Os microrganismos nas atividades de disposição de esgotos no solo – Estudo de caso

ADRIANA DE SOUZA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Saúde Pública.

Área de concentração: Saúde Ambiental
Orientador: Prof. Dr. Wanderley da Silva Paganini

São Paulo

2005

Aos meus pais, Luiz Cláudio e Sônia Regina,
pelo amor recebido e por todas as oportunidades
de aprendizado que me ofereceram;

Aos meus irmãos queridos, Andréa e André,
por fazerem parte da minha vida;

Ao Ricardo, por completar a minha
vida e estar ao meu lado, com
paciência e carinho, durante toda a
realização deste trabalho.

AGRADECIMENTOS

Meus sinceros agradecimentos:

À Universidade de São Paulo e a Faculdade de Saúde Pública;

Ao professor Dr. Wanderley da Silva Paganini pela valiosa orientação;

À Dra. Maria Inês Zanoli Sato e ao professor Dr. José Luiz Negrão Mucci pela grande contribuição para a execução deste trabalho.

Aos funcionários da Faculdade de Saúde Pública, em especial à Francisca Alzira dos Santos, Silvana Audrá Cutolo e Maria do Carmo Doria Pereira pela colaboração nas coletas e realização das análises laboratoriais.

Aos amigos do grupo de orientação do professor Wanderley da Silva Paganini: Miriam, Patrícia, Carlos Roberto, Irineu, Luiz Romeu e Ana Paula. A união do grupo e o apoio recebido foram fatores determinantes na condução deste trabalho.

Aos amigos e companheiros de trabalho da CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) - Agência Ambiental de Piracicaba, em especial a Adilson José Rossini, gerente da agência.

À SABESP pela oportunidade da realização da pesquisa na Estação de Tratamento de Esgotos de Populina, em especial aos funcionários da estação.

RESUMO

A disposição de esgotos ou efluentes no solo pode objetivar tratamento, disposição final ou irrigação para fins agrícolas. Uma grande preocupação é a capacidade de sobrevivência e movimentação de microrganismos potencialmente patogênicos presentes nos esgotos: vírus, bactérias, cistos de protozoários e ovos e larvas de helmintos. A pesquisa foi realizada na Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP), cujo método de tratamento é o escoamento superficial no solo. Os objetivos específicos deste trabalho foram: pesquisar ovos e larvas de helmintos, colifagos e *Salmonella* sp. no solo, esgoto e efluente, bem como determinar coliformes totais e *E. coli* na entrada e saída do sistema. Por meio do levantamento bibliográfico foi realizada a revisão dos aspectos referentes ao reúso agrícola, considerando as potencialidades e as limitações desta prática principalmente no que se refere a uma possível fonte de disseminação de doenças, bem como danos e contaminação do meio ambiente. Os resultados mostraram que o sistema foi capaz de reduzir o número de ovos e larvas de helmintos no efluente final e que estes são encontrados em maior número na superfície do solo e a 20 m de distância do ponto de aplicação dos esgotos. Sérios indícios mostram que a umidade tem certa influência na viabilidade de ovos de *Ascaris*. O sistema não foi eficiente na remoção de colifagos, *Salmonella* sp., coliformes totais e *E. coli*. Os trabalhadores da estação de tratamento podem ser considerados um grupo de risco, visto que estão em contato direto com o solo e o efluente. Este trabalho recomenda a continuidade dos estudos de sobrevivência e movimentação de ovos e larvas de helmintos no solo; a realização de novas pesquisas de colifagos e *Salmonella* sp. a fim de conhecer a capacidade deste método de tratamento em remover esses microrganismos; o monitoramento da qualidade do efluente e do corpo receptor quanto à presença de *Salmonella*, colifagos, coliformes totais e *E. coli*; e o desenvolvimento de metodologia para a determinação de colifagos em amostras de solo.

Palavras-chave: disposição de esgotos no solo, escoamento à superfície, riscos à saúde, contaminação do meio ambiente, microrganismos patogênicos.

ABSTRACT

The sewage or effluents disposal in soil may mean treatment, final disposition or agricultural irrigation. One of the biggest issues is the capacity of survival and moving of the potentially pathogenic microorganisms in the sewage: viruses, bacteria, protozoan cysts and helminthes eggs and larvae. The research was carried out at the Sewage Treatment Plant in Populina, SP, which treatment method is the overland flow. The specific aims of this work were: to research helminthes eggs and larvae, colifagos, *Salmonella* sp. in soil, sewage and effluent, as well as determine total coliforms and *E. coli* in the sewage and effluent. Through bibliographic compilation the aspects referring to agricultural reuse were seem considering the potentiality and the limitations of this technique mainly referring to a possible sickness dissemination sources as well as damage and contamination of the environments. The results have shown that the system was capable to reduce the number of helminthes eggs and larvae in the final effluent and that they are found in a bigger number on the soil surface and in twenty meters from the point of appliance of sewage. It is likely that the humidity has a certain influence on the viability of *Ascaris* eggs. The system was not efficient on the removal colifagos, *Salmonella* sp., total coliform and *E. coli*. The works of the treatment plant can be considered a risk group because they have direct contact with the soil and effluent. This work recommends the continuity of the studies on the survival and moving of helminthes eggs and larvae in soil; new researches on colifagos and Salmonella sp. in order to get to know the capacity of this treatment method to remove these microorganisms; the monitoring of the effluent and receiving body regarding the presence of *Salmonella* sp., colifagos, total coliform and *E. coli*; and the development of a methodology for determination of colifagos in soil.

Key words: sewage disposal in soil, overland flow, health risks, environmental contamination, pathogens.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO 1
1.1. Disposição de esgotos ou efluentes no solo 1
1.2. Breve histórico da disposição de esgotos ou efluentes no solo 4
1.3. Benefícios da disposição de esgotos ou efluentes no solo 7

2. OBJETIVOS 10
2.1. Objetivo geral 10
2.2. Objetivos específicos 10

3. REVISÃO DA LITERATURA 11
3.1. Características microbiológicas e parasitológicas dos esgotos domésticos 11
3.2. Tratamento convencional dos esgotos em relação à remoção de patógenos 15
3.2.1. Remoção de patógenos em lagoas de estabilização 18
3.2.2. Remoção de patógenos em lodo ativado 25
3.2.3. Remoção de patógenos em filtros biológicos 26
3.3. Capacidade do sistema solo-planta em efetuar o tratamento dos esgotos ou polimento dos efluentes 28
3.3.1. Propriedades e características físicas do solo 29
3.3.1.1. Textura 29
3.3.1.2. Estrutura 30
3.3.1.3. Infiltração 31
3.3.1.4. Umidade 31
3.3.1.5. Fluxo de água no solo 33
3.3.1.6. Filtrabilidade 33
3.3.2. Propriedades e características químicas do solo 34
3.3.2.1. Conteúdo de matéria orgânica 34
3.3.2.2. Capacidade de troca catiônica 35
3.3.2.3. Capacidade de troca iônica 35
3.3.2.4. pH 36

3.3.3. Microrganismos do solo....36
3.3.3.1. Bactérias....37
3.3.3.2. Fungos....40
3.3.3.3. Algas....41
3.3.3.4. Protozoários....41
3.3.3.5. Vírus....42
3.4. Métodos de disposição de esgotos ou efluentes no solo....43
3.4.1. Métodos que visam principalmente tratamento de esgoto ou polimento de efluentes....43
3.4.1.1. Infiltração-percolação....44
3.4.1.2. Escoamento superficial....47
3.4.2. Métodos que visam principalmente a irrigação....51
3.4.2.1. Irrigação por aspersão....52
3.4.2.2. Irrigação por gotejamento....54
3.4.2.3. Irrigação por sulcos e canais....56
3.4.2.4. Irrigação por inundação....57
3.5. Condições favoráveis e desfavoráveis para a sobrevivência e movimentação de microrganismos patogênicos no solo....58
3.5.1. Fatores relacionados ao tempo de sobrevivência de microrganismos no solo....58
3.5.1.1. Helmintos....60
3.5.1.2. Protozoários....66
3.5.1.3. Bactérias....68
3.5.1.4. Vírus....73
3.5.2. Categorias de infecção....74
3.5.3. Fatores envolvidos na eliminação de microrganismos no solo....77
3.5.3.1. Helmintos....79
3.5.3.2. Protozoários....80
3.5.3.3. Bactérias....80
3.5.3.4. Vírus....82
3.6. Contaminação do meio ambiente....84
3.6.1. Da cultura....84
3.6.2. Do solo, do lençol freático e do corpo receptor....88

3.7. Riscos à saúde pública....93
3.7.1. Evidências epidemiológicas de riscos reais à saúde....96
3.8. Medidas de proteção dos grupos de riscos....101

4. MATERIAL E MÉTODOS....109
4.1. Caracterização da área de estudo....109
4.1.1. Município de Populina (SP)....109
4.1.2. Estação de tratamento de esgotos de Populina....111
4.2. Plano de amostragem....113
4.2.1. Localização dos pontos de coleta....113
4.2.2. Metodologia laboratorial....117
4.2.2.1. Ovos de helmintos....117
4.2.2.2. Colifagos....120
4.2.2.3. *Salmonella*....121
4.2.2.4. Coliformes totais e *Escherichia coli*....122

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO....124
5.1. Pesquisa de ovos e larvas de helmintos....124
5.1.1. Em relação à distância do ponto de aplicação....129
5.1.2. Em relação à profundidade no solo....133
5.1.3. Em relação ao tempo de secagem do módulo....133
5.2. Pesquisa de colifagos....137
5.3. Pesquisa de *Salmonella*....140
5.4. Determinação de coliformes totais e *E. coli*....142

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES....144

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS....147

1. INTRODUÇÃO

1.1. DISPOSIÇÃO DE ESGOTOS OU EFLUENTES NO SOLO

Embora seja mais comum dispor os esgotos e efluentes nos corpos d'água, a disposição no solo é uma alternativa que foi e ainda é empregada de forma muito intensa. Neste caso, dependendo da carga orgânica lançada, o ambiente pode ter condições de receber e decompor os compostos em níveis que não causem danos ao ecossistema local e circunvizinho. Isto porque alguns processos naturais têm condições de promover o tratamento dos esgotos desde que não ocorra sobrecarga e que haja boas condições ambientais que permitam a evolução, reprodução e crescimento de organismos que decompõem e estabilizam a matéria orgânica (CORAUCCI FILHO e col. 1999).

A disposição de esgotos ou efluentes no solo pode ser considerada sob dois aspectos:

a) A reutilização em que predominam critérios de depuração

Neste caso, o sistema solo-microrganismos-planta atua como um sistema de tratamento avançado, no qual predomina o critério de tratamento frente ao de cultivo, embora possa permitir algum desenvolvimento de cultura (PINILLA 1998). Alguns projetos são concebidos visando apenas tratamento, como é o caso da Estação de Tratamento de Esgotos de Populina, no município de São Paulo.

O sistema solo-microrganismos-planta pode estabilizar o esgoto sanitário e, além de proteger o corpo d'água a jusante, fornece nutrientes para as plantas que os utilizam no seu processo de crescimento (COURACCI FILHO e col. 1999). Poucos ambientes, na terra, fornecem tão grande variedade de microrganismos como o solo fértil. Essa biota do solo é

responsável pela remoção de microrganismos como bactérias, vírus, cistos de protozoários e ovos de helmintos que chegam com o esgoto.

Além da predação que ocorre no solo, este atua na remoção de microrganismos por meio da sedimentação, filtração na camada orgânica superficial do terreno e da vegetação, por adsorção às partículas do solo, por oxidação e reações químicas, por troca iônica, por dessecação durante os períodos secos, pela radiação e pela exposição a outras condições adversas (VON SPERLING 1996, PAGANINI 2003).

b) A reutilização em que predominam critérios agrícolas

O objetivo primordial é aumentar o rendimento agrícola aproveitando a matéria orgânica e os nutrientes presentes nos esgotos ou efluentes (PINILLA 1998). O uso se efetua em função de um cultivo, utilizando, geralmente, efluentes de Estações de Tratamento de Esgotos e não esgoto bruto. Ainda neste caso, é possível propiciar um tratamento adicional aos efluentes dispostos, isso porque o solo funciona como um sistema depurador, estando os elementos do sistema solo-microrganismo-planta atuando com maior ou menor eficiência. De acordo com ORON (1999), a aplicação do efluente para irrigação resolve simultaneamente, os problemas de escassez de água e de disposição final de esgotos.

