/100mL, nos pontos da ETE-Engenho, em 15/08/2002.....	88
Figura 24 - Valores de coliformes totais em NMP/100mL, nos pontos da ETE-Engenho, em 15/08/2002.....	88
Figura 25 - Número de taxa de Rotifera por família registrada na ETE-Engenho nos períodos de coleta.	92
Figura 26 - Número de taxa de Rotifera (riqueza de espécies) nos pontos amostrados nos três períodos de coleta na ETE-Engenho.....	97
Figura 27 - Densidade total dos taxa de Rotifera em cada ponto amostrado da ETE-Engenho nos dias 12 a 16/08/2002.	108
Figura 28 - Abundância relativa (%) dos taxa de Rotifera em cada ponto amostrado da ETE-Engenho no período de agosto de 2002 (12 a 14/08/02).	116
Figura 29 - Abundância relativa (%) dos taxa de Rotifera em cada ponto amostrado da ETE-Engenho no período de agosto de 2002 (15 e 16/08/02).	117
Figura 30 - Desenho esquemático das possíveis relações tróficas entre os organismos registrados na ETE-Engenho.	138

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Principais agentes poluidores presentes nos esgotos domésticos.	2
Tabela 2 - Comparação dos custos aproximados de implantação de estações de tratamento de esgoto com diferentes tecnologias.....	5
Tabela 3 - Principais características físicas, químicas e biológicas dos esgotos domésticos e suas descrições.	12
Tabela 4 - Principais mecanismos de remoção de poluentes no tratamento de esgoto.	13
Tabela 5 - Processos em áreas alagadas construídas para tratamento de efluentes.	26
Tabela 6 - Mecanismos de remoção baseados em sistemas de tratamento utilizando macrófitas	27
Tabela 7 - Nutrientes analisados e respectivos métodos.	53
Tabela 8 - Taxa de Rotífera registrados nos três períodos amostrados com respectivas frequências de ocorrência na ETE-Engenho.	93
Tabela 9 - Lista de taxa de Rotífera registrados nos pontos amostrados da ETE-Engenho e frequências de ocorrência em agosto de 2001.	94
Tabela 10 - Lista de taxa de Rotífera registrados nos pontos amostrados da ETE-Engenho e frequências de ocorrência em fevereiro de 2002.....	95
Tabela 11 - Lista de taxa de Rotífera registrados nos pontos amostrados da ETE-Engenho e frequências de ocorrência em agosto de 2002.	96
Tabela 12 - Frequência de ocorrência dos taxa de Rotífera na ETE-Engenho nos três períodos estudados, ago/01, fev/02 e ago/02.	98
Tabela 13 - Frequência de ocorrência dos taxa de Rotífera nos cinco pontos amostrados da ETE-Engenho no período de agosto de 2001.	100
Tabela 14 - Frequência de ocorrência dos taxa de Rotífera nos seis pontos da ETE-Engenho no período de fevereiro de 2002.	101
Tabela 15 - Frequência de ocorrência dos taxa de Rotífera nos seis pontos da ETE-Engenho no período de agosto de 2002.	102
Tabela 16 - Densidade absoluta dos taxa de Rotífera nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 12/08/2002.	104
Tabela 17 - Densidade absoluta dos taxa de Rotífera nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 13/08/2002.	104
Tabela 18 - Densidade absoluta dos taxa de Rotífera nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 14/08/2002.	105

Tabela 19 - Densidade absoluta dos taxa de Rotifera nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 15/08/2002.	106
Tabela 20 - Densidade absoluta dos taxa de Rotifera nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 16/08/2002.	107
Tabela 21 - Abundância relativa entre os taxa de Rotifera nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 12/08/2002.	110
Tabela 22 - Abundância relativa entre os taxa de Rotifera nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 13/08/2002.	110
Tabela 23 - Abundância relativa entre os taxa de Rotifera nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 14/08/2002.	111
Tabela 24 - Abundância relativa entre os taxa de Rotifera nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 15/08/2002.	112
Tabela 25 - Abundância relativa entre os taxa de Rotifera nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 16/08/2002.	113

SUMÁRIO

RESUMO.....	I
ABSTRACT	II
LISTA DE FIGURAS	III
LISTA DE TABELAS	V
1 - INTRODUÇÃO	1
2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	9
2.1 - CONSIDERAÇÕES SOBRE O TRATAMENTO DE ESGOTOS	9
2.2 - ÁREAS ALAGADAS NATURAIS.....	16
2.3 - ÁREAS ALAGADAS CONSTRUÍDAS.....	20
2.4 - OS ROTÍFEROS	31
2.4.1 - ROTÍFEROS COMO BIOINDICADORES DA QUALIDADE DA ÁGUA	36
3 - JUSTIFICATIVA	40
4 - OBJETIVOS	42
4.1 - OBJETIVO GERAL.....	42
4.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	43
5 - MATERIAIS E MÉTODOS	44
5.1 - DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	44
5.2 - PLANEJAMENTO, PERIODICIDADE E PONTOS DE AMOSTRAGEM ...	49
5.3 - VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA RESIDUÁRIA	52
5.3.1 - VAZÃO MÉDIA E PROFUNDIDADE	52
5.3.2 - TEMPERATURA, pH, OXIGÊNIO DISSOLVIDO E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DA ÁGUA.....	52
5.3.3 - SÓLIDOS SUSPENSOS.....	52
5.3.4 - NUTRIENTES.....	53
5.3.5. - DQO (DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO)	54
5.4. - ANÁLISES BIOLÓGICAS.....	55
5.4.1 - DBO ₅ (DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO).....	55
5.4.2 - COLIFORMES FECALIS E TOTAIS.....	55
5.4.3 - ANÁLISES QUALITATIVAS E QUANTITATIVAS DOS ROTÍFEROS ..	56
5.4.3.1 - TRATAMENTO DOS DADOS	58
6 - RESULTADOS	61

6.1 - ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA	61
6.1.1. - VAZÃO MÉDIA E PROFUNDIDADE MÁXIMA	61
6.1.2. - TEMPERATURA DA ÁGUA	62
6.1.3. - OXIGÊNIO DISSOLVIDO.....	65
6.1.4. - CONDUTIVIDADE ELÉTRICA	67
6.1.5. - PH	69
6.1.6. - SÓLIDOS SUSPENSOS.....	71
6.1.7. - NUTRIENTES.....	74
6.1.7.1. - FORMAS DE NITROGÊNIO.....	74
6.1.7.2. - FORMAS DE FÓSFORO.....	80
6.1.8. - DQO (DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO).....	85
6.2. - ANÁLISES BIOLÓGICAS.....	86
6.2.1. - DBO (DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO).....	86
6.2.2. - COLIFORMES TOTAIS E FECALIS.....	87
6.2.3. - ANÁLISE DE ROTIFERA.....	89
6.2.3.1. - COMPOSIÇÃO E RIQUEZA DE ESPÉCIES	89
6.2.3.2. - FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA	98
6.2.3.3. - DENSIDADE	103
6.2.3.4. - ABUNDÂNCIA RELATIVA	109
7 - DISCUSSÃO	118
8 - CONCLUSÃO	145
9 - BIBLIOGRAFIA	147
ANEXO	161

1

INTRODUÇÃO

As águas interiores vêm sofrendo um crescente processo de degradação causado em grande parte pelo despejo de esgotos doméstico e industrial sem tratamento prévio ou adequado. A poluição das águas pode provocar profundas alterações nos ecossistemas aquáticos, como mortandade de peixes, florescimento de algas tóxicas, perda da biodiversidade, substituição de algumas espécies por outras, causando possíveis modificações nas cadeias alimentares, além dos impactos sociais, econômicos e de saúde pública, pela perda de água em qualidade e quantidade.

Os diversos componentes presentes na água que alteram sua qualidade podem ser caracterizados por parâmetros físicos, químicos e biológicos. As características físicas estão associadas principalmente aos sólidos presentes na água, podendo ser suspensos ou dissolvidos dependendo do tamanho. As características químicas podem ser interpretadas através da matéria orgânica ou

inorgânica. As características biológicas estão associadas aos organismos vivos ou mortos (von SPERLING, 1996a).

As principais variáveis relativas à caracterização dos esgotos domésticos e seus principais efeitos no corpo d'água receptor, segundo von SPERLING (op cit.), são mostradas na Tabela 1.

Tabela 1- Principais agentes poluidores presentes nos esgotos domésticos.

Poluente	Principais parâmetros	Possível efeito poluidor
Sólidos em suspensão	Sólidos em suspensão totais	- Problemas estéticos - Depósitos de lodo - Adsorção de poluentes - Proteção de patógenos
Matéria orgânica biodegradável	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	- Consumo de oxigênio - Mortandade de peixes - Condições sépticas
Nutrientes	Nitrogênio Fósforo	- Crescimento excessivo de algas - Toxicidade aos peixes (amônia) - Doença em recém-nascidos (nitrato) - Poluição da água subterrânea
Patogênicos	Coliformes	- Doenças de veiculação hídrica

Fonte: adaptado de von Sperling (1996a).

Os esgotos domésticos provêm de residências e de edificações públicas e comerciais, e apesar de variarem com os costumes e condições sócio-econômicas das populações, os esgotos domésticos têm características bem definidas, constituindo-se de aproximadamente 99,9% de água e 0,1% de sólidos, dos quais 70% são orgânicos (proteínas, carboidratos e gorduras) e 30% inorgânicos (areia, sais e metais). O líquido em si nada mais é que um meio de transporte das inúmeras substâncias orgânicas, inorgânicas e microorganismos eliminados pelo homem diariamente (UEHARA e VIDAL, 1989). São os sólidos os responsáveis pela deterioração da qualidade do corpo de água receptor do esgoto e é por causa deste 0,1% de sólidos é que se deve tratar o esgoto (von SPERLING, 1996a).

Embora o tratamento de efluentes doméstico e industrial seja previsto no Brasil pelas Leis CONAMA N°20¹ e POLÍTICA NACIONAL DOS RECURSOS HÍDRICOS², uma pequena porcentagem do esgoto coletado é tratado no Brasil, sendo que muitas regiões ainda não têm coleta de esgoto nem abastecimento de água.

Segundo Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000 (IBGE, 2002), somente 52% dos municípios e 33,5% dos domicílios brasileiros são atendidos por rede geral de esgoto. Do volume de esgoto urbano coletado apenas 35,3% é submetido a tratamento para remoção de poluentes e 84,6% do esgoto não tratado é despejado nos rios. Onde não há coleta de esgoto 48% dos dejetos vão para fossa séptica e 42% para valas abertas.

Estimativas efetuadas pelo Departamento de Saneamento da Secretaria de Política Urbana do Ministério do Planejamento e Orçamento demonstram que serão necessários, calculando-se de 1977 até o ano 2010, investimentos superiores a quarenta bilhões de reais, ou seja, mais de dois bilhões por ano nesse período, para proporcionar apenas à população urbana do Brasil atendimento completo em abastecimento de água e saneamento (HESPANHOL, 1999).

A implantação de estações de tratamento de esgoto que utilizem técnicas simples a baixos custos e, portanto, acessíveis às populações de baixa renda, populações rurais e pequenos municípios, é uma medida necessária para reverter a situação do saneamento no Brasil. Em grandes cidades, a construção de mega-estações de tratamento, com tecnologias convencionais (ex. lodos ativados, lagoas

¹ CONAMA N°20 de 18 de Junho de 1986, que estabelece o enquadramento dos corpos d'água em classes de acordo com os usos preponderantes e determina que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos d'água desde que obedeçam às condições estabelecidas nos Artigos desta mesma resolução.

² POLÍTICA NACIONAL DOS RECURSOS HÍDRICOS, estabelecida pela Lei Federal 9.433 de 8/1/97, que define regime de outorga de direitos de uso de recursos hídricos que tem como objetivo assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água, estando sujeitos à outorga pelo Poder Público o lançamento em corpo d'água de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final.

aeradas e reatores anaeróbios) com capacidade de tratar grandes volumes de esgoto doméstico, exige altos investimentos. O tratamento por regiões da cidade, com a implantação de pequenas estações que tratem um menor volume de esgoto e uso de tecnologias mais acessíveis à realidade Brasileira é uma possível solução para o problema.

SMITH (1989), HAMMER e BASTIAN (1989) e GOPAL (1999) também enfatizam que as tecnologias convencionais de tratamento são de alto custo, além de demandar grande quantidade de energia, e que a busca de tecnologias de tratamento de efluentes mais acessíveis, principalmente às pequenas comunidades e aos países em desenvolvimento, é uma boa alternativa.

A Tabela 2 mostra uma comparação dos valores aproximados de implantação de estações de tratamento com tecnologias convencionais (lagoas aeradas, fossa filtro e lodo ativado) e tecnologias alternativas (*wetlands* construídas). Embora entre as diversas técnicas de áreas alagadas construídas os valores de implantação variem bastante, estes sistemas têm custos bem inferiores aos custos das tecnologias convencionais exemplificadas. Segundo REYDON (2003) estas tecnologias convencionais são as mais utilizadas no Brasil.

Tabela 2 - Comparação dos custos aproximados de implantação de estações de tratamento de esgoto com diferentes tecnologias.

Custo de implantação					
Tecnologia	(US\$)	(R\$)	Pop.atendida	Custo <i>per capita</i> (US\$)	Fonte
<i>Lagoa aerada</i>	2.142.857,14 *	6.000.000,00	59.000	36,31	Reydon (2003)
<i>Fossa filtro</i>	44.642,86 *	125.000,00	750	59,52	Reydon (2003)
<i>Lodo Ativado</i>	1.250.000 *	3.500.000,00	35.000	35,71	Reydon (2003)
<i>Wetland construída 1</i>	2.700,00	7.560,00 *	10.000 (220m ²)	0,27	Koottatep, et al. (1999)
<i>Wetland construída 2</i>	100.000,00	280.000,00	(por ha)	0,22	Kadlec (1995)

* Cálculo com base no dólar à R\$ 2,80

O Capítulo 18 da Agenda 21, produzida pela Conferência sobre Desenvolvimento e Ambiente (ECO-92 realizada em junho de 1992 no Rio de Janeiro apud: HESPANHOL, 1999, grifo nosso) salienta que:

“Em países em desenvolvimento, excretas humanos e esgotos são importantes fatores de deterioração da qualidade da água, e que a introdução de tecnologias adaptadas para a construção de sistemas de tratamento de esgotos traria melhorias significativas, em termos de saúde pública e meio ambiente”.

As áreas alagadas construídas para tratamento de efluentes ou “*wetlands* construídas”, utilizam tecnologias não convencionais combinando eficiência com baixos custos de implantação e operação. O princípio destes sistemas é simular as propriedades depuradoras de água dos ecossistemas naturais de alagados, aproveitando processos biogeoquímicos naturais de depuração de águas, sem necessidade de tratamentos intensivos com substâncias químicas e aeradores

mecânicos, utilizados nos tratamentos convencionais (SMITH, 1989; HAMMER e BASTIAN, 1993; MITSCH, 1995; BRIX, 1993).

Os sistemas de alagados construídos constituem-se de canais aquáticos com rasa camada de água, uma combinação de solo saturado, pedriscos ou qualquer outro tipo de substrato que tenha boa condutividade hidráulica, vegetação aquática, microorganismos e vida animal, simulando os alagados naturais. Segundo SALATI (*no prelo*), existem diversas tecnologias, com diferentes combinações que podem ser feitas de acordo com o efluente que se quer tratar, da eficiência que se deseja e das condições geológicas e climáticas do local de implantação do sistema de tratamento.

Apesar dos sistemas de alagados construídos para tratamento de esgoto serem bem difundidos e utilizados, principalmente na Europa e EUA (BASTIAN e HAMMER, 1993), ainda há muito para ser pesquisado e desenvolvido nesta área. Com base nos trabalhos apresentados na “Conferência Internacional Sobre Sistemas de *Wetlands*” realizada em Águas de São Pedro (1998), são poucos os estudos ecológicos mais aprofundados em estações de tratamento que utilizam tecnologia de alagados artificiais. A maioria dos estudos diz respeito à eficiência do sistema, dinâmica dos nutrientes orgânicos e inorgânicos e absorção de metais e nutrientes pelas plantas.

A maior parte dos processos de tratamento de esgotos - como os existentes nas tecnologias de áreas alagadas construídas - inclui depuração biológica, isto é, estabilização dos compostos orgânicos promovida por atividade dos microorganismos aeróbios e anaeróbios. Além das bactérias, responsáveis diretas por essa estabilização, existe um número muito grande de outros organismos que fazem parte do processo, especialmente protozoários, fungos, algas e vermes.

Segundo BRANCO (1978): “a identificação desses organismos, bem como o estudo da sua fisiologia com o propósito de evidenciar o seu papel em cada etapa do tratamento, constitui importante atividade para o biólogo. Dos dados obtidos nesses estudos depende o engenheiro que pretende projetar um sistema de tratamento com bom rendimento, além dos inúmeros problemas surgidos na operação do tratamento que podem ser solucionados com a contribuição do biólogo”.

Diversas espécies de organismos zooplanctônicos têm sido encontradas em estações de tratamento de esgoto com diferentes tecnologias e embora não tenham sido muito estudados em ambientes de esgoto, estes organismos podem desempenhar importante papel no tratamento (INGRAM et al., 1966; CETESB, 1989).

As comunidades zooplanctônicas agem como eficiente condutor trófico na transferência de energia entre os produtores primários e os consumidores secundários, participando também na regeneração e transporte de nutrientes (KETCHUM, 1962; ELSER et al., 1988), na produtividade secundária e servindo ainda como sensíveis indicadores biológicos de qualidade de água (SLADECEC, 1983; MARGALEF, 1983; PEJLER, 1983).

Entre os grupos zooplanctônicos, os rotíferos exercem importante papel ecológico dentro dos ecossistemas aquáticos. Segundo MAKAREWICZ e LIKENS (1979), um terço do fluxo anual de fósforo no zooplâncton no Lago Mirror é realizado pelos rotíferos. Os rotíferos detritívoros também desempenham papel depurador em ambientes submetidos à poluição orgânica (PAGGI, 1995), podendo ter importante colaboração no tratamento biológico de estações de tratamento de esgoto doméstico.

O presente trabalho propôs analisar as espécies de rotíferos que ocorreram em uma estação de tratamento de esgoto cuja técnica é de áreas alagadas artificiais, sua relação com as variáveis físicas, químicas e biológicas do sistema, e o papel ecológico dos rotíferos na estrutura e funcionamento do ecossistema bem como a avaliação do potencial bioindicador de qualidade de água desses organismos.

2

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 - Considerações Sobre o Tratamento de Esgotos

Esgoto é o termo utilizado para caracterizar os despejos provenientes dos diversos usos das águas, tais como doméstico, comercial, industrial, agrícola, estabelecimentos públicos, etc. O resíduo líquido industrial é o esgoto resultante dos processos industriais, possuindo características muito específicas dependendo do tipo de indústria. Esgotos sanitários são os despejos líquidos constituídos de esgotos domésticos e industriais lançados na rede pública, água de infiltração (água que penetra nos condutos através de juntas defeituosas) e a parcela de contribuição pluvial parasitária (resultante de ligações clandestinas de águas pluviais na rede de esgoto).

Os esgotos domésticos - a parcela mais significativa dos esgotos sanitários - provêm, principalmente, de residências públicas e comerciais que concentram aparelhos sanitários, lavanderias e cozinhas, compondo-se basicamente de águas de

banho, urina, fezes, restos de comida, sabões, detergentes e águas de lavagem (UEHARA e VIDAL, 1989).

A quantidade do esgoto produzido diariamente pode variar bastante não só de uma comunidade para outra, como também dentro de uma mesma comunidade em função dos hábitos e condições sócio-econômicas da população, existência ou não de ligações clandestinas de águas pluviais na rede de esgoto, clima, entre outros. Durante um ciclo de 24 horas as vazões de esgoto começam a aumentar a partir das 5h00, período que a população começa a despertar para o trabalho, atingindo o seu ápice entre 10h00 e 14h00 (hora do almoço). E, após estes horários, diminuem gradativamente, até alcançarem outro pico das 17h00 às 22h00 (hora do banho e jantar).

As características qualitativas dos esgotos variam em função da composição da água de abastecimento e dos diversos usos dessa água, embora de um modo geral, os esgotos sanitários se constituam em 99,9% de água e 0,1% de sólido (von SPERLING, 1996a).

Um grande número de substâncias compõe os esgotos, não sendo possível relacioná-las todas. Para caracterização do esgoto, utilizam-se algumas características físicas, químicas e biológicas, cujos valores permitem conhecer seu grau de poluição e, conseqüentemente, dimensionar e medir a eficiência das estações de tratamento de esgotos (von SPERLING, op cit.; UEHARA e VIDAL, op cit.). As principais características físicas, químicas e biológicas das águas residuárias ou esgotos domésticos são apresentadas e discutidas na Tabela 3.

O tratamento de esgotos ocorre por mecanismos físicos, químicos e biológicos e é classificado em quatro níveis de remoção de poluentes: (1) tratamento preliminar, (2) primário, (3) secundário e (4) terciário. O tratamento

preliminar objetiva a remoção dos sólidos grosseiros, enquanto que o tratamento primário visa a remoção de sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica. Em ambos predominam os mecanismos físicos de remoção de poluentes. Já no tratamento secundário, no qual predominam mecanismos biológicos, o objetivo é principalmente a remoção de matéria orgânica e eventualmente nutrientes (nitrogênio e fósforo). O tratamento terciário objetiva a remoção de poluentes específicos (usualmente tóxicos ou compostos não biodegradáveis) ou ainda, a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário como o nitrogênio e fósforo (von SPERLING, 1996a). Os principais mecanismos de remoção de poluentes no tratamento de esgoto são mostrados na Tabela 4.

Tabela 3 - Principais características físicas, químicas e biológicas dos esgotos domésticos e suas descrições.

	Variáveis	Descrição
Físicas	Temperatura	<ul style="list-style-type: none"> - Ligeiramente superior à da água de abastecimento. - Variação conforme as estações do ano. - Influência na atividade microbiana. - Influência na solubilidade dos gases. - Influência na viscosidade do líquido.
	Turbidez	- Causada por uma grande variedade de sólidos em suspensão.
Químicas	Sólidos totais	- Orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos.
	MATÉRIA ORGÂNICA	- <i>Mistura heterogênea de diversos compostos orgânicos, tais como proteínas, carboidratos e lipídios.</i>
	DBO5	- Demanda bioquímica de oxigênio. É uma medida do oxigênio consumido após 5 dias pelos microorganismos na estabilização da matéria orgânica.
	DQO	- Demanda Química de Oxigênio. Representa a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar quimicamente a matéria orgânica carbonácea.
	NITROGÊNIO	- <i>O nitrogênio é um nutriente indispensável para o desenvolvimento dos microorganismos no tratamento biológico.</i>
	Nitrogênio orgânico	- Nitrogênio na forma de proteínas, aminoácidos e uréia.
	Amônia	- Produzida como primeiro estágio da decomposição do nitrogênio orgânico
	Nitrito	- Estágio intermediário da oxidação da amônia. Praticamente ausente no esgoto bruto.
	Nitrato	- Produto final da oxidação da amônia. Praticamente ausente no esgoto bruto.
	FÓSFORO	- <i>O fósforo existe nas formas orgânica e inorgânica. É um nutriente indispensável no tratamento de esgoto.</i>
	Fósforo orgânico	- Combinado à matéria orgânica.
Biológicas	Fósforo inorgânico	- Ortofosfato e polifosfatos.
	pH	- Indicador das características ácidas ou básicas do esgoto. Uma solução é neutra em pH 7. Os processos de oxidação biológica normalmente tendem a reduzir o pH.
	Bactérias coliformes	- Bactérias patogênicas, causando principalmente doenças intestinais. São indicadoras de contaminação fecal.
	Microorganismos em geral	<ul style="list-style-type: none"> - Bactérias e fungos são os principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. - Protozoários alimentam-se de bactérias, algas e outros microorganismos. São essenciais no tratamento biológico para manutenção de um equilíbrio entre os diversos grupos. - Alguns são patogênicos.
	Vírus	- Causam doenças e podem ser de difícil remoção no tratamento da água ou do esgoto.
	Vermes e outros organismos	- Ovos de helmintos presentes nos esgotos podem causar doenças.

Fonte: adaptado de von SPERLING (1996a).

Tabela 4 - Principais mecanismos de remoção de poluentes no tratamento de esgoto.

Poluente	Dimensões	Principais mecanismos de remoção	
Sólidos	Sólidos grosseiros (> ~1cm)	Gradeamento	Retenção de sólidos com dimensões superiores ao espaçamento entre barras
	Sólidos em suspensão (> ~1 μ m)	Sedimentação	Separação de partículas com densidade superior à do esgoto
	Sólidos dissolvidos (< ~1 μ m)	Adsorção	Retenção na superfície de aglomerados de bactérias ou biomassa
Matéria orgânica	DBO em suspensão (> ~1 μ m)	Sedimentação	Idem
		Adsorção	Idem
		Hidrólise	Conversão de DBO suspensa em DBO solúvel, por meio de enzimas, possibilitando a sua estabilização
		Estabilização	Utilização pelas bactérias como alimento, com conversão de gases, água e outros compostos inertes
	DBO solúvel (< ~1 μ m)	Adsorção	Idem
		Estabilização	Idem
Patogênicos		Radiação ultra-violeta	Radiação do sol ou artificial
		Condições ambientais adversas	Temperatura, pH, falta de alimento, competição com outras espécies
		Desinfecção	Adição de algum agente desinfetante como o cloro

Fonte: adaptado de von SPERLING (1996a).

O tratamento ocorre principalmente por processos biológicos de oxidação de matéria orgânica por microorganismos. No tratamento biológico dos esgotos procura-se repetir, em ambiente restrito e em curto espaço de tempo, os mesmos processos que se verificam na autodepuração dos cursos d'água, onde naturalmente ocorrem os processos de estabilização da matéria orgânica após o despejo de esgoto doméstico no corpo d'água até o restabelecimento da qualidade da água (BRANCO, 1978).

Os principais organismos envolvidos no tratamento secundário dos esgotos são bactérias, protozoários, fungos, algas e vermes. Destes, as bactérias são as mais importantes na estabilização da matéria orgânica. O papel desempenhado pelos microorganismos no tratamento de esgotos depende do processo a ser utilizado. Em lagoas de estabilização facultativas, as algas têm uma função

fundamental, relacionada à produção de oxigênio pela fotossíntese. Nos sistemas anaeróbios de tratamento, as condições são exclusivas ao desenvolvimento de microorganismos adaptados à ausência de oxigênio, destacando-se as bactérias metanogênicas e acidogênicas (von SPERLING, 1996b). Em áreas alagadas construídas as macrófitas são as principais responsáveis pela introdução de oxigênio no sistema, sendo que existem fases aeróbias e anaeróbias neste tipo de tratamento.

A massa microbiana envolvida nos processos aeróbios é constituída basicamente por bactérias e protozoários. Outros organismos como fungos e rotíferos podem ser eventualmente encontrados. Os rotíferos são eficientes no consumo de bactérias dispersas e pequenas partículas de matéria orgânica. A presença destes organismos no efluente indica um eficiente processo de purificação biológica (von SPERLING, op. cit.).

As interações ecológicas na comunidade fazem com que o aumento de uma população seja acompanhado pelo declínio de outra, face à característica seletiva exercida pelo meio em transformação.

Em uma alta carga de esgoto o número de bactérias ainda é reduzido e os protozoários amebóides podem ser encontrados. Estes são ineficientes na competição por alimento, sendo encontrados principalmente na fase inicial do tratamento. A população bacteriana cresce devido à disponibilidade de substrato e as amebas são substituídas por protozoários flagelados que, devido à sua mobilidade, são mais eficientes na competição pelo alimento (*Sistema de Alta Carga*). Com o decréscimo do material orgânico, os protozoários ciliados substituem os flagelados (*Sistema de Carga Convencional*). Em longos tempos de retenção,

característicos de *Sistemas de Baixa Carga*, a matéria orgânica é mínima e as bactérias são consumidas por ciliados e rotíferos (von SPERLING, 1996b).

A Figura 1 ilustra a seqüência de predominância relativa dos organismos no tratamento de esgotos. Essa seqüência foi desenvolvida a partir de observações em flocos de *lodos ativados*, porém os processos gerais de estabilização dos esgotos são semelhantes nos vários tipos de tratamento. Segundo BRANCO (1978), o reconhecimento dos grupos predominantes, em dado instante, permite ao biólogo, avaliar a eficiência do tratamento ou o grau de estabilidade que já foi atingido.

