Campus de São Carlos

**DESENVOLVIMENTO DE LAGOAS DE
MATURAÇÃO AQUECIDAS COM ENERGIA
SOLAR VISANDO AO REUSO DE ÁGUAS**

MÁRCIO ANTÔNIO NOGUEIRA ANDRADE

ORIENTADOR: Prof. Dr. Harry Edmar Schulz

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

**ESCOLA DE ENGENHARIA
DE SÃO CARLOS**

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP

EXEMPLAR REVISADO

Data de entrada no Serviço: 05 / 02 / 01

Ass.: *[Assinatura]*

“DESENVOLVIMENTO DE LAGOAS DE MATURAÇÃO AQUECIDAS COM ENERGIA SOLAR VISANDO AO REUSO DE ÁGUAS”

MARCIO ANTONIO NOGUEIRA ANDRADE

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

ORIENTADOR: Prof. Dr. Harry Edmar Schulz

DEDALUS - Acervo - EESC

31100017121

São Carlos

2000

Class.	TESE
Cuti.	0347
Tombo	T0059 01

st 1133436

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

Andrade, Marcio Antonio Nogueira

A553d   Desenvolvimento de lagoas de maturação aquecidas com
energia solar visando ao reuso de águas / Marcio Antonio
Nogueira Andrade. - São Carlos, 2000.

Tese (Doutorado) -- Escola de Engenharia de São Carlos-
Universidade de São Paulo, 2000.

Área de Hidráulica e Saneamento.

Orientador: Prof^º. Dr. Harry Edmar Schulz.

1. Engenharia sanitária. 2. Tratamento de águas
residuárias. 3. Lagoas de maturação. 4. Reuso de águas. 5.
Ovos de helmintos. 6. Energia solar. Título.

À minha mãe,
Conceição Andrade
e à memória de meu pai,
Francisco Mussoline Andrade.

AGRADECIMENTOS

Ao professor Harry Edmar Schulz, pela sua orientação e por ser o primeiro a acreditar e incentivar este trabalho. Foi um orientador profissional e também um amigo.

À Eng^a. Dr^a. Maria Helena Marecos do Monte, do Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC) e Diretora de Estudos e Desenvolvimento da SANEST (Saneamento da Costa do Estoril), pela orientação no *doutorado sanduíche* em Lisboa, Portugal, pelas oportunidades criadas e pela possibilidade de participação no projeto AVICENNE.

Aos pesquisadores e técnicos do Laboratório Nacional de Engenharia Civil, pelo apoio na realização da pesquisa e pelas trocas estabelecidas.

À Empresa de Águas Residuárias de Lisboa - EMARLIS, pelo apoio dado a realização desta pesquisa.

Aos colegas, professores e funcionários da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo.

Aos professores Jurandyr Povinelli, Fazal H. Chauathry e João Sérgio Cordeiro, pelas críticas e sugestões feitas no exame de qualificação.

Ao CNPq e à CAPES pela concessão de bolsa de estudos. À Comunidade Européia pelo financiamento através do Projeto AVICENNE.

À FINEP, que incentivou a execução do trabalho através do convênio FINEP/PRONEX "Desenvolvimento e Otimização de Sistemas não-Convencionais de Tratamento de Águas Residuárias Constituídos de Reatores Biológicos e Físico-Químicos Dispostos em Série".

Aos colegas da Universidade Federal do Ceará e da Universidade Federal de Santa Catarina, pelo apoio na realização do doutorado.

Ao Dr. Alexandre Diógenes, sempre presente, pela sua valiosa contribuição na minha formação científica, pelo exemplo de simplicidade, rigor e respeito.

À Nélia Callado, pelo seu inestimável apoio durante toda a realização do doutorado.

Aos amigos Evandro, Andrea, Cadu, Célia, Eraldo e Simone, todos vivenciando o processo de doutorado e trocando experiências.

À Lucimary Vendramini, pela sua disponibilidade na revisão do texto.

Agradeço especialmente à Sofia e à Célia, pela preciosa companhia e pela compreensão nos momentos em que me dediquei a este trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE TABELAS	xii
LISA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	xv
RESUMO	xvi
ABSTRACT	xvii
1 - INTRODUÇÃO	1
1.1 - Considerações Iniciais	1
1.2 - Objetivos	7
1.3 - Conceitos e Definições	8
2 - REVISÃO DA LITERATURA	11
2.1 - Histórico	11
2.1.1 - Importância da Irrigação	11
2.1.2 - Critérios de Qualidade de Água para Reutilização	13
2.2 - Constituintes das Águas Residuárias	20
2.2.1 - Qualidade Química	20
2.2.2 - Qualidade Microbiológica	26
2.2.3 - Classificação dos Helminthos	30
2.2.4 - Remoção de Patogênicos	33
2.3 - Potencial de Aplicação do Reuso de Águas Residuárias	37
2.3.1 - Considerações sobre a Importância do Reuso de Águas	40

2.4 - Metodologias de Contagem de Ovos de Helmintos	47
2.5 - Fatores que Influenciam na Sobrevivência de Ovos de Helmintos	52
2.5.1 - Fatores Físicos	54
2.5.1.1 - Temperatura	54
2.5.1.2 - Luz Solar e Radiação Ultravioleta (UV)	59
2.5.1.3 - Umidade	61
2.5.2 - Fatores Químicos	62
2.5.3 - Fatores Biológicos	64
2.6 - Combinação Tempo-Temperatura na Remoção de Patogênicos	64
2.7 - Sistema de Aquecimento	69
 3 - MATERIAIS E MÉTODOS	 74
3.1 - Instalação Experimental	74
3.1.1 - Localização	74
3.1.2 - Breve Apresentação da ETAR de Beirolas	76
3.1.3 - Descrição da Instalação Experimental	78
3.1.3.1 - Dados Construtivos e Operacionais da Lagoa de Maturação	79
3.1.3.2 - Sistema de Aquecimento por Energia Solar	84
3.1.3.3 - Sistema de Irrigação	87
3.2 - Monitoramento Experimental	93
3.2.1 - Equipamentos de Monitoramento e Instrumentos	98
 4 - APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	 105
4.1 - Resultado dos Ensaios Preliminares	105
4.2 - Técnicas de Contagem de Ovos de Helmintos	111
4.2.1 - Contagem de Ovos de Helmintos nas Águas Residuárias	112
4.2.2 - Contagem de Ovos de Helmintos no Solo	115
4.3 - Tempo de Retenção Hidráulico Teórico	118
4.4 - Desempenho do Sistema de Aquecimento	121

4.4.1 - Avaliação dos Sistemas de Aquecimento nos Campos de Experimentos de Portugal, Jordânia e Tunísia	121
4.4.1.1 - Sistema de Aquecimento da Instalação Experimental de Lisboa	121
4.4.1.2 - Sistema de Aquecimento da Instalação Experimental da Jordânia	129
4.4.1.3 - Sistema de Aquecimento da Instalação Experimental da Tunísia	133
4.4.2 - Simulação do Modelo Matemático de Aquecimento da Lagoa	136
4.5 - Desempenho do Sistema de Tratamento	141
4.5.1 - Desempenho da Lagoa de Maturação	141
4.5.1.1 - Qualidade Microbiológica	155
4.5.1.2 - Remoção de Coliformes	156
4.5.1.3 - Remoção de Helintos	166
5 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	168
5.1 - Conclusões	168
5.2 - Recomendações	172
BIBLIOGRAFIA	174

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Diagrama de avaliação da qualidade de água de irrigação	25
Figura 2.2 – Clima árido nas imediações do rio Jordão	36
Figura 2.3 – Sistema de lagoas de estabilização de Al-Samra – Jordânia	36
Figura 2.4 – Vale do Rio Jordão onde é praticado o reuso de águas residuárias	36
Figura 2.5 – Áreas mais áridas da América do Sul, com destaque para as áreas em risco de desertificação do nordeste brasileiro	42
Figura 2.6 – Influência do tempo e da temperatura sobre vários patogênicos excretados	68
Figura 3.1 – Localização da ETAR de Beirolas em Lisboa – Portugal	75
Figura 3.2 – <i>Layout</i> da ETAR de Beirolas (Tethis) onde foi construída a instalação experimental	78
Figura 3.3 – Planta de localização da instalação experimental, composta por lagoa de maturação, reservatório de alimentação do sistema de irrigação e canteiros com grama, localizados junto ao decantador secundário	79
Figura 3.4 – Lagoa de maturação experimental, corte longitudinal e planta baixa	82
Figura 3.5 – Argamassagem sobre o terreno	83
Figura 3.6 – Colocação da armadura	83
Figura 3.7 – Argamassagem da armadura	83
Figura 3.8 – Acabamento	83
Figura 3.9 – Armadura do reservatório de acumulação	83
Figura 3.10 – Argamassagem do reservatório de acumulação	83
Figura 3.11 – Vista da lagoa de maturação e do reservatório de alimentação do sistema de irrigação	84

Figura 3.12 - Estrutura metálica da estufa, que permite a variação do ângulo de ataque, possibilitando a escolha da inclinação mais favorável para este tipo de cobertura	85
Figura 3.13 - Coberta com colchão de ar e lâmina plástica com bolhas	86
Figura 3.14 - Coberta com plástico colocado diretamente sobre a água	86
Figura 3.15 - Coberta com plástico com bolhas diretamente sobre a água	87
Figura 3.16 - Disposição dos aspersores nos canteiros, acompanhada de foto	91
Figura 3.17 - Diagrama de precipitação teórico do sistema de irrigação adotado	92
Figura 3.18 - Esquema com a localização dos sensores de temperatura	99
Figura 3.19 - Microcomputador ligado à unidade <i>master</i> e à rede de sensores originais	99
Figura 3.20 - Crustáceos encontrados quando da partida da lagoa experimental	101
Figura 3.21 - Dimensões de alguns ovos de helmintos	104
Figura 4.1 - Ovo de <i>Ascaris lumbricoides</i>	107
Figura 4.2 - Ovo de <i>Trichuris trichiura</i>	107
Figura 4.3 - - Temperaturas máximas diárias obtidas em ensaios com diferentes tipos de coberturas, out/1996	110
Figura 4.4 - Sedimentador com capacidade para 10 litros, com detalhe	114
Figura 4.5 - - Fotografia do sedimentador com capacidade para 10 litros (à esquerda) e um cone Imhoff (à direita)	114
Figura 4.6 - Variações de vazão e tempo de retenção teórico na lagoa experimental	120
Figura 4.7 - Valores de temperatura máxima da água e do ar para o período de monitoramento, de março a novembro de 1997	126
Figura 4.8 - Variação horária da temperatura da água da lagoa, do afluente e do ar, referentes ao dias 05/06 de julho de 1997	128

Figura 4.9 - Coberta com dupla camada plástica, sendo uma lâmina simples e outra com bolhas, colocada sobre a água	129
Figura 4.10 - Temperatura média mensal da água nas lagoas experimentais, no horário das 0 às 12 horas durante o ano 1996, na Jordânia	131
Figura 4.11 - Temperatura média mensal da água nas lagoas experimentais, no horário das 12 às 24 horas durante o ano 1996, na Jordânia	131
Figura 4.12 - Variação da temperatura na lagoa com cobertura plástica, medidas tomadas às 10 horas da manhã em diversas profundidades (H), sendo o ensaio realizado na instalação experimental da Tunísia nos dias 17 a 21/set/1997	135
Figura 4.13 - Variação da temperatura na lagoa testemunha, medidas tomadas às 10 horas da manhã em diversas profundidades (H), sendo o ensaio realizado na instalação experimental da Tunísia nos dias 17 a 21/set/1997	135
Figura 4.14 - Simulação horária de valores de temperatura para condições de medidas realizadas nos dias 1º/2º de agosto de 1996	139
Figura 4.15 - Valores de OD afluente e efluente na lagoa experimental	145
Figura 4.16 - Coberta plástica apresentando deposição de água da chuva e bolhas de ar, em Portugal	146
Figura 4.17 - Cobertas plásticas apresentando desgaste e deposição de poeira que dificultam a fotossíntese, na Jordânia	146
Figura 4.18 - Valores de SST de abril a novembro de 1997	148
Figura 4.19 - Valores de SSV de abril a novembro de 1997	148
Figura 4.20 - Valores de DBO não filtrada e do filtrado de abril a novembro de 1997	149
Figura 4.21 - Valores de DBO ₅ não filtrada e do filtrado de abril a novembro de 1997	149
Figura 4.22 - Valores de DQO das lagoas experimentais da Jordânia, ano de 1996	150
Figura 4.23 - Valores de DBO ₅ das lagoas experimentais da Jordânia, ano de 1996	150

Figura 4.24 - Combinações tempo-temperatura obtidas dos ensaios preliminares de laboratório realizados na Jordânia	157
Figura 4.25 - Número de coliformes fecais no afluente e efluente da lagoa piloto de Portugal, em 1997	159
Figura 4.26 - Número de coliformes fecais observados nos ensaios da Jordânia, em 1996	160
Figura 4.27 - Comportamento do número de coliformes fecais na lagoa coberta, ensaio realizado em diversas profundidades (H) de 25/08/1997 a 01/09/1997	163
Figura 4.28 - Comportamento do número de coliformes fecais na lagoa testemunha, ensaio realizado em diversas profundidades (H) de 25/08/1997 a 01/09/1997	163
Figura 4.29- Comportamento do número de coliformes fecais na lagoa coberta, ensaio realizado em diversas profundidades (H) de 17/09/1997 a 21/09/1997	164
Figura 4.30 - Comportamento do número de coliformes fecais na lagoa testemunha, ensaio realizado em diversas profundidades (H) de 17/09/1997 a 21/09/1997	164

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Evolução da área irrigada	12
Tabela 2.2 - Uso da água no globo na década de 1980-1989, em Km ³ .	13
Tabela 2.3 - Critérios de qualidade microbiológica recomendados pela OMS para utilização de águas residuárias na agricultura.	19
Tabela 2.4 - Características epidemiológicas de patógenos entéricos, confrontando seus efetivos potenciais de causar infecções em sistemas de irrigação com águas residuárias.	27
Tabela 2.5 - Tempo de sobrevivência de diversos microorganismos patogênicos em diferentes ambientes para temperaturas entre 20 e 30 °C. Valores limites em parênteses, em dias	29
Tabela 2.6 - Reuso de águas residuárias para irrigação em diversos países	38
Tabela 2.7 - Distribuição das terras no mundo, de acordo com a precipitação atmosférica	41
Tabela 2.8 - Variação do percentual de recuperação do método da OMS-A com a quantidade de sólidos sedimentáveis (SS)	50
Tabela 2.9 - Revisão da literatura que fornece informações relativas à faixa de temperatura que permite o desenvolvimento de alguns ovos de helmintos, indicando a temperatura ótima	55
Tabela 2.10 - Resumo da literatura sobre a relação temperatura-tempo para experimentos com ovos de <i>Ascaris ssp</i>	58
Tabela 2.11 - Valores médios mensais de irradiação extraterrestre (Q _a), em W/ m ²	71
Tabela 2.12 - Característica de transmissão de diferentes tipos de plásticos	73
Tabela 3.1 - Número de indústrias com águas residuárias industriais no setor de atividade que descarregam no sistema de saneamento de Beírolas	76
Tabela 3.2 - Dados técnicos da ETAR	77
Tabela 3.3 - Principais características geométricas da lagoa	80

Tabela 3.4 - Tipos de grama e água utilizada para irrigação em cada canteiro experimental	88
Tabela 3.5 - Parâmetros de monitoramento e frequência de amostragem na instalação experimental	95
Tabela 3.6 - Parâmetros e métodos analíticos seguidos na análise físico-química e microbiológica dos efluentes	97
Tabela 4.1 - Ovos de helmintos no afluyente e efluente da ETAR de Beírolas, 1996	106
Tabela 4.2 - Valores ou concentrações médias mensais de diversos parâmetros relativos ao efluente secundário da ETAR de Beírolas, ano de 1996	108
Tabela 4.3 - Contagem de ovos de helmintos no solo e no esgoto bruto	117
Tabela 4.4 - Vazões médias de alimentação e tempos de retenção da lagoa, de maio a outubro de 1997	119
Tabela 4.5 - Temperaturas do ar e da água da lagoa coberta com plástico LDPE, de março a novembro de 1997	123
Tabela 4.6 - Variação horária da temperatura da água na lagoa, dados de 5/6 de julho de 1997	127
Tabela 4.7 - Radiação global horária (cal/cm^2)	137
Tabela 4.8 - Horas de insolação (h e h/10)	137
Tabela 4.9 - Temperatura do ar de hora em hora ($^{\circ}\text{C}$)	138
Tabela 4.10 - Valores de temperatura da água de lagoas de estabilização em Fortaleza-Ceará	140
Tabela 4.11 - Características físico-químicas do afluyente e efluente da lagoa experimental	142
Tabela 4.12 - Outras características físico-químicas do afluyente e efluente da lagoa experimental	143
Tabela 4.13 - Concentração máxima de metais pesados admissível em águas para irrigação	153

Tabela 4.14 - Remoção de patógenos na lagoa experimental de Beírolas 158

Tabela 4.15 - Dados do monitoramento do ensaio realizado entre os dias
25/08/1997 e 01/09/1997 nas lagoas experimentais da Tunísia 161

Tabela 4.16 - Dados do monitoramento do ensaio realizado entre os dias
17/09/1997 e 22/09/1997 nas lagoas experimentais da Tunísia 162

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

CE - Comunidade Européia

CEPIS - Centro de Estudos Americanos em Engenharia Sanitária

CF - Coliformes fecais

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg de O₂/l)

DH - Departamento de Hidráulica

DQO - Demanda Química de Oxigênio (mg de O₂/l)

EF - *Escherichia coli* Fecais

EMARLIS - Empresa de Águas Residuárias de Lisboa

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

ETAR - Estação de Tratamento de Águas Residuárias

ETP - Evapo-Transpiração Potencial

EUA - Estados Unidos da América

EVA - Etileno-Vinil Acetato (mantida a sigla inglesa de Ethylene-Vinyl Acetate)

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

LDPE - Polieteno/Polietileno de Baixa Densidade (mantida a sigla inglesa de Low Density Polythene/Polyethylene)

LNEC - Laboratório Nacional de Engenharia Civil

NES - Núcleo de Engenharia Sanitária

NMP - Número Mais Provável

OD - Oxigênio Dissolvido

OMS - Organização Mundial de Saúde

pH - Potencial Hidrogeniônico

SS - Sólidos Sedimentáveis

TAS - Taxa de Adsorção de Sódio

TASaj - Taxa de Adsorção de Sódio Ajustada

UFC - Unidades Formadoras de Colônias

UV - Radiação Ultravioleta

RESUMO

O reuso de águas, por meio da utilização das águas residuárias tratadas, consiste em uma das estratégias para aumentar a disponibilidade e conservar os recursos hídricos, principalmente em regiões áridas e semi-áridas. Visando contribuir com este tema, estudou-se um tratamento terciário de águas residuárias de baixo custo, com o objetivo de obter efluente que satisfaça as diretrizes da OMS para reuso na agricultura sem restrições. Experimentos de campo foram realizados em Portugal, em uma pequena lagoa de maturação (8 x 3 x 0,5 m) coberta com plástico de bolhas, flutuando sobre a água, para aquecê-la com a energia solar por efeito estufa e atingir combinações tempo-temperatura que possibilitem obter efluente com qualidade microbiológica para utilização na irrigação. Foram selecionadas metodologias para pesquisa de ovos de helmintos em águas residuárias brutas e tratadas, tendo sido adotado o método da OMS-A. Este foi aprimorado com a adoção de um sedimentador para facilitar o trabalho de laboratório, quando utilizam-se amostras de águas residuárias tratadas. O sistema de aquecimento utilizado em Portugal não propiciou aumento na temperatura suficiente para alcançar a desejada remoção de coliformes fecais para uso na irrigação. A análise conjunta dos resultados obtidos nas instalações experimentais de Portugal, com os dados de outros dois campos de experimento, Tunísia e Jordânia, integrados ao mesmo projeto (AVICENNE), indica que a cobertura plástica melhora o processo de tratamento de águas residuárias em lagoas de maturação, quando estas atingem maiores temperaturas. O aumento da temperatura e a exposição aos raios ultravioleta foram os principais fatores que contribuíram para a remoção de coliformes fecais nas lagoas de maturação.

ABSTRACT

Wastewater reuse, through the use of treated wastewater, consists in one of the strategies to increase the availability and conserve water resources, mainly in arid and semi-arid areas. Seeking to contribute with this theme, it was studied a low cost wastewater tertiary treatment with the objective of obtaining effluent that satisfies the guidelines of WHO for agriculture reuse without restrictions. Field experiments were accomplished in Portugal, in a small maturation pond (8 x 3 x 0,5 m) covered with bubble plastic, floating on the water, to heat it up with solar energy by greenhouse effect and to reach time-temperature combinations that facilitate the obtaining effluents with microbiological quality for irrigation reuse. Methodologies were selected for research of helminth eggs in wastewater and in the soil, having been adopted the WHO-A method. This method was improved with the adoption of a sedimentation chamber to facilitate the laboratory work, when samples of treated wastewater are used. The heating system used in Portugal didn't propitiate enough increase in the temperature to reach the whised removal of fecal coliforms for irrigation use. The analysis of the results obtained in the experimental facilities of Portugal, together with the data of another two experiment fields, Tunisia and Jordania, integrated into the same project (AVICENNE), indicates that the plastic cover improves the wastewater treatment in maturation ponds, when these reach higher temperatures. The increase temperature and the exposition time to ultraviolet rays, contributed to the removal of fecal coliforms in the maturation ponds.

1 – INTRODUÇÃO

1.1 - Considerações Iniciais

A presente pesquisa tem como tema o reuso de águas. Sendo possível promover o reuso de águas para diversas finalidades, procura-se dirigir a atenção para a utilização de águas residuárias tratadas na irrigação, como uma alternativa para aumentar a disponibilidade e conservar os recursos hídricos, principalmente em assentamentos humanos para fins habitacionais, localizados em periferias urbanas de regiões áridas e semi-áridas. Considerado em sua globalidade, este trabalho visa contribuir com o desenvolvimento de soluções apropriadas para a implantação de sistemas de reuso, abordando o reuso de água como um componente do ciclo da água, de maneira integrada, utilizando e desenvolvendo tecnologias para este ambiente construído, que contemplem a escassez de água destas áreas. 2R

Para tanto, estuda-se um tratamento terciário de águas residuárias que produza um efluente com qualidades tais que permitam sua utilização para irrigação. O sistema de tratamento utilizado é uma lagoa de maturação, alimentada com efluente sanitário secundário de uma estação de tratamento de lodos ativados.

Embora esta pesquisa tenha um caráter específico, busca-se dar ao tema uma abordagem ampla para melhor fundamentar a discussão acerca do trabalho particular. Este projeto foi idealizado a partir do interesse em contribuir para o desenvolvimento de soluções simplificadas e apropriadas para o saneamento de baixo custo (tecnologias rústicas) e adequadas às condições climáticas do semi-árido do nordeste

brasileiro. Tendo o autor vivenciado a realidade de assentamentos desta natureza, no estado do Ceará, há evidentemente uma identificação com os problemas locais, o que certamente se refletirá ao longo deste texto. A experiência anterior do autor leva-o a propor como premissa para viabilizar a aplicação destes sistemas de reuso em comunidades organizadas e como uma alternativa no gerenciamento local do uso da água, ser indispensável a educação sanitária e a participação dos beneficiários.

Dentro das possibilidades que podem ser abordadas em um trabalho de doutoramento, busca-se dotar tais comunidades de uma opção viável que venha contribuir para mudar o paradigma dominante dos serviços de saneamento básico locais e converter as águas residuárias de um problema em um benefício. Com a prática do reuso, previne-se a poluição de águas superficiais e subterrâneas, reduz-se o uso de fertilizantes químicos e promove-se a conservação de mananciais para consumo humano e outros usos prioritários.

O trabalho enfoca a problemática da escassez dos recursos hídricos locais, escassez esta diretamente relacionada com os fatores climáticos, com o crescimento demográfico e com a demanda de água (geralmente crescente), tanto com relação aos aspectos quantitativos, como qualitativos. Realiza-se uma análise do quadro atual, fornecendo subsídios para implantação de sistemas de reuso na região de interesse. Além de analisar o quadro atual, as possibilidades de aplicação de tais sistemas para demandas futuras também são previstas. Esta discussão deve contribuir para um planejamento de reutilização das águas residuárias, indicando seu potencial de aplicação, bem como os padrões de qualidade e os aspectos culturais, ambientais, sociais e econômicos, que podem ser decisivos na implantação de tais sistemas de reutilização.

A pretensão de dar uma visão mais abrangente ao presente trabalho acrescenta dificuldades para a exposição de uma tese, apresentando uma difícil delimitação de seus contornos, pois envolve questões não apenas técnicas, como também sócio-culturais. Assim, resolveu-se desenvolver um objeto de estudo particular relativo ao tratamento de águas residuárias, visando a reutilização destes

efluentes, mantendo uma visão mais abrangente de soluções integradas referentes ao tema proposto. Desta forma, pode-se contribuir mais objetivamente para o desenvolvimento científico e tecnológico de alternativas apropriadas às condições das periferias urbanas do semi-árido do nordeste brasileiro, com maior potencialidade de aplicação. Assim, realizando-se um estudo específico imerso em um estudo mais amplo, almeja-se propiciar um retorno mais imediato ao público alvo deste trabalho quase sempre excluído dos serviços sociais básicos, entre eles os sistemas de saneamento.

Com este intuito e aliado à oportunidade de colocar-se a par dos avanços mais recentes acerca do tema em diferentes países, participando de um projeto internacional sobre reuso de água, realizou-se um estágio de “Doutorado Sanduíche no Exterior” junto ao Núcleo de Engenharia Sanitária (NES) do Departamento de Hidráulica (DH) do Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), em Lisboa - Portugal.

O referido estágio possibilitou a participação do doutorando no projeto de pesquisa: *“Development of a Technologically Simple, Low Energy-Cost Method of Treating Wastewater for Reuse in Agriculture”*. Este Projeto foi coordenado pelo *HR Wallingford (Hydraulics Research Institute Wallingford - Overseas Development Unit, UK)*, que foi contratado pela Comissão Europeia - DG XII, no âmbito do programa comunitário de iniciativa do AVICENNE'94, para realizar este projeto de pesquisa. Além do LNEC e da entidade coordenadora, participaram também do consórcio para execução do projeto as seguintes entidades:

- *Environmental Engineering Group da University of Newcastle-upon-Tyne (UK)*;
- *Water Authority of Jordan (WAJ) & Jordan University*;
- *Centre de Recherches du Genie Rural - CRGR (Tunísia)*.

As atividades desenvolvidas no estágio em Portugal estavam de acordo com os objetivos inicialmente pretendidos e superaram as expectativas. A participação do autor neste projeto envolveu o planejamento experimental, a execução da instalação piloto, a partida do sistema e o seu monitoramento. O trabalho desenvolvido em

Portugal deu origem ao estudo central desta tese, que trata da remoção de ovos de helmintos em lagoa de maturação dotada com sistema de aquecimento à energia solar, visando a utilização de águas residuárias na agricultura. No entanto, optou-se pela manutenção de um título mais abrangente para a Tese, pois a proposta aqui apresentada é mais ampla.

Neste trabalho, procura-se evidenciar a necessidade do desenvolvimento de uma consciência não “contra as secas”, mas de convivência com esta adversidade climática, para que se possa, por exemplo, direcionar as tomadas de decisões para sistemas de abastecimento de água, tratamento de esgoto e drenagem urbana que assumam esta realidade imutável.

Com este estudo, o autor procura contribuir para uma mudança do paradigma dominante da engenharia sanitária, que consiste em afastar o esgoto dos seres humanos em um “veículo de luxo”, ou seja, em corpos de água utilizáveis. O problema aumenta quando não se dispõe de tal veículo ou quando ele é escasso, como ocorre, por exemplo, nas regiões em vias de desertificação do nordeste brasileiro, com seus rios não perenes e com baixa capacidade de diluição, autodepuração ou assimilação das águas residuárias brutas ou dos efluentes de estações convencionais de tratamento de esgotos (quando estas são disponíveis). R 3

Os processos de tratamento convencionais (tipo lodos ativados, valos de oxidação, leitos percolados etc.) raramente apresentam efluentes com qualidade microbiológica que satisfaçam às diretrizes da OMS (WHO, 1989) para reutilização na agricultura, requerendo um pós-tratamento principalmente para remoção de helmintos. Quanto aos sistemas de tratamento do tipo lagoas de estabilização, é geralmente aceito que apresentem melhor qualidade que os convencionais, desde que estas lagoas operem com grandes tempos de detenção, segundo MARECOS DO MONTE (1994), superiores a 20 dias, produzindo em geral efluentes que satisfazem às diretrizes da OMS, apresentados no Capítulo 2 deste texto, principalmente com relação à recomendação de menos que um ovo de helminto por litro para a irrigação irrestrita. Dado que a sedimentação é um importante fator para a eliminação destes

ovos, espera-se que a eficiência de remoção seja mais favorável em lagoas de estabilização, com tempo de detenção superior ao dos tratamentos convencionais.

Uma das hipóteses desta pesquisa é que a utilização do sistema de aquecimento à energia solar em lagoas de maturação possa favorecer a sedimentação dos ovos de helmintos por diminuição da viscosidade da água, possibilitando redução do tempo de detenção destas unidades de tratamento terciário. Assim, permite a instalação destas lagoas na ampliação de sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias, já implantados, que contemplem apenas o tratamento secundário e que não disponham de área suficiente para a construção de grandes lagoas. Este sistema de aquecimento deve favorecer a produção de efluentes viáveis para serem aplicados na irrigação de culturas agrícolas.

Certamente, as recentes investigações na área do reuso que vêm sendo desenvolvidas em outros países geram conhecimentos que podem ser úteis na solução de problemas regionais como os do semi-árido do nordeste brasileiro. Assim, esta pesquisa compromete-se com o avanço do conhecimento na área, bem como com as necessidades concretas de populações que pouco têm se beneficiado com os resultados do conhecimento científico-tecnológico.

A presente pesquisa pode ser dividida em três partes: uma teórica, uma de estudo de laboratório e outra com experimentos de campo.

A fase teórica inclui a revisão da literatura, contendo desde o histórico, em que se comentam as primeiras utilizações de dejetos humanos e animais como fertilizantes agrícolas, até as principais dificuldades que se apresentam atualmente sobre o tema de reuso de águas residuárias, dando-se ênfase à remoção de helmintos em tais sistemas. Além do referencial teórico, faz-se referência à potencialidade de reutilização de águas residuárias tratadas no semi-árido do nordeste brasileiro e principalmente do estado do Ceará, buscando uma particularização acerca da possibilidade de aplicação dos resultados a serem obtidos.

Na fase de estudo em laboratório, faz-se uma seleção de metodologias para pesquisa de ovos de helmintos em águas residuárias e no solo (de acordo com o objetivo básico de direcionar o uso das águas para a irrigação), testando e apontando vantagens e desvantagens de cada um dos métodos estudados, visando ao desenvolvimento de técnicas de detecção e contagem de ovos de helmintos presentes em sistemas de reutilização de águas residuárias.

Os experimentos de campo foram realizados em Portugal em uma Instalação Experimental composta de uma lagoa de maturação, dotada de sistema de aquecimento à energia solar e de um sistema de irrigação. Esta Instalação Piloto possibilitou a realização de um estudo que visou a obtenção de informações sobre as relações entre tempos de detenção e temperaturas que permitam a remoção de ovos de helmintos e produzam efluentes com tais características que venham viabilizar a reutilização destes efluentes sem restrições em sistemas de irrigação. Esta instalação permitiu, ainda, estudar outros fatores físicos, químicos e biológicos que afetam o desenvolvimento destes ovos. Para tanto, foram analisados uma série de parâmetros. A instalação, os procedimentos experimentais e o plano de monitoramento adotados estão detalhados no Capítulo 3.

Este texto está dividido em cinco capítulos. No primeiro está a introdução, na qual apresenta-se o problema estudado, justifica-se o tema da tese e discorre-se sobre a abordagem adotada. Além disso, identificam-se os objetivos da Tese de Doutorado. Para um melhor entendimento do texto, apresentam-se, ainda neste capítulo, alguns conceitos e definições. No segundo capítulo, realiza-se uma revisão bibliográfica com um histórico sobre a utilização de águas residuárias. Procura-se abordar aspectos de ordem legal, econômica e de aceitação do público, que condicionam a reutilização de efluentes. Este segundo capítulo também contém o referencial teórico referente aos estudos de laboratório e de campo. Nesta revisão da literatura procura-se identificar as principais deficiências e dificuldades encontradas por autores da área, situando o leitor no atual estágio de desenvolvimento deste tema. O terceiro capítulo é dedicado aos materiais e métodos, em que se apresenta a instalação experimental e discute-se os procedimentos adotados. No quarto capítulo são

apresentados e discutidos os resultados obtidos e no quinto capítulo estão as conclusões e as recomendações para futuros trabalhos.

1.2 - Objetivos

Os principais objetivos deste trabalho são:

- i) Desenvolver um sistema de aquecimento à energia solar para lagoas de maturação, visando atingir combinações tempo-temperatura que possibilitem obter um efluente que satisfaça os critérios de qualidade microbiológica estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde - OMS¹, para utilização de águas residuárias na irrigação sem restrições;
- ii) Estudar a influência de outros fatores que, em combinação com a temperatura, possam contribuir para a remoção de coliformes fecais e ovos de helmintos, na lagoa de maturação dotada de sistema de aquecimento;
- iii) Selecionar e aprimorar metodologias para pesquisa de ovos de helmintos em águas residuárias e no solo de suporte de culturas irrigadas, sob aplicação continuada de efluentes em sistemas de reuso de água.

---

¹ As diretrizes de qualidade microbiológica da OMS para águas destinadas a irrigação sem restrição são 1000 coliformes fecais por 100 mL e menos de um ovo de helminto por litro. Tais critérios foram publicados em WHO (1989) e são apresentados na Tabela 2.3 desta tese.

1.3 – Conceitos e Definições

A reutilização de água, por meio da utilização das águas residuárias, constitui uma das estratégias de conservação da água. Para melhor entendimento da terminologia utilizada, convém definir estes conceitos, visto que "reuso de água", "reutilização da água" e "utilização de águas residuárias" são sinônimos, apenas expressos de forma diferente por uma questão formal, o que pode levar a alguma confusão. Neste trabalho considera-se apenas o reuso de águas residuárias tratadas, excluindo, portanto, a utilização de águas residuárias brutas.

Assim, conforme MARECOS DO MONTE (1994), a **reutilização** da água consiste na utilização das águas residuárias resultantes de uma primeira utilização da água, geralmente para finalidades diferentes da primeira e após tratamento. As águas residuárias (tratadas) são, assim, utilizadas pela primeira vez e não reutilizadas, pois geralmente não incluem o abastecimento de água potável, pelo menos de forma direta. Nas línguas - inglês, francês e espanhol - há um termo mais específico para "reuso de águas" e o seu significado é apreendido de forma mais fácil, não imediatamente compreendido como a utilização de águas residuárias. No Brasil, no entanto, o termo "reuso de águas" tem sido o preferido para traduzir do inglês "wastewater reuse", embora a palavra reuso ainda não esteja presente, por exemplo, no "Novo Dicionário da Língua Portuguesa" de HOLANDA (1995).

A **reutilização indireta** da água para abastecimento público é entendida como o lançamento de água, já utilizada uma ou mais vezes em alguma atividade humana, no meio ambiente (numa fase do ciclo hidrológico) e novamente utilizada a jusante para consumo humano. Por exemplo, o lançamento de esgoto em águas superficiais, que serão utilizadas posteriormente para captação de água para consumo humano, é largamente praticado muitas vezes de maneira não intencional e não controlada ou mesmo planejada, como tenta-se implantar no gerenciamento de consórcios de bacias no estado de São Paulo. Este tipo de reuso indireto planejado

ocorre quando o efluente das Estações de Tratamento de Águas Residuárias - ETAR² de uma determinada localidade deve satisfazer valores bastante exigentes para determinados parâmetros de qualidade como, por exemplo, nitratos, em virtude de outra localidade situada a jusante utilizar o meio receptor dos efluentes lançados à montante para captação de água para abastecimento.

A **reutilização direta** ocorre quando as águas residuárias são adequadamente tratadas e encaminhadas diretamente para o reuso sem descarte no meio ambiente e tratamento adicional, como a autodepuração. Estas águas são utilizadas para finalidades diversas, que geralmente não incluem o abastecimento público (embora, na prática, venha ocorrendo de maneira não planejada). O reuso potável vem sendo praticado, por exemplo, na Namíbia, assim como em outros locais, em que se associa o fato da escassez de água com as análises de custo benefício de um sistema de reutilização. É importante que estas águas atendam aos requisitos de qualidade de reuso a que se destinam.

Um dos principais problemas do reuso de água para fins potáveis é a presença de compostos deletérios à saúde. Com o desenvolvimento da indústria química, a cada dia são sintetizados novos compostos. Isto leva a necessidade de se analisar a presença destes compostos nas águas para garantir sua qualidade. Assim, faz-se necessário analisar uma grande quantidade de parâmetros, segundo HISPANHOL³ atualmente seriam cerca de 360 parâmetros a serem analisados para se “garantir” a qualidade destas águas.

Muitas vezes os termos “reutilização” e “reciclagem” são utilizados indiscriminadamente, como sinônimos. Efetivamente estes termos não são sinônimos, visto que o conceito de **reciclagem** aplica-se à utilização da mesma água uma ou mais vezes no mesmo processo, enquanto a reutilização refere-se a

---

² Utiliza-se a sigla ETAR - de Estação de Tratamento de Águas Residuárias, em vez de ETE - de Estação de Tratamento de Esgotos, que é mais usual no Brasil

³ Exposição do Prof. Ivanildo Hespanhol em mesa redonda realizada no dia 10 de abril de 2000 durante o IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - SILUBESA, realizado em Porto Seguro - BA.

aplicações em outros processos diferentes da utilização inicial. A reciclagem da água é praticada na indústria e constitui também uma estratégia para conservação da água.

Por **conservação da água** entende-se o conjunto de medidas destinadas a controlar e desenvolver os recursos hídricos, tanto superficiais como subterrâneos, por meio de armazenamento e controle da poluição, a fim de viabilizar a disponibilidade da maior quantidade possível de água para qualquer finalidade, da forma mais econômica.

Uma das aplicações do reuso de água é a reabilitação de áreas em vias de **desertificação**, que é definida conforme a Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação, como sendo a degradação da terra nas zonas áridas, semi-áridas e sub-úmidas secas resultantes de fatores diversos, tais como as variações climáticas e as atividades humanas.

2 – REVISÃO DA LITERATURA

2.1 – Histórico

2.1.1 – Importância da Irrigação

É interessante observar que as primeiras aglomerações humanas tiveram origem em regiões áridas e semi-áridas do globo, por serem mais seguras ou confortáveis do que as regiões úmidas, embora demandassem o uso de técnicas como a irrigação, para um melhor aproveitamento dos recursos hídricos locais. Visando a produção de alimentos, foram construídos, há mais de 4.000 anos, canais e diques, como comprovam os historiadores, junto às margens férteis do rio Nilo, no Egito, dos rios Tigre e Eufrates, na Mesopotâmia e do rio Ganges, na Índia, assim como no vasto império chinês. Há cerca de 1.500 anos, o homem começou a desenvolver mecanismos de sobrevivência permitindo a ocupação de áreas mais úmidas, que por sua vez apresentavam abundantes recursos hídricos. O contínuo crescimento demográfico e conseqüente aumento da demanda de alimentos levou a humanidade a usar os recursos da irrigação, não só para viabilizar a produção das zonas áridas e semi-áridas do globo, como também para completar as chuvas nas regiões úmidas. Nas últimas décadas, com a crescente degradação do meio ambiente e conseqüente diminuição dos recursos hídricos, um novo desafio está colocado à humanidade: suprir a demanda de água para as diversas atividades humanas, dentre elas a irrigação de culturas para abastecer de alimentos a crescente população mundial e, ao mesmo tempo, conservar os recursos naturais para as futuras gerações.