A irrigação com esgotos/efluentes consiste na utilização de água e nutrientes presentes nos esgotos/efluentes, para beneficiar o crescimento de culturas agrícolas. A taxa de aplicação deve ser adaptada às necessidades da cultura, assim como outras características do sistema (FRIEDEL e col. 2000).

Os métodos de disposição de esgotos ou efluentes no solo são: métodos de irrigação, método de Infiltração e método de escoamento à superfície. Os métodos de infiltração e escoamento à superfície objetivam,

primeiramente, um tratamento adicional ao esgoto ou efluente, além de permitir alguma produção de cultura (PINILLA 1998; BASTOS 1999).

Na irrigação, tem-se o objetivo de otimizar o uso da água e dos nutrientes, presentes nos esgotos ou efluentes, para a produção de culturas. Os métodos mais utilizados nestes casos são: irrigação por aspersão, irrigação por gotejamento superficial e sub-superficial, irrigação por sulcos e canais e irrigação por inundação. É possível ainda obter descarga zero e proporcionar uma alternativa ao tratamento terciário.

A prática de disposição de esgotos/efluentes no solo pode envolver riscos de contaminação do meio ambiente e riscos à saúde publica. O solo pode atuar como um vetor e fonte de importantes agentes causadores de doenças humanas, visto que os indivíduos estão em contato permanente com o solo, direta ou indiretamente, via alimento, água e ar (SANTAMARÍA e TORANZOS 2003).

Os riscos ao meio ambiente envolvem danos e contaminação da vegetação de cobertura, contaminação do solo, do lençol freático e do corpo receptor.

Os riscos à saúde pública estão relacionados à contaminação dos trabalhadores rurais ou da estação de tratamento, dos consumidores de produtos vegetais e de produtos animais, os quais tenham pastoreado em terrenos irrigados com esgotos ou efluentes e de populações que residem próximas a estações de tratamento de esgotos ou a áreas agricultáveis.

A maior preocupação está relacionada com a presença de microrganismos potencialmente patogênicos presentes nos esgotos: vírus, bactérias, cistos de protozoários bem como ovos e larvas de helmintos, sendo que o maior risco à saúde ocorre quando o microrganismo é capaz de

sobreviver por grandes períodos de tempo e se movimentar vigorosamente pelo solo.

A prevenção dos riscos pode ser alcançada por uma ação integrada de medidas como (ABU-ZEID 1998; AMAHMID e BOUHOUM 2000): tratamento do esgoto; restrição de culturas; método de aplicação específico; controle da exposição humana; fidelidade aos padrões e normas para reúso de águas residuárias e monitoramento contínuo. Por meio de um monitoramento constante é possível verificar se os microrganismos patogênicos não estão presentes em densidades que representem riscos significativos para a saúde.

1.2. BREVE HISTÓRICO DA DISPOSIÇÃO DE ESGOTOS OU EFLUENTES NO SOLO

Embora os primeiros indícios de aproveitamento de água residuária para reúso na agricultura se remontam há mais de 5000 anos, as primeiras fazendas de esgotos [*sewage farms*] surgiram em 1650 em Edinburg e, posteriormente em Londres, Manchester e em outras principais cidades do Reino Unido (SHUVAL 1986, PINILLA 1998, PAGANINI 2003).

No século XIX, o uso de águas residuárias na irrigação de culturas começou a ser praticada em muitas cidades européias e norte-americanas, quando foram introduzidos os sistemas de captação dessas águas. As fazendas de esgotos foram estabelecidas nos Estados Unidos em 1871, na França em 1872, na Alemanha em 1876, na Índia em 1877, na Austrália em 1893 e no México em 1904. O principal objetivo dessas fazendas, em muitos desses países, era mais prevenir a poluição dos rios do que aumentar a produção de culturas (MARA e CAIRNCROSS 1989).

Até fins do século XIX e início do século XX esta foi a forma mais praticada e bem sucedida de tratamento e disposição de esgotos resultantes da atividade urbana (PAGANINI 2003).

A partir do início do século XX, muitos projetos foram abandonados na Europa e nos Estados Unidos. A causa desse declínio está associada a uma combinação de fatores como a preocupação com a saúde e o crescimento das cidades. A preocupação com a saúde esteve relacionada à possibilidade da transmissão de doenças por vegetais irrigados com esgoto bruto. Quando o crescimento das cidades atingiu os limites das fazendas de esgotos, surgiram os problemas com o odor. O aumento de esgotos gerados levou à necessidade de áreas maiores para sua disposição, porém as terras próximas aos centros urbanos tornaram-se mais valorizadas. Além disso, quando se descobriu que os esgotos poderiam ser tratados por processos biológicos que requeriam menos área, como lodo ativado e outros processos, essas fazendas entraram em declínio e por volta de 1912, as fazendas de esgotos foram completamente abandonadas em muitos países urbanizados do mundo ocidental. Nessa época, poucos cientistas e engenheiros mostraram algum interesse no estudo sistemático de engenharia, agronomia, aspectos microbiológicos e de saúde pública do reúso de águas residuárias na agricultura (SHUVAL 1986; MARA e CAIRNCROSS 1989).

O desenvolvimento de programas para a reutilização planejada de águas residuárias se iniciou nos Estados Unidos. O Estado da Califórnia foi o primeiro a promover a recuperação e reutilização dessas águas e as primeiras normas de qualidade de água foram promulgadas em 1918.

Após a Segunda Guerra Mundial, cientistas e engenheiros interessaram-se em desenvolver o reúso de águas residuárias tanto em países industrializados quanto nos em desenvolvimento. A disposição de esgotos no solo voltou a ser vista como uma maneira de prevenir a poluição

dos rios e de aumentar a oferta de água em áreas com suprimento insuficiente de água (SHUVAL 1986).

Nas duas últimas décadas do século XX houve um aumento no uso de águas residuárias para a irrigação de culturas, especialmente em áreas semi-áridas tanto de países desenvolvidos quanto nos em desenvolvimento. Isto ocorreu como resultado de vários fatores (MARA e CAIRNCROSS 1989; HESPANHOL 2003):

- A dificuldade crescente de identificar fontes alternativas de água para irrigação em algumas regiões. O rápido crescimento na demanda por água de boa qualidade associado com a deficiência natural e as restrições contínuas no suprimento, primeiramente em regiões áridas e semi-áridas, tem acelerado a pesquisa por fontes alternativas de água. Dentre essas fontes, inclui-se o esgoto tratado (ORON e col. 1999);
- O alto custo dos fertilizantes minerais;
- A demonstração de que os riscos à saúde e os danos ao solo são mínimos se as precauções necessárias forem tomadas;
- Os custos elevados dos sistemas de tratamento de esgotos para possibilitar a descarga dos efluentes em corpos receptores. De acordo com CAMERON e col. (1997), a aplicação de águas residuárias no solo está se tornando mais difundida à medida que as autoridades se propõem a proteger a qualidade das águas, restringindo a disposição em rios, lagos e em ambientes marinhos. A descarga de esgotos, ou outros resíduos ricos em nutrientes, nos corpos d'água, pode resultar em depleção do oxigênio dissolvido, eutrofização, toxicidade química e aumento de salinidade;
- A aceitação sócio-cultural desta prática;
- O reconhecimento do valor desta prática pelos órgãos gestores de recursos hídricos.

Em muitas partes do mundo, a aplicação de efluentes e lodos no solo não é somente o resultado de um imperativo econômico, mas também uma conduta necessária para diminuir a degradação e erosão do solo. Se usado adequadamente, os nutrientes presentes podem aumentar a produtividade agrícola sem causar efeitos adversos significativos para o solo e o meio ambiente circundante (CAMERON e col. 1997).

1.3. BENEFÍCIOS DA DISPOSIÇÃO DE ESGOTOS OU EFLUENTES NO SOLO

O uso de esgotos ou efluentes para irrigação tem como benefícios proteger o corpo d'água receptor, utilizar o potencial hídrico de uma fonte não-convencional de água, utilizar nutrientes presentes no esgoto e propiciar um retorno financeiro devido à comercialização de culturas.

A disposição de esgotos no solo objetivando tratamento de esgoto ou polimento de efluente é um sistema de baixo custo de implantação e manutenção, não requer tecnologia importada, adapta-se bem às condições de clima no Brasil e dispensa equipamentos e edificações. Além disso, do investimento inicial pode resultar produtividade agrícola, com economia de água e fertilizante.

Considerando-se os benefícios da disposição de esgotos no solo tanto no reúso para fins agrícolas quanto nos processos de tratamento/polimento, faz-se necessário primeiramente compreender as possibilidades e limitações desta prática, principalmente no que se refere a uma possível fonte de disseminação de doenças.

A movimentação e a sobrevivência de microrganismos patogênicos no solo são dependentes, entre outros fatores, das características e propriedades do solo, das condições climáticas e da carga hidráulica a que os mesmos estão expostos. Na Estação de Tratamento de Esgotos de

Populina (SP), em que o método de tratamento é por disposição superficial no solo, as características deste já foram estudadas por PAGANINI (2001).

Este pesquisador estudou os efeitos da disposição de esgotos no solo (escoamento à superfície) da Estação de Tratamento de Esgoto do município de Populina (SP), durante 20 anos de operação do sistema. A pesquisa abrangeu a caracterização do afluente, os efeitos cumulativos no solo, no lençol freático e na biomassa produzida, além da avaliação ambiental no entorno da planta quanto à influência no corpo receptor e na comunidade circunvizinha.

Realizar esse estudo completo requer tempo, envolve custo e disponibilidade laboratorial e técnica, condições muitas vezes difíceis de serem alcançadas em uma única etapa. No caso de Populina esses estudos já estão mais avançados e, portanto, podem contribuir mais rápida e sistematicamente com a produção cientifica e literária do Brasil, apresentando resultados práticos.

O presente trabalho tem a oportunidade de complementar estudos microbiológicos e parasitológicos das atividades de disposição de esgotos no solo, abrangendo estudos já realizados na Estação de Tratamento de Esgotos de Populina, como a determinação de coliformes totais e *Escherichia coli* na entrada e saída do sistema, e aprofundando-os com novas investigações de campo e pesquisas de microrganismos ainda não pesquisados no sistema, como *Salmonella* e colifagos, podendo contribuir desta forma, para uma complementação de trabalhos já realizados na planta de tratamento. Será enfocada a capacidade de sobrevivência e movimentação desses microrganismos patogênicos e de ovos e larvas de helmintos quando dispostos no solo.

Comparando os efeitos nos módulos de tratamento com áreas que nunca receberam os esgotos, mas com mesmas características físico-

químicas e biológicas, será possível extrapolar esses parâmetros para outras regiões do estado e do país, desde que conhecidas e comparadas com as características próprias de cada local.

Por meio do levantamento bibliográfico será feita ainda a revisão dos aspectos referentes ao reúso agrícola, considerando as potencialidades e as limitações desta prática principalmente no que se refere a uma possível fonte de disseminação de doenças e danos e contaminação do meio ambiente.

1. OBJETIVOS

1.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar as condições de sobrevivência e movimentação de microrganismos patogênicos no solo, a fim de minimizar os riscos, à saúde pública e ao meio ambiente, decorrentes da prática de disposição de esgotos no solo, objetivando tanto o tratamento de esgotos ou polimento de efluentes, quanto ao reúso para fins agrícolas.