Figura 1 - Seqüência de predominância relativa dos organismos no tratamento de esgotos (Fonte: adaptado de von SPERLING, 1996b)

2.2 - Áreas Alagadas Naturais

As áreas alagadas são ecossistemas que recebem diversas denominações como áreas alagáveis, alagados, áreas inundáveis, áreas úmidas, brejos ou *wetlands* (termo em inglês). Áreas alagadas é um termo abrangente usado para definir qualquer área coberta de rasa camada d'água durante pelo menos uma parte do ano.

Existem diversas definições de áreas alagadas, sendo a mais abrangente dada por COWARDIN et al. (1979), como áreas de transição entre sistemas aquáticos e terrestres, onde o nível das águas subterrâneas pode ser superficial, próximo da superfície do solo ou coberta por rasa camada de água. O substrato é composto por sedimentos pouco consolidados, hidromórficos e pobremente drenados. Além disso, essas áreas são caracterizadas por, pelo menos periodicamente, serem predominantemente o habitat de plantas aquáticas.

Segundo JUNK (1988), as áreas alagáveis são ecossistemas sujeitos a alagamentos periódicos, os quais selecionam adaptações nos organismos e nas comunidades aí existentes, tornando-as, muitas vezes, características para estes ambientes. Os alagamentos podem ser de curta ou longa duração, previsíveis ou imprevisíveis de acordo com a origem da água, pois os alagados podem estar associados a rios de pequeno, médio e grande porte, assim como a lagos e represas ou formados somente pela da água da chuva.

MISTCH e GOSSELINK (1993) afirmam que não existe uma definição geral e irrestrita de áreas alagadas, pois estas existem em condições hidrológicas amplas e

numa grande variedade de tamanhos, localizações e influências humanas. As áreas alagadas têm características próprias e segundo ROGGERI (1995) podem ser diferenciadas de acordo com o regime hidrológico (permanente ou temporário) ou segundo critérios como tipo de solo e estrutura da vegetação.

A hidrologia das áreas alagáveis tem papel fundamental no estabelecimento da estrutura das comunidades (composição e riqueza de espécies e distribuição espacial dos organismos aquáticos) e das funções ecológicas (produtividade primária, acumulação orgânica e ciclagem de nutrientes). Isso decorre da influência das condições hidrológicas e do hidroperíodo que modificam as propriedades físicas e químicas da água e do solo, como a disponibilização de nutrientes (biodisponibilização), pH e concentração de oxigênio (MITSCH e GOSSELINK, 1993).

Uma característica bem marcante dos alagados é o alto teor de matéria orgânica acumulado no solo e sedimentos, dada a alta produtividade desses sistemas. Nos ambientes onde são descarregados efluentes urbanos e industriais, ricos em nutrientes, a produtividade é ainda maior e a principal via de produção de matéria orgânica ocorre através das macrófitas que se constituem em importante alimento para um grande número de organismos consumidores (ROGGERI, op. cit.). Além disso, as macrófitas promovem um grande número de microhabitats para algas e animais associados dos quais muitos consumidores dependem, contribuindo assim com a grande biodiversidade e produtividade características das áreas alagáveis (HAMMER e BASTIAN, 1989).

A vegetação típica dos alagados é composta principalmente por macrófitas emergentes como *Typha*, *Scirpus* e *Phragmites*, podendo em alguns casos ocorrer plantas flutuantes ou submersas. Muitas destas plantas possuem grande capacidade

de absorção de nitrogênio, fósforo, metais pesados e alguns poluentes como o pentaclorofenol (SABESP/GEOTEC, 1998).

Segundo MITSCH e GOSSELINK (1993), as áreas alagáveis têm grande importância na estocagem de nutrientes e no funcionamento da vegetação no ciclo dos diferentes nutrientes. Portanto, esses sistemas têm importante papel no aprisionamento e reprocessamento de nutrientes e contaminantes (se certas condições forem mantidas para certos tipos de áreas alagáveis), podendo assim contribuir para a melhoria da qualidade da água, ou seja, podendo funcionar como sistema depurador, reciclando elementos e tratando cargas poluentes naturalmente. Além da capacidade de regularizar os fluxos de água, amortecendo os picos de enchente, controle da erosão, alta produtividade e abrigo de grande biodiversidade de espécies.

O alto potencial em acumular e transformar materiais orgânicos e nutrientes também é devido à ação de variadas populações de microorganismos que são de particular importância na remoção de DBO_5 . Além disso, as condições de baixa velocidade e longo tempo de retenção da água levam à sedimentação das partículas sólidas e facilitam o tratamento de eflúvios pelo potencial de adsorção de íons dos sedimentos naturais (BRIX, 1993).

Seidel, uma pesquisadora do Max Planck Institute da Alemanha, foi a primeira a investigar o poder de tratamento de eflúvios das áreas alagadas. Em 1952 investigou a remoção de fenóis de águas residuais por *Scirpus lacustris* e entre 1955 e 1970 publicou numerosos estudos de tratamento de esgoto e água utilizando áreas alagadas. Os pesquisadores que deram continuidade ao trabalho popularizaram na Europa o uso de *wetlands* como sistemas de tratamento de

eflúvios, resultando na utilização de vários sistemas naturais de alagados para tratamento de esgoto doméstico e industrial (BASTIAN e HAMMER, 1993).

Nos EUA, a partir da década de 70, foi realizada uma série de estudos sobre o uso de *wetlands* naturais como sistemas de tratamento de efluentes e sobre seus impactos negativos. Embora alguns países, inclusive os EUA, ainda utilizem alagados naturais como componentes de sistemas de tratamento secundário ou terciário para águas residuais parcialmente tratadas, a melhor alternativa é a conservação e recuperação das áreas alagadas naturais (BASTIAN e HAMMER, op. cit.). O uso de sistemas de alagados artificiais para tratamento de águas residuais é bem mais apropriado, sem causar impacto ou poluição aos ecossistemas naturais.

Segundo WETZEL (1993), as áreas alagadas construídas são sistemas artificiais manejáveis que têm despertado acentuado interesse mundial, devido em parte pelo movimento preservacionista de áreas alagáveis naturais, tendo em vista que o seu uso indevido provocou profundas alterações descaracterizando estas áreas.

2.3 - Áreas Alagadas Construídas

As áreas alagáveis ou *wetlands* construídas são ecossistemas artificiais, construídas através de diferentes tecnologias que utilizam os mesmos princípios básicos de modificação da qualidade da água das áreas alagáveis naturais, diferindo destas principalmente pelo regime hidrológico, o qual é controlado (SALATI, no prelo).

Segundo HAMMER e BASTIAN (1989), tanto os alagados naturais como os construídos têm cinco componentes principais: diferentes substratos com variadas taxas de condutividade hidráulica; plantas adaptadas a solos encharcados e anaeróbios; coluna d'água; animais invertebrados e vertebrados; populações microbianas anaeróbias e aeróbias.

Um resumo dos sistemas de alagados construídos utilizando plantas aquáticas foi feito por BRIX (1993). Em princípio esses sistemas podem ser classificados como:

- (a) Sistemas que utilizam plantas aquáticas emergentes;
- (b) Sistemas que utilizam plantas aquáticas flutuantes;
- (c) Sistemas que utilizam plantas aquáticas submersas;
- (d) Sistemas combinados.

Segue-se uma breve descrição dos tipos de áreas alagadas construídas estudadas no presente trabalho.

a) Sistemas com Plantas Emergentes

Esses sistemas de purificação hídrica utilizam plantas que se desenvolvem tendo o sistema radicular preso ao sedimento, o caule e as folhas ficam parcialmente submersos. As espécies típicas de macrófitas aquáticas emergentes são conhecidas como juncos, abrangendo plantas herbáceas de diversas famílias. As mais utilizadas em projetos têm sido a *Phragmites australis*, a *Typha latifolia* e a *Scirpus lacustris*. O arroz (*Oriza sativa*) é uma planta que também vêm sendo utilizada em estações de tratamento de água e esgoto no Brasil (SALATI, no prelo).

Todas essas espécies são adaptadas morfologicamente para se desenvolverem em sedimentos inundados em decorrência dos grandes volumes de espaços internos capazes de transportar oxigênio para o sistema radicular (ARMSTRONG et al., 1991). Parte do oxigênio pode ainda sair do sistema radicular para área de entorno da rizosfera, criando condições de oxidação para os sedimentos que, de outra forma, seriam anaeróbios, criando assim condições para a decomposição de matéria orgânica, bem como para o crescimento de bactérias nitrificadoras.

Existem diferentes sistemas que utilizam plantas emergentes, diferindo um do outro no fluxo de água, que pode ser superficial (Figura 2), sub-superficial horizontal (atravessa o substrato horizontalmente) ou vertical (Figura 3). Os sistemas de fluxo vertical podem ser usados quando são necessárias maior condutividade hidráulica e maior oxigenação do sistema radicular (BRIX e SCHIERUP, 1990 apud: SALATI no prelo). Os resultados obtidos com a aplicação dessa técnica indicam boa remoção de sólidos suspensos, DBO, amônia e fósforo.

Uma alternância de funcionamento, permitindo a drenagem do sistema aumenta a oxigenação da rizosfera e do substrato (SALATI, no prelo).

b) Sistemas com Plantas Flutuantes

As macrófitas flutuantes formam um grupo de plantas abrangendo diversas espécies, e normalmente, são utilizadas em projetos com canais relativamente rasos (Figura 4). Esses canais podem conter apenas uma espécie de planta ou uma combinação de espécies (IEA, 1997).

A espécie mais estudada é *Eichornia crassipes*, mais conhecida como aguapé (família Pontederiaceae). A utilização desta planta é devido a sua capacidade de resistir a águas altamente poluídas com grandes variações nas concentrações de nutrientes, substâncias tóxicas, metais pesados e variações na temperatura e pH. O aguapé apresenta grande eficiência na remoção de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, que são incorporados a sua biomassa (SALATI, no prelo). A maior parte dos sólidos suspensos é removida por sedimentação ou por adsorção ao sistema radicular das plantas. Além da remoção de nutrientes, o aguapé tem um importante papel na remoção de DBO, transportando oxigênio do sistema foliar para a rizosfera, produzindo assim condições para a nitrificação microbológica (IEA, 1997).

Figura 2 - Desenho esquemático de um sistema com macrófitas emergentes com fluxo superficial. A água a ser tratada escorre pela superfície do solo cultivado com plantas emergentes. Geralmente são construídos canais longos, sendo a lâmina de água variável.
Fonte: Instituto de Ecologia Aplicada Ltda. Relatórios Técnicos, (1997).

Figura 3 - Desenho esquemático de um sistema com macrófitas emergentes com fluxo vertical. A água a ser tratada deve ter um fluxo vertical em uma camada de solos sobre brita, no qual são cultivadas plantas emergentes. O desenho é variável, porém predominam os sistemas de canal longo com pouca profundidade.
Fonte: Instituto de Ecologia Aplicada Ltda. Relatórios Técnicos, (1997).

Figura 4 - Desenho esquemático de um canal com plantas aquáticas flutuantes. São construídos normalmente canais longos e estreitos com aproximadamente 0,70 m de profundidade.
Fonte: Instituto de Ecologia Aplicada Ltda. Relatórios Técnicos, (1997).

c) Sistemas combinados

Os diferentes tipos de sistemas mencionados anteriormente podem ser combinados uns com os outros ou com tecnologias convencionais de tratamento. Um bom exemplo de sistema combinado é a estação de tratamento de esgoto estudada neste trabalho. Esta tem como tratamentos preliminar e primário, respectivamente, gradeamento e fossa séptica convencional, combinados com dois canais de plantas emergentes e fluxo vertical como tratamento secundário, seguida de um canal de planta flutuante e fluxo superficial horizontal como tratamento terciário. As combinações dependem das características do efluente a ser tratado, da eficiência que se deseja e das características climáticas e geológicas do local (SALATI, informação verbal, 2003)³.

A purificação em áreas alagadas construídas é dependente da taxa de aplicação, isto é, a quantidade de água poluída por área por tempo de residência, que permite uma alta eficiência na remoção da DBO (60 - 96%) (IEA, 1997).

A alta taxa de remoção é causada pela sedimentação de sólidos suspensos e por rápidos processos de decomposição na água e nas camadas superiores dos sedimentos. As bactérias aderidas aos caules das plantas e depósitos de húmus são as principais responsáveis pela diminuição da DBO, tal fato foi confirmado por ROSTON (1995) em seu trabalho com leitos vegetados e não vegetados.

A Tabela 5 mostra um resumo dos processos gerais que ocorrem em áreas alagadas construídas para tratamento de efluentes. Os mecanismos básicos responsáveis pela remoção de poluentes são mostrados na Tabela 6.

³ Informação fornecida por Eneida Salati em São Carlos, 2003.

Em resumo, a remoção de nitrogênio nas áreas alagadas construídas ocorre principalmente por estocagem (plant uptake) e remoção através de denitrificação e volatilização da amônia. A denitrificação é o processo chave de remoção do nitrogênio. A nitrificação ocorre sob condições aeróbias e a denitrificação sob anoxia. O oxigênio requerido pela nitrificação é fornecido diretamente da atmosfera através da água ou superfície sedimentar, e também pelas macrófitas.

Quanto ao fósforo, o compartimento sedimentar é o maior reservatório deste elemento (> 95%) nas áreas alagadas. Existem três mecanismos básicos de remoção: a adsorção no solo, absorção pelas macrófitas e fixação por algas e bactérias. Destes mecanismos a remoção ocorre principalmente como consequência da adsorção, complexação e reações de precipitação com alumínio (Al), ferro (Fe), cálcio (Ca) e argilo minerais no sedimento em função de pH e potencial redox. Períodos alternados (secos/molhados) aumentam a fixação de fósforo no sedimento (FAULKNER e RICHARDSON, 1989).

Tabela 5 - Processos em áreas alagadas construídas para tratamento de efluentes.

Processos	Comentários
Conversão bacteriana	As conversões tanto aeróbias como anaeróbias são os processos de transformação de componentes mais importantes em wetlands construídas. Ex. O emprego de NDBO e CDBO, os sólidos que assentam e são decompostos.
Gás absorção/desorção	O processo onde um gás é capturado por um líquido é a absorção, isto se dá por ex. quando o oxigênio contido na água está abaixo da concentração de saturação; a desorção é quando o valor de saturação é excedido.
Sedimentação	A sedimentação é acentuada pela floculação e obstruída pela turbulência. Em algumas wetlands a turbulência é suficiente para distribuir os sólidos em suspensão por toda sua extensão.
Decaimento natural	Ocorrem decaimentos por uma variedade de razões, morte de microorganismos, fotooxidação de certos constituintes orgânicos.
Adsorção	Muitos constituintes químicos de águas residuárias tendem a se atar aos sólidos em suspensão, isto associado ao assentamento resulta na remoção da coluna d'água destas substâncias.
Volatilização	É o processo onde líquidos e sólidos vaporizam e escapam para a atmosfera. Componentes orgânicos que prontamente volatilizam são conhecidos como VOCs.
Reações químicas	Importantes reações químicas que ocorrem nas Wetlands incluem hidrólise, reações fotoquímicas e de oxidação /redução. Reações de hidrólise ocorrem entre a água e contaminantes. A radiação solar é conhecida como um gatilho para reações químicas. A radiação próxima do UV causa quebras em ampla variedade de compostos orgânicos.

Fonte: Adaptado de TCHOBANOGLIOUS (1993)

Tabela 6 - Mecanismos de remoção baseados em sistemas de tratamento utilizando macrófitas

Constituintes das águas residuárias	Mecanismos de remoção
Sólidos em Suspensão	Sedimentação/filtração
DBO	Degradação microbiana (aeróbia e anaeróbia) Sedimentação (acumulação de matéria orgânica/lama na superfície dos sedimentos)
Nitrogênio	Amonificação seguida pela nitrificação e denitrificação microbiana Captura pelas macrófitas Volatilização da amônia
Fósforo	Sorção ao solo (adsorção-precipitação com AL, Fe, Ca e argilo minerais) Captura pelas macrófitas
Patógenos	Sedimentação/filtração Morte natural Radiação UV Excreção de antibióticos a partir de raízes de certas macrófitas

Fonte: BRIX (1993)

A utilização de alagados artificiais como tratamento de águas residuais têm se intensificado nestas últimas décadas. Segundo KADLEC e KNIGHT (1996), o principal objetivo da utilização desses sistemas é a melhoria da qualidade da água, seguida por objetivos secundários, tais como produção fotossintética, produção de energia, podendo também ser utilizados recreacionalmente, comercialmente e para educação humana.

Várias técnicas de alagados artificiais foram desenvolvidas nestes últimos anos, as quais são utilizadas de acordo com as características do efluente a ser tratado, da eficiência final desejada na remoção de nutrientes, contaminantes e outros poluentes, do interesse da utilização da biomassa produzida e do interesse paisagístico (SALATI, no prelo).

Há muitos registros na literatura de estudos e experiências de utilização de áreas alagadas naturais ou construídas na remoção de nutrientes e contaminantes de esgotos urbanos e industriais. Os resultados desses trabalhos são bastante variáveis em função, basicamente, dos tipos de espécies químicas presentes nesses efluentes, da carga dos mesmos à área alagada e do tipo de sistema utilizado (SALATI et al., 1999).

Os sistemas de áreas alagadas construídas têm sido utilizados em diversos países para recuperação dos recursos hídricos e no Brasil as principais recomendações no seu emprego são: (a) Pré-tratamento de água para diversas finalidades; (b) Tratamento secundário e terciário de esgoto urbano; (c) Purificação de grandes volumes de água para enquadramento de rios na classe 2 partindo de qualidades classe 3 ou 4 (SALATI et al., op. cit.).

No Brasil, a primeira tentativa de utilização de sistemas de *wetlands* construídas para purificação de águas foi feita por SALATI e RODRIGUES (1982) em Piracicaba, tendo resultados satisfatórios. A partir dessa tentativa SALATI (1987) desenvolveu um sistema combinado utilizando solos filtrantes com arroz (*Oriza sativa*) e canais com plantas aquáticas denominado Sistema DHS (Despoluição Hídrica com Solos). Um estudo realizado por MANFRINATO et al. (1989) utilizando *E. crassipes* e *Oryza sativa* demonstrou alta eficiência deste tratamento na remoção de cor (90%), turbidez (95%), coliformes fecais e totais (99%), nitrato (95%) e DBO₅ (70%).

Os alagados com solos filtrantes são sistemas constituídos por camadas superpostas de brita, pedrisco e solo cultivado com arroz ou outra macrófita emergente. As dimensões dos módulos de solos filtrantes, bem como a espessura da

camada de solo, variam de acordo com o efluente a ser tratado e da eficiência que se deseja atingir (SALATI et al., op cit.).

A ação depuradora dos solos filtrantes se dá através de sua ação como filtro mecânico, físico-químico e biológico. A filtração mecânica depende fundamentalmente da estrutura granulométrica do solo e da sua composição. A ação de filtração físico-química está ligada intimamente à capacidade de troca catiônica do solo. Já a ação biológica é exercida através de diversos mecanismos, muitos dos quais ainda não estão bem entendidos (SALATI, 1984).

Os sistemas de solos filtrantes funcionam, dependendo do efluente a ser tratado, com fluxo de água vertical descendente ou ascendente. O fluxo ascendente é normalmente utilizado no tratamento secundário ou terciário de esgoto doméstico.

As vantagens do uso de sistemas com fluxo vertical ascendente são a redução dos custos do tratamento primário convencional, associando esta tecnologia às fossas sépticas ou simplesmente às caixas de decantação; evita o contato direto com o efluente a ser tratado, eliminando desta forma problemas de mau odores e proliferação de insetos (SALATI et al., 1996). O sistema DHS também funciona de forma combinada com canais de plantas flutuantes.

Além dessas vantagens, as áreas alagadas construídas, em geral, são de baixo custo de implantação, apresentando alta eficiência de melhoria dos parâmetros que caracterizam os recursos hídricos e com grande produção de biomassa que pode ser utilizada na produção de ração animal, energia e biofertilizantes. Assim, o grande interesse nesse tipo de tecnologia é devido ao uso de processos ecológicos de baixa demanda energética e menor uso de processos químicos intensivos (BASTIAN e HAMMER, 1993).

WETZEL (1993) e BASTIAN e HAMMER (1993), ressaltam que apesar da explosão que houve na implantação de áreas alagáveis artificiais para tratamento de efluentes, a preocupação maior dessas pesquisas foi até agora em relação ao registro da eficiência do sistema. Porém, os processos físicos, químicos e biológicos que atuam na depuração não têm sido estudados com profundidade.

2.4 - Os Rotíferos

Os rotíferos são invertebrados aquáticos ou semi-aquáticos, microscópicos, a maioria de água doce pertencentes ao grupo ou super filo dos asquelmintes. São pseudocelomados, não segmentados e com simetria bilateral. O tamanho do corpo dos rotíferos varia de 50 a 2000 μ m, sendo dividido numa região anterior, tronco e pé terminal (NOGRADY, et al., 1993).

O nome Rotifera decorre do movimento da coroa ciliada presente na extremidade da região anterior que é utilizada na locomoção e/ou alimentação através de vibrações com aparência rotacional. Este órgão ciliado e a faringe muscular (ou “mástax”), que é utilizada na alimentação, são características exclusivas do Filo (EDMONDSON, 1959).

Existe uma grande variedade de formas e estruturas do corpo dos rotíferos. Alguns grupos de espécies apresentam lóricas duras, podendo ser ornamentadas ou não. Outros grupos apresentam cutículas finas que possibilitam grande mobilidade. Muitas espécies apresentam pés (1 ou 2) que podem ser semi-fundidos ou não, em outras são ausentes. Algumas espécies possuem setas, cerdas e remos variando em número e tamanho.

Embora os rotíferos sejam um pequeno Filo com cerca de 2.000 espécies, eles são extremamente importantes nos ambientes de água doce, representando grande importância no total de biomassa do plâncton, por apresentarem taxas reprodutivas mais rápidas que outros metazoários. Eles ocupam novos nichos rapidamente e convertem com muita eficiência a produção primária (algas e

bactérias) em biomassa que pode ser consumida pelos níveis tróficos superiores, como larvas de inseto e peixes (NOGRADY et al., 1993).

O pequeno tamanho, as altas taxas reprodutivas e o ciclo de vida curto são características que conferem a estes organismos papel relevante na ciclagem de nutrientes dos ecossistemas aquáticos. Entre os grupos zooplancônicos, os rotíferos têm um importante papel na cadeia alimentar devido ao seu alto valor nutritivo (RUTTNER-KOLISKO, 1972).

Os rotíferos são amplamente distribuídos em habitats de água doce atingindo geralmente densidade de 1.000 ind/L. Onde o suprimento alimentar é abundante, os rotíferos podem ocasionalmente atingir densidades maiores que 5.000 ind/L. Em alguns corpos d'água especializados como tanques de esgotos ("sewage ponds"), foram registradas por SEAMAN et al. (1986) densidades de 12.000 ind/L (NOGRADY et al., op. cit.).

A ampla distribuição em habitats de água doce é decorrente principalmente da ampla tolerância aos fatores ambientais e da grande variabilidade de formas e estruturas do corpo, que propiciam adaptações para a vida planctônica, perifítica, bentônica, podendo ainda viver em musgos e solo úmidos, algumas poucas espécies são marinhas. Além de possuírem altas taxas reprodutivas e ocuparem rapidamente novos nichos (OLIVEIRA-NETO e MORENO, 1999).

A vegetação aquática é um dos mais interessantes habitats de água doce, abrigando grande riqueza de espécies e diversa fauna de Rotifera. A grande maioria dos rotíferos se encontra nadando sobre a superfície das plantas ou temporariamente ou permanentemente fixos à elas (NOGRADY et al., op. cit.). As macrófitas aquáticas presentes nas áreas alagadas naturais e construídas podem propiciar maior heterogeneidade ambiental, permitindo a colonização de grande

variedade de espécies de rotíferos e outros invertebrados aquáticos ou semi-aquáticos.

A biomassa das macrófitas aquáticas pode participar do metabolismo dos ecossistemas lacustres por meio da cadeia de herbivoria e através da cadeia de detritos dissolvidos ou particulados (ESTEVES, 1988). As macrófitas apresentam altos teores de carboidratos e proteínas, são importante alimento para os animais e servem como substrato para o desenvolvimento de perifíton (algas e invertebrados que se fixam em algum substrato). O perifíton também é uma importante fonte de alimento para animais aquáticos (CAMARGO, 1984).

A alimentação dos rotíferos consiste principalmente em detritos, bactérias e pequenas algas, além do hábito predador. As bactérias são consideradas importantes fontes de alimentação para os rotíferos (POURRIOT, 1977). Alguns Bdelloidea e Lecanidae são adaptados a ambientes de águas residuais (esgoto), onde existe grande quantidade de bactérias que servem de alimento preferencial para estes grupos de rotíferos. Experimentos mostraram que algumas espécies de rotíferos podem utilizar bactérias como único alimento, embora alguns estudos mostrem que as algas constituem-se em alimento mais adequado (ARNDT, 1993).

Alguns gêneros de rotíferos, como *Asplanchna* e *Synchaeta*, são grandes consumidoras de protozoários, sendo a dieta por bactérias insignificante por estas (ARNDT, op. cit.). Embora algumas espécies predadoras também se alimentem de algas, a dieta dos rotíferos é considerada especializada. A discriminação do alimento pelo tamanho e qualidade confere uma grande vantagem competitiva ao grupo dos rotíferos (NOGRADY et al., 1993).

Para auxiliar na alimentação os rotíferos possuem uma estrutura especializada, o *trophi*, que é uma estrutura característica do Filo. É composto por

peças que se interconectam funcionando como uma mandíbula. Essa estrutura localiza-se no interior do *mástax*, que é a faringe muscular, e atua tanto na captura como na trituração do alimento.

Existem diversos tipos de *trophi* e a estrutura é típica para cada espécie. E ainda, a estrutura do *trophi* é característica do comportamento alimentar. Assim, conforme o tipo de *trophi* pode-se ter idéia do hábito alimentar de uma dada espécie. Esta estrutura tem grande importância taxonômica, pois as diferentes espécies podem ser reconhecidas através da observação de detalhes do *trophi*.

Os rotíferos apresentam dois ciclos reprodutivos distintos, um assexuado partenogenético, que ocorre a maior parte do tempo e um sexuado com a produção de machos e ovos de resistência, ocorrendo somente em condições adversas. Pode-se considerar esse tipo de reprodução uma adaptação para o meio de vida dulciaquícola, especialmente em lagoas e riachos temporários (RUPPERT e BARNES, 1996).

Além das adaptações reprodutivas, alguns rotíferos possuem importantes estratégias adaptativas como a capacidade de algumas espécies para a anaerobiose, vivem em ambientes com baixas concentrações de oxigênio ou mesmo em anaerobiose por curtos períodos, apesar da maioria das espécies planctônicas e litorâneas requerer altas taxas deste gás (NOGRADY et al., op. cit.).

A distribuição do zooplâncton é influenciada pelas limitações abióticas, modo e meio de dispersão e interações bióticas. Embora a maior parte das espécies exista em uma larga faixa de condições ambientais certas espécies são limitadas pela temperatura, oxigênio dissolvido, salinidade e outros fatores físico-químicos (GANNON e STEMBERGER, 1978) A maioria dos organismos zooplanctônicos tem modos de dispersão bem efetivos e rápidos. Os rotíferos, por exemplo, podem

formar cistos ou ovos de resistência que podem ser transportados pelo vento, tempestades, insetos ou ainda por pássaros (PENNAK, 1991), permitindo o acesso a amplas regiões geográficas e podendo se estabelecer nos mais variados ambientes.

Águas fortemente poluídas com matéria orgânica, especialmente esgoto doméstico, apresentam uma fauna restrita a um pequeno número de espécies capazes de sobreviver em baixas concentrações de oxigênio dissolvido e altas concentrações de matéria orgânica dissolvida e particulada (PENNAK, 1991). As áreas alagadas (ou “wetlands”) construídas para tratamento de esgoto doméstico são ambientes que apresentam estas mesmas condições limitantes. Embora sejam sistemas artificiais, são rapidamente colonizados por rotíferos, protozoários, larvas de insetos e outros organismos que conseguem chegar nestes sistemas e tolerar estas condições.