Como pode verificar-se na Tabela 2.1, já em 1989, a agricultura irrigada mundial ocupava cerca de 230 milhões de hectares e era responsável por cerca de 40% dos alimentos do mundo, ocupando cerca de 17% das terra agrícolas (MENDES FERRÃO, 1992). A América do Sul e a África eram as zonas onde as áreas irrigadas eram menos extensas, em relação às respectivas áreas agricultáveis totais.

Tabela 2.1 – Evolução da área irrigada

	1980		1985		1989	
	Área*	Índice**	Área	Índice	Área	Índice
África	8.437	110,72	10.626	139,45	11.146	146,27
América do Norte e Central	27.801	132,67	25.361	121,03	25.809	123,16
América do Sul	7.409	130,42	8.131	143,13	8.755	154,11
Ásia	134.316	122,46	138.279	126,02	142.757	130,10
Europa	14.539	135,52	16.093	150,00	17.297	161,23
Oceania	1.667	104,97	1.871	117,82	2.126	133,87
Mundial	211.669	126,49	220.312	131,66	228.672	136,35

* Em 1000 ha

** Índice: 1970 = 100

Fonte: MENDES FERRÃO (1992).

Hoje a irrigação é seguramente o maior consumidor de água no globo. Na Tabela 2.2 apresenta-se, por continente, o uso da água para irrigação, para consumo doméstico e municipal. Em termos de Brasil, segundo o senso agropecuário de 1992 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (1996), o uso da água para irrigação era de 683,3 m³/s, enquanto para abastecimento humano de 255,1 m³/s e para uso na indústria de apenas 215,0 m³/s.

Tabela 2.2 - Uso da água no globo na década de 1980-1989, em km³.

	Irrigação	Doméstico e municipal
Europa	95	10
Ásia	980	53
África	85	7
América do Norte	215	20
América do Sul	55	14
Oceania/Austrália	13	1,2
Ex-URRS	180	5

Fonte: Atlas do Meio Ambiente do Brasil, EMBRAPA (1996), Editora Terra Viva, 2^a ed. Brasília, 160 p.

2.1.2 – Critérios de Qualidade de Água para Reutilização

O uso de águas residuárias para irrigação nas civilizações ocidentais apresenta vestígios anteriores à antiga Atenas. No entanto, somente na segunda metade do século XIX, este tema teve avanço e atenção merecidos. Houve um grande aumento no número de sistemas na Europa, onde a poluição de muitos rios já tinha alcançado níveis de qualidade inaceitáveis. Nesta época, o reuso de água dava-se principalmente pela disposição de águas residuárias no solo, tendo então como principal objetivo, muito mais a possibilidade de tratamento e conservação do meio ambiente aquático do que o suprimento de água para irrigação.

Segundo HESPANHOL & PROST (1994), a primeira legislação a contemplar o reuso de água foi o relatório da “*Royal Commission on Sewage Disposal in England*”, de 1865, que aprovou oficialmente esta prática, contendo a seguinte recomendação: “a melhor maneira de eliminação de águas residuárias de uma cidade é através da regular disposição no solo; deste modo, a poluição dos rios é evitada”. Contudo, o aumento do volume de águas residuárias como consequência do crescimento das cidades, o desenvolvimento de sistemas de tratamento de águas residuárias no início do século XX e a necessidade de controle da poluição das águas levaram a uma significativa redução do uso das águas residuárias para irrigação.

Em 1918, o Departamento de Saúde do Estado da Califórnia estabeleceu critérios de qualidade para irrigação. Desde então, diversas revisões foram feitas, tornando essa legislação uma das mais complexas e rigorosas em uso, atualmente. Equivocadamente, muitos países têm adotado este mesmo critério com apenas pequenas adaptações (ou nenhuma) para as suas condições locais.

A OMS só reconheceu, efetivamente, a importância dos aspectos de saúde relacionados com a reutilização de águas residuárias em irrigação, quando promoveu o primeiro encontro de especialistas no assunto em 1971. Naquele ano já registrava-se um notável crescimento de sistemas de reuso em diversos países que não dispunham de meios para viabilizar nem a produção de efluentes com características microbiológicas apropriadas ao reuso, nem o respectivo controle de qualidade requerido. Isto estava conduzindo a um aumento da utilização de águas residuárias insuficientemente tratadas ou mesmo não tratadas, com graves riscos à saúde pública. Dentre as principais conclusões desta reunião, publicadas em 1973, pode-se considerar as seguintes:

1. foi reconhecida a existência de um risco potencial no consumo de culturas recentemente irrigadas com águas residuárias sem tratamento ou insuficientemente tratadas, principalmente quando ingeridas sem cozimento, visto que um número suficiente de patogênicos podem sobreviver no solo e nas culturas;
2. foi constatada a inexistência de dados que permitissem uma avaliação epidemiológica dos riscos de saúde inerentes à reutilização de águas residuárias, considerando que os efluentes de águas residuárias contendo uma qualidade bacteriológica de 100 coliformes fecais por 100 ml podem promover apenas um pequeno risco se forem usados sem restrições em irrigação de culturas alimentícias.

A adoção do critério de qualidade microbiológica de 100 coliformes fecais/100 ml significava uma notável mudança nos conhecimentos da década de 70,

quando representavam características inovadoras, ousadas para essa época. Estes critérios em nada contrariavam os países que preferissem optar por padrões de qualidade de efluentes mais exigentes, que requeriam no mínimo um tratamento secundário seguido de desinfecção por cloração. Para as culturas não destinadas a consumo direto, culturas que são cozidas antes de serem consumidas, a OMS admitia, em 1971, que as mesmas poderiam ser irrigadas apenas com efluente primário. O reconhecimento da necessidade de os critérios de qualidade microbiológica para águas residuárias utilizadas em irrigação serem desenvolvidos sobre uma base epidemiológica foi uma das importantes contribuições desta reunião. Deve-se lembrar, aqui, que ausência de evidências não é o mesmo que evidência de ausência!

Já em 1985, as recomendações publicadas pela OMS em 1973 eram consideradas muito exigentes quanto à qualidade dos efluentes para a prática do reuso na irrigação, sendo tecnologicamente não apropriadas principalmente para implantação de projetos em países subdesenvolvidos e em desenvolvimento. A fim de debater os progressos alcançados com estudos realizados por diversas organizações internacionais (entre elas o Banco Mundial e a OMS) e renomados centros de pesquisa e universidades, a OMS promoveu uma nova reunião de especialistas de saúde pública em 1985, na localidade de Engelberg, Suíça (a qual deu o nome ao relatório das conclusões desta reunião). As conclusões foram posteriormente adotadas na reunião de Adelelboden, também na Suíça, em 1987, como recomendações da OMS para utilização de águas residuárias na agricultura e na aquacultura. Uma das principais conclusões do chamado “Relatório Engelberg” foi que o risco real associado à reutilização de águas residuárias na agricultura era menor do que o geralmente considerado, sendo os critérios de qualidade microbiológica anteriormente recomendados para irrigação injustificadamente restritivos, particularmente no que se refere aos indicadores bacterianos.

Com a publicação do “Relatório Engelberg” constatou-se a contradição de algumas normas relativas à qualidade bacteriológica admitida para águas de irrigação captadas em rios, como a dos EUA (com 1000 coliformes totais/100 ml) e a da

qualidade de águas de banho da OMS e de países europeus desenvolvidos, por estas últimas normas permitirem níveis de coliformes bem superiores aos exigidos às águas residuárias destinadas à irrigação nos EUA. Considerando estas contradições e resultados de estudos epidemiológicos efetuados entre 1971 e 1985, que evidenciaram ser a contração de helmintoses o principal risco associado à reutilização de águas residuárias em irrigação, o “Relatório Engelberg” propõe que os critérios de avaliação da qualidade microbiológica de águas residuárias para agricultura sejam menos exigentes relativamente aos limites de coliformes fecais admitidos no efluente. Porém, devem ser mais exigentes no que se refere à remoção de ovos de helmintos, propondo que estes sejam incluídos como indicador de critérios de avaliação da qualidade das águas residuárias.

A questão então colocada pela OMS traduzia-se aproximadamente nos seguintes termos: nem todos os países dispõem de meios para assegurar o cumprimento de critérios de qualidade microbiológica para efluentes destinados à irrigação tão rigorosos e exigentes como os que vigoram nos EUA, particularmente na Califórnia. Assim sendo, pergunta-se se os riscos de saúde inerentes à reutilização de águas residuárias para irrigação justificam inteiramente critérios tão exigentes. O crescimento da reutilização de águas residuárias, muitas vezes sem nenhum tratamento, em muitos países, a maioria considerados em vias de desenvolvimento, levou a OMS a recomendar em 1989 os seus “Critérios de saúde para a utilização de águas residuárias na agricultura e aquacultura” (WHO, 1989). Estes critérios divergem significativamente dos critérios norte-americanos em diversos aspectos, principalmente na metodologia de abordagem deste assunto. Em face à polémica surgida entre os especialistas da área após a publicação dos critérios da OMS, pode-se, de certa forma, dizer que existem atualmente duas escolas sobre a “filosofia” dos critérios microbiológicos relativos à utilização de águas residuárias para irrigação: a “escola” da OMS, apoiada por especialistas com trabalho realizado em países menos desenvolvidos e a “escola” das autoridades norte-americanas, adeptas do risco nulo, ou seja, da “tolerância zero”!

Estes critérios da OMS foram baseados na melhor avaliação epidemiológica disponível naquele momento. SHUVAL *et al* (1986) apresentaram muitas das informações que foram usadas para produzir estas recomendações práticas para os projetistas de sistemas de reutilização de águas residuárias. Maiores detalhes sobre a perspectiva histórica destas diretrizes são fornecidos por MARECOS DO MONTE (1994).

Desde a reunião da OMS de 1989, muitos trabalhos têm sido realizados e tem-se procurado desenvolver padrões para águas residuárias destinadas à irrigação com bases epidemiológicas mais racionais. Os resultados destes estudos têm sido cuidadosamente revisados por especialistas em saúde pública. Cientistas, ambientalistas e epidemiologistas têm-se reunido em diferentes países. O parecer consensual destes especialistas em saúde pública é que o risco atualmente associado à irrigação com águas residuárias tratadas é muito menor que o originalmente estimado e que estas não devem ser usadas indistintamente para produtos agrícolas, consumidos com ou sem cozimento, conforme HESPANHOL & PROST (1994).

A França foi, provavelmente, o primeiro país da CE (Comunidade Européia) a recomendar a adoção dos padrões microbiológicos da OMS para o uso de águas residuárias para irrigação, com uma norma nacional. As recomendações sobre este tema foram publicadas em 1991 e estabelecem três categorias sanitárias em termos de restrições a culturas agrícolas (considerando a qualidade do efluente e método de irrigação) similares às apresentadas na Tabela 2.3. Atualmente, diversos países desenvolvidos dispõem de critérios de qualidade de águas residuárias para irrigação há alguns anos. Tais critérios são variáveis, como as tradições locais desta prática nos diversos casos. Os exemplos que podem ser considerados atualmente como mais importantes são a Alemanha, a África do Sul, Israel e os EUA. Neste último, destacam-se (como já foi mencionado nos parágrafos anteriores) os critérios do estado da Califórnia, posteriormente adaptados, com algumas variações, feitas por outros estados norte-americanos e até por outros países, tendo servido de base, por exemplo, para o primeiro regulamento israelita sobre este assunto.

Os critérios de qualidade microbiológica para águas residuárias utilizadas na agricultura, recomendados pela OMS, são apresentados na Tabela 2.3. Esses critérios constituem a adaptação das sugestões do “Relatório Engelberg” e reúnem a especificação da qualidade dos efluentes (segundo indicadores estabelecidos com base em estudos de caráter epidemiológico) com a restrição acerca de quais culturas podem ser irrigadas por qual tipo de efluente. Estas recomendações classificam as culturas em três categorias e apresentam algumas indicações relativas ao tipo de tratamento necessário para que as águas residuárias atinjam a qualidade especificada. Um aspecto importante a ser observado nestes critérios da OMS é o caráter de orientar, sem ser imperativo.

A OMS considera que os valores da Tabela 2.3 devem ser cuidadosamente interpretados e, caso necessário, modificados de acordo com as especificidades locais. Por exemplo, MARA (1997), referindo-se ao trabalho realizado por AYERS (1992), indica que, para irrigação restrita, os critérios da OMS poderiam ser menos exigentes e adotar 10 ovos de nematóides por litro. Quanto a protozoários como a giardia, por exemplo, sabe-se que a dose infectante pela ingestão de água contendo este patógeno é de 25 a 100 organismos por litro.

No Brasil, a Resolução CONAMA nº 20 (MMA, 1986) considera que as águas destinadas à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas que se desenvolvem rentes ao solo e que são consumidas cruas, sem remoção de casca ou película, não devem apresentar coliformes fecais. Quanto às águas destinadas à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas que não entraram em contato com o solo ou são consumidas após cozimento, a Resolução CONAMA limita em 1000 CF/100mL. Já para as águas destinadas à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, esta resolução determina que não deverá ser excedido um limite de 4000 CF/100 mL.

Com relação ao número de ovos de helmintos em águas destinadas à irrigação, a Resolução CONAMA nº 20 é omissa.

Tabela 2.3 – Critérios de qualidade microbiológica recomendados pela OMS para utilização de águas residuárias na agricultura^a.

Categoria	Condições de reutilização	Grupos expostos	Nematóides intestinais ^b (média aritmética do nº de ovos por litro ^c)	Coliformes fecais (média geométrica do nº de CF por 100ml ^c)	Tratamento de águas residuárias necessário para alcançar a qualidade microbiológica requerida
A	Irrigação de culturas ingeridas sem cozimento, campos esportivos, parques públicos ^d	Trabalhadores, consumidores e público em geral	≤ 1	$\leq 1000^d$	Lagoas de estabilização em série, projetadas para alcançar a qualidade microbiológica indicada ou tratamento equivalente
B	Irrigação de cereais, culturas industriais, forrageiras, pastagem e árvores ^e	Trabalhadores rurais	≤ 1	Crítério não recomendado	Sistema de lagoas de estabilização com tempo de retenção mínimo de 8 a 10 dias ou remoção equivalente de helmintos e coliformes fecais
C	Irrigação localizada de culturas da categoria B, se não ocorre exposição aos trabalhadores nem ao público	Nenhum	Não aplicável	Não aplicável	Pré-tratamento como requerido pela tecnologia de irrigação, mas não menos que decantação primária

Fonte: WHO (1989)

^a Em casos particulares, estas recomendações podem ser modificadas de acordo com estudos epidemiológicos locais, fatores sócio-culturais e ambientais.

^b *Ascaris*, *Trichuris* e *Ancilostomídeos*¹.

^c Durante o período de irrigação.

^d Em espaços em que possa haver contato direto do público com as culturas irrigadas, como gramados de hotéis, poderá ser mais apropriado considerar (≤ 200 coliformes fecais/100 ml).

^e No caso de árvores frutíferas, a irrigação deve ser interrompida duas semanas antes da colheita e os frutos não devem ser colhidos do chão. Não deve ser usada irrigação por aspersão.

¹ Na língua inglesa, estes vermes são designados por “hookworms” por apresentarem forma de gancho. Na língua portuguesa são geralmente conhecidos como ancilostomídeos por pertencerem à classe Ancilostomida e causam a doença Ancilostomíase (anemia).

2.2 – Constituintes das Águas Residuárias

Sabe-se que, em sua composição, as águas residuárias apresentam constituintes microbiológicos e químicos. Tais constituintes podem representar riscos potenciais para a saúde pública. Após serem tratadas, estas águas ainda podem representar riscos, se voltadas para o reuso. Com relação ao reuso de águas residuárias tratadas para irrigação, estes riscos devem-se principalmente aos constituintes de natureza microbiológica, ficando os de natureza química com uma importância significativamente menor, principalmente para águas residuárias de origem doméstica. Do ponto de vista da produção de culturas irrigadas com águas residuárias, os potenciais problemas resultantes são dependentes, além dos aspectos qualitativos e quantitativos, das inter-relações entre: solo, clima, cultura e técnica de irrigação utilizada. Os constituintes microbiológicos das águas residuárias contêm altas concentrações de patogênicos excretados (bactérias, helmintos, protozoários e vírus), os quais podem causar doenças.

2.2.1 – Qualidade Química

A composição química das águas residuárias utilizada em irrigação pode, evidentemente, afetar o sistema solo-planta, por absorção de substâncias fitotóxicas, através das raízes ou das folhas (critérios de qualidade agrônômica), implicando em risco significativo para a saúde pública. Também sabe-se que alguns elementos tendem a acumular-se nas plantas, podendo atingir níveis tóxicos para a cadeia alimentar de animais e de consumidores humanos. Mas, como já foi mencionado, estas possibilidades geralmente não têm sido fonte de grande preocupação por parte dos pesquisadores, quando se fala da qualidade química de esgoto doméstico tratado

a ser reutilizado para irrigação. Na maioria das vezes, os sistemas de reuso são utilizados para fins não-potáveis, não envolvendo diretamente propósitos potáveis, já que a presença de determinados compostos no efluente recuperado, como moléculas orgânicas compostas, potencialmente cancerígenas, representaria também um risco para a saúde pública.

As Nações Unidas, por meio da FAO ("Food and Agriculture Organization"), publicaram pela primeira vez, em 1976, os Critérios de Qualidade Química de Água para Irrigação, revisados em 1985, os quais foram adaptados por diversos países. MARECOS DO MONTE (1996) comenta que alguns parâmetros destes critérios da FAO baseiam-se no princípio conservativo da minimização dos efeitos a longo prazo, preocupando-se com o futuro dos mananciais e com a sustentabilidade da vida no planeta, sendo, portanto, considerados conservadores no que se referem a utilizações a curto prazo.

As substâncias dissolvidas na água de irrigação são as principais responsáveis pelos efeitos indesejáveis da irrigação tanto nas plantas como no solo, pois cada cultura possui um limite de tolerância a elementos minerais solúveis. Neste sentido, a avaliação da qualidade do efluente de uma ETAR para a irrigação não deve basear-se nos mesmos parâmetros utilizados na avaliação de uma qualidade do ponto de vista de descarga em um meio receptor. A reutilização de águas na irrigação pode também afetar a qualidade de mananciais, já que, do total da água de irrigação, segundo RAPOSO, (1979), cerca de 20% a 60% escoam na superfície, percolando através do solo para os lençóis freáticos, evaporam - aumento da concentração do conteúdo mineral da água remanescente - ou drenam para os mananciais de superfície. Neste último caso, importa limitar as características de qualidade suscetíveis em provocar impacto ambiental negativo no meio receptor, como a eutrofização do mesmo, pelo que as características qualitativas de maior importância são: o pH, o teor de matéria orgânica (avaliada em termos de DBO e/ou DQO) e os SS. Na perspectiva de reutilização do efluente em irrigação, tais características qualitativas - DBO, DQO e SS - são de importância secundária, assumindo primordial importância as substâncias dissolvidas, tanto do ponto de vista qualitativo, como quantitativo.

Efetivamente, enquanto valores elevados de DBO ou DQO, representam, seguramente, um mau efluente do ponto de vista de depuração, em uma prática de reutilização para irrigação, significam, geralmente, um benefício.

Na irrigação, o especial enfoque na avaliação da qualidade da água incide sobre aquelas características que afetam negativamente o sistema solo-planta provocando um ou mais dos seguintes problemas: salinidade excessiva que pode reduzir a atividade osmótica da planta e, desta maneira, diminuir a absorção da água e nutrientes do solo; podendo causar perda de água da planta por osmose, ou melhor, por plasmólise celular, que ocorre quando a solução de sais do meio, neste caso externo à raiz, é maior que a da célula ou do interior da raiz; meio hiposmótico, levando à perda de água e turgescência; impermeabilização da camada superior do solo dificultando a disponibilidade de água para a rizosfera, devido a um excesso de sais dissolvidos; diminuição da taxa de infiltração da água no solo, podendo mesmo impedir que a planta se abasteça da água aplicada no solo; toxicidade por acumulação de certos íons nos tecidos das plantas, podendo levar à diminuição da produtividade.

As principais características de qualidade química de uma água residuária para fins de irrigação, parâmetros de qualidade agrônômica, as quais governam as propriedades de infiltração da água, afetando o sistema solo-planta, são a salinidade, a Taxa de Adsorção de Sódio (TAS) e o Teor de Boro.

A salinidade da água é uma característica originada da quantidade de sais dissolvidos, por conseguinte, do “risco de salinização” da cultura e pode ser avaliada por diversos parâmetros, sendo o mais conveniente a Condutividade Elétrica (Ce), expressa em dS/m. Entretanto, uma avaliação mais completa da salinidade engloba a determinação da condutividade, dos sólidos dissolvidos totais (SDT) que podem ser fixos e voláteis e da concentração de íons específicos, como o Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , HCO_3^- e do B^{3+} , por exemplo, que dão informações acerca do tipo de sais predominantemente contribuintes para a salinidade. A Ce é o parâmetro mais utilizado por ser um teste rápido, com tempo menor que 5 min por amostra, além de

poder ser considerado numericamente equivalente ao teor de SDT, com uma aproximação de $\pm 10\%$, de acordo com a equação 2.1.

$$C_e \text{ (dS/m)} \times 640 = \text{SDT (mg/l)} \quad \text{Equação 2.1}$$

A Taxa de Adsorção de Sódio (TAS) relaciona as concentrações elementares de sódio (Na) relativo aos teores de cálcio (Ca) e magnésio (Mg), expressas em mg/L, conforme a Equação 2.2, fornecendo uma informação importante: indica o potencial de alcalização (sodização) do solo por ação da água; é uma medida dos álcalis ou “risco do sódio” da cultura. Os íons de sódio tendem a se adsorver nas partículas do solo, desalojando íons de cálcio e magnésio, afetando a fertilidade do solo e favorecendo a erosão. Quando a concentração de sódio é alta, a troca de Na^+ por Ca^+ e Mg^+ resulta em um solo com pouca drenagem interna, o que diminui a circulação de ar e água quando este está molhado e usualmente dá lugar à formação de torrões duros e difíceis de trabalhar na agricultura quando o solo está seco. Águas com valores semelhantes de condutividade elétrica podem representar riscos de sodicidade muito diferentes, conforme a condutividade elétrica. Tais riscos devem-se predominantemente à presença de íons de Na^+ ou de outros cátions, dos quais o mais abundante é o Ca^{2+} seguido de Mg^{2+} .

$$TAS = \frac{2 \cdot (0,044 \cdot (Na))}{\sqrt{0,05 \cdot (Ca) + 0,080 \cdot (Mg)}} \quad \text{Equação 2.2}$$

Onde:

TAS = Taxa de Adsorção de Sódio;

Na = Concentração de Sódio em (mg/L);

Ca = Concentração de Cálcio em (mg/L);

Mg = Concentração de Magnésio em (mg/L); e

0,044; 0,050 e 0,080 são os fatores de conversão de mg/L para mili-equivalente/L, para o sódio, cálcio e magnésio, respectivamente.

A TAS pode ser corrigida em função do teor de hidrocarbonatos presentes sendo designada por Taxa de Adsorção de Sódio Ajustada (TASaj). A concentração de íons de Ca^{2+} da Equação 2.2 não é a determinada por análise, mas sim substituída por Ca_x , que é o Ca^{2+} que tem tendência a não precipitar, permanecendo em solução, o que depende, principalmente, do teor de íons HCO_3^- presentes, ou seja, da precipitação e dissolução do carbonato de cálcio no solo. Os valores de Ca_x são tabelados em função do valor da condutividade da água e do quociente entre as concentrações de Ca^{2+} e HCO_3^- determinados analiticamente (MARECOS DO MONTE, 1994).

A salinidade, expressa em termos de condutividade elétrica e da sodicidade avaliada pela TAS, possui valores interdependentes no que diz respeito à classificação quanto à avaliação química destes indicadores do ponto de vista agrícola. Estes indicadores podem ser utilizados como no diagrama da Figura 2.1 para prever a taxa de infiltração. Geralmente, efluentes com condutividade menor do que 0,75 dS/m (a 25°C) e $\text{TAS} < 12$ são satisfatórios para a maioria das culturas. Quando a concentração de sal de uma água é muito alta, (maior que 2,25 dS/m) podem haver problemas com infiltração não importando qual o valor que se tenha em termos de TAS. Os valores permissíveis de condutividade e da TAS são interdependentes.

Esta relação é mostrada na Figura 2.1. As águas das regiões $\text{C}_1 - \text{S}_1$, $\text{C}_1 - \text{S}_2$ e $\text{C}_2 - \text{S}_1$ são aceitáveis para praticamente todos os tipos de irrigação; as das regiões $\text{C}_3 - \text{S}_1$, e $\text{C}_1 - \text{S}_3$ devem ser evitadas sempre que possível e as demais regiões não devem ser usadas para irrigação.

Outros parâmetros de qualidade agrônômica são: o pH, a concentração de íons cloreto, a relação sódio/potássio, o teor de nitrogênio total (N-Tot), as formas de compostos nitrogenados que integram o N-Tot são, basicamente, o nitrogênio nitrato (N-NO_3^-), o nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) e o nitrogênio orgânico (N-Org^-), a concentração de boro, arsênio, biocidas (pesticidas e herbicidas) e outros elementos vestigiais diversos.

Figura 2.1 – Diagrama de avaliação da qualidade de água de irrigação.

Fonte: Adaptado de MARECOS DO MONTE (1994) apud. RICHARDS, L. A. (1954) *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. "Agricultural Handbook n.º. 60", Washington D.C., United States Department of Agriculture.

2.2.2 – Qualidade Microbiológica

SHUVAL *et al.* (1986) observaram que, do ponto de vista sanitário, certos grupos de patogênicos mostram maior risco de transmissão de doenças do que outros. No caso de infecções transmitidas pela utilização de águas residuárias, os helmintos apresentam maiores riscos (ou maior potencial de risco) devido ao longo período de latência (no solo, na água ou nas culturas) requerido antes de tornarem-se infectantes, longa persistência no ambiente e praticamente nenhuma imunidade do hospedeiro. Em contrapartida, os vírus entéricos humanos mostram os menores riscos, principalmente devido à imunidade que eles proporcionam ao hospedeiro depois de infecções contraídas anteriormente e alguns podem ser prevenidos por vacinas como: Poliovírus (poliomielite); Echovírus (meningite) e alguns vírus causadores de hepatites. Além disso, quando se alcançam baixas concentrações de coliformes fecais (ou de estreptococos fecais), embora os vírus patogênicos ainda possam estar presentes, é bem provável que estejam em baixas concentrações e inferiores à dose infectante (número mínimo de microrganismos necessários para causar infecção), oferecendo, assim, pouco risco à saúde. Os riscos de infecções devido aos protozoários e bactérias são intermediários, estando entre os riscos dos vermes e dos vírus (Tabela 2.4).

Além de persistirem por longos períodos no meio ambiente, os ovos de helmintos apresentam elevada resistência a vários processos de tratamento e baixa dose infectante, sendo necessário apenas um ovo viável para causar a infecção, ANDREOLI *et al* (2000). Alguns processos de tratamento nos quais os ovos de helmintos apresentam elevada resistência são lodos ativados, reatores UASB, valos de oxidação, filtros biológicos aeróbios.

Segundo CEBALLOS (1990), os ovos de helmintos apresentam uma ampla distribuição geográfica, alta frequência de parasitismo na população brasileira e as

pessoas infectadas eliminam grande quantidade de ovos (por exemplo, as pessoas infectadas com *Ascaris lumbricoides* eliminam cerca de 10^4 ovos/grama de fezes).

Tabela 2.4 - Características epidemiológicas de patógenos entéricos, confrontando seus efetivos potenciais de causar infecções em sistemas de irrigação com águas residuárias.

Patógeno	Persistência no meio ambiente	Dose infectiva mínima	Imunidade	Veiculação ou rotas da infecção	Latência/Estágio de desenvolvimento no solo
Vírus	Média	Baixa	Grande	Principalmente contato doméstico com alimentos e água	Não
Bactéria	Curta/ Média	Média/ Alta	Pequeno/ Médio	Principalmente contato doméstico com alimentos e água	Não
Protozoário	Curta	Baixa/ Média	Nenhum/ Pouco	Principalmente contato doméstico com alimentos e água	Não
Helmintos	Longa	Baixa	Nenhum/ Pouco	Principalmente contato com o solo e com alimentos fora da residência	Sim

Fonte: WHO (1989), p. 35, adaptado.

Os vermes apresentam-se, assim, como um dos mais importantes indicadores de qualidade de águas residuárias tratadas a serem utilizadas na irrigação, por serem geralmente mais persistentes que os demais microrganismos e também pela grande importância que apresentam em termos de saúde pública, dado os graves quadros patológicos que ocasionam ao homem. Portanto, é importante estudar um sistema de tratamento apropriado para remover ovos de helmintos em sistemas de reuso. Apesar dos critérios de qualidade microbiológicos recomendados pela OMS (ver Tabela 2.3) usarem como parâmetro a média aritmética do número de ovos de nematóides intestinais por litro de efluente, as metodologias utilizadas para pesquisa destes ovos em tais sistemas ainda não são padronizadas. Além disso, existem poucos dados disponíveis sobre programas de monitoramento e de informações sobre os

mecanismos de remoção de ovos de helmintos em lagoas de estabilização. Pouco também se conhece sobre as técnicas de determinação de ovos de nematóides no solo e nas culturas, sendo importante a realização de estudos epidemiológicos para que se possa avaliar os riscos reais por meio de um diagnóstico parasitológico do reuso de águas, considerando a saúde dos trabalhadores rurais e consumidores.

Vírus, bactérias, protozoários e helmintos apresentam diferentes tempos de sobrevivência em distintos ambientes, como pode-se observar na Tabela 2.5. Nota-se que em geral os helmintos possuem vida mais longa do que as bactérias e os protozoários e a persistência dos patogênicos sobre as culturas é muito menor do que no solo, pois na superfície das culturas os patogênicos estão mais expostos à radiação solar e à falta de umidade. Em alguns casos, entretanto, o tempo de sobrevivência pode ser suficientemente longo para apresentar risco potencial a trabalhadores que manuseiem ou a consumidores de tais culturas, especialmente quando a sobrevivência dos patogênicos é mais longa que o ciclo de desenvolvimento da cultura.

Segundo EPA (1994), os ovos de helmintos podem persistir nas plantas por um período aproximado de até cinco meses e no solo por até sete anos, representando um sério problema sanitário para os sistemas de reuso.

Tabela 2.5 – Tempo de sobrevivência de diversos microrganismos patogênicos em diferentes ambientes para temperaturas entre 20 e 30°C. Valores limites em parênteses, em dias.

Patogênicos	Nas Fezes e Lodos	Nas Águas Residuárias e Superficiais	Nos Solos	Sobre as Culturas
Vírus: Enterovírus (<i>póliovírus</i> ^a , <i>echovírus</i> e <i>cocciackievirus</i>)	<20 (<100)	<50 (<120)	<20 (<100)	<15 (<60)
Bactérias: Coliformes fecais ^b	<50 (<90)	<30 (<60)	<20 (<70)	<15 (<30)
<i>Salmonella spp</i> ^c	<30 (<60)	<30 (<60)	<20 (<70)	<15 (<30)
<i>Shigella spp</i>	<10 (<30)	<10 (<30)	-----	<5 (<10)
<i>Vibrio cholerae</i>	<5 (<30)	<10 (<30)	<10 (<20)	<2 (<5)
Protozoários: <i>Entamoeba hystolitica</i> (cistos)	<30	<30	<10 (<20)	<2 (<10)
Helmintos: <i>Ascaris lumbricoides</i> (ovos)	Meses	Meses	Meses	<30 (<60)
<i>Ancilostomídeos</i> (larvas)	-----	-----	<30 (<90)	<10 (<30)
<i>Taenia saginata</i> ^d (ovos)	-----	-----	Meses	<30 (<60)
<i>Trichuris trichiura</i> (ovos)	-----	-----	Meses	<30 (<60)

Fonte: Adaptado: Dados relativos aos solos e culturas, devidos a FEACHEM et al. (1983) e dados relativos às fezes, aos lodos e às águas residuárias e superficiais, devidos a MARA & CAIRNCROSS (1989).

As informações complementares que seguem, relativas à sobrevivência de alguns patogênicos em culturas agrícolas, apresentados no corpo desta Tabela, baseiam-se em YATES (1998).

^a Na grama sob temperatura de 30 a 42°C sobrevivem 8 horas e sob temperatura de 4 a 16°C sobrevivem até 2 dias;

^b Na alfafa sob temperatura de 12 a 23°C sobrevivem por 1 dia e sob temperatura de 9 a 18°C sobrevivem até 4 dias. Na grama sob temperatura de 12 a 23°C sobrevivem por até 5 dias;

^c No rabanete e na alface sob insolação sobrevivem 10 dias e na sombra sobrevivem até 30 dias;

^d No pasto (capim para forragem) sob temperatura de 30 °C sobrevivem de 22 a 60 dias e sob temperatura de 10 a 16°C sobrevivem de 30 a 210 dias.

2.2.3 – Classificação dos Helmintos

A designação “helmintos” refere-se a três classes de invertebrados, usualmente conhecidos por vermes, que parasitam os seres humanos e os animais, são elas:

O ciclo de vida dos helmintos pode ser direto ou requerer um ou mais hospedeiros intermediários, mas, forçosamente, possuem um período de latência fora do trato gastrointestinal, antes de tornarem-se infectantes para o hospedeiro, sendo isto o que garante sua longa sobrevivência no meio ambiente. A principal transmissão destes parasitas dá-se através de materiais contaminados, tendo como principal veículo a água, os alimentos e o solo contaminados com ovos e larvas. Quando “lançadas” no solo ou em culturas agrícolas irrigadas com águas residuárias não apropriadas, estes nematoídes podem infectar novos hospedeiros de forma bastante simples: a transmissão dá-se pela ingestão de larvas encistadas ou ovos; por penetração na pele; através de contato com águas contaminadas; transmitidos pelo solo, pela ingestão de vegetais contaminados e podem ainda ser transmitidos por artrópodes. Sabe-se que estes parasitas estão presentes nas fezes de pessoas infectadas e doentes, porém eles também podem ser excretados por portadores saudáveis. Sabe-se ainda que, enquanto alguns helmintos não apresentam importância para a saúde pública, não manifestando relação epidemiológica, outros são de grande interesse sanitário.

Os cestóides e os trematódeos caracterizam-se por serem aplanados, apresentando forma de fita. Os primeiros têm o corpo segmentado, são hermafroditas e a infecção acontece por meio de larvas encistadas. Os segundos são assegmentados, em forma de folha e geralmente são hermafroditas. Eles são platelmintos e possuem um complexo ciclo de vida envolvendo um ou mais hospedeiros intermediários. Os nematóides incluem grande número de espécies de helmintos e podem ser parasitas do homem e dos animais. Estes vermes possuem o corpo cilíndrico e não segmentado, apresentando, usualmente, sexos separados e as fêmeas da espécie são geralmente maiores que os respectivos machos.

CAIRNCROSS & FEACHEM (1983) apresentam Classificações Ambientais de Infecções englobando uma variedade de vermes parasitas que podem ser considerados de interesse do ponto de vista sanitário. Dentre eles incluem-se os vermes parasitas classificados na Categoria III (vermes causadores de doenças, transmitidos por meio do solo e que não necessitam de hospedeiro intermediário), os helmintos enquadrados na Categoria IV (*Taenia saginata* e *T. solium*) que necessitam de um hospedeiro intermediário (bovinos e suínos) e os vermes da Categoria V (helmintos que requerem um ou dois hospedeiros intermediários aquáticos) que compreende vermes parasitas causadores de doenças por ingestão de água contaminada ou por penetração na pele por meio de contato com estas águas.

O desenvolvimento da fase infectante dos parasitas é facilmente conseguido quando águas residuárias contendo ovos de helminto são utilizadas em irrigação de culturas agrícolas. Nestas condições, os ovos de helmintos podem sobreviver por tempo bastante prolongado, vários meses ou até mesmo alguns anos, dependendo das condições ambientais. Eles sobrevivem em diferentes meios, especialmente em solos úmidos, sombrios e com temperaturas médias de 28°C. Os cistos destes parasitas são semelhantes aos vírus quanto ao fato deles não reproduzirem no ambiente, mas somente no hospedeiro.

Os helmintos, que constituem a Categoria III, também conhecidos por geohelmintos, são excretados com as fezes mas não são imediatamente infecciosos,

requerendo um certo período de desenvolvimento em condições ambientais favoráveis ao desenvolvimento da fase infectante destes parasitas, as quais são facilmente encontradas em sistemas de irrigação de culturas agrícolas localizadas no nordeste brasileiro. A infecção de tais helmintos apresenta maior risco potencial para a saúde pública quando se pratica a reutilização de águas residuárias na agricultura. A infecção pode ocorrer através da penetração pela pele em contato com solos contaminados, caso de *Ancylostoma duodenale* e *Necator americanus* (ambos conhecidos como Ancilostomídeos), ou através de ingestão de vegetais ou cereais contaminados, caso de *Ascaris lumbricoides* (popularmente conhecidos como lombriga) e *Trichuris trichiura*. Segundo MARA & SILVA (1986), estes vermes existem em abundância em nosso país.

Dentre os helmintos, os nematoídes são os que apresentam maior interesse em sistemas de reuso. Segundo WHARTON (1986), a epidemiologia da infecção com nematoídes, como *Ascaris lumbricoides*, *Enterobius vermiculares* e *Trichuris trichiura*, depende do longo período de sobrevivência destes ovos fora do hospedeiro. O *Ascaris lumbricoides* é o agente causador da helmintíase mais comum no homem, responsável por cerca de 30.000 mortes por ano em todo o mundo. Estes vermes possuem grande resistência no solo, favorecendo a contaminação do meio ambiente. Eles reproduzem-se em abundância no organismo humano, fazendo com que a reinfecção favoreça sua grande taxa de incidência, principalmente em áreas desprovidas de infra-estrutura sanitária.