1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos deste trabalho são:

- Isolar, identificar e quantificar ovos e larvas de parasitas intestinais no solo, no esgoto e no efluente da Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP) em relação à distância do ponto de aplicação do esgoto, à profundidade de penetração no solo e ao tempo de secagem do módulo;
- Quantificar ovos viáveis de *Ascaris* sp. no solo, no esgoto e no efluente da Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP) em relação à distância do ponto de aplicação do esgoto, à profundidade de penetração no solo e ao tempo de secagem do módulo;
- Pesquisar *Salmonella* spp. e colifagos no solo, no esgoto e no efluente da Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP), visto que esses organismos ainda não foram pesquisados no sistema;
- Determinar coliformes totais e *Escherichia coli* no esgoto e no efluente da Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP), a fim de comparar com estudos já realizados na estação.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1. CARACTERÍSTICAS MICROBIOLÓGICAS E PARASITOLÓGICAS DOS ESGOTOS DOMÉSTICOS

Os organismos patogênicos possíveis de serem encontrados em esgotos domésticos incluem todos os grandes grupos: bactérias, protozoários, helmintos e vírus (von SPERLING 1996, BLUM 2003). Esses microrganismos representam um importante risco sanitário, não apenas pelo tipo de prejuízo à saúde que podem causar, mas principalmente pelo tempo relativamente curto de resposta entre a infecção e o desenvolvimento da doença (BLUM 2003).

Vírus patogênicos, bactérias, protozoários e helmintos são eliminados nas fezes de pessoas infectadas e podem ser transmitidos a outras por via oral ou dérmica. Os esgotos contêm geralmente elevadas concentrações de agentes patogênicos excretados, sobretudo em países onde predominam as enfermidades diarréicas e os parasitas intestinais (OMS 1989).

Em relação ao esgoto bruto, os organismos que apresentam riscos potenciais à saúde humana e animal entram no esgoto por uma variedade de fontes. Indivíduos infectados com doenças entéricas são a principal; outras são as fezes de animais carreadas para os sistemas de esgotos via drenagem superficial da água, os efluentes de abatedouros, fábricas que industrializam carcaças animais e fábricas de laticínios (ENVIRONMENT CANADA 1984).

O número de microrganismos varia de acordo com a concentração do esgoto e do número de pessoas portadoras desses organismos em um dado tempo e espaço. As Tabelas 1 e 2 apresentam, qualitativamente e quantitativamente, os agentes potencialmente infecciosos presentes nos esgotos brutos.

Tabela 1. Organismos potencialmente patogênicos presentes nos esgotos sem tratamento (CROOK 1998 citado por PINILLA 1998).

	Patogênicos	Enfermidade
Bactéria	*Campylobacter jejuni*	Gastroenterites
	Escherichia coli (enteropatogênica)	Gastroenterites
	Legionella pneumophila	Enfermidade do legionário
	Leptospira (spp.)	Leptospirose
	Salmonella typhi	Febre tifóide
	Salmonella (2400 serotipos)	Salmonelose
	Shigella (4 spp.)	Shigelose (disenteria)
	Vibrio cholerae	Cólera
	Yersinia enterocolitica	Yersiniosis
Protozoários	*Balantidium coli*	Balantidíases (disenteria)
	Cryptosporidium parvum	Cryptosporidioses, diarréia, febre
	Entamoeba histolytica	Amebíases (disenteria amebiana)
	Giardia lamblia	Giardíases
Helmintos	*Ancylostoma duodenale*	Ancilostomíases
	Ascaris lumbricoides	Ascaríases
	Echinococcus granulosis	Hidatidose
	Enterobius vermiculares	Enterobiasis
	Necatur americanus	Necatoriases
	Schistosoma (spp.)	Esquistosomíases
	Strongyloides stercolaris	Estrongyloidíases
	Taenia (spp.)	Teníase, cisticercose
	Trichuris trichiura	Tricuríases
Vírus	*Adenovirus* (51 tipos)	Enfermidade respiratória, infecção ocular
	Astrovirus (5 tipos)	Gastroenterite
	Calicivirus (2 tipos)	Gastroenterite
	Coronavirus	Gastroenterite
	Enterovirus (72 tipos)	Gastroenterite, anomalias do coração, meningites
	Hepatite A e E	Hepatite infecciosa
	Norwalk	Diarréia, vômito, febre
	Parvovirus (3 tipos)	Gastroenterite
	Reovirus (3 tipos)	Não está esclarecido totalmente
	Rotavirus (4 tipos)	Gastroenterite

Tabela 2. Concentração de organismos potencialmente patogênicos presentes nos esgotos brutos de diferentes países.

	País	Concentração	Referência
Ovos de helmintos	México	24,8 ovos/L	JIMÉNEZ e col. (1999)
	Marrocos	1,7 ovo/L	AMAHMID e col. (2002)
	Brasil	50 ovos/L	STOTT e col. (1994) apud AMAHMID e col. (2002)
	Kenya	17,5 a 133,3 ovos/L	GRIMASON e col. (1996)
	México	22,7 ovos/L	JIMENEZ e col. (2000)
Cistos de *Giardia* sp.	USA	$8 \times 10^2 - 1.4 \times 10^4$ cistos/L	GASSMANN e SCHWARTZBROD (1991)
	Marrocos	$2,8 \times 10^3$ cistos/L	AMAHMID e col. (2002)
	França	$0,23 - 25 \times 10^3$ cistos/L	WIANDT e col. (1995)
	Itália	$2,1 \times 10^3 - 4,2 \times 10^4$ cistos/L	CACCIÒ e col. (2003)
	México	$10^2 - 10^3$ cistos/L	JIMÉNEZ e col. (2001)
	Israel	340 cistos/L	ARMON e col. (2002)
Salmonella	México	$6x10^5$ a $3x10^9$ MPN/100 ml	JIMENEZ e col. (1999)
	USA	10^2 a 10^4 MPN/100 ml	NRC (1998) apud JIMENEZ e col. (1999)
	México	$1,1x10^8$ a $7,5x10^8$ MPN/100 ml	JIMENEZ e col. (2001)
Coliformes Totais	Itália	7,08 log NMP/100ml	STAMPI e col. (2001)
	Brasil	$1,1x10^9$ MPN/100 ml	RAZZOLINI (2003)
	Espanha	10^7 a 10^8 MPN/100 ml	EMPARANZA-KNÖRR e TORRELLA (1995)
	Finlândia	7,24 a 8,14 log CFU/100ml	KOIVUNEM e col. (2003)
Coliformes Fecais	México	$6,5x10^8$ MPN/100 ml	JIMENEZ e col. (1999)
	México	$7,8x10^8$ a $1,2x10^9$ MPN/100 ml	JIMENEZ e col. (2001)
	Finlândia	6,82 a 7,53 log CFU/100ml	KOIVUNEM e col. (2003)
	Brasil	$2,3x10^7$ MPN/100 ml	ARRIDGE e col. (1995)
	Espanha	10^7 a 10^8 MPN/100 ml	EMPARANZA-KNÖRR e TORRELLA (1995)
colifagos	Espanha	10^5 pfu/100 ml	EMPARANZA-KNÖRR e TORRELLA (1995)
Cryptosporidium	Israel	130 oocistos/litro	ARMON e col. (2002)

Os esgotos sem tratamento, por possuírem uma ampla variabilidade de microrganismos potencialmente patogênicos com diferentes tempos de sobrevivência no meio líquido e no solo, geram um risco maior à saúde pública e ao meio ambiente do que os riscos associados à disposição no solo de efluentes de estações de tratamento. Os riscos, neste caso, estão associados à deficiência na remoção de patógenos nos diversos processos de tratamento e à capacidade de sobrevivência dos mesmos no solo.

3.2. TRATAMENTO CONVENCIONAL DOS ESGOTOS EM RELAÇÃO À REMOÇÃO DE PATÓGENOS

Os sistemas de tratamento de esgotos têm como objetivo a remoção de sólidos, organismos patogênicos e outros contaminantes a fim de se obter um efluente com uma qualidade adequada para poder retornar ao meio ambiente. Os processos atuais para se alcançar tal intento varia grandemente entre os tipos de tratamento, mas usualmente envolve uma combinação de separação física e tratamentos biológicos aeróbios e anaeróbios (CAMERON e col. 1997).

Para KOIVUNEN e col. (2003), as estações de tratamento de esgotos são, usualmente, designadas para remover DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e nutrientes, mas raramente são planejadas especificamente para remover microrganismos patogênicos. De acordo com esses pesquisadores, os tratamentos convencionais reduzem o número de microrganismos entéricos, mas essa redução pode variar extensivamente e os efluentes podem conter ainda um número elevado de microrganismos fecais. De acordo com ELLIS e col. (1993), o tratamento convencional tem uma capacidade baixa de remover parasitas. Para FEACHEM e col. (1983), os tratamentos convencionais apenas transferem os organismos do meio líquido para o sedimento e não indicam se houve realmente a destruição desses organismos.

Sucintamente, são quatros os níveis de tratamento convencional dos esgotos:

1) Tratamento preliminar: objetiva a remoção de sólidos em suspensão grosseiros, como materiais de maiores dimensões e areia. Prevalecem os mecanismos físicos de remoção, como peneiramento e sedimentação (von SPERLING, 1996).

2) Tratamento primário: visa a remoção de sólidos em suspensão sedimentáveis, parte da matéria orgânica componente dos sólidos em suspensão sedimentáveis e sólidos flutuantes. Prevalecem os mecanismos físicos de remoção. Fossas sépticas e decantadores são formas de tratamento em nível primário (von SPERLING, 1996). Este processo também é efetivo para a remoção de nitrogênio orgânico, fósforo orgânico e metais pesados, mas pouco efetivo na remoção de colóides, constituintes dissolvidos e espécies biológicas (ABU-ZEID 1998). Em muitos países, este tratamento pode ser considerado suficiente se o esgoto é usado para irrigar culturas que não são consumidas por humanos ou para irrigar pomares, vinhedos e alguns alimentos que são processados, contanto que o contato humano seja reduzido (HARUVY 1997; ABU-ZEID 1998).

3) Tratamento secundário: envolve a remoção de matéria orgânica dissolvida ou em suspensão fina e, em alguns casos, nutrientes (nitrogênio e fósforo), usando um processo de tratamento biológico. A base do processo biológico é o contato efetivo entre os microrganismos e o material contido nos esgotos, de tal forma que este possa ser utilizado como alimento pelos microrganismos (bactérias, protozoário, fungos, entre outros). Os métodos de tratamento mais comuns são: lagoas de estabilização, filtros biológicos, lodos ativados, tratamento anaeróbio e disposição sobre o solo (von SPERLING, 1996).

4) Tratamento terciário: objetiva a remoção de nutrientes, compostos não biodegradáveis, metais pesados, sólidos inorgânicos dissolvidos e sólidos em suspensão remanescentes, além de melhorar a remoção de patógenos (von SPERLING, 1996). De acordo com KOIVUNEM e col. (2003), o tratamento terciário é necessário para remover microrganismos eficientemente. Este tratamento é utilizado quando é necessária uma qualidade alta da água recuperada, como para a irrigação de áreas verdes urbanas e alimentos consumidos crus. Os processos de tratamento incluem filtração, nitrificação, denitrificação, remoção biológica ou

química de fósforo, coagulação-sedimentação, adsorção de carbono, arraste de amônia, cloração no break point, osmose reversa, entre outros (ABU-ZEID 1998).

A desinfecção pode ser necessária se a qualidade do efluente não alcançou os padrões exigidos, sendo importante para a destruição de microrganismos. O desinfetante mais comum é o cloro; o ozônio e a luz ultra violeta são outros desinfetantes proeminentes usados nas estações de tratamento (ABU-ZEID 1998).

À medida que se avança no tratamento tem-se um aumento da proteção do meio ambiente e da saúde publica, pois se reduz a concentração de nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) e de microrganismos patogênicos.

Lagoas de estabilização são um método comum de tratamento de esgotos, em municípios de pequeno e médio porte, no Estado de São Paulo. Outros sistemas que aparecem com certa freqüência são lodo ativado e fossa filtro. O destino de grande parte destes efluentes são os corpos d´água, porém, poderiam ser dispostos no solo como forma de polimento ou até mesmo para irrigação.

Apresentam-se, a seguir, alguns exemplos de remoção de patógenos em lagoas de estabilização, lodo ativado e filtros biológicos e a possibilidade futura de reúso de efluentes de estações de tratamento para a irrigação.