2.4.1 - Rotíferos como bioindicadores da qualidade da água

De acordo com GAUFIN (1973), os distúrbios severos dos fatores ambientais tornam desfavorável à presença ou não de certos indivíduos de uma determinada comunidade, além de limitar a sua distribuição. Os organismos indicadores em presença de severos fatores ambientais, ou na presença de poluentes, podem contribuir com os programas de monitoramento e de avaliação ambiental. Substâncias tóxicas podem causar o aparecimento de algumas espécies e o desaparecimento de outras, causando diferenças temporais e espaciais na distribuição dessas comunidades.

Os organismos que sobrevivem a diferentes tipos de poluição, principalmente aqueles que crescem em maior número podem ser denominados indicadores de poluição e permitem estabelecer uma verdadeira classificação ecológica dos organismos aquáticos de acordo com o ambiente que preferem ou que são capazes de suportar.

São catalogadas por especialistas todas as espécies relacionadas com cada grau ou tipo de poluição existente, de tal maneira que, posteriormente, as características do meio possam ser reconhecidas pela presença das espécies (USEPA, 2002).

Os primeiros trabalhos que desenvolveram o conceito de indicadores biológicos de poluição são de KOLKWITZ e MARSSON (1908, 1909 apud: SLÁDEČEK, 1983), onde foram descritos restabelecimento de várias condições ecológicas em diferentes estágios durante a autodepuração dos rios que haviam sido poluídos com efluentes urbanos em decomposição vindos do esgoto. Este sistema denominado

Saprobiosistema foi dividido em três zonas maiores, baseadas em suas características físicas e químicas e pelo número de organismos. As zonas foram designadas em *polissapróbio*, *mesossapróbio* e *oligossapróbio*. Esses trabalhos classificaram um grande número de plantas e animais tanto macroscópicos quanto microscópicos, agrupados de acordo com a zona e profundidade na qual eram encontrados. Os autores também utilizaram a presença ou ausência de diferentes organismos para indicar o grau de degradação causado pela poluição orgânica.

A partir destes trabalhos, o conceito de bioindicador de poluição foi utilizado na Europa para os sistemas de avaliação da poluição orgânica, onde os organismos presentes em grande abundância em águas altamente poluídas eram encontrados em número limitado nas águas limpas (GANNON e STEMBERGER, 1978).

Os organismos zooplanctônicos são bons indicadores das mudanças na qualidade da água dos ecossistemas aquáticos (GANNON e STEMBERGER, op. cit.; MAEMETS, 1983; PEJLER, 1983), pois são fortemente afetados pelas variações ambientais. Entre estes organismos, os rotíferos, que possuem altas taxas reprodutivas, são particularmente mais sensíveis às mudanças na qualidade da água (SLÁDEČEK, 1983). A avaliação da composição destas comunidades pode tornar possível não somente a estimativa do nível de poluição, mas determinar a tendência das condições gerais do ambiente (MARNEFFE et al., 1997).

A composição de espécies e abundância dos rotíferos pode refletir o estado trófico dos lagos (NOGRADY et al., 1993; RADWAN e POPIOLEK, 1989). Lagos submetidos à intensa eutrofização podem ter mudanças na densidade máxima da população em diversas ordens de magnitude (HILLBRICHT-ILKOWSKA, 1983). Espécies individuais podem sofrer dramáticas mudanças populacionais durante os períodos de eutrofização (NOGRADY et al., 1993).

Lagos oligotróficos geralmente apresentam menor biomassa e grande variedade de espécies do que lagos com características eutróficas que exibem grande biomassa e poucas espécies. Sob características de enriquecimento de nutrientes o tamanho médio do zooplâncton tende a diminuir a espécies menores, com histórias de vida mais simples e com as taxas de reprodução mais rápidas da comunidade planctônica (GLIWICZ, 1969; ODUM, 1969).

Uma vez que a maioria das espécies é encontrada em uma ampla variedade de tipos de lagos, o valor indicador de espécies individuais é limitado a condições tróficas extremas (oligotrofia, eutrofia e distrofia). Em uma ampla faixa de lagos em condições tróficas intermediárias, dados quantitativos da comunidade do zooplâncton oferecem um maior potencial do que informações qualitativas de presença ou ausência de certas espécies. As perturbações com mudança no meio físico e químico alteram o balanço de competição entre as espécies podendo causar extermínio de algumas e permitir o aparecimento de outras (GANNON e STEMBERGER, 1978).

Segundo SLÁDEČEK (1983), os rotíferos são bons indicadores de saprobidade (poluição orgânica manifestada pelos valores de DBO_5 , concentração de oxigênio dissolvido e comunidades específicas com organismos indicadores). Eles podem ocorrer em esgotos com algum teor de oxigênio, condição esta que ocorre em sistemas de tratamento biológico aeróbio, como tratamentos de lodo ativado, biofiltros, lagoas de estabilização e *wetlands* construídas. KLIMOWICZ (1970, 1972, 1973), DOOHAN (1975) e SUDZUKI (1981) estudaram detalhadamente os rotíferos de lodos ativados.

Alguns pesquisadores (CURDS e COCKBURN, 1970; CURDS, 1992) têm utilizado protozoários como indicadores da qualidade da água em sistemas de lodo ativado,

associando a presença de determinadas espécies aos valores de DBO. Pesquisadores da ENGITECH (1997) têm utilizado rotíferos e protozoários como indicadores de DBO. O rotífero *Euchlanis sp.*, por exemplo, é utilizado como indicador de efluente com 0-15 mg/L de DBO, 0-10 mg/L de amônia.

3

JUSTIFICATIVA

Existem poucos estudos a respeito da biota que ocorre em áreas alagadas construídas para tratamento de efluentes. Assim, o conhecimento sobre os organismos que possam ocorrer nesses sistemas, bem como o papel que desempenham no metabolismo aquático, representa uma importante colaboração.

Muito pode ser aprendido sobre o ambiente de tratamento através da observação dos organismos presentes nestes locais. As mudanças no alimento, oxigênio dissolvido, pH, sólidos dissolvidos totais, presença de toxinas e outros fatores criam um ambiente dinâmico para os organismos que habitam esgotos. (ENGITECH, 1997).

BEAVER et al. (1998), estudando quatro tipos de *wetlands* nos Estados Unidos (construído, impactado, não-impactado e temporário), registraram grande abundância de organismos do Filo Rotifera em relação ao total de zooplâncton, principalmente no sistema construído. Outros pesquisadores como DECAMP et al.

(1999) e PANSWAD e CHAVALPARIT (1997) têm registrado a ocorrência de rotíferos e protozoários em alagados construídos para tratamento de efluentes, avaliando o potencial destes organismos como indicadores da qualidade da água e o papel que desempenham na redução de bactérias patogênicas.

Estudos das espécies de rotíferos que ocorrem em sistemas de alagados construídos para tratamento de esgoto doméstico podem dar informações a respeito de espécies restritas às condições limitantes de saprobidade e que podem eventualmente ser utilizadas como indicadoras da qualidade de água nos sistemas de tratamento e nos processos de eutrofização de ecossistemas aquáticos. Além disso, os rotíferos desempenham importante papel na ciclagem de nutrientes, especialmente na cadeia de detritos de ambientes com poluição orgânica, podendo atuar também na redução de bactérias patogênicas através da cadeia alimentar (DECAMP et al., op. cit.).

No presente estudo procurou-se identificar os organismos do Filo Rotifera até o nível de espécie, pois o valor indicador de espécies individuais é mais valioso em ambientes extremos. Além disso, segundo NIELSEN et al. (1998), os estudos ecológicos têm demonstrado a necessidade de melhor resolução taxonômica para responder às questões ecológicas. O maior efeito de distúrbios na qualidade de água sobre a estrutura da comunidade ocorre no nível de espécie e em estudos de biodiversidade o nível de espécies dá informações mais completas do que os níveis de família e gênero. No entanto, a falta de especialistas, principalmente para o grupo dos rotíferos, tem sido uma limitação.

4

OBJETIVOS

4.1 - Objetivo Geral

Contribuir para o conhecimento da ecologia de áreas alagadas construídas para tratamento de esgoto, com ênfase na biodiversidade (riqueza de espécies) e no papel ecológico dos organismos do Filo Rotifera nestas áreas.

4.2 - Objetivos Específicos

- Investigar e cadastrar as espécies de Rotifera que ocorrem numa estação de tratamento de esgoto doméstico que utiliza sistemas de alagados construídos.
- Relacionar a composição de espécies de rotíferos (riqueza e abundância) com as variáveis físicas, químicas e biológicas da água.
- Avaliar o potencial indicador de qualidade de água das espécies ou grupo de espécies encontradas.

5

MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 - Descrição da Área de Estudo

O estudo foi realizado em um sistema de tratamento de esgoto doméstico que utiliza tecnologia de áreas alagadas construídas (Sistema DHS - Despoluição Hídrica com Solos), localizado no município de Piracicaba/SP, a aproximadamente 30m da margem direita do rio Piracicaba, junto à área central da cidade. Localizada no interior do estado de São Paulo (latitude 22°42'30'' S, longitude 47°38'00'' W, altitude 546 m), Piracicaba apresenta clima do tipo Cwa, subtropical, seco no inverno e chuvoso no verão, conforme a classificação de Koppen. As temperaturas mais altas ocorrem de dezembro a março e as mais baixas de junho a julho com média anual de 20,5°C, média das máximas de 29,5°C e média das mínimas de 15,6°C (MILDE, 2001). O sistema de tratamento pertence ao Serviço Municipal de Água e Esgoto de Piracicaba (SEMAE), sendo parte integrante da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Terras do Engenho. A ETE é responsável

pelo tratamento do esgoto de um bairro adjacente, com uma população estimada em 1.100 habitantes e uma descarga média da ordem de $1,8 \text{ L.s}^{-1}$ (NOGUEIRA, 2003).

A estação possui tratamento primário, secundário e terciário do esgoto, como segue (Figura 5):

1. TRATAMENTO PRIMÁRIO: Neste estágio o esgoto bruto passa por três grades e pela fossa séptica de câmara única e caixa de brita, que objetiva a retirada do material grosseiro e homogeneização do esgoto. A fossa séptica apresenta 48 m^2 de área e volume de útil de 72 m^3 ($6 \times 8 \text{ m}$ por $1,7 \text{ m}$ de profundidade). O tempo de retenção do efluente na fossa séptica é de 11,1 horas.
2. TRATAMENTOS SECUNDÁRIO E TERCIÁRIO (POLIMENTO FINAL): constituídos por canais com duas técnicas de sistemas de alagados construídos:

A) SISTEMA DE ÁREAS ALAGADAS CONSTRUÍDAS UTILIZANDO O SISTEMA DHS (DESPOLUIÇÃO HÍDRICA COM SOLOS) - PLANTAS AQUÁTICAS EMERGENTES E FLUXO VERTICAL:

O tratamento secundário do esgoto é efetuado pelo sistema DHS que é composto por três canteiros retangulares, cada um com 375 m^2 de área e volume útil de 225 m^3 ($15 \times 25 \text{ m}$ por $0,8 \text{ m}$ de profundidade). Os canteiros operam em série e de forma rotacionada, ou seja, enquanto dois recebem efluente, um deles permanece em pousio. Todos os canteiros operam tanto com fluxo vertical ascendente como com fluxo vertical descendente. O canteiro que recebe o efluente sempre opera com fluxo vertical ascendente e o segundo canteiro com

fluxo vertical descendente. A carga hidráulica aplicada no primeiro canteiro é de $414,7 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ ($41,4 \text{ cm.dia}^{-1}$ ou $0,37 \text{ m}^2.\text{PE}^{-1}$), sendo esta carga repetida no segundo canteiro. O tempo de retenção teórico para cada canteiro é de 1,4 dias utilizando um volume útil de 0,6 m para cada canteiro. O sistema de drenagem, assentado sobre lona impermeável, é constituído de tubos de PVC perfurados colocados em valas (0,4 m de profundidade) paralelas ao longo do canteiro. As valas foram preenchidas com brita nº 1 (20 a 40 mm) e sobre a superfície total existe uma camada de 15 cm da mesma brita e acima desta uma camada de 15 cm de pedrisco (10 a 20 mm) e outra de 20 cm de substrato. Nos solos filtrantes é cultivado arroz (*Oriza sativa*), uma planta aquática enraizada emergente. A taxa de aplicação nos solos filtrantes é de 40 L/s/ha de solo filtrante. Na Figura 8 encontra-se um desenho esquemático do sistema DHS (Despoluição Hídrica com Solos - Patente PI 8503030).

B) SISTEMAS DE ÁREAS ALAGADAS CONSTRUÍDAS UTILIZANDO CANAL CULTIVADO COM PLANTAS AQUÁTICAS FLUTUANTES E EMERGENTES COM FLUXO SUPERFICIAL (TRATAMENTO TERCIÁRIO):

Este estágio é constituído por um canal com 1500 m^2 de área superficial e volume de 750 m^3 (15 x 100 m por 0,5 m de altura média de lâmina d'água). O efluente segue por este canal em fluxo superficial livre e a carga hidráulica aplicada é de $46 \text{ L.dia}^{-1}.\text{m}^{-2}$ ($4,6 \text{ cm.dia}^{-1}$ ou $3,3 \text{ m}^2.\text{PE}^{-1}$). O tempo de retenção teórico é de 10,8 dias. O canal não é impermeabilizado e nele foram introduzidos cerca de 60 kg de aguapé (*Eichhornia crassipes*) em julho de 2001. O efluente, após

o canal com aguapés, sofre disposição final em solo e é perdido por infiltração no canal de taboa (*Typha sp.*).

Figura 5 - Foto da estação de tratamento de esgoto com flechas explicativas. ETE-Engenho, Piracicaba/SP.

Figura 6 - Desenho esquemático de um canal de solo filtrante com fluxo ascendente. A água a ser tratada é introduzida sob o sistema de drenagem sobre o qual está colocada a camada de solo filtrante. *Fonte:* Instituto de Ecologia Aplicada. Relatórios técnicos, 1997.

Figura 7 - Desenho esquemático de um solo filtrante com fluxo descendente. A água a ser tratada é lançada sobre solo cultivado com arroz ou outra macrófita emergente. *Fonte:* Instituto de Ecologia Aplicada. Relatórios técnicos, 1997.

Figura 8 - Desenho esquemático da estrutura de um solo filtrante. Este tipo de configuração é utilizada tanto para solos filtrantes de fluxo ascendente como para fluxo descendente. *Fonte:* Instituto de Ecologia Aplicada. Relatórios técnicos, 1997.

5.2 - Planejamento, Periodicidade e Pontos de Amostragem

Em 13/08/2001, foi realizada uma coleta preliminar para reconhecimento do local e planejamento dos pontos mais representativos a serem amostrados. Nesta coleta foram amostrados cinco pontos (Figura 9), sendo o ponto 1 no canal de solo filtrante ascendente, o ponto 2 no canal de solo filtrante descendente, o ponto 3 no início do canal de aguapé, o ponto 4 no meio do canal e o ponto 5 no final do canal de aguapé. O canal de taboa que seria o ponto 6 encontrava-se seco, não sendo amostrado nesta coleta. Os organismos foram coletados em todos os pontos e as análises da água - temperatura, oxigênio, pH e condutividade - foram feitas diretamente no campo com o aparelho Horiba U-10. Somente no solo filtrante descendente (Ponto 2), que encontrava-se encharcado e sem coluna d'água, as variáveis da água não puderam ser medidas. Nos solos filtrantes os organismos foram obtidos com tubo tipo "core" e no canal de aguapé com rede de plâncton abertura de malha 23 μ m. Foram feitas somente análises qualitativas dos rotíferos.

Em 03/02/2002 foi feita uma segunda amostragem. Este período foi escolhido por ser verão e chuvoso, contrário ao período anteriormente amostrado, período de inverno e seca. Os rotíferos e água (para análise de nutrientes) foram coletados, e medições no campo de temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica da água com o aparelho Horiba U-10 foram feitas nos mesmos ponto 1 ao ponto 6 (incluído nesta amostragem por encontrar-se com coluna d'água). No ponto 6 não foram feitas amostragens da água para análise de nutrientes. Porém, com o intuito de verificar a eficiência do tratamento foi coletado o efluente que sai da fossa séptica para entrar no solo filtrante

ascendente. Este ponto foi denominado “Entrada”. Outro ponto foi amostrado na saída do canal de aguapé (saída do ponto 5 para o ponto 6), este foi denominado “Saída”. Os rotíferos foram coletados com rede de plâncton com abertura de malha de 23 μ m em todos os pontos. Foram feitas somente análises qualitativas dos rotíferos.

A terceira coleta foi feita diariamente durante uma semana (12 a 16/08/2002 - inverno seco). Essa abordagem temporal foi escolhida com a finalidade de registrar grande parte das espécies de rotíferos, considerando as variações temporais de curto intervalo de tempo na composição e abundância de espécies. Os rotíferos foram coletados nos mesmos pontos (ponto 1 ao ponto 6), onde também foram feitas as medições das variáveis da água com o sensor Horiba U-10. As amostras de água para análises de nutrientes foram coletadas do ponto 1 ao ponto 5. No dia 15/08/02 foram coletadas amostras de água dos pontos 1 ao 5 para análises de DBO, DQO e coliformes. Foi coletado, em todos os pontos, um volume conhecido de amostra que foi filtrado em rede de plâncton de abertura de malha 23 μ m para análises qualitativas e quantitativas dos rotíferos.

Todas as amostragens foram feitas no período da manhã, entre 8:00 e 12:00 horas.

Os pontos amostrados do sistema são identificados a seguir e ilustrados na Figura 9:

Entrada: saída da Fossa Séptica e entrada do solo filtrante ascendente;
 Ponto 1: 1ª célula de solo filtrante com arroz (*Oryza sativa*), fluxo ascendente;
 Ponto 2: 2ª célula de solo filtrante com arroz (*Oryza sativa*), fluxo descendente;
 Ponto 3: início do canal de aguapé (*Eichhornia crassipes*);
 Ponto 4: ponto intermediário do canal de aguapé (*Eichhornia crassipes*);
 Ponto 5: final do canal de aguapé (*Eichhornia crassipes*);
 Ponto 6: ponto inicial do canal de taboa (*Typha sp.*);
 Saída: saída do canal de aguapé e entrada do canal de taboa.

Figura 9 - Desenho esquemático da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE-Engenho) indicando pontos de coleta.

5.3 - Variáveis Físicas e Químicas da Água Residuária

5.3.1 - Vazão média e profundidade

Os dados de vazão média do efluente, referentes a medições num período de 12 meses, foram obtidos com NOGUEIRA (2003). A profundidade máxima foi obtida através da medição direta com auxílio de uma régua.

5.3.2 - Temperatura, pH, Oxigênio Dissolvido e Condutividade Elétrica da Água

Os dados de temperatura (°C), pH, oxigênio dissolvido (mg/L) e condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) da água foram determinados no campo com o auxílio do aparelho sensor HORIBA modelo U-10.

5.3.3 - Sólidos Suspensos

As medidas de sólidos em suspensão foram feitas a partir de amostras de água da sub-superfície, coletadas com garrafa plástica com 2L de capacidade. As amostras foram filtradas em filtros de fibra de vidro GFC (0,45 μm) pré-calcinados e pesados em balança analítica. As concentrações totais, orgânica e inorgânica (mg/L) foram determinadas através da técnica gravimétrica descrita em TEIXEIRA et al. (1965) e TUNDISI (1969).

5.3.4 - Nutrientes

As mesmas amostras de água para determinação do material em suspensão foram utilizadas na determinação de nutrientes, sendo aquelas filtradas destinadas à determinação dos nutrientes dissolvidos e as não filtradas para nutrientes totais. Logo após a coleta as amostras foram congeladas e posteriormente analisadas em laboratório.

A determinação dos nutrientes em laboratório foi realizada de acordo com a metodologia descrita pelos autores enumerados na Tabela 7, a seguir:

Tabela 7 - Nutrientes analisados e respectivos métodos.

NUTRIENTE	MÉTODO
Nitrogênio orgânico total (mg/L)	GOLTERMAN et al. (1978)
Nitrito ($\mu\text{g/L}$)	GOLTERMAN et al. (1978)
Nitrato ($\mu\text{g/L}$)	MACKERETH et al. (1978)
Amônia ($\mu\text{g/L}$)	KOROLEFF (1976)
Fósforo total ($\mu\text{g/L}$)	APHA (1985)
Fosfato inorgânico ($\mu\text{g/L}$)	STRICKLAND e PARSONS (1960)
Fosfato total dissolvido ($\mu\text{g/L}$)	STRICKLAND e PARSONS (1960)

5.3.5. - DQO (Demanda Química de Oxigênio)

Para análises de DQO (demanda química de oxigênio) foram utilizados os métodos descritos em APHA (1998) para amostras de água poluída. Essas análises foram feitas pelo Laboratório BIOAGRI AMBIENTAL LTDA. somente para um único dia de coleta (15/08/2002) e dos pontos 1 ao 5.

5.4. - Análises Biológicas

5.4.1 - DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio)

Para análises de DBO₅ (demanda bioquímica de oxigênio) foram utilizados os métodos descritos em APHA (1998) para amostras de água poluída. Essas análises foram feitas pelo Laboratório BIOAGRI AMBIENTAL LTDA. somente para um único dia de coleta (15/08/2002) e dos pontos 1 ao 5.

5.4.2 - Coliformes Fecais e Totais

As análises de coliformes fecais e totais foram feitas pelo Laboratório BIOAGRI AMBIENTAL LTDA. segundo método descrito em APHA (1998) somente para um único dia de coleta (15/08/2002) e dos pontos 1 ao 5.

5.4.3 - Análises Qualitativas e Quantitativas dos Rotíferos

Os rotíferos foram coletados através de diferentes metodologias dependendo das condições hidrológicas (profundidade) da estação de tratamento. Na primeira coleta (agosto/2001), época de início de operação da estação, em que os canais ainda estavam extremamente rasos, os rotíferos foram obtidos através de um tubo tipo “core” que foi introduzido verticalmente sob o arroz do canal de solo filtrante, obtendo-se assim a raiz do arroz e o solo circundante com a fauna associada. Essas amostras foram condicionadas em potes de plástico e fixadas com formol 4%. Já no canal de plantas flutuantes, os rotíferos foram obtidos com uma rede de plâncton especialmente confeccionada para obter fauna associada a plantas flutuantes. Trata-se de uma rede com abertura de malha de 23 μ m, sem copo coletor e de boca quadrada de tamanho 30cmx30cm, com a qual obteve-se um quadrado de macrófitas com a fauna associada. As plantas foram lavadas na rede com água corrente e o material depositado na rede, com exceção das plantas, foi condicionado em frascos de vidro e fixado em formol 4%.

Na segunda coleta (fevereiro/2002), onde a estação de tratamento já estava estabilizada e os canais com maior profundidade, os rotíferos do canal de aguapé foram coletados diretamente com rede de plâncton de abertura de malha 23 μ m, com copo coletor na extremidade inferior e uma rede acoplada na região superior com abertura de malha de 2 mm, para evitar que pedaços de folhas e outros grandes detritos sujassem a amostra. Já os rotíferos associados ao arroz dos canais de solo filtrante foram obtidos através da remoção das plantas e raspagem do caule, folhas e raízes.

No terceiro período de amostragem (agosto/2002), os rotíferos foram coletados com uma caneca de volume conhecido, para análise quantitativa, filtrados 28 L de amostra e concentrados em rede de plâncton de abertura de malha 23 μ m (a mesma da coleta anterior). Foram coletadas também amostras do solo circundante às raízes de arroz e braquiária (planta invasora). Folhas em decomposição, raízes de aguapé e caules e folhas de arroz e braquiária foram coletados para análise qualitativa.

Todas as amostras foram tratadas com água gaseificada para anestesiá-los os rotíferos que depois de narcotizados foram fixados em formol 4%. Os rotíferos foram analisados e identificados em microscópio estereoscópio e microscópio óptico com câmara clara acoplada. As dimensões (comprimento e largura do corpo e comprimento de pés e dedos) dos organismos foram medidas sob microscópio óptico com régua na lente ocular e sob microscópio óptico com câmara acoplada em computador.

Para análises quantitativas dos rotíferos, foram feitas sub-amostras de 1mL para contagem em câmara de Sedgwick-Rafter sob microscópio óptico, conforme descrito em APHA (1995) e EDMONDSON e WINBERG (1971). Estas análises foram feitas somente com os dados coletados no período de agosto de 2002.

Para a identificação dos rotíferos até espécies foram utilizados os seguintes trabalhos: KOSTE (1978), NOGRADY et al. (1993, 1995), SMET (1996,1997), SEGERS (1995), entre outros.

5.4.3.1 - Tratamento dos Dados

A) FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA (F_0)

As frequências de ocorrência, dadas em porcentagem, de cada táxon de Rotifera nos pontos e nos períodos amostrados foram calculadas através da seguinte fórmula:

$$F_0 (\%) = \frac{(T_a) \cdot (100)}{T_A}$$

onde,

T_a = número de amostras em que o táxon ocorreu

T_A = número total de amostras

e foram considerados:

(MF) Muito Frequente: $F_0 > 70\%$

(F) Frequente: $40\% < F_0 < 70\%$

(PF) Pouco Frequente: $F_0 < 40\%$

B) DENSIDADE (D)

O número total de organismos por unidade de volume ou densidade absoluta (D) foi obtido através de cálculos a partir do número de organismos contados em alíquota de 1 mL na câmara de Sedgwick-Rafter, do volume concentrado no frasco (mL) e volume coletado em campo (L), pela seguinte fórmula (EDMONDSON e WINBERG, 1971):

$$D \text{ (ind/L)} = \frac{(n) \cdot (V_{\text{frasco}})}{(V_{\text{alíquota}}) \cdot (V_{\text{coletado}})}$$

onde,

n = números de organismos de cada taxa na amostra

V_{frasco} = volume (mL) concentrado no frasco após filtração do V_{coletado}

V_{coletado} = volume (L) coletado e filtrado na rede

$V_{\text{alíquota}}$ = volume (1mL) da alíquota contada na câmara

Foram considerados abundantes os taxa de Rotifera registrados que apresentaram densidades superiores ao valor médio do total de rotíferos contados na mesma amostra.

C) ABUNDÂNCIA RELATIVA (AR)

Para verificar a participação percentual de cada espécie de Rotífera em relação à densidade total de rotíferos na amostra, foi calculada a abundância relativa através da seguinte fórmula:

$$Ar (\%) = \frac{(n).(100)}{N}$$

onde,

n = número total de cada taxa de rotífera na amostra

N = número total de rotíferos na amostra

Foram considerados dominantes os taxa de Rotífera que apresentaram abundância relativa superior a 50% nas amostras.

6

RESULTADOS

6.1 - Análises Físicas e Químicas da Água

6.1.1. - Vazão Média e Profundidade Máxima

A vazão média de entrada do efluente na estação foi obtida por NOGUEIRA (2003). As maiores vazões de entrada foram observadas entre as 10 e 14 horas, cerca de 2,1 a 3,2 L.s⁻¹ e as menores vazões durante a noite, das 2 às 6 horas, variando entre 0,05 e 0,9 L.s⁻¹.

As profundidades máximas de cada ponto amostrado da estação de tratamento de esgoto no período de agosto/2002 são apresentadas na Figura 10. Os valores oscilaram um pouco dependendo da hora e do dia de coleta, sendo considerados aqui, apenas os valores máximos de profundidade da ETE.

As maiores profundidades foram encontradas nos pontos 1 e 2 (canais com solos filtrantes ascendente e descendente, respectivamente), com 0,45 metros de

profundidade. O canal de aguapé (pontos 3, 4 e 5) é mais raso, com profundidades variando entre 0,20 e 0,26 metros. As menores profundidades foram obtidas no canal de taboa (ponto 6), com 0,15 metros.

Figura 10 - Valores de profundidade máxima em metros (m) de cada ponto amostrado da estação de tratamento de esgoto ETE-Engenho, no período de agosto de 2002.