Devido ao fato dos ovos de *Ascaris ssp.* serem os ovos de helmintos mais freqüentemente encontrados em estações de tratamento de águas residuárias, e por serem um dos patogênicos mais resistentes encontrados em sistemas de reuso, tem sido comum muitos autores realizarem pesquisas com estes ovos e até mesmo utilizá-los como indicadores de helmintos. Esta escolha facilita, por exemplo, a troca de informações entre pesquisadores. Por esta razão, em diversos trabalhos encontrados na literatura, os parâmetros estudados têm sido determinados pesquisando-se ovos de helmintos, tendo como base as respostas obtidas para o *Ascaris ssp.* Entretanto, HINDIYEH (1995), de acordo com pesquisas de campo realizadas na Jordânia, não

recomenda utilizar ovos de *Ascaris ssp.* como um bom indicador de remoção de helmintos em lagoas de estabilização. Esta autora observou que as lagoas anaeróbias foram mais eficientes do que os valos de oxidação no que diz respeito à destruição desta espécie de ovos de helmintos em particular, assim como na inibição do desenvolvimento destes ovos nas camadas dos respectivos lodos destes sistemas de tratamento. Assim, se respostas particulares são obtidas (isto é, respostas que não são observadas para outros ovos), convém observar com mais cautela os resultados que se fundamentam apenas em ovos de *Ascaris ssp.*

WHARTON (1986) comenta que a casca dos ovos de nematóides apresenta-se como uma das estruturas biológicas mais resistentes, a qual oferece um alto grau de proteção, favorecendo assim o desenvolvimento do embrião. Este autor observou que, com exceção dos solventes, lipídios, gases e água, a membrana dos ovos é impermeável a muitas substâncias. Segundo BIRD & McCLURE (1976), a membrana dos ovos de nematóides é composta por três camadas: uma interna de lipídio - camada "*ascaroside*" - uma intermediária, de proteína - camada "*chitinous*" - e uma camada externa - camada "*vitelline*". A principal barreira responsável pela impermeabilidade da casca destes ovos é a camada interna de lipídeo. Estes autores sugerem que a camada externa também atua como um tipo de peneira, permitindo, por exemplo, a penetração do oxigênio para o desenvolvimento da larva, enquanto previne a penetração de moléculas maiores que a água.

2.2.4 – Remoção de Patogênicos

SACRAMENTO (1991) apresenta um levantamento das eficiências de remoção de ovos de helmintos em diversos tipos de ETAR. Segundo esta autora, através de sedimentação primária, verificam-se as remoções de 35 a 96%, em processos de lodos ativados de 78 a 100%, em leitos percoladores de 2 a 100%, em biodiscos de 50 a 79%, em valos de oxidação de 81 a 100%, em lagoas aeradas de 50 a 100% e em lagoas de estabilização de 88 a 100%. Esta autora realizou também

levantamento literatura sobre as concentrações de ovos de helmintos em águas residuárias sanitárias brutas em diversos países e concluiu que estas águas apresentam grande variabilidade, de 0 a 8000 ovos por litro. Esta variabilidade deve-se provavelmente não só às especificidades dos locais onde foram pesquisados, com condições sócio-econômicas, climáticas e de acesso aos serviços de saneamento muito distintos, quantidade de pessoas portadoras infectadas, como também à utilização de diferentes metodologias de pesquisa de helmintos.

MARA & PEARSON (1987) alertam que existem poucas publicações com dados que venham garantir com segurança a aplicação de lodos de lagoas anaeróbias sobre o solo sem qualquer outro tratamento. Além disso, se conhece pouco sobre a quantidade e a viabilidade de ovos de helmintos sob aplicação prolongada (de 1 a 3 anos) no solo, sendo recomendado, do ponto de vista helmintológico, conhecer adequadamente o período de persistência destes ovos sob disposição de efluentes e lodos de lagoas de estabilização em solos a serem utilizados na agricultura.

Um desdobramento do trabalho realizado em conjunto com o LNEC permitiu ao autor desta Tese deslocar-se à Jordânia em abril de 1997, onde foi realizado o “Workshop sobre Avaliação de Helmintos e Potogênicos em Sistemas de Reuso de Águas Residuárias” e um “Curso de Treinamento sobre Contagem, Identificação e Testes de Viabilidade de Ovos de Helmintos” na Universidade da Jordânia, tendo a oportunidade de visitar o sistema de lagoas de estabilização de Khirbet As-Samra, localizado nas proximidades da cidade de Zerka, a 35 km a noroeste de Amã. Consiste em um dos maiores complexos de lagoas instalados em países em desenvolvimento. A estação de As-Samra constitui-se de 30 lagoas de estabilização arranjadas em três linhas. Cada uma consiste de 10 lagoas em série, duas das quais são anaeróbias seguidas de 4 lagoas facultativas e de 4 lagoas de maturação, ocupando uma área de 200 ha.

Esta ETAR, que serve a metade da população da Jordânia, foi originalmente projetada para receber carga hidráulica de 68.000 m³/dia e atualmente recebe em torno de 170.000 m³/dia. Produz efluente que não cumpre às normas nacionais nem

internacionais para reuso de efluentes na irrigação. A situação local é agravada pelo baixo consumo *per capita*, em torno de apenas 40 l/hab/dia, produzindo efluente com alta concentração de matéria orgânica e com grande quantidade de sólidos. O acúmulo de lodo nas lagoas de estabilização é um dos principais problemas desta estação de tratamento de águas residuárias.

A viabilidade destes sistemas em países com características adversas quanto à escassez dos seus recursos hídricos é tema de contínua discussão. Nas Figuras 2.2, 2.3 e 2.4 apresentam-se fotos do sistema mencionado.

Sabe-se que, na prática, aplica-se o reuso de águas residuárias na irrigação em larga escala, quase sempre de maneira inadequada, sem nenhuma precaução, não somente em regiões áridas ou semi-áridas, mas também nos períodos de estiagem em regiões úmidas. Um exemplo de reuso não planejado é a utilização de vários rios do estado de São Paulo para fins de irrigação, quando estes recebem esgoto *in natura* e são reutilizados antes da autodepuração.

BARTONE & ARLOSOROFF (1987) recomendam critérios para o efetivo tratamento de águas residuárias para reuso de irrigação em países em desenvolvimento. Em ordem de prioridade, eles são assim apresentados: (1) máxima remoção de helmintos; (2) efetiva remoção de bactérias e vírus patogênicos e (3) isentos de odores e aparência desagradável (por exemplo pela redução de DBO). Segundo estes autores, lagoas de estabilização em série são uma das alternativas apropriadas para o tratamento das águas residuárias visando ao reuso, podendo produzir um efluente livre de odor e rico em nutrientes atrativos para o uso agrícola. As vantagens potenciais que os sistemas de lagoas de estabilização apresentam no que diz respeito à qualidade do efluente são: apropriação às condições climáticas das regiões “quentes”, robustez, flexibilidade, baixo custo de implantação e manutenção. Assim, seu uso é atraente para ser aplicado em regiões semi-áridas, como é o caso do nordeste brasileiro.

Figura 2.2 – Clima árido nas imediações do rio Jordão.

Figura 2.3 – Sistema de lagoas de estabilização de Al-Samra – Jordânia.

Figura 2.4 – Vale do rio Jordão onde é praticado o reuso de águas residuárias.

2.3 – Potencial de Aplicação do Reuso de Águas Residuárias

Como resultado da escassez das alternativas de suprimento de água para as atividades humanas e do conhecimento adquirido acerca das vantagens do reuso de água, nos últimos 30 anos tem-se observado o aumento do interesse em utilizar os efluentes tratados para irrigação de culturas e de áreas verdes, principalmente em regiões áridas e semi-áridas. Este aumento de sistemas de reuso tem sido usado principalmente para a produção de alimentos, reflorestamento e paisagismo de áreas urbanas e parques. Orientações e regulamentações foram produzidas em diferentes partes do mundo, baseadas, infelizmente, na simples presença de patogênicos entre os hospedeiros e em evidências epidemiológicas de transmissão de diarreia causada pela prática do reuso. Esta evidência não deve ser descartada, mas procedimentos alternativos devem ser propostos, para não inviabilizar o reuso.

A importância das águas residuárias como fonte de irrigação em regiões áridas e semi-áridas, em países desenvolvidos e em desenvolvimento, é ilustrada na Tabela 2.6, que mostra a disponibilidade de águas residuárias como porcentagem do total da demanda de água para irrigação. Estes dados indicam o potencial da atividade agrícola baseada no reuso de águas residuárias que pode ser desenvolvido nas periferias da maioria das áreas metropolitanas.

A reutilização agrícola de águas residuárias tem sido considerada na Tunísia como uma importante estratégia para conservação dos escassos recursos hídricos daquele país da África do Norte. Praticada há muitos anos, impulsionada pelas próprias necessidades locais, a reutilização tem crescido e ganhado cada vez mais importância. A área irrigada com águas residuárias cobria 6412 ha em 1997 e previa-se para os próximos anos atingir 20.000 ha.

Tabela 2.6 – Reuso de águas residuárias para irrigação em diversos países.

País (Cidade)	Volume reutilizado em milhões de m ³ /ano	% do total de esgoto	% do total irrigado
Austrália	149	11	-
China	10.000	27	-
Chile (Santiago)	190	100	100**
Alemanha	100	3	10
Índia	730	55	-
Israel	152	85	18
México (Cidade do México)	1.500	100	80
África do Sul	70	16	-
Tunísia (Tunis)	68*	75*	-
EUA (Arizona)	790*	-	27

* extensão planejada do reuso existente

** condicionado à estação seca

Fonte: BARTONE & ARLOSOROFF (1987)

Segundo BARTONE & ARLOSOROFF (1987), neste ano a China possuía mais de 1,33 milhões de hectares irrigados com esgotos domésticos.

BAUMANN & KARPE (1980) comentam que, na China, em 1958, Mao-Tse-Tung recomendou que fosse propagada e promovida, para o desenvolvimento da agricultura, a tecnologia dos biodigestores rurais. Entretanto, os primeiros testes bem sucedidos só ocorreram em 1972 e a difusão para todo o país deu-se somente a partir de 1976, mas já em 1987 existiam mais de 7 milhões de unidades instaladas por todo o país. Este mutirão de propagação do saber é um exemplo de que, com vontade política, é possível propiciar uma vida melhor para a maioria da população. Em 1966, por exemplo, 90% de todos os excretas acumulados neste país foram reusados. A criação de peixes em lagoas alimentadas com excretas humanos e de animais, resíduos das colheitas etc, constituíam, em 1978, em torno de um terço da produção mundial de peixes de água doce - 2,5 milhões de toneladas.

Em termos de América do Sul e Central, uma das bem sucedidas iniciativas visando o reuso de águas residuárias é o trabalho desenvolvido pelo Centro de

Estudos Pan-Americanos em Engenharia Sanitária (CEPIS). Os pesquisadores do CEPIS, LÉON & MOSCOSO (1995), relatam um projeto referente às lagoas de estabilização de San Juan, onde foi realizado um estudo de avaliação dos riscos para a saúde devido ao uso das águas residuárias na irrigação e na aquicultura. Neste projeto, eles utilizaram os efluentes de lagoas de estabilização tanto para irrigação como para criação de peixes e concluíram que este reuso é uma importante opção técnica e economicamente viável.

Embora a crescente demanda de sistemas de reuso, principalmente na agricultura, aponte para a necessidade de avaliar os problemas de saúde relacionados com a presença de parasitas, pode-se dizer que o atual estado do conhecimento não permite uma avaliação da eficiência de vários métodos de tratamento sobre a sobrevivência desses parasitas. Assim, historicamente, vê-se que poucos estudos foram publicados nas décadas de 1940 e 1950, entre os quais destacam-se CRAM (1943), CRAM & HICKS (1944), WANG & DUNLOP (1954). Especificamente, com respeito à sobrevivência de patógenos em sistemas de lagoas de estabilização, destacam-se trabalhos mais recentes, como SCHWARTZBROD et al (1987) e AYRES et al (1993).

De forma geral, considerando a importância do tema, pode-se afirmar que a OMS (WHO, 1989), a EPA (1992) e pesquisadores como SCHWARTZBROD et al (1991), AYRES (1992) e REIMERS et al (1989) identificaram as seguintes prioridades para futuras pesquisas:

- necessidade de avaliar a concentração de patógenos, especialmente de ovos de helmintos, em efluentes de vários processos de tratamento, principalmente em lagoas de estabilização;
- realizar pesquisas com o objetivo de desenvolver técnicas efetivas para a completa inativação de patógenos em efluentes de processos de tratamento de águas residuárias;
- necessidade de desenvolver técnicas de rotina para determinação de ovos de helmintos viáveis.

2.3.1 – Considerações sobre a Importância do Reuso de Águas

Com o objetivo de enfatizar a importância do tema “Reuso de Água” para a atualidade e para o futuro, faz-se, a seguir, alguns comentários pertinentes a este assunto.

A água de boa qualidade é um recurso finito, que está tornando-se cada vez mais escasso principalmente em áreas áridas e semi-áridas. Por exemplo, muitos países mediterrâneos apresentam recursos hídricos escassos ou estressados¹. Dentre eles estão a Tunísia, com 540 m³/per capita/ano, Argélia, 689 m³/per capita/ano, Líbia, 1017 m³/per capita/ano, Marrocos, 1117 m³/per capita/ano, Egito 1123 m³/per capita/ano, Jordânia, 285 m³/per capita/ano e Israel com 473 m³/per capita/ano.

A definição de aridez adotada pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP) emprega o índice de aridez, da fórmula de Thornthwaite, ajustada por Penman. Conforme esta definição, o grau de aridez de uma região depende da precipitação pluviométrica (P) e da Evapotranspiração Potencial (ETP).

Para ressaltar a importância do problema estudado neste trabalho, apresenta-se, na Tabela 2.7, outra classificação de clima que leva em conta apenas a intensidade de precipitação atmosférica. Neste caso, observa-se que sob esta outra classificação, as regiões áridas e semi-áridas ocupam área que corresponde a 55% da superfície continental.

---

¹ Regiões com recursos hídricos na faixa de 1000 a 1600m³/per capita/ano apresentam recursos hídricos estressados, com problemas de escassez agravados em anos de seca. São consideradas áreas com escassez quando estes recursos hídricos renováveis, anuais de uma região, são menores que 1000m³/per capita/ano. Segundo ROSEGRANT & PEREZ (1995), abaixo deste nível de disponibilidade, considera-se como apresentando uma grave restrição ao desenvolvimento sócio-econômico e a qualidade ambiental da região.

Tabela 2.7 - Distribuição das terras no mundo, de acordo com a precipitação atmosférica.

Classificação climática (Regiões)	Precipitação média anual (mm)	Porcentagem da superfície terrestre
Áridas ($P < 400$ mm)	Menos de 250	25
Semi-áridas ($400 < P < 600$)	250 - 500	30
Sub-úmidas ($600 < P < 1.000$)	500 - 1.000	20
Úmidas ($1.000 < P < 2.000$)	1.000 - 2.000	20
Muito úmidas ($P > 2.000$)	Mais de 2.000	5

Fonte: Adaptado de DAKAR (1987)

Nos desertos continentais, as precipitações anuais são inferiores a 250mm, registrando-se no Chile valores de até 12mm. Mas não são somente as precipitações pluviais que caracterizam um clima. Por exemplo, o deserto de São João, no sudeste do Rio Grande do Sul, apresenta precipitações bem distribuídas, com totais anuais na faixa de 800 a 1000mm. As áreas mais secas do Nordeste com sua vegetação de caatinga, solos rasos e pedregosos e rios intermitentes são características de clima semi-árido. A Figura 2.5 apresenta mapa do Brasil no qual estão evidenciadas as áreas mais áridas e destacadas as áreas de risco de desertificação do nordeste brasileiro que, segundo a EMBRAPA (1996), tem como principais causas o uso inadequado do solo e o desmatamento.

Áreas Afetadas pela Desertificação no Nordeste Brasileiro

Figura 2.5 - Áreas mais áridas da América do Sul, com destaque para as áreas em risco de desertificação do nordeste brasileiro e os núcleos de desertificação com intensa degradação.

Fonte: MMA (1998).

Em 1996, estimava-se que no mundo cerca de 1,2 bilhão de pessoas eram afetadas pela desertificação (EMBRAPA, 1996). Segundo esta publicação, no Estado do Ceará a desertificação atingia 13% do estado, localizada principalmente na região dos Inhamuns. Segundo estudo do balanço energético realizado pela companhia energética COELCE em 1993, neste ano, a lenha e o carvão correspondiam a 33% do consumo de energia do estado (29% e 4%, respectivamente) (EMBRAPA, 1996), o que torna o processo de desertificação mais grave, dada a dificuldade de regeneração da mata de capoeira.

Com a crescente demanda de água para a agricultura irrigada, os recursos adicionais de água apropriada para o consumo humano serão provavelmente obtidos pela redução da quantidade utilizada para irrigação. Isto pode ser alcançado por uma série de medidas. Uma delas será melhorar a eficiência da tecnologia de irrigação, aumentando a produtividade sem aumento do consumo de água. Não se deve esquecer que, embora a agricultura irrigada seja um grande consumidor de água, ela promove significativa produção de alimentos e geração de renda no meio rural. Uma das maneiras de aumentar a produção agrícola sem usar águas limpas é promover a reutilização de águas residuárias na irrigação, com manejo adequado, de forma sustentável, procurando minimizar os efeitos nocivos desta intervenção.

Nas periferias das nossas cidades, o ciclo ingestão-excreção-ingestão confunde-se com o próprio ciclo da pobreza. Esta parece uma afirmação “forçada”, que conduz à pergunta: o que tem a ver a pobreza com as questões do meio ambiente? A resposta deve ser corajosamente colocada em termos de causa e efeito, pois a pobreza e a deterioração ambiental se inter-relacionam. Embora os pobres sejam os que mais sofrem com um ambiente de baixa qualidade, muitas vezes, equivocadamente, são responsabilizados pela poluição do ambiente degradado onde vivem. Portanto, são muito mais vítimas do modelo de desenvolvimento adotado. São os pobres que por força da necessidade ocupam as áreas de risco e de proteção permanente (ou que deveriam ser assim classificadas) com seus casebres, em condições subumanas, excluídos de todo o processo de justiça social. Evidentemente,

eles não geraram a deterioração ambiental, mas vivem nos locais mais deteriorados, uma vez que não têm acesso a outro local. São populações que vivem as consequências do modelo econômico adotado, expulsas do meio rural, como decorrência do latifúndio ou mesmo da falta de condições ambientais que pudessem garantir o seu sustento. Largados em um ambiente no qual não foram criados (nas grandes cidades), muitas vezes não se qualificam para a permanência nela, mas sobrevivem dos restos da mesma, do que sobrou dos abastados. São os escravos da pobreza. De forma talvez mais objetiva, a exclusão a que estão condenados é promovida pela chamada ação antrópica, que se apropriando dos recursos naturais em busca de acumulação de riquezas e de lucros, marginaliza parte ponderável de seus semelhantes, fabricando uma grande maioria de excluídos. Assim, a “seca” como problema, é muito mais a incapacidade social e política de resolver a fundo a relação da população com o modelo de desenvolvimento adotado do que a ausência de tecnologias apropriadas a esta realidade.

Para que um investimento em um sistema de reuso resulte no máximo de benefício, a experiência do autor permite dizer que se faz necessária a participação dos usuários tanto no processo decisório, como na contribuição para a manutenção do sistema. Daí considera o autor ser importante que esta discussão seja conduzida de maneira mais realista. Talvez alguns a considerem trivial, redundante ou mesmo imprópria para ser lembrada em uma tese, mas a realidade observada para as populações periféricas é subumana e insustentável. Assim, reforça-se aqui mais uma vez a opinião de que atuando no sentido aqui apresentado está-se caminhando para desenvolver tecnologias destinadas à maioria da população e não apenas para uma minoria “abastada” (o autor se permite o trocadilho).

O estado do Ceará dispõe de precipitação média de 700 mm distribuídos irregularmente no espaço e no tempo. Sua estação chuvosa concentra-se em dois ou três meses do ano, isto quando não há seca. De acordo com o Plano Estadual de Recursos Hídricos de 1997, os recursos hídricos locais, disponíveis atualmente, não são suficientes para explorar todo o potencial dos 300 mil ha de solos irrigáveis, mesmo quando todas as barragens planejadas estiverem concluídas, incluindo o

Castanhão². A transposição de água entre bacias é uma das alternativas a serem adotadas, bem como a transposição de água do Rio São Francisco. Nota-se que, neste estado ainda não existem planos institucionais para a reutilização de águas residuárias na agricultura.

O Centro de Estudos, Articulações e Referências sobre Assentamentos Humanos (CEARAH PERIFERIA, 1997) apresentou em 1997 um relatório contendo um inventário de práticas populares e de projetos, onde verifica-se que, apesar do grande e desordenado crescimento da Região Metropolitana de Fortaleza - RMF, ainda há espaço para o desenvolvimento de atividades agrícolas. Este relatório ressalta que os projetos públicos de assentamentos humanos para fins habitacionais deveriam disponibilizar áreas para atividades agro-urbanas (como plantio de cultura de subsistência, hortas, farmácias vivas, floricultura e aquacultura). Dentre as conclusões deste relatório, relativas ao estudo sobre agronomia urbana na RMF, está a constatação de que as atividades de agronomia urbana são viáveis de serem aplicadas nesta região e devem fortalecer a complementação de renda e produzir, entre outros, impactos: econômicos-sociais, ambientais e nutricionais. Estas áreas podem ser utilizadas ainda como um verdadeiro cinturão verde, irrigado com águas residuárias tratadas, contribuindo para a melhoria da qualidade do ar de grandes cidades.

Não apenas a escassez natural de água, devido às características climáticas de uma região, mas também a escassez dos recursos hídricos motivado pelo crescimento da demanda de grandes aglomerações humanas têm sido motivo de preocupação, pois a cada dia tem sido mais difícil atender às necessidades, em quantidade e qualidade com viabilidade econômica.

A transposição de águas, de lugares cada vez mais distantes, tem ocasionado aumento dos custos dos sistemas de abastecimento, o que leva os planejadores a

---

² Em construção no município de Alto Santo-CE, maior obra hídrica do Brasil, com a capacidade de armazenar 6,7 bilhões de m³ de água.

buscarem no reuso da água uma das alternativas mais apropriadas para evitar o racionamento. Isto porque o modelo dominante insiste em utilizar água potável para dar descarga e servir de veículo para dejetos humanos, inviabilizado o abastecimento mesmo em regiões com recursos hídricos abundantes (e escassez relativa face à demanda) como a Região Metropolitana de São Paulo. Os trabalhos de MANCUSO (1992 e 1989) tratam sobre o potencial de reuso da água na Cidade de São Paulo.

Assim, a idéia de valorizar os efluentes de estações de tratamento de águas residuárias tende a ser cada vez mais atraente e apresentar um grande crescimento nas próximas décadas.

Internacionalmente, a água considerada tão abundante tem sido o motivo de muitos conflitos. A Namíbia e a Botsuana, na África, por exemplo, armam-se para uma futura guerra pelo domínio das fontes de água existentes na região. Já israelenses, sírios, jordanianos e palestinos lutam cada vez mais por água, ao invés de petróleo.

Já em meados desta década, segundo o Banco Mundial, cerca de 250 milhões de pessoas, distribuídas em 26 países, enfrentavam escassez crônica de água. O Banco Mundial prevê que em 2025 este número saltará para 3 bilhões em 52 países. Atualmente, existe o paradoxo de se ter um quarto da população do planeta não conhecendo a água encanada e sabe-se que a demanda mundial por água tem dobrado a cada 21 anos. Os processos de desertificação em curso já afetam cerca de 35% da superfície terrestre ($45 \times 10^6 \text{ km}^2$), onde habitam mais de 850 milhões de pessoas (OLIVEIRA, 1996).

Hoje, após décadas de desperdício, a água é entendida como um bem finito e de valorização econômica, mas o que se espera para daqui a 30 anos? Seguramente as águas residuárias farão parte dos planos de recursos hídricos, que deverão prever a demanda para as diversas atividades humanas das próximas décadas.

A fim de incentivar a mobilização da comunidade internacional para lutar contra a desertificação, que atinge hoje 250 milhões de pessoas, realizou-se em Dacar (em dezembro de 1998) a II Sessão da Conferência das Partes à Convenção Sobre a Luta Contra a Desertificação. Esta conferência mundial foi organizada pela ONU e um de seus objetivos é sensibilizar a comunidade internacional para ajudar os países atingidos pela desertificação a enfrentar este flagelo.

Embora o reuso de águas seja necessário, conforme mencionado neste capítulo, não há em âmbito nacional uma política condizente com o interesse que o tema exige. O Brasil não possui uma política que contemple diretamente o reuso de águas. A Política Nacional de Recursos Hídricos de 1997 MMA (1999), não aborda diretamente o reuso, apenas faz uma associação entre uso e qualidade da água como uma medida de economia e conservação dos recursos hídricos.

A Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (UNCED), conhecida como Rio-92, congregou representações do mundo inteiro para discutir a preservação do meio ambiente e, em particular, em relação aos recursos hídricos. Num dos compromissos firmados, “AGENDA 21”, nos seus artigos 12, 14, 18, 21 e 30, aborda o tema do reuso de águas. O artigo 18, por exemplo, trata diretamente do reuso e preconiza no sentido de definir ações que assegurem uma oferta de água em quantidade e qualidade adequadas, obedecendo ao princípio do desenvolvimento sustentável para possibilitar a mitigação dos efeitos de enchentes, secas, desertificação e poluição. As normas ISO 14.000 (série) apenas contemplam o reuso quando determinam que os recursos naturais devem ser poupados e os resíduos minimizados.

2.4 – Metodologias de Contagem de Ovos de Helminthos

Neste item são abordadas as metodologias de pesquisa de ovos de helmintos em águas residuárias brutas e tratadas, no solo e em culturas irrigadas.

Embora as técnicas de contagem de ovos e larvas de helmintos, que parasitam o intestino humano, em fezes, sejam bem conhecidas e padronizadas pela parasitologia médica (BAILENGER, 1979), no que diz respeito à detecção de ovos de helmintos em águas residuárias, estas técnicas ainda não são muito conhecidas. Se considerarmos a detecção no solo e em culturas irrigadas em sistemas de reuso, tais técnicas são ainda menos conhecidas. Como introdução ao tema, portanto, vale lembrar que as técnicas de contagem de helmintos utilizadas na engenharia sanitária são adaptações e utilizam os mesmos princípios básicos das técnicas de análise clínica para determinação de ovos de helmintos em fezes humanas. Assim, os métodos de contagem de ovos de helmintos geralmente utilizam-se de: sedimentação, filtração, flotação ou combinações destas operações para concentrar os ovos a serem observados. Além da diversidade de meios onde podem ser encontrados os ovos de helmintos em sistemas de reuso – em águas residuárias brutas e tratadas, em lodos, em solos e em culturas irrigadas – apresentam morfologias variadas e ciclos complexos de reprodução, existindo uma grande variedade de espécies destes ovos que são encontrados em seres humanos e em animais. Estes enteroparasitas podem estar presentes em variados tamanhos, densidades e quantidades. Assim, a padronização dos métodos de contagem apresenta dificuldades, o que leva a se utilizar um método para cada situação. Cada um destes métodos apresenta vantagens e desvantagens, sendo que nenhum deles recupera todos os ovos de parasitas da amostra. Muitos métodos apresentam baixas taxas de recuperação, geralmente menores do que 25%.

Na maioria dos métodos, os parasitas flutam, separando-se dos restos orgânicos, em soluções com densidade comparativamente mais alta, ou ainda, a matéria orgânica é separada em uma solução interface, enquanto os ovos de parasitas sedimentam na parte inferior de um tampão não miscível. Este procedimento é utilizado porque os ovos têm potenciais eletrolíticos diferentes nas suas camadas e o uso da solução tampão favorece a separação dos mesmos da camada de detritos, gordura etc. Alguns métodos utilizam detergente (aniônico, catiônico ou não iônico), visando aumentar a taxa de recuperação de ovos por neutralização da atração elétrica

entre eles e o material particulado do resíduo. A operação de flotação apresenta vantagens na separação de parasitas das partículas comparativamente mais pesadas, como a areia e, conseqüentemente, a obtenção de uma amostra mais limpa e fácil de examinar, o que é muito importante principalmente quando se trabalha com amostras de solo. Finalmente, quase todos os métodos precisam de centrifugação, (AYRES & MARA, 1996).

No presente estudo, foi realizada uma revisão bibliográfica de quatro métodos para a pesquisa de ovos de helmintos em águas residuárias brutas ou tratadas, conhecidos como: OMS-A; OMS-B, Leeds I, Leeds II. Esta pesquisa foi realizada com a perspectiva de selecionar o mais adequado à rotina dos experimentos do presente trabalho, como também o mais acessível a pequenos laboratórios de análise para o controle de qualidade de águas residuárias e que pudessem satisfazer principalmente aos seguintes requisitos: rapidez de execução; facilidade na observação do microscópio; comodidade na ampliação tanto em amostras de esgoto bruto quanto em amostras tratadas e baixo custo dos reagentes e equipamentos necessários.

Os métodos estudados são bem descritos nas literaturas, como: WHO (1989); AYRES et al (1989 e 1993); HINDIYEH (1995) e AYRES & MARA (1996).

O método da OMS-A, também conhecido como método da sedimentação ou de Bailenger (WHO, 1989) modificado por AYRES & MARA (1996), aplica-se em águas residuárias brutas e tratadas. Os volumes das amostras são, respectivamente, 1 e 10 litros. Após sedimentado e centrifugado (1000 G por 15 min), o sedimento é tratado com solução tampão aceto-acética (pH = 4,5), mais indicada para uma gama maior de ovos de helmintos e éter para separação da gordura persistente à ação do ácido. Os ovos são então resuspensores por uma solução de sulfato de zinco com densidade de 1,18. Posteriormente, os ovos são colocados em uma câmara de McMaster e contados com um microscópio ótico. Os autores não forneceram a taxa de recuperação deste método, mas, segundo CRISPIM & BARBOSA (1995), a tal

taxa varia com o volume de sólidos sedimentáveis (SS): quanto maior a quantidade de sólidos sedimentáveis menor é a taxa de recuperação (ver Tabela 2.8).

Tabela 2.8 - Variação do percentual de recuperação do método da OMS-A com a quantidade de sólidos sedimentáveis (SS)

Sólidos Sedimentáveis (ml/l)	Taxa de recuperação do método da OMS (em %)
1,0	18,0
2,5	14,4
3,5	14,0
5,0	12,6
10,0	10,0
15,0	6,6
20,0	3,3

Fonte: CRISPIM & BARBOSA (1995).

O método OMS B, ou método da centrifugo-flotação (WHO, 1989), aplica-se, da mesma forma que o método OMS-A, a amostras de águas residuárias brutas e tratadas, tendo como metodologia básica a centrifugação e a flotação, sendo resuspensos do sedimento pela solução de nitrato de sódio NaNO_3 e dispensa o uso de tampões e detergentes. Este método possui taxa de recuperação conhecida, que é função do número de ovos presentes na amostra.

O método Leeds I (AYRES *et al.*, 1989) aplica-se, em geral, a águas residuárias brutas, com elevados valores de sólidos sedimentáveis, mas com baixas concentrações de ovos. O volume da amostra é de 1 litro, o qual é concentrado por centrifugação. Posteriormente são flotados, resuspensos, quando adicionada uma solução de sulfato de magnésio (MgSO_4) ou de cloreto de sódio (NaCl) com densidade de 1,3. A densidade da solução exerce grande influência no processo de aplicação deste método. Os ovos concentrados são colocados sobre lâminas, que são então observadas em um microscópio por um período máximo de 30 min após serem preparadas, para evitar o ressecamento e a cristalização da amostra na lâmina, podendo interferir na identificação dos ovos. A taxa de recuperação deste método é de $24 \pm 4\%$.

Já o método de Leeds II , como comentado por AYRES *et al* (1989), aplica-se a efluentes de lagoas de estabilização ou a efluentes tratados com poucos ovos de helmintos. Para este método, o volume das amostras de águas residuárias tratadas é de 4 litros. Este método tem como metodologia básica a sedimentação e nele as amostras são centrifugadas a 2500 rpm/min. Como é comum encontrar grandes quantidades de algas nos efluentes de lagoas de estabilização, é recomendada a utilização de uma solução de NaCl, com densidade 1,04, para auxiliar na eliminação das algas presentes na amostra. Este método possui um percentual de recuperação de 80%.

Os métodos anteriormente mencionados foram ensaiados e comparados em laboratório, tendo como objetivo selecionar quais deles melhor adaptam-se à contagem de ovos de helmintos presentes no solo e nas culturas irrigadas, visando o diagnóstico parasitológico de efluentes destinados à reutilização na irrigação.

2.5 – Fatores que Influenciam na Sobrevivência de Ovos de Helmintos

Dentre a grande variedade de microrganismos comumente encontrados nas águas residuárias, existem aqueles que parasitam no trato gastrointestinal humano e são patogênicos.

Na fase em que estes parasitas sobrevivem nos hospedeiros, como já mencionado, causam morbidade e até mortalidade do mesmo. Quando fora dos hospedeiros, estes parasitas podem sobreviver permanecendo viáveis por algum tempo (persistência), vários meses e até alguns anos, dependendo das condições ambientais. Sendo atualmente conhecidos diversos fatores, bióticos e abióticos, capazes de afetar a persistência de microrganismos nos diferentes ambientes, tais fatores dependem do tipo de parasita e em particular, com relação aos helmintos, estes fatores podem ser divididos em três categorias, as quais são apresentadas a seguir:

Fatores que influenciam
na sobrevivência de ovos
de helmintos

- Físicos: Temperatura, insolação, umidade etc;
- Químicos: Sais, amônia, ácidos, pH etc;
- Biológicos: Presença de organismos antagônicos (predadores).

Os efeitos destes fatores sobre os ovos de helmintos têm sido estudados por diversos autores, entre eles BROWN (1927, 1928), CRAM (1943), OTTO (1929), SEAMSTER (1950), ARENE (1986), BARNARD *et al* (1987), AYRES (1992),

SACRAMENTO (1991) e HINDIYEH (1995). Embora os pesquisadores tenham observado um alto grau de interação entre estes parâmetros, aqui eles são descritos separadamente, a fim de simplificar a apresentação deste trabalho.

A maioria dos estudos realizados até o momento sobre os efeitos que influenciam no decaimento de helmintos em águas residuárias, foram feitos em laboratório e dão indicações de que não apenas a exposição à radiação ultravioleta mas o aumento da temperatura, mesmo quando na ausência de luz, certamente contribuem para o colapso das estruturas dos ovos de helmintos, particularmente da membrana do ovo. Estudos em uma instalação piloto, construída para este fim, são, portanto, desejáveis.

Os fatores que influenciam na sobrevivência dos ovos de helmintos, mais diretamente relacionados com o presente trabalho, são discutidos a seguir.

2.5.1 – Fatores Físicos

A literatura mostra que têm sido realizados muitos estudos sobre os fatores físicos que afetam o desenvolvimento dos ovos de helmintos. Estes organismos têm apresentado uma grande capacidade de adaptação ao meio, uma vez que sobrevivem e desenvolvem-se, apesar de certas limitações do ambiente, como: temperatura, radiação ultravioleta e umidade.

2.5.1.1 – Temperatura

A faixa de temperatura tolerada pelos ovos de *Ascaris* tem sido objeto de estudo de muitas pesquisas relatadas na literatura. A influência da temperatura sobre o desenvolvimento, sobrevivência, tamanho e infectabilidade no estágio de vida livre de vários nematóides parasitas é documentada em: NOLF (1932), SPINDLER (1936), ROGERS (1940), KIFF & LEWIS-JONES (1984) e UDONSI & ATATA (1987). Um amplo resumo da relação tempo-temperatura requerida para a destruição de ovos de *Ascaris*, *Trichuris*, *Taenia* e ovos de Ancilostomídeos é apresentado por FEACHEM et al (1983). Estes autores observam que, em geral, as temperaturas acima de 60°C são eficientemente letais para estes ovos. O estudo do efeito da temperatura sobre o desenvolvimento e a viabilidade de ovos de helmintos permite localizar três condições para este desenvolvimento: temperaturas ótimas, temperaturas baixas e temperaturas altas

i) Temperaturas ótimas

Segundo ARENE (1986), as larvas viáveis de *Ascaris suum* desenvolvem seus ovos entre as temperaturas de 16±1°C e 34±1°C. Na faixa de temperatura de 16±1°C a 31±1°C, aumentando-se a temperatura, aumenta-se também a taxa de

desenvolvimento, alcançando a taxa máxima de desenvolvimento dos ovos a temperatura de $31 \pm 1^\circ\text{C}$.

Uma revisão da literatura sobre os valores mínimos, ótimos e máximos para o desenvolvimento de algumas espécies de ovos parasitas é mostrada na Tabela 2.9, em que observa-se a temperatura ótima próxima àquela anteriormente mencionada para o desenvolvimento de ovos de *Ascaris*, em torno de $31 \pm 1^\circ\text{C}$, segundo ARENE (1986) e SEAMSTER (1950). Observando-se os valores apresentados na literatura, conclui-se que os dados não estão completamente em concordância. Diversos autores encontraram diferentes temperaturas ótimas para a fase embrionária, na faixa de 20 a 32°C , para as quais os ovos de helmintos são dotados de um desenvolvimento rápido e uniforme.

Tabela 2.9 – Revisão da literatura que fornece informações relativas à faixa de temperatura que permite o desenvolvimento de alguns ovos de helmintos, indicando a temperatura ótima.

Espécie de parasita	Pleno Desenvolvimento dos Ovos, Temperaturas mínima e máxima em $^\circ\text{C}$	Melhor Desenvolvimento, Temperatura em $^\circ\text{C}$	Referência
<i>Ascaris ssp.</i>	16 – 34	31,1	ARENE (1986)
<i>Ascaris suum</i>	16,7 – 34,4	31,3	SEAMSTER (1950)
<i>Ascaris ssp.</i>	-	24	FLEMING (1987)
<i>Ascaris ssp.</i>	-	29	BARNARD et al (1987)
<i>Tricuris trichiura</i>	-	30	FEACHEM (1983)
<i>Necator americanus</i>	-	20-27	
<i>Ancylostoma duodenale</i>	-	28 – 32	
<i>Necator americanus</i>	-	30	UDONSI & ATATA (1987)

E importante ressaltar que as temperaturas ótimas ao desenvolvimento dos ovos de helmintos são justamente as habitualmente encontradas nos sistemas de irrigação.

ii) Baixas Temperaturas

Poucos trabalhos recentes referem-se aos efeitos das baixas temperaturas no que diz respeito ao desenvolvimento de ovos de helmintos. Em experimentos feitos em laboratórios, uma vez removidos do hospedeiro, é uma prática comum armazenar estes ovos em refrigeradores, conservando-os em temperaturas no limite superior de 7 ou 8 °C. Assim, estes ovos permanecem viáveis, sem rachaduras ou deformações na membrana externa. Portanto é provável admitir que os ovos possam suportar geralmente tais mudanças fisiológicas. SEAMSTER (1950) observou que as baixas temperaturas (de 8,9 a 15,6°C) inibem completamente o desenvolvimento das células internas dos ovos. Este mesmo autor realizou estudos sobre a taxa de desenvolvimento de ovos expostos a uma série de baixas temperaturas cuidadosamente controladas. Ele afirmou que a temperatura mínima, a qual permite o desenvolvimento de ovos de *Ascaris suum* para o estágio de embrião com mobilidade, ocorreu a 16,7°C, durante 37 dias. Resultado semelhante foi divulgado por ARENE (1986).

A exposição de ovos e embriões parcialmente desenvolvidos a temperaturas de congelamento (-12 a -9°C) resulta em uma alta percentagem de eliminação para *Trichuris*, mas não há efeito aparente para *Ascaris*. Diversos autores observaram, com relação a ovos de helmintos humanos, que os de *Ascaris* apresentam maior persistência em climas frios do que os de *Trichuris*. Com relação à resistência de ovos de *Ascaris suum* a baixas temperaturas, CRAM (1943) observou que tais ovos permanecem viáveis por até 40 dias quando expostos a temperaturas de -27 a -18°C. Os resultados mostraram que ovos de *Ascaris* expostos a temperatura de congelamento, após incubação a 24°C, desenvolveram em seu interior embriões ativos e parece que nem a temperatura nem o tempo de exposição afetam a taxa de desenvolvimento quando os ovos foram restabelecidos a 24°C.