3.2.1. REMOÇÃO DE ORGANISMOS PATOGÊNICOS EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Em regiões com luz solar abundante e terras relativamente baratas, métodos de tratamento convencionais são baseados em tecnologias simples como as lagoas de estabilização. Um sistema de lagoas pode ser construído com investimentos relativamente baixos e a operação e a manutenção não exigem mão de obra especializada (ORON e col. 1999; AMAHMID e col. 2002). Este método de tratamento deve ser o primeiro estágio antes da introdução de sistemas de tratamento mais avançados, compactos e sofisticados (ORON e col. 1999).

De acordo com PAGANINI (2001), as lagoas de estabilização e a disposição no solo são as opções mais adequadas à realidade brasileira, desde que se disponha de área para tal.

As lagoas de estabilização são configurações que apresentam em comum o uso de um reservatório artificialmente construído onde ocorrem os fenômenos responsáveis pelo tratamento dos esgotos (MANCUSO 2003). Os padrões da Organização Mundial da Saúde estabelecem a necessidade de várias lagoas de estabilização para alcançar uma qualidade boa do efluente (CAMPOS e col. 2002).

As lagoas de estabilização são mais comumente empregadas em nações em desenvolvimento, embora sejam encontradas também na Europa e nos Estados Unidos da América. Como os parasitas intestinais apresentam, freqüentemente, maior prevalência nos países em desenvolvimento, a eficiência das lagoas na remoção de patogênicos é de particular interesse (AMAHMID e col. 2002).

Como resultado do seu grande tempo de retenção, as lagoas de estabilização têm sido consideradas como um método bem estabelecido para remoção de parasitas dos esgotos urbanos (AMAHMID e col. 2002).

CAMPOS e col. (2002) citando o trabalho de ROLIM (2000), mostram que a eliminação de microrganismos patogênicos ou indicadores fecais nos sistemas de lagoas pode ocorrer:

- pelas condições adversas extremas;
- pelo grande tempo de retenção hidráulica favorecendo a morte natural;
- e pelo aumento da taxa metabólica e pelo estímulo da cadeia alimentar onde o suprimento adequado de oxigênio e a taxa alimento/microrganismos estimulam o rápido consumo da matéria orgânica.

Para FEACHEM e col. (1983), SHUVAL e col. (1986) e AMAHMID e col. (2002), a ausência de microrganismos no efluente final está relacionada à transferência desses organismos para o sedimento.

FEACHEM e col. (1983) já citava que os ovos de parasitas são grandemente removidos por sedimentação, transferindo esses ovos do líquido para o lodo nos tratamentos convencionais de esgotos. Conseqüentemente, a porcentagem de remoção citada nos processos convencionais não é uma indicação real da destruição dos organismos, mas meramente a sua transferência para outro meio. Uma série de lagoas de estabilização bem projetadas, com 3 ou mais células e com um tempo de retenção total maior que 20 dias seriam capazes de remover completamente ovos de *Ascaris*. Esses autores sugerem ainda que todos os ovos de ancilostomídeo são removidos com segurança e completamente por lagoas de estabilização bem projetadas e operadas.

De acordo com SHUVAL e col. (1986), todos os ovos de nemátodos foram removidos de 3 sistemas de lagoa em Nagpur, Índia, com um período de detenção total de 6 dias, sendo a maior remoção ocorrendo na primeira das 3 lagoas. Larvas de ancilostomídeos foram encontradas no efluente final dos sistemas.

Já o trabalho de ELLIS e col. (1993) mostrou que somente ovos de *Necatur americanus* foram identificados no efluente final do sistema de lagoas de estabilização com período de retenção total de aproximadamente 23 dias. A concentração de ovos no efluente variou entre 33 e 690 ovos/litro. Os autores sugerem a necessidade de trabalhos futuros para identificar a fonte dos parasitas, principalmente o valor de 690 ovos/L de *N. americanus* em um dos 18 meses de estudo. Esse sistema, por outro lado, foi eficiente na remoção de cistos de *G. lamblia*, os quais não foram identificados no efluente final.

AMAHMID e col. (2002) citam o trabalho de STOTT e col. (1994), os quais encontraram concentração média de ovos de *Ascaris* de 50 ovos/L em esgoto tratado.

WIANDT e col. (1995) mostraram que um sistema formado por 3 lagoas de estabilização com tempo de retenção de 30 a 40 dias foi eficiente na remoção de cistos de *Giardia*, embora tenham sido encontrados cistos no efluente da primeira lagoa. Estando a estação de tratamento operando desde 1980, o acúmulo de lodo no fundo das lagoas facilitou a transferência dos cistos para as lagoas seguintes, visto que tanto o volume da primeira lagoa quanto o tempo de retenção ficaram reduzidos. Esses autores sugerem que nos sistemas de lagoas de estabilização é possível que agentes biológicos como bactérias, zooplâncton e/ou fitoplâncton sejam responsáveis pela degradação e remoção de cistos.

No Brasil, CEBALLOS e col. (1995) observaram remoção total de ovos de *Ascaris* em efluentes de lagoa facultativa com tempo de retenção hidráulica de 61 dias, em sistema na Paraíba.

OUAZZANI e col. (1995) obtiveram remoção completa de ovos de helmintos em lagoa facultativa e lagoa com macrófita. Em lagoa anaeróbia, a remoção foi de 100% no período quente e 79% no período mais frio do ano.

Um sistema composto por 32 lagoas de estabilização apresentou-se efetivo na remoção de ovos de nemátodos (AL-NAKSHABANDI e col. 1997).

Em relação à remoção de cistos de protozoários e ovos de helmintos, de acordo com AMAHMID e col. (2002), a performance das lagoas de estabilização na remoção desses patógenos está atribuída ao fenômeno de sedimentação favorecido pelo tempo de retenção. De acordo com estes pesquisadores, a maioria do material sólido suspenso e dos protozoários parasitas é removida pela primeira lagoa, indicando que a adsorção nos sólidos sedimentáveis é provavelmente o principal mecanismo de remoção. Portanto, durantes os processos de tratamento de esgotos, cistos e ovos de parasitas se sedimentam, essencialmente na primeira lagoa ou no início quando for célula única. Um estudo conduzido por esses pesquisadores, em um sistema piloto de lagoas de estabilização com tempo de retenção total de 16 dias, mostrou uma eficiente eliminação de cistos de *Giadia* e ovos de helmintos no efluente final. A análise do sedimento das lagoas apresentou uma concentração média de $1,3x10^3$ cisto/grama de peso seco e 7,1 ovos/grama de peso seco na primeira lagoa e $6,5x10^2$ cistos/gps e 6,1 ovos/gps na segunda lagoa. Para esses autores, como o efluente é normalmente lançado em corpos d'água, os quais podem ser usados para recreação, dessedentação de animais, irrigação de culturas, propósitos domésticos ou ainda suprimento hídrico, seria mais satisfatório se os patogênicos potenciais fossem retidos na camada de lodo, o qual deve ser tratado ou armazenado antes da disposição ou reúso.

MADERA e col. (2002), mostraram a remoção completa de ovos de helmintos nas lagoas anaeróbia e facultativa, após um período de retenção de 9 dias.

RAZZOLINI (2003) encontrou ovos de *Ascaris* sp., *Strongyloides* sp., *Taenia* sp., *Enterobius* sp., *Hymenolepis* sp., *Fasciola* sp. e *Schistossoma* sp. em amostras de esgoto tratado, em São Paulo, pelo sistema de lagoas anaeróbia-facultativa. A média de ovos de *Ascaris* foi de 7,34 ovos/L.

Salmonella foi detectada em todos os pontos amostrais e durante todos os períodos de pesquisa efetuada por EMPARANZA-KNÖRR e TORRELLA (1995), na Espanha. Esses autores observaram aumento na concentração de *Salmonella* no verão com mais do que 100 organismos/100ml. Concentrações de *Salmonella* foram freqüentemente maiores no efluente das lagoas anaeróbias do que no esgoto bruto. As lagoas anaeróbias foram responsáveis por somente 0,18% da redução total no sistema todo; lagoas facultativas reduziram 99,82%. Os dados apontam a possibilidade de que essa bactéria tenha uma capacidade especial de proliferar e/ou sobreviver nos microhabitats anaeróbios das lagoas.

ARRIDGE e col. (1995) estudaram a remoção de *Salmonella* em efluentes de sistemas de lagoas de estabilização na Paraíba. Essa bactéria foi reduzida de 130 NMP/100ml para zero após 19 dias em uma série de 10 lagoas (anaeróbias, facultativas e de maturação) e de 470 NMP/100ml após 16 dias em um sistema constituído por 17 lagoas (anaeróbias, facultativas e de maturação com macrófitas).

MADERA e col. (2002) encontraram *Salmonella* spp. em efluente de lagoa facultativa na Colômbia. Sendo este efluente utilizado na irrigação de cana-de-açúcar, os autores sugerem que os trabalhadores do campo agrícola não entrem em contato direto com o esgoto tratado.

Estudo efetuado por RAZZOLINI (2003) mostrou a presença de *Salmonella* em 36,4% das amostras de esgoto tratado por lagoa anaeróbia e facultativa.

O estudo realizado por ARRIDGE e col. (1995) mostrou que as lagoas de maturação mais rasas (39 cm de profundidade) são mais eficientes na remoção de coliformes fecais, tanto quanto as lagoas mais profundas na remoção de bactérias patogênicas. Lagoa com macrófita, embora produzindo o melhor efluente em termos de DBO, foi menos eficiente na remoção de patógenos quando comparada com a remoção em outras duas lagoas de maturação terciária de mesmo tamanho.

De acordo com EMPARANZA-KNÖRR e TORRELLA (1995), coliformes apresentam maior redução em lagoas anaeróbias do que nas facultativas. De acordo com o trabalho destes pesquisadores, 94% da redução de coliformes totais ocorreu em sistemas de 2 lagoas anaeróbias, enquanto as lagoas facultativas reduziram apenas 6%. Em relação a coliformes fecais, a redução média no período estudado foi de 97,86%, sendo que as lagoas anaeróbias reduziram 76% e as facultativas 23, 87%. Portanto, lagoas facultativas reduziram mais coliformes fecais do que coliformes totais. Esse mesmo sistema reduziu 89,70% de colifagos, com um efluente contendo 10^3 a 10^4 pfu/ml. Concentrações substanciais de partículas virais escapam da inativação e/ou sedimentação nos sistemas de lagoas de estabilização que estão em situação de sobrecarga. As lagoas anaeróbias reduziram 32,59% de partículas de colifagos e as facultativas reduziram 67,41%. Portanto, as lagoas facultativas foram relativamente mais eficientes na eliminação viral do que na remoção de coliformes fecais. Isto poderia ser devido ao fato de que em águas com alto conteúdo de partículas, a remoção viral depende, principalmente, da adsorção, floculação e sedimentação. Tempo de residência e ausência de turbulência são críticos para estes processos, os quais são favorecidos nas grandes lagoas

facultativas. De acordo com esses pesquisadores, a remoção de microrganismos nas lagoas facultativas foi a seguinte:

colifagos	>	*coliformes fecais*	>	*coliformes totais*
67%		*23,87%*		*6%*

MADERA e col. (2002) mostraram que o sistema de lagoas de estabilização constituído por lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação apresentou eficiência de remoção de 4 unidades de log para coliformes fecais. Esta remoção foi considerada eficiente, visto que o tempo de retenção total foi de somente 12 dias. Aproximadamente 3 unidades de log de remoção ocorreu nas lagoas anaeróbias e facultativas, enquanto somente 1 unidade de log de remoção ocorreu na lagoa de maturação, a qual apresenta um tempo de retenção de 3 dias. O efluente deste sistema apresentou qualidade compatível para o uso restrito na agricultura, mas não para irrigação irrestrita, pois excedeu os padrões da Organização Mundial da Saúde para coliformes fecais em uma ordem de magnitude. Um tempo de retenção maior que 3 dias na lagoa de maturação poderia garantir a adequação do efluente para irrigação irrestrita.