6.1.2. - Temperatura da Água

Os valores de temperatura da água da estação de tratamento de esgoto estudada nos períodos de coleta são apresentados na Figura 11. No período de agosto de 2001 a temperatura variou entre 19,2 e 21,3 °C nos pontos amostrados (Figura 11). Neste mesmo período não foi possível medir as variáveis dos pontos 2 e 6, pois estes encontravam-se sem coluna d'água, apresentando-se apenas como um solo encharcado. Já no segundo período de coleta, fevereiro de 2002, estação de verão, as temperaturas foram mais altas, variando de 23 a 24,5 °C nos pontos

amostrados (Figura 11). No último período amostrado, agosto de 2002, onde foram feitas coletas diárias, os valores de temperatura variaram pouco de um dia para outro, sendo que na segunda-feira (12/08), primeiro dia de coleta, esta foi realizada no período da tarde, apresentando assim maiores valores de temperatura em relação aos outros dias. Neste mesmo dia, o ponto 6 não foi amostrado. A temperatura variou entre 18,7 °C e 25,1 °C no ponto 5 e ponto 2, respectivamente (Figura 11). Os valores de temperatura de todos os pontos amostrados em cada período são mostrados no Anexo.

Figura 11 - Valores de temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) nos pontos amostrados da ETE-Engenho, nos três períodos de estudo.

6.1.3. - Oxigênio Dissolvido

Os valores de concentração de oxigênio dissolvido variaram de zero a 3 mg/L no período estudado. Na coleta de agosto/2002 foi obtida uma concentração de 18 mg/L. Este valor está acima da concentração de saturação do oxigênio dissolvido na água que é aproximadamente 10 mg/L, sendo portanto um valor irreal de concentração de oxigênio dissolvido. A atividade fotossintética das algas pode ter influenciado este valor.

A Figura 12 mostra os valores medidos de concentração de oxigênio dissolvido nos pontos amostrados em cada período estudado, e no caso da última coleta com amostragens diárias (12 a 16/08/2002), a Figura 12 apresenta as concentrações de oxigênio dissolvido em cada ponto ao longo de uma semana.

Nota-se uma certa tendência de aumento das concentrações de oxigênio dissolvido do ponto 1 aos pontos 5 e 6 nos três períodos estudados, embora em fevereiro/2002 o ponto 1 tenha apresentado a maior concentração de oxigênio, com 3,05 mg/L. O período de agosto/2002 mostra que as concentrações de oxigênio nos pontos 4, 5 e 6, ao longo de cinco dias, permaneceram mais altas em relação aos outros pontos.

Nos pontos 1, 2 e 3, foram obtidos valores de concentração oxigênio dissolvido próximos ou iguais a zero no período de agosto de 2002. Na Figura 12 para este mesmo período, a ausência de “barras” indica a ausência ou concentração zero de oxigênio dissolvido em cada ponto. No dia 12/08 o oxigênio dissolvido não foi obtido no ponto 6 e por isso não tem “barra” representando sua concentração na Figura 12.

Figura 12 - Valores de concentração de oxigênio dissolvido (mg/L) em cada ponto amostrado da ETE-Engenho nos três períodos de estudo.

6.1.4. - Condutividade Elétrica

A Figura 13 apresenta os valores de condutividade elétrica da água em cada ponto amostrado da ETE nos três períodos de estudo. Em agosto/2001 a condutividade elétrica da água variou de 633 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 385 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nos pontos 1 e 5, respectivamente. Os pontos 2 e 6 não foram amostrados pela mesma razão já explicitada anteriormente.

No período de fevereiro de 2002, os valores de condutividade elétrica da água foram mais baixos em relação ao período anterior, sendo obtido o valor máximo de 465 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no ponto 1 e mínimo de 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no ponto 4.

Em agosto de 2002, os valores desta mesma variável também foram relativamente mais baixos que no primeiro período (ago/01), porém com valores mais altos em relação a fev/02, com o máximo valor de 529 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no ponto 3 em 14/08 e mínimo no ponto 5 em 12/08, com 313 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Os valores de condutividade elétrica da água em fev/02 foram relativamente mais baixos do que nos outros dois períodos de estudo, podendo estar relacionado com uma maior diluição e profundidade da ETE ocasionada por influência das chuvas, características deste período. Já os maiores valores de condutividade elétrica da água observados no período de agosto de 2001, podem estar relacionados com a pequena profundidade da coluna d'água da ETE, que estava em início de operação.

De modo geral, nos três períodos de estudo, a condutividade elétrica da água tende a diminuir ao longo dos pontos amostrados da ETE, ou seja, do ponto 1 ao 6, embora em fev/02 e ago/02 o ponto 6 tenha apresentado maiores valores em

relação ao ponto 5, muito provavelmente por influência do solo do ponto 6, com coluna d'água extremamente rasa.

Figura 13 - Valores de condutividade elétrica da água (µS/cm) em cada ponto amostrado da ETE-Engenho nos três períodos de estudo.

6.1.5. - pH

Os valores de pH dos pontos amostrados da ETE nos três períodos estudados são apresentados na Figura 14. No período de agosto/2001, o pH variou de 6,79 no ponto 1 a 8,3 no ponto 5. Os pontos 2 e 6 não foram amostrados. Ao longo dos pontos amostrados o pH aumentou ligeiramente, ao contrário do que ocorreu nos períodos de fev/02 e ago/02, onde o pH apresentou valores mais altos nos primeiros pontos, diminuindo nos pontos subseqüentes, porém com valores próximos à neutralidade.

Em fevereiro de 2002, os valores de pH variaram de 7,16 no ponto 1 a 6,56 no ponto 6. Os valores de pH nos pontos amostrados em agosto de 2002 foram semelhantes aos encontrados em fev/02, variando de 7,36 a 6,64 nos pontos 1 e 5, respectivamente.

Ao longo dos cinco dias estudados no período de ago/02, os valores de pH em cada ponto amostrado se mantiveram muito próximos, mostrando não haver grandes variações diárias nesses valores, como mostra a Figura 14.

Figura 14 - Valores de pH em cada ponto amostrado da ETE-Engenho nos três períodos de estudo.

6.1.6. - Sólidos Suspensos

Os valores de sólidos suspensos totais da água de cada ponto amostrado da ETE nos períodos de fev/02 e ago/02 estão apresentados na Figura 15. Em agosto de 2001 esta análise não foi feita.

Para o período de fevereiro de 2002 estão representados na Figura 15 somente os valores totais de sólidos suspensos que correspondem também ao conteúdo orgânico, pois as análises indicaram não haver material inorgânico. O valor mais alto foi de 167 mg/L no ponto 5 e o mais baixo de 25,4 mg/L no ponto 3. Da entrada da ETE até o ponto 3 o material em suspensão total sofreu redução, aumentando do ponto 4 para o 5 e sofrendo uma pequena redução na saída.

Em agosto de 2002 os sólidos em suspensão totais apresentaram valor máximo de 228 mg/L no ponto 5 em 13/08 e mínimo de 7,2 mg/L no ponto 4 em 12/08. De maneira geral observa-se uma redução nos valores de sólidos em suspensão do primeiro ponto até o ponto 4, sofrendo um aumento no ponto 5. No dia 16/08 observou-se redução dos sólidos suspensos do ponto 1, com 117 mg/L, até o ponto 5, com 11,8 mg/L e eficiência de 90% de redução (Figura 15 e 16).

A Figura 16 mostra as frações orgânica e inorgânica dos sólidos suspensos totais em cada ponto amostrado nos cinco dias estudados. Para a maioria dos pontos as frações orgânicas foram maiores que as inorgânicas. O ponto 5 foi uma exceção, apresentando valores de sólidos inorgânicos em suspensão maiores que os orgânicos.

De maneira geral, nos cinco dias de agosto/02 estudados, os valores de material em suspensão total, inorgânico e orgânico diminuíram ao longo dos pontos

da ETE, sendo que no ponto 5, de 12 a 15/08, estes valores aumentaram, com maiores frações inorgânicas.

Figura 15 - Valores de sólidos suspensos totais em cada ponto amostrado da ETE-Engenho nos dois períodos de estudo (fev/02 e ago/02).

Figura 16 - Valores de sólidos suspensos totais, orgânico e inorgânico em cada ponto amostrado da ETE-Engenho no período de 12 a 16/08/02.

6.1.7. - Nutrientes

Estas análises foram feitas somente para os períodos de fevereiro e agosto de 2002.

6.1.7.1. - Formas de Nitrogênio

Nas figuras a seguir estão apresentadas as concentrações das formas de nitrogênio total e dissolvido em cada ponto amostrado da ETE, em dois períodos de estudo, fev/02 e ago/02 (Figuras 17 e 18, respectivamente).

- **NITROGÊNIO ORGÂNICO TOTAL**

Os valores de concentração de nitrogênio orgânico total (mg/L) no período de fevereiro de 2002 variaram de 71 mg/L na entrada até 18 mg/L no ponto 4, saindo com 23mg/L, mostrando uma redução de 67-75% na sua concentração ao longo dos pontos da ETE (Figura 17).

Em agosto de 2002 (Figura 17) os valores de concentração de nitrogênio orgânico total foram mais baixos do que no período anterior, com concentrações variando de 33 mg/L no ponto 2 até 5 mg/L no ponto 5.

As concentrações de nitrogênio orgânico total nos pontos amostrados da ETE apresentaram variação ao longo dos cinco dias de amostragem, mas a tendência de redução nas concentrações do ponto 1 ao ponto 5 foi a mesma.

Em geral, nota-se que há redução nas concentrações de nitrogênio orgânico total ao longo da ETE, mostrando eficiências de 75% de redução no primeiro período (fev/02) e 85% no segundo período (ago/02).

Figura 17 - Formas de Nitrogênio: concentrações de N-orgânico total (mg/L), amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2) e nitrato (NO_3); nos pontos amostrados da ETE-Engenho no período de fevereiro de 2002.

Figura 18 - Formas de Nitrogênio: concentrações de N-orgânico total (mg/L), amônio (NH₄⁺), nitrito (NO₂) e nitrato (NO₃); nos pontos amostrados da ETE-Engenho no período de 12 a 16 de agosto de 2002.

- ÍON AMÔNIO (NH_4^+)

As concentrações de amônio ($\mu\text{g/L}$) nos pontos amostrados da ETE no período de fevereiro de 2002 variaram de 2124 $\mu\text{g/L}$ na entrada a 2687 $\mu\text{g/L}$ no ponto 3. O valor mais baixo, portanto, foi observado na entrada, sofrendo um aumento até o ponto 4 e depois uma pequena redução até a saída (Figura 17).

No período de agosto de 2002 as concentrações de amônio foram bem mais altas do que no período anterior, apresentando valores de 20.000 $\mu\text{g/L}$ no ponto 3 até 5.000 $\mu\text{g/L}$ no ponto 5, sendo os valores dos primeiros pontos bem maiores que do ponto 5 (Figura 17).

As concentrações de amônio nos pontos amostrados da ETE apresentaram pouca variação ao longo dos cinco dias de estudo em agosto de 2002 e apontam uma tendência também observada no período de fev/02, de aumento nas concentrações do ponto 1 ao 3 e diminuição até o ponto 5 (Figuras 17 e 18).

- NITRITO (NO_2)

As concentrações de nitrito ($\mu\text{g/L}$) nos pontos de amostragem da ETE, no período de fevereiro de 2002, apresentaram valores entre 2,4 $\mu\text{g/L}$ (na saída) e 53,5 $\mu\text{g/L}$ (no ponto 3). O efluente entra nos canais de solo filtrante (entrada) com 12,1 $\mu\text{g/L}$, permanecendo com valores praticamente iguais até o ponto 2. No ponto 3 atinge o valor mais alto de 53,5 $\mu\text{g/L}$, sofrendo drástica redução do ponto 4 até a saída (Figura 17).

No período de agosto de 2002, as concentrações de nitrito foram mais altas, com a maior de 210,96 $\mu\text{g/L}$ no ponto 5, em 13/08, e menor concentração de 6,57

$\mu\text{g/L}$ no ponto 3 em 14/08. Não houve grande variação nos valores de concentração de nitrito dos pontos da ETE ao longo dos cinco dias de amostragem.

Neste mesmo período observa-se que as concentrações de nitrito nos pontos 1, 2, 3 e 4 são próximas e relativamente mais baixas que as concentrações medidas no ponto 5 (Figura 18).

- NITRATO (NO_3)

Nas Figuras 17 e 18 também estão apresentados os valores de nitrito para os pontos de amostragem da ETE nos períodos de fev/02 e ago/02, respectivamente.

Em fevereiro de 2002 a concentração mais alta de nitrato foi obtida no ponto 3, com $198,3 \mu\text{g/L}$, e a mais baixa de $13,2 \mu\text{g/L}$, no ponto 1. Observa-se um aumento nas concentrações de nitrato da entrada até o ponto 3, com posterior redução até a saída (Figura 17).

No período de agosto de 2002, os valores de concentração de nitrato foram bem maiores em relação ao período anterior, apresentando valor máximo de $1.720,3 \mu\text{g/L}$ no ponto 5 (em 16/08) e menor valor de $83,15 \mu\text{g/L}$ no ponto 2, em 15/08.

Ao longo dos cinco dias de amostragem, não houve grandes variações das concentrações de nitrato nos pontos amostrados, com exceção do ponto 5 que apresentou valores variando de $842,23 \mu\text{g/L}$ em 12/08, $1.235,9 \mu\text{g/L}$ em 14/08, $1.434,4 \mu\text{g/L}$ em 15/08 até $1.720,3 \mu\text{g/L}$ em 16/08.

Nota-se que as concentrações de nitrato nos pontos 1, 2, 3 e 4 nos cinco dias amostrados permaneceram próximas entre si e bem mais baixas que no ponto 5 (Figura 18).

6.1.7.2. - Formas de Fósforo

Nas figuras a seguir estão apresentadas as concentrações das formas de fósforo total e dissolvido em cada ponto amostrado da ETE, em dois períodos de estudo, fev/02 e ago/02 (Figuras 19 e 20, respectivamente).

Observa-se que há redução nas concentrações das três formas de fósforo ao longo da ETE, ou seja, desde a entrada até a saída, nos dois períodos de estudo.

- **FÓSFORO TOTAL**

Em fevereiro de 2002, os valores de concentração de fósforo total variaram de 7304 µg/L (no ponto 1) a 612 µg/L (no ponto 4), sofrendo um pequeno aumento no ponto 5, com 670 µg/L, e na saída com 1139 µg/L (Figura 19).

Em agosto de 2002, os valores de concentração de fósforo total foram bem mais baixos que no período anterior, apresentando valor máximo de 800,57 µg/L no ponto 2 (em 15/08) e mínimo de 118,11 µg/L (no ponto 5), em 16/08 (Figura 20).

As concentrações de fósforo total na ETE sofreram algumas variações ao longo dos cinco dias estudados de agosto de 2002. Em todos os dias deste período e no período anterior, as concentrações de fósforo total na ETE sofreram redução ao longo dos pontos amostrados, embora tenham sofrido um pequeno aumento na concentração do ponto 1 para o ponto 2.

Figura 19 - Formas de fósforo: concentrações de fósforo total, fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico (µg/L) nos pontos amostrados da ETE no período de fevereiro/2002.

Figura 20 - Concentrações de fósforo total, fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico (µg/L) nos pontos amostrados da ETE no período de agosto/2002.

- FOSFATO TOTAL DISSOLVIDO

As concentrações de fosfato total dissolvido na ETE no período de fevereiro/2002 variaram de 6.491 $\mu\text{g/L}$ na entrada do sistema e 90 $\mu\text{g/L}$ na saída. Da entrada ao ponto 1 há uma brusca queda na concentração desta variável, sendo a concentração do ponto 1 de 3.595 $\mu\text{g/L}$, quase metade do valor da entrada da ETE. No ponto 2 a concentração de fosfato total dissolvido foi para 4.498 $\mu\text{g/L}$, sofrendo grande redução nos pontos subseqüentes; ponto 3 com 1.519 $\mu\text{g/L}$, ponto 4 com 253 $\mu\text{g/L}$ e ponto 5 com 104 $\mu\text{g/L}$.

No período de agosto de 2002 os valores de concentração de fosfato total dissolvido foram bem inferiores aos do período anterior, sendo a máxima concentração de 744,97 $\mu\text{g/L}$ no ponto 2 em 12/08 e a menor de 67,4 $\mu\text{g/L}$ no ponto 5 em 16/08. A Figura 20 mostra que a concentração de fosfato total dissolvido aumenta do ponto 1 para o ponto 2, igualmente como acontece com o fósforo total nos dois períodos, logo abaixando sua concentração nos pontos subseqüentes.

- FOSFATO INORGÂNICO

Em fevereiro de 2002, as concentrações de fosfato inorgânico variaram de 6.066 $\mu\text{g/L}$ na entrada até 60 $\mu\text{g/L}$ na saída. Da entrada da ETE até o ponto 1 a concentração desta variável diminuiu para 3.264 $\mu\text{g/L}$, sofrendo um pequeno aumento no ponto 2, com 4.284 $\mu\text{g/L}$. Deste ponto em diante a concentração de fosfato inorgânico diminuiu, sofrendo apenas um pequeno aumento do ponto 5 até a saída (Figura 19).

Em agosto de 2002, as concentrações fosfato inorgânico, também foram mais baixas que no período anterior, sendo a maior concentração de 726,77 µg/L no ponto 2 em 12/08 e a menor concentração de 52,93 µg/L no ponto 5 em 16/08.

A Figura 20 mostra que houve um aumento na concentração de fosfato inorgânico do ponto 1 para o ponto 2, como observado para todas outras formas de fósforo nos dois períodos estudados, e após o ponto 2 as concentrações desta variável diminuíram.

6.1.8. - DQO (Demanda Química de Oxigênio)

A demanda química de oxigênio (DQO) foi analisada somente para um dia de amostragem de um único período de coleta (15/ago/2002). A Figura 21 mostra os valores de DQO em mg/L registrados na ETE-Engenho.

O primeiro canal de solo filtrante de fluxo ascendente (ponto 1), apresenta concentração de 155 mg/L de DQO, mesmo valor apresentado pelo segundo canal de solo filtrante de fluxo descendente (ponto 2). O efluente no ponto 3 (início do canal de aguapé) já apresenta quase metade da concentração de DQO dos pontos anteriores, com 81 mg/L. O efluente nos pontos 4 e 5 (pontos mediano e final do canal de aguapé) apresentou DQO mais baixa (de 22 e 21 mg/L, respectivamente).

Avaliando-se estes valores, observa-se que houve redução de 86% de DQO do primeiro ao último ponto amostrado da ETE.

Figura 21 - Valores de DQO (demanda química de oxigênio), em mg/L, nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 15/08/2002.

6.2. - Análises Biológicas

6.2.1. - DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio)

Os valores de DBO registrados nos pontos de coleta em 15/ago/2002 estão apresentados na Figura 22. Os valores de DBO no ponto 1 foram de 37 mg/L. Esse valor aumenta no ponto 2, com 43 mg/L de DBO, com diminuição nos pontos subsequentes, com 19 mg/L de DBO no ponto 3 e 6 mg/L nos pontos 4 e 5.

Calculando-se a eficiência da ETE, observa-se uma redução percentual de DBO de 86% do ponto 2 ao ponto 5.

Figura 22 - Valores de DBO (demanda bioquímica de oxigênio), em mg/L, nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 15/08/2002.

6.2.2. - Coliformes Totais e Fecais

Esta análise também foi feita somente para um dia de amostragem (15/08/2002). Os valores de coliformes fecais e totais em NMP/100mL encontram-se nas Figuras 23 e 24, respectivamente.

O número mais provável de coliformes fecais em 100mL (NMP/100mL), no Ponto 1, foi maior que 1.000 indivíduos (>1.000 NMP/100mL). No Ponto 2 o valor foi o mesmo apresentado no Ponto 1, sendo menor no Ponto 3, com 800 NMP/100mL. No Ponto 4 os coliformes fecais reduziram significativamente, apresentando valor de 4 NMP/100mL, reduzindo ainda mais no Ponto 5, com valor menor que 1 (<1 NMP/100mL).

Os coliformes totais variaram de >1000 NMP/100mL nos Pontos 1, 2 e 3, reduzindo para 290 NMP/100mL no Ponto 4. No ponto 5 o número de coliformes totais diminuiu ainda mais para 1 NMP/100mL (Figura 24).

A ETE-Engenho apresentou eficiência de 99,9% de remoção de coliformes fecais e totais do solo filtrante ascendente (Ponto 1) ao final do canal de aguapé (Ponto 5), passando por todos os outros pontos.

Figura 23 - Valores de coliformes fecais em NMP/100mL, nos pontos da ETE-Engenho, em 15/08/2002.

Figura 24 - Valores de coliformes totais em NMP/100mL, nos pontos da ETE-Engenho, em 15/08/2002.

6.2.3. - Análise de Rotifera

6.2.3.1. - Composição e riqueza de espécies

Os gêneros e espécies de Rotifera identificados nos períodos de coleta encontram-se listados abaixo. Além dos taxa pertencentes ao filo Rotifera, foram considerados outros grupos de invertebrados que puderam ser identificados nas amostras.

FILO ROTIFERA

Classe Digononta

Ordem Bdelloidea

Classe Monogononta

Ordem Flosculariaceae

Família Flosculariidae

Ptygura elsteri Koste

Família Testudinellidae

Testudinella patina (Hermann)

Ordem Ploimida

Família Brachionidae

Platyas quadricornis (Ehrenberg)

Família Colurellidae

Colurella obtusa obtusa (Gosse)

Lepadella imbricata (Harring)

Lepadella ovalis (O.F.Müller)

Família Dicranophoridae

Dicranophorus caudatus (Ehrenberg)

Encentrum spinosum Koch-Althaus

Família Euchlanidae

Dipleuchlanis propatula (Gosse)

Euchlanis sp.

Família Lecanidae

Lecane closterocerca (Schmarda)

Lecane cornuta (O.F.Müller)

Lecane decipiens (Murray)

Lecane inermis (Bryce)

Família Mytilinidae

Mytilina bissulcata (Lucks)

Mytilina sp.

Família Notommatidae

Cephalodella fluviatilis (Zawadowsky)

Cephalodella sp.

Notommata codonella Harring e Myers

Família Trichocercidae

Trichocerca sp.

OUTROS

FILO PROTOZOA

Flagelados

Euglena sp.

Phacus sp.

Trachelomonas sp.

Ciliados livres

não identificados

Ciliados fixos

Vorticella sp.

Sarcodinas

Tecamebas (*Diffugia* sp.)

Arcella sp.

FILO ARTHROPODA

Subfilo Crustacea (Microcrustáceos)

Classe Branchiopoda

Subordem Cladocera

Moina reticulata (Daday)*Ceriodaphnia cornuta rigaudi* Richard*Diaphanosoma polyspina* Korovchinsky

Família Chydoridae

Classe Copepoda

Ordem Cyclopoida

Mesocyclops longisetus (Thiébaud)

Classe Ostracoda

não identificado

Classe Insecta (Larvas de insetos)

Famílias Chironomidae e Culicidae

FILO ANNELIDA

Classe Oligochaeta

não identificado

FILO NEMATODA

não identificado

Foi registrado um total 20 taxa de rotíferos monogonontas, sendo quatro taxa identificados em nível de gênero e o restante em nível específico. Os rotíferos da ordem Bdelloidea não foram identificados em nível específico pela dificuldade de preservação e identificação deste grupo e foram considerados como um táxon.

Os rotíferos monogonontas encontrados são representantes de duas ordens, Flosculariacea e Ploimida, com duas famílias pertencentes à primeira ordem e oito

famílias pertencentes à segunda, totalizando dez famílias, como mostra a Figura 25.

Figura 25 - Número de taxa de Rotífera por família registrada na ETE-Engenho nos períodos de coleta.

A família com maior número de taxa representantes foi a Lecanidae, com quatro taxa, seguida das famílias Notommatidae e Collurellidae, com três taxa cada. As famílias Dicranophoridae, Euchlanidae e Mytilinidae apresentaram apenas dois taxa cada. As famílias com menor número de taxa representantes foram Brachionidae, Testudinellidae, Trichocercidae e Flosculariidae, com um táxon cada (Figura 25).

A riqueza total de taxa de Rotífera em cada período de amostragem variou entre quatorze, na coleta de agosto de 2001, doze na coleta de fevereiro de 2002 e dezesseis em agosto de 2002, considerando também os organismos da ordem

Bdelloidea como um táxon. A Tabela 8 mostra a relação dos taxa registrados em cada período de coleta, bem como a frequência de ocorrência nos períodos amostrados.

Tabela 8 - Taxa de Rotifera registrados nos três períodos amostrados com respectivas frequências de ocorrência na ETE-Engenho.

TAXA	Período de amostragem			Frequência
	ago/01	fev/02	ago/02	Fo (%)
Bdelloidea	X	X	X	100
<i>Cephalodella cf. fluviatilis</i>	X		X	67
<i>Cephalodella sp.</i>		X		33
<i>Colurella obtusa obtusa</i>			X	33
<i>Dicranophorus caudatus</i>	X		X	67
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	X	X	X	100
<i>Encentrum cf. spinosum</i>	X		X	67
<i>Euchlanis sp.</i>	X			33
<i>Lecane closteroerca</i>		X	X	67
<i>Lecane cornuta</i>	X	X	X	100
<i>Lecane decipiens</i>	X	X	X	100
<i>Lecane cf. inermis</i>	X	X	X	100
<i>Lepadella imbricata</i>	X	X	X	100
<i>Lepadella ovalis</i>	X	X	X	100
<i>Mytilina cf. bissulcata</i>		X		33
<i>Mytilina sp.</i>	X	X		67
<i>Notommata cf. codonella</i>	X			33
<i>Platyas quadricornis</i>		X	X	67
<i>Ptygura cf. elsteri</i>	X		X	67
<i>Testudinella patina</i>			X	33
<i>Trichocerca sp.</i>			X	33
Riqueza total	14	12	16	

A riqueza de espécies por pontos amostrados em cada período é apresentada nas tabelas a seguir. Em agosto de 2001, foram registradas riquezas de quatro taxa no ponto 1, seguido do ponto 2 com cinco taxa, ponto 3 com onze taxa e pontos 4 e 5 com doze taxa cada. Não foram feitas amostragens no ponto 6 que encontrava-se seco neste período. Nos outros períodos de amostragem, este ponto apresentava uma coluna d'água pouco profunda, mas suficiente para poder ser amostrado. A

Tabela 9 apresenta os taxa registrados nos cinco pontos amostrados da estação neste mesmo período.

Tabela 9 - Lista de taxa de Rotifera registrados nos pontos amostrados da ETE-Engenho e frequências de ocorrência em agosto de 2001.

TAXA	Pontos de amostragem					Frequência
	1	2	3	4	5	Fo (%)
<i>Bdelloidea</i>	X	X	X	X	X	100
<i>Cephalodella cf. fluviatilis</i>	X	X	X	X	X	100
<i>Dicranophorus caudatus</i>			X	X	X	60
<i>Dipleuchlanis propatula</i>			X	X	X	60
<i>Encentrum cf. spinosum</i>		X				20
<i>Euchlanis sp.</i>			X			20
<i>Lecane cornuta</i>			X	X	X	60
<i>Lecane decipiens</i>	X	X	X	X	X	100
<i>Lecane inermis</i>	X	X	X	X	X	100
<i>Lepadella imbricata</i>			X	X	X	60
<i>Lepadella ovalis</i>			X	X	X	60
<i>Mytilina sp.</i>				X	X	40
<i>Notommata cf. codonella</i>			X	X	X	60
<i>Ptygura cf. elsteri</i>				X	X	40
Riqueza total	4	5	11	12	12	

No segundo período amostrado, fevereiro de 2002, além da menor riqueza total de espécies em relação aos outros períodos, a riqueza de espécies por pontos amostrados também foi menor, com um táxon nos pontos 1 e 2, quatro taxa no ponto 3, dez taxa no ponto 4, dez taxa no ponto 5 e nove taxa no ponto 6 (Tabela 10). Na Tabela 10 encontra-se a lista das espécies registradas por pontos amostrados da estação de tratamento no período de fevereiro de 2002.

Tabela 10 - Lista de taxa de Rotifera registrados nos pontos amostrados da ETE-Engenho e frequências de ocorrência em fevereiro de 2002.