Como um exemplo de propriedades físicas que podem ser alteradas pela variação da temperatura, menciona-se que FAURE-FREMIET (1913), citado em BROWN (1928), encontrou que para cada decréscimo de 5°C na temperatura (no

intervalo de 8 °C a 35 °C), o protoplasma de *Ascaris megalocephala* praticamente duplicou sua viscosidade, quando avaliado pelo intervalo de tempo requerido para centrifugar a mitocondria para a parte inferior da célula do ovo. Este autor considera que as grandes viscosidades nas baixas temperaturas sem dúvida inibem as reações químicas, e, conseqüentemente, o bom desenvolvimento destes organismos.

iii) Altas Temperaturas

O fato de todos os processos biológicos serem inibidos por temperaturas acima de uma faixa considerada ótima sugere que uma inibição similar pode ser esperada no desenvolvimento de ovos expostos a altas temperaturas, o que, como já foi comentado, de fato ocorre. Assim, um método simples de conseguir a eliminação de ovos de *Ascaris*, sem aumentar o tempo de detenção ou adicionar ovicidas, é pelo aquecimento.

A literatura contém diversos estudos sobre a relação tempo-temperatura na sobrevivência de ovos de *Ascaris* sob diferentes condições ambientais. Estes estudos conduzem a resultados às vezes contraditórios. Resultados sobre a sobrevivência de ovos de *A. lumbricoides* utilizando diferentes combinações Tempo/Temperatura para eliminação são sumarizados na Tabela 2.10. Observando esta tabela, nota-se alguma discrepância entre os resultados obtidos pelos diversos autores. Isto é, seguramente, um reflexo da falta de uniformidade com relação às técnicas utilizadas. Portanto, para permitir um estudo mais objetivo acerca da resistência à eliminação quando os ovos são submetidos a altas temperaturas, é desejável alcançar uma maior uniformidade das condições experimentais (ou, pelo menos, estabelecer uma metodologia que permita enquadrar os diferentes resultados experimentais de acordo com as suas características de ensaio) com o intuito de obter resultados mais consistentes. É opinião do autor que os métodos a serem utilizados em testes relativos aos efeitos da temperatura sobre estes microrganismos deveriam ser padronizados.

Tabela 2.10 – Resumo da literatura sobre a relação temperatura-tempo para experimentos com ovos de *Ascaris ssp.*

Temperatura (°C)	Tempo	Sobrevivência	Referência
55	6,5 min	Ovos desenvolvidos	BARNARD et al. (1987)
50	10 min	Ovos mortos	KIFF & LEWIS-JONES (1984)
55	10 min	Ovos mortos	
60	10 min	Ovos mortos	
55	19,5 min	Chocados in vitro	REYES et al. (1963)
65	2 min	Chocados in vitro	
60	10 min	Larva móvel	RUDOLFS (1951)
37,8	8 dia	Ovos mortos	SEAMSTER (1950)
34,4	13 dia	10% de larva móvel	
103	3 min 1min	Ovos mortos 41 % de larva móvel	CRAM (1943)
50	20 min	29% de larva móvel	NOLF (1932)
54	3 min	68% de larva móvel	

Comentando alguns estudos mencionados na Tabela 2.10, é interessante frisar que NOLF (1932) mostrou que ovos de *Trichuris* foram mortos quando expostos a temperaturas de 52 a 54°C por períodos de tempo menores em relação aos encontrados para ovos de *Ascaris*. Seus resultados mostraram que, prorrogando-se por alguns minutos a exposição e elevando-se um grau na temperatura, reduz-se a percentagem de sobrevivência de ovos de *Trichuris* de 67% para 14% e de ovos de *Ascaris* de 93% para 26%. Além disso, se os ovos de *Ascaris* e *Trichuris* forem submetidos a temperaturas acima do intervalo de 52 a 54°C por pequenos e iguais intervalos de tempo, a maioria deles perdem a capacidade de embrionar. GOTAAS (1953) relatou que a morte da *Taenia saginata* ocorre em 5 minutos a 71°C e do *Necator americanus* em 50 minutos a 45°C. Os estudos deste autor indicam que os ovos de *Ascaris* são muito resistentes ao calor e podem ser adotados como indicadores convenientes para medir a eficiência de tratamentos com aquecimento, particularmente com respeito a ovos de *Taenia*, os quais são mais difíceis de identificar do que os de *Ascaris*.

KIFF & LEWIS-JONES (1984) concluíram que temperaturas de 50 °C, 55 °C e 60 °C produzem uma completa inibição do desenvolvimento normal dos ovos. A porcentagem de ovos danificados aumenta em relação ao aumento da temperatura e do tempo de exposição para uma dada temperatura. Eles conseguiram inativar ovos

de *Moniezia spp.*, expondo-os à temperatura de 55°C por 5 minutos, enquanto ao desenvolvimento de ovos de *Fasciola ssp.*, conseguiram total inibição quando os expuseram por 2 minutos a 50°C.

Acima de 65°C, a camada mais interna da membrana dos ovos de nematóides torna-se permanentemente desorganizada e aproxima-se do seu ponto de fusão o qual encontra-se em torno de 82°C (WHARTON, 1986).

2.5.1.2 – Luz Solar e Radiação Ultravioleta (UV)

Muitos estudos têm sido realizados sobre os fatores que afetam o desenvolvimento de ovos de helmintos. Mas até hoje, poucos trabalhos enfocaram o efeito da luz ultravioleta (UV) sobre o desenvolvimento e a viabilidade destes ovos. Os estudos mais recentes sobre o efeito da radiação ultravioleta sobre o sistema **Helminto ↔ Hospedeiro** têm-se concentrado sobre o desenvolvimento de imunidade. Contudo, estudos efetuados nas décadas de 1970 e 1980 utilizaram a radiação eletromagnética para atenuar o estágio infectivo de helmintos, para uso como vacinas. TROMBA (1978) investigou os efeitos da UV sobre *Ascaris suum* e *Stephanurus dentatus* em uma tentativa preliminar que objetivava efetuar a imunização dos hospedeiros mencionada. Porém, os resultados desta pesquisa indicaram apenas a atenuação do estágio infectivo destes parasitas.

Os efeitos danosos da radiação eletromagnética sobre os ovos de helmintos e larvas são conhecidos há muitos anos. NOLF (1932) relata que os efeitos da exposição de *Ascaris megalcephala* a raios ultravioleta entre 10 a 60 segundos, a temperaturas de 16 a 40 °C, são suficientes para matar, aproximadamente, de 10 a 80% destes ovos, variando diretamente com a dose e o tempo de exposição. Ele constatou que ovos de *Ascaris* são mortos quando expostos à luz UV de

comprimento de onda entre 280 e 315 nm ou de 180 e 315 nm. Por outro lado, ovos de *Trichuris* mostram-se muito mais resistentes ao efeito da luz. A diferença de suscetibilidade não foi definitivamente compreendida, mas o autor sugeriu que a pigmentação escura do lado externo da cobertura dos ovos de *Trichuris* provavelmente oferece-lhes considerável proteção aos raios de luz com pequenos comprimentos de onda. Ele também observou que períodos de exposição muito curtos são suficientes para impedir que uma grande porcentagem de ovos de *Ascaris* alcancem a fase embrionária, podendo até ser letal para alguns destes ovos.

TROMBA (1978) comparou os efeitos da radiação ultravioleta sobre alguns nematóides, no estágio infectivo, e concluiu que a suscetibilidade destes parasitas está diretamente relacionada com o ciclo de vida de cada espécie. *Ascaris suum*, *S. dentatus*, *Strongyloides parillosus*, *Enterobios vernicularis* e *Nippostrongylus brasiliensis* necessitam de proteção da luz para sobreviver no estágio infectivo, são todos notadamente afetados por uma dose total de $600 \mu\text{W}\cdot\text{min}/\text{cm}^2$ ou até menor. *Chabertia ovina*, *Haemonchus contortus* e *Ostertagia circumcincta*, os quais no estágio pré-parasítico são expostos a quantias relativamente grandes de luz solar, somente são afetados por uma dose total de 8.000 a 13.000 $\mu\text{W}\cdot\text{min}/\text{cm}^2$.

Como resultados adicionais acerca do tema, menciona-se que HOLLAENDER *et al* (1940) observaram que os ovos de *Enterobios vernicularis* apresentam grande sensibilidade à radiação de comprimentos de onda inferiores a 240 nm. ARIYO & OYERINDE (1990) observaram que a atividade da cercária do *Schistosoma mansoni*, depois de exposta à luz UV, decrescia com o aumento do nível de dosagem de radiação e envelhecimento da cercária. A maturação e a penetração também apresentaram-se dependentes dos níveis de radiação aos quais foram expostos.

Tendo em vista o fato de não existirem muitas informações consensuais sobre o efeito da luz solar sobre os ovos de helmintos, ressalta-se a necessidade de efetuar estudos nesta área. Parece que, neste caso, é interessante a utilização de ovos de *Ascaris* como indicador, devido à sua incidência em regiões tropicais e temperadas e

aos fatores que influenciam sua expansão no globo, sendo amplamente disseminados nos trópicos e subtropicos, principalmente em países pobres, fonte de migração de pessoas infectadas. Adicionalmente, os recentes trabalhos sobre o aumento da radiação ultravioleta, devido à diminuição da camada de ozônio no polo sul, indicam a necessidade de se promover pesquisas sobre seu papel nos sistemas biológicos, dentre eles no desenvolvimento, viabilidade e infectabilidade dos ovos de nematóides parasitas.

2.5.1.3 – Umidade

Alguns trabalhos referem-se à umidade requerida para o desenvolvimento de ovos de *Ascaris*. Os efeitos da dissecação sobre ovos de *Ascaris* foi observado por OTTO (1929), que encontrou um valor mínimo de 80% de umidade relativa a uma temperatura de 22°C como condições requeridas para o desenvolvimento destes ovos, sendo estes valores uma evidência experimental mais tarde confirmados por WHARTON (1979). BROWN (1928) cultivou ovos de *Ascaris* no estágio de embrião-móvel e observou que alguns deles foram mortos em 9 dias e todos morreram após 37 dias sob condições de baixo teor de umidade à temperatura ambiente. Muitos autores concordam que, na ausência de umidade, o desenvolvimento dos nematóides é inibido e que a extrema secura pode inviabilizá-los, provocando o colapso dos ovos.

A umidade do solo é favorecida pelo teor de matéria orgânica e é um dos fatores que favorecem a sobrevivência de helmintos em sistemas de irrigação com águas residuárias. Isto pode proporcionar a ocorrência de epidemias propagadas através dos sistemas de reuso com águas residuárias sem tratamento ou insuficientemente tratadas. No entanto, a sobrevivência dos helmintos sob condições úmidas varia de uma espécie para outra. Segundo NOLF (1932), os ovos de *Trichuris*

requerem uma atmosfera mais úmida que a preferida pelos ovos de *Ascaris* e estes últimos são menos resistentes à ausência de umidade.

2.5.2 – Fatores Químicos

Dos fatores químicos que afetam a sobrevivência de ovos de helmintos, os que mais têm sido estudados são: pH, concentração de oxigênio e algumas substâncias químicas que apresentam toxicidade a estes parasitas. Estes ovos são considerados muito resistentes a uma faixa grande de valores de pH. Os efeitos do pH sobre os mesmos foram investigados, por exemplo, por KIFF & LEWIS-JONES (1984). Estes autores incubaram ovos de parasitas em soluções tamponadas à temperatura ambiente, de 27 a 37°C. Valores de pH ácido inibiram o desenvolvimento normal de ovos de *Ascaris suum*, mas tampões altamente alcalinos permitiram o desenvolvimento no estágio infectivo da larva. UDONSI & ATATA (1987) observaram, para o *Necator americanus*, o valor ótimo para o pH de 6,0, enquanto para as espécies de Ancilostomídeos o melhor desenvolvimento foi alcançado na faixa de valores de pH de 4,6 a 9,4.

Encontram-se, na literatura, várias referências à resistência de ovos de *Ascaris* a substâncias químicas. Os estudos de FAIRBAIN (1957) indicam uma notável resistência dos ovos de *Ascaris* a vários compostos, em soluções relativamente tóxicas, tais como: 14% de ácido clorídrico, 9% de ácido sulfúrico, 8% de ácido acético, 0,4% de ácido nítrico, 0,3% de ácido carbônico, 0,5% de hidróxido de sódio, 1% de cloreto de mercúrio e 4% de formoldeído. A resistência deste ovos a substâncias tóxicas deve-se principalmente à membrana interna da casca, de natureza lipídica, que é relativamente impermeável. Esta membrana é certamente alterada por muitos solventes orgânicos, incluindo cloroformio, éter etílico, álcool, fenóis e cressóis. O Dicloro-Difenil-Tricloroetano (DDT), embora seja considerado um

eficiente inseticida, não apresentou efeito sobre os ovos de helmintos. SEAMSTER (1950) realizou experimentos usando DDT pulverizado em altas concentrações e em contato direto com ovos de *Ascaris suum*, os quais não apresentaram alterações perceptivas sobre seu desenvolvimento. O autor mencionado também observou que a Sulfatanilamina, uma substância bacteriostática comumente utilizada, não produziu efeito aparente sobre o desenvolvimento dos ovos de *Ascaris*.

Ovos de helmintos conseguem passar por reatores anaeróbios permanecendo viáveis, assim como pela maioria dos sistemas convencionais de desinfecção por cloração ou que utilizem ozônio como princípio ativo. Doses rotineiras de cloro em águas residuárias não têm causado efeito sobre ovos de parasitas. Os ovos de *Ascaris* são muito resistentes a compostos dissociados de cloro, como OCl^- , apresentando longo tempo de sobrevivência em altas concentrações de NaOCl ou Ca(OCl)_2 . Todavia, quando expostos a HOCl não dissociado, apresentaram baixa resistência. O uso de altas concentrações de cloro gasoso em água, sob condições ácidas, leva a uma morte mais rápida para ovos de *Ascaris* (KRISHNASWANI & POST, 1968).

Ozônio e cloro têm sido capazes de eliminar ovos de *Shistosoma mansoni* quando presentes até níveis de 4,0 mg/l e 40 mg/l, respectivamente. Entretanto, ozônio parece não causar efeito sobre ovos de *Ascaris* (REIMERS, 1979).

Finalmente, a falta de oxigênio compromete o metabolismo de muitos nematóides. A taxa de desenvolvimento de ovos de *Ascaris* é anulada quando estes ovos são submetidos a baixas concentrações de oxigênio. *Ascaris lumbricoides* desenvolvidos são obrigatoriamente aeróbios. No entanto, os ovos não embrionados sobrevivem por diversas semanas em condições anaeróbias (FAIRBAIN, 1957).

2.5.3 – Fatores Biológicos

Dentre os agentes biológicos que têm sido apontados como fatores que afetam os ovos de parasitas, estão os fungos, os protozoários e vários invertebrados. Os fungos ovívoros, sob condições experimentais, são capazes de atacar e destruir ovos de *Ascaris lumbricoides*. A rapidez do efeito ovívoro é particularmente dependente da espécie do fungo ovívoro, como também de algumas características físicas do local. Por exemplo, o aquecimento da camada superior da terra pode resultar em uma destruição mais rápida de ovos através destes fungos (LYSEK & BACOVSKY, 1986). Os ovos de helmintos podem também ser destruídos por invertebrados, particularmente insetos e gastrópodes, os quais quebram os ovos mecanicamente e os ingerem (MILLER, et al., 1961). Os experimentos destes autores indicam que gastrópodes alimentam-se de grandes quantidades de ovos de *Ascaris*.

2.6 – Combinação Tempo-Temperatura na Remoção de Patogênicos

Qual a combinação Tempo-Temperatura apropriada, em uma lagoa de maturação, para que se alcance uma satisfatória remoção de coliformes fecais e helmintos encontrados em águas residuárias? Esta é uma das questões para a qual ainda não se tem resposta conclusiva, pelo fato de existirem divergências entre os resultados obtidos por diversos autores. Além disso, em sua maioria, seus experimentos foram realizados em bancada de laboratório, portanto, o presente trabalho busca contribuir para responder à questão colocada.

Como já mencionado, o número de ovos de helmintos é um dos principais parâmetros a serem estudados em sistemas de reuso para irrigação. As bactérias são os principais indicadores da provável presença de contaminação por organismos patogênicos intestinais em águas, sendo os coliformes fecais um dos indicadores

mais usados para verificar a presença de bactérias entéricas. Este é o parâmetro bacteriológico tradicionalmente mais utilizado na avaliação da qualidade das águas residuárias tratadas. Portanto, justifica-se o interesse em conhecer a combinação Tempo-Temperatura tanto para ovos de helmintos como para coliformes fecais.

THOMSOM *et al* (1992) realizaram experimentos de bancada de laboratório, no Reino Unido, com o objetivo de pesquisar a combinação Tempo-Temperatura sob vários ciclos diurnos em uma câmara climatizada. Utilizando *beakers* com águas residuárias decantadas, eles fizeram retiradas de amostras em intervalos regulares. Estas amostras foram diluídas para realização de exames de contagem de coliformes, utilizando a técnica de membrana filtrante. As combinações Tempo-Temperatura foram determinadas e indicaram uma efetiva remoção de bactérias no esgoto sedimentado. A combinação de 53°C por 4 horas permitiu uma adequada remoção de coliformes fecais, 1000 UFC/100 mL.

O trabalho acima referido foi reproduzido pelos mesmos autores em Zimbábue (THOMSON *et al*, 1994), controlando a temperatura em *beakers* contendo esgoto decantado, com um banho de água aquecida. Para testar a possibilidade de alcançar a combinação Tempo-Temperatura usando como fonte de energia a luz solar, eles realizaram ainda experimentos em *beakers*, contendo esgoto sedimentado, colocando-os em uma estufa transparente que foi exposta ao sol. Quando a estufa era exposta aos raios solares, facilmente alcançava a temperatura requerida, de acordo com os experimentos de laboratório de 1992. Isto foi considerado como tendo importante implicação prática e que o aquecimento solar deveria ser mais estudado objetivando alcançar as combinações tempo-temperatura requeridas para a eliminação de bactérias em lagoas de estabilização, visando a reutilização de águas residuárias para uso na agricultura irrigada.

POLPRASERT, DISSANAYAKE & THANH (1983) apresentam um modelo matemático para o decaimento de bactérias em lagoas de estabilização. Neste modelo, os autores consideram um coeficiente de decaimento de bactérias como função da temperatura, concentração da biomassa de algas e da carga orgânica da

lagoa. Eles observaram que, acima de 30 °C, o valor deste coeficiente aumenta com o acréscimo da temperatura. Porém, acima de 21°C, a atividade bacteriana é estimulada resultando em uma alta probabilidade de sobrevivência. Porém, outros fatores, tais como o aumento da atividade de algas e do pH causam maiores taxas de decaimento para compensar o estímulo da atividade bacteriana. Estes autores observaram que a concentração de algas na lagoa aumenta com o período de exposição à luz. Afirmam que grandes concentrações de algas têm como conseqüência grandes variações dos valores de pH, de 8 a 10 unidades de pH, com a conseqüente ocorrência de um ambiente hostil para as bactérias. Assim, o tempo de exposição, a intensidade da luz solar e a estação do ano também influenciam no processo de decaimento de bactérias.

WEGELIN & SOMMER (1996) pesquisaram a utilização da radiação solar na inativação e eliminação de microrganismos patogênicos presentes na água, adotando *Escherichia coli* como indicador. Constataram que a taxa de eficiência de desinfecção é influenciada pelas propriedades do material utilizado para efetivação do efeito estufa. Estes autores observaram que, para profundidades de líquido superiores a 10 cm, a radiação UV é fortemente reduzida. Entretanto, para baixa turbidez, a eficiência melhora e reabilita este processo de desinfecção.

Eles também observaram que a desinfecção pela exposição solar dá-se pelo efeito combinado, térmico e de radiação, mas seus ensaios de laboratório indicaram que a luz UV é a principal responsável pela inativação dos microrganismos. Para uma dose de radiação solar de 2.000 kJ/m² ou 555 Wh/m², na região de comprimento de onda de 350-450 nm, eles alcançaram a redução de 3 unidades no expoente logarítmico do número de coliformes, para temperatura da água entre 20 a 40°C. A mesma redução de *Escherichia coli* foi alcançada, na ausência da luz, quando a água foi submetida a 50°C por um período de 90 minutos.

CURTIS, MARA & SILVA (1992) pesquisaram o efeito da luz solar sobre coliformes fecais em lagoas, utilizando modelos empíricos e teóricos do efeito de luz

sobre estes indicadores em lagoas de estabilização. Observaram que: (i) nestes sistemas de tratamento o impacto da luz sobre os coliformes fecais é complementado com a alta concentração de oxigênio dissolvido e altos valores de pH; (ii) a tendência das algas em impedir a penetração da luz é compensada pela habilidade delas elevarem a concentração de oxigênio dissolvido e o pH; (iii) a luz visível é mais eficiente do que apenas a radiação ultravioleta na eliminação de coliformes fecais.

Estudos realizados por PEARSON *et al* (1987) em lagoas de estabilização em Portugal, apresentaram menores números de coliformes fecais logo abaixo da superfície do líquido onde a intensidade de luz solar era mais alta ou em lagoas onde a penetração da claridade tinha aumentado pela presença de *Daphnia spp*, que se alimenta de algas. No mesmo trabalho, os autores realizaram estudos de laboratório, os quais indicaram que valores de pH em torno de 9.0 ou maiores aumentam o decaimento de coliformes fecais, particularmente sob condições de deficiência de nutrientes. Observaram que elevadas temperaturas aumentaram o efeito do pH, mas pouco influenciaram o teor de OD.

CAIRNCROSS & FEACHEM (1983) elaboraram um gráfico (Figura 2.6), que relaciona tempo e temperatura com a suscetibilidade à morte de vários patogênicos. Pode ser visto no gráfico que, ao atingir a temperatura de 46°C por uma semana, ou 50°C por 1 dia, causará uma efetiva eliminação viabilizando o reuso da água para diversos propósitos. Para helmintos, estes autores apresentam a curva para *Ascaris ssp*, a qual sugere que uma temperatura de pelo menos 53°C durante 4 horas é suficiente para alcançar um nível de segurança satisfatório. Nota-se que esta combinação encontrada para *Ascaris ssp* coincide com a combinação obtida por THOMSOM *et al* (1992) para remoção de coliformes fecais.

Figura 2.6 – Influência do tempo e da temperatura sobre vários patógenos excretados.

Fonte: CAIRNCROSS & FEACHEM (1983)

As principais pretensões do presente trabalho são, portanto, aprimorar o sistema de aquecimento por energia solar, utilizando lâminas plásticas para cobertura da lagoa e estudar a combinação tempo-temperatura, para a remoção de ovos de helmintos e de coliformes fecais em efluentes de sistemas de tratamento secundário de águas residuárias. Objetiva-se alcançar qualidades tais que satisfaçam os critérios recomendados pela OMS para reutilização, sem restrições, de efluentes na agricultura, apresentados na Tabela 2.3. Para tanto, realizam-se experimentos em “escala real” em uma instalação piloto, detalhada no Capítulo 3, composta de uma lagoa de maturação dotada de sistema de aquecimento a energia solar.

2.7 – Sistema de Aquecimento

Apresentam-se a seguir algumas informações referentes a sistemas de aquecimento que podem ser utilizados em lagoas de estabilização. Ressalta-se sobre a preocupação em adotar sistemas que apresentem baixo custo de implantação e manutenção, baixo custo energético e que sejam de fácil execução, ou seja, apropriados às condições sócio-econômicas de regiões como o nordeste brasileiro.

Em condições de boa insolação, na Costa Rica, WEGELIN & SOMMER (1996), utilizando aquecedores do tipo painel solar com serpentina, alcançaram a temperatura de 50°C para um tempo de exposição ao sol de 50 a 90 minutos para um escoamento correspondente de 0,5 a 1,0 l/min por m² de coletor solar. Estes autores comentam que, mesmo em dias nublados (com 60% de UV e 70% de luz visível), foi viável a utilização deste sistema de aquecimento para a desinfecção de água de abastecimento para pequenas comunidades. Com este tipo de coletor solar, eles conseguiram atingir a temperatura na água de até 70°C.

Como as demandas de água para irrigação são bem maiores que as de consumo humano, espera-se que este tipo de aquecedor solar utilizado por WEGELIN & SOMMER (1996) não seja viável para a aplicação em sistemas de reutilização de águas residuárias para irrigação. Além disso, a presença de sólidos e de sais dissolvidos nas águas residuárias podem causar incrustações nas paredes dos condutos, das serpentinas trocadoras de calor, inviabilizando este tipo de aplicação.

Da experiência do autor, descrita em MOTA & ANDRADE (1985), observou-se que a destilação solar mostrou-se viável na remoção de coliformes fecais e totais, de águas de poços freáticos contaminados. No entanto, este tipo de destilador utilizado apresenta baixa produção de água, em relação às demandas para irrigação, ou seja, produz até 5 ± 1 litro de água destilada/m²/dia de sol¹.

Uma das formas mais simples para obter um aquecimento da água de uma lagoa, segundo as indicações de THOMSON et al (1994), “parece ser o uso de uma cobertura de plástico sobre a mesma”. No entanto, não se dispunha de dados experimentais que pudessem sustentar esta hipótese, nem de modelos que fornecessem por exemplo o cálculo horário das temperaturas. Assim, no presente trabalho, cobriu-se uma lagoa de maturação com uma lâmina plástica, colocada diretamente sobre o líquido, criando um efeito estufa, com o objetivo de aquecer a água até temperaturas que permitam alcançar a eliminação de patogênicos, entre eles, ovos de helmintos e bactérias (tendo como indicadores os CF).

Durante a realização dos experimentos desta pesquisa, um dos parceiros do Projeto AVICENNE desenvolveu um modelo utilizando um balanço de transferência de calor, que possibilita calcular a variação da temperatura média horária da água em

---

¹ Experimento realizado na cidade de Fortaleza – Ceará (03°43'02" de Latitude Sul e 38°32'35" de Longitude a Oeste de Greenwich, a aproximadamente 15 m acima do nível do mar). A temperatura média na cidade é de 26,2 °C e a precipitação média anual fica em torno de 1.300 mm. A umidade relativa do ar apresenta uma média anual de 78,3 %, enquanto em termos de insolação alcança a média de 2.783 horas de sol por ano (BELTRÃO & MANUEL FILHO, 1973 apud MOTA, 2000).

pequenas lagoas de estabilização, em regime batelada (“*batch*”), cobertas com plástico. Neste trabalho, DICKINSON (1998) faz uma avaliação da disponibilidade de irradiação solar média mensal para diversas latitudes, a partir do estudo de LINACRE (1992). Este último fornece o potencial de radiação extraterrestre em qualquer lugar da superfície do globo (Tabela 2.11). O modelo de DICKINSON (1998) possui como parâmetros de entrada: a radiação global horária, a quantidade de horas de sol, a temperatura da água afluente e a temperatura do ar de hora em hora, o tipo de plástico usado para cobrir a lagoa, entre outros. Ele relata que, teoricamente, para valores de radiação maiores que 400 W/m^2 , é viável o aquecimento de pequenas lagoas com uso da energia solar (ver área sombreada da Tabela 2.11).

Neste modelo, DICKINSON (1998) admitiu que a lâmina plástica esteja em contato com a superfície da água. Ele recomenda que a cobertura seja removida, quando mantida por um longo período, para permitir a saída de gases e dificultar a ocorrência de digestão anaeróbia, permitindo que o vento promova a agitação no perfil vertical do líquido.

Tabela 2.11 – Valores médios mensais de irradiação extraterrestre (Q_a), em W/m^2 .

Latitude	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dec.	Media
60°N	40	101	194	319	17	68	450	362	248	133	60	27	235
50°N	105	171	259	364	436	475	463	397	304	201	126	89	283
40°N	175	239	316	396	453	476	469	423	350	264	195	160	327
30°N	245	301	363	423	456	470	466	437	388	321	265	229	364
20°N	310	354	400	436	450	453	452	438	413	366	323	296	391
10°N	367	398	424	433	431	424	426	429	425	405	376	360	408
0°	416	430	434	421	400	387	390	407	425	429	419	410	414
10°S	454	450	432	395	357	336	341	375	414	441	450	452	408
20°S	480	457	417	357	307	277	286	329	385	440	469	483	391
30°S	494	452	388	311	248	215	227	276	350	425	475	502	364
40°S	496	432	350	253	185	149	159	216	301	398	468	508	327
50°S	487	403	303	189	117	83	94	149	246	361	452	505	283
60°S	471	363	242	124	54	26	34	84	181	312	429	497	235

Fonte: LINACRE (1992) apud DICKINSON (1998)

Deve-se observar que os valores de intensidade de radiação apresentados na Tabela 2.11 permitem apenas uma primeira avaliação para a seleção de lugares que seriam potencialmente viáveis para a utilização deste sistema de aquecimento em lagoa. Pois somente pode ser aplicada em certos locais da terra e em certos períodos do ano, sendo indispensável a análise de outras informações meteorológicas e geográficas. Os valores de disponibilidade de energia apresentados na Tabela 2.11 podem ser efetivamente reduzidos pela presença de nuvens e poluição atmosférica.

O cálculo de previsão da elevação da temperatura em uma lagoa de estabilização, como a que está sendo utilizada nesta pesquisa, com fluxo contínuo, é um problema mais complexo que o sistema em batelada e depende de um considerável número de variáveis. Para permitir uma satisfatória avaliação das variações de temperatura em uma lagoa, é necessário, por exemplo, conhecer a temperatura inicial da água da lagoa, do afluente, a vazão de alimentação (ou melhor ainda, o tempo de detenção real da lagoa), a quantidade diária de horas de sol, a quantidade de radiação recebida e as características de transmissão do plástico da cobertura (eficiência do efeito estufa), entre outros.

Observa-se na Tabela 2.12 que as porcentagens de transmissão de energia através do LDPE de uma lâmina simples são muito similares para comprimentos de onda curtos e longos, dificultando, portanto, o efeito estufa.

Tabela 2.12 – Característica de transmissão de diferentes tipos de plásticos

Tipo de Plástico que cobre a Lagoa	Energia de Onda Pequena / Transmissão de luz	Energia de Onda Longa / Transmissão de luz	Rendimento Líquido
	(Transmissão %)		
LDPE (Polieteno/Polietileno de Baixa Densidade)	90	80	10
LDPE enchido com mineral	80	25	55
EVA (Etileno-vinil acetato) co-polímero (14% vinil acetato)	90	15	75
Complexo de 3 camadas de co-extrusão	82	10	72

Fonte: Adaptado de DICKINSON (1998).

O presente capítulo permite verificar, portanto, que o conhecimento existente acerca de tecnologias apropriadas para a remoção de ovos de helmintos em sistemas de reuso de água ainda repousa sobre dados esparsos e possui lacunas no que tange a padronizações de metodologias. Essas características mostram que maiores estudos na área são desejáveis. Adicionalmente, considerando a realidade da maioria das populações para as quais se prevê o reuso de água em regiões áridas e semi-áridas, ainda verifica-se que pouca informação está disponível acerca de metodologias de baixo custo viáveis para uso nessas regiões, bem como acerca da eficiência de remoção de helmintos em escala real (considerando os riscos de infecção a partir do reuso de água para irrigação).

3 – MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 – INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL

A instalação experimental construída especialmente para a realização da presente pesquisa compõe-se, basicamente, de uma lagoa de maturação equipada com um sistema de aquecimento por energia solar e um sistema de irrigação por aspersão.

3.1.1 - Localização

A lagoa de maturação experimental recebe os efluentes secundários de uma moderna Estação de Tratamento de Águas Residuárias (ETAR) de lodos ativados. Esta ETAR, nomeada de “Tethis”, é a principal das quatro estações que servem a cidade de Lisboa. Ela está localizada em Beirolos e é gerenciada pela Empresa de Águas Residuárias de Lisboa – EMARLIS, uma companhia municipal, que gentilmente autorizou o LNEC a construir a instalação piloto no recinto da ETAR de Beirolos. A Tethis trata parte das águas residuárias provenientes de Lisboa e de Loures, um município vizinho (Figura 3.1).

Figura 3.1 - Localização da ETAR de Beirilol em Lisboa - Portugal

3.1.2 – Breve Apresentação da ETAR de Beírolas

Esta estação serve a uma população de aproximadamente 250.000 pessoas. Seu afluente compõe-se de uma importante fração de águas residuárias de origem industrial (em torno de 68%). Segundo levantamento realizado por SILVA et al (1992), entre os contribuintes da ETAR de Beírolas existiam 15 indústrias com águas residuárias industriais de origem do setor de pecuária, o que deve favorecer a uma grande incidência de helmintos no sistema. Na Tabela 3.1 estão indicados estes tipos de estabelecimentos industriais, que descarregam seus esgotos no sistema de Beírolas. Na Tabela 3.2 estão apresentados alguns dados relativos ao afluente e metas de qualidade do efluente desta ETAR. Segundo MARECOS DO MONTE (1996), o processo de lodos ativados é um dos processos convencionais que apresenta baixa eficiência na remoção de ovos de helmintos, principalmente quando ocorrem freqüentes fenômenos de *bulking*.

Tabela 3.1 - Número de indústrias com águas residuárias industriais por setor de atividade que descarregam no sistema de saneamento de Beírolas.

Setor de Atividade	Quantidade de Indústrias
Pecuária	15
Alimentar	29
Madeira e cortiça	3
Papel e artes gráficas	42
Químicas	28
Produtos minerais não-metálicos	2
Metalurgia de base	1
Produtos metálicos e máquinas	22

Fonte: SILVA et al (1992)

Tabela 3.2 – Dados técnicos da ETAR.

AFLUENTE	
População equivalente total (hab. eq.)	250000
População residente (hab.)	79200
Indústria (hab. eq.)	170800
Afluente doméstico (m ³ /d)	22650
Afluente industrial (m ³ /d)	30400
Afluente total (m ³ /d)	53050
Pico de escoamento (sem chuva)	3410
(com chuva)	3880
Carga média de DBO ₅ (kg/d)	14250
Concentração de DBO ₅ (mg/L)	270
SST (mg/L)	330
METAS DE QUALIDADE	
Concentração de DBO ₅ (mg/L)	≤ 25
Concentração de DQO (mg/L)	≤ 125
SST (mg/L)	≤ 35
N-Tot. (mg/L)	≤ 15
P-Tot. (mg/L)	≤ 10

Quando da realização dos ensaios, constatou-se que o afluente da ETAR apresentou grandes variações devido às obras da EXPO'98, pois neste período recebeu um afluente essencialmente industrial. Devido à execução destas obras de grande porte, sabe-se que os coletores de águas residuárias do distrito industrial do conselho de Loures eram quase que na totalidade dirigidos para esta ETAR.

O projeto desta estação foi concebido visando a obtenção de tratamento secundário. O lodo seco é tratado com cal e “reutilizado” na agricultura. O efluente tratado é descarregado no estuário do rio Tejo, mas uma pequena parcela do efluente secundário é clorado e “reutilizado” para irrigação das áreas verdes da ETAR e para lavagem das unidades do sistema. Entretanto, em breve, a Tethis será ampliada para possibilitar o tratamento terciário para remoção de nutrientes e desinfecção por ultravioleta (a conclusão destes trabalhos está prevista para o ano 2001). O *layout* do corrente tratamento secundário é mostrado na Figura 3.2.

Figura 3.2 – Layout da ETAR de Beírolas (Tethis) onde foi construída a instalação experimental

Junto a um dos decantadores secundários (conforme indicado na Figura 3.2) foi construída a lagoa de maturação que era alimentada com o efluente secundário da ETAR de Beírolas.

3.1.3 – Descrição da Instalação Experimental

A Instalação Piloto consiste em:

- uma lagoa de maturação que é alimentada com efluente secundário não desinfetado;
- um sistema de aquecimento por energia solar;
- um pequeno reservatório que armazena o efluente terciário a ser bombeado para o sistema de irrigação;
- cinco canteiros, quadrados, plantados com grama;
- sistema de irrigação por aspersão;
- equipamentos de monitoramento.

A planta de localização da instalação experimental com a disposição da lagoa de estabilização e o sistema de irrigação dos canteiros de 1 a 5 é mostrada na Figura 3.3.

Figura 3.3 - Planta de localização da instalação experimental, composta por lagoa de maturação, reservatório de alimentação do sistema de irrigação e canteiros com grama, localizados junto ao decantador secundário.

Salienta-se que a instalação aqui utilizada, embora piloto, foi construída com um tamanho tal, capaz de permitir a obtenção de resultados representativos dos sistemas reais.

3.1.3.1 - Dados Construtivos e Operacionais da Lagoa de Maturação

A lagoa de maturação é alimentada com efluente secundário da ETAR de Beírolas, estando o ponto de tomada localizado no canal situado logo após a calha Parshall (de medida de vazão do efluente) antes da desinfecção.

Devido às características do local colocado à disposição para a instalação piloto, tanto geológicas, com lençol freático próximo à superfície, como relativas à área disponível, optou-se por construir a lagoa em Ferrocimento Artesanal¹ seguindo método construtivo desenvolvido por DIÓGENES (1987) (Figura 3.4). Esta técnica possibilita a execução de paredes com apenas 2 cm de espessura. Além disso, esta é uma tecnologia de baixo custo para utilização em regiões onde deve ser priorizado o uso intensivo de mão de obra e não de equipamentos (ANDRADE *et al*, 1994). É interessante verificar o desempenho de uma estrutura deste porte e com este fim, executada em ferrocimento. As análises comparativas de custo entre as alternativas em alvenaria e concreto armado confirmaram ser o ferrocimento uma tecnologia economicamente viável para esta aplicação.

As principais características geométricas da lagoa de estabilização são apresentadas na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 - Principais características geométricas da lagoa

Característica Geométrica	Valores aproximados
Comprimento	8,0 m
Largura	3,1 m
Profundidade total	0,95 m
Profundidade útil	0,5 m
Espessura da parede	0,02 m
Superfície livre do líquido	24,8 m ²
Volume total	24,0 m ³
Volume útil	13 m ³

Os dispositivos de entrada e saída da lagoa foram localizados em cantos diagonalmente opostos, como apresentado na planta da lagoa de maturação, presente na Figura 3.4. Supõe-se que tal disposição favoreça a ocorrência de comportamento hidrodinâmico mais próximo ao do tipo pistonado (“plug flow”), podendo conferir a este reator uma maior eficiência.

¹ No Brasil, o Ferrocimento também é conhecido como Argamassa Armada por influência de pesquisadores do Departamento de Estruturas da Escola de Engenharia de São Carlos da USP, que assim, o denominaram por ser constituído de uma argamassa rica de cimento e uma armadura subdividida e distribuída de aço. Mas este material é internacionalmente conhecido como ferrocimento.

Para maior flexibilidade de operação, o sistema de alimentação da lagoa de maturação foi projetado de maneira a possibilitar o trabalho com diversos “tempos de detenção teóricos”, variando de 1 dia (24 h) a 6 dias (144 h), funcionando diariamente das 8:00 h às 20:00 h - totalizando 12:00 h de operação diária, tendo como objetivo simular as condições operacionais, referentes ao período de funcionamento com maior contribuição, de lagoas de estabilização geralmente utilizadas em pequenos aglomerados populacionais.