RAZZOLINI (2003) observou que a densidade de coliformes totais no esgoto tratado por lagoas de estabilização (lagoa anaeróbia seguida de facultativa) situou-se entre $2,0x10^7$ NMP/100 ml a $7,7x10^{12}$ NMP/100 ml, com média geométrica de $1,1x10^7$ NMP/100 ml. A eliminação de coliformes totais foi de 2 unidades de log em relação à média geométrica de coliformes totais no esgoto bruto ($1,1x10^9$ NMP/100 ml). A média geométrica de *Escherichia coli* no esgoto tratado foi de $3,9x10^5$ NMP/100 ml, apresentando remoção na faixa de 2,8 unidades de log em relação à média geométrica de *E. coli* no esgoto bruto ($2,5x10^8$ NMP/100 ml).

ARAUJO (2003) observou densidade de coliformes fecais de 10^5 a 10^7 NMP/100ml no efluente de lagoas de estabilização em Feira de Santana, na Bahia.

ARRIDGE e col. (1995) mostraram que a remoção de *V.cholerae* foi mais alta nas lagoas anaeróbias, provavelmente devido aos altos níveis de sulfito. Esses achados são suportados pelos resultados dos experimentos de sobrevivência "in situ": em concentrações maiores de sulfito, a remoção é maior, ou seja, ocorreu remoção entre 50-70% em níveis de sulfito de 11,3 ml/l. A presença de níveis significativos de sulfito parece acelerar a remoção de *V.cholerae*.

De acordo com CAMPOS e col. (2002), muitos pesquisadores concordam que um dos fatores mais importantes na eliminação de vírus é a associação destes com os sólidos sedimentáveis no esgoto. Este autor relata que poucas investigações têm sido conduzidas para investigar os mecanismos de remoção de vírus em lagoas de estabilização.

3.2.2. REMOÇÃO DE ORGANISMOS PATOGÊNICOS EM LODO ATIVADO

No sistema estudado por STAMPI e col. (2001), a maior inativação foi de *E. coli*. O tratamento secundário por lodo ativado inativou 99,71% de *E. coli* e 99,69% de coliformes totais e 98,82% de enterococos.

KOIVUNEN e col. (2003) obtiveram redução de *Salmonella* nos processos de tratamento convencional por lodos ativados, variando de 94% e 99,9%. A redução de bactérias indicadoras variou entre 2 e 3 unidades de log. Esses autores mostraram que os processos de tratamento convencionais removem microrganismos entéricos eficientemente, mas *Salmonella* e alto número de bactérias indicadoras fecais sobreviveram aos processos de tratamento e foram lançados aos corpos receptores. Mesmo após uma remoção eficiente de sólidos suspensos e matéria orgânica, os efluentes ainda continham números significantes de bactérias entéricas, indicando que um número considerável de microrganismos estava livre na água e não poderiam ser removidos por processos de sedimentação.

Um sistema de tratamento secundário constituído por lodo ativado e sedimentação apresentou uma eficiência de remoção de cistos de *Giardia* sp. de 43,9% e 61% em estações de tratamento de esgotos das cidades de Naples e Cagliari, respectivamente (CACCIÒ e col. 2003).

3.2.3. REMOÇÃO DE ORGANISMOS PATOGÊNICOS EM FILTROS BIOLÓGICOS

PINILLA (1998) não encontrou ovos de helmintos no esgoto tratado após passar por filtros biológicos. Em relação à coliformes fecais e totais, os valores obtidos na saída do filtro cumprem com as diretrizes da Organização Mundial da Saúde para a reutilização de águas residuárias na agricultura. A redução máxima de coliformes fecais depois de passar pelo filtro de areia oscilou entre 2,39 e 4,75 unidades de log. A redução de colifagos F+ variou entre 0,15 e 3,79UL e de colifagos CN13 entre 1,85 e 3,93 UL. Quando se aplicou no filtro efluente de tratamento primário, houve um aumento de colifagos CN13 na água de saída dos filtros; ao contrário do que ocorreu quando se aplicou efluente de lodos ativados.

JIMENEZ e col. (2000) estudaram a eficiência de remoção de ovos de helmintos em dois filtros. O filtro de areia removeu 39% e o filtro sintético removeu 71% dos ovos de helmintos de efluentes de Tratamento Primário Avançado. O número de ovos no efluente do filtro de areia variou entre 0,15 e 0,44 ovos/l e no efluente do filtro sintético variou entre 0 e 0,52 ovos/l. ambos os sistemas foram capazes de remover ovos de helmintos em níveis menores que 1 ovo/l.

A combinação de um Tratamento Primário Avançado seguido de filtro de areia reduziu altas concentrações de ovos de helmintos nos esgotos da cidade do México e produziu um efluente adequado para um processo de desinfecção a fim de se adequar às recomendações da Organização Mundial da Saúde para irrigação agrícola em termos de coliformes fecais (JIMÉNEZ-CÍSNEROS e col. 2001).

De acordo com RAJALA e col. (2003), o filtro de areia sozinho não reduz acentuadamente os níveis de microrganismos. Coliformes fecais, enterococos e esporos de clostridios foram mais reduzidos que colifagos. Filtro de areia seguido de tratamento UV provê alta redução de microrganismos: coliformes fecais – 99,999%; colifagos – 99,5 a 99,97% e enterococos – 99,97%. Se o filtro de areia for combinado com coagulantes de alumínio, a qualidade do efluente melhora. Esses autores mostraram que a filtração rápida em areia com coagulantes pode ser recomenda como um pré-tratamento adequado de efluentes antes da desinfecção com UV.

KOIVUNEM e col. (2003) não encontraram *Salmonella* em efluentes após o tratamento terciário, por filtração rápida em areia. Esse sistema, em conjunto com coagulante, removeu eficientemente microrganismos, sólidos suspensos e nutrientes. Sem a adição do coagulante, a redução microbiológica foi menos eficiente. Isso poderia ser explicado pelo tamanho pequeno das partículas sem a modificação química, resultando em partículas pequenas que passam através do filtro.

De acordo com os dados apresentados, é possível notar a dificuldade em se definir um sistema que seja efetivo na remoção de todos os patógenos, visto que a capacidade de resistência dos mesmos aos tratamentos varia entre os tipos de organismos. É preciso que exista um planejamento de tratamento e destinação adequada de lodo de estações de tratamento, visto que a maioria dos cistos de protozoários e dos ovos de helmintos tende a se sedimentar.

Em anos recentes, tem aumentado a pressão para se evitar a descarga de resíduos em rios, oceanos e outros corpos d'água. Em muitas partes da Austrália e em outras partes, a descarga de resíduos ricos em nutrientes tem exacerbado a eutrofização e contribuído com as florações freqüentes de cianobactérias tóxicas (BOND 1998).

3.3. CAPACIDADE DO SISTEMA SOLO-PLANTA EM EFETUAR O TRATAMENTO DOS ESGOTOS OU POLIMENTO DOS EFLUENTES

A aplicação de esgotos ao solo implica o uso da superfície e da matriz do solo e de vegetais para a eliminação de muitos dos constituintes da água residuária (PINILLA 1998).

O conjunto formado pelo solo, vegetação superior, energia solar e água asseguram a transformação da matéria orgânica em energia renovável. No sistema solo-microrganismo-planta encontram-se os elementos que atuam no tratamento por disposição no solo: solo e superfície do solo, sistema foliar, colo da planta e sistema radicular. Esses elementos irão atuar com maior ou menor intensidade dependendo do método de disposição adotado (PAGANINI 2003).

O sistema foliar utiliza macro e microelementos mineralizados da matéria orgânica na produção de seus nutrientes e ajuda a diminuir a possibilidade de dispersão de aerossóis. O colo da planta permitirá a formação de um filme biológico com funções semelhantes aos filtros biológicos. O sistema radicular (rizosfera) é capaz de diminuir o efeito da lixiviação e absorver minerais em forma de macro e microelementos mineralizados da matéria orgânica (TERADA e col. 1985).

Processos físicos, químicos e biológicos ocorrem no solo provendo um alto nível de tratamento devido a retenção, transformação ou destruição de poluentes (EPA 1992a).

3.3.1. PROPRIEDADES E CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DO SOLO

O solo é composto por matéria mineral, matéria orgânica, água contendo substâncias dissolvidas e ar. A matéria sólida e os poros ocupam aproximadamente, os mesmos volumes. Geralmente, 50% dos poros são ocupados por ar e 50% são ocupados por solução, a menos que o solo seja muito úmido ou muito seco (EPA 1984).

Em um terreno encontram-se diferentes tipos de poros. Existe uma rede de poros interconectados onde a água pode circular livremente; e outros, totalmente fechados em que o fluido está confinado. Também se encontram poros semi-fechados, através dos quais a água circula com certa dificuldade e lentidão, sendo as trocas de matéria com o exterior realizadas principalmente por difusão. Portanto, a água se move no meio poroso a velocidades variáveis dependendo do tamanho e orientação dos poros. O tamanho dos poros também pode determinar que tipo de microrganismos pode ocupa-lo. A maioria dos nemátodos, por exemplo, se encontram em canais de 30-100 μm de diâmetro, enquanto as bactérias se localizam em espaços mais reduzidos (PINILLA 1998).

O conteúdo de matéria orgânica compreende de 1 a 10% da fração sólida, sendo o restante ocupado por partículas minerais de tamanhos variados: areia, silte e argila. As partículas de areia têm um tamanho variando de 2,0 a 0,05 mm; as de silte de 0,05 a 0,002 mm e as de argila têm tamanhos inferiores a 0,002 mm (PINILLA 1998).

3.3.1.1. TEXTURA

A textura do solo é definida pela proporção das três classes de tamanhos de partículas: areia, silte e argila. A textura, em combinação com outras propriedades físicas, afeta o movimento da água, a propriedade de retenção e influencia os processos químicos. Em geral, o movimento da água é mais lento e a retenção de água e adsorção de solutos são maiores

em solos de texturas mais finas, os argilosos (EPA 1984). Os solos argilosos aumentam ainda a sobrevivência de microrganismos, devido, provavelmente a capacidade de armazenar uma porcentagem maior de água que os solos arenosos (PINILLA 1998).

3.3.1.2. ESTRUTURA

Dá-se o nome de estrutura do solo, à combinação das partículas minerais do solo (areia, silte e argila) com a matéria orgânica formando arranjos denominados agregados, de diferentes tamanhos e estabilidade. A estabilidade do agregado é favorecida pelo aumento da quantidade de matéria orgânica e de agentes inorgânicos como óxidos de ferro e alumínio e carbonato de cálcio (EPA 1984). Os grandes poros existentes em um solo bem estruturado (granulares) permitem uma boa circulação de água e ar, conferindo a esses solos excelentes propriedades de infiltração, aeração, além de facilitar o crescimento de raízes. Por outro lado, o desarranjo dos agregados é indesejável porque geralmente impede o movimento de água e ar (EPA 1984; CAMERON e col. 1997; PINILLA 1998).

A disposição de esgotos no solo pode causar um aumento na concentração de sódio, podendo levar a uma redução da estabilidade dos agregados do solo. Tal efeito pode ocasionar um decréscimo na taxa de infiltração, favorecendo o escoamento superficial. Alta concentração de sais na solução do solo pode também modificar o potencial osmótico de água no solo e, portanto, diminuir a quantidade de água que está prontamente disponível para as plantas (CAMERON e col. 1997).

Estes autores citam o trabalho de LIEFFERING e McLAY (1996), o qual demonstrou que a disposição no solo de águas residuárias de indústria, com alto pH, reduziu a estabilidade dos agregados. De acordo com esses autores, o pH elevado dissolveu a matéria orgânica, ocasionando a perda de ligação entre as partículas e levou a uma redução da estabilidade dos agregados.

3.3.1.3. INFILTRAÇÃO

A infiltração é um dos processos que determina a taxa de aplicação dos esgotos ao solo, sendo influenciada pela permeabilidade e pela umidade do solo (EPA 1984).

A permeabilidade se refere à facilidade da água e do ar em passar pelo solo. Em geral, a permeabilidade diminui com o aumento do conteúdo de argila (EPA 1984).

Caso a taxa de infiltração seja reduzida, o efluente pode ficar estagnado, dando início a predominância da digestão anaeróbia podendo ocasionar problemas de odor nessas áreas de disposição. Neste caso ainda, pode haver um aumento na proliferação de insetos.