TAXA	Pontos de amostragem						Frequencia
	1	2	3	4	5	6	Fo (%)
<i>Bdelloidea</i>	X	X	X	X	X	X	100
<i>Cephalodella sp.</i>			X				17
<i>Dipleuchlanis propatula</i>			X	X	X		50
<i>Lecane closterocerca</i>				X	X	X	50
<i>Lecane cornuta</i>				X	X	X	50
<i>Lecane decipiens</i>			X	X	X	X	67
<i>Lecane cf. inermis</i>				X	X	X	50
<i>Lepadella imbricata</i>				X	X	X	50
<i>Lepadella ovalis</i>				X	X	X	50
<i>Mytilina cf. bissulcata</i>				X	X	X	50
<i>Mytilina sp.</i>				X			17
<i>Platyas quadricornis</i>				X	X	X	50
Riqueza total	1	1	4	11	10	9	

Para a coleta de agosto de 2002, que foi intensiva com amostragens diárias, a riqueza de espécies de Rotifera para cada ponto amostrado representa todas as espécies que apareceram nos pontos durante os dias de amostragem. Assim, a riqueza de espécies nos pontos 1 e 2 foram relativamente mais altas do que nos outros períodos de coletas, refletindo a amostragem intensiva de uma semana, que possibilitou o registro de maior número de taxa, que estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 - Lista de taxa de Rotifera registrados nos pontos amostrados da ETE-Engenho e frequências de ocorrência em agosto de 2002.

TAXA	Pontos de amostragem						Frequencia
	1	2	3	4	5	6	Fo (%)
<i>Bdelloidea</i>	xxxx	xxxxx	xx	xx	xxxxx	xxxx	100
<i>Cephalodella cf. fluviatilis</i>	xx	x	xxx	xxx	xxx	x	100
<i>Colurella obtusa obtusa</i>			xxxx	x	xxxx	x	67
<i>Dicranophorus caudatus</i>	x	x		xxxxx	xxxxx	xxxx	83
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	x		xxxxx	xxxxx	x		67
<i>Enentrum cf. spinosum</i>	x						17
<i>Lecane closterocerca</i>		x	x		xxxx	xxx	67
<i>Lecane cornuta</i>				xx	xxxxx	xx	50
<i>Lecane decipiens</i>	x	x	xxxxx	xxxxx	xxx	x	100
<i>Lecane inermis</i>	xxxx	xx	xxxx	x	x	x	100
<i>Lepadella imbricata</i>	xx	xx	xxxx	xxxx	xxxx	xxxx	100
<i>Lepadella ovalis</i>			xxx		xxxxx	xxxx	50
<i>Platys quadricornis</i>					xxxxx		17
<i>Ptygura cf. elsteri</i>		x			x	x	50
<i>Testudinella patina</i>			x	x	x	x	67
<i>Trichocerca sp.</i>					x		17
Riqueza total	8	8	10	10	15	12	

Como apresentado na Tabela 11, os pontos 1 e 2 apresentaram oito taxa cada, os pontos 3 e 4 dez taxa cada, o ponto 5 quinze e o ponto 6 doze taxa de Rotifera no período de agosto de 2002.

Na Tabela 11, o número de ocorrências dos taxa de Rotifera, em cada ponto e em cada dia amostrado da ETE, é representado por um “X”. Cada “X” representa quantas vezes o táxon ocorreu durante a semana de coleta (de 12 a 16/08/02). Por exemplo, *Lecane closterocerca* ocorreu nos pontos 2, 3, 5 e 6, mas apareceu somente uma vez (ou um dia da semana e um “X”) nos pontos 2 e 3, enquanto que no ponto 5 ocorreu quatro vezes e no ponto 6 três vezes, mostrando viver preferencialmente nas porções finais da estação de tratamento (Pontos 5 e 6).

O táxon *Dipleuchlanis propatula* ocorreu preferencialmente nos pontos 3 e 4 da ETE, sendo amostrado nestes pontos nos cinco dias de coleta em agosto/2002.

Já o táxon *Dicranophorus caudatus* foi registrado nos pontos 4 e 5 nos cinco dias de amostragem.

Lecane decipiens ocorreu em todos os pontos amostrados, porém ocorreu preferencialmente nos pontos 3 e 4, sendo registrado nestes pontos nos cinco dias de amostragem. *Lecane inermis*, que ocorreu em todos os pontos, foi registrado quatro vezes nos pontos 1 e 3.

A Figura 26 mostra as riquezas de espécies registradas por pontos coletados nos três períodos amostrados.

Figura 26 - Número de taxa de Rotifera (riqueza de espécies) nos pontos amostrados nos três períodos de coleta na ETE-Engenho.

6.2.3.2. - Frequência de ocorrência

As frequências de ocorrência das espécies de rotíferos registradas nos três períodos de estudo na estação de tratamento de esgoto ETE-Engenho encontram-se listadas nas Tabelas 8 e 12.

Tabela 12 - Frequência de ocorrência dos taxa de Rotifera na ETE-Engenho nos três períodos estudados, ago/01, fev/02 e ago/02.

TAXA	F(%)	CATEGORIA
Bdelloidea	100	MF (muito frequentes)
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	100	
<i>Lecane cornuta</i>	100	
<i>Lecane decipiens</i>	100	
<i>Lecane cf. inermis</i>	100	
<i>Lepadella imbricata</i>	100	
<i>Lepadella ovalis</i>	100	
<i>Cephalodella cf. fluviatilis</i>	67	F (frequentes)
<i>Dicranophorus caudatus</i>	67	
<i>Encentrum cf. spinosum</i>	67	
<i>Lecane closterocerca</i>	67	
<i>Mytilina sp.</i>	67	
<i>Platyas quadricornis</i>	67	
<i>Ptygura cf. elsteri</i>	67	
<i>Cephalodella sp.</i>	33	PF (pouco frequentes)
<i>Colurella obtusa obtusa</i>	33	
<i>Euchlanis sp.</i>	33	
<i>Mytilina cf. bissulcata</i>	33	
<i>Notommata cf. codonella</i>	33	
<i>Testudinella patina</i>	33	
<i>Trichocerca sp.</i>	33	

Os taxa menos freqüentes (PF), *Mytilina bissulcata* e *Cephalodella sp.*, foram registrados apenas no segundo período de coleta (fevereiro/2002). As espécies *Notommata codonella*, *Euchlanis sp.*, *Colurella obtusa*, *Testudinella patina* e *Trichocerca sp.* também ocorreram somente em um período de amostragem (PF), as duas primeiras registradas em agosto de 2001 e as outras três em agosto de 2002.

As maiores freqüências de ocorrência (MF) foram apresentadas pelos taxa *Lepadella imbricata*, *Lepadella ovalis*, *Dipleuchlanis propatula*, *Lecane cornuta*, *Lecane decipiens*, *Lecane cf. inermis* e Bdelloidea, registrados em todas as amostragens.

Algumas espécies ocorreram somente nas amostragens de agosto, tanto de 2001 como de 2002, são estas: *Dicranophorus caudatus*, *Encentrum spinosum*, *Ptygura cf. elsteri* e *Cephalodella fluviatilis*. Além dessas, outras espécies ocorreram em duas amostragens, sendo consideradas freqüentes (F): *Platyas quadricornis*, *Lecane closterocerca*, presentes somente nos períodos de fevereiro e agosto de 2002 e *Mytilina sp.*, presente nos períodos de agosto de 2001 e fevereiro de 2002.

Em relação aos pontos amostrados da estação de tratamento de esgoto em cada período de coleta, as freqüências de ocorrência das espécies de rotíferos encontram-se listadas nas Tabelas 13, 14 e 15.

Na primeira coleta, agosto de 2001 (Tabela 13), as espécies mais freqüentes (MF) nos pontos amostrados foram: *Cephalodella cf. fluviatilis*, *Lecane decipiens*, *Lecane cf. inermis* e indivíduos da ordem Bdelloidea. *Dicranophorus caudatus*, *Dipleuchlanis propatula*, *Lecane cornuta*, *Lepadella imbricata*, *Lepadella ovalis* e *Notommata cf. codonella* foram registradas em três pontos amostrados (pontos 3, 4

e 5), sendo consideradas freqüentes (F). Os taxa *Mytilina sp.* e *Ptygura cf. elsteri* ocorreram em dois pontos amostrados (pontos 4 e 5), também considerados freqüentes. As espécies menos freqüentes (PF) nos pontos amostrados foram *Encentrum cf. spinosum* e *Euchlanis sp.*, ocorrendo apenas nos pontos 2 e 3 respectivamente (Tabelas 9 e 13).

Tabela 13 - Frequência de ocorrência dos taxa de Rotifera nos cinco pontos amostrados da ETE-Engenho no período de agosto de 2001.

TAXA	F(%)	CATEGORIA
<i>Bdelloidea</i>	100	MF (muito frequentes)
<i>Cephalodella cf. fluvialis</i>	100	
<i>Lecane decipiens</i>	100	
<i>Lecane inermis</i>	100	
<i>Dicranophorus caudatus</i>	60	F (frequentes)
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	60	
<i>Lecane cornuta</i>	60	
<i>Lepadella imbricata</i>	60	
<i>Lepadella ovalis</i>	60	
<i>Mytilina sp.</i>	40	
<i>Notommata cf. codonella</i>	60	
<i>Ptygura cf. elsteri</i>	40	
<i>Encentrum cf. spinosum</i>	20	PF (pouco frequentes)
<i>Euchlanis sp.</i>	20	

Na segunda coleta, realizada em fevereiro de 2002, apenas os organismos da ordem *Bdelloidea* ocorreram em todos os pontos amostrados, com 100% de freqüência e considerados, por tanto, muito freqüentes (MF). *Cephalodella sp.* e *Mytilina sp.* foram os menos freqüentes (PF), ocorrendo somente em um ponto, 3 e 4 respectivamente (Tabelas 10 e 14).

Tabela 14 - Frequência de ocorrência dos taxa de Rotifera nos seis pontos da ETE-Engenho no período de fevereiro de 2002.

TAXA	F(%)	CATEGORIA
Bdelloidea	100	MF (muito frequentes)
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	50	F (frequentes)
<i>Lecane closterocerca</i>	50	
<i>Lecane cornuta</i>	50	
<i>Lecane decipiens</i>	67	
<i>Lecane cf. inermis</i>	50	
<i>Lepadella imbricata</i>	50	
<i>Lepadella ovalis</i>	50	
<i>Mytilina cf. bissulcata</i>	50	
<i>Platyas quadricornis</i>	50	
<i>Cephalodella sp.</i>	17	PF (pouco frequentes)
<i>Mytilina sp.</i>	17	

A maioria das espécies foi freqüente (F) nos pontos amostrados, ocorrendo em três ou quatro pontos. *Lecane decipiens* foi a única que ocorreu em quatro pontos (67% de freqüência), as demais, *D. propatula*, *L. closterocerca*, *L. cornuta*, *L. inermis*, *L. imbricata*, *L. ovalis*, *M. bissulcata* e *P. quadricornis* ocorreram em três pontos de coleta, com 50% de freqüência (Tabela 14).

Os taxa mais freqüentes por ponto amostrado (MF), no período de agosto de 2002, sendo registrados em pelo menos cinco pontos, foram: Bdelloidea, *Cephalodella cf. fluviatilis*, *Dicranophorus caudatus*, *Lecane decipiens*, *L. inermis* e *Lepadella imbricata* (Tabela 15).

Tabela 15 - Frequência de ocorrência dos taxa de Rotifera nos seis pontos da ETE-Engenho no período de agosto de 2002.

TAXA	F(%)	CATEGORIA
<i>Bdelloidea</i>	100	MF (muito frequentes)
<i>Cephalodella cf. fluviatilis</i>	100	
<i>Dicranophorus caudatus</i>	83	
<i>Lecane decipiens</i>	100	
<i>Lecane inermis</i>	100	
<i>Lepadella imbricata</i>	100	
<i>Colurella obtusa obtusa</i>	67	F (frequentes)
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	67	
<i>Lecane closterocerca</i>	67	
<i>Lecane cornuta</i>	50	
<i>Lepadella ovalis</i>	50	
<i>Ptygura cf. elsteri</i>	50	
<i>Testudinella patina</i>	67	
<i>Encentrum cf. spinosum</i>	17	PF (pouco frequentes)
<i>Platyas quadricornis</i>	17	
<i>Trichocerca sp.</i>	17	

Foram considerados frequentes (F), os taxa que ocorreram em três e quatro dos seis pontos amostrados, são estes: *Colurella obtusa*, *Dipleuchlanis propatula*, *Lecane closterocerca*, *L. cornuta*, *Lepadella ovalis*, *Ptygura elsteri* e *Testudinella patina* (Tabela 15).

Apenas três espécies apresentaram baixa frequência de ocorrência (PF) nos pontos amostrados da estação de tratamento: *Platyas quadricornis*, registrada nos cinco dias de coleta somente no ponto 5; *Encentrum cf. spinosum*, registrado no ponto 1 somente em um dia de amostragem e *Trichocerca sp.* registrado no ponto 5 também somente em uma amostra (Tabela 15).

6.2.3.3. - Densidade

As análises quantitativas de densidade dos organismos do filo Rotifera foram feitas somente para um período amostrado (de 12 a 16 de agosto de 2002). Os resultados de densidade absoluta das espécies de rotíferos registrados na ETE-Engenho, no período de agosto de 2002, são apresentados nas tabelas a seguir.

Foram considerados abundantes os taxa que apresentaram densidade maior que a metade do valor da densidade total dos taxa de Rotifera em cada ponto amostrado.

Em 12/08, como mostra a Tabela 16, as espécies abundantes foram *Dicranophorus caudatus*, com densidade de 11.681.000 ind/m³ no ponto 5, e *Dipleuchlanis propatula* com 384.000 ind/m³ no ponto 3. O táxon com menor densidade foi *Lecane decipiens*, com 2.000 ind/m³ ocorrendo somente no ponto 4.

Na tabela 17 são apresentadas as densidades dos taxa de Rotifera registrados em 13/08. Igualmente ao dia anterior, as espécies abundantes foram *Dipleuchlanis propatula*, com 192.000 ind/m³ no ponto 3, e *Dicranophorus caudatus* com 144.000 ind/m³ no ponto 6. Organismos da ordem Bdelloidea foram abundantes no ponto 2, com 12.000 ind/m³. *Encentrum spinosum* foi a espécie com menor densidade e frequência de ocorrência, sendo registrada apenas 70 ind/m³ somente no ponto 1. A densidade das espécies mais abundantes foi bem inferior em relação ao dia anterior (12/ago).

Tabela 16 - Densidade absoluta dos taxa de Rotifera nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 12/08/2002.

TAXA	densidade (ind./m ³) - 12/08/2002					
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	D total
<i>Bdelloidea</i>	8000	99000	17000		262000	386000
<i>Cephalodella cf. fluviatilis</i>			17000		131000	148000
<i>Colurella obtusa obtusa</i>			35000			35000
<i>Dicranophorus caudatus</i>				8000	11681000	11689000
<i>Dipleuchlanis propatula</i>			384000	4000		388000
<i>Lecane cornuta</i>					262000	262000
<i>Lecane decipiens</i>			87000	2000		89000
<i>Lecane inermis</i>	3000		17000			20000
<i>Lepadella imbricata</i>		99000				99000
<i>Lepadella ovalis</i>			35000		525000	560000
<i>Platyas quadricornis</i>					394000	394000
Densidade total	11000	198000	592000	14000	13255000	14070000
metade dens. Total (*)	5500	99000	296000	7000	6627500	7035000

* acima deste valor é considerado abundante

Tabela 17 - Densidade absoluta dos taxa de Rotifera nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 13/08/2002.

	densidade (ind./m ³) - 13/08/2002						
TAXA	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6	D total
Bdelloidea	400	12500	4410	1000	23000	4190	45500
Cephalodella cf. fluviatilis					37000		37000
Colurella obtusa obtusa			41000		23000		64000
Dicranophorus caudatus	900	4000		6350	293000	144077	448327
Dipleuchlanis propatula	100		192000	6350	8000		206450
Encentrum cf. spinosum	70						70
Lecane closterocerca					69000	1390	70390
Lecane cornuta					232000	4196	236196
Lecane decipiens			22000	4230	8000		34230
Lecane inermis			16000				16000
Lepadella imbricata	70		32400	3170	85000	15380	136020
Lepadella ovalis					93000	5590	98590
Platyas quadricornis					8000		8000
Densidade total	1540	16500	307810	21100	879000	174823	1400773
metade dens. Total (*)	770	8250	153905	10550	439500	87412	700387

* acima deste valor é considerado abundante

Em 14/ago as espécies abundantes foram: *Dipleuchlanis propatula*, com 73.000 ind/m³ no ponto 3, e *Dicranophorus caudatus* com 429.000 ind/m³ no ponto 5. A densidade de *Dicranophorus caudatus* foi maior do que no dia anterior (13/ago) no ponto 5, ao passo que *Dipleuchlanis propatula* teve densidade menor que no dia anterior no ponto 3. Os taxa com menores densidades foram *Ptygura elsteri* e *Testudinella patina*, como mostra a Tabela 18.

Testudinella patina teve sua primeira ocorrência durante o período de estudo no dia 14/ago, sendo registrada em diferentes pontos e em diferentes densidades nos dias subseqüentes (15 e 16/ago) como mostradas nas Tabelas 18, 19 e 20.

Tabela 18 - Densidade absoluta dos taxa de Rotifera nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 14/08/2002.

TAXA	densidade (ind./m ³) - 14/08/2002						
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6	D total
<i>Bdelloidea</i>	4650	26700			2940	3160	37450
<i>Cephalodella cf. fluviatilis</i>	620	6350		23270	12760		43000
<i>Colurella obtusa obtusa</i>			17680		5890		23570
<i>Dicranophorus caudatus</i>				38700	429190	133000	600890
<i>Dipleuchlanis propatula</i>			73070	7690			80760
<i>Lecane closterocerca</i>					15715	3160	18875
<i>Lecane cornuta</i>				990	82490	3160	86640
<i>Lecane decipiens</i>	310	5080	18860	13620			37870
<i>Lecane inermis</i>	930	5080	8250			3160	17420
<i>Lepadella imbricata</i>	620		4710	14440	39280	22000	81050
<i>Lepadella ovalis</i>					48120	9480	57600
<i>Platyas quadricornis</i>					3930		3930
<i>Ptygura elsteri</i>					1960	3160	5120
<i>Testudinella patina</i>			1180	990			2170
Densidade total	7130	43210	123750	99700	642275	180280	1096345
metade dens. Total (*)	3565	21605	61875	49850	321138	90140	548173

*acima deste valor é considerado abundante

Em 15/ago, *Ptygura elsteri* foi o menos abundante, apresentando a menor densidade e aparecendo somente no ponto 2. Neste mesmo ponto, *Bdelloidea* foi relativamente abundante, com 22.000 ind/m³ (Tabela 19).

Embora os taxa *Dipleuchlanis propatula* (376.000 ind/m³) e *Dicranophorus caudatus* (219.000 ind/m³) tenham ocorrido em densidades relativamente altas nos pontos 3 e 5 respectivamente, estes não foram considerados abundantes, por apresentarem densidades menores que a metade do valor da densidade total de rotíferos nestes pontos.

Tabela 19 - Densidade absoluta dos taxa de Rotifera nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 15/08/2002.

TAXA	densidade (ind./m ³) - 15/08/2002						
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6	D total
<i>Bdelloidea</i>		21860			9370	3160	34390
<i>Cephalodella cf. fluviatilis</i>	2360		12140	54640	6250	3160	78550
<i>Colurella obtusa obtusa</i>			24280	6070	3120		33470
<i>Dicranophorus caudatus</i>				24280	218750	15800	258830
<i>Dipleuchlanis propatula</i>			376430				376430
<i>Lecane closterocerca</i>					9370		9370
<i>Lecane cornuta</i>				6070	40620		46690
<i>Lecane decipiens</i>			48570	6070	3120		57760
<i>Lecane inermis</i>	4710						4710
<i>Lepadella imbricata</i>			6070	18210	21870	6320	52470
<i>Lepadella ovalis</i>			6070		31250	9480	46800
<i>Platyas quadricornis</i>					3120		3120
<i>Ptygura elsteri</i>		1210					1210
<i>Testudinella patina</i>						6320	6320
Densidade total	7070	23070	473560	115340	346840	44240	1010120
metade dens. Total (*)	3535	11535	236780	57670	173420	22120	505060

* acima deste valor é considerado abundante

Na Tabela 20, referente ao período de 16/08, *Testudinella patina* é a espécie menos abundante, com 4.000 ind/ m³ ocorrendo somente no ponto 5. Os taxa *Dipleuchlanis propatula* e *Dicranophorus caudatus* foram os mais abundantes nos cinco dias estudados, destacando-se também os organismos da ordem Bdelloidea que foram relativamente abundantes no ponto 2, neste mesmo período.

Em 16/08, a densidade de *Dipleuchlanis propatula* no ponto 3 (52.000 ind/m³) foi menor em relação aos dias anteriores. As densidades de *Dicranophorus caudatus* nos pontos 5 e 6 (516.000 ind/ m³ e 172.000 ind/m³, respectivamente) foram maiores em relação aos três dias anteriores. No primeiro dia amostrado (12/08), a densidade foi de 11.681.000 ind/m³ no ponto 5.

Tabela 20 - Densidade absoluta dos taxa de Rotifera nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 16/08/2002.

TAXA	densidade (ind./m ³) - 16/08/2002						
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6	D total
Bdelloidea	800	10570			3810	1980	17160
<i>Cephalodella cf. fluviatilis</i>			3030	6070			9100
<i>Colurella obtusa obtusa</i>					5710	1980	7690
<i>Dicranophorus caudatus</i>				18210	516190	171930	706330
<i>Dipleuchlanis propatula</i>			51610	6070			57680
<i>Lecane closterocerca</i>		1860	6070		11430	1980	21340
<i>Lecane cornuta</i>					43810		43810
<i>Lecane decipiens</i>			12140	9110	3810	3950	29010
<i>Lecane inermis</i>	400	310	3030	3030	1900		8670
<i>Lepadella imbricata</i>		310	3030	6070	70480	1980	81870
<i>Lepadella ovalis</i>			3030		43810	11860	58700
<i>Platyas quadricornis</i>					9520		9520
<i>Testudinella patina</i>					3810		3810
Densidade total	1200	13050	81940	48560	714280	195660	1054690
metade dens. Total (*)	600	6525	40970	24280	357140	97830	527345

* acima deste valor é considerado abundante

Figura 27 - Densidade total dos taxa de Rotifera em cada ponto amostrado da ETE-Engenho nos dias 12 a 16/08/2002.

Em relação à densidade total de organismos do filo Rotifera nos pontos amostrados, as maiores densidades foram registradas nas porções inicial e final do canal de aguapé (pontos 3 e 5) e no canal de taboa (ponto 6). O canal de solo filtrante descendente (ponto 2) e porção mediana do canal de aguapé (ponto 4) apresentaram densidades de rotíferos baixas, mas não tanto quanto o canal de solo filtrante ascendente (ponto 1) em que foram registradas as densidades mais baixas (Figura 27). Neste mesmo ponto foram observadas altas concentrações de nutrientes, DBO_5 e coliformes. A densidade total dos rotíferos apresentou variações diárias nos pontos amostrados da ETE em ago/02. As altas densidades de *Dipleuchlanis propatula* e *Dicranophorus caudatus* determinaram as maiores densidades totais de rotíferos nos pontos 3, 5 e 6.

6.2.3.4. - Abundância relativa

Os resultados de abundância relativa dos taxa de Rotifera registrados na estação de tratamento de esgoto estudada são mostrados nas Tabelas 21, 22, 23, 24 e 25.

Os taxa considerados dominantes foram aqueles que apresentaram abundância relativa acima de 50% nos pontos amostrados. O táxon *Dicranophorus caudatus* foi dominante nos pontos 4 e 5 (57% e 88%, respectivamente) no primeiro dia de coleta (12/08/02), *Dipleuchlanis propatula* teve dominância de 65% no ponto 3 e Bdelloidea 75% de dominância no ponto 1 (Tabela 21).

No ponto 2, Bdelloidea e *Lepadella imbricata* ocorreram com 50% de abundância relativa, não havendo dominância.

Em 13/08, foram dominantes Bdelloidea no ponto 2, apresentando abundância relativa de 76%, *Dicranophorus caudatus* no ponto 6, com 82% de abundância relativa e *Dipleuchlanis propatula* com 62% no ponto 3. No ponto 1, *Dicranophorus caudatus* também foi dominante, com 58% de abundância relativa. No pontos 4 e 5 não houve dominância de espécies (Tabela 22).

Os organismos da ordem Bdelloidea foram registrados em todos os pontos amostrados, porém ocorrendo em diferentes abundâncias relativas. No ponto 1 foram registrados com 26% de abundância, aumentando no ponto 2 para 76% de abundância relativa. Já nos pontos 3, 4, 5 e 6 foram pouco abundantes, com porcentagens de 1%, 5%, 3% e 2%, respectivamente.

Tabela 21 - Abundância relativa entre os taxa de Rotifera nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 12/08/2002.

TAXA	Abundância relativa - Ar (%) - 12/08/2002					
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ar (T)
<i>Bdelloidea</i>	75	50	3		2	3
<i>Cephalodella cf. fluviatilis</i>			3		1	1
<i>Colurella obtusa obtusa</i>			6			0,2
<i>Dicranophorus caudatus</i>				57	88	83
<i>Dipleuchlanis propatula</i>			65	29		3
<i>Lecane cornuta</i>					2	2
<i>Lecane decipiens</i>			15	14		1
<i>Lecane inermis</i>	25		3			0,1
<i>Lepadella imbricata</i>		50				1
<i>Lepadella ovalis</i>			6		4	4
<i>Platyas quadricornis</i>					3	3

Tabela 22 - Abundância relativa entre os taxa de Rotifera nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 13/08/2002.

	Abundância relativa - Ar (%) - 13/08/2002						
TAXA	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6	Ar (T)
Bdelloidea	26	76	1	5	3	2	3
<i>Cephalodella cf. fluviatilis</i>					4		3
<i>Colurella obtusa obtusa</i>			13		3		5
<i>Dicranophorus caudatus</i>	58	24		30	33	82	32
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	6		62	30	1		15
<i>Enicentrum cf. spinosum</i>	5						0
<i>Lecane closterocerca</i>					8	1	5
<i>Lecane cornuta</i>					26	2	17
<i>Lecane decipiens</i>			7	20	1		2
<i>Lecane inermis</i>			5				1
<i>Lepadella imbricata</i>	5		11	15	10	9	10
<i>Lepadella ovalis</i>					11	3	7
<i>Platyas quadricornis</i>					1		1

Na Tabela 23 são mostradas as abundâncias relativas dos taxa de Rotifera em 14/08, onde as espécies dominantes foram as mesmas do período anterior, Bdelloidea nos pontos 1 e 2, com 65% e 62%, respectivamente, *Dipleuchlanis propatula* no ponto 3 com 59% de dominância e *Dicranophorus caudatus* nos pontos 5 e 6, com 67% e 74% respectivamente. No ponto 4 não houve dominância de espécies.

Como nos períodos anteriores, Bdelloidea foi dominante nos dois primeiros pontos da ETE, mas ocorreu em baixas abundâncias nos pontos subsequentes, ou ainda foi ausente, como nos pontos 3 e 4 (Tabela 23).

Tabela 23 - Abundância relativa entre os taxa de Rotifera nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 14/08/2002.

TAXA	Abundância relativa - Ar (%) - 14/08/2002						Ar (T)
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6	
Bdelloidea	65	62			0,5	2	3
<i>Cephalodella cf. fluviatilis</i>	9	15		23	2		4
<i>Colurella obtusa obtusa</i>			14		0,9		2
<i>Dicranophorus caudatus</i>				39	67	74	55
<i>Dipleuchlanis propatula</i>			59	8			7
<i>Lecane closterocerca</i>					2	2	2
<i>Lecane cornuta</i>				1	13	2	8
<i>Lecane decipiens</i>	4	12	15	14			3
<i>Lecane inermis</i>	13	12	7			2	2
<i>Lepadella imbricata</i>	9		4	14	6	12	7
<i>Lepadella ovalis</i>					7	5	5
<i>Platylas quadricornis</i>					0,6		0,4
<i>Ptygura elsteri</i>					0,3	2	0,5
<i>Testudinella patina</i>			1	1			0,2

Em 15/08 a espécie dominante no ponto 1 foi *Lecane inermis* com 67% de abundância relativa. Bdelloidea apresentou dominância de 95% no ponto 2 e esteve ausente ou em baixíssima densidade no ponto 1. *Dipleuchlanis propatula* foi dominante no ponto 3 (79%) e *Dicranophorus caudatus* foi dominante no ponto 5 (63%). No pontos 4 e 6 não houve dominância de espécies (Tabela 24).