Considera-se aqui “tempos de detenção teóricos”, embora a lagoa não tenha alimentação contínua. Assim a vazão durante as 12 horas em que o sistema de alimentação está em funcionamento é o dobro da vazão que seria necessária para obter este tempo de detenção caso o sistema de alimentação fosse contínuo (funcionando as 24 horas do dia).

Os dispositivos de entrada e saída da lagoa possibilitam a admissão e a saída submersa do líquido, sendo a tubulação de entrada inicialmente colocada a 20 cm do fundo da lagoa (na cavidade mais profunda) e a saída, para ambos os níveis projetados, ficando 10 cm de profundidade abaixo da superfície livre da água. Estas profundidades de entrada e saída da água podem ser facilmente variadas. Tais dispositivos permitem a fácil limpeza em caso de entupimento.

Embora a profundidade do líquido da lagoa pudesse ser de 0,50 ou 0,80 m, pois foram colocadas duas tubulações de saída, adotou-se, para este estudo, apenas a profundidade de 0,50 m. Correspondendo, nestas condições, a um volume útil de líquido da lagoa de aproximadamente 13 m^3 .

Na construção da lagoa de estabilização em Ferrocimento Artesanal, sem uso de fôrmas, utilizou-se como armadura uma tela soldada de fio 3,2 mm e malha de 15 x 15 cm, duas telas hexagonais com fio 22 e malha de $\frac{1}{2}$ ". Para a argamassa utilizou-se o traço de 1:2:0,5 (cimento:areia:água) em volume.

Apresentam-se nas Figuras 3.5 a 3.11, uma seqüência de fotos referentes à construção da lagoa piloto e do reservatório de armazenamento para irrigação.

Figura 3.4 - Lagoa de maturação experimental, corte longitudinal e planta baixa

Figura 3.5- Argamassagem sobre o terreno

Figura 3.6 - Colocação da armadura

Figura 3.7 - Argamassagem da armadura

Figura 3.8 - Acabamento

Figura 3.9 - Armadura do reservatório de acumulação

Figura 3.10 - Argamassagem do reservatório de acumulação

Figura 3.11 – Vista da lagoa de maturação e do reservatório de alimentação do sistema de irrigação

3.1.3.2 – Sistema de Aquecimento por Energia Solar

Para o aquecimento da lagoa de maturação a partir da energia solar foram testadas duas alternativas principais:

- a) Estufa solar com camada ou colchão de ar;
- b) Colocação direta do plástico sobre a lâmina d'água.

Na primeira alternativa, a cobertura plástica é suportada por uma estrutura metálica. O aquecimento é feito por efeito estufa, expondo a água aos raios solares possibilitando o aumento da temperatura do líquido. Esta estufa foi construída com uma estrutura metálica dotada de um mecanismo que permite a variação da altura do colchão de ar e do ângulo de ataque (da radiação solar). Já na segunda alternativa, a lâmina plástica repousa diretamente sobre a superfície do líquido.

O plástico utilizado nesta cobertura é constituído por um polieteno/polietileno de baixa densidade (LDPE) e composto por dois filmes soldados formando bolhas de ar. Este plástico é

utilizado em embalagens protetoras de aparelhos eletro-eletrônicos e o seu custo por metro quadrado era de US\$ 0,17 (desessete centavos de dólares americanos), em março de 1998.

Para melhorar a eficiência do sistema de aquecimento, as paredes da lagoa foram pintadas pelo lado interno na região acima da linha d'água, com tinta cor preta fosco e revestidas externamente com isolante térmico, uma camada de isopor de 5 cm de espessura.

Nas Figuras 3.12, 3.13 e 3.14 apresentam-se fotos mostrando detalhes destes tipos de cobertas de sistemas de aquecimento por energia solar.

Figura 3.12 - Estrutura metálica da estufa, que permite a variação do ângulo de ataque, possibilitando a escolha da inclinação mais favorável para este tipo de coberta.

Figura 3.13 - Coberta com colchão de ar e lâmina plástica com bolhas

Figura 3.14 - Coberta com plástico colocado diretamente sobre a água.

A Figura 3.15 apresenta detalhes deste tipo de cobertura com o plástico com bolhas flutuando sobre a superfície da lâmina d'água.

Figura 3.15 – Coberta com plástico com bolhas diretamente sobre a água.

3.1.3.3 - Sistema de Irrigação

O sistema de irrigação aqui descrito foi utilizado para aplicação dos efluentes terciários - da lagoa piloto aquecida com energia solar - com a finalidade de monitorar, principalmente a qualidade microbiológica, quanto à presença e persistência de ovos de helmintos viáveis no solo e nas “culturas” (gramas) irrigadas com efluentes tratados.

Para que o presente trabalho tenha maior facilidade de aceitação pela população e seja potencialmente de aplicação mais imediata, escolheu-se como cultura a ser irrigada gramas que são normalmente utilizadas em campos desportivos (como em campos de futebol ou golfe), jardins e áreas verdes. Esta escolha deve-se também à grande demanda de água destes gramados que, no caso de Portugal, com seus campos de golfe, constituem uma importante atividade da indústria turística.

Optou-se por utilizar cinco canteiros com forma quadrada, cada um com área de 16 m². Os tipos de gramas escolhidas e de águas de irrigação utilizadas em cada canteiro estão apresentados na Tabela 3.4.

Os canteiros 1, 2, 3 e 4 foram semeados com o mesmo tipo de grama e irrigados com o mesmo tipo de água, ou seja, o efluente terciário da lagoa de maturação.

O canteiro número 5 possibilita uma comparação qualitativa entre os tipos de gramas utilizadas, principalmente quanto ao crescimento da biomassa, de maneira que este parâmetro seja indicativo do tipo a ser utilizado nos demais canteiros caso a grama adotada inicialmente nos canteiros de 1 a 4 não se adapte às condições do experimento.

Os canteiros foram preparados de acordo com procedimentos normalmente utilizados em jardinagem, mas sem a utilização de fertilizante químico. Para tanto, contou-se com a orientação de técnicos da empresa de paisagismo TECNIRELVA, de Lisboa.

Tabela 3.4 - Tipos de grama e água utilizada para irrigação em cada canteiro experimental

Identificação do Canteiro	Tipo da Grama	Tipo de Água
1, 2, 3 e 4	SEMICIRCLES SE - "FAIRWAY MIX" ^a	Efluente da lagoa de estabilização (Terciário)
5	SEMICIRCLES SE - "FAIRWAY MIX" ^a GRASS - SEMICIRCLES NW - GREEN ^b RELVA FOOTBALL SOMBRA ^c	Efluente da lagoa de estabilização (Terciário)

^a Composição da SEMICIRCLES SE - "FAIRWAY MIX":

<i>Lolium Perenne</i>	35%
<i>Poa Pratensis</i>	10%
<i>Festuca Rubra Comutata</i>	10%
<i>Festuca Rubra Rubra</i>	40%
<i>Agrotis Tenuis</i>	5%

^b Composição da GRASS - SEMICIRCLES NW - "GREEN"

<i>Crenshaw Bent Grass</i>	100%

^c Composição da RELVA FOOTBALL SOMBRA

<i>Poa Trivialis</i>	40%
<i>Poa Pratensis</i>	30%
<i>Festuca Longifolia</i>	15%
<i>Agrostis Tenuis</i>	15%

O procedimento adotado para a confecção dos canteiros foi o seguinte:

- escavou-se 25 cm de profundidade na área onde foi construído o canteiro;
- delimitou-se o canteiro com alvenaria de tijolo, deixando uma borda de 10 cm acima do nível original do terreno e realizando furos laterais com o objetivo de drenagem da água de chuva em excesso;
- colocou-se terra preta, sem adição de fertilizante químico industrial;
- a grama foi semeada e foi promovida a sua rega.

Para regar os canteiros gramados, escolheu-se o sistema de irrigação por aspersão, que normalmente é o método de irrigação mais utilizado nestas culturas, apesar das desvantagens que este apresenta, como a de demandar grande quantidade de água e propiciar um ambiente úmido favorável à ocorrência de doenças nas culturas. Segundo BELTRÃO et al (1996), na irrigação com reuso de águas este é um dos sistemas mais propícios à contaminação do ambiente, devido à dispersão dos jatos de água e aerossóis.

Para o projeto do sistema de irrigação, utilizou-se um programa de computador gentilmente fornecido por uma empresa de equipamentos para irrigação, a EIN DOR. Tal programa possibilita o cálculo automático das instalações, bem como a confecção de gráficos tridimensionais dos diagramas pluviométricos de sistemas de irrigação por aspersão. Este cálculo teórico foi realizado, a fim de obter-se boa distribuição pluviométrica com coeficiente de uniformidade superior a 85%.

Para o cálculo prático do coeficiente de uniformidade, usa-se a Equação 3.1, conhecida como Fórmula de CHRISTIANSEN, apresentada em RAPOSO (1979).

$$C_u = \left(1 - \frac{\sum |x|}{m \cdot n} \right) \quad \text{Equação (3.1)}$$

C_u = coeficiente de uniformidade;

x = desvio de cada observação da média;

m = média aritmética das alturas pluviométricas registradas;

n = número de observações.

Segundo os dados da estação meteorológica do aeroporto de Lisboa, o mês de **julho** é o mais desfavorável para a irrigação. Adotando-se ainda informações fornecidas por RAPOSO (1979), utilizam-se os seguintes valores para os respectivos parâmetros de rega:

- evapotranspiração média mensal, $E_m = 195$ mm;
- coeficiente cultural da grama, $K_c = 1.1$;
- eficiência do sistema de irrigação, $e_r = 80\%$;
- perda de água durante a irrigação devido ao vento e à temperatura, $p_{vt} = 30\%$.

Neste trabalho, foram utilizados os mini-aspersores da marca EIN DOR, os quais foram dispostos conforme apresentados na Figura 3.16. Cada canteiro tem 3,0 m de lado útil e mais 0,5 m de bordas em cada lateral, totalizando 4,0 m de lado. Os mini-aspersores escolhidos são da série mini-compacta 862 e apresentam as seguintes características:

- a vazão em cada aspersor será de 90 l/h, o que corresponde a uma vazão específica de pico, igual a 10 (l/h)/m²;
- ângulo de varredura de 360°;
- raio de alcance de 3 m;
- pressão de trabalho de 1,4 atm;
- altura de instalação de 25 cm.

Para estas condições, os mini-aspersores adotados fornecem um coeficiente de uniformidade teórico de 90,5%. Ver Figura 3.17.

Figura 3.16 - Disposição dos aspersores nos canteiros, acompanhada de foto

Para efeito de dimensionamento foi previsto, para o período mais desfavorável, que a rega dos canteiros por mini-aspersão seria diária, com dotação de rega de aproximadamente 12 mm (ou 12 l/m²) e funcionando aproximadamente 72 min por dia. Assim, o volume de água demandado pelos quatro aspersores seria de:

$$4 \times (5 \text{ canteiros} \times 3\text{m} \times 3\text{m} \times 0,012\text{m}) = 2,16 \text{ m}^3/\text{d}$$

A vazão máxima do sistema de irrigação, para efeito de dimensionamento da bomba, foi de 0,5 l/s (1,8 m³/h). Os canteiros foram irrigados durante a noite (iniciando às 22 horas)

para diminuir o risco de salinização e economizar água, sendo este o turno mais apropriado para irrigar sistemas que contemplam reuso de água.

Na Figura 3.17, apresenta-se o diagrama teórico de precipitação do sistema de irrigação adotado.

Figura 3.17 - Diagrama de precipitação teórico do sistema de irrigação adotado

No sistema de irrigação foram instalados dois filtros de linha em série, a jusante da bomba, a fim de diminuir o risco de entupimento dos mini-aspersores.

O primeiro filtro tem malha de aço nº. 50, enquanto o segundo tem malha de polyester nº 150. Com o objetivo de conservar o rotor da bomba, foi colocada uma tela de polyester com malha nº 25, envolvendo a válvula de pé do sistema de recalque, funcionando, assim, como um pré-filtro.

3.2 - Monitoramento Experimental

O planejamento experimental desta pesquisa foi concebido de acordo com os principais objetivos do estudo e visa a obtenção de uma apropriada inativação de patogênicos, principalmente helmintos, com a utilização de um sistema de aquecimento por energia solar que promova o aumento da temperatura de lagoa de maturação. Por esta razão, a temperatura do líquido, a quantidade de ovos de helmintos e outros indicadores patogênicos, tais como coliformes fecais, são os parâmetros chave a serem monitorados durante os experimentos. Entretanto, outros parâmetros relativos à avaliação do desempenho da lagoa como OD, pH, DBO, DQO e SS foram monitorados. Alguns parâmetros químicos indicadores de qualidade de água para irrigação, como condutividade, sódio, cloretos, taxa de adsorção de sódio também foram monitorados.

Alguns parâmetros, como metais pesados, por exemplo, foram analisados com uma menor frequência apenas para confirmar que suas concentrações não alcançavam os limites recomendados para a água de irrigação.

O plano de monitoramento do sistema engloba os parâmetros a serem determinados, as frequências de amostragem, os pontos de coleta de amostras e as metodologias utilizadas no desenvolvimento experimental.

Inicialmente, foram feitas análises de diversos parâmetros, visando a caracterização do afluentes e do efluente da ETAR de lodos ativados. Estas análises serviram também para verificar a confiabilidade dos dados de monitoramento da empresa responsável pela operação e controle de qualidade da ETAR. Durante a operação do sistema, estas análises foram repetidas trimestralmente, para confrontar

com os dados a serem obtidos junto à EMARLIS. As análises de rotina foram realizadas de acordo com o planejamento apresentado na Tabela 3.5.

Como um dos maiores problemas de saúde relacionados com sistemas de reuso é a presença de ovos de helmintos - pelos motivos já expostos na revisão da literatura deste trabalho - observou-se qualitativa e quantitativamente estes ovos.

Os riscos à saúde devido à irrigação com efluente da lagoa experimental foram avaliados através da apreciação da contaminação da grama irrigada e do solo. A salinização do solo foi também monitorada.

Na Tabela 3.5 apresenta-se uma lista dos parâmetros, pontos de retirada e frequência das amostras, que fazem parte do plano de monitoramento da instalação experimental, composta pela lagoa de maturação e pelo sistema de irrigação dos canteiros. Os experimentos foram realizados ao longo de três anos durante os períodos mais quentes, para o hemisfério norte, dos meses de maio a outubro, com as frequências de monitoramento apresentadas na Tabela 3.5. Os parâmetros analisados neste trabalho contribuem para se estudar a inativação de bactérias e helmintos sobre diferentes condições físicas, químicas, microbiológicas e climáticas.

Tabela 3.5 – Parâmetros de monitoramento e frequência de amostragem na instalação experimental

Parâmetro	Unidade	Pontos e Frequência de Amostragem					Local*
		Afluentes	Lagoa	Efluente	Solo	Cultura	
Vazão	L/s	D/12	-	-	-	-	P
Temperatura	°C	D/4	D/24	D/4	-	-	P
pH	-	D/4	D/12	S/2	-	-	P/E
Alcalinidade	mg/L CaCO ₃	S	S	S	-	-	L
Condutividade Elétrica (CE)	dS/m	D/4	D/4	D/4	-	-	P
Sólidos Totais (ST)	mg/L	M	M	M	-	-	L/E
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg/L	M	M	M	-	-	L/E
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	mg/L	M	M	M	-	-	L/E
Sólidos Sedimentáveis	mg/L	M	M	M	-	-	L/E
DBO ₅	mg/L	M	M	M	-	-	L/E
DBO ₅ do Filtrado	mg/L	M	M	M	-	-	L/E
DQO	mg/L	M	M	M	-	-	L/E
DQO do Filtrado	mg/L	M	M	M	-	-	L/E
OD	mg/L	-	D/24	-	-	-	P/E
Nitrogênio Total (NTK)	mg/L	M/2	-	M/2	-	-	L/E
Nitrogênio Amoniacal (NH ₄ ⁺)	mg/L	M/2	-	M/2	-	-	L/E
Nitrato (NO ₃)	mg/L	M/2	-	M/2	-	-	L /E
Nitrato (NO ₂)	mg/L	M/2	-	M/2	-	-	L/E
Fósforo Total (P-Tot.)	mg/L	M/2	-	M/2	-	-	L/E
Potássio (K ⁺)	mg/L	M	-	M	-	-	L
Sódio (Na ⁺)	mg/L	M	-	M	M	-	E/A
Cálcio (Ca ⁺⁺)	mg/L	M	-	M	M	-	L
Magnésio (Mg ⁺⁺)	mg/L	M	-	M	M	-	L
Cloreto (Cl)	mg/L	M	-	M	M	-	E/A
Cromo (Cr)	mg/L	M	-	M	M	-	E/A
Cobre (Cu)	mg/L	M	-	M	M	-	E/A
Sulfato (SO ₄)	mg/L	M	-	M	M	-	E/A
Ferro (Fe)	mg/L	M	-	M	M	-	E/A
Cádmio (Cd)	mg/L	M	-	M	M	-	E/A
Chumbo (Pb)	mg/L	M	-	M	M	-	E/A
Zinco (Zn)	mg/L	M	-	M	M	-	E/A
Turbidez	UT	S	S	S	-	-	L
Coliformes Fecais (CF)	UFC/100 mL	S	-	S	-	-	L
Esteptococos Fecais	UFC/100 mL	S	-	S	-	-	L
Ovos de Helminthos	Nº. de ovos/L	S/2	-	S/2	S	S	L

D = diária
 S = semanal
 M = mensal
 /n = nº. de vezes na frequência

* Locais onde preferencialmente foram feitas as análises
 P = Instalação Piloto
 L = Laboratórios do LNEC
 E = Laboratórios da EMARLIS
 A = Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva

Foram colhidas amostras pontuais na chegada do esgoto bruto e no efluente da ETAR e da Lagoa Piloto, cujos volumes variaram conforme as recomendações para cada método.

Amostras compostas do afluente e efluente da lagoa experimental foram coletadas por um amostrador automático, em intervalos constantes, para ser feita a análise de outros parâmetros químicos. Também foram realizadas coletas simples principalmente para serem realizados exames microbiológicos.

Apresentam-se na Tabela 3.6 os métodos utilizados nas análises físico-químicas e nos exames microbiológicos. Nos laboratórios do Núcleo de Engenharia Sanitária do LNEC foram realizados prioritariamente os exames bacteriológicos e parasitológicos.

As análises físico-químicas de solo foram realizadas em laboratório especializado do Ministério da Agricultura de Portugal, Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva e as determinações dos metais pesados e Na, Ca, Mg e K foram efetuadas no espectrofotômetro de absorção atômica do Laboratório do Núcleo de Química do Departamento de Materiais de Construção do LNEC.

Conforme é apresentado na Tabela 3.5, alguns parâmetros do efluente da ETAR de Beírolas, levantados no monitoramento de rotina dos laboratórios da EMARLIS, foram utilizados como dados do afluente da lagoa piloto. Nos laboratórios da ETAR de Beírolas foram também realizadas análises de parâmetros físico-químicos da instalação experimental.

Tabela 3.6 – Parâmetros e métodos analíticos seguidos na análise físico-química e microbiológica dos efluentes

Parâmetro	Unidade	Método
Temperatura	°C	Termometria e sensores digitais
pH	-	Potenciométrico
Alcalinidade	mg/L CaCO ₃	Método Titrimétrico (titulação potenciométrica)
Condutividade Elétrica (CE)	dS/m	Eletrometria
Sólidos Totais (ST)	mg/L	Método Gravimétrico
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg/L	Método Gravimétrico
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	mg/L	Método Gravimétrico
Sólidos Sedimentáveis	mg/L	Método Volumétrico
DBO ₅	mg/L	Diluição seguida de medição de OD por potenciometria
DBO ₅ do Filtrado	mg/L	Diluição seguida de medição de OD por potenciometria
DQO	mg/L	Titrimétrico do dicromato de potássio
DQO do Filtrado	mg/L	Titrimétrico do dicromato de potássio
OD	mg/L	Potenciometria
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	mg/L	Titrimétrico
Nitrogênio Amoniacal (NH ₄ ⁺)	mg/L	Titrimétrico
Nitrato (NO ₃)	mg/L	Eletrodos específicos
Nítrito (NO ₂)	mg/L	Kit de análise química (EAM)
Fósforo Total (P-Tot.)	mg/L	Kit de análise química (EAM)
Sulfato (SO ₄)	mg/L	Kit de análise química (EAM)
Potássio (K ⁺)	mg/L	Fotometria de emissão de chama
Cloretos (Cl)	mg/L	Método Titrimétrico (Mohr)
Sódio (Na ⁺)	mg/L	Fotometria de emissão de chama
Cálcio (Ca ⁺⁺)	mg/L	Espectrofotometria de absorção atômica
Magnésio (Mg ⁺⁺)	mg/L	Espectrofotometria de absorção atômica
Cromo (Cr)	mg/L	Espectrofotometria de absorção atômica
Cobre (Cu)	mg/L	Espectrofotometria de absorção atômica
Ferro (Fe)	mg/L	Espectrofotometria de absorção atômica
Cádmio (Cd)	mg/L	Espectrofotometria de absorção atômica
Chumbo (Pb)	mg/L	Espectrofotometria de absorção atômica
Zinco (Zn)	mg/L	Espectrofotometria de absorção atômica
Turbidez	uT	Nefelometria
Coliformes Fecais (CF)	UFC/100 mL	Membrana Filtrante
Estreptococos, Fecais (EF)	UFC/100 mL	Membrana Filtrante
Ovos de Helminths	Nº de ovos/L	OMS-A modificado por AYRES & MARA (1996)

3.2.1 - Equipamentos de Monitoramento e Instrumentos

a) *Medidores de Vazão*

Na entrada da lagoa piloto foi colocado um medidor de vazão, tipo vertedor triangular, com ângulo de 30° , com o qual foram monitoradas as vazões de entrada permitindo um maior controle sobre esta unidade de tratamento. Junto a este vertedor foi instalado um medidor automático de nível que possibilita o armazenamento de dados, por sinais analógicos, em um “Data Logger”.

As medidas de vazão nos aspersores foram realizadas pelo método volumétrico, utilizando-se um cronômetro e um balde graduado.

b) *Medidores de Temperatura*

As temperaturas foram medidas em nove pontos, sendo seis sensores localizados na lagoa a uma profundidade de 15 cm, dois sensores colocados ao ar livre e o nono sensor foi colocado no reservatório que abastece o sistema de irrigação. O esquema com a localização dos sensores de temperatura é apresentado na Figura 3.18.

Figura 3.18 – Esquema com a localização dos sensores de temperatura

Os dados de temperatura foram coletados por meio de um sistema composto por uma rede de dispositivos termométricos digitais comandados por uma unidade master (central) e os dados analógicos foram armazenados automaticamente em um microcomputador portátil (Figura 3.19). Cada sensor é dotado de um identificador eletrônico e possui uma curva de calibração, levada em conta quando da tabulação dos dados.

Figura 3.19 – Microcomputador ligado à unidade *master* e a rede de sensores digitais

c) *Dados Meteorológicos*

A ETAR de Beirolas fica localizada nas proximidades do Instituto Nacional de Meteorologia (INMG), de Portugal. Por esta razão, dados como os de radiação solar levantados no INMG puderam ser utilizados nesta pesquisa.

Neste trabalho foram também utilizados dados da estação meteorológica do Aeroporto de Lisboa, os quais foram importantes para o dimensionamento e operação do sistema de irrigação dos canteiros experimentais. O Aeroporto de Lisboa também fica nas proximidades da ETAR de Beirolas.

d) *OD, pH e Condutividade Elétrica*

Foi utilizado um “waterlogger” com sondas multiparamétricas para medidas de pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido. Estes dados eram armazenados em um “Data-Logger”.

e) *Partida dos Experimentos*

Logo após completada a fase de construção da instalação piloto, deu-se a partida do sistema, adotando-se os seguintes procedimentos:

1. encher a lagoa com água proveniente de poços localizados na margem do rio Tejo;
2. colocar o sistema em funcionamento e observar a ocorrência de possíveis vazamentos;
3. realizar ensaio para determinação do coeficiente de uniformidade da distribuição pluviométrica nos canteiros;
4. esvaziar a lagoa e o reservatório de armazenamento da água de irrigação;
5. encher a lagoa com efluente secundário e manter o sistema alimentado com uma pequena vazão correspondente a um tempo de detenção, em torno de 12 dias;
6. aguardar alguns dias, até que se verifique, visualmente, o surgimento das algas;

7. monitorar a floração de algas até que seja estabelecida uma boa comunidade biológica, um meio balanceado de algas e bactérias;
8. promover a operação e a manutenção do sistema.

Neste trabalho, o estabelecimento da população de algas não foi fácil. As principais causas observadas foram: a ocorrência do fenômeno de “bulking” no tanque de aeração da ETAR de Beírolas motivou o aparecimento de um afluyente da lagoa experimental altamente carregado de bactérias filamentosas; o desenvolvimento de numerosa população de um crustáceo não identificado, o qual se alimenta de algas. Foi detectado que estes crustáceos apresentavam cor vermelha-castanho e tamanho em torno de 2 mm, possivelmente eram *Diaphanosoma* (APHA, 1989). Ver Figura 3.20.

Figura 3.20 – Crustáceos encontrados quando da partida da lagoa experimental

f) Coliformes Fecais

A determinação dos coliformes fecais foi efetuada pelo método de membrana filtrante.

Por ter sido construída junto a um tanque de aeração de uma ETAR de lodos ativados, a instalação experimental certamente deve ter sido contaminada pelos aerossóis, que podem

influenciar na qualidade bacteriológica e na contaminação por vírus desta instalação. Com relação à presença de protozoários e helmintos, espera-se que haja menor influência de contaminação por aerossóis.

No solo e na grama não foram realizados exames bacteriológicos devido à dificuldade de se poder afirmar a origem das bactérias que ali possivelmente seriam encontradas, pois poderiam vir tanto das águas residuárias tratadas, assim como de fezes de outros animais como trazidos nas patas destes animais ou de insetos.

g) *Contagem de Helmintos*

Por ter sido considerado o mais indicado, durante os ensaios preliminares para a pesquisa de ovos de helmintos em amostras simples de águas residuárias brutas e tratadas, adotou-se neste trabalho o método da OMS-A (AYRES & MARA, 1996). Este método é o que apresenta maiores possibilidades de vir a ser padronizado.

Os pontos de amostragem foram, respectivamente:

- Nas águas residuárias brutas - na chegada da ETAR, logo após a calha Parshall de medida de vazão afluente na ETAR;
- Nas águas residuárias secundárias - após a calha Parshall de medida de vazão do efluente da ETAR e antes da cloração no tanque de contato;
- Nas águas residuárias terciárias - junto à tubulação do efluente da instalação experimental, ou seja, na água que será utilizada para irrigação.

As amostras eram colhidas no período da manhã, entre 9 e 10 horas sendo transportadas, imediatamente, ao laboratório para exame e preferencialmente sem adição de preservante. A técnica para a coleta de amostras obedeceu às recomendações da APHA (1989). Na lagoa de maturação, as amostras eram retiradas a aproximadamente 15 cm abaixo da superfície da água.

Quando não foi possível analisar as amostras logo após colhidas, estas foram preservadas conforme prevê o método, utilizando-se 10 ml de fenol comercial puro para cada litro e mantidas sob refrigeração a 4°C.

Para a realização dos exames parasitológicos, foram utilizados os seguintes equipamentos e reagentes:

- Microscópio óptico, marca Olympus equipado com câmara fotográfica de 35 mm e monitor de TV de 14”;
- Microscópio esterioscópico (Lupa);
- Aparelho Vortex Genie-2;
- Centrifuga Sigma 202;
- Cone Imhoff;
- Densímetros;
- Câmara McMaster e disco de Doncaster;
- Pipetas de Pasteur e Volumétricas;
- Trompa d’água.

A contagem dos ovos de helmintos na câmara de McMaster foi feita em quatro lâminas, sendo o resultado a média aritmética das leituras realizadas

Nos exames parasitológicos, a identificação destes ovos na amostra é difícil quando se trabalha com pequenos aumentos, como é o caso do Método da OMS-A, utilizando microscópio ótico e câmaras de McMaster, com as quais não é possível utilizar objetivas que permitam aumentos superiores a 10 vezes. Para facilitar a identificação, adotou-se o procedimento de medir¹ os ovos e compará-los com os padrões conhecidos pela literatura, como os apresentados na Figura 3.21.

---

¹ A medida obtida com o micrômetro deve ser corrigida pelo fator de correção correspondente à objetiva utilizada, o fator da objetiva de 10x é 0,8.

Figura 3.21 - Dimensões de alguns ovos de helmintos.

Fonte: AYRES & MARA (1996)

4 – APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Como a pesquisa desta tese fez parte de um projeto envolvendo cinco instituições, em quatro países, em que os colaboradores tinham objetivos complementares, os resultados aqui apresentados são comparados e/ou complementados pelas informações obtidas pelos outros colaboradores do Projeto AVICENNE (1998). Assim, os resultados obtidos na instalação experimental de Portugal são comparados com os resultados dos campos de experimentos da Tunísia e da Jordânia. A análise conjunta destes experimentos concomitantes e complementares permite uma melhor compreensão dos dados.

Neste capítulo são apresentadas descrições das instalações experimentais e das metodologias utilizadas pelos colaboradores jordanianos e tunisienses, possibilitando um melhor entendimento dos experimentos desenvolvidos nestes países.

4.1 – Resultado dos Ensaios Preliminares

Antes de iniciar o monitoramento de rotina indicado na Tabela 3.5, foram realizados, em amostras do afluente e efluente da ETAR de Beírolas, ensaios visando principalmente selecionar metodologias apropriadas à pesquisa de helmintos em águas residuárias. Estes ensaios indicaram a presença destes ovos de helmintos, tanto no afluente bruto, como no efluente tratado desta ETAR.

Os resultados de ensaios preliminares de contagem de ovos de helmintos de quatro amostras são apresentados na Tabela 4.1. Estas amostras foram coletadas nos meses de agosto e setembro de 1996 e examinadas pelo método da OMS-A para águas residuárias brutas (que utiliza volume da amostra de 1 litro) e para efluentes tratados (com volume da amostra de 10 litros).

Tabela 4.1 – Ovos de helmintos no afluente e efluente da ETAR de Beírolas, 1996

Tipo de Água Residuária	Nº de ovos de helmintos/litro			
	Amostra 1	Amostra 2	Amostra 3	Amostra 4
Esgoto bruto	123	220	156	166
Efluente secundário	12	32	18	21

As quatro amostras de esgoto bruto apresentaram uma pequena amplitude no número de ovos de helmintos, de 123 a 220 ovos/L. Estes números encontram-se no limite inferior das estimativas para projetos de tratamento de águas residuárias domésticas feitas por MARA *et al* (1992), ou seja, da faixa de 100 a 1.000 ovos/L, refletindo, assim, a realidade local. É importante ressaltar que tais valores estão bem abaixo dos encontrados em trabalhos realizados no nordeste brasileiro. Estes apresentam valores médios próximos dos 1.000 ovos/L, conforme apresentado por NOGUEIRA (1999), valor médio de 910 ovos/L na Região Metropolitana de Fortaleza, de 1155 ovos/L em Campina Grande - Paraíba (CEBALLOS, 1990) e de 1.079 ovos/L na cidade de Guarabira, também na Paraíba, segundo FLORENTINO, (1992), apud NOGUEIRA (2000).

Quanto à quantidade de ovos de helmintos encontrados, nestes ensaios preliminares, no efluente secundário da ETAR de Beírolas (ver Tabela 4.1), observa-se que a redução do número de ovos não foi suficiente para atender aos valores exigidos pela OMS para irrigação irrestrita (apresentados na Tabela 2.3).

Durante os ensaios preliminares, observou-se que os ovos de helmintos que apresentaram maior frequência em relação aos demais encontrados no esgoto bruto foram os seguintes, na ordem de predominância: *Ascaris lumbricoides*, *Trichuris*

trichiura e *Ancylostoma ssp*). Segundo CEBALLOS (1990), a ascaridíase tem uma prevalência em torno de 60% em países subdesenvolvidos. Os ovos do seu agente causador, *Ascaris lumbricoides*, são capazes de sobreviver por diversos meses nas águas residuárias e, segundo a OMS (1989), são um dos principais responsáveis pelos altos índices de mortalidade infantil nos países subdesenvolvidos e em desenvolvimento. Apresentam-se nas Figuras 4.1 e 4.2 fotos de ovos de *Ascaris* e *Trichuris*.

Figura 4.1 - Ovo de *Ascaris lumbricoides* (Fonte: AYRES & MARA, 1996)

Figura 4.2 - Ovo de *Trichuris trichiura* (Fonte: AYRES & MARA, 1996)

Realizou-se uma avaliação preliminar de diversos parâmetros do efluente secundário da ETAR de Beírolas. Os valores das médias mensais de tais parâmetros, relativos ao segundo semestre do ano de 1996, são apresentados na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 – Valores ou concentrações médias mensais de diversos parâmetros relativos ao efluente secundário da ETAR de Beírolas, ano de 1996*.

Mês	pH	ST (mg/L)	SST (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	N Amoniacal (mg/L)	N Orgânico (mg/L)	N Total NTK (mg/L)	N Nitratos (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	<i>Escherichia. Coli</i> (NMP/100 mL)
Jul	7,7	700	12	8	48	22,1	-	-	0,03	3,0	1,5E+6
Ago	7,6	894	17	12	52	19,9	2,5	22,4	0,04	12,3	8,4E+5
Set	7,6	713	27	25	65	8,7	1,9	10,6	0,08	8,4	2,4E+6
Out	7,6	778	28	44	74	11,1	0,7	11,8	0,07	12,0	1,3E+6
Nov	7,6	797	115	103	179	30,8	11,5	42,3	0,03	10,5	2,7E+6
Dez	7,6	578	56	37	92	39,8	17,8	57,6	0,07	18,6	1,3E+6
Média	7,6	743	43	38	85	22,1	6,9	28,9	0,05	10,8	1,6E+6**

*Estas análises e exames foram realizados nos Laboratórios da ETAR de Beírolas

**Média geométrica

Ao analisar os dados da Tabela 4.2, constata-se que o efluente secundário da ETAR apresentava altas concentrações de sólidos suspensos totais, possivelmente causados pela ocorrência do fenômeno de “bulking” no reator de lodos ativados.

Os dados referentes ao mês de novembro indicam que deve ter sido lançado na rede de esgoto que abastece a ETAR um despejo de origem industrial com alta carga orgânica.

As concentrações de nutrientes (de nitrogênio amoniacal e fósforo) encontradas foram altas e não atendem às exigências da resolução CONAMA nº 20 MMA (1986) para lançamento em corpos de água Classe 3, embora possam ser recomendadas para fertirrigação.

Este efluente apresentou também altas concentrações de DBO_5 e DQO para um efluente secundário doméstico de um processo de lodos ativados, principalmente no mês de novembro, indicando a existência de uma forte componente industrial para o afluente desta ETAR.

Do ponto de vista microbiológico, o efluente secundário possuía concentração de coliformes fecais da ordem de 10^6 por 100 mL, indicando a necessidade de desinfecção deste efluente para que possa ser utilizado sem restrições na irrigação.

Quanto aos valores de pH, estes apresentam-se numa faixa de tolerância aceitável para lançamento em corpos d'água.

Foram também realizados ensaios preliminares para testar três diferentes disposições de cobertas, utilizando-se o plástico LDPE com bolhas de ar:

- Ensaio 1 - Plástico colocado sobre a estrutura metálica com inclinação de 3:1 (horizontal : vertical). Ver estrutura de suporte na Figura 3.12;
- Ensaio 2 - Plástico colocado sobre a estrutura metálica formando um colchão de ar sobre a lagoa (como mostrado na Figura 3.13);
- Ensaio 3 - Lâmina plástica colocada diretamente sobre a superfície da água da lagoa (Figura 3.14).

Em cada ensaio foram realizadas medições horárias de temperatura da água da lagoa, e do ar durante um período de cinco dias no mês de outubro de 1996. As temperaturas máximas diárias alcançadas para os três ensaios estão no gráfico da Figura 4.3.

Figura 4.3 – Temperaturas máximas diárias obtidas em ensaios com diferentes tipos de coberturas, out/1996.

Observa-se na Figura 4.3 que nos três ensaios a temperatura máxima da água não apresentou muita diferença quando comparada às correspondentes temperaturas do ar. No entanto, nota-se uma pequena superioridade no aumento de temperatura no Ensaio 3. Adotou-se, então, a configuração do Ensaio 3 no desenvolvimento desta pesquisa. Esta escolha foi influenciada pelo fato de os outros colaboradores do projeto AVICENNE utilizarem também este tipo de cobertura.

É importante ressaltar que, nestes testes, compara-se o comportamento de três configurações de cobertas para períodos diferentes, com condições climáticas distintas, principalmente em relação à nebulosidade.

Nas três alternativas ensaiadas, com ou sem colchão de ar, o cobrimento da lagoa causa efeitos considerados prejudiciais, como por exemplo, por impedir a ocorrência de correntes convectivas causadas pela ação do vento ou ainda por dificultar as trocas gasosas entre o líquido (produtos gasosos do metabolismo de

bactérias e algas) e a atmosfera. Estes efeitos são mais acentuados na alternativa em que o plástico repousa diretamente sobre a lâmina d'água.

O plástico utilizado nesta cobertura é composto por dois filmes soldados formando bolhas de ar. Estas bolhas de ar podem agir como isolante térmico, dificultando a perda de calor por convecção na cobertura plástica mantendo, assim, a água aquecida. Outra suposta vantagem do uso deste plástico é que ele flutua sobre o líquido, dispensando estrutura suporte.

4.2 – Técnicas de Contagem de Ovos de Helminotos

Como foi apresentado na revisão da literatura deste trabalho, o estudo sobre as técnicas de contagem de ovos de helmintos é de grande importância, pois o diagnóstico parasitológico de efluentes destinados à reutilização na irrigação tende a ser um dos principais indicadores de qualidade destas águas.

O levantamento bibliográfico realizado neste trabalho foi aprofundado em relação à pesquisa de ovos de helmintos. Dentre os objetivos desta tese demonstrou-se a intenção de estudar e aprimorar estes métodos de contagem, não somente nas águas residuárias, mas também no solo e nas culturas irrigadas. No entanto, não foi possível a realização da contagem de helmintos no solo dos canteiros experimentais nem nas gramas plantadas nestes canteiros. O principal motivo de não ter sido realizada esta contagem no solo e na grama dos canteiros foi que a pequena quantidade ou mesmo a ausência de ovos de helmintos no efluente secundário da ETAR de Beirolas, como pode ser comprovado na Tabela 4.14, inviabilizaram a pesquisa de ovos de helmintos nestes meios.

Apresentam-se nos dois itens seguintes os resultados referentes ao estudo das técnicas de contagem de ovos de helmintos em águas residuárias e um esboço do método desenvolvido para contagem destes ovos no solo. Quanto ao método para

contagem de ovos de helmintos nas culturas, não chegou a ser desenvolvido a contento. Ressalta-se que na instalação piloto foram apenas realizadas contagens de ovos de helmintos nas águas residuárias. Portanto, a pesquisa destes ovos no solo e nas culturas irrigadas sob aplicação continuada de efluentes em sistemas de reuso de águas não foi efetivado, como já comentado.