3.3.1.4. UMIDADE

O grau de umidade influencia a sobrevivência dos microrganismos. De acordo com PINILLA (1998), a umidade é o parâmetro que mais influencia a eliminação de microrganismos em qualquer tipo de solo. O conteúdo de umidade depende da quantidade de água aplicada, da capacidade de retenção de água em cada tipo de solo e dos processos de evapotranspiração. É um dos parâmetros que se pode mudar quando se aplica água ao solo, buscando aquela porcentagem de água que seja apropriada para o desenvolvimento da planta e que, por sua vez, seja suficientemente baixa para eliminar os microrganismos.

A Figura 1, a seguir, mostra um esquema do ciclo da água no solo.

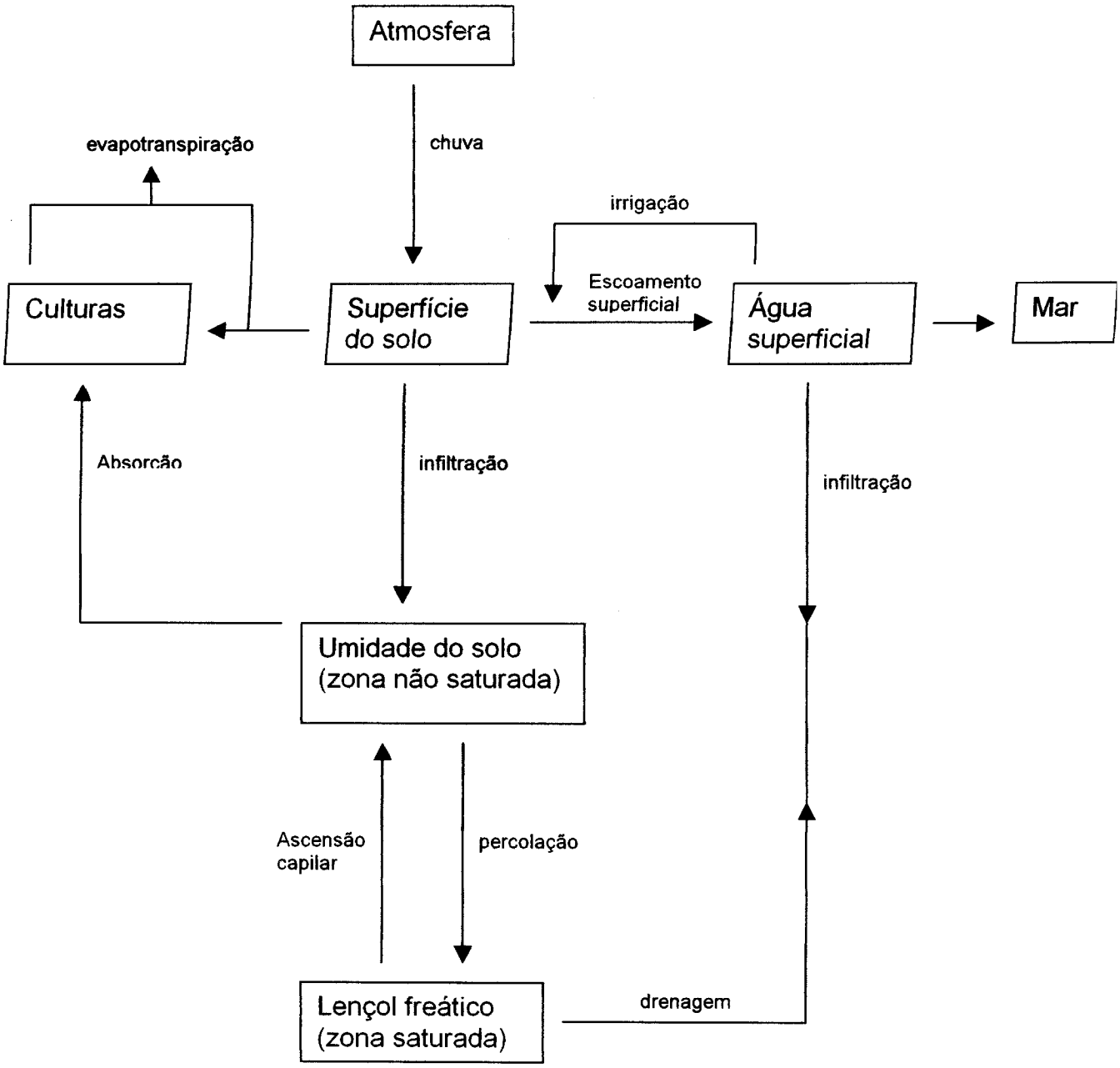


Figura 1. Esquema do ciclo agrohidrológico (BELTRAN 1999 p. 185).

3.3.1.5. FLUXO DE ÁGUA NO SOLO

O comportamento dos microrganismos pode variar quando se encontram em um regime saturado ou não saturado.

- Fluxo saturado: o espaço poroso está repleto de água. Em fluxos muito lentos e sem renovação suficiente de oxigênio, pode-se gerar condições de anaerobiose por má drenagem.

- Fluxo não saturado: o volume de poros está parcialmente ocupado pela água. Os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no solo para prover o tratamento dos esgotos são mais efetivos quando o solo não está saturado porque o líquido é forçado a percolar através das partículas do solo, onde muitos dos fenômenos de tratamento acontecem e o ar é capaz de difundir pelo solo (EPA 1992a).

3.3.1.6. FILTRABILIDADE

A capacidade do solo em filtrar partículas em suspensão pode propiciar a retenção de organismos patogênicos que chegam com o esgoto ao solo, auxiliando o tratamento de esgotos e efluentes (PAGANINI 2001).

A disposição de efluentes no solo pode causar um aumento no risco de deterioração das propriedades físicas do solo, especificamente a dispersão de argila, a subseqüente quebra da estrutura do solo, o bloqueio dos poros e o decréscimo na permeabilidade do solo.

3.3.2. PROPRIEDADES E CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO

Reações químicas entre íons dissolvidos e compostos dentro do solo alteram a mobilidade e determina a destruição de constituintes residuais. Muitas dessas reações, como adsorção, precipitação e troca catiônica dependem da superfície química.

3.3.2.1. CONTEÚDO DE MATÉRIA ORGÂNICA

A matéria orgânica do solo provém da acumulação de plantas parcialmente destruídas e dos resíduos de animais. Este material está sujeito à desintegração e decomposição por parte dos microrganismos do solo. O conteúdo de matéria orgânica:

- ✓ Interfere na formação do solo, pois favorece a formação e estabilização de agregados (grânulos), aumentando a porosidade; melhora a estrutura e estabilidade do solo e confere a este um aumento da capacidade de tamponamento (PINILLA 1998).

- ✓ Condiciona o crescimento de plantas e microrganismos. O aumento da porosidade facilita a penetração das raízes, a infiltração da água e a circulação de ar na zona radicular; promove a adsorção eletrostática de nutrientes catiônicos, cedendo-os posteriormente, às plantas e reduzindo, assim, as perdas por lixiviação. A matéria orgânica favorece a atividade microbiana, atuando como meio suporte, fonte de energia e nutrientes para o desenvolvimento da biomassa, mantendo em circulação os nutrientes para as plantas através da biodegradação. A matéria orgânica também exerce uma grande influência sobre os microrganismos do solo, pois determina a parte do espaço dos poros que pode ser ocupada, assim como as características de superfície que podem afetar a adsorção microbiana. Influencia o tempo de permanência dos microrganismos, visto que estes a utilizam como fonte de nutrientes (PINILLA 1998).

✓ Influencia o movimento e o armazenamento de água, pois aumenta a capacidade de retenção da umidade (PINILLA 1998; BASTOS 1999).

✓ O aumento do conteúdo de matéria orgânica no solo pode produzir um aumento na capacidade de troca catiônica (CAMERON e col. 1997).

3.3.2.2. CAPACIDADE DE TROCA CATIÔNICA

É a soma total dos cátions que o solo pode reter na superfície coloidal, prontamente disponível à assimilação pelas plantas. A capacidade de troca de cátions depende da quantidade e do tipo de argila e de matéria orgânica presentes. Solos com alto teor de argila podem reter mais cátions trocáveis do que um solo com baixo teor de argila. A capacidade de troca catiônica aumenta com o teor de matéria orgânica e com a elevação do pH, na maioria dos solos (PAGANINI 2001).

PINILLA (1998) cita uma teoria na qual os cátions podem ser responsáveis pela retenção de vírus nos solos, pois servem de ligação entre as partículas virais e as partículas do solo ambas carregadas negativamente (vírus–cátion–partícula). Quando a concentração de cátion em dissolução diminui, essa união se rompe, os vírus se liberam e podem se movimentar.

3.3.2.3. CAPACIDADE DE TROCA IÔNICA

É responsável pela capacidade do solo de reter os íons metálicos trazidos pelos esgotos. Essa retenção impede os íons metálicos de atingir os corpos receptores, as águas subterrâneas e até mesmo os tecidos vegetais. É, portanto, a quantidade total de cátions e ânions que são absorvidos por unidade de peso do solo (PAGANINI 2001).

3.3.2.4. pH

Pode interferir na adsorção de microrganismos ao solo. A adsorção de microrganismos é, geralmente, mais eficaz a pH inferior a 7,0 diminuindo sua eficiência a um pH superior (PINILLA 1998).

A decomposição da matéria orgânica deixa o solo mais ácido, pois ao ser decomposta em ácidos orgânicos, gás carbônico e água, forma ácido carbônico que reage com carbonatos de cálcio e magnésio, formando bicarbonatos solúveis que serão lixiviados. Solos formados sob condições úmidas são mais ácidos do que os formados sob condições áridas, pois a água da chuva, ao passar pelo solo, lixivia os nutrientes básicos, como o cálcio e o magnésio. Estes são substituídos por elementos acidificantes como o hidrogênio, o manganês e o alumínio (PAGANINI 2001).

3.3.3. MICRORGANISMOS DO SOLO

O solo pode ser caracterizado como um habitat microbiano por excelência, local de vida de inúmeras e variadas populações de todos os tipos de microrganismos e mesmo como o reservatório final da grande diversidade genética de quase todos eles (CARDOSO e col. 1992).

Os avanços recentes na análise da comunidade do solo, usando métodos moleculares, indicam uma enorme diversidade microbiológica no solo. Essa diversidade excede a dos ambientes aquáticos e é uma grande fonte para a exploração biotecnológica de novos organismos, produtos e processos (TORSVIK e OVREAS 2002).

A diversidade microbiológica descreve a complexidade e a variabilidade de diferentes níveis de organização biológica no solo. Aspectos importantes da diversidade em nível de ecossistema são: a abrangência dos processos, a complexidade das interações e o número de níveis tróficos (TORSVIK e OVREAS 20002). LOREAU (2001) elucidou um modelo de

ecossistema, no qual os produtores (plantas) e os decompositores (microrganismos) estão ligados pela ciclagem de um fator nutriente limitante para os produtores. O modelo sugere que a diversidade microbiológica tem um efeito maior na eficiência da ciclagem do nutriente e contribui para aumentar os processos que ocorrem no ecossistema. O principal efeito que a diversidade microbiológica pode ter nos processos do ecossistema é assegurar que todos os compostos orgânicos sejam reciclados. Assume-se que a biodiversidade influencie na estabilidade do ecossistema, na produtividade e no poder de recuperação frente a estresses e distúrbios (TORSVIK e OVREAS 2002).

As características biológicas do solo são, freqüentemente, indicadores mais sensíveis da sua qualidade do que as propriedades físicas ou químicas, visto que são mais dinâmicas e sensíveis às mudanças que ocorrem no solo (FRIEDEL e col. 2000).

O solo é um sistema complexo que compreende uma variedade de microhabitats com diferentes gradientes físicos e químicos, e condições ambientais descontínuas. Os microrganismos se adaptam aos microhabitats interagindo uns com os outros e com outras partes da biota do solo (TORSVIK e OVREAS 2002). A ação dos microrganismos presentes nos solos não estéreis e nas plantas é um dos principais fatores de remoção de microrganismos patogênicos que chegam com o esgoto ao solo. A ação dos microrganismos na remoção de patogênicos tanto é direta por competição vital, como indireta devido às transformações bioquímicas do substrato, principalmente a estabilização (mineralização) da matéria orgânica (ANDRADE NETO 1997).