Tabela 24 - Abundância relativa entre os taxa de Rotífera nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 15/08/2002.

TAXA	Abundância relativa - Ar (%) - 15/08/2002						
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6	Ar (T)
Bdelloidea		95			3	7	3
<i>Cephalodella cf. fluviatilis</i>	33		3	47	2	7	8
<i>Colurella obtusa obtusa</i>			5	5	1		3
<i>Dicranophorus caudatus</i>				21	63	36	26
<i>Dipleuchlanis propatula</i>			79				37
<i>Lecane closterocerca</i>					3		1
<i>Lecane cornuta</i>				5	12		5
<i>Lecane decipiens</i>			10	5	1		6
<i>Lecane inermis</i>	67						0
<i>Lepadella imbricata</i>			1	16	6	14	5
<i>Lepadella ovalis</i>			1		9	21	5
<i>Platyas quadricornis</i>					1		0,3
<i>Ptygura elsteri</i>		5					0,1
<i>Testudinella patina</i>						14	1

Em 16/08, as espécies dominantes foram Bdelloidea nos pontos 1 e 2 (67% e 81%, respectivamente), *Dipleuchlanis propatula* no ponto 3 (63%) e *Dicranophorus caudatus* nos pontos 5 e 6 (72% e 88%, respectivamente). No ponto 4 não houve dominância de espécies (Tabela 25).

Em praticamente todos os cinco dias amostrados de agosto de 2002, os bdelóides foram dominantes nos pontos iniciais da estação (pontos 1 e 2), *D. propatula* foi dominante no ponto 3, *D. caudatus* foi dominante nos pontos 5 e 6 e no ponto 4 não houve dominância de espécies de rotíferos.

Tabela 25 - Abundância relativa entre os taxa de Rotifera nos pontos amostrados da ETE-Engenho em 16/08/2002.

TAXA	Abundância relativa - Ar (%) - 16/08/2002						
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6	Ar (T)
Bdelloidea	67	81			1	1	2
<i>Cephalodella cf. fluviatilis</i>			4	13			1
<i>Colurella obtusa obtusa</i>					1	1	1
<i>Dicranophorus caudatus</i>				38	72	88	67
<i>Dipleuchlanis propatula</i>			63	13			5
<i>Lecane closterocerca</i>		14	7		2	1	2
<i>Lecane cornuta</i>					6		4
<i>Lecane decipiens</i>			15	19	1	2	3
<i>Lecane inermis</i>	33	2	4	6	0		1
<i>Lepadella imbricata</i>		2	4	13	10	1	8
<i>Lepadella ovalis</i>			4		6	6	6
<i>Platyas quadricornis</i>					1		0,9
<i>Testudinella patina</i>					1		0,4

As populações de Rotifera apresentaram abundâncias relativas variáveis de acordo com os pontos amostrados, como está mostrado nas Figuras 28 e 29. No início do tratamento do efluente os organismos mais abundantes foram Bdelloidea, *Lecane inermis* e *Cephalodella fluviatilis*, sendo os bdelóides o grupo dominante, mesmo estando em baixas densidades, nos canais de solos filtrantes (pontos 1 e 2), mostrando preferência ou maior tolerância por ambiente polissapróbio.

Dipleuchlanis propatula foi dominante no início do canal de aguapé (ponto 3) durante todo o período de agosto de 2002 (Figuras 28 e 29), e nos períodos de agosto de 2001 e fevereiro de 2002, embora não tenham sido feitas análises quantitativas, a abundância de organismos desta espécie foi evidente. Em todos os períodos amostrados, o ponto 3 encontrava-se densamente coberto de aguapé e com o efluente escuro (ou com alta turbidez ou cor). Esta espécie esteve presente em todos os períodos amostrados, evidenciando a forte relação deste organismo com o ambiente de esgoto.

Na região mediana do canal de aguapé (ponto 4) não houve dominância de espécies de rotíferos e a densidade total de organismos foi baixa. Neste ponto foram observadas grandes populações dos cladóceros *Diaphanosoma polypina* e *Moina reticulata*, que provavelmente estavam competindo por recursos com os rotíferos. Outro fato observado neste ponto foi a presença de copépodos ciclopoídes, organismos predadores que podem se alimentar de rotíferos, reduzindo assim a população de rotíferos.

Na porção final do canal de aguapé (ponto 5) a espécie dominante foi *Dicranophorus caudatus*. Esta ocorreu apenas nos períodos de inverno (agosto de 2001 e 2002), não sendo registrada em fev/02. Além da dominância nos pontos 5 e

6 da ETE, *Dicranophorus caudatus* foi a espécie mais abundante na ETE, com as maiores densidades registradas nestes mesmos pontos.

Figura 28 - Abundância relativa (%) dos taxa de Rotifera em cada ponto amostrado da ETE-Engenho no período de agosto de 2002 (12 a 14/08/02).

Figura 29 - Abundância relativa (%) dos taxa de Rotifera em cada ponto amostrado da ETE-Engenho no período de agosto de 2002 (15 e 16/08/02).

7

DISCUSSÃO

ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA RESIDUÁRIA

No presente estudo foram analisadas as principais variáveis físicas e químicas da água residuária em diferentes pontos de uma estação de tratamento de esgoto doméstico que apresentou diferentes profundidades da coluna de água durante o período de amostragem. Na coleta realizada em agosto de 2001 os canais de solos filtrantes apresentaram-se apenas como um solo encharcado, sem coluna d'água, estando a estação de tratamento em início de operação.

As técnicas de áreas alagadas construídas para tratamento de efluentes são diversas, mas geralmente os canais de plantas aquáticas são rasos com profundidades que variam de 15 a 610 cm em canais com plantas flutuantes e 25 a 100 cm em canais com plantas emergentes (KNIGHT et al., 1993).

Como a grande maioria das áreas alagadas construídas, a estação de tratamento estudada apresentou baixa profundidade de coluna d'água, com canal

de solos filtrantes e plantas emergentes (arroz) apresentando profundidade de 45 cm e o canal de plantas flutuantes (aguapé) com 26 cm.

O dimensionamento dos solos filtrantes do sistema DHS é feito através da taxa de aplicação no solo medida pelo volume de efluente por segundo por área. Segundo Salati (2001, comunicação pessoal)⁴ uma boa eficiência de tratamento é atingida pela taxa de aplicação de 100L/s/ha. O solo filtrante é projetado para ter profundidade de lâmina d'água de 0,45m e é a partir da vazão que se calcula a área de solo filtrante necessária para tratar a vazão desejada. Já o dimensionamento de áreas alagadas construídas tanto com plantas flutuantes quanto com plantas emergentes é feito principalmente a partir do tempo de residência e da altura da lâmina d'água. Para ambos sistemas uma boa eficiência pode ser atingida com tempo de residência de 24 a 48 horas.

A baixa profundidade dos canais de alagados construídos é importante para manter o contato da água com as macrófitas aquáticas, propiciando zonas aeróbias e anaeróbias, que desempenham importante papel nos ciclos biogeoquímicos, principalmente no ciclo do nitrogênio.

A temperatura é uma variável que sempre deve ser registrada para caracterização de corpos d'água e águas residuárias brutas. Elevações na temperatura aumentam a velocidade das reações químicas e biológicas e diminuem a solubilidade dos gases, assim deve ser analisada em conjunto com outras variáveis, como por exemplo, o oxigênio dissolvido. Geralmente alguns despejos industriais possuem elevadas temperaturas (von SPERLING, 1996a). A temperatura da água nos canais da ETE estudada variou em torno de 20°C no inverno e 24°C no verão.

⁴ Informação dada em aula por Eneida Salati no CRHEA/USP em 2001.

O oxigênio dissolvido é a principal variável de caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos e de essencial importância para os organismos aeróbios. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, causando redução de sua concentração no meio. O oxigênio dissolvido é usado no controle operacional de estações de tratamento de águas residuárias e na caracterização de corpos d'água (von SPERLING, op cit.).

As concentrações de oxigênio dissolvido nos canais da ETE foram baixas, com valores muito próximos a zero nos solos filtrantes e valores próximos a 1 mg/L no canal de aguapé, em todos os períodos. As maiores concentrações de oxigênio dissolvido nas porções finais do tratamento indicam melhoria na qualidade de água, embora estes valores ainda sejam baixos para permitir a ocorrência do processo de nitrificação e o desenvolvimento de organismos aeróbios mais exigentes, como os peixes.

A condutividade de uma solução é a capacidade desta em conduzir corrente elétrica e é função da concentração de íons presentes, ou seja, quanto maior a concentração de íons maior é a condutividade elétrica. Esta variável pode fornecer informações a respeito do metabolismo aquático e pode ajudar a detectar fontes poluidoras nos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1988).

A condutividade registrada nos canais da ETE nos períodos de ago/01 e ago/02 (inverno seco) apresentou valores maiores que os registrados no período de fev/02 (verão chuvoso), talvez pela diluição causada pelas chuvas. De maneira geral, a condutividade elétrica nos canais de solos filtrantes foi maior do que no canal de aguapé e taboa, mostrando que ao longo do tratamento a concentração dos íons dissolvidos diminuiu.

O pH nos canais da ETE esteve em torno da neutralidade, entre 6,79 e 7,27 na amostragem de agosto de 2001, sendo que na porção final do canal de aguapé (ponto 5) esta macrófita estava ausente e o pH apresentou valor de 8,3. Neste mesmo ponto a concentração de oxigênio dissolvido foi de 18 mg/L. Este valor esteve acima do valor de saturação do oxigênio, que é de 9,2 mg/L à pressão normal ao nível do mar à 20°C, e valores superiores à saturação são indicativos da presença de algas (von SPERLING, 1996a; BRANCO, 1978). A atividade fotossintética das algas e das macrófitas pode também elevar os níveis de pH. Em lagoas de estabilização o pH geralmente é alcalino pela forte influência das algas (UEHARA e VIDAL, 1989).

As macrófitas aquáticas podem interferir mais intensamente no pH do que o fitoplâncton em ambientes rasos e nas regiões litorâneas de ambientes aquáticos e quanto maior a biomassa vegetal maiores são as alterações no pH (ESTEVES, 1988). Provavelmente a concentração de oxigênio de 18mg/L e o pH alcalino registrados no ponto 5 em agosto de 2002 foram influenciados pela atividade das algas, sendo importante ressaltar que neste mesmo ponto, nesta data, o aguapé estava ausente.

Nos períodos de fevereiro de 2002 e agosto de 2002 os valores de pH apresentaram-se igualmente em torno de 7,0 nos solos filtrantes e em torno de 6,5 no canal de aguapé e canal de taboa. Também não houve variações nos valores de pH ao longo dos cinco dias amostrados em agosto de 2002.

Os organismos heterotróficos interferem no pH do meio, geralmente baixando-o pelos processos de decomposição e respiração, com liberação de gás carbônico e formação de ácido carbônico e íons hidrogênio (ESTEVES, 1988). Embora na ETE estudada ocorra processo de decomposição, o pH apresentou-se neutro, tendendo a levemente ácido nas porções finais do canal de aguapé.

Na maioria dos dias amostrados houve redução nas concentrações de sólidos em suspensão dos solos filtrantes ao início do canal de aguapé, aumentando na porção final do canal de aguapé (ponto 5). Houve remoção de material em suspensão, cerca de 83% do ponto 1 (solo filtrante) ao ponto 4 (meio do canal de aguapé), aumentando sua concentração no ponto 5. O final do canal de aguapé (ponto 5) em agosto de 2002 encontrava-se invadido por *Lemna*, uma planta aquática flutuante bem pequena que pode ter influenciado os maiores valores de sólidos em suspensão nesse ponto, ficando retidas nos filtros GFC por onde a amostra de água foi filtrada, dando interferência na análise. A maior porção de material orgânico em relação ao inorgânico registrada em todos os pontos da ETE é característica de esgotos domésticos, que são constituídos principalmente de matéria orgânica. A maior porção de material inorgânico registrada no ponto 5 pode ter sido causada por interferência do sedimento que pode ter re-suspendido durante as amostragens, dada a pequena profundidade do canal.

As concentrações de sólidos em suspensão em áreas alagadas geralmente variam entre 50 e 200 mg/L na entrada, saindo com cerca de 3 a 15 mg/L, embora estes valores sejam bem variáveis de acordo com a tecnologia utilizada e com as características do efluente tratado, sendo geralmente atingidas eficiências de remoção de 69% (KNIGHT et al., 1993). As concentrações de sólidos em suspensão obtidas na ETE-Engenho são próximas aos valores listados por estes autores. As eficiências de remoção atingidas do início do tratamento até o ponto mediano do canal de aguapé foram mais altas (83%) do que a média. Mas o efluente sai da estação com valores até mais altos do que na entrada, saindo com valores acima dos permitidos pelo CONAMA 20. Isso não era esperado e pode ter ocorrido pela influência do sedimento e plantas aquáticas invasoras.

A DBO_5 é o parâmetro mais freqüentemente medido em estações de tratamento de esgoto. Em esgoto doméstico bruto a DBO_5 é de 150 a 300 mg/L e em tratamento secundário convencional é de 20 a 30 mg/L. Sistemas de alagados construídos geralmente recebem concentrações de 10 a 100 mg/L de DBO_5 dependendo do grau de pré-tratamento (KNIGHT et al., 1993). Segundo os mesmos autores a eficiência típica de remoção de DBO_5 em áreas alagadas construídas é em torno de 70%.

Na estação de tratamento de esgoto estudada a DBO_5 no ponto 1 foi de 37 mg/L (15/08/02). O esgoto bruto passa primeiramente por um gradeamento e depois para o tratamento primário convencional feito pela fossa séptica, antes de entrar no tratamento secundário feito pelo solo filtrante ascendente (ponto 1). A concentração de DBO_5 no ponto 2 foi um pouco maior, 43 mg/L, sofrendo redução nos pontos subseqüentes, com redução percentual de 86% de DBO_5 do ponto 2 ao ponto 5 (6 mg/L). A eficiência de remoção de DQO também foi de 86% do primeiro ao último ponto amostrado da ETE.

Segundo VYMAZAL et al.(2001), 43 mg/L de DBO_5 é a concentração típica de ambiente de esgoto, sendo que acima de 5 mg/L o ambiente já pode ser considerado poluído. Assim, mesmo com alta eficiência de remoção de DBO_5 , a ETE estudada despeja um efluente ainda considerado poluído, porém com melhor qualidade em relação a entrada, evidenciando eficiência no tratamento.

As áreas alagadas para tratamento de águas poluídas geralmente são eficientes para redução das concentrações de DQO, DBO e poluição bacteriana, mas algumas tecnologias apresentam limitada capacidade de remoção de nutrientes. A alta taxa de remoção para DQO e DBO é causada por sedimentação de sólidos suspensos e por rápidos processos de decomposição na água e nos sedimentos. Para

eficiente remoção dos nutrientes é necessário o conhecimento dos vários processos biogeoquímicos envolvidos na remoção de nitrogênio e fósforo e um bom dimensionamento que otimize estes processos (BRIX, 1993; VERHOEVEN e MEULEMAN, 1999).

Os processos que conduzem a remoção de nitrogênio são principalmente as transformações bacterianas. A nitrificação é a oxidação da amônia a nitrato através de bactérias nitrificantes. Este processo só ocorre sob condições aeróbias. Denitrificação é um processo de decomposição anaeróbia onde a matéria orgânica é quebrada através de bactérias que utilizam o nitrato no lugar de oxigênio como acceptor de elétrons. O processo acontece em duas etapas: primeiro o nitrato é reduzido a óxido nitroso, o qual é reduzido a nitrogênio gasoso atmosférico. Ambos produtos finais são gases que são emitidos na atmosfera. O óxido nitroso é um gás que favorece o efeito estufa sendo que emissões excessivas podem contribuir ao problema. O baixo pH é inibidor da segunda etapa de denitrificação, de forma que todo o nitrogênio é liberado na forma de óxido nitroso (VERHOEVEN e MEULEMAN, 1999). Outros mecanismos de remoção são a assimilação do nitrogênio pelas plantas e a volatilização da amônia sob condições onde a fotossíntese algal aumenta os níveis de pH na coluna d'água (BRIX, 1993).

Dentro do ciclo do nitrogênio na biosfera, este se alterna entre várias formas e estados de oxidação. No meio aquático pode ser encontrado nas seguintes formas: nitrogênio molecular (N_2), nitrato (NH_3^-), nitrito (NH_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, aminoácidos, etc.) e nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos). O nitrato (NO_3^-) e a íon amônio (NH_4^+) são as principais fontes inorgânicas de nitrogênio para os produtores primários. Estes podem

também assimilar formas orgânicas como uréia, aminoácidos, entre outros. As principais fontes de nitrogênio orgânico dissolvido em um lago são lise celular, decomposição e excreção pelo fitoplâncton e macrófitas aquáticas, além do material alóctone (ESTEVES, 1988).

Em esgotos domésticos recentes a forma predominante é o nitrogênio orgânico ou na forma de amônia, enquanto que em poluição mais remota o nitrogênio apresenta-se na forma de nitrato (von SPERLING, 1996a).

As concentrações de nitrogênio orgânico total - que representa o nitrogênio orgânico dissolvido e particulado - foram maiores no período de fevereiro de 2002 em relação ao período de agosto de 2002. Nos dois períodos houve redução na concentração desta variável ao longo dos pontos amostrados da ETE, com eficiências de 75% de redução no primeiro período (fevereiro de 2002) e 85% no segundo período (agosto de 2002). Estas eficiências de remoção de nitrogênio são relativamente altas em relação aos 50% de eficiência atingida na maioria das áreas alagadas construídas estudadas (VERHOEVEN e MEULEMAN, 1999).

As concentrações de nitrogênio amoniacal (amônio) foram altas nos canais da ETE em todos os períodos considerados, sendo que no período de agosto de 2002 as concentrações foram bem mais altas que as registradas em fevereiro de 2002 (por volta de 15.000 µg/L e 2.300 µg/L, respectivamente). Em fevereiro de 2002 não houve redução nas concentrações dessa variável, já em agosto de 2002 do ponto inicial ao meio do canal de aguapé as concentrações aumentaram, reduzindo drasticamente no final do canal de aguapé (ponto 5) com redução de 67% na concentração de amônio. Mesmo com esta redução a concentração está acima da permitida pela resolução CONAMA nº 20 (18/06/86) para enquadramento em corpo d'água classe 3.

As altas concentrações de amônio indicam que os processos de nitrificação de amônio a nitrato não estavam ocorrendo na ETE estudada, provavelmente pelas baixas concentrações de oxigênio dissolvido registradas. As baixas concentrações de nitrato e nitrito nos pontos iniciais da ETE e aumento destas concentrações no ponto 5 (período de agosto de 2002) juntamente com a diminuição das concentrações de amônio neste mesmo ponto, indicam a ocorrência de nitrificação. No período de fevereiro de 2002 onde não houve redução de amônio ao longo da ETE, as concentrações de oxigênio foram muito baixas em quase todos os pontos, provavelmente inibindo os processos de nitrificação.

Para remoção de fósforo em alagados construídos, a adsorção de fosfatos às partículas do solo é um processo de remoção importante. A capacidade de adsorção é dependente da presença de ferro, alumínio ou cálcio em minerais de argila ou aderidos à matéria orgânica. Fora estes processos de adsorção-desorção, os fosfatos podem ser precipitados com o ferro e alumínio. O armazenamento na matéria orgânica acumulada também é um mecanismo que remove nitrogênio e fósforo de águas poluídas. A própria vegetação absorve grandes quantidades de nutrientes quando estão em fase de crescimento, sendo necessária a colheita das plantas para a remoção do nitrogênio e fósforo acumulados em sua biomassa (VERHOEVEN e MEULEMAN, 1999).

O fosfato total foi alto em todos os períodos considerados, embora as concentrações registradas em fev/02 tenham sido bem maiores que as registradas em ago/02. Em todos os períodos amostrados todas as formas de fósforo diminuíram suas concentrações significativamente do início ao final do tratamento. Em fev/02 houve redução de 88% na concentração de fosfato total, 97% na concentração de fosfato total dissolvido e 98% na concentração de fosfato

inorgânico. Em ago/02 houve redução de 67% de fósforo total, 80% de fosfato total dissolvido e 80% de fosfato inorgânico.

Em relação a muitas áreas alagadas para tratamento de esgoto as eficiências de remoção de fósforo registradas no presente estudo foram altas (KNIGHT et al., 1993).

Foi registrada alta eficiência de remoção de coliformes fecais e totais na ETE estudada, com redução de 99,9%. A concentração de bactérias do grupo coliformes ao final do tratamento foi bem abaixo do valor máximo permitido pelo CONAMA 20 para lançamento em corpos d'água classe 1.

A grande maioria das áreas alagadas construídas para tratamento de esgoto é eficiente na remoção de coliformes fecais e totais (VERHOEVEN e MEULEMAN, 1999). A própria mortalidade natural, quando expostos a condições ambientais, é um fator de remoção de bactérias do grupo coliforme. Outros fatores são responsáveis pela remoção de coliformes como a radiação ultra-violeta (luz solar), a temperatura, a sedimentação, o pH e predação por outros organismos. Alguns trabalhos indicam que as raízes das macrófitas liberam substâncias que podem funcionar como antibiótico para os coliformes (BRIX, 1993).

As concentrações de DBO₅, nitrogênio e fósforo registradas no presente trabalho foram próximas aos valores registrados em outros pequenos sistemas de tratamento de esgoto com áreas alagadas construídas. COOPER (1993), em leitos vegetados com *Phragmites* para tratamento de esgoto de uma população de mil habitantes, obteve concentrações maiores destas variáveis, porém próximas às registradas no presente trabalho. KNIGHT et al. (1993) listaram informações operacionais de diversas áreas alagadas construídas para tratamento de esgoto tais como o tipo, dimensões, DBO₅, sólidos suspensos, amônio, nitrogênio total e

fósforo. Os valores embora variem um pouco, não foram muito diferentes dos registrados na ETE-Engenho.

Na escala de saprobidade descrita em SLÁDEČEK (1985), valores de DBO_5 entre 5 e 10 mg/L são característicos de águas poluídas e consideradas alfa-mesossapróbias enquanto que valores entre 10 e 50 mg/L são característicos de águas fortemente poluídas microaeróbias e consideradas polissapróbias.

De maneira geral a ETE estudada apresentou boa eficiência de remoção de coliformes fecais e totais, nitrogênio orgânico total, formas de fósforo, DBO_5 e DQO. Os pontos amostrados apresentaram diferenças nas concentrações das variáveis físicas e químicas analisadas, tendo os pontos 1 e 2 características de esgoto mais carregado (polissapróbio) e os pontos 4 e 5 características de esgoto tratado (α -mesossapróbio), mas com nível de DBO_5 considerado de água poluída.

ANÁLISE DOS ROTÍFEROS

A riqueza de espécies de rotíferos registrada na estação de tratamento de esgoto estudada pode ser considerada alta, dada as baixas concentrações de oxigênio dissolvido e DBO_5 relativamente alta (com concentrações entre 43 e 6 mg/L). O valor de riqueza poderia ser maior se as espécies de Bdelloidea fossem identificadas. Muitos corpos d'água naturais possuem valores de riqueza de espécies de rotíferos monogonontas bem inferiores ao registrado na estação de tratamento de esgoto estudada.

VYMAZAL et al. (2001), registraram 5 espécies de rotíferos na porção com menor valor de DBO_5 (6,9 mg/L), em um sistema de tratamento de esgoto com

áreas alagadas de fluxo horizontal. Já KLIMOWICZ (1970, 1972, 1973) registrou 21 espécies de rotíferos monogonontas e bdelóides em sistema de tratamento com tecnologia de lodos ativados a altas cargas de DBO_5 . Esta riqueza relativamente alta, registrada por este autor, foi devido a identificação em nível específico dos bdelóides, realizado com os organismos vivos.

De acordo com HOFMANN (1977), o oxigênio dissolvido tem um papel importante na distribuição dos rotíferos, porém deve-se levar em consideração que existem três grupos: o primeiro parece independente da concentração de oxigênio dissolvido; o segundo só ocorre em águas com alto teor de oxigênio dissolvido e o terceiro seria composto de espécies que só são encontradas em locais onde a concentração de oxigênio dissolvido é baixa. Desta forma, supõe-se que as espécies registradas na ETE-Engenho sejam pertencentes ao terceiro grupo de rotíferos ou pelo menos bem tolerantes às baixas concentrações de oxigênio dissolvido.

A riqueza e densidade de rotíferos aumentaram com a melhoria da qualidade da água avaliada pelos valores de DBO_5 , sólidos em suspensão, fósforo e coliformes. Os dois pontos iniciais amostrados, correspondentes aos canais de solos filtrantes ascendente e descendente, apresentaram as menores riquezas de espécies e altas concentrações de DBO_5 , sólidos em suspensão, fósforo e coliformes, ao passo que o meio e o final do canal de aguapé (pontos 4 e 5) apresentaram os maiores valores de riqueza e menores concentrações destas variáveis.

Segundo GREEN (1960), a sucessão faunística e a distribuição em lagos tropicais são determinados pela alternância dos períodos anuais seco e chuvoso.

A composição e riqueza de espécies de rotíferos variou de acordo com o período amostrado, apresentando a menor riqueza (doze taxa) no período de fevereiro de 2002, verão úmido, e maiores riquezas nos períodos de agosto de 2001

e 2002, inverno seco, com quatorze e dezesseis taxa respectivamente. A composição e abundância das espécies também variou em pequenos intervalos de tempo, considerando as amostragens diárias em cinco dias consecutivos.

A coleta intensiva em ago/02 permitiu registro de um maior número de taxa nos canais de solos filtrantes (pontos 1 e 2), onde as condições ambientais são consideradas polissapróbias e, portanto, mais restritas à fauna aeróbia. Este aumento na riqueza de espécies registradas foi devido as flutuações na riqueza e na abundância das espécies em curtos intervalos de tempo.

Em estudo realizado no Lago Awasa (Etiópia), MENGESTOU et al. (1991) observaram variações diárias de até três vezes na densidade populacional de certas espécies de rotíferos, fato também observado por OLIVEIRA-NETO (1993) na Represa do Lobo. Estas variações no tamanho das populações deste grupo, quando estudadas sazonalmente em lagos tropicais, podem apresentar diferenças de até quarenta vezes (TWOMBLY, 1983). No Lago Paranoá, em Brasília (DF), PINTO-COELHO (1987) observou que as flutuações na densidade populacional em curtos periodos são maiores do que as anuais.

No presente estudo foram observadas grandes variações na densidade das populações ao longo de cinco dias de amostragens intensivas. Embora tenham ocorrido estas variações na densidade, a abundância relativa entre as espécies de rotíferos não variou muito ao longo dos cinco dias amostrados em agosto de 2002. Foi observada uma maior associação entre determinadas espécies e as localidades amostradas da ETE.

A riqueza e abundância das populações são influenciadas não somente pelas variáveis físicas e químicas da água. As interações entre as diferentes populações e

a presença e distribuição espacial de macrófitas aquáticas também podem influenciar a composição das populações de rotíferos.

As macrófitas exercem influência sob a diversidade e a estrutura espaço-temporal das comunidades animais, por promover superfície diversa (e nicho de um modo mais abrangente) e sazonalmente variável para colonização e alimentação e por causar variabilidade espaço-temporal na química da água, oxigênio, pH, temperatura como resultado da fotossíntese, decomposição e prevenção da mistura da água (DUGGAN et al., 1998). As macrófitas aquáticas propiciam microambientes que permitem a colonização de alta diversidade de rotíferos pelos diferentes nichos criados. Segundo PEJLER (1995), os rotíferos perifíticos parecem não ter muita especificidade os substratos de plantas.

Através da análise dos dados não foi possível demonstrar que a variação na riqueza de espécies nos diferentes períodos amostrados tenha sido influenciada pelas diferenças na composição da vegetação da ETE estudada, apesar de em ago/02 os canais de solos filtrantes não se encontrarem vegetados e em ago/01 o canal de aguapé encontrar-se vegetado somente até metade de sua extensão.