4.2.1 – Contagem de Ovos de Helmintos nas Águas Residuárias

Neste trabalho, inicialmente, realizou-se uma seleção de metodologias para pesquisa de ovos de helmintos em águas residuárias. Os métodos estudados, com a perspectiva de selecionar os mais adequados à rotina de um laboratório multidisciplinar, foram: Leeds I; Leeds II; OMS A e OMS B.

A partir da pesquisa dos métodos de enumeração de helmintos, selecionou-se como mais apropriado o método da OMS-A (AYRES & MARA, 1996). Para aperfeiçoar este método, foi proposta a utilização de um sedimentador com capacidade para 10 litros. Este sedimentador, apresentado nas Figuras 4.4 e 4.5, foi projetado e construído por este doutorando com o objetivo de agilizar estes ensaios

O sedimentador proposto facilita o trabalho no laboratório, uma vez que na metodologia proposta pelo método OMS-A, utilizam-se 10 litros de águas residuárias tratadas que são colocadas em cones de Imhoff, com capacidade de apenas 1 litro, para daí ser retirado o lodo sedimentado contendo os ovos que serão posteriormente separados e examinados em microscópio. As principais vantagens do sedimentador proposto são:

- permite que os 10 litros da amostra sejam despejados em um único sedimentador diminuindo, assim, a perda de ovos durante o manuseio com os diversos cones Imhoff;

- reduz o tempo do ensaio, pois mesmo quando se utiliza 10 cones Imhoff perde-se mais tempo enchendo os 10 frascos e depois retirando o sobrenadante, do que utilizando o sedimentador de 10 litros com dispositivos de retiradas que permitem uma rápida e prática descarga do sobrenadante, assim como o volume da amostra é mais exato, pois dispensa a leitura do menisco convergente, já que um extravasor na marca de 10 litros faz com que o excedente seja descartado mantendo-se uma maior precisão do volume a ser ensaiado;
- o procedimento de retirada do sobrenadante nos cones Imhoff favorecem a perda de ovos e quase sempre é necessário centrifugar um volume maior do que o volume utilizado para centrifugação no sedimentador de 10 litros. A perda de ovos neste sedimentador é menor, pois no procedimento de retirada do sobrenadante foi observada a possibilidade de arraste colocando um dispositivo de retirada de líquido na marca de 2 litros e outro na marca de 1 litro, para permitir graduar a lenta retirada do sobrenadante até a marca de 1 litro;
- o sedimentador de 10 litros apresenta, ainda, a vantagem de possibilitar uma menor ocorrência e propagação de erros experimentais causados pelo operador.

O tempo de sedimentação dos ovos de helmintos em uma amostra é calculado a partir da velocidade de sedimentação obtida pela Lei de Stokes. Mas, por razões de segurança, no projeto do sedimentador aqui proposto segue as recomendações de AYRES & MARA (1996), que utilizam o dobro do valor encontrado para o tempo de sedimentação teórico do ovo, presente na amostra, com menor velocidade de sedimentação. Este procedimento possui o intuito de assegurar que os ovos alcancem o fundo do recipiente e não sejam descartados. Segundo estes autores, à temperatura de 20°C, as velocidades de sedimentação dos ovos de helmintos, das três espécies mais comuns encontradas neste trabalho, são respectivamente:

- *Ascaris lumbricoides* = 2,04 cm/min.
- *Trichuris trichiura* = 1,62 cm/min;
- *Ancylostoma duodenale* = 0,66 cm/min;

Figura 4.4 - Sedimentador com capacidade para 10 litros, com detalhe.

Figura 4.5 - Fotografia do sedimentador com capacidade para 10 litros (à esquerda) e um cone Imhoff (à direita).

4.2.2 – Contagem de Ovos de Helmintos no Solo

Com relação à pesquisa de ovos de helmintos no solo, várias técnicas para a contagem destes ovos em amostras de solo têm sido descritas, SCHULZ & KROEGER (1992), WONG & BUNDY (1990), MULLER *et al* (1989), KAZACOS (1983), QUINN *et al* (1980), DADA (1979). Porém, nenhuma delas apresenta um método que seja satisfatório para a contagem de ovos de helmintos em todos os tipos de solo. Estes métodos foram utilizados em estudos de laboratório e de campo, mas ainda não foram suficientemente avaliados e padronizados para o propósito específico de indicar a contaminação no solo em sistemas de reuso na agricultura, como o método da OMS-A, que tende a ser padronizado para as águas residuárias.

A apropriação dos métodos de contagem de helmintos no solo pode variar, dependendo dos seguintes fatores:

- tipo de solo;
- massa específica dos ovos e do solo;
- método para dissociar os ovos das partículas de solo (normalmente usa-se detergente);
- método para concentrar os ovos presentes no solo (normalmente usam-se soluções salinas com densidades conhecidas).

A avaliação da apropriação do método está relacionada à taxa de recuperação de um solo artificialmente contaminado com uma quantidade conhecida de ovos de helmintos. Os solos normalmente têm sido semeados com grande número de ovos e estes podem não ser indicativo das densidades dos ovos encontrados no solo em condições naturais (WONG & BUNDY, 1990). Assim, a aplicação destes métodos deve ser precedida de ensaios preliminares para avaliação da taxa de recuperação correspondente ao tipo de solo a ser estudado.

Quando possível, devem ser utilizadas amostras de grandes volumes, pois pequenas amostras, como as de 1 g, não são suficientes para detectar baixas concentrações de ovos. Alternativamente, pode-se aumentar o número de amostras a serem examinadas para o caso de pequenas amostras de solo. Em qualquer situação, o método a ser escolhido deve possibilitar a recuperação da espécie de ovos que o investigador está interessado ou daqueles presentes em maior quantidade no meio estudado.

Durante a realização da pesquisa de seleção e desenvolvimento de um método apropriado para contagem de helmintos no solo, teve-se a intenção de utilizar um método com procedimento semelhante ao que foi selecionado, neste trabalho, como o mais indicado para a contagem de ovos de helmintos em águas residuárias, o método da OMS-A.

Assim, as adaptações sugeridas ao método da OMS-A para possibilitar a contagem de ovos no solo foram basicamente referentes aos passos iniciais de preparação da amostra, os quais são descritos a seguir:

1. coleta-se uma amostra de 200 gramas de solo a ser analisado. Esta coleta é realizada seguindo-se o procedimento sugerido por ENGLAND (1985), o qual envolve homogeneização da amostra;
2. coloca-se a amostra de solo num frasco e adiciona-se um litro de água destilada e 15 mL do detergente Triton-100 a 0,01%, promove-se a mistura homogeneizando a amostra;
3. em seguida, com o auxílio de um funil, despeja-se este conteúdo em um frasco de PET, com capacidade para 2 litros (comumente utilizados para venda de refrigerantes), tampa-se o frasco e com auxílio das mãos agita-o freneticamente por 30 segundos, favorecendo a separação por flotação de partículas mais leves das mais pesadas, obtendo-se assim uma amostra mais fácil de ser examinada;

4. despeja-se o conteúdo do frasco em dois cones Imhoff, completando o volume com água destilada até a marca de um litro;
5. deixa-se a amostra sedimentar por uma hora;
6. retira-se o sobrenadante com o auxílio de uma peneira e agita-se o conteúdo dos cones com um bastão de vidro evitando levantar a areia e coloca-se o conteúdo em suspensão em outro cone Imhoff;
7. deste ponto em diante, obtida uma amostra com características mais parecidas com as de águas residuárias, procede-se com o método da OMS-A para esgoto bruto, sendo o resultado expresso em nº de ovos por 100 g de amostra de solo.

Para testar este método, foram realizados quatro ensaios com solos semelhantes aos utilizados para irrigação, sendo que, ao invés de se adicionar água destilada (conforme descrito no passo nº 2) adicionou-se um litro de água residuária bruta, com número de ovos de helmintos “conhecido” (em amostra examinada utilizando a técnica da OMS-A). Os resultados dos exames parasitológicos em amostras de solo misturadas com águas residuárias brutas e as respectivas contagens de ovos destas águas são apresentados na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 – Contagem de ovos de helmintos no solo e no esgoto bruto

Tipos de amostras	Contagem dos Ovos de Helmintos*				Unidade
	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 4	
No Esgoto Bruto	212	188	173	115	nº. ovos/L
No Solo	10	6	2	3	nº. ovos/100 g

* Os solos ensaiados foram contaminados pelas respectivas águas residuárias brutas

4.3 – Tempo de Retenção Hidráulico Teórico

Como não foi possível realizar uma caracterização hidráulica da lagoa experimental, a partir de ensaios hidrodinâmicos com testes de estímulo-resposta com uso de traçadores e assim determinar o tempo de retenção real do reator em estudo, optou-se por apenas tentar controlar o tempo de retenção teórico.

Na lagoa experimental o tempo de retenção teórico foi controlado pela vazão de alimentação, por meio da regulagem de um registro de torneira na tubulação de recalque da bomba. Tentou-se trabalhar com os tempos de retenção pré-estabelecidos no item 3.1, mas no desenvolver do trabalho foi difícil manter o sistema de alimentação com uma vazão constante. Isto porque além do efluente secundário da ETAR de Beírolas ter apresentado grandes variações de qualidades físico-químicas e biológicas, as quais dificultaram a manutenção de uma vazão constante para a adução, tanto o sistema de alimentação como os equipamentos utilizados para a medição da vazão afluyente apresentaram problemas, como os descritos a seguir:

- a ocorrência do fenômeno de “*bulking*” no reator de lodos ativados provocava deposição de lodo na mangueira de alimentação diminuindo a vazão do afluyente da lagoa;
- o “*bulking*” foi também um dos responsáveis pela geração de espuma no vertedor triangular, o que mascarava a leitura do nível da água, realizada pelo sensor de nível, apresentando uma falsa profundidade de líquido e uma vazão aparentemente aumentada;
- em algumas ocasiões, as variações de vazão ocorreram devido a falhas de potência elétrica.

Assim, o controle do tempo de retenção teórico na lagoa foi um dos pontos críticos do experimento, como pode ser comprovado na Tabela 4.4, na qual apresentam-se os resultados da média diária de vazão e tempos de retenção associados durante os dias em que as leituras foram realizadas, nos meses de maio a outubro de 1997 (Figura 4.6).

Tabela 4.4 – Vazões médias de alimentação e tempos de retenção da lagoa, de maio a outubro de 1997

Mês	Dia	Vazão média diária ^a	Tempo de retenção teórico ^b	
		(m ³ /d)	(dia)	(h)
Maio	20	9,4	2,8	66
	21	12,2	2,1	51
	22	10,3	2,5	61
	23	7,1	3,7	88
	24	8,8	3,0	71
	25	8,8	3,0	71
	26	8,4	3,1	74
	27	7,8	3,3	80
Média mensal		9,1	2,9	69
Junho	26	14,7	1,8	42
	27	18,2	1,4	34
	28	17,0	1,5	37
	29	16,5	1,6	38
	30	19,5	1,3	32
Média mensal		14,3	1,8	44
Julho	1	21,6	1,2	29
	2	21,6	1,2	29
	3	25,2	1,0	25
	4	25,2	1,0	25
	5	24,4	1,1	26
	6	26,4	1,0	24
Média mensal		24,1	1,1	26
Setembro	23	9,0	2,9	69
	24	10,8	2,4	58
	25	11,3	2,3	55
	26	15,3	1,7	41
	27	15,2	1,7	41
	28	18,9	1,4	33
	29	22,1	1,2	28
	30	10,9	2,4	57
Média mensal		14,2	1,8	44
Outubro	1	8,7	3,0	72
	2	7,1	3,7	88
	3	6,3	4,1	99
	4	5,9	4,4	106
	5	3,4	7,6	184
	6	3,5	7,4	178
	7	5,1	5,1	122
	8	19,6	1,3	32
Média mensal		5,7	4,6	109
Médias		13,6	2,6	63

a – Para o cálculo “desta vazão média diária” levou-se em conta apenas o período em que o sistema de alimentação estava em funcionamento, das 8h00min às 20h00min

b – Considerando-se também o período em que o sistema de alimentação não funcionava, das 20h00min às 8h00min.

Figura 4.6 - Variações de vazão e tempo de retenção teórico na lagoa experimental

Os outros colaboradores do Projeto AVICENNE utilizaram o sistema de batelada, “batch”.

Ressalta-se que a adoção deste sistema de alimentação contínua prejudica o aquecimento da lagoa e apresenta dificuldades no seu monitoramento experimental e na avaliação do sistema de aquecimento por efeito estufa. Outra dificuldade encontrada com a adoção deste sistema de alimentação foi na comparação entre os dados obtidos nestes experimentos com os obtidos pelos colaboradores que trabalharam com o sistema em batelada.

4. 4 – Desempenho do Sistema de Aquecimento

Os resultados experimentais referentes ao sistema escolhido para aquecimento da lagoa de maturação da instalação experimental de Lisboa são apresentados e comparados com os resultados obtidos nas instalações experimentais da Jordânia e Tunísia.

Em seguida, avalia-se o modelo matemático proposto por DICKINSON (1998), utilizado para previsão da variação horária da temperatura de pequenas lagoas de maturação. Ressalta-se que este modelo somente foi desenvolvido quando os experimentos já estavam sendo realizados. Com o objetivo de comparar os resultados obtidos nos três campos de experimento, apresenta-se a simulação do referido modelo para a instalação experimental da Tunísia, levando-se em conta as condições meteorológicas locais.

4. 4. 1 – Avaliação dos Sistemas de Aquecimento nos Campos de Experimentos de Portugal, Jordânia e Tunísia.

4. 4. 1. 1 - Sistema de Aquecimento da Instalação Experimental de Lisboa

Um dos propósitos destes experimentos de campo foi estudar um sistema de aquecimento a energia solar com o qual se pudesse alcançar temperaturas suficientemente altas capazes de eliminar patogênicos, principalmente ovos de helmintos em lagoas de maturação. Para tanto, foram inicialmente realizados ensaios preliminares, apresentados no item 4.1, nos quais observou-se que se a lâmina plástica fosse colocada diretamente sobre a superfície da água, obtêm-se maiores temperaturas para a água da lagoa do que para os sistemas de cobertura com colchão de ar, conforme foi apresentado no item 3.1.3.2.

Além de proporcionar um aquecimento mais eficiente, este sistema de cobertura com lâmina plástica flutuando sobre a água apresenta a vantagem de dispensar estrutura de suporte.

O plástico utilizado em Lisboa (38° 43' 16'' de Latitude Norte e 9° 9' 15'' de Longitude a Oeste de Greenwich) foi o tipo LDPE, transparente, com pequenas bolhas de ar. Estas bolhas são formadas entre duas lâminas que são soldadas e possuem diâmetro médio em torno de 0,7 cm.

Com a lâmina plástica flutuando sobre a água, foram realizados ensaios na instalação experimental de Beirolas de março a novembro de 1997. Nestes ensaios, os sensores de temperatura utilizados registravam leituras a cada 10 minutos fornecendo, assim, cada sensor, 144 leituras por dia. Tais dados são resumidos na Tabela 4.5, apresentados em termos de temperaturas máximas mínimas e médias. Tais temperaturas da água, tabuladas em termos de temperaturas médias horárias, de 08 às 20 horas, são representadas pela média das leituras de seis sensores (cada sensor utilizado coletando seis leituras a cada hora). Estes sensores foram dispostos segundo o esquema apresentado na Figura 3.18 e instalados em uma profundidade de 15 cm da superfície do líquido. Entretanto, tais leituras não foram realizadas durante todo o período dos experimentos, devido a incidentes experimentais, causados por:

- falhas no sistema de alimentação, de potência elétrica da instalação experimental (estas falhas foram relativamente freqüentes durante o período do estudo, motivadas pela execução de obras civis de grande porte, realizadas nas proximidades da ETAR de Beirolas, obras relativas à exposição mundial EXPO'98);
- falhas em sensores de temperatura, que precisaram ser substituídos;
- danos na cobertura plástica, causados por ventos e chuvas.

Ressalta-se que os valores de temperatura eram disponibilizados automaticamente, já corrigidos pela respectiva curva de calibração de cada sensor, eletronicamente identificado.

Tabela 4.5 – Temperaturas do ar e da água da lagoa coberta com plástico LDPE, de março a novembro de 1997, leituras realizadas a 15 cm de profundidade

Mês ^a	Dia	Temperaturas em °C						
		Temperatura média do afluente ^b	Temperaturas médias diárias da água da lagoa			Temperaturas médias diárias do ar		
			Máxima	Mínima	Média	Máxima	Mínima	Média
Março	11	19,3	22,0	20,5	21,2	17,3	16,9	17,1
	12	20,1	21,9	19,9	20,7	21,5	17,8	19,5
	13	20,5	23,5	20,0	21,1	21,2	13,0	16,8
	14	20,9	22,3	20,1	21,0	20,4	12,3	15,9
	15	19,5	22,5	20,2	22,0	21,3	11,7	16,4
	16	18,4	23,1	20,3	21,3	21,7	12,0	16,2
	17	19,0	24,5	20,5	21,9	22,4	13,4	16,6
	18	19,3	23,8	20,8	21,9	22,1	13,5	16,8
	21	20,0	23,9	21,0	22,0	22,1	12,5	16,4
	22	20,3	24,0	21,2	22,2	23,0	13,3	17,3
	23	19,0	23,3	20,9	21,7	24,1	13,6	18,9
	24	19,7	23,2	20,7	19,6	24,1	14,1	19,7
	25	18,1	23,7	20,7	21,7	24,0	15,3	19,3
	26	19,5	24,0	20,7	21,8	22,3	16,6	19,5
	27	18,8	23,7	20,7	21,8	23,9	16,3	19,3
	28	19,3	23,5	20,9	21,8	23,9	16,6	19,8
	29	20,0	22,9	21,0	21,7	22,8	17,0	19,4
	30	20,5	22,8	20,9	21,6	25,2	15,8	20,1
	31	19,8	23,0	21,0	21,7	26,5	14,5	18,8
Abril	1	20,1	24,0	21,1	22,2	26,3	14,4	18,0
	2	20,0	23,6	20,4	20,2	23,4	13,9	17,0
	3	18,4	23,5	19,6	19,3	23,3	14,0	16,4
	4	19,6	23,8	19,0	19,8	23,3	14,8	16,7
	5	19,2	24,4	20,8	20,5	25,4	16,7	19,3
	6	19,3	23,8	20,5	21,0	25,5	15,3	18,4
	7	19,8	23,9	20,3	21,5	23,6	14,8	18,1
	8	20,2	23,5	20,7	21,3	22,9	13,9	17,0
Maio	20	20,0	24,4	21,0	22,1	16,5	14,3	15,0
	21	20,1	24,5	20,6	20,3	24,4	15,1	18,7
	22	18,9	24,8	19,2	19,8	25,6	13,4	17,1
	23	20,3	25,0	20,9	20,5	24,5	14,5	16,9
	24	20,8	24,8	21,5	21,0	24,5	14,9	17,2
	25	20,6	24,4	21,4	22,5	23,3	15,0	17,7
	26	21,8	24,8	20,9	22,3	18,4	14,4	16,1
	27	20,1	24,8	21,1	22,4	23,0	15,7	18,8

a - No mês de agosto a instalação não foi operada devido a falhas no sistema de alimentação elétrica,

b - Valores medidos apenas de 08 às 20 horas,

- Continuação da Tabela 4.5 -

Mês	Dia	Temperaturas em °C						
		Temperatura média do afluente	Temperaturas médias diárias da água da lagoa			Temperaturas médias diárias do ar		
			Máxima	Mínima	Média	Máxima	Mínima	Média
Junho	24	21,0	21,2	21,2	21,2	22,4	22,2	22,3
	26	20,3	21,0	20,8	20,9	29,1	23,6	26,3
	27	18,2	20,8	19,8	20,3	26,9	13,9	20,4
	28	17,9	20,0	19,2	19,7	26,5	12,4	18,7
	29	18,6	20,0	19,0	19,4	28,1	11,1	18,8
	30	17,8	19,9	19,3	19,6	28,2	11,7	19,0
Julho	1	17,8	19,7	19,2	19,5	28,2	14,2	19,2
	2	18,5	19,9	19,0	19,4	28,3	14,1	19,7
	3	18,3	19,7	19,0	19,3	28,3	12,0	18,7
	4	19,1	19,8	18,9	19,4	30,0	13,3	20,4
	5	20,1	23,3	20,7	21,9	36,8	15,2	25,1
	6	19,4	22,9	20,9	21,8	39,8	17,1	27,8
	8	19,5	-	-	22,0	-	-	24,9
	24	18,8	23,1	23,0	23,0	28,6	20,4	25,1
	25	18,6	23,4	23,1	23,2	32,1	19,8	24,8
	26	19,1	23,8	23,4	23,6	32,3	20,3	25,8
	27	18,9	24,6	23,8	24,1	30,6	21,0	25,0
Setembro	9	19,4	25,1	21,6	21,9	35,5	18,7	26,5
	10	18,8	25,2	21,4	21,7	37,9	15,9	23,8
	11	19,9	25,8 ^c	21,3	21,8	36,6	15,6	21,8
	12	18,9	25,3	20,9	21,7	31,1	15,4	21,7
	13	18,2	25,0	20,9	21,4	31,0	16,3	21,5
	14	18,1	24,8	21,2	21,5	30,7	18,6	21,6
	18	18,3	23,5	22,2	22,4	34,4	20,5	26,1
	19	18,2	22,4	21,6	22,1	35,2	18,1	23,8
	20	18,2	22,3	21,5	21,9	31,3	17,3	22,6
	21	18,8	22,0	20,9	21,3	30,2	15,1	20,7
	22	18,6	21,4	21,0	21,1	16,5	15,6	15,9
	23	18,4	22,1	20,5	21,5	32,2	17,5	25,1
	24	18,6	22,2	20,5	21,3	34,4	15,6	22,4
	25	18,7	23,8	20,5	21,1	32,0	16,0	21,2
	26	18,9	24,9	20,3	21,1	32,1	16,3	21,4
	27	19,0	22,7	20,5	21,1	30,1	16,6	20,9
	28	19,3	21,3	20,3	20,7	19,9	15,9	17,8
	30	19,3	21,4	20,9	21,3	29,2	18,3	23,2

c - Valor máximo da temperatura da água da lagoa.

- Continuação da Tabela 4.5 -

Mês	Dia	Temperaturas em °C						
		Temperatura do afluente	Temperaturas médias diárias da água da lagoa			Temperaturas médias diárias do ar		
			Máxima	Mínima	Média	Máxima	Mínima	Média
Outubro	1	19,1	21,9	20,2	21,0	34,1	16,4	22,2
	2	19,8	22,3	20,4	21,3	37,3	15,5	23,4
	3	19,7	22,3	20,8	21,6	34,1	15,6	22,1
	4	18,9	22,1	20,9	21,4	31,9	16,2	20,8
	5	18,2	21,4	20,0	20,6	28,2	15,8	19,7
	6	17,2	21,2	19,9	20,5	30,0	16,8	20,2
	7	18,9	20,7	19,5	20,2	27,5	13,1	18,1
	8	17,0	20,3	18,7	19,5	26,8	12,1	17,3
	9	17,8	20,7	18,9	19,6	26,3	14,2	18,4
	10	17,6	21,1	20,2	20,5	30,6	18,9	22,1
	11	17,5	21,7	20,4	21,0	30,5	19,7	22,7
	12	17,2	21,8	20,3	21,0	28,7	16,3	21,3
	13	17,1	20,5	18,8	19,5	27,1	13,7	18,4
	14	17,1	19,2	17,7	18,5	27,0	11,1	17,2
	15	17,0	19,0	17,3	18,1	28,1	10,8	19,1
	16	16,9	19,1	17,2	18,1	31,4	10,7	19,5
	17	17,0	18,7	17,2	17,9	26,2	10,6	17,7
	18	16,7	18,7	17,9	18,2	23,3	14,3	18,6
	21	17,0	18,8	18,2	18,5	21,0	15,0	17,2
	22	18,0	19,2	18,0	18,5	22,7	16,2	18,1
	23	18,1	19,3	17,6	18,4	25,2	11,8	16,7
	24	17,8	18,8	17,9	18,3	20,2	14,2	16,5
	25	17,0	19,5	18,2	18,8	26,6	15,4	18,8
	26	16,5	19,1	18,8	18,9	19,3	17,0	18,1
	27	16,5	19,4	18,5	18,8	21,2	16,4	18,3
	28	16,3	18,9	17,9	18,3	23,9	13,4	16,9
	29	16,4	18,1	17,1	17,6	21,9	10,9	15,6
	30	17,1	17,1	15,7	16,3	21,9	10,8	15,8
	31	16,7	16,1	15,1	15,6	18,1	11,0	15,0
Novembro	1	16,0	16,2	15,1	15,6	24,1	10,7	15,6
	2	16,3	16,2	16,0	16,1	16,9	15,0	15,6

Observa-se na Figura 4.7 que nestes ensaios os valores máximos diários das temperaturas na lagoa experimental, coberta com plástico de bolhas tipo LDPE, ficaram sempre abaixo de 25,8 °C, sendo geralmente inferiores às temperaturas máximas diárias do ar e quase sempre maiores do que as águas residuárias secundárias, afluente da lagoa.

Figura 4.7 - Valores de temperatura máxima da água e do ar para o período de monitoramento, de março a novembro de 1997

Para um dia de verão com céu claro, sem nuvens, 5 de julho de 1997, construiu-se a Tabela 4.6 com as variações horária de temperatura do ar, do afluente e da água da lagoa na profundidade de 15 cm.

Tabela 4.6 – Variação horária da temperatura da água na lagoa, dados de 5/6 de julho de 1997

Dia	Hora	Temperaturas em °C		
		Temperatura do Ar	Temperatura do Afluente	Temperatura da Água da Lagoa
11/09/1997	6:00	15,2	-	20,8
	7:00	18,8	-	20,7
	8:00	24,0	18,4	20,8
	9:00	25,7	18,7	20,9
	10:00	28,2	18,8	21,1
	11:00	29,8	19,2	21,2
	12:00	31,7	19,9	21,4
	13:00	33,0	20,2	21,9
	14:00	35,1	20,5	22,6
	15:00	36,8	20,7	22,8
	16:00	34,1	20,8	22,8
	17:00	32,7	21,0	23,3
	18:00	29,2	20,9	23,3
	19:00	27,2	20,8	23,2
	20:00	25,0	-	23,1
	21:00	22,7	-	22,9
	22:00	20,9	-	22,8
	23:00	20,6	-	22,4
12/09/1997	0:00	20,4	-	22,2
	1:00	19,4	-	21,6
	2:00	18,0	-	21,5
	3:00	17,1	-	21,3
	4:00	17,2	-	20,9
	5:00	19,1	-	20,9

Na Figura 4.8, construída a partir de dados da Tabela 4.6, observa-se que neste dia a temperatura média da água da lagoa geralmente apresentou temperaturas de 5 a 15 % maiores que a temperatura do afluente.

Uma das justificativas para as baixas temperaturas medidas, se comparadas com os valores obtidos pelos outros colaboradores do Projeto AVICENNE, é que os sensores foram localizados a 15 cm de profundidade, onde as temperaturas certamente eram inferiores as dos primeiros 5 cm a partir da superfície da água. Na lagoa coberta da Tunísia, foi observada uma estratificação térmica que apresentou variação de até 7 °C para os primeiros 5 cm de profundidade, indicando que o aumento da temperatura sob o plástico apenas dá-se efetivamente para os primeiros centímetros da água próxima à superfície. Mas a intenção inicial foi medir a temperatura na lagoa a uma profundidade mais próxima da temperatura média da massa líquida e que ficasse abaixo do nível do dispositivo de saída do efluente.

Figura 4.8 – Variação horária da temperatura da água da lagoa, do afluente e do ar, referentes aos dias 05/06 de julho de 1997

É importante ressaltar que os resultados referentes ao aquecimento da água da lagoa dos experimentos de campo realizados em Lisboa são menos favoráveis que os

da Jordânia e Tunísia, pois foram realizados sob sistema contínuo de alimentação das 8:00 às 20:00 horas.

4. 4. 1. 2 - Sistema de Aquecimento da Instalação Experimental da Jordânia

As instalações experimentais da Jordânia foram construídas na estação de tratamento de águas residuárias de As-Samra, 35 km a noroeste de Amã ($32^{\circ} 59' 36''$ de Latitude Norte e $35^{\circ} 59' 33''$ de Longitude a Leste de Greenwich). Estas instalações compõem-se de três lagoas, com dimensões 9 x 3 x 0,5 m (respectivamente: comprimento, largura e profundidade). Tais lagoas foram revestidas com geomembrana em PVC para evitar infiltração e foram operadas sob o regime batelada (*batch*), sendo alimentadas por efluente de uma lagoa facultativa. O tempo de detenção de cada uma das três lagoas foi de cinco dias.

Uma das lagoas não foi coberta, servindo, assim, como controle ou testemunha. Outra foi coberta com um plástico com bolhas de ar e a terceira lagoa foi coberta com uma dupla camada plástica composta por um plástico com bolhas e uma camada protetora de filme transparente colocada sobre a primeira. Na Figura 4.9 apresentam-se uma foto deste tipo de cobertura plástica.

Figura 4.9 – Coberta com dupla camada plástica, sendo uma lâmina simples e outra com bolhas, colocada sobre a água

O plástico tipo LDPE utilizado na Jordânia é composto por três filmes sendo dois formando as bolhas que são coladas no terceiro filme. Este plástico é transparente e suas bolhas (com diâmetro maior em torno de 2,0 cm) são maiores do que as do plástico utilizado em Portugal.

Dentre as maiores dificuldades relacionadas com o uso das cobertas plásticas, estão os danos causados pelo vento, principalmente no plástico com bolhas, tipo LDPE, que se deteriora com facilidade quando exposto aos raios de sol, ficando mais frágil e opaco, sendo recomendada sua troca a cada seis meses de utilização.

Assim, a colocação da segunda camada plástica, com lâmina de maior espessura e mais pesada, sobre o plástico com bolhas, além de melhorar o efeito estufa, conferiu maior resistência à cobertura. Uma desvantagem do uso desta segunda camada plástica é a dificuldade de manipulação da cobertura por apenas uma pessoa, durante a coleta de amostras.

Nos ensaios realizados, observou-se que, cobrindo a lagoa com somente um plástico com bolhas, tipo LDPE, foi possível alcançar temperaturas diurnas cerca de 10 °C acima das obtidas na lagoa sem cobertura. Porém, aumentos de temperatura como este somente foram observados nos 10 primeiros centímetros a partir da superfície da água. Abaixo desta profundidade notou-se apenas uma pequena variação da temperatura, em torno de 2 a 3 °C, de acordo, portanto, com os resultados obtidos em Portugal. A temperatura na lagoa coberta com duas camadas plásticas foi, em geral, 2 °C mais quente do que a cobertura com uma única camada plástica. Algumas destas observações podem ser notadas nas Figuras 4.10 e 4.11.

Os maiores aumentos de temperatura obtidos, num ensaio realizado no verão, utilizando-se o plástico de bolhas, em cobertas com uma camada e duas camadas plásticas foram, respectivamente, de 14 e 16°C.

Figura 4.10 - Temperatura média mensal da água nas lagoas experimentais, no horário das 0 às 12 horas durante o ano 1996, na Jordânia.

Figura 4.11 - Temperatura média mensal da água nas lagoas experimentais, no horário das 12 às 24 horas durante o ano 1996, na Jordânia

O maior aumento da temperatura alcançado na lagoa coberta com duas camadas plásticas, quando comparado com as outras duas lagoas, levou a uma maior remoção de patogênicos, sendo indicada pelo decaimento do número de coliformes fecais. Na lagoa com dupla camada plástica, as concentrações de coliformes fecais atingiram os menores valores em agosto e setembro de 1996, quando foram atendidas às recomendações da OMS, apresentadas na Tabela 2.3. Nestes dois meses a temperatura da água alcançou valores em torno de 35 °C. O valor máximo de pH da lagoa durante o dia foi de aproximadamente 8 e o valor máximo de OD atingiu a concentração de apenas 2,1 mg/l.

O decaimento pretendido para a concentração de coliformes fecais nas lagoas experimentais foi alcançado com temperaturas da água substancialmente menores que as obtidas nos experimentos de laboratório realizados por THOMSON *et al* (1992).

O aquecimento e a luz solar podem promover a remoção de coliformes fecais em lagoas de estabilização das seguintes maneiras:

- diretamente pelo aumento da temperatura da lagoa, como foi visto na lagoa coberta por dupla camada plástica, sendo o aumento da temperatura da água responsável por maior eficiência de sedimentação dos ovos de helmintos;
- diretamente pelo efeito bactericida dos raios ultravioleta;
- indiretamente, suprimindo energia para fotossíntese de algas, fornecendo luminosidade e comprimento de onda adequados para o crescimento destes organismos (como observado na lagoa de testemunha). As algas são responsáveis pelo aumento da concentração de OD e maiores valores de pH na lagoa, promovendo um ambiente inóspito para as células bacterianas.

Assim, o crescimento de algas é um dos parâmetros que devem ser analisados quando da avaliação em lagoas de estabilização. No entanto, baseando-se apenas nas informações destes experimentos não foi possível quantificar o grau de importância de cada um dos parâmetros envolvidos na remoção de coliformes fecais.

4. 4. 1. 3 - Sistema de Aquecimento da Instalação Experimental da Tunísia

Na Tunísia, os trabalhos de campo foram realizados em duas lagoas experimentais localizadas em Nabeul, na região nordeste da Tunísia, a 60 Km da capital Tunis (36° 50' 33'' de Latitude Norte e 11° 44' 15'' de Longitude a Leste de Greenwich). Tais lagoas foram monitoradas em diferentes períodos do ano para testar a eficiência do método sobre distintas condições climáticas.

Uma das lagoas foi coberta com uma camada de plástico com bolhas grandes, semelhante ao plástico utilizado nos experimentos da Jordânia, tipo LDPE, transparente, mas de cor azul, enquanto a outra foi operada como testemunha ou controle. Em ambas as lagoas, foram realizadas medidas diárias de: temperatura, pH, OD e condutividade elétrica. Tais medições foram feitas em diversas profundidades: junto à superfície da água, 5, 10, 20, 30, 40 e 50 cm. Foram tomadas amostras de água para avaliação de coliformes fecais, estreptococos fecais e ovos de helmintos.

As lagoas deste experimento foram operadas em regime de batelada, “*batch*”, com tempos de detenção de 7 a 10 dias e alimentadas com o efluente secundário de uma estação de tratamento de lodos ativados, ETAR de Oued Souhil¹. Estas lagoas foram revestidas com uma geomembrana em PVC de cor preta para prevenir infiltrações e melhorar a absorção de calor. Elas foram construídas com as seguintes dimensões: 10,7 x 6,3 m de superfície superior; 6,7 x 2,3 m de fundo, e com profundidade de 2,0 m.

Os resultados destes ensaios mostraram que a temperatura da água sob a cobertura plástica aumentou, mas este aumento apenas foi maior para um pequeno volume de água. As maiores temperaturas conseguidas nas camadas superficiais da lagoa ocorreram nos primeiros 10 cm. A diferença entre as medidas de temperatura da água, realizadas junto à superfície da água e a 5 cm de profundidade, alcançou na lagoa coberta até 7 °C. Isto ocorreu devido à deficiência de mistura na lagoa coberta.

---

¹ Esta ETAR era alimentada predominantemente com esgoto sanitário (cerca de 90% originados de hotéis) e com uma insignificante contribuição de águas residuárias de origem industrial.

Comparando-se as temperaturas máximas da água, obtidas a 5 cm de profundidade, constatou-se que neste nível a lagoa coberta ficou até 5 °C mais quente do que a lagoa testemunha.

Os dados de temperatura diurna sob a coberta com plástico de bolhas, obtidos nos meses de julho e setembro de 1997, mostram que a melhor combinação tempo-temperatura alcançadas durante este período foi de 44 °C por três horas. Esta combinação não foi suficiente para atingir o desejado decaimento de coliformes fecais, necessário para produzir um efluente que atendesse às diretrizes da OMS de menos de 1000 CF/100 mL, para irrigação sem restrições. Isto indica que a radiação ultravioleta deve ser mais eficiente na remoção de coliformes fecais que o aumento de temperatura da água. O plástico azul utilizado neste experimento deve ter filtrado os raios ultravioleta.

As condições climáticas durante os experimentos de campo (conduzidos durante o verão) foram menos favoráveis que as condições usuais para esta estação do ano, devido ao fenômeno meteorológico “*EL NINO*”, ocorrido no ano de 1997. Este fenômeno também atingiu Portugal, onde provocou altos índices de pluviosidade.

Nas Figuras 4.12 e 4.13, relativas a um dos ensaios realizados no mês de setembro de 1997, pode-se observar que a estratificação térmica é maior na lagoa coberta, principalmente para os 10 primeiros centímetros. Abaixo desta profundidade, as temperaturas mantêm-se praticamente constantes e muito próximas. As leituras de temperatura mostradas nas Figuras 4.12 e 4.13 foram realizadas às 10 horas da manhã, mas em outras medições realizadas três vezes ao dia, observou-se que abaixo do nível dos 10 cm, as temperaturas na lagoa coberta não aumentaram mais do que 5 °C em relação às respectivas temperaturas da lagoa testemunha.

Isto explica as baixas temperaturas medidas na lagoa piloto da ETAR de Beirolos, onde os sensores de temperatura foram instalados na profundidade de 15 cm da superfície. O objetivo de medir a temperatura a esta profundidade foi obter um valor mais representativo da temperatura média da lagoa.

Figura 4.12 - Variação da temperatura na lagoa com cobertura plástica, medidas tomadas às 10 horas da manhã em diversas profundidades (H), sendo o ensaio realizado na instalação experimental da Tunísia nos dias 17 a 21/set/1997

Figura 4.13 - Variação da temperatura na lagoa testemunha, medidas tomadas às 10 horas da manhã em diversas profundidades (H), sendo o ensaio realizado na instalação experimental da Tunísia nos dias 17 a 21/set/1997

4. 4. 2. – Simulação do Modelo Matemático de Aquecimento da Lagoa

O modelo desenvolvido por DICKINSON (1998) permite estimar a variação horária da temperatura na lagoa coberta com uma lâmina plástica colocada diretamente sobre a superfície da água residuária, flutuando sobre a lagoa, para o sistema de alimentação em regime de batelada. O processo passo a passo utilizado neste modelo permite sua utilização em diversas regiões do globo, com base em informações meteorológicas.

Este modelo foi simulado para as condições locais da lagoa experimental da Tunísia. A simulação foi feita para os quatro tipos de plástico apresentados na Tabela 2.12, levando em conta suas respectivas características de transmissão, obtendo a variação térmica da lagoa de estabilização para cada um deles. Os valores dos parâmetros de entrada do modelo foram os referentes ao dia mais favorável, escolhido entre dez dias do mês de agosto de 1996. O dia escolhido como mais favorável para a simulação do modelo proposto, ou seja, aquele com maior possibilidade de propiciar melhor aquecimento na estufa, foi o dia 1º. Os principais parâmetros de entrada utilizados foram: radiação global horária (cal/cm^2); horas de insolação (h e h/10); temperatura do ar de hora em hora ($^{\circ}\text{C}$) e temperatura inicial da água da lagoa experimental. Estes dados são resumidos nas Tabelas 4.7, 4.8 e 4.9.