3.3.3.1. BACTÉRIAS

As bactérias do solo formam o grupo de microrganismos que apresenta maior abundância e diversidade entre as espécies, sendo estimada em 10^8 a 10^9 organismos por grama de solo. Apresentam elevada

taxa de crescimento e alta capacidade de decomposição dos diferentes substratos contidos no solo, exercendo importante papel na decomposição da matéria orgânica e na ciclagem dos elementos. Os gêneros *Bacillus* e *Clostridium*, entre outros, possuem a capacidade de formar endósporos, os quais são esporos de resistência que aparecem em culturas mais velhas, às vezes quando as condições ambientes se tornam desfavoráveis para o seu desenvolvimento. Os endósporos não apresentam função reprodutiva, mas apenas de sobrevivência, e possuem a característica de serem altamente refringentes, devido ao seu baixo teor de água, com resistência ao dessecamento e ao calor (CARDOSO e col. 1992).

O conhecimento da estrutura da comunidade microbiana representa um primeiro passo para a compreensão do funcionamento do solo em resposta às mudanças ambientais. Quando esse conhecimento for associado à análise de genes funcionais dentro de uma dada população, aumenta-se a compreensão do papel das bactérias nos processos importantes que ocorrem no solo para a dinâmica geoquímica dos elementos, principalmente carbono, nitrogênio e enxofre (SESSITSCH e col. 2001).

Algumas propriedades do solo e certas condições ambientais podem afetar a comunidade bacteriana, como as citadas a seguir:

✓ Umidade. O teor de umidade de um solo é responsável pelas modificações das trocas gasosas e pelo transporte de nutrientes utilizados pelos microrganismos para o seu crescimento. Em solos hidromórficos, ou seja, solos que são submetidos a condições de encharcamento temporário ou permanente, ocorrem modificações químicas e físicas que atuam profundamente no equilíbrio microbiológico (CARDOSO e col. 1992).

✓ Temperatura. A temperatura do solo depende de fatores como cobertura vegetal, tipo de solo, umidade, entre outros, tratando-se de uma

relação entre a energia calorífica absorvida e perdida pelo solo. Existem temperaturas máximas e mínimas que determinam as atividades bioquímicas e as taxas de crescimento dos microrganismos. Ocorrem também variações diárias, sazonais e de acordo com a profundidade. Nos horizontes superficiais, onde ocorre a maior atividade biológica, essas variações são mais intensas (CARDOSO e col. 1992).

✓ pH. Os valores extremos de pH são considerados desfavoráveis para o crescimento dos microrganismos, não apenas pelo efeito direto da elevada concentração de íons H^+ ou OH^-, mas também pela influência indireta na disponibilidade de nutrientes e na penetração, no interior das células microbianas, de compostos tóxicos presentes no meio (CARDOSO e col. 1992). De acordo com os estudos de SESSITSCH e col. (2001), a adição de lodo de esgoto diminui o pH do solo (pH 5.8) e algumas bactérias não são capazes de resistir ao ambiente ácido.

✓ Estado nutricional do solo. SMIT e col. (2001) mostraram uma relação entre a abundância de grupos microbianos e o estado nutricional do solo. Em solos com alto conteúdo de nutrientes prontamente disponíveis, ocorre uma seleção e uma prevalência de espécies estrategistas r, ou seja, espécies cuja taxa de crescimento é elevada. Em solos com baixo conteúdo de nutrientes, aumentou a população de espécies estrategistas k, indicando que o ambiente ficou propício para bactérias com baixo potencial de crescimento, mas com alta capacidade para competir por substratos. Portanto, a relação entre espécies estrategistas r e k sugere uma indicação do estado nutricional do solo.

✓ Textura. A comunidade bacteriana é afetada pelo tamanho das partículas do solo. As frações de menor tamanho (silte e argila), além de apresentar maior biomassa microbiana, hospedam uma diversidade maior de microrganismos do que as partículas de tamanho maior (areia). Isso se dá, principalmente, devido a alta disponibilidade de nutrientes nas partículas

de menor tamanho. A reduzida diversidade da comunidade bacteriana, nas frações de tamanho maior, pode ser resultado da baixa disponibilidade de nutrientes, da pressão seletiva exercida pelos protozoários e da competição com fungos, embora alguns grupos bacterianos, resistentes à predação, sejam abundantes nas partículas arenosas. As espécies, que podem ser encontradas nas frações arenosas, estão mais bem adaptadas às condições limites de nutrientes ou possuem a capacidade de utilizar uma grande variedade de substratos. O tamanho das partículas determina a disponibilidade de oxigênio e, portanto, a distribuição dos organismos. Partículas menores que 2 µm fornecem um nicho tanto para microrganismos aeróbios quanto para anaeróbios. Nas partículas de maior tamanho prevalecem microrganismos aeróbios (SESSITSCH e col. 2001).

A estrutura do solo e a umidade influenciam as interações competitivas por causar isolamento espacial dentro das comunidades. Solo com alto isolamento espacial proporciona alta diversidade microbiológica, enquanto solo com baixo isolamento espacial mostra uma diversidade muito menor, sendo ainda dominado por poucos microrganismos. A alta diversidade, em solo com alto isolamento espacial, deve ser causada pela grande heterogeneidade de fontes de carbono e, conseqüentemente, uma maior variação nos nichos (TORSVIK e OVREAS 2002).

Esses autores demonstraram ainda que a adição de lodo de esgoto no solo não permitiu a colonização deste por determinados grupos bacterianos, os quais são sensíveis ao alto conteúdo de metais pesados no lodo.

3.3.3.2. FUNGOS

Os fungos são encontrados no solo com comunidades variando de 10^4 a 10^6 organismos por grama de solo. Em geral, os fungos são aeróbios, porém apresentam resistência a altas pressões de CO_2, podendo se desenvolver em regiões mais profundas do solo (CARDOSO e col. 1992).

Os fatores físico-químicos que afetam a composição deste grupo são:

✓ Umidade. A umidade ideal para o desenvolvimento desses organismos está localizada entre 30-70% da capacidade de retenção de água de um solo.

✓ Temperatura. Podem ser encontrados em uma ampla faixa de temperatura, entretanto no solo predominam espécies mesófilas.

✓ pH. O solo ácido favorece o predomínio dos fungos, pois sofrem menor competição, visto que bactérias e actinomicetos são favorecidos por valores de pH na região alcalina e neutra (CARDOSO e col. 1992).

3.3.3.3. ALGAS

As algas ocorrem em maior número na superfície do solo (0-5 cm) podendo também ser encontradas nos horizontes mais profundos. Normalmente, estão na faixa de 10^3 a 10^4 organismos por grama de solo. As algas verdes e as diatomáceas são encontradas em maior número no solo. As algas contribuem para a formação e para a integridade dos solos. São os primeiros organismos colonizadores dos substratos expostos recentemente à biosfera e promovem a intemperização de minerais silicatados, através de uma maior retenção de água e produção de ácido carbônico. As primeiras contribuições decorrentes da presença de uma população de algas em um solo são: incorporação de carbono (produção de matéria orgânica), através da fotossíntese e estabilização dos agregados do solo (CARDOSO e col. 1992). De acordo com CAMERON e col. (1997), a população de alga é afetada por aplicações altas de lodo de esgoto.

3.3.3.4. PROTOZOÁRIOS

As populações de protozoários no solo podem variar de 10^4 a 10^5 organismos por grama de solo. O ciclo de vida de um protozoário é constituído por uma fase ativa e uma fase de dormência ou estágio de cisto. O encistamento ocorre quando as condições ambientes são desfavoráveis

para a sua sobrevivência, podendo persistir por muitos anos. Acredita-se que os protozoários representam um fator importante no controle do tamanho das populações bacterianas no solo. Existe, porém, uma certa preferência por bactérias gram-negativas, principalmente as que não possuam pigmentação própria. Bactérias dos gêneros *Enterobacter*, *Agrobacterium*, *Bacillus*, *Escherichia* e *Pseudomonas* são as mais predadas. As populações de protozoários são maiores na superfície do solo, uma vez que é nessa faixa que encontram maiores teores de matéria orgânica, condição necessária para que ocorram maiores populações bacterianas. Teores elevados de umidade favorecem os protozoários flagelados e ciliados e podem ser encontrados em faixas de pH que variam de 3,5 a 9,0 (CARDOSO e col. 1992).

3.3.3.5. VÍRUS

Encontram-se no solo, mais comumente, os fitovírus e os bacteriófagos. Pelo fato de existir uma especificidade na relação vírus-hospedeiro, o solo participa como um disseminador de viroses de planta, uma vez que os fitovírus podem ser adsorvidos pelas partículas coloidais do solo, ficando assim protegidos da ação da degradação enzimática e mantendo sua infectividade. Os bacteriófagos utilizam células bacterianas como hospedeiras. No solo, já foram encontrados bacteriófagos específicos de *Rhizobium*, *Enterobacter*, *Pseudomonas*, *Streptomyces*, *Azotobacter*, *Arthrobacter*, entre outros. Também são encontrados cianófagos e micófagos, vírus que infectam cianobactérias e fungos, respectivamente (CARDOSO e col. 1992).

3.4. MÉTODOS DE DISPOSIÇÃO DE ESGOTOS OU EFLUENTES NO SOLO

De acordo com PINILLA (1998), a disposição de esgotos ou efluentes no solo pode ser considerada sob dois aspectos:

⇒ A reutilização em que predominam critérios de depuração. Neste caso, o sistema solo-microrganismos-planta atua como um sistema de tratamento avançado ou terciário, no qual predomina o critério de tratamento frente ao de cultivo, embora possa permitir algum desenvolvimento de cultura.

⇒ A reutilização em que predominam critérios agrícolas. O objetivo primordial é aumentar o rendimento agrícola aproveitando a matéria orgânica e os nutrientes presentes nos esgotos ou efluentes.

De acordo com a ENVIRONMENT CANADA (1984) a importância primária na aplicação de esgotos ou efluentes no solo é o uso de água e nutrientes para produzir culturas e prover um retorno econômico. Outros objetivos podem ser prover um tratamento adicional ao esgoto ou substituir a água de irrigação por esgotos tratados, em lugares onde exista escassez de água.

3.4.1. MÉTODOS QUE VISAM PRINCIPALMENTE TRATAMENTO DE ESGOTO OU POLIMENTO DE EFLUENTES

Processos naturais físicos, químicos e biológicos ocorrem dentro da matriz planta-solo-água provendo um grau de tratamento do esgoto por mecanismos de retenção, transformação ou destruição de poluentes. Os processos físicos incluem filtração, dispersão e diluição; os químicos que podem ocorrer são volatilização, adsorção, precipitação e fotodecomposição. Muitos processos biológicos incluindo oxidação biológica (mineralização), nitrificação, denitrificação, imobilização, predação e assimilação pelas plantas podem ocorrer dependendo das condições ambientais. Estes

processos ocorrem mais efetivamente quando o solo está insaturado porque o esgoto é forçado a percolar pela superfície das partículas do solo onde muitos dos fenômenos de tratamento tomam lugar e o ar é capaz de difundir pelo solo. Em combinação, estes processos podem produzir uma água tratada de qualidade aceitável para descarga sob condições propícias (EPA 1981; EPA 1992a).

De acordo com PAGANINI (2001), os esgotos ou efluentes podem ser aplicados ao solo de modo a depura-los, fundamentalmente por um dos seguintes processos: irrigação, infiltração-percolação e escoamento à superfície. Se o objetivo da disposição de esgotos no solo é o tratamento, pressupondo-se a existência de um efluente tratado em condições de ser lançado em um corpo d'água como disposição final, dependendo das características do solo e da taxa de aplicação irão predominar a infiltração-percolação ou o escoamento superficial (EPA 1981; BASTOS 1999). Alguma produção de cultura é possível com alguns desses dois métodos (ENVIRONMENT CANADA 1984).