A distribuição horizontal dos rotíferos ao longo da ETE pode ter sido influenciada pela estrutura e composição da vegetação nos canais. A distribuição espacial do aguapé, além dos fatores físicos e químicos da água e interações com outros organismos, pode ter determinado a distribuição e abundância da espécie *Dipleuchlanis propatula*, que mostrou viver preferencialmente nas regiões vegetadas de aguapé da ETE estudada.

A distribuição horizontal dos rotíferos é com frequência heterogênea. Muitas vezes observa-se grandes concentrações de rotíferos distribuídos de maneira localizada. Esta situação é típica quando ocorre predominância de formas não

totalmente planctônicas, que se prendem a filamentos de algas. O vento e os fatores alimentares também podem influenciar a distribuição das populações (ESTEVES, 1988).

A distribuição espacial dos rotíferos na ETE estudada foi notadamente heterogênea. No canal de aguapé, de pequenas dimensões, foram observadas diferenças significativas na composição dos rotíferos entre as três regiões amostradas (início, meio e final do canal - pontos 3, 4 e 5, respectivamente) que também apresentaram diferenças na maioria das variáveis físicas e químicas da água. Um fato observado durante a coleta de dados foi a visualização a olho nú de manchas róseas localizadas no meio do canal de aguapé, em região descoberta de plantas, causada por densas populações de cladóceros (*Diaphanosoma polypina* e *Moina reticulata*), evidenciando assim a distribuição espacial heterogênea destes organismos.

A coloração rósea observada foi devido aos pigmentos avermelhados do cladóceros *Moina reticulata*. Estes pigmentos são semelhantes à hemoglobina, servindo provavelmente como reserva de oxigênio, constituindo um mecanismo de adaptação para suportar condições anóxicas (MATSUMURA-TUNDISI, 1999). Esta espécie foi registrada por MATSUMURA-TUNDISI et al. (1991) nas represas de Tucuruí e Samuel logo após o enchimento dos reservatórios, sendo beneficiada com o aumento da matéria orgânica e detritos e com as condições anóxicas.

Os cladóceros e copépodos Ciclopoida foram registrados somente nas porções finais do tratamento no canal de aguapé. A presença de copépodos Ciclopoida e ausência de Calanoida na ETE é característico de ambientes eutrofizados, onde, segundo TUNDISI et al. (1988), é observada a dominância de Ciclopoida. Cladóceros

da família Chydoridae, típicos de ambientes com macrófitas, foram frequentes na ETE em todos os períodos no canal de aguapé.

Em relação a capacidade dos rotíferos como bioindicadores de qualidade de água, foram registradas no presente estudo espécies típicas de ambientes de esgoto e águas eutrofizadas, tolerantes às baixas concentrações de oxigênio dissolvido e diversos valores de DBO₅, a maioria classificada por SLADECEK (1983) como beta-mesossapróbia. De maneira geral, foi observado que a densidade total e a riqueza de espécies de rotíferos ao longo da ETE foram influenciadas pela melhoria da qualidade da água, mais do que a presença ou ausência de determinadas espécies. Uma aplicação para o registro destas espécies em esgoto é o conhecimento da tolerância destas em um ambiente tão extremo, servindo de referência para outros trabalhos em qualquer ambiente aquático.

A maioria das espécies registradas na ETE são cosmopolitas e comumente encontradas em regiões litorais de lagos, associadas as macrófitas aquáticas ou perifíticas como as pertencentes às famílias Euchlanidae, Mytilinidae, Notommatidae e Testudinellidae. Alguns gêneros encontrados também já foram registrados em ambientes de esgoto e águas poluídas ou eutrofizadas, sendo característicos destes ambientes, como *Euchlanis*, *Lecane*, *Colurella*, *Cephalodella* e organismos da ordem Bdelloidea (KLIMOWICZ, 1972; SLÁDEČEK, 1983; ENGITECH, 1997; VYMAZAL et al., 2001).

O esgoto é um ambiente extremo quanto às suas variáveis físicas e químicas, onde geralmente estão presentes poucas espécies, porém em grande número. São caracterizados por alta saprobidade e baixa concentração de oxigênio dissolvido. Geralmente os rotíferos habitam os esgotos no final do tratamento, em condições aeróbias ou microaeróbias (PEJLER, 1995).

No ambiente estudado, a riqueza de espécies não foi tão baixa quanto o esperado para um esgoto e apenas algumas espécies apresentaram altas densidades. Nos pontos amostrados da ETE o esgoto já havia passado por tratamento primário e foram registrados rotíferos em todos os pontos, mesmo em concentrações de praticamente zero de oxigênio dissolvido, embora a riqueza e densidade de espécies tenha aumentado com a melhoria da qualidade do efluente. PANSWAD e CHAVALPARIT (1997) também observaram rotíferos do início ao final do tratamento do esgoto estudado por eles.

A possibilidade de sobreviver em certos ambientes obviamente tem conexão com adaptações fisiológicas. A ciclomorfose, adaptações aos fatores abióticos, tamanho do corpo e taxa de desenvolvimento fazem dos rotíferos um grupo com vantagens competitivas (PEJLER, 1995). RICCI (1998), enfatiza que embora espécies de bdelóides ocorram em diferentes habitats, a ampla adaptabilidade é atribuída principalmente a duas características: a partenogênese obrigatória e a resistência a dessecação ou anidrobiose. Os bdelóides foram os organismos mais freqüentes nos pontos e períodos amostrados da ETE-Engenho, inclusive nos pontos com altas concentrações de DBO_5 e no solo.

Segundo PEJLER (1995), em ambientes ricos em nutrientes ou eutrofizados geralmente há ocorrência de espécies de rotíferos raptoriais ao passo que em ambientes oligotróficos predominam os filtradores. Foram registradas espécies filtradoras, detritívoras e raptoriais na ETE estudada.

Os rotíferos se alimentam de algas, detritos, bactérias e de outros organismos, dependendo da espécie em questão. Apesar da dieta ser especializada com espécies herbívoras, detritívoras e predadoras (POURRIOT, 1977), muitas espécies consomem uma grande variedade tanto de algas quanto de animais,

podendo ser consideradas omnívoras. A seleção alimentar nos rotíferos é baseada no tamanho e qualidade das partículas. Assim espécies pequenas consomem partículas menores e as espécies grandes se alimentam de partículas de maior tamanho, animais ou vegetais (NOGRADY et al., 1993).

A maioria dos taxa de rotíferos registrados no presente estudo possuem trophi maleado, o qual permite agarrar e triturar o alimento, bombeando-o para o esôfago. São estes: *Colurella obtusa*, *Diphleuchlanis propatula*, *Euchlanis* sp., *Lecane*, *Lepadella*, *Mytilina* e *Platyas quadricornis*. Com exceção de *P. quadricornis* e *D. propatula*, estes organismos são de pequeno tamanho, medindo de 40 a 100 µm de comprimento e considerados microfiltradores. A alimentação consiste em algas, bactérias e detritos. Algumas espécies do gênero *Lecane* têm sido registradas em ambientes de esgoto, alimentando-se basicamente de bactérias. A alimentação por bactérias parece ser mais importante para espécies de menor tamanho do que para espécies grandes (ARNDT, 1993).

Foram registradas espécies predadoras de grande tamanho, entre 150 e 200 µm, com trophi do tipo forcipado, são estas: *Dicranophorus caudatus* e *Encentrum spinosum*. A maior espécie predadora registrada foi *Notommata* cf. *codonella*, medindo cerca de 300 µm e com trophi do tipo virgado. Segundo ARNDT (1993), estes organismos podem se alimentar de protozoários. A forte presença de protozoários observada na ETE estudada pode ter influenciado a ocorrência destes organismos, principalmente de *D. caudatus*, que foi a espécie mais abundante.

Os gêneros *Cephalodella*, *Notommata* e *Trichocerca*, todos registrados no presente trabalho, possuem trophi virgado, podendo preda organismos através da ação bombeadora do trophi, extraíndo fluido celular de plantas e animais microscópicos (NOGRADY et al., 1993). Estes organismos podem se alimentar de

protozoários (ARNDT, 1993), algas e detritos, sendo considerados omnívoros (PEJLER e BERZINŠ, 1993).

Ptygura e *Testudinella*, gêneros registrados na ETE-Engenho, possuem trophi maleorramado (NOGRADY et al., op. cit.), podendo se alimentar de algas, bactérias e detritos. Já os Bdelloidea que foram os mais frequentes em todos os pontos e períodos amostrados da ETE, possuem trophi ramado, especializado em mastigar o alimento, principalmente bactérias e detritos (detritívoros).

Segundo ARNDT (op. cit.), os rotíferos microfiltradores podem se alimentar de bactérias, algas e pequenos protozoários, servindo de alimento também para protozoários de maior tamanho. Estes protozoários bem como os rotíferos de pequeno tamanho, podem ser consumidos preferencialmente por rotíferos raptoriais. Assim, rotíferos e protozoários pequenos (microzooplâncton) são considerados elos entre a base da rede trófica (algas, bactérias e detritos) e os níveis superiores da rede (predadores).

A presença de diversas espécies bacterívoras de rotíferos pode ter contribuído para a redução das bactérias do grupo coliforme ao longo do tratamento na estação estudada. SEAMAN et al. (1986) e OOMS-WILMS et al. (1995) observaram que os consumidores primários em ambientes de esgoto desempenham importante papel na redução de bactérias, algas e carga orgânica, principalmente os protozoários e rotíferos.

Copépodos ciclopóidas, larvas de inseto e outros macroinvertebrados podem se alimentar de rotíferos e protozoários de maior tamanho (WILLIAMSON, 1983; ARNDT, 1993). Rotíferos grandes podem servir de alimento para larvas de peixes, porém a maioria dos vertebrados predadores prefere preda grandes crustáceos como os copépodos.

Na estação de tratamento de esgoto estudada naturalmente não houve registro de peixes, mas foram registrados girinos, larvas de inseto, nemátodos, cladóceros, copépodos e ostrácodes, entre outros. Alguns provavelmente exercem pressão de predação sobre os rotíferos, interagem entre si através da rede trófica e competem por espaço e alimento. A Figura 30 mostra um desenho esquemático das prováveis relações tróficas que podem ocorrer no ambiente estudado.

Figura 30 - Desenho esquemático das possíveis relações tróficas entre os organismos registrados na ETE-Engenho.

Segundo ODUM (1983), a tendência de a competição provocar uma separação ecológica entre espécies estreitamente aparentadas ou que, por outros motivos, têm uma grande semelhança, é denominada por Hardin como o princípio de exclusão competitiva. Simultaneamente, a competição provoca muitas adaptações seletivas que facilitam a coexistência de uma diversidade de organismos numa dada área ou comunidade. Esta separação ecológica pode ser a não ocorrência dos organismos semelhantes nos mesmos lugares, ou quando estes realmente ocorrem nos mesmos lugares, freqüentemente exploram recursos diferentes ou são ativos em horas diferentes.

No presente estudo, foram registradas quatro espécies do gênero *Lecane* coexistindo no mesmo ambiente. É comum a ocorrência de espécies congêneras de *Lecane* em alguns corpos d'água estudados no Brasil (KOSTE & ROBERTSON, 1983, 1990; BONECKER et al., 1994; PARESCHI, 2001; entre outros).

As espécies de *Lecane* registradas não possuem grandes diferenças entre si no tamanho do corpo, sendo *L. inermis* e *L. closterocerca* com comprimentos de 60 a 80 μm e *L. decipiens* e *L. cornuta* com comprimentos de 90 a 120 μm . Possivelmente, hábitos alimentares diferenciados e a diferente abundância relativa destas espécies ao longo dos canais da ETE podem explicar a coexistência destas espécies no mesmo ambiente.

As características de algumas das espécies registradas na ETE são discutidas no próximo item.

CONSIDERAÇÕES SOBRE AS ESPÉCIES MAIS CARACTERÍSTICAS

Dicranophorus caudatus - Espécie cosmopolita, tipicamente litoral. Registrada por KOSTE e ROBERTSON (1990) em lagos rasos da Ilha de Maracá em Roraima e em áreas de inundação do Rio Paraná por BONECKER et al. (1994). SLÁDECEK (1983) classifica esta espécie em beta-mesossapróbia. É predadora, alimentando-se principalmente de protozoários (ARNDT, 1993). VYMAZAL et al. (2001) registraram organismos deste gênero na saída do tratamento de esgoto (DBO de 6,9 mg/L). No presente trabalho esta espécie foi registrada ocorrendo em altas densidades e abundâncias relativas principalmente nas porções finais do tratamento, à concentração de 6 mg/L de DBO₅. Os organismos desta espécie registrados na ETE apresentaram comprimentos de corpo entre 98 e 150 µm, largura de 56 µm e dedos com 42 µm. de comprimento.

Dipleuchlanis propatula - Espécie cosmopolita, tipicamente litoral. Registrada por KOSTE e ROBERTSON (1983, 1990) em lagos rasos em Roraima e Amazonia, e em áreas de inundação do Rio Paraná por BONECKER et al. (1994). POURRIOT (1996) registrou esta espécie em um reservatório na Guiana Francesa. SLÁDECEK (1983) classifica esta espécie como beta-mesossapróbia. É filtradora, alimentando-se de algas, bactérias e detritos. No presente trabalho esta espécie foi registrada ocorrendo em altas densidades e abundâncias relativas principalmente na porção inicial do canal de aguapé (ponto 3), à concentração de 19 mg/L de DBO₅. Os organismos desta espécie

registrados na ETE apresentaram comprimentos de corpo (cp) entre 150 e 200 μm , largura de 80-120 μm e tamanho do dedo (d) entre 50-60 μm .

Lecane inermis cf.- Possui lórica irregular sem distinção evidente entre as placas dorsal e ventral. Espécie cosmopolita, tipicamente litoral e psamófila. *L. inermis* é classificada por SLÁDECEK (1983) como espécie beta-mesossapróbia e segundo o mesmo autor, já foi registrada em pequenos lagos e viveiros de peixes. SUDZUKI (1981), KLIMOWICZ (1970, 1972, 1977) e DOOHAN (1975) já observaram esta espécie em tratamento de esgoto. Na ETE estudada, foi registrada ocorrendo principalmente nos canais de solos filtrantes, no solo e raízes de arroz, sob concentrações de 37 a 43 mg/L de DBO_5 , mostrando ser uma espécie bem tolerante à baixas concentrações de oxigênio dissolvido. As dimensões dos organismos registrados na ETE são: (cp) comprimento corpo 42-56 μm ; (l) largura do corpo = 28-30 μm ; (d) dedo = 15 μm ; (u) unha = 8 μm .

Lecane closterocerca - Espécie cosmopolita, litoral e segundo SEGERS (1995), típica da região de Quito no Equador. BONECKER et al. (1994), classificam esta espécie como tropical ou pantropical, comumente encontrada em lagos no Brasil e América Latina (POURRIOT, 1996; KOSTE e ROBERTSON, 1990). SHARMA (1979) registrou esta espécie em corpos d'água na Índia. É uma espécie de pequenas dimensões e segundo SLÁDECEK (1983) classificada como beta-mesossapróbia e frequentemente registrada em lagos com macrófitas e em tratamento de esgoto, sendo fortemente relacionada com boa purificação (10 a 20 mg/L DBO_5). Esta espécie não foi registrada em

ago/01 na ETE estudada, ocorrendo somente nos outros períodos principalmente no final do tratamento, em concentrações de 6 a 19 mg/L. Dimensões: (cp) = 30-35 μm ; (l) = 35-40 μm ; (d) = 12 μm ; (u) = 4 μm .

Lecane cornuta - Espécie cosmopolita embora tenha poucos registros na África, sendo considerada por SEGERS (1995), principalmente como pantropical. Existem registros na Nicarágua, Amazônia e Pantanal matogrossense. SLÁDECEK (1983) classifica esta espécie como beta-mesossapróbia. Esta espécie foi registrada em todos os períodos estudados ocorrendo preferencialmente na porção final do tratamento (6 mg/L). Dimensões: (cp) = 90-120 μm ; (l) = 80 μm ; (d) = 30 μm ; (u) = 5 μm .

Lecane decipiens - Espécie pantropical, típica da Placa República, Rio de Janeiro, Brasil, comum nas Américas Central e do Sul, já foi encontrada em coleções da Argélia e Nigéria (SEGERS, 1995). KOSTE e ROBERTSON (1983), registraram esta espécie na Amazônia. Classificada por SLÁDECEK (1983) como espécie beta-mesossapróbia e segundo o mesmo autor, já foi registrada em pequenos corpos d'água e lodo de esgoto. *L. decipiens* foi registrado na ETE em todos pontos os períodos considerados, ocorrendo preferencialmente do início ao meio do canal de aguapé, em concentrações de 6 a 19 mg/L de DBO_5 . Dimensões: (cp) = 100 μm ; (l) = 42-45 μm ; (d) = 28 μm .

Testudinella patina - Espécie cosmopolita, euritêmica e eurialina. Litoral, no plâncton encontra-se ocasionalmente em lugares onde o biótopo inclui uma

ampla zona de vegetação. Já registradas em diversas regiões do Brasil (NEUMANN-LEITÃO, 1986). KOSTE e ROBERTSON (1990), registraram esta espécie em lama putrefada, associada a vegetação em lagoas rasas de Roraima. Classificada por SLÁDECEK (1983) como espécie beta-mesossapróbia. Esta espécie foi registrada somente em um período de amostragem, ago/02, em baixas densidades, ocorrendo ao longo do canal de aguapé (DBO₅ 19-6 mg/L). Dimensões: (cp) = 100-140 µm; (l) = 126-140 µm.

Platyas quadricornis - Espécie cosmopolita, geralmente encontrada em regiões tropicais e subtropicais. Vive em substratos, podendo também ocorrer no plâncton, principalmente de águas eutróficas (GANNON e STEMBERGER, 1978). Ocorre tanto em águas ácidas quanto alcalinas. Já foram registradas por diversos pesquisadores na Amazônia, Pernambuco, Minas Gerais, Rio de Janeiro (NEUMANN-LEITÃO, 1986) e São Paulo. É classificada como beta-mesossapróbia. Foi registrada na ETE nos períodos de fev/02 e ago/02, ocorrendo preferencialmente no final do canal de aguapé em DBO₅ de 6 mg/L. Dimensões: (cp) = 150-200 µm; (l) = 130-150; (pé) = 40 µm; (dedo) = 25 µm.

Lepadella ovalis - Espécie cosmopolita, litoral, ocorrendo entre a vegetação, lodos e também no plâncton. É registrada com frequência em corpos d'água do Brasil (LANSAC-TOHA et al., 1999; KOSTE e ROBERTSON, 1983; BONECKER et al., 1994; entre outros). KOSTE & ROBERTSON (1990) registraram esta espécie juntamente com organismos dos gêneros *Mytilina*, *Testudinella*, *Bdelloidea* e outras lepadelas, vivendo na vegetação em decomposição ou

lama putrefada (“rotten mud”), mostrando a adaptabilidade destes organismos a este ambiente. É classificada por SLÁDECEK (1983) como oligossapróbia. Foi registrada em todos os períodos amostrados, atingindo maiores densidades no final do canal de aguapé (final do tratamento, DBO_5 de 6 mg/L). Dimensões: (cp) = 100-150 μm ; (l) = 84 μm ; (pé) = 28 μm ; (d) = 14-20 μm .

Protozoários, ostrácodos, nemátodos, oligoquetos e larvas de inseto foram organismos observados com frequência em todos os períodos e canais amostrados da ETE estudada. Todos estes têm importante papel na rede trófica, assim como os rotíferos, participando dos processos biológicos de oxidação e transformação da matéria orgânica no ambiente de esgoto.

8

CONCLUSÃO

A estação de tratamento de esgoto estudada apresentou boas eficiências de remoção de nitrogênio orgânico total, formas de fósforo, DBO_5 e coliformes fecais e totais.

Os canais de solos filtrantes apresentaram valores das variáveis físicas e químicas da água próximos entre si. Já o canal de aguapé apresentou diferenças significativas nas variáveis físicas e químicas da água ao longo dos pontos amostrados neste mesmo canal, bem como valores diferentes dos obtidos nos canais de solos filtrantes.

Igualmente às variáveis físicas e químicas da água, a composição de espécies de rotíferos apresentou semelhança nos dois canais de solos filtrantes e diferenças, principalmente na abundância relativa entre as espécies, nos pontos amostrados do canal de aguapé, além de diferenças em relação ao canal de solo filtrante principalmente quanto a riqueza e densidade de espécies.

O efluente que entra no canal de solo filtrante pode ser considerado polissapróbio/isossapróbio (esgoto típico), saindo do canal de aguapé com características alfa-mesosapróbias, ou seja, com melhor qualidade, embora ainda seja considerada água poluída.

A densidade e riqueza de espécies do filo Rotifera aumentou de acordo com a melhoria da qualidade da água na ETE. Portanto o aumento na densidade e riqueza de espécies pode indicar a melhoria de qualidade de água, mais do que a simples presença ou ausência de determinadas espécies.

A distribuição heterogênea e a abundância das espécies no canal de aguapé parece ter sido determinada principalmente por interações de competição e predação com outros organismos, mais do que pelas condições físicas e químicas do ambiente.

A maioria das espécies registradas é característica de ambientes com altas concentrações de matéria orgânica e baixas concentrações de oxigênio dissolvido, podendo ser consideradas indicadoras de ambientes nestas condições.

9

BIBLIOGRAFIA

APHA (American Public Health Association) (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 17 ed. Washington, DC.

ARMSTRONG, W.; ARMSTRONG, P.M.B.; JUSTIN, S.H.F.W. (1991). Convective gas-flows in wetland plant aeration, In: JACKSON, M. B.; DAVIES, D.D.; LAMBERS H.; (eds.). *Plant Life Under Oxygen Deprivation*. SBP Academic Publishing bv, The Hague, The Netherlands, 283p. Apud: SALATI, no prelo.

ARNDT, H. (1993). Rotifers as predators on component of the microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates) - a review. *Hydrobiologia* v. 255/256, p. 231-246.

BASTIAN, R. K.; HAMMER, D. A. (1993). The use of constructed wetlands for wastewater treatment and recycling. In: G.A., MOSHIRI, ed. *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Pensacola, Flórida: Lewis Publishers, cap. 5, p. 59-68.

BEAVER, J. R.; MILLER, L. A. M; ACTON, J. K. (1998). Midsummer zooplankton assemblages in four types of wetlands in the Upper Midwest, USA. *Hydrobiologia*, v.0, n.380, p. 209-220.

BERZINŠ, B.; PEJLER, B. (1989a). Rotifer occurrence and trophic degree. *Hydrobiologia*, v.182, p. 171-180.

BERZINŠ, B.; PEJLER, B. (1989b). Rotifer occurrence in relation to oxygen content. *Hydrobiologia*, v.183, p. 165-172.

BONECKER, C. C.; LANSAC-TÔHA, F.A.; STAUB, A. (1994). Qualitative study of rotifers in different environments of the high Paraná River floodplain (MS)-Brazil. *Revista UNIMAR 16(Suplemento)*, p.1-16.

BRANCO, S.M. (1978) *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*. CETESB, 2ed., São Paulo, SP. 620p.

BRIX, H. (1993). Wastewater Treatment in Constructed Wetlands Systems Design, Removal Processes and Treatment Performance. In: MOSHIRI, G.A. ed. *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Pensacola, Flórida: Lewis Publishers, cap. 2, p. 9-22.

BRIX, H.; SCHIERUP, H.H. (1989). The use of aquatic macrophytes in water pollution control. *Ambio*, v.18, p.100.

CAMARGO, A. F. M. (1984). *Estudos ecológicos de três espécies de macrófitas aquáticas tropicais: macroinvertebrados associados e decomposição da biomassa*. Dissertação (Mestrado) - DCB/UFSCar, São Carlos, 1984.

CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente (1986). Resolução nº20/1986. 24p. Brasil.

COOPER, P.F. (1993) The use of reed bed systems to treat domestic sewage: the European design and operations guidelines for reed bed treatment systems. In: MOSHIRI, G.A. ed. *Constructed wetlands for water quality improvement*. Cap. 21, p. 203-217.

COWARDIN, L. M.; CARTER, F. C.; LAROE, E. T. (1979). Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. *US Fish & Wildlife Service Pub. FWS/OBS-79/31*. Washington, DC.

CURDS, C. (1992). *Protozoa and the water industry*. Cambridge University Press, Cambridge, 122p.

CURDS, C.R.; COCKBURN, A. (1970). Protozoa in biological sewage treatment processes. I. Survey of the protozoan fauna of British percolating filters and activated sludge plants. *Wat. Res.*, v. 4, p. 225-236.

DECAMP, O.; WARREN, A.; SANCHEZ, R. (1999). The role of ciliated protozoa in subsurface flow wetlands and their potencial as bioindicators. *Water Science and Technology*, v.40 n.3, p.91-98.

DOOHAN, M. (1975). Rotifera. In: CURDS, C.R.; HAWKES, H.A.(eds). *Ecological aspects of Used-Water Treatment*. v.1. The organisms and their ecology. Academic Press, p. 289-304. *Apud*: SLÁDEČEK, V. (1983). Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, v.100, p.169-201.

DUGGAN, I. C. et al. (1998) Rotifers in relation to littoral ecotone structure in Lake Rotomanuka, North Island, New Zealand. *Hydrobiologia*, v. 387/388, p. 179-197.

EDMONDSON, W. T. (1959) Rotifera. In: EDMONDSON, W. T. *Fresh-water biology*. 2.ed. New York: John Wiley & Sons, p. 420-494.

EDMONDSON, W. T.; WINBERG, G. G. (1971) *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters*. International Biological Programme, Handbook No. 17, 358p.

ELSER, J.J., ELSER, M.M., MACKEY, N.A.; CARPENTER, S.R. (1988) Zooplankton-mediated transitions between N- and P-limited algal growth. *Limnol. Oceanogr.*, v.1, n. 33, p. 1-14.

ENGITECH (1997) Activated Sludge Microorganisms. Disponível em: <<http://www.engitech.com/asm.htm>>. Acesso em 04 fev. 2002.

ESTEVES, F. A. (1988). *Fundamentos da Limnologia*. Rio de Janeiro, 575p.

GANNON, J. E.; STEMBERGER, R. S. (1978). Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Trans. Amer. Micros. Soc.*, v.1, n.97, p.16-35, janeiro.

GAUFIN, A. R. (1973) *Use of aquatic invertebrates in the assessment of water quality*. Biological Methods for the Assessment of Water Quality, ASTM STP 528, American Society for Testing and Materials, p. 96-116.

GIOVANNINI, S. G. T.; MARQUES, D. M. L. M. (1998). Conditioning Factors for Establishment of *Zizaniopsis bonariensis* in Constructed Wetlands. In: TAUK-TORNISIELO, S.M. e SALATI, E.F. *International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 6., Águas de São Pedro, 1998. *Proceeding*. Águas de São Pedro, Brasil, cap. 9, p. 559-568.

GLIWICZ, Z. M. (1969). Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. *Ekol. Polska* 17A: 663-708, *Apud*: GANNON, J. E. e STEMBERGER, R. S. (1978). Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Trans. Amer. Micros. Soc.*, v.1, n.97, p.16-35, janeiro.

GLØWACKA, J.; SOSZKA, G. J.; SOSZKA, H. (1984). Selected problems of lake littoral ecology, *Apud*: CAMARGO, A. F. M. *Estudos ecológicos de três espécies de macrófitas aquáticas tropicais: macroinvertebrados associados e decomposição da biomassa*. Dissertação (Mestrado) - DCB/UFSCar, São Carlos.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAND, M. A. (1978). *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. Oxford, Blackwel Scientific Publications, (IBP Handbook, n.8).

GOPAL, B. (1999). Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. *Wat. Sci. Tech.*, v.40, n.3, p. 27-35.

GREEN, J. (1960) Zooplankton of the river Sokoto, The Rotifera. *Proc. Zool. Soc. of London*, London, v. 4, n. 135, p. 491-523.

HAMMER, D.A. & BASTIAN, R.K. (1989). Wetlands Ecosystems: Natural Water Purifiers? In: HAMMER, D. A. *Construted Wetlands for Wastewater Treatment Municipal, Industrial and Agricultural*. Lewis Publishers, Cap. 2, p. 5-19.

HESPANHOL, I. (1999) Água e saneamento básico - uma visão realista. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. orgs. *Águas Doces do Brasil, Capital Ecológico, Uso e Conservação*. Cap. 8, p.249-303.