Tabela 4.7 – Radiação global horária (cal/cm²)

Hora	Dias de Agosto de 1996									
	1°	2°	3°	4°	5°	6°	7°	8°	9°	10°
4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	12	21	20	17	14	16	13	8	12	13
7	74	82	73	63	66	72	66	47	63	67
8	150	147	156	132	133	138	130	94	133	143
9	217	212	213	189	197	204	194	167	194	213
10	269	267	311	263	261	261	250	215	255	271
11	310	306	332	298	301	303	291	161	291	311
12	332	325	330	319	324	324	213	284	319	334
13	330	327	309	315	325	323	314	230	325	336
14	309	306	269	227	302	302	292	140	304	315
15	268	264	216	252	257	265	251	132	262	274
16	211	208	148	142	198	206	194	67	207	214
17	145	140	74	133	136	137	124	74	140	141
18	74	70	14	65	67	67	55	27	70	64
19	16	14	0	11	12	12	10	9	12	9
20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	2717	2689	2465	2426	2593	2630	2397	1655	2587	2705

Tabela 4.8 – Horas de insolação (h e h/10)

Hora	Dias de Agosto de 1996									
	1°	2°	3°	4°	5°	6°	7°	8°	9°	10°
4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	0,6	0,5	0,1	0	0,1	0,3	0,1	0	0,1	0,6
7	1	1	1	0,3	1	0,9	1	0,8	1	1
8	1	0,9	1	0,5	1	1	1	0,2	1	1
9	1	1	1	1	1	1	1	0,4	1	1
10	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
11	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
12	1	1	1	1	1	1	1	0,9	1	1
13	1	1	1	0,9	1	1	1	0,6	1	1
14	1	1	1	0,8	1	1	1	0,3	1	1
15	1	1	1	0,6	1	1	1	0,9	1	1
16	1	1	1	0,6	1	1	1	0,9	1	1
17	1	1	1	0,3	1	1	1	0,7	1	1
18	1	1	1	0,7	1	1	0,9	0,8	1	1
19	0,6	0,4	0,5	0,1	0,4	0,2	0	0	0,5	0,3
20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	13,2	12,8	12,6	8,8	12,5	12,4	12	8,5	12,6	12,9

Tabela 4.9 – Temperatura do ar de hora em hora (°C)

Hora	Dias de Agosto de 1996									
	1º	2º	3º	4º	5º	6º	7º	8º	9º	10º
1	23,9	25,0	25,5	25,0	25,1	25,8	26,0	25,8	26,4	25,0
2	23,6	25,0	25,5	24,8	24,7	25,2	25,5	25,8	26,3	24,7
3	23,2	24,4	25,1	24,5	24,2	25,6	24,5	25,6	26,1	24,2
4	22,8	24,2	25,1	24,0	24,2	24,8	23,5	25,0	25,7	24,2
5	22,2	24,0	24,9	24,2	24,8	24,2	24,6	25,4	25,7	23,7
6	22,0	23,8	24,6	23,9	25,4	24,0	24,6	24,0	25,5	23,2
7	23,1	24,0	24,0	23,7	25,6	24,5	24,7	25,0	26,0	24,2
8	25,2	26,2	25,1	26,0	26,3	26,3	26,9	28,0	27,3	26,0
9	26,5	26,6	25,5	26,7	27,1	27,0	27,7	28,9	28,6	28,0
10	27,8	26,6	26,4	26,7	27,4	27,5	28,5	31,0	29,5	29,6
11	29,8	26,4	26,6	27,5	28,0	28,0	28,7	30,3	31,0	29,0
12	30,8	27,0	27,5	28,0	28,5	28,1	29,3	30,0	32,2	28,2
13	29,0	27,5	27,6	28,2	28,6	28,5	29,6	29,6	32,8	28,6
14	27,7	27,5	27,7	28,2	28,7	29,0	30,0	28,5	33,8	29,0
15	27,9	27,5	27,8	28,1	28,4	29,5	29,9	29,0	33,5	28,8
16	28,0	27,6	27,9	28,4	28,5	29,6	29,5	28,5	33,0	29,1
17	27,3	27,0	27,8	28,2	28,0	29,2	28,7	28,5	32,6	28,7
18	26,5	26,6	27,6	28,0	27,7	28,3	28,0	28,6	30,7	27,8
19	26,2	26,3	26,6	27,2	27,3	27,5	27,2	28,0	29,2	27,0
20	25,8	26,1	26,6	26,5	27,1	27,4	26,8	27,5	27,0	26,0
21	25,6	25,7	26,3	26,2	27,0	27,1	26,6	27,2	26,5	26,6
22	25,4	25,5	26,3	26,2	26,8	26,8	26,4	28,2	25,7	26,5
23	25,3	25,5	26,0	25,3	26,2	26,6	26,2	28,0	25,5	26,5
24	25,2	25,5	25,9	25,3	26,0	26,5	26,0	27,2	25,3	26,5
Média	25,9	25,9	26,2	26,3	26,7	27,0	27,1	27,7	28,6	26,7

As variações horárias das temperaturas obtidas para o dia mais favorável, dentre os mostrados nas Tabelas 4.7, 4.8, 4.9, são apresentadas na Figura 4.14.

Figura 4.14 – Simulação horária de valores de temperatura para condições de medidas realizadas nos dias 1º/2º de agosto de 1996

A partir do gráfico resultante desta simulação, Figura 4.14, constata-se que dos quatro plásticos utilizados, apenas o EVA co-polímero e o plástico de três camadas de co-extrusão são apropriados para se alcançar a temperatura de 53°C para o líquido da lagoa por um período de quatro horas, durante um dia ensolarado e partindo-se da temperatura inicial da água de 20°C.

Os outros dois plásticos simulados, o LDPE e o LDPE com enchimento mineral, apresentam boas características de transmissão de radiação solar de pequenos comprimentos de onda. No entanto, deixam passar grande quantidade de radiação de grandes comprimentos de onda, de dentro para fora da estufa. Para estes dois últimos plásticos, os rendimentos líquidos de energia são, respectivamente, de 10% e 55%, enquanto o plástico complexo de três camadas de co-extrusão e o EVA apresentam rendimentos, respectivamente, de 75 e 72% da radiação extraterrestre recebida, conforme foi apresentado na Tabela 2.12.

Estes valores de rendimento justificam a baixa eficiência encontrada para a cobertura com o plástico LDPE.

Para as condições da simulação apresentada na Figura 4.14, observa-se que o modelo prevê, a partir da temperatura inicial da água, um acréscimo de apenas 10 °C por um período de menos de duas horas, para a cobertura com o plástico LDPE. Esta combinação é bem inferior à encontrada por THOMSON (1992), ou seja, 53 °C por quatro horas, a fim de garantir satisfatório decaimento de coliformes fecais.

Para os plásticos: LDPE com enchimento mineral; EVA co-polímero e o plástico de três camadas de co-extrusão, o modelo previu acréscimos em torno de, respectivamente 25, 45 e 50 °C sobre a temperatura inicial da água. Atingiram os dois últimos a combinação encontrada por THOMSON (1992).

Valores de temperaturas da água medidas em lagoas de estabilização por NOGUEIRA (2000) na cidade de Fortaleza-Ceará (na ETAR Parque Fluminense) dão indicativos de que a implantação destes sistemas de aquecimento naquela região deve ser proveitosa (Tabela 4.10).

Tabela 4.10 Valores* de temperatura da água de lagoas de estabilização em Fortaleza-Ceará

	Temperaturas**em °C			
	Esgoto Bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa	Lagoa de Maturação
Média	30,5	30,4	30,9	30,6
Mediana	30,5	30,5	31,3	30,5
(Mínimo – Máximo)	(28,3 – 31,5)	(29,0 – 32,0)	(31,0 – 35,0)	(28,0 – 32,5)

* Foram realizadas 15 leituras no período de 05/11/1997 a 29/04/1998

** Temperatura média da massa líquida do esgoto bruto afluente e das lagoas

Fonte: NOGUEIRA (2000)

4. 5 – Desempenho do Sistema de Tratamento

4.5.1 – Desempenho da Lagoa de Maturação

Apresentam-se nas Tabelas 4.11 e 4.12 os resultados do monitoramento de qualidade físico-química do afluente e efluente da lagoa experimental. Analisando os valores de DBO_5 e DQO das amostras filtradas, observa-se que a lagoa experimental não apresentou boa eficiência de remoção de matéria orgânica dissolvida, possivelmente devido aos pequenos tempos de retenção hidráulica utilizados, enquanto as concentrações de SSV indicaram satisfatória remoção de matéria orgânica particulada.

Na lagoa experimental de Portugal, trabalhou-se com taxas de carregamento orgânico superficial (λ_s) com valor médio em torno de 200 kg de DBO_5 / ha . d. Este valor foi calculado admitindo-se a vazão média do sistema de alimentação da lagoa de 13,6 m³/d, isto em decorrência da falta de informações das vazões referentes a maioria dos dias em que se dispõe de dados de DBO_5 . Os dados de vazão afluente foram apresentados na Tabela 4.4.

Observou-se que o valor máximo da relação DBO_5 /DQO foi de 0,6, enquanto o mínimo chegou a 0,1 e a média ficou em torno de 0,3. Estes valores sugerem uma forte predominância da contribuição de águas residuárias industriais em relação à contribuição de esgoto sanitário, isto porque os processos industriais muitas vezes produzem efluentes que inibem os processos biológicos.

Tabela 4.11 - Características físico-químicas do afluente e efluente da lagoa experimental.

Data	Amostra	Temp. (°C)	pH	Turbidez (UNT)	Cond. Elet. (dS/m)	OD (mg/L)	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	DQO (mg/L)		DBO ₅ (mg/L)		N.-NH ₄ ⁺	N-Kjel	N-NO ₃	N-NO ₂	P-tot. (mg/l)	Cl (mg/L)	Sulfato (mg/l SO ₄)
										Não Filtrado	Filtrado	Não Filtrado	Filtrado							
01abr97	Afluente						324												211	82
	Efluente						351												190	70
07abr97	Afluente	19,0		166	1,23		297	38,0	30,0	80	37						0,086		215	148
	Efluente	18,7		245	1,37		306	8,0	6,0	42	30						0,045		266	160
11abr97	Afluente	18,1	5,5	446	1,27															
	Efluente	19,2	5,5	72	1,43															
14abr97	Afluente	21,2	5,9	260	1,26		303	82,0	56,0	140	46			30,7	35,8	0,07	0,080	10	205	153
	Efluente	20,2	5,7	145	1,41		314	7,0	6,0	53	42			32,1	36,2	0,01	0,040	10	269	144
06mai97	Afluente							20,0	14,0	50	26	20	3	22,4	23,5	0,02		8		
	Efluente							4,0	3,0	50	41	8	7	25,2	27,2	0,01		10		
08mai97	Afluente	19,9	5,7	229	1,31		264	32,0	23,0	64	36	23	4				0,060		65	47
	Efluente	17,8	5,6	139	1,28		292	5,0	4,0	50	45	9	5				0,200		297	84
13mai97	Afluente	19,6	7,3	183	1,41		286	34,0	a	74	36	30	a							
	Efluente	17,8	8,0	183	1,23		262	32,0	24,0	71	40	12	4							
20mai97	Afluente	21,6	7,1	268	1,06		219	44,0	30,0	76	36	44	a				0,250		263	57
	Efluente	20,9	6,9	43	0,87		184	2,5	1,8	30	24	5	3				0,390		205	54
22mai97	Afluente	19,6	7,4	283	1,43			48,0	31,0	66	31	40	a							
	Efluente	19,5	7,1	66	1,21			2,5	1,8	38	33	4	3							
27mai97	Afluente							40,0	27,0	71	29	31	a							
	Efluente							2,2	1,7	38	35	4	3							
17jun97	Afluente	23,7	7,0	259	1,35	0,5	392										0,066		283	40
	Efluente	23,8	6,8	323	1,34	0,8	379										0,057		265	40
02set97	Afluente							48,0	34,0	88	34	26	5	28,0	32,5	0,06		12		
	Efluente							6,0	5,0	28	9	9	6	31,4	33,9	0,03		13		
09set97	Afluente	24,1	6,9		1,25	3,0		24,0	20,0	68	34	16	7				0,051		273	81
	Efluente	23,6	6,9		1,12	0,5		8,0	7,0	64	32	10	7				0,015		206	74
23set97 ^b	Afluente	22,7			1,53	1,8		125,0	104,0	436	269	192	121							
	Efluente	22,1			1,55	0,7		88,0	72,0	466	336	224	174							
30set97	Afluente	23,1			1,26	3,8		15,0	13,0	122	94	31	26							
	Efluente	24,2			1,23	0,5		19,0	16,0	120	86	29	25							
07out97	Afluente	21,6	7,5		1,08	3,2		12,0	a	75	57	15	9				<0,015		217	125
	Efluente	21,3	7,3		1,08	1,6		10,0	9,0	79	60	17	12				<0,015		178	120
14out97	Afluente	19,5	7,4		1,34	3,0		14,0	10,0	68	42	12	6				0,018		262	143
	Efluente	18,9	7,6		1,29	2,2		6,0	5,0	70	64	10	7				<0,009		202	127
21out97	Afluente	21,1	6,5		0,65	3,6		14,0	7,0	40	28	6	3	16,0	20,0	0,28		4		
	Efluente	20,8	6,5		0,78	3,3		4,0	3,0	45	41	4	3	15,5	20,3	0,30		4		
30out97	Afluente	18,9	8,5			4,7											3,240		316	75
	Efluente	17,5	8,2			2,5											1,390		305	74
04nov97	Afluente	19,5	7,3			5,8		30,0	18,0	62	26	8	a				4,220		134	54
	Efluente	18,3	7,2			3,3		7,0	5,0	42	21	7	4				3,910		128	48

a - Valor não determinado

b - No dia 23set1997 notou-se forte descarga de águas residuárias de origem industrial

Tabela 4.12 – Outras características físico-químicas do afluentes e efluente da lagoa experimental

Data	Amostra	K	Na	Ca	Mg	Cd	Cr	Cu	Pb	Fe	Zn	TAS	TASaj
		(mg/L)											
01abr97	Afluente	27,9	139,7	65									
	Efluente	29,0	134,7	45									
07abr97	Afluente	25,4	89,5	25	190,7	0,021	0,1	0,2	<0,1	0,4	0,3		
	Efluente	32,5	140,7	40	172,2	0,014	0,1	0,1	<0,1	0,4	0,5	2,1	2,2
20mai97	Afluente					0,024	0,1	1,0	<0,1	0,9	0,5		
	Efluente					0,019	0,1	0,9	<0,1	0,2	0,3		
17jun97	Afluente	15,5	175,0	36	88,9								
	Efluente	15,1	165,7	35	35,3							4,7	5,4
14out97	Afluente	15,9	159,8	31	27,9								
	Efluente	a	148,8	37	23,0							4,7	
30out97	Afluente	15,4	187,2	36	21,3								
	Efluente	17,1	166,8	26	26,6							5,4	
04nov97	Afluente	7,7	92,8	29	21,9								
	Efluente	7,2	88,8	30	30,8							2,7	

a - Valor não determinado

Para os dias em que foram calculadas as taxas de adsorção de sódio, o efluente da lagoa apresentou pequenas TAS e o valor máximo encontrado foi de 5,4. Enquanto a condutividade elétrica do efluente variou de 1,29 a 1,74 dS/m.

Segundo os padrões apresentados no diagrama de avaliação da qualidade de água para irrigação mostrado na Figura 2.1, em termos de condutividade elétrica, estas águas apresentam elevada salinidade (C3) e não devem ser utilizadas em solos de drenagem deficiente. Quando utilizadas em solos de boa drenagem, podem ser necessárias práticas agrícolas destinadas ao controle desta salinidade, devendo ser selecionadas culturas tolerantes aos sais. Já em termos de risco do sódio, estas águas possuem baixos teores de sódio (S1), podendo ser utilizadas na irrigação de quase todos os solos, sem perigo de atingirem teores prejudiciais de sódio de troca.

Analisando-se os dados de condutividade elétrica e TAS, em conjunto, os efluentes desta lagoa enquadram-se na classificação C3-S1 do diagrama da Figura 2.1, que caracteriza águas de elevada salinidade e baixo teor de sódio. Estas correspondem à restrição moderada de uso. Devendo ser destinadas apenas à irrigação de culturas tolerantes aos sais e em solos de boa drenagem e sua utilização,

se possível, deve ser evitada. Mas, mesmo as águas com alta salinidade, podem ser utilizadas na irrigação dependendo de uma conveniente combinação entre técnica, manejo, tipo de solo e seleção da cultura a ser irrigada. Procedendo-se com estes cuidados, quase todas as águas residuárias tratadas podem ser utilizadas para irrigação.

Assim, a salinidade do efluente da lagoa, avaliada por sua condutividade elétrica, mostrou-se adequada a culturas agrícolas que toleram moderado conteúdo de sais dissolvidos. Cloreto e sódio são os principais íons que contribuem para a condutividade, podendo causar problemas de toxicidade, especialmente em plantas irrigadas. As concentrações destes dois íons no efluente da lagoa experimental foram muito altas para a irrigação por aspersão, estas podem induzir à queima de folhas, mas são consideradas aceitáveis para irrigação de sulco. O risco de sódio na terra, devido à utilização do efluente da lagoa experimental na irrigação, pode ser considerado moderado. Nos experimentos realizados pelos colaboradores, não foi notada variação significativa na condutividade elétrica de lagoas cobertas ou não cobertas. Isto deveu-se possivelmente aos pequenos tempos de detenção dos ensaios realizados em batelada.

Nota-se na Tabela 4.11 que as concentrações de matéria orgânica, expressas em termos de DBO e DQO do efluente eram, algumas vezes, maiores do que as do afluente na lagoa. Isto ocorre frequentemente em sistemas de lagoas de estabilização, devido ao crescimento de algas durante o processo fotossintético. No entanto, espera-se que o crescimento de algas na lagoa coberta seja menor do que em sistemas com condições mais favoráveis à fotossíntese, como as lagoas de maturação convencionais.

Na Figura 4.15 apresentam-se os valores de OD no afluente e efluente da lagoa experimental de Beírolas, correspondentes aos dados de OD da Tabela 4.11, os quais foram medidos sempre pela manhã, às 10h00min. Os valores de OD do efluente foram geralmente menores que os do afluente, com exceção do valor referente ao dia 17/junho/1997, que apresentou a concentração de OD do efluente um

pouco superior à do afluente. Mas, esta diferença foi de apenas 0,3 mg/L, podendo ter sido causada por erros experimentais.

Figura 4.15 – Valores de OD afluente e efluente na lagoa experimental

A análise da Figura 4.15 sugere que a cobertura plástica deve diminuir o suprimento de energia luminosa disponível para a fotossíntese das algas da lagoa. Assim, afeta a concentração de oxigênio dissolvido na água, apresentando baixos valores de OD, ao contrário do que ocorre em lagoas sem cobertura plástica, que exibem altos valores de OD na presença da luz.

O crescimento de algas na lagoa foi prejudicado pela colocação da cobertura plástica. Isto deve-se à deposição de poeira e ao desgaste do plástico (sob ação de raios ultravioleta) que contribuíram para a redução da penetração da luz. As bolhas do plástico foram deterioradas, ficando frágeis e tornando-se opacas em poucos meses de exposição à luz solar. O acúmulo de águas pluviais sobre o plástico também dificultou a penetração de luz na lagoa, assim como o aquecimento da lagoa pelo efeito estufa.

Nas Figuras 4.16 e 4.17 apresentam-se fotos das cobertas plásticas de Portugal e da Jordânia.

Figura 4.16 – Coberta plástica apresentando deposição de água da chuva e bolhas de ar, em Portugal

Figura 4.17 – Cobertas plásticas apresentando desgaste e deposição de poeira que dificultam a fotossíntese, na Jordânia

Nos meses de verão, as temperaturas na lagoa experimental de Beírolas atingiram o máximo de 25,28 °C, os valores de pH do efluente às 10 horas ficou em torno de 7 e a concentração de oxigênio dissolvido neste horário, ficou em torno de 0,6 mg/L. As baixas concentrações de OD encontradas nas lagoas cobertas indicam condições anaeróbias. Já em lagoas de maturação convencionais, a presença da luz contribui para a ocorrência de maiores valores de pH e concentrações de OD na água.

Isto confirma-se quando estes dados são comparados com os dados obtidos no campo de experimento da Jordânia, onde além de lagoas cobertas com uma ou dupla camada plástica, foi monitorada uma lagoa de controle, sem cobertura plástica. Nos experimentos na Jordânia, observou-se que durante o dia a concentração de OD da lagoa controle foi maior do que a concentração das outras duas lagoas com cobertura plástica. Nas horas de sol a lagoa com dupla cobertura plástica apresentou menores concentrações de OD que as outras duas lagoas.

Deste modo, observa-se que os aumentos de carga orgânica medidos no efluente da lagoa experimental, em relação ao seu afluente, devem ser causados pelo crescimento de algas, mas supõe-se que o florescimento de algas sob a cobertura plástica seja menor do que na lagoa sem cobertura plástica.

Apresentam-se nas Figuras 4.18 e 4.19 os valores de SST e SSV, enquanto nas Figuras 4.20 e 4.21 estão os valores de DQO e DBO do não filtrado e do filtrado. Nestes gráficos, as linhas ligando os pontos não têm significado físico, apenas servem para facilitar a identificação das seqüências de dados.

Figura 4.18 - Valores de SST de abril a novembro de 1997

Figura 4.19 - Valores de SSV de abril a novembro de 1997

superfície da água. Tais valores foram quase sempre maiores na lagoa controle do que nas outras duas lagoas com cobertura plástica. Ver Figuras 4.22 e 4.23.

Figura 4.22 - Valores de DQO das lagoas experimentais da Jordânia, ano de 1996

Figura 4.23 - Valores de DBO₅ das lagoas experimentais da Jordânia, ano de 1996

Sabe-se que as lagoas de estabilização não são reatores que apresentam boa eficiência na remoção de nutrientes. Isto também pode ser confirmado na lagoa experimental, onde as concentrações de nitrogênio e fósforo total no efluente da lagoa praticamente não foram alteradas. Assim, durante os meses de estudo, as

concentrações médias das formas de nitrogênio de amostras do afluente e efluente da lagoa piloto apresentaram valores próximos. Entretanto, algumas vezes as concentrações das formas pesquisadas de nutrientes nos efluentes da lagoa experimental foram maiores do que as dos seus afluentes, podendo representar uma vantagem para a utilização destes efluentes em sistemas de reuso de água para irrigação.

As concentrações de nitrogênio amoniacal encontrado no efluente da lagoa são consideradas altas para muitas plantas, embora possam ser aceitáveis na irrigação de culturas que demandam altas concentrações de nitrogênio, como as capazes de suportar nitrogênio em excesso. É importante lembrar aqui o efeito sinérgico quando se combina, na irrigação, águas com altas concentrações de cloreto de sódio e de nitrogênio, apresentado por BELTRÃO *et al* (1996).

A Resolução CONAMA nº 20 (MMA, 1986) estabelece para as águas da Classe 3 (destinadas à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras) os limites máximos das concentrações de: nitrato = 10 mg/L; nitrito = 1,0 mg/L e nitrogênio amoniacal = 1,0 mg/l. Enquanto as concentrações medidas no efluente da lagoa experimental apresentaram os seguintes valores médios: nitrato = 0,09 mg/L, nitrito = 0,603 mg/L e nitrogênio amoniacal = 26,05 mg/L.

O nitrogênio e o fósforo são macronutrientes com grande importância biológica, principalmente o fósforo, pois freqüentemente é considerado como fator limitante em sistemas aquáticos.

Pelos valores das concentrações de fósforo total no afluente e efluente verifica-se que não houve remoção, apresentando valores praticamente idênticos. No entanto, houve pequenas elevações das concentrações de fósforo total medidos nos efluentes da lagoa nos dias 06/05/1997 e 02/09/1997. Para explicar este aumento seriam necessárias informações adicionais que evidenciassem suas causas.

SILVA *et al* (1991) consideram que a eficiência de remoção do fósforo total depende da quantidade deste nutriente que deixa a coluna líquida e se deposita na camada de lodo, por sedimentação ou precipitação, em relação à quantidade que retorna, por mineralização ou ressolubilização. KELLNER & PIRES (1998) comentam alguns dos mecanismos de remoção de fósforo, apresentando citações de diversos autores e concordam que o principal mecanismo de remoção do fósforo das lagoas de estabilização é a precipitação.

Os dados correspondentes ao dia 23/10/97, da Tabela 4.11, apresentam os piores resultados, em termos de carga orgânica, devido a uma forte contribuição industrial descarregada na ETAR de Beírolas. Tal descarga afetou a biomassa no reator de lodos ativados e, em consequência, na lagoa experimental.

A conveniência da utilização do efluente da lagoa experimental na irrigação foi avaliada comparando-se os valores dos parâmetros químicos que mais influenciam no crescimento de plantas (pH, condutividade elétrica, taxa de adsorção de sódio, nitrogênio e cloreto), como também os indicadores de patogênicos (coliformes fecais e ovos de helmintos) com os critérios da FAO, CONAMA e OMS para águas de irrigação (Tabela 4.13).

Os valores de pH do efluente da lagoa variaram de 3,6 a 8,2 mas ficaram, em geral, na faixa de valores apropriados para o propósito da irrigação que segundo a FAO (1985), é de 6,5 a 8,4. Poucos valores apresentaram-se abaixo desta faixa. Estes valores de pH menores que 6,5, certamente devem-se à natureza industrial do efluente da ETAR de Beírolas, como pode ser comprovado pelos correspondentes valores baixos de pH das águas residuárias secundárias que alimentavam a lagoa experimental.

Tabela 4.13 – Concentração máxima de metais pesados^a admissível em águas para irrigação

Parâmetro	Valor Máximo Medido no Efluente ^b (em mg/L)	Máximas Concentrações permitidas(em mg/L)			Observação ^f
		CONAMA ^c	Metcalf & Eddy ^d	FAO ^e	
Cádmio (Cd)	0,193	0,01	0,010	0,01	Tóxico para feijão, beterraba e tomate em soluções nutrientes de 0,1 mg/L. Os limites recomendados são conservativos devido ao efeito cumulativo deste elemento em plantas e no solo, podendo alcançar concentrações nocivas a saúde.
Chumbo (Pb)	< 0,1	0,05	5,00	5,0	Em altas concentrações pode inibir o crescimento de células vegetais.
Cobre (Cu)	1,0	0,5	0,20	0,2	Tóxico para várias plantas em concentrações variando de 0,1 mg/L até 1,0 mg/L em solução nutriente.
Cromo (Cr ^{VI})	0,1	0,05	0,10	0,1	Não é reconhecido como essencial para o desenvolvimento das plantas. O limite recomendado deve-se à pouca informação da sua toxicidade para as plantas.
Ferro (Fe)	0,9	5,0	1,0	5,0	Não é tóxico em solos arejados, mas pode contribuir para acidificação e perda da disponibilidade de fósforo e molibdênio. Se a irrigação for por aspersão, os equipamentos e a plantação podem adquirir má aparência.
Zinco (Zn)	0,5	5,0	2,0	2,0	Tóxico para algumas plantas em várias concentrações; toxicidade reduzida para pH > 6,0 e em solos com fina textura ou considerados orgânicos.

a – A definição encontrada em dicionários técnicos para metais pesados é a de elementos químicos com densidade acima de 4 ou 5 g/cm³. Entre os ecotoxicologistas, no entanto, o termo metal pesado é usado para os metais capazes de causar danos no meio ambiente. A divergência no que se refere aos metais pesados não reside apenas na definição. A escolha dos elementos que fazem parte desse grupo também é controversa; porém, há um consenso com relação aos seguintes elementos: Cd, Hg, Zn, Cu, Ni, Cr, Pb, Co, V, Ti, Fe, Mn, Ag, Sn, As e Se (DEPLEDGE et al, 1998 apud WOLFF, 2000).

b -Efluente da lagoa piloto.

c - Para águas de Classe 3 do CONAMA nº 20 (MMA, 1986).

d - METCALF & EDDY (1991).

e – FAO (1985).

f – FAO (1985).

Estudando um sistema de lagoas de estabilização convencional na cidade de Fortaleza (ETE Parque Fluminense), NOGUEIRA (2000) observou que os valores de pH das lagoas anaeróbias variaram de 6,51 a 7,31. Já as lagoas facultativas e de maturação apresentaram valores médios de pH, respectivamente, de 7,63 e 8,06, gradativamente mais elevados que os valores de pH da lagoa anaeróbia, como consequência do processo de fotossíntese das algas.

Nos experimentos realizados na Jordânia e na Tunísia, os resultados do monitoramento indicam que os valores de pH não sofreram relevantes variações na lagoa com cobertura plástica. Quando houve um aumento destas variações, estas sempre foram maiores nas lagoas testemunhas do que nas lagoas cobertas. Isto ocorre porque, durante a fotossíntese, as algas retiram o CO_2 dissolvido na massa líquida mais rapidamente do que a sua reposição pela respiração das bactérias, podendo, assim, superar o suprimento de CO_2 pelo metabolismo bacteriano e pela atmosfera. Nesta circunstância, o fornecimento de CO_2 é feito a partir da dissociação dos íons carbonato e bicarbonato presentes na água, com liberação de íons hidroxila, que são alcalinos e aumentam o valor do pH.

SILVA & MARA (1979) comentam que a maioria das bactérias é indiferente à presença ou à ausência de oxigênio livre, embora o seu crescimento seja maior na presença de O_2 . São, portanto, facultativas, crescendo aerobiamente na presença de oxigênio e anaerobiamente na sua ausência. Já a temperatura é um importante fator controlador da velocidade de decaimento destas bactérias. As bactérias do grupo coliforme fecais são facultativas-aeróbias e não patogênicas, são apenas indicadoras de contaminação fecal, pois seu único e exclusivo “habitat” são os intestinos humanos e de animais de sangue quente.

As concentrações dos metais pesados no efluente da lagoa foram menores do que no seu afluente, mesmo trabalhando com pequenos tempos de retenção. Apenas o cádmio apresentou uma concentração imprópria para água da Classe 3 da Resolução CONAMA nº 20 de 1986. Enquanto o limite máximo recomendado é 0,01

mg/L de Cd, obteve-se na amostra do dia 05/mai/1997, no efluente da lagoa de Beirolas, a concentração de 0,19 mg/L de Cd.

O cádmio é um metal pesado capaz de causar danos ao meio ambiente, sendo altamente tóxico para plantas e animais. Ele é bioacumulativo, podendo ser absorvido pelas plantas e provocar disfunções renais no organismo humano. A concentração máxima permitida para o cádmio no solo, assim como para os outros metais pesados, não foi, até o momento estabelecida pelo CONAMA.

4.5.1.1 – Qualidade Microbiológica

Neste trabalho, a remoção de bactérias patogênicos na lagoa experimental da ETAR de Beirolas foi avaliada tendo como indicador os coliformes fecais e estreptococos fecais. Outro parâmetro de qualidade microbiológica utilizado nesta pesquisa foi a contagem do número de ovos de helmintos do afluente e efluente da lagoa coberta com uma camada plástica.

Os resultados obtidos na lagoa de Lisboa serão comparados com os obtidos nos campos de experimentos da Jordânia e Tunísia.

4.5.1.2 – Remoção de Coliformes

Utilizou-se a energia solar na tentativa de atingir a combinação tempo-temperatura encontrada em experimentos de laboratório realizados por THOMSON *et al* (1992), os quais indicavam a combinação de 53 °C por quatro horas como adequada para alcançar a remoção de coliformes fecais de acordo com os critérios recomendados pela OMS (WHO, 1989), para, 1000 CF/100 ml (Tabela 2.3).

Os parceiros da Tunísia realizaram ensaios preliminares, em laboratório, nos quais confirmaram a combinação anteriormente obtida por THOMSON *et al* (1992), produzindo um efluente com menos de 1000 CF/100 ml. Os pesquisadores da Tunísia ensaiaram as seguintes combinações tempo-temperatura:

- 50 °C por 4 horas
- 52 °C por 4 horas
- 53 °C por 4 horas
- 53 °C por 6 horas

As amostras foram examinadas até três dias após o tratamento, para observar se havia recrescimento de colônia de bactérias.

Estes ensaios de laboratório mostraram que temperaturas de 50 e 52 °C não produziam o requerido decaimento de coliformes fecais. Para 53 °C o tempo de exposição foi crítico. Para duas horas de exposição nesta temperatura, eles notaram que, apesar de inicialmente atingirem a remoção de coliformes fecais desejada, houve um recrescimento em leituras realizadas 48 horas após o tratamento. Observaram que, para quatro horas de exposição a 53 °C, não ocorreu revivificação de coliformes fecais.

Na pesquisa de laboratório realizada pelos parceiros da Jordânia, para encontrar uma efetiva combinação tempo-temperatura, eles ensaiaram as amostras de

uma lagoa facultativa, nas temperaturas de 37, 45, 50 e 53 °C para diferentes intervalos de tempo, conforme apresentado na Figura 4.24. Nestes ensaios eles encontraram a combinação de 53 °C por três horas, suficiente para promover a redução de coliformes fecais a valores inferiores aos recomendados pela OMS, menos que 1000 CF/100 mL. Ressalta-se que nestes ensaios não foi pesquisado o recrescimento de bactérias.

Figura 4.24 - Combinações tempo-temperatura obtidas dos ensaios preliminares de laboratório realizados na Jordânia

A Tabela 4.14 apresenta os resultados da contagem de coliformes fecais, estreptococcus fecais e ovos de helmintos no afluente e efluente da lagoa experimental de Lisboa, de abril a novembro de 1997.

Tabela 4.14 -Remoção de patogênicos na lagoa experimental de Beírolas

Data	Amostra	Coliformes Fecais		Estreptococcus Fecais		Helmintos
		UFC/100 mL	Remoção (%)	UFC/100 mL	Remoção (%)	Nº de ovos/L
01/04/1997	Afluente					0
	Efluente					0
07/04/1997	Afluente	5,60E+05	12,50	2,20E+05	79,55	8,3
	Efluente	4,90E+05		4,50E+04		0
14/04/1997	Afluente	3,40E+05	29,41	1,60E+05	73,13	
	Efluente	2,40E+05		4,30E+04		
06/05/1997	Afluente	1,60E+06		1,80E+06	99,69	
	Efluente	*		5,50E+03		
08/05/1997	Afluente					0
	Efluente					0
13/05/1997	Afluente					0
	Efluente					0
20/05/1997	Afluente	2,80E+05	87,50	2,30E+05	95,22	3,3
	Efluente	3,50E+04		1,10E+04		0
22/05/1997	Afluente					0
	Efluente					0
17/06/1997	Afluente	6,50E+06	4,62	1,40E+06	28,57	3
	Efluente	6,20E+06		1,00E+06		0
09/09/1997	Afluente	<6E4		1,00E+05	40,00	
	Efluente	<,6E4		6,00E+04		
23/09/1997	Afluente	<6E6		5,20E+06		27
	Efluente	<,6E6		5,50E+06		4
30/09/1997	Afluente	2,60E+07	61,54	6,00E+07	0,005	0
	Efluente	1,00E+07		6,00E+07		*
07/10/1997	Afluente	3,20E+07	83,44	2,10E+06	19,05	2,5
	Efluente	5,30E+05		1,70E+06		0
14/10/1997	Afluente	7,70E+06	29,87	2,90E+06	24,14	0
	Efluente	5,40E+06		2,20E+06		0
21/10/1997	Afluente	3,30E+05	81,82	1,30E+05	53,85	0
	Efluente	6,00E+04		6,00E+04		0
30/10/1997	Afluente					0
	Efluente					0
04/11/1997	Afluente	5,80E+05		5,00E+04		0
	Efluente	1,04E+05		6,00E+04		0

* - Valores não determinados devido à perda de amostras.

Ficou evidente a baixa eficiência da lagoa experimental na remoção de bactérias, como de coliformes fecais e estreptococcus fecais, cujas reduções foram menores que, respectivamente, 87,50 e 99,69%, enquanto eram necessárias reduções de 4 a 5 log para o efluente poder ser reutilizado sem restrições na irrigação. Estes resultados evidenciam a pequena eficiência do sistema de aquecimento desta lagoa. Assim, não foi possível estabelecer as pretendidas combinações tempo-temperatura para esta instalação experimental (Figura 4.25).

Figura 4.25 - Número de coliformes fecais no afluente e efluente da lagoa piloto de Portugal, em 1997.

Já os dados experimentais, levantados na lagoa coberta com dupla camada plástica dos experimentos da Jordânia, referentes aos meses de agosto, setembro e outubro, apresentados na Figura 4.26, apresentaram satisfatória redução do número de coliformes fecais, atingindo menos de 1000 CF/100ml. Verificam-se nas Figuras 4.10 e 4.11 que as respectivas temperaturas máximas alcançadas são bem inferiores às obtidas por THOMSON et al (1992).

Figura 4.26 – Número de coliformes fecais observados nos ensaios da Jordânia, em 1996.

Estes resultados indicam que outros parâmetros, além da combinação tempo-temperatura, devem ter influenciado na redução do número de coliformes fecais, sendo recomendada a análise de outros parâmetros (como pH, OD, clorofila *a* e radiação ultravioleta) para entender melhor a remoção de bactérias em lagoas com cobertura plástica.

Nas Tabelas 4.15 e 4.16 apresentam-se os resultados do monitoramento relativo a dois ensaios realizados nos meses de agosto e setembro nas lagoas experimentais da Tunísia, referentes às medidas ou amostras coletadas às 10 horas da manhã.