3.4.1.1. INFILTRAÇÃO-PERCOLAÇÃO

Estes sistemas são designados principalmente para tratamento dos esgotos, embora possam fazer parte de um projeto de reúso envolvendo a recuperação da água tratada e/ou a sua armazenagem em um aqüífero. O método consiste na aplicação de taxas relativamente altas de esgoto que infiltra no solo, percolando rapidamente nas direções vertical e horizontal, se distanciando do ponto de aplicação (EPA 1984). Os esgotos sofrem uma variedade de reações físicas, químicas e biológicas alcançando, eventualmente, o lençol freático. A perda de água via planta ou evaporação é menor comparada à perda por percolação (ENVIRONMENT CANADA 1984).

Os melhores solos são os de textura relativamente grossa, com permeabilidade que varia de moderada a alta (EPA 1984).

O contexto operacional deste sistema consiste em ciclos repetitivos de inundação, infiltração/percolação e secagem. Os períodos de umidade e secagem designados para estes ciclos são uma função das características do esgoto e do solo, das condições climáticas e do nível de tratamento requerido (EPA 1984). A taxa intermitente é necessária para permitir a restauração das condições aeróbias no solo, requeridas para remover consistentemente vírus e bactérias e aumentar a eficiência de remoção de fósforo e metais pesados (EPA 1981; ENVIRONMENT CANADA 1984).

A remoção de microrganismos, incluindo bactérias, vírus, cistos de protozoários, ovos e larvas de helmintos é realizada por filtração, adsorção, dessecação, radiação, predação e exposição a outras condições adversas. Os protozoários e os helmintos são removidos principalmente por filtração na superfície do solo, por serem de maior tamanho. Bactérias também são removidas por filtração na superfície do solo, embora a adsorção possa ser importante. Após 1,5 m de percolação, os esgotos apresentam-se ausentes de coliformes fecais. Os vírus são removidos praticamente por adsorção (EPA 1981).

Na Espanha e na França, este método é utilizado como tratamento terciário com o objetivo de remover microrganismos patogênicos de efluentes de estações de tratamento convencionais (BRISSAUD e col. 1999).

Um estudo conduzido por MAKNI (2001) mostrou ausência de cistos de protozoários, ovos e larvas de helmintos em efluente de um sistema de tratamento por infiltração-percolação.

O efluente resultante deste método de tratamento pode ser utilizado para recarga de lençóis, reúso indireto como irrigação ou recreação, ou descarga em águas superficiais (ENVIRONMENT CANADA 1984; EPA 1984; EPA 1992a).

De acordo com BRISSAUD e col. (1999), efluentes de estação de tratamento convencional de esgotos não podem ser usados diretamente para irrigação de parques públicos, campos de esportes, campos de golfe e alimentos que serão consumidos crus. Eles devem passar por um processo de desinfecção antes de serem reutilizados. Para esses autores, o método de infiltração-percolação é uma técnica de desinfecção capaz de alcançar dois propósitos principais: prover água para reúso irrestrito e proteger a qualidade microbiológica de águas de recreação.

Este método apresenta vantagens como (EPA 1992a):

- prover a remoção favorável dos parâmetros convencionais dos esgotos, incluindo amônia;
- ser de simples operação;
- utilizar menor área comparado com outros métodos de aplicação ao solo;
- a operação pode se dar o ano todo;
- é um método de descarga zero.

As desvantagens deste método estão relacionadas às características do solo, que não sendo adequadas, podem afetar o tratamento dos esgotos aplicados e limitar a aplicação. Os solos de textura fina, sendo pouco permeáveis, possuem uma capacidade maior de armazenar água, e o aumento de umidade favorece a sobrevivência de microrganismos. Além disso, nesse tipo de solo o movimento da água é menor, o que poderia reduzir a infiltração e afetar a taxa de aplicação dos esgotos (EPA 1992a).

3.4.1.2. ESCOAMENTO SUPERFICIAL

Este processo consiste em lançar o esgoto na parte superior de um plano inclinado (2 a 8% de declividade) por aspersores ou por tubos perfurados e recolher a parcela liquida efluente na parte inferior por canais de drenagem (Figura 2). Estes canais transportam o líquido tratado até o local onde será reutilizado, ou ao corpo receptor, para descarte final ou para estocagem visando tratamento adicional (ENVIRONMENT CANADA 1984, PAGANINI 2003).

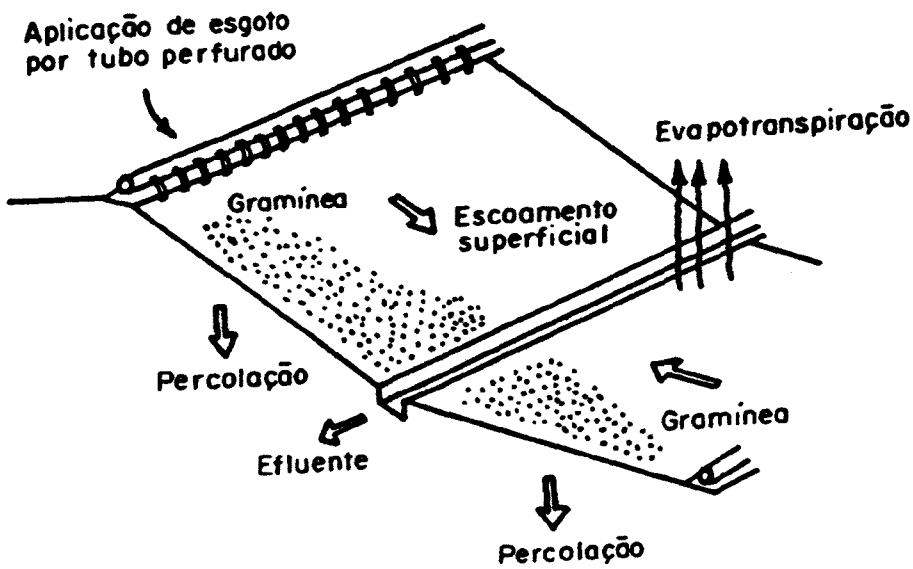


Figura 2. Desenho esquemático do método de escoamento superficial (FIGUEIREDO 1985 apud PAGANINI 2001).

É mais indicado para locais cujos solos superficiais sejam de baixa permeabilidade ou possuam uma camada restritiva, como argila, em profundidade de 0,3 a 0,6 metro. Requer uma profundidade mínima de 1 metro do lençol d'água (ENVIRONMENT CANADA 1984).

A vegetação de cobertura é um componente essencial para esse sistema, pois ela previne a erosão do solo, provê a remoção de nutrientes e serve de meio suporte para o tratamento biológico. As gramíneas são os tipos mais indicados por possuírem uma estação longa de crescimento, por serem tolerantes à umidade e por possuírem uma formação extensa de raiz. Uma cultura mista, com diversas variedades de gramíneas alcança o

resultado mais favorável (ENVIRONMENT CANADA 1984, EPA 1984). O propósito primário da vegetação no sistema de escoamento superficial é facilitar o tratamento do esgoto; o valor de mercado da cultura é de importância secundária. Uma vegetação de cobertura bem estabilizada é essencial para uma performance eficiente do sistema (EPA 1984).

A declividade variando de 2 a 8% é necessária para evitar, de um lado, o empoçamento do esgoto que ocasionaria a predominância de condições anaeróbias com liberação de gases e a proliferação de insetos e, por outro, as velocidades excessivas que provocariam a erosão e os caminhos preferenciais, diminuindo a eficiência do tratamento (PAGANINI 2003). O parcelamento do solo e a aplicação do esgoto em rodízio propiciam tempo de secagem e aeração do solo (ANDRADE NETO 1997).

A única força disponível para o movimento da água é a força da gravidade. Durante o avanço da água pelo plano inclinado, parte do líquido infiltra no solo (usualmente menos de 20%) enquanto o restante continua o movimento. A quantidade de água que infiltra no solo diminui à medida que aumenta a distância do ponto de aplicação e que os poros do solo se obstruem (EPA 1981, SHUVAL 1986, EPA 1992a).

O tratamento é alcançado primeiramente por sedimentação, filtração e atividade bioquímica à medida que o esgoto escoa pela vegetação do plano inclinado (EPA 1992a). A eficiência de remoção para muitos contaminantes é determinada principalmente pela carga de aplicação, pelo clima local e pelo tipo de vegetação de cobertura (ENVIRONMENT CANADA 1984). Materiais orgânicos suspensos e coloidais, os quais contribuem com aproximadamente 50% da carga de DBO em esgoto doméstico bruto, são removidos por sedimentação e filtração através da vegetação superficial e das camadas orgânicas do solo (EPA 1981, ENVIRONMENT CANADA 1984, EPA 1992a).

Remoção de nitrogênio total acima de 80% pode ser alcançada, mas vai variar de acordo com a carga hidráulica, temperatura do ambiente e outros fatores ambientais; sendo geralmente menor. O principal mecanismo de remoção é a denitrificação biológica, mas pode ocorrer a remoção pela vegetação e a volatilização de amônia. A remoção de nitrogênio varia usualmente de 75 a 90% (EPA 1981, ENVIRONMENT CANADA 1984, EPA 1992a). A remoção de fósforo pode se dar por adsorção nas partículas coloidais do solo; precipitação como complexos insolúveis de cálcio, ferro e alumínio; e pela ação da vegetação de cobertura. Dependendo do conteúdo coloidal do solo, a remoção de fósforo é limitada em 40 a 60% (EPA 1981, ENVIRONMENT CANADA 1984, EPA 1992a). A Tabela 3 mostra a porcentagem média de redução para alguns constituintes dos esgotos tratados pelo método de escoamento superficial.

Tabela 3. Reduções típicas dos constituintes dos esgotos brutos para sistema de escoamento superficial.

Constituinte	*% média de redução da concentração*
DBO_5	25-95
Sólidos suspensos	33-85
Nitrogênio total	50-82
Fósforo total	0-80
Cálcio	63-85
Zinco	75-84

Fonte: Environment Canada (1984)

Os principais mecanismos responsáveis pela remoção de microrganismos nos sistemas de escoamento superficial incluem sedimentação, filtração pelas camadas orgânicas superficiais e vegetação, adsorção às partículas do solo, predação, irradiação e dessecação durante os períodos de secagem. Geralmente, a eficiência de remoção de patógenos como vírus e organismos indicadores é comparável aos tratamentos secundários convencionais sem cloração. Conseqüentemente, a cloração de efluentes pode ser necessária pelas agências reguladoras antes da

descarga em corpos de águas receptores (EPA 1981, ENVIRONMENT CANADA 1984).

As vantagens deste método são: apresentar condições renováveis de tratamento, evitando, assim, a "exaustão" do sistema solo-planta como depurador; ser apropriado para o tratamento de esgotos de comunidades rurais e indústrias sazonais que geram resíduos orgânicos (indústrias cítricas e usinas de açúcar e álcool); proporcionar um tratamento em nível avançado, com uma operação relativamente simples e de baixo custo; a cobertura vegetal pode ser reaproveitada ou utilizada comercialmente; apresentar a menor restrição quanto às características do meio, necessitando apenas de um solo relativamente impermeável para a sua instalação (EPA 1992a, CHERNICARO 2001, PAGANINI 2003).

As desvantagens deste método são: a limitação pelo clima, a tolerância da vegetação pela água e a declividade do terreno. A aplicação se restringe a épocas mais quentes e pode ser limitada quando a temperatura se mantém abaixo do ponto de congelamento e as taxas de aplicação podem estar restritas ao tipo de cultura. Alguns problemas associados a este método estão relacionados à qualidade dos esgotos que podem conter grandes quantidades de sedimento, os quais podem se depositar e entupir os canais de transporte e distribuição (SHUVAL 1986, EPA 1992a).

Um programa de monitoramento e um programa de manutenção preventiva são necessários para assegurar a continuidade da qualidade do efluente dentro dos padrões de lançamento. O programa de monitoramento deve compreender: efluente, afluente, solo, vegetação e lençol freático com poços de monitoramento (EPA 1981). Entretanto, de acordo com a ENVIRONMENT CANADA (1984), não é necessário o monitoramento do solo e do lençol freático para estes sistemas, visto que a infiltração é mínima.

3.4.2. MÉTODOS QUE VISAM