HILLBRICHT-ILKOWSKA, A. (1983). Response of planktonic rotifers to the eutrophication process and to the autumnal shift of blooms in lake Biwa, Japan. I Changes in abundances and composition of rotifers. *Jap. J. Limnol.* v. 44, p. 93-106.

HOFMANN, W. (1977) The influence of abiotic environmental factors on population dynamics in planktonic rotifers. *Archiv fur Hydrobiologie* Stuttgart, 8:77-83. Suplemento.

HUTCHINSON, G. E. (1957). *A Treatise on Limnology*. John Wiley & Sons, v. 2, New York, 1115p.

IBGE (2002). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/> . Acesso em dez 2003.

INFANTE, A. G. (1988). *El plancton de las aguas continentales*. Washington: Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos.

INGRAM, W.M.; MACKENTHUN, K.M.; BARTSCH. (1966). *Biological Field Investigative data for water pollution surveys*. U.S. Department of the Interior federal Water pollution control administration.

INSTITUTO DE ECOLOGIA APLICADA LTDA. *Relatórios Técnicos*, 1997.

INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL (1998), TAUKE-TORNISIELO, S.M. & SALATI, E.F. Orgs., *Proceeding*. Águas de São Pedro, Brasil.

JUNK, W. J. (1973). Investigations on the ecology and production biology of the "Floating Meadows" (Paspalo-Echinochloetum) on the Middle Amazon, Part II. The aquatic fauna in the root zone of floating vegetation. *Amazoniana*, v.4, p.9-102.

JUNK, W. J. (1988). Comunicação pessoal In: ESTEVES, F. A. *Fundamentos da Limnologia*. Rio de Janeiro.

KADLEC, R. H. & KNIGHT, R. L. (1996). *Treatment Wetlands*. Florida: CRC Press, Boca Raton.

KADLEC, R. H. (1995) In: Constructed wetlands. Disponível em : http://www.cmhc-schl.gc.ca/en/imquaf/himu/wacon/wacon_066.cfm . Acesso em dez 2003.

KETCHUM, B.H. (1962). Regeneration of nutrients by zooplankton. *Rappt Proces-Verbaux Reunions, Coseil Perm. Intern. Exploration Mer*, v. 153, p.142-147.

KLIMOWICZ, H. (1970). Microfauna of activated sludge. Part I. Assemblage of microfauna in laboratory models of activated sludge. *Acta Hydrobiol.*, v.12, p. 357-376.

_____ (1972). Microfauna of activated sludge. Part II. Assamblage of microfauna in block aeration tanks. *Acta Hydrobiol.* V.14, p. 19-36.

_____ (1973). Microfauna of activated sludge. Part III. The effects of physico-chemical factors on the occurrence of microfauna in the annual cycle. *Acta Hydrobiol.* V.15, p.167-188.

KNIGHT, R.L.; RUBLE, R.W.; KADLEC, R.H.; REED, S. (1993) Wetlands for wastewater treatment: performance database. In: Moshiri, G.A. Constructed wetlands for water quality improvement. Cap. 4, p.35-58.

KOLKWITZ, R.; MARSSON, M. (1902). Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. Prüfungsanst. Wasserversorg. Abwasserbeseit. V.1, p. 33-72. *Apud*: SLÁDEČEK, V. (1983). Rorifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, v.100, p.169-201.

KOLKWITZ, R.; MARSSON, M. (1909). Ökologie der tierischen Saprobien. Int. Revue ges. Hydrobiol. V.2, p. 126-152. *Apud*: SLÁDEČEK, V. (1983). Rorifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, v.100, p.169-201.

KOOTTATEP, T.; OANH, N. T. K. & POLPRASERT, C. (1999). Preliminary Guidelines For Design And Operation Of Constructed Wetlands Treating Septage In: International Seminar on Constructed Wetlands: A Promising Technology for Septage Management and Treatment, March 15-17, 1999, AIT Centre, Bangkok, Thailand.

KOROLEFF, F. (1976). Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (ed). Methods of Seawater analysis. *Verlag. Chemie. Weinhein.*, p 117-181.

KOSTE, W. & ROBERTSON, B. (1983). Taxonomic studies of the Rotifera (Phylum Aschelminthes) from a Central Amazonian varzea lake, Lago Camaleão (Ilha de Marchantaria, Rio Solimões, Amazonas, Brazil). *Amazoniana*, Manaus, v. VIII, n. 2, p. 225-254.

KOSTE, W. & ROBERTSON, B. (1990) Taxonomic studies of the Rotifera from shallow waters on the Island of Maracá, Roraima, Brazil. *Amazoniana*, Manaus, v. XI, n. 2, p. 185-200.

KOSTE, W. (1978). *Rotatoria. Die Radertiere Mitteleuropas, Uberordnung Monogononta*. Berlin: Gebruder Borntrager, 673p.

LANSAC-TOHA, F.A.; VELHO, L.F.M.; BONECKER, C.C. (1999) Estrutura da comunidade zooplanctônica antes e após a formação do reservatório de Corumbá-GO. In: HENRY, R. ed. *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO: FAPESP. Cap. 12, p. 347-374.

MACKERETH, F.J.; HERON, J. & TALLING, J.F. (1978). *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association Scientific Publication 36, Titus, Wilson & Sons.

MÄEMETS, A. (1983). Rotifers as indicators of lake types in Estonia. *Hydrobiologia*, v. 104, p. 357-361.

MAKAREWICZ, J.; LIKENS, G. E. (1979). Structure and function of the zooplankton community of Mirror Lake, New Hampshire. *Ecol. Monogr.*, v. 49, p.109-127.

MANFRINATO, E. S. (1989). *Avaliação do Método Edafo-fitopedológico para o Tratamento Preliminar de Águas*. Piracicaba-SP, 98 p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiróz", Universidade de São Paulo.

MARGALEF, R. (1983). *Limnologia*. Edições Omega S/A, Barcelona, 1010p.

MARKER, F. H.; NUSCH, E. A. & RAI, H. (1980). The measurement of photosynthetic pigments in freshwater and standardization of methods: conclusions and recommendations. *Arch. Fur Hydrobiol.* v. 14, p. 91-106.

MARNEFFE, Y. *et al.* (1997). Biomonitoring of the water quality in the river Warche (Belgium): impact of tributaries and sewage effluent. *Netherlands Journal of Zoology*, v.1, n.47, p.111-124.

MATSUMURA-TUNDISI, T. (1999) Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In: HENRY, R. ed. *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO: FAPESP. Cap. 2, p. 41-54.

MATSUMURA-TUNDISI, T. et al. (1991) Limnology of Samuel reservoir (Brasil, Rondônia) in the filling phase. *Verh. Int. Ver. Limnol.* v. 24, p. 1482-1488. *Apud*: MATSUMURA-TUNDISI, T. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In: HENRY, R. ed. *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO: FAPESP, 1999, Cap. 2, p. 41-54.

MENGESTOU, S.; GREEN, J.; FERNANDO, C.H. (1991) Species composition, distribution and seasonal dynamics of Rotifera in a Rift Valley lake in Ethiopia (Lake Awasa). *Hydrobiologia*, v. 209, p.203-214.

MILDE, L.C.E. (2001) O regime pluviométrico da bacia do Corumbataí. In: FERRAZ, E.S.B.; MARTINELLI, L.A.; VICTÓRIA, R.L. (Coord.) *Coletânea de notícias PiraCena: a bacia do rio Piracicaba*. Piracicaba: C.N. Editoria,. p.37-40.

MITSCH, W. J. & GOSSELINK, J. G. (1993). *Wetlands*. New York: Van Nostrand Reinhold Company.

MITSCH, W. J. (1995) Restoration and creation of wetlands - providing the science and engineering basis and measuring success. *Ecological Engineering*, v. 4, p. 61-64.

NEUMANN-LEITÃO, S. (1986) *Sistemática e ecologia dos rotíferos (Rotatoria) planctônicos da área estuarina lagunal de Suape PE (Brasil)*. 261p. Dissertação (Mestrado) - UFPE/DO, Pernambuco, 1986.

NIELSEN, D. L., SHIEL, R. J. & SMITH, F. J. (1998) Ecology versus taxonomy: is there a middle ground? *Hydrobiologia*, Netherlands, v.387/388, p.451-457.

NOGRADY, T.; POURRIOT, R.; SEGERS, H. (1995). *Rotifera: the Notommatidae and the Scardiidae - guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. v.3, coord. H. J. F. Dumont, SBP Academic Publishing.

NOGRADY, T.; WALLACE, R. L.; SNELL, T. W. (1993). *Rotifera: biology, ecology and systematics - guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. v.1, coord. H. J. F. Dumont, SBP Academic Publishing.

NOGUEIRA, S. F. (2003) *Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto*. 137p. Dissertação (mestrado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura/USP/ESALQ, Piracicaba, 2003.

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

ODUM, E. P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science*, v. 164, p. 262-270.

ODUM, E.P. (1988) *Ecologia*. Editora Guanabara Koogan S.A., RJ, 434p.

OLIVEIRA-NETO, A. L.; MORENO, I. H. (1999). Rotíferos. In: JOLY, C. A. & BICUDO, C. E. M. *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: invertebrados de água doce*. v. 4. São Paulo, FAPESP, p. 39-52.

OLIVEIRA-NETO, A.L. (1993) *Estudo da variação da comunidade zooplancônica, com ênfase na comunidade de rotíferos em curtos intervalos de tempo (variações diárias e nictimerais) na Represa do Lobo (Broa) - Itirapina, SP*. 74p. Dissertação (Mestrado) - IB/USP, São Paulo, 1993.

OOMS-WILMS, A.L.; POSTEMA, G.; GULATI, R.D. (1995) Evaluation of bacterivory of Rotifera based on measurements of in situ ingestion of fluorescent particles, including some comparisons with Cladocera. *Journal of Plankton Research*, v. 17, n. 5, p. 1057-1077.

PAGGI, SUSANA J. (1995). Rotifera. In: LOPRETTO, E.C. & G.TELL (eds). *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologias para su estudio II*. Ediciones Sur, La Plata.

PANSWAD, T.; CHAVALPARIT, O. (1997). Water quality and occurrences of Protozoa and Metazoa in two constructed wetlands treating different wastewaters in Thailand. *Water Science Technology*, v.36, n.12, p.183-188.

PARESCHI, D.C. (2001) *Composição da fauna de Rotifera de corpos d'água da Serra da Mantiqueira, SP-Brasil*. 75p. Monografia (Bacharelado) - DHB/UFSCar, São Carlos, 2001.

PEJLER, B. (1983). Zooplanktic indicators of trophic and their food. *Hydrobiologia*, v.101, p. 111-114.

PEJLER, B. (1995) Relation to habitat in rotifers. *Hydrobiologia*, v. 313/314, p. 267-278.

PEJLER, B.; BERZINŠ, B. (1993) On the ecology of *Cephalodella*. *Hydrobiologia*, v. 259, p. 125-128.

PENNAK, R.W., 1991. Fresh-water invertebrates of the United States. John Wiley & Sons, Inc., New York 3 ed., 628pp

PHILIPPI, L. S.; COSTA, R. H. R.; SEZERINO, P. H. (1998). Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. In: TAUKE-TORNISIELO, S.M. & SALATI, E.F. *International Conference on Wetland Systems for Water Pollution control*, 6. Proceedings. Águas de São Pedro, Brasil, cap. 11, p. 670-679.

PIECZYNSKA, E. (1976) Selected problems of lake littoral ecology. *Apud*: CAMARGO, A. F. M. (1984). *Estudos ecológicos de três espécies de macrófitas aquáticas tropicais: macroinvertebrados associados e decomposição da biomassa*. São Carlos, Dissertação (Mestrado) - DCB/UFSCar.

PINTO-COELHO, R.M. (1987) Flutuações sazonais e de curta duração na comunidade zooplanctônica do Lago Paranoá, Brasília-DF, Brasil. *Rev. Brasil. Biol.* v. 1/2, n. 47, p. 17-29.

POURRIOT, R. (1977) Food and feeding habitats of Rotifera. *Arch. Hydrobiol. Beih.*, v. 8, p. 143-160.

POURRIOT, R. (1996) Rotifers from Petit Saut reservoir (French Guyana), with the description of a new taxon. *Hydrobiologia*, v. 331, p. 43-52.

RADWAN, S.; POPIOLEK, B. (1989). Percentage of rotifers in spring zooplankton in lakes of different trophic. *Hydrobiologia*, v. 186/187, p. 235-238.

REYDON, B. P. (2003). Tratamento de esgoto e seu efeito no custo agregado do tratamento de água: uma abordagem quantitativa. Disponível em: <http://www.eco.unicamp.br/nea/agua/Artigo_Bastiaan_mod.doc > . Acesso em 10 dez 2003.

RICCI, C. (1998) Anhydrobiotic capabilities of rotifers. *Hydrobiologia*, v. 387/388, p. 321-326.

ROGGERI, HENRI. (1995). *Tropical Freshwater Wetlands. A guide to current knowledge and sustainable management*. Ed. Kluwer Academic Publishers.

ROSTON, D. M. (1995). Uso de várzeas artificiais no tratamento de efluentes de tanque séptico. *Revista ECOS*, n. 3.

RUPPERT, E. E.; BARNES, R. D. (1996). *Zoologia dos invertebrados*. São Paulo: Roca, 6 ed. 1029p.

RUTTNER-KOLISKO, A. (1972). *Apud: ESTEVES, F. A. (1988). Fundamentos da Limnologia*. Rio de Janeiro.

SABESP/GEOTEC. (1998). *Wetlands - O uso de áreas alagáveis para tratamento de efluentes*. Contrato AM n.5626/98 Relatório Parcial-Nov/199, p.75.

SALATI FILHO, E.; MANFRINATO, ENEIDA. S.; SALATI, E. (1996). Secondary and Tertiary Treatment of Urban Sewage Utilizing the HDS System With Upflow Transport. In: *International Conference On Wetland Systems For Water Pollution Control*, 3, Viena, Austria, 1996. *Proceeding*. IAWO, Volume I. p. VI/3-1-VI/3-6.

SALATI JR, E.; SALATI, E.; SALATI, E. (1999). Wetland projects developed in Brazil. *Water Science Technology*, v. 40, n. 3, p. 19-25.

SALATI, E. (1987). Edaphic-Phytodepuration: A New Approach to Wastewater Treatment. In: REDDY, K.R. & SMITH, W.H. *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. Magnolia Publishing Inc. Orlando, Flórida.

SALATI, E.; RODRIGUES, N. S. (1982). De poluente a nutriente, a descoberta do aguapé. *Revista Brasileira da tecnologia*, v.3, n.13, p. 37-42.

SEAMAN, M. T. *et al.* (1986). *Brachionus calyciflorus* Pallas as agent for removal of *E. coli* in sewage ponds. *Hydrobiologia*, v. 135, p. 55-60.

SEGERS, H. (1995). *Rotifera: the Lecanidae (Monogononta) - guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. v. 2, coord. H. J. F. Dumont, SBP Academic Publishing.

SHARMA, B.K. (1980) Contributions to the rotifer fauna of Orissa, India. *Hydrobiologia*, v. 70, p. 225-233.

SIOLI, H. (1984). *The Amazon. Limnology and Landscape - Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin*. Dr. Junk Publishing, Dordrecht.

SLÁDEČEK, V. (1983). Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, v.100, p.169-201.

SLÁDEČEK, V. (1985) Scale of saprobity. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* v. 22, p. 2337-2341. Stuttgart.

SMET, W. H.; POURRIOT, R. (1997). *Rotifera: the Dicranophoridae and Ituridae (Monogononta) - guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world.* v. 5, coord. H. J. F. Dumont, SBP Academic Publishing.

SMET, W. H. (1996). *Rotifera: the Proalidae (Monogononta) - guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world.* v. 5, coord. H. J. F. Dumont, SBP Academic Publishing.

SMITH, A. J. (1989). Wastewaters: A Perspective. In: HAMMER, D. A. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment Municipal, Industrial and Agricultural*. Lewis Publishers, cap. 1, 3-4p.

STRICKLAND, J.D.; PARSONS, T.R. (1960). A manual of sea water analysis. *Bull. Fish. Res. Biol. Can.*, v.125.

SUDZUKI, M. (1981). Faunistic and ecological studies of the sewage biota of Japan. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* v.21, p. 1094-1100, outubro.

TCHOBANOGLIOUS, G. (1993) Constructed wetlands and aquatic plant systems: research, design, operational and monitoring issues. In: Moshiri, G.A. *Constructed wetlands for water quality improvement*. Cap. 3, 23-34pp.

TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J.G.; & KUTTNER, M.B. (1965). Plankton studies in a mangrove. II. The standing-stock and some ecological factors. *Bol. Inst. Oceanogr.*, v.24.

TUNDISI, J. G. (1969) *Produção primária, “standing-stock” e fracionamento do fitoplâncton na Região Lagunar de Cananéia*. São Paulo, 131p. Tese (Doutorado)-Universidade de São Paulo.

TUNDISI, J.G. et al. (1988) Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do estado de São Paulo: eutrofização e manejo. In: TUNDISI, J.G. (ed). *Limnologia e manejo de represas*. São Paulo, Academia de Ciências de São Paulo (Monografias em Limnologia, 1).

TWOMBLY, S. (1983) Seasonal and short term fluctuations in zooplankton abundance in tropical Lake Malawi. *Limnol. Oceanogr.* 28 (6): 1214-1224.

UEHARA, M.Y.; VIDAL, W.L. (1989) *Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas*. São Paulo: CETESB, Série Manuais/Secretaria do Meio Ambiente. 91p.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (2001) Bioindicators. Disponível em: <<http://www.epa.gov/bioindicators/html/about.html>>. Acesso em 6 mar. 2002.

VALENTIN, M. A. A. & ROSTON, D. M. (1998). Project of Constructed Wetland for Treating Septic Tank Effluent. In: TAUKE-TORNISIELO, S.M. & SALATI, E.F.. International Conference On Wetland Systems For Water Pollution Control, 6., Águas de São Pedro, 1998. *Proceeding*. Águas de São Pedro, Brasil, cap . 2, p. 126-129.

VERHOEVEN, J.T.A.; MEULEMAN, A.F.M. (1999) Wetlands for wastewater treatments: opportunities and limitations. *Ecological Engineering*, v.12, n.1-2, p.5-12.

von SPERLING, M. (1996a). *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. v. 1, Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Belo Horizonte, DESA, Universidade Federal de Minas Gerais, 243p.

von SPERLING, M. (1996b). *Princípios básicos de tratamento de esgotos*. v. 2 . Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Belo Horizonte, DESA, Universidade Federal de Minas Gerais, 211p.

VYMAZAL, J.; SLÁDEČEK, V.; STACH, J. (2001) Biota participating in wastewater treatment in a horizontal flow constructed wetland. *Water Science and Technology*, v. 44, n. 11/12, p. 211-214.

WETZEL, R. (1975). *Limnology*. Philadelphia, Saunders.

WETZEL, R. (1993). Constructed Wetlands: scientific foundations and critical. In: MOSHIRI, G.A. *Constructed Wetlands for Water Improvement*. Pensacola, Florida, Cap. 1, p.1-8.

WILLIAMSON, C.E. (1983) Invertebrate predation on planktonic rotifers. *Hydrobiologia*, v. 104, p. 384-396.

ANEXO

Dados obtidos com sensor Horiba U-10 em agosto de 2001 e fevereiro de 2002

Dados Horiba - ago/2001				
	pH	Cond.(uS/cm)	Od (mg/L)	Temp.(°C)
Ponto 1	6,79	633	0,22	20,8
Ponto 3	6,96	567	0,52	19,5
Ponto 4	7,27	449	1,98	19,2
Ponto 5	8,3	385	18	21,3

Dados Horiba - fev/2002				
	pH	Cond.(uS/cm)	Od (mg/L)	Temp.(°C)
Ponto 1	7,16	465	3,05	24,5
Ponto 2	6,97	451	0,32	23,4
Ponto 3	6,65	409	0,17	23,9
Ponto 4	6,63	260	0,39	24,1
Ponto 5	6,77	267	0,85	23,8
Ponto 6	6,56	287	0,12	23

Dados obtidos com sensor Horiba U-10 em agosto de 2002 (12 a 16/08)

	Condutividade elétrica (uS/cm) - ago/2002				
	12/08	13/08	14/08	15/08	16/08
Ponto 1	481	492	493	484	472
Ponto 2	504	508	498	485	479
Ponto 3	500	506	529	528	524
Ponto 4	447	467	490	497	500
Ponto 5	313	332	381	341	371
Ponto 6		344	382	397	404

	Concentração de oxigênio dissolvido (mg/L) - ago/2002				
	12/08	13/08	14/08	15/08	16/08
Ponto 1	0,45	0	0,14	0	0
Ponto 2	0,13	0,61	0	0	0
Ponto 3	1,89	0,52	0,19	0	0
Ponto 4	2,89	1,38	1,1	0,44	0,4
Ponto 5	0,98	0,86	1,66	0,92	0,61
Ponto 6		1,31	1,58	1,37	1,21

	pH - ago/2002				
	12/08	13/08	14/08	15/08	16/08
Ponto 1	7,27	7,33	7,3	7,36	7,2
Ponto 2	7,08	6,99	6,98	6,9	6,95
Ponto 3	6,93	6,96	6,95	6,95	6,95
Ponto 4	6,89	7,01	7,02	7,04	7,08
Ponto 5	6,64	6,71	6,72	6,73	6,73
Ponto 6		6,73	6,77	6,73	6,76

	Temperatura (°C) - ago/2002				
	12/08	13/08	14/08	15/08	16/08
Ponto 1	21,5	20,2	21,4	21	20,9
Ponto 2	25,1	21,5	21,1	20,7	21,2
Ponto 3	20,6	19,9	21,3	21,1	21,4
Ponto 4	23,3	20,2	20,3	18,9	19,2
Ponto 5	20,3	19,3	19,3	18,7	18,9
Ponto 6		20,5	19,5	19,2	19,2

Sólidos suspensos totais, orgânico e inorgânico (mg/L) da ETE-Engenho em
15/02/2002

Sólidos suspensos (mg/L) - fev/2002			
	totais	orgânico	inorgânico
Entrada	60	60	0
Ponto 1	36	36	0
Ponto 2	28	28	0
Ponto 3	25	25	0
Ponto 4	116	116	0
Ponto 5	167	167	0
Saída	97	97	0

Sólidos suspensos totais (mg/L) da ETE-Engenho em agosto de 2002

Sólidos suspensos totais (mg/L) - ago/2002					
	12/08	13/08	14/08	15/08	16/08
Ponto 1	71	99	46	101	117
Ponto 2	62	139	141	122	111
Ponto 3	36	25	56	61	65
Ponto 4	7	9	12	27	41
Ponto 5	79	228	172	81	12

Frações orgânica e inorgânica dos sólidos suspensos (mg/L) da ETE-Engenho em
agosto de 2002

Sólidos suspensos (mg/L) - 12 a 16/ago/2002										
	12/08		13/08		14/08		15/08		16/08	
	inorg.	org.	inorg.	org.	inorg.	org.	inorg.	org.	inorg.	org.
Ponto 1	10	61	7	93	2	44	4	97	7	110
Ponto 2	7	55	13	126	17	125	9	113	10	101
Ponto 3	15	21	4	21	10	46	8	53	9	57
Ponto 4	2	5	3	6	4	8	6	20	5	36
Ponto 5	34	46	136	92	88	83	30	51	5	6

Concentração das formas de nitrogênio e fósforo registradas na ETE-Engenho em
fevereiro de 2002 (15/02/2002)

Formas de Nitrogênio - período de fev/2002				
	Amônio	Nitrato	Nitrito	N-Kjdh
	NH ₄ ⁺ (ug/L)	NO ₃ (ug/L)	NO ₂ (ug/L)	N org.T (mg/L)
Entrada	2123,9	13,2	12,1	70,7
Ponto 1	2297,3	32,2	12,4	65,7
Ponto 2	2430,0	25,3	12,9	65,2
Ponto 3	2686,8	198,3	53,5	47,6
Ponto 4	2368,3	31,1	15,0	18,0
Ponto 5	2218,4	18,2	5,3	19,7
Saída	2297,3	26,1	2,4	22,8

Formas de Fósforo - período de fev./2002			
	P-total (ug/L)	PT-d. (ug/L)	P-inorg.(ug/L)
Entrada	7304,0	6490,6	6066,4
Ponto 1	5549,8	3594,8	3264,4
Ponto 2	5817,0	4498,2	4284,0
Ponto 3	2870,8	1519,1	1351,3
Ponto 4	611,8	252,5	174,5
Ponto 5	669,5	104,1	59,8
Saída	1138,5	89,8	66,5

Concentração das formas de nitrogênio registradas na ETE-Engenho em agosto de
2002 (12 a 16/08)

	Nitrogênio orgânico total (mg/L)				
	12/08	13/08	14/08	15/08	16/08
Ponto 1	25,3	31,2	27,9	17,9	24,3
Ponto 2	32,8	32,0	23,1	24,4	14,1
Ponto 3	27,7	24,7	28,8	23,5	29,1
Ponto 4	18,8	10,1	21,7	23,0	26,9
Ponto 5	12,0	13,1	6,1	7,7	4,3

	Nitrito - NO ₂ (ug/L)				
	12/08	13/08	14/08	15/08	16/08
Ponto 1	12,5	14,4	32,7	16,6	14,3
Ponto 2	12,6	11,7	23,6	13,4	12,8
Ponto 3	16,0	19,8	6,6	15,8	6,0
Ponto 4	47,4	17,9	15,1	14,6	9,5
Ponto 5	137,1	211,0	152,3	126,9	126,9

	Nitrato - NO ₃ (ug/L)				
	12/08	13/08	14/08	15/08	16/08
Ponto 1	118,3	120,5	120,5	117,6	120,5
Ponto 2	123,1	118,0	119,4	83,2	125,6
Ponto 3	123,3	117,9	123,0	129,1	117,6
Ponto 4	153,0	132,1	125,6	117,9	117,6
Ponto 5	842,2	1176,4	1235,9	1434,4	1720,3

	Amônio - NH ₄ ⁺ (ug/L)				
	12/08	13/08	14/08	15/08	16/08
Ponto 1	16342,0	15611,0	14990,0	12309,0	14191,0
Ponto 2	16863,0	16182,0	15190,0	15172,0	15734,0
Ponto 3	19571,0	19490,0	18800,0	19106,0	17091,0
Ponto 4	15777,0	16763,0	19003,0	19467,0	19651,0
Ponto 5	5080,5	5095,8	4525,7	5377,9	3132,4

Concentração das formas de fósforo registradas na ETE-Engenho em agosto de 2002
(12 a 16/08)

	Fósforo total (ug/L) - agosto/2002				
	12/08	13/08	14/08	15/08	16/08
Ponto 1	540,3	652,6	668,0	600,6	622,5
Ponto 2	738,2	742,3	771,2	800,6	603,8
Ponto 3	469,0	298,6	492,5	517,4	491,6
Ponto 4	244,9	266,7	295,0	307,1	409,8
Ponto 5	168,9	198,0	176,4	175,3	118,1

	Fosfato total dissolvido (ug/L) - agosto/2002				
	12/08	13/08	14/08	15/08	16/08
Ponto 1	489,4	485,9	591,2	504,4	440,7
Ponto 2	745,0	578,1	611,2	498,7	488,8
Ponto 3	313,1	422,5	317,5	329,3	321,4
Ponto 4	206,0	223,7	242,6	229,4	286,8
Ponto 5	78,7	75,2	76,1	79,1	67,4

	Fosfato inorgânico (ug/L) - agosto/2002				
	12/08	13/08	14/08	15/08	16/08
Ponto 1	433,8	423,5	532,9	480,2	421,1
Ponto 2	726,8	558,9	564,5	469,4	442,3
Ponto 3	295,5	384,5	308,5	307,0	311,5
Ponto 4	193,3	212,2	227,5	208,9	260,0
Ponto 5	66,2	61,9	64,9	67,4	52,9

Valores de DQO, DBO₅ e Coliformes Fecais e Totais obtidos na ETE-Engenho em 15/08/2002 (Dados analisados pela BIOAGRI AMBIENTAL LTDA.)

DBO e DQO (mg/L) em 15/08/02					
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5
DBO mg/L	37	43	19	6	6
DQO mg/L	155	155	81	22	21

Coliformes (NMP/100 mL) em 15/08/02					
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5
Coliformes Fecais	>1000	>1000	830	4	< 1
Coliformes Totais	>1000	>1000	>1000	290	1