Tabela 4.15 – Dados do monitoramento do ensaio realizado entre os dias 26/08/1997 e 01/09/1997 nas lagoas experimentais da Tunísia

Data	Prof.* (cm)	Temperatura (°C)		pH		OD (mg/L)		Coliformes Fecais (NMP/100ml)		Estreptococos Fecais (NMP/100ml)	
		A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
26/	0**	28,8	28,8	7,89	7,95	10,7	7,4	7500	4300	1500	1500
	5	28,7	28,7	7,94	7,95	10,1	7,3	4300	920	2300	4300
	10	28,6	28,7	7,85	7,97	10,4	7,1	300	2100	2300	920
	20	28,1	28,7	7,82	7,91	7,8	7,3	920	740	2300	9300
	30	27,7	27,8	7,81	7,85	6,5	3,5	7500	43000	2300	4300
	40	27,7	27,7	7,80	7,80	5,9	3,0	4300	2800	2300	4300
	50	27,5	27,6	7,82	7,76	5,5	2,4	9300	24000	4300	4300
27/	0	32,0	28,7	7,75	8,20	5,1	12,4	2100	430	230	23
	5	31,0	28,6	7,77	8,32	4,9	12,0	2300	1500	930	430
	10	28,6	28,3	7,85	8,29	3,4	11,1	2300	4300	150	4300
	20	27,5	28,1	7,83	8,22	3,3	10,3	2300	2100	2300	4300
	30	27,3	27,5	7,79	8,17	1,5	7,1	2300	430	2300	750
	40	27,2	27,2	7,87	8,10	1,0	5,1	930	2300	930	2300
	50	27,1	27,0	7,90	8,15	0,8	2,4	2300	4300	2300	2300
28/	0	33,3	30,0	7,82	8,50	4,7	25,6	930	430	230	230
	5	31,7	28,8	7,81	8,57	2,5	23,0	750	93	2400	230
	10	30,0	28,1	7,84	8,55	1,9	20,2	230	93	430	430
	20	28,5	28,7	7,91	8,50	0,4	15,5	430	230	230	4600
	30	28,1	27,7	7,93	8,38	0,2	12,0	2400	150	2400	230
	40	27,9	27,2	7,90	8,34	0,1	7,7	930	230	2400	2400
	50	27,8	27,1	7,92	8,24	0,0	8,7	430	4300	2400	9300
29/	0	28,0	25,9	7,76	8,45	3,0	3,6	240	430	240	430
	5	27,9	25,7	7,80	8,42	0,5	3,4	240	93	240	43
	10	27,8	25,7	7,80	8,40	0,4	3,0	240	430	240	430
	20	27,7	25,7	7,86	8,47	0,3	2,7	240	430	240	2400
	30	27,7	25,8	7,84	8,38	0,1	2,9	460	93	930	430
	40	27,6	25,7	7,85	8,39	0,0	2,7	460	430	240	430
	50	27,6	25,6	7,88	8,37	0,0	2,5	240	2400	240	2400
30/	0	30,7	26,4	7,90	8,45	3,6	17,5	460	230	43	93
	5	28,5	26,0	7,93	8,42	1,6	15,3	240	230	23	23
	10	28,3	25,9	8,06	8,40	0,7	12,9	460	230	23	23
	20	28,0	25,6	7,99	8,47	0,1	8,5	93	230	23	43
	30	27,7	25,4	8,05	8,38	0,1	5,6	240	230	460	43
	40	27,5	25,4	8,03	8,39	0,0	2,0	240	230	43	43
	50	27,2	25,2	8,09	8,37	0,0	1,1	93	93	23	93
01/	0			8,06	8,03			1100	230	460	230
	5			7,92	8,01			1100	430	460	23
	10			7,89	8,10			460	430	460	430
	20			7,92	8,09			460	230	460	230
	30			7,93	8,08			240	930	43	93
	40			7,86	8,09			240	430	240	93
	50			8,04	8,08			460	430	460	93

* Profundidade

**Junto à superfície da água

A = Lagoa coberta com dupla camada plástica

B = Lagoa controle ou testemunha

Tabela 4.16 – Dados do monitoramento do ensaio realizado entre os dias 17/09/1997 e 21/09/1997 nas lagoas experimentais da Tunísia

Data	Prof.* (cm)	Temperatura (°C)		pH		OD (mg/L)		Coliformes Fecais (NMP/100ml)		Estreptococos Fecais (NMP/100ml)	
		A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
17/	0**	36,5	28,9	7,75	7,73	7,4	0,4	230	2100	930	11000
	5	35,0	28,5	7,72	7,76	1,4	4,0	930	4600	4300	2300
	10	30,0	28,1	7,78	7,74	0,3	1,9	430	11000	2300	2300
	20	27,2	27,2	7,68	7,76	0,1	1,0	430	4600	430	2300
	30	26,5	26,5	7,74	7,72	0,1	0,0	930	930	430	4300
	40	26,2	26,2	7,71	7,82	0,1	0,0	430	11000	930	930
	50	26,1	25,8	7,70	7,79	0,1	0,0	230	2400	2300	11000
18/	0	30,1	27,5			1,2	2,3	1100	430	240	230
	5	29,9	27,8			0,3	2,2	1100	150	240	2400
	10	27,3	27,8			0,2	0,6	460	2300	460	230
	20	26,4	27,3			0,2	0,5	460	930	93	430
	30	25,9	26,2			0,1	0,3	460	430	240	430
	40	25,8	25,5			0,1	0,1	1100	230	1100	4600
	50	25,7	25,3			0,1	0,1	1100		240	4600
19/	0	32,3	28,4	8,16	8,53	6,6	23,3	1100	43	240	230
	5	30,2	27,6	8,15	8,54	1,0	18,0	1100	230	1100	43
	10	28,4	27,2	7,94	8,49	0,5	15,4	1100	230	240	230
	20	26,4	25,7	8,00	8,50	0,3	10,1	1100	640	460	230
	30	25,6	25,0	8,15	8,31	0,2	5,5	1100	230	240	430
	40	25,2	24,7	8,08	8,15	0,1	2,3	1100	430	93	930
	50	25,0	24,6	8,12	8,13	0,1	0,6	93	430	240	230
20/	0	35,7	29,6	8,05	8,04	8,2	37,2	43	23	240	23
	5	28,1	29,2	7,96	8,69	1,5	35,2	93	93	240	240
	10	25,6	26,3	7,90	8,55	0,8	19,2	150	93	1100	240
	20	25,3	24,7	7,84	8,43	0,5	13,3	240	15	240	240
	30	25,2	24,2	7,84	8,35	0,5	8,8	43	120	460	460
	40	25,1	23,8	7,76	8,09	0,4	5,5	93	93	460	460
	50	25,1	23,5	7,78	8,07	0,4	3,3	240	240	1100	240
21/	0	29,6	26,7	7,99	8,64	5,3	15,0	43	21	460	230
	5	29,4	26,6	7,96	8,71	5,4	13,0	240	430	240	150
	10	26,7	25,4	7,96	8,57	2,0	10,1	150	15	240	230
	20	26,2	24,1	7,85	8,07	0,6	6,8	240	930	240	93
	30	24,8	23,6	7,85	8,03	0,4	4,6	93	23	240	150
	40	24,7	23,4	7,84	8,05	0,3	3,8	93	240	240	240
	50	24,6	23,3	7,85	8,04	0,5	2,7	93	210	240	230

* Profundidade

**Junto à superfície da água

A = Lagoa coberta com dupla camada plástica

B = Lagoa controle ou testemunha

Observa-se nas Figuras 4.27, 4.28, 4.29 e 4.30 que os decaimentos de coliformes fecais nas duas lagoas, com cobertura plástica e sem cobertura, foram da mesma magnitude e apresentaram comportamento semelhante.

Figura 4.27 – Comportamento do número de coliformes fecais na lagoa coberta, ensaio realizado em diversas profundidades (H) de 26/08/1997 a 01/09/1997

Figura 4.28 – Comportamento do número de coliformes fecais na lagoa testemunha, ensaio realizado em diversas profundidades (H) de 26/08/1997 a 01/09/1997

Figura 4.29 – Comportamento do número de coliformes fecais na lagoa coberta, ensaio realizado em diversas profundidades (H) de 17/09/1997 a 21/09/1997

Figura 4.30 – Comportamento do número de coliformes fecais na lagoa testemunha, ensaio realizado em diversas profundidades (H) de 17/09/1997 a 21/09/1997

A pequena remoção de coliformes fecais observada nestes experimentos, quando comparada com o decaimento observado na Jordânia, deve ter sido causada pela propriedade do plástico azul de filtrar os raios ultravioletas.

A análise conjunta dos resultados dos três campos de experimentos sugerem que a cobertura plástica promova efeitos adicionais no processo de tratamento, visando a remoção de coliformes fecais em lagoas de maturação. Estes efeitos devem-se principalmente ao aumento da temperatura da lagoa, como observado nos ensaios realizados nas lagoas pesquisadas no campo de experimentos da Jordânia;

Como efeito contrário, a utilização da cobertura plástica prejudica a penetração de raios ultravioleta. A radiação ultravioleta também influencia no processo de decaimento de bactérias, mas este efeito é mais vantajoso em lagoas de maturação convencionais do que em lagoas cobertas com plástico.

Na lagoa experimental de Portugal a colocação da cobertura plástica prejudicou as trocas gasosas e o processo de fotossíntese, mas não promoveu um adequado aquecimento na lagoa capaz de propiciar uma eficiente remoção de coliformes fecais.

4.5.1.3 – Remoção de Helmintos

Neste estudo, os ovos de helmintos deveriam ser os principais indicadores utilizados, tendo como um dos objetivos estabelecer combinações tempo-temperatura para produzir um efluente apropriado para irrigação. Lamentavelmente, as condições experimentais não foram favoráveis a uma avaliação criteriosa da remoção de helmintos, devido principalmente à pouca quantidade de ovos ou mesmo ausência destes, no afluente da lagoa experimental.

A falta de ovos no efluente secundário da ETAR de Beírolas não era esperada, pois quando dos ensaios preliminares constatou-se a presença destes ovos tanto no afluente como no efluente da ETAR de lodos ativados, como apresentado na Tabela 4.14. A realização de construções de grande porte nas imediações desta ETAR (Ponte Vasco da Gama e EXPO'98) obrigaram o desvio de coletores principais de esgoto que alimentava a ETAR (conduzindo águas residuárias predominantemente domésticas) para descarregar estas águas em outra estação de tratamento. Portanto, durante todo o ano de 1997 e início de 1998 a ETAR de Beírolas foi alimentada com águas residuárias de origem predominantemente industrial. Esta é a razão de se ter encontrado pequena quantidade de ovos de helmintos no efluente secundário da ETAR (afluente da lagoa experimental).

Assim, com exceção de apenas uma amostra, o efluente da lagoa experimental não apresentou ovos de helmintos em todas as outras amostras examinadas, como pode ser comprovado na Tabela 4.14.

Apesar de ter sido realizada a revisão bibliográfica e ensaios preliminares sobre pesquisa de helmintos no solo e nas culturas irrigadas, o monitoramento destes parâmetros não puderam ser realizados nos canteiros experimentais devido à pequena quantidade de ovos encontrada durante o monitoramento da lagoa. Tentou-se, então, irrigar os canteiros com o efluente secundário apenas para praticar os métodos de contagem estudados mas também desistiu-se, pois a quantidade de ovos neste

efluente apresentou-se muito pequena, menos de 10 ovos/L ou mesmo a sua ausência.

Assim, os canteiros experimentais serviram apenas para avaliação de parâmetros do ponto de vista agrícola, como crescimento, observação da cor e aspecto geral da grama (observações como: ocorrência de queimaduras nas folhas das plantas e presença de indicadores fito-sanitários).

Esta avaliação agrícola indicou que o efluente proporcionou um desenvolvimento normal das gramas nos cinco canteiros, mas as constantes falhas no abastecimento elétrico, no controlador automático de funcionamento da bomba e a queima do motor da bomba do sistema de irrigação causaram interrupções por vários dias, o que prejudicou a avaliação destes parâmetros. Antes das interrupções ocorridas, notou-se um crescimento homogêneo da grama em cada canteiro. Mas, após o sistema de irrigação apresentar falhas, observou-se que os gramados ficaram ondulados e com algumas falhas.

5 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1 - CONCLUSÕES

As principais conclusões deste estudo, relacionadas com os respectivos objetivos, são apresentadas a seguir.

- i) Desenvolver um sistema de aquecimento a energia solar para lagoas de maturação, visando atingir combinações tempo-temperatura que possibilitem obter um efluente capaz de satisfazer os critérios de qualidade microbiológica estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde – OMS, para utilização de águas residuárias na irrigação sem restrições.

Quanto a este objetivo pode-se concluir que a cobertura plástica utilizada (com lâmina constituída de LDPE e com bolhas de ar incorporadas, flutuando sobre a superfície da água) em Portugal, para o aquecimento da lagoa de maturação, não propiciou um aumento na temperatura suficiente para alcançar a desejada remoção de coliformes fecais para uso sem restrições na irrigação. No entanto, quando analisam-se os experimentos realizados na Jordânia e na Tunísia onde foram atingidas maiores temperaturas na água, constata-se que a cobertura plástica melhora o processo de tratamento de águas residuárias em lagoas de maturação, alcançando qualidade bacteriológica satisfatória e possibilitando diminuir o tempo de retenção hidráulico destas unidades.

Nos experimentos de campo realizados em Lisboa, foram conseguidos pequenos aumentos de temperatura (a temperatura máxima obtida na lagoa piloto foi

de 25,8 °C), inferiores aos encontrados pelos colaboradores do projeto AVICENE (35 °C na Jordânia e 44 °C na Tunísia), em que este trabalho esteve inserido e bem abaixo dos obtidos nos experimentos de laboratório realizados por THOMSON (1992), combinação de 53 °C por quatro horas.

Os principais motivos para as pequenas temperaturas obtidas na água da lagoa foram:

- o plástico utilizado, embora tenha sido proposto por apresentar baixo custo de instalação e as bolhas de ar permitirem que ele flutue sobre a superfície da água e contribua como isolante térmico, não foi capaz de promover o “efeito estufa” esperado. Este plástico, o LDPE, apresenta baixa eficiência térmica para estufas, retendo apenas 10% da radiação solar recebida;
- segundo ensaios realizados na Tunísia, o aquecimento da lagoa ocorre principalmente nos primeiros 10 cm a partir da superfície da água e os sensores de temperatura foram instalados a 15 cm de profundidade;
- as condições meteorológicas do verão e outono do ano de 1997, em Lisboa, foram atípicas, com alto índice de pluviosidade, o que dificultou o aquecimento da lagoa;
- as paredes verticais da lagoa causaram sombra na água, dificultando o aquecimento da massa líquida.

Quanto à remoção de helmintos, não foi possível estabelecer uma combinação tempo-temperatura e avaliar os impactos do uso do sistema de aquecimento com cobertas plásticas sobre os ovos de helmintos, devido à pequena quantidade ou mesmo ausência destes ovos no afluente da lagoa piloto.

Ressalta-se que, em ensaios preliminares, foi detectada a presença de ovos de helmintos no afluente e efluente da ETAR de Beírolas. Porém, a realização de obras de grande porte no seu entorno desviaram as águas residuárias que alimentavam esta ETAR, provocando mudanças na qualidade parasitológica das águas afluentes, com

forte componente industrial. Com isso, não apresentou quantidade de ovos de helmintos que permitisse avaliar a eficácia do sistema de pós-tratamento na remoção destes ovos.

A utilização da cobertura plástica pode trazer os seguintes inconvenientes ou desvantagens:

- a cobertura plástica limita a penetração de luz, afetando o crescimento de algas e diminuindo a concentração de oxigênio dissolvido e o valor de pH, os quais influenciam na eficiência do tratamento;
- dificulta as trocas gasosas entre o líquido e o ar;
- impede a mistura do líquido pelo vento, causando acentuada estratificação térmica, com maior aumento da temperatura nos primeiros 10 centímetros de profundidade junto à superfície;
- as variações climáticas em diversas regiões limitam o uso da cobertura plástica durante todo o ano;
- a cobertura plástica não resiste bem aos esforços mecânicos, rompe-se facilmente, pode ser removida por fortes ventos, acumula água da chuva e poeira que prejudicam o desempenho do efeito estufa. Além disso, sob a ação de raios ultravioleta, o plástico torna-se opaco com o tempo de uso. A deterioração e o envelhecimento resultam na necessidade de substituição da cobertura plástica, o que estima-se ser necessário a cada seis meses.

A simulação do modelo matemático de previsão de temperatura em lagoas com cobertura plástica, desenvolvido por DINCKINSON (1998), indicou a possibilidade de alcançar a combinação tempo-temperatura sugerida por THOMSON (1992), utilizando na estufa o plástico EVA ou o de 3 Camadas de Co-estrusão.

- ii) Estudar a influência de outros fatores que, em combinação com a temperatura, possam contribuir para a remoção de coliformes fecais e ovos de helmintos, na lagoa de maturação dotada de sistema de aquecimento.

Quanto a este objetivo, conclui-se que, apesar da baixa eficiência de remoção de coliformes fecais obtida na lagoa de Portugal (em torno de apenas 95%), devido aos pequenos aumentos de temperatura alcançados e pelo tempo de retenção hidráulico, a análise conjunta dos dados desta lagoa com os das lagoas experimentais da Jordânia e Tunísia permitem concluir que outros fatores, além da temperatura, podem influenciar o sistema de tratamento. Sendo o tempo de exposição aos raios ultravioleta e à temperatura os principais parâmetros que contribuíram para a remoção de coliformes fecais nas lagoas cobertas, como o tempo de exposição aos raios ultravioleta.

Quando comparados os resultados de remoção de coliformes fecais de cobertas com dupla camada plástica (com as quais foram alcançadas maiores temperaturas) com os resultados obtidos usando-se a cobertura de uma camada plástica. A remoção de patogênicos foi maior para temperaturas maiores alcançadas nos ensaios com os dois tipos de cobertura. Mesmo quando não foram atingidas as temperaturas satisfatórias notou-se que houve maior remoção de coliformes fecais nas lagoas cobertas do que nas de controle.

- iii) Selecionar e aprimorar metodologias para pesquisa de ovos de helmintos em águas residuárias e no solo de suporte de culturas irrigadas, sob aplicação continuada de efluentes em sistemas de reuso de água.

A partir deste objetivo, é possível concluir que, dos métodos de contagem de ovos de helmintos pesquisados (OMS-A; OMS-B, Leeds I, Leeds II), o escolhido como mais apropriado para águas residuárias brutas e tratadas foi o da OMS-A. O aprimoramento proposto para este método foi a adoção de um sedimentador com capacidade de 10 litros, para facilitar o trabalho de laboratório, quando utilizam-se

amostras de águas residuárias tratadas. Este procedimento permite ainda diminuir a ocorrência de erros experimentais decorrentes da manipulação da amostra.

O procedimento proposto neste trabalho para pesquisa de ovos de helmintos no solo visa a preparação da amostra do solo, para que fique com características físicas semelhantes às das águas residuárias brutas. Isto possibilita que, a partir desta amostra diluída, proceda-se com o método da OMS-A utilizado para águas residuárias. Tal procedimento não chegou a ser testado em campo nem em diversos tipos de solo. Portanto, não se pode chegar a resultados conclusivos sobre sua apropriação.

5. 2 - RECOMENDAÇÕES

A idéia básica desta pesquisa – aquecer lagoas de maturação com sistemas de aquecimento a energia solar, funcionando com pequenos tempos de detenção, para obter efluentes com qualidade microbiológica apropriada para aplicação em sistemas de reuso na irrigação – é válida e pode ser implementada. Porém, o tipo de cobertura precisa ser cuidadosamente projetado. Para viabilização deste sistema de tratamento recomenda-se:

- que sejam testados plásticos capazes de proporcionar apropriado efeito estufa (com eficiência igual ou superior a 70%), como o EVA e o de 3 Camadas de Co-estrusão;
- que o plástico a ser utilizado tenha bolhas de ar para permitir sua flutuação sobre a água, dispensando o uso de estrutura suporte para a cobertura;
- que seja escolhido um plástico resistente a esforços mecânicos, ao vento e que apresente boa resistência a raios ultravioletas, não ficando opacos, mas que permitam a passagem da luz UV, benéfica ao processo de desinfecção.

Recomenda-se também que sejam realizados experimentos em pequenas comunidades rurais ou periféricas urbanas de regiões áridas e semi-áridas, localizadas nas proximidades do equador ($\pm 10^\circ$ de Latitude), como por exemplo, em áreas do nordeste brasileiro. Estas regiões apresentam grande potencial à aplicação deste tipo de cobertura plástica, cuidadosamente escolhida, visando propiciar o aquecimento e melhorar a qualidade biológica das águas residuárias, com pequenos tempos de detenção (menores que três dias), para serem utilizadas na irrigação em sistema de reuso.

Sugere-se que na implantação de sistemas de reuso sejam desenvolvidos estudos epidemiológicos para uma avaliação dos riscos reais, através de um diagnóstico parasitológico do reuso de águas, quanto à saúde dos trabalhadores rurais e consumidores.

Por último, sugere-se que os futuros trabalhos busquem, assim como este, sistemas econômicos, tanto em termos energéticos, como de custo de implantação e manutenção, apropriados à comunidades de baixa renda.

BIBLIOGRAFIA

ANDRADE, M. A. N. et al. (1994). *Cartilha do biodigestor rural de ferrocimento artesanal*. Fortaleza, Universidade Federal do Ceará, Pró-Reitoria de Extensão, Centro de Tecnologia. 32p.

ANDREOLI, C. V. et al. (2000). Avaliação de parâmetros para secagem e desinfecção do lodo de esgoto em condições artificiais (estufa). In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - SILUBESA, 9., Porto Seguro. *Anais*, p. 1124-1133.

APHA (1989). *Standart methods for the examination of water and wastewater*. 17.ed. Washington, American Public Health Association.

ARENE, F. O. I. (1986). *Ascaris suum*: influence of embryonation temperature on the viability of infective larvae. *Journal of Thermal Biology*, v.11, n.1, p.9-15.

ARIYO, A. A.; OYERINDE, P. O. (1990). Effect of ultraviolet radiation on survival, infectivity and maturation of *Schistosoma mansoni* cercariae. *Journal of Parasitology*, v.20, n.7, p.893-897.

AYRES, R. M. (1992). *On the removal of nematode eggs in waste stabilisation ponds and consequent potential health risks from effluent reuse*. PhD Theses, Department of Civil Engineering and Pure and Applied Biology, University of Leeds.

- AYRES, R. M.; MARA, D. D. (1996). *Analysis of wastewater for use in agriculture: a laboratory manual of parasitological and bacteriological techniques*. Geneva, WHO. 31p.
- AYRES, R. M.; LEE, D. L.; MARA, D. D. (1989). *The enumeration of human intestinal nematode eggs in raw and treated wastewater*. Overseas Development Administration Research Scheme R 4336, Final Report. Leeds, Dep. of Civil Eng, University of Leeds.
- AYRES, R. M.; LEE, D. L.; MARA, D. D.; SILVA, A. S. (1993). The accumulaion, distribution and viability of human parasitic nematode eggs in the sludg of primary facultative waste stabilisation pond. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, v.87, n.2, p.256-258.
- BAILINGER, J. (1979). Mechanisms of parasitological concentration in coprology and their practical consequences. *Journal of American Technology*, n.41, p.65-71.
- BARNARD, R. J.; BIER, J. W.; JACKSON, G. J.; McCLURE, F. D. (1987). *Ascaris lumbricoides suum*: thermal death time of unembryonated eggs. *Experimental Parasitology*, n.64, p.120-122.
- BARTONE, C.R.; ARLOSOROFF, S. (1987) Irrigation reuse of pond effuents in developing countries. *Water Science Technology*, v.19, n.12, p.289-297.
- BAUMANN, W.; KARPE. H. J. (1980) *Wasterwater treatement and excreta disposal in developing counties*. Dortmund, GTZ - GATE.
- BELTRÃO, J. et al. (1996). A aplicação de águas residuais na agricultura mediterrânica. In: SEMINÁRIO LUSO-ESPANHOL, 3. 9 p.

- BIRD, A. F.; McCLURE, M. A. (1976). The tylenchid (Nematoda) egg shell: structure, composition and permeability. *Journal Parasitology*, n.72, p.19-28.
- BROWN, H. W. (1928). A quantitative study of the influence of oxygen and temperature on the embryonic development of the pig ascarid (*Ascaris suum*). *Journal of Parasitology*, v.14, n.3, p.141-160.
- BROWN, H. W. (1927). Studies on the rate of development and viability of the eggs of *Ascaris lumbricoides* and *Trichuris trichiura* under field conditions. *Journal of Parasitology*, v.14, n.1, p.1-15.
- CAIRNCROSS, S; FEACHEM, R. G. (1983). *Enviromental healt engineering in the tropics: a introductory text*. Chichester, John Wiley & Sons Ltd.
- CEARAH PERIFERIA (1997). – Centro de Estudos, Articulação e Referência sobre Assentamentos Urbanos. *Agronomia urbana em Fortaleza: inventário de práticas populares e de projetos*. (Relatório – síntese)
- CEBALLOS, B. S. O. (1990). Microbiologia sanitária. In: *Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: novos conceitos*. João Pessoa, S. R. Mendonça/Editora da UFPB.
- CRAM, E. B. (1943). The effect of various treatment processes on the survival of helminth and protozoan cysts in sewage. *Swage Works Journal*, n.15, p.1119-1138.
- CRAM, E. B.; HICKS. (1944). The effect of sludge digestion, drying and supplemental treatment on eggs of *Ascaris lumbricoides*. *Proceeding Helminth Soc. Wash*, n.11, p.1-9.

- CRISPIM, W. M. C.; BARBOSA, D. C. (1995). Avaliação da eficiência do sistema de lagoas de estabilização de esgotos na remoção de helmintos. In: IAWQ - INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE AND WORKSHOP ON WASTE STABILISATION PONDS, 3., João Pessoa, *Anais*, p.221-229.
- CURTIS, T. P.; MARA, D. D. (1994). The effect of sunlight on mechanisms for the die-off of faecal coliform bacteria in waste stabilization ponds. University of Leeds, Research Monographs in Tropical Public Health Engineering, n.1, 94p.
- CURTIS, T. P.; MARA, D. D.; SILVA, S. A. (1992). Effect of sunlight on faecal coliforms in ponds: implications for research and design. *Water Science and Technology*. Proceedings of the 16th Biennial Conference of the International Association on Water Pollution Research and Control - Water Quality International '92. Washington, DC, USA, v.26, n.7-8, p.1729-1738.
- DADA, B. J. O. (1979). A new technique for the recovery of *Toxocara* eggs from soil. *Journal of Helminthology*, n.53, p.141-144.
- DAKAR, A. (1987). *Irrigação e Drenagem*. 7.ed. Rio de Janeiro, Freitas Bastos. 951p. v.2 e 3.
- DICKINSON, A. (1998). *Hourly calculation of thermal variation, by solar radiation, for a small waste water stabilisation pond*. HR Wallingford. (Report OD/ITM59, Avicenne Initiative Contract nº AVI-CT94-0012). 30p.
- DIÓGENES, A. (1987). *Cartilha do ferrocimento artesanal*. Fortaleza, Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia. 72p.
- EMBRAPA (1996). *Atlas do Meio Ambiente do Brasil*. 2.ed. Brasília, Editora Terra Viva. 160p.

- ENGLAND. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. (1986) *The analysis of agricultural materials: a manual of the analytical development and advisory service*. 3.ed. London, Her Majesty's Stationery Office. 248p.
- EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1994) *Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge*. Office of Water Science and Technology Sludge Risk Assessment Branch. Washington, DC. 147p.
- EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1992) *Manual – Guidelines for water reuse*. U. S. Environmental Protection Agency and U. S. Agency for International Development, Washington DC., USA.
- FAIRBAIRN, D. (1957). The biochemistry of *Ascaris*. *Journal of Parasitology*, n.6, p.491-554.
- FEACHEM, F. G. et al. (1983). *Sanitation and disease: health aspects of excreta and wastewater management*. World Bank Studies in Water Supply and Sanitation, 3, World Bank, Bath, UK.
- FLEMING, W. F. (1987). Ecdysteroids during embrionation of eggs of *Ascaris suum*. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 87A, n.3, p.803-805.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANISATION OF THE UNITED NATIONS. (1985). Water Quality for Agriculture. *Irrigation and Drainage*, v.1, n.29.
- GOTAAS, H. B. (1953). *Reclamation of municipal refuse by compositing*. University of California, Sanitary Engineerin Research Laboratory. (Technical Bulletin, n. 9, série 37).
- HESPANHOL, I.; PROST, A. M. (1994). WHO guidelines and national standarts for reuse and water quality. *Water Research*, v.28, n.4, p.237-249.

- HINDIYEH, M. Y. (1995) *Enumeration and survival studies on helminth eggs in relation to treatment of anaerobic and aerobic sludges in Jordan*. PhD Theses in Environmental Engineering, Department of Civil Engineering, University of Newcastle Upon Tyne, England. 368p.
- HOLANDA, A. B. (1995). *Novo dicionário da Língua Portuguesa*. Rio de Janeiro, Nova Fronteira.
- HOLLAENDER, A.; JONES, M. F.; JACOBS, L. (1940). The effects of monochromatic ultraviolet radiation on eggs of the nematode. *Enterobius vermicularis*. 1. Quantitative response. *Journal of Parasitology*, n.6, p.421-432.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. (1996). *Senso agropecuário de 1992*.
- KAZACOS, K. R. (1983) Improved method for recovering ascarid and other helminth eggs from soil associated with epizootics and during survey studies. *American Journal of Veterinary Research*, v.44, n.5, p.896 - 899.
- KELLNER, E.; PIRES, E. C. (1998). *Lagoas de estabilização: projeto e operação*. Rio de Janeiro, ABES. 244p.
- KIFF, R. J.; LEWIS-JONES, R. (1984). *Factors that govern the survival of selected parasites in sewage sludges*. Ch. 25 in *Sewage sludge stabilisation and disinfection*, ed. Bruce, A. M., Chichester, Ellis Horwood, p.453-461.
- KRISHNASWANI, S. K.; POST, F. J. (1968). Effect of chlorine on *Ascaris* (Nematoma) eggs. *Health Laboratory Science*, n.5, p.225-232.
- LÉON, G.; MOSCOSO, J. (1995). Strategies for the reuse of stabilization lagoons effluents in latin america: the aquaculture model of Lima, Peru. In:

INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE AND WORKSHOP ON WASTE STABILISATION PONDS, 3. João Pessoa, Brasil. *Anais*. p.272-280.

LINACRE, E. (1992). *Climate data and resources: a reference and guide*. Routledge, ISBN 0-415-05703-5.

LYSEK, H.; BACOVSKY, J. (1986). Penetration of ovicidal fungi into altered eggs of *Ascaris lumbricoides*. *Folia Parasitologica (PRAHA)*, n.26, p.139-142.

MANCUSO, P. C. S. (1989). *Reuso de água*. São Paulo. 341p. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo.

MANCUSO, P. C. S. (1992). *O reuso da água e sua possibilidade na região metropolitana de São Paulo*. São Paulo. 132p. Tese (Doutorado) - Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo.

MARA, D. D. (1997). *Design manual for waste stabilisation ponds in India*. Leeds, Lagoon Technology International Ltd.

MARA, D. D. (1996). Home page of University of Leeds - Department of Civil Engineering, UK. <http://www.leeds.ac.uk/>

MARA, D. D.; CAIRNCROSS, S. (1989). *Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture*. Geneva, United Nations Environment Programme/WHO.

MARA, D. D.; PEARSON, H. W. (1987). Designing against pond horrors. *World Water*, v.10, n.3, p.17-21.

- MARA, D. D.; SILVA, S. A. (1986). Removal of intestinal nematode eggs in tropical waste stabilisation ponds. *Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, n.89, p.71-74.
- MARA, D. D. et al. (1992). Waste stabilization ponds: a desing manual for eastern Africa. In: LAGOON TECHNOLOGY INTERNATIONAL, 1., Leeds.
- MARECOS DO MONTE, M. H (1996). Bases para o estabelecimento de uma directiva relativa à utilização de águas residuais para rega. In: CONGRESSO DA ÁGUA, 3., Lisboa, ABCP. *Anais*. 11p
- MARECOS DO MONTE, M. H. (1994). *Contributo para a Utilização de Águas Residuais Tratadas para Irrigação em Portugal*. Lisboa. 508p. Tese (Doutorado) - Instituto Superior Técnico / Laboratório Nacional de Engenharia Civil.
- MARECOS DO MONTE, M. H; ANDRADE, M. A. N. (1996). *Development of a Method Technologically Simple, Low Energy of Treating Wastewater for Reuse in Agriculture*. Lisboa, LNEC. (Relatório do Projeto Avicinne - Portugal). 17p.
- MENDES FERRÃO, J. E., coord. (1992). *Irrigação e desertificação*. Lisboa, AIJE. 221p.
- METCALF&EDDY. (1991) *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. New York, Ed. McGraw-Hill, Cap.14.
- MILLER; CHI-REDRIGUEZ, E.; NICHOLS, R. L. (1961). The fate of helminth eggs and protozoan cysts in human faeces ingested by dung beetles (*Coleoptera: Scarabaeindae*). *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, v.10, n.4, p.748-754.

MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO URBANO E MEIO AMBIENTE.

Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 20 de 10 de junho de 1986. Estabelece a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. *Diário Oficial da União, Brasília*, 30 jul. 1986, p.11356.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. (1999). Secretaria de Recursos Hídricos. *Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997. Política Nacional de Recursos Hídricos*. 2.ed. Brasília.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. (1998). *REDESERTO* - Rede de Informação e Documentação em Desertificação. Disponível na Home page: <http://www.mma.gov.br>.

MOTA, S. B., org. (2000). *Reúso de águas: a experiência da Universidade Federal do Ceará*. Fortaleza, Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. 276p.

MOTA, S. B.; ANDRADE, M. A. N. (1985). Uso da destilação solar no tratamento de águas contaminadas por microrganismos: aplicações às pequenas comunidades. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 13., Maceió, ABES.

MULLER, M.; SÁNCHEZ, R. M.; SUSWILLO, R. R. (1989). Evaluation of a sanitation programme using eggs of *Ascarus lumbricoides* in household yard soils as indicators. *Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, n.92, p.10-16.

NOGUEIRA, V. L. M. (2000). Caracterização do sistema de lagoas de estabilização da estação de tratamento de esgotos do Parque Fluminense, em Fortaleza, Ceará. In: MOTA, S. B., org. *Reúso de águas: a experiência da Universidade Federal do Ceará*. Fortaleza, Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. p.57-104.

- NOLF, L. O. (1932). Experimental studies on certain factors influencing the development and viability of the ova of the human *Trichuris* as compared with those of the human *Ascaris*. *American Journal of Hygiene*, n.16, p.288-322.
- OLIVEIRA, J. S. (1996). *Algumas reflexões sobre o impacto da desertificação nos ecossistemas terrestres em Portugal*. Reunião de Especialistas em Reabilitação de Ecossistemas Florestais Degradados. Lisboa, 24-28 jun. 16p.
- OTTO, G. F. (1929). A study of the moisture requirements of the eggs of the horse, the dog, human and pig ascarids. *American Journal of Hygiene*, n.10, p.497-520.
- PEARSON, H. W. et al. (1987). Factors determining algal population in waste stabilization ponds and the influence of algal on pond performance. *Water Science and Technology*, v.19, n.12, p.131-140.
- POLPRASERT, C.; DISSANAYAKE, H. G.; THANH, N. C. (1983). Bacterial die-off kinetics in waste stabilisation ponds. *J. Pollution Control Federation*, v.55, n.3, p.285-269.
- QUINN, By R. et al. (1980). Studies on the incidence of *Toxocara* and *Toxascaris* spp. Ova in the environment. 1. A comparison of flotation procedures for recovering *Toxocara* spp. Ova from soil. *Journal of Helmonthology*, n.84, p.83-89.
- RAPOSO, J. R. (1979). *A rega por aspersão*. Lisboa, Clássica Editora.
- REIMERS, R. S. et al. (1989). *Persistence of pathogens in lagoon-stored sludge*. EPA, 600/2-89/015.
- REYES, W. L.; KRUSE, C. W.; BATSON, M. (1963). The effect of aerobic and anaerobic digestion on eggs of *Ascaris lumbricoides* var. *suum* in nightsoil. *American Journal Tropical Medicine*, n.12, p.45-55.

- RICHARDS, L. A. (1954). Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. *Agricultural Handbook*, n.60, Washington D.C., U.S. Department of Agriculture.
- ROGERS, W. P. (1940). The physiological ageing of the infective larvae of *Haemonchus contortus*. *Journal of Helminthology*, n.18, p.183-192.
- ROSEGRANT, M. W.; PEREZ, N. D. (1995). *Water resources development in Africa: A review and synthesis of issues, potentials, and strategies for the future*. Washinton DC., USA, International Food Policy Research Institute.
- RUDOLFS, W.; FALK, L. L.; RAGOTZKIE, R. A. (1951). Contamination of vegetables grown in polluted soil. III Field studies on *Ascaris* eggs. *Sewage and Industrial Wastes*, n.23, p.853-860.
- SACRAMENTO, A. (1991). *Study of the ultraviolet light effect on the survival of helminth eggs in secondary effluents*. Reino Unido. 132p. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Leeds.
- SCHULZ, S.; KROEGER, A. (1992). Soil contamination with *Ascaris lumbricoides* eggs as an indicator of environmental hygiene in urban areas of north-east Brazil. *Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, n.89, p.95-103.
- SCHWARTZBROD et al. (1991). Impact of wastewater treatment on helminths eggs. *Water Science and Technology*, v.21, n.3, p.295-297.
- SCHWARTZBROD et al. (1987). Effects of lagoon treatment on helminths eggs. *Water Science and Technology*, v.19, n.12, p.369-371.
- SEAMSTER, A. P. (1950). Development studies concerning the eggs of *Ascaris lumbricoides* var. *suum*. *American Midland Naturalist*, n.43, p.450-470.

- SHUVAL, H. I. et al. (1987). *Prospective epidemiological study on enteric disease transmission associated with sprinkler irrigation with wastewater: an overview*. In: Implementing Water Reuse, Proceedings of the Water Reuse Symposium IV, Denver, CO, USA, AWWA Research Foundation, p.765-791.
- SHUVAL, H. I. et al. (1986). Wastewater irrigation in developing countries-Health effects and technical solutions. *World Bank Technical Paper*, n.51, World Bank, Washington DC.
- SILVA, M. C. et al (1992) *Bacia hidrográfica do Rio Trancão*. Lisboa, LNEC. (Relatório de progresso do Plano de Gestão de Recursos Hídricos, Projecto Tejo). 23p.
- SILVA, S. A.; MARA, D. D. (1979). *Tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização*. Rio de Janeiro, ABES. 136 p.
- SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R.; MARA, D. D. (1991). Lagoas de estabilização profundas II: remoção de nutrientes. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 16., Goiânia, ABES. *Anais*, p.356-368.
- SPINDLER, L. A. (1936). Effect of various physical factors on the survival of eggs and infective larvae of the swine nodular worm *Oesophagostomum dentatum*. *Journal of Parasitology*, Abstract, n.22, p.529.
- THOMSON, A. J. et al. (1994). *Wastewater reuse for agricultural irrigation - Time-temperature effects on bacterial die-off in Zimbabwean Wastewater*. Oxfordshire, England. (Report of HR Wallingford Ltd, OD/TN 69), 30p.
- THOMSON, A. J. et al. (1992). *Wastewater reuse for agricultural irrigation - An investigation into time-temperature effects on bacterial die-off*. Oxfordshire, England. (Report of HR Wallingford, OD/TN 62), 46p.

- TRAD RAIS, M. (1995). *Time-temperature effects on bacterial die-off in Tunisian wastewater*. AVICENNE Initiative Project. (Preliminary Report). 39p.
- TROMBA, F. G. (1978). Effects of ultraviolet radiation on the infective stages of *Ascaris suum* and *Stephanurus dentatus* with a comparison of the relative susceptibilities of some parasitic nematodes to ultraviolet. *Journal of Parasitology*, v.64, n.2, p.245-252.
- UDONSI, J. K.; ATATA, G. (1987). *Necator americanus*: temperature, pH, light and larval development, longevity and desiccation tolerance. *Journal of Parasitology*, n.63, p.136-142.
- VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. (1994). *Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente*. Campina Grande.
- WANG, W. L. L.; DUNLOP, S. G. (1954). Animal parasites in sewage and irrigation waters. *Sewage and Industrial Wastes*, n.26, p.1020-1032.
- WEGELIN, M.; SOMMER, B. (1996). Demonstration projects on solar water disinfection. *Sandec News*, n.2, p.11-13.
- WHARTON, D. A. (1986). *A functional biology of nematodes*. Beckenham, U.K, Croom Helm Ltd.
- WHO (1989). *Health Guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*. Geneva, World Health Organization. (Technical Reports Series 778). 73p.

WOLFF, E. (2000). Situação atual das pilhas e baterias no Brasil: aspectos ambientais e legislação. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - SILUBESA, 9., *Anais*, p.2235-2248.

WONG, M. S.; BUNDY, D. A. P. (1990). Quantitative assessment of contamination of soil by the eggs of *Ascaris lumbricoides* and *Trichiura*. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, n.84, p.567-570.

YATES, M. V. (1998). *Pathogens in reclaimed water*. Disponível na internet: <http://www.waterrecycling.com>. 4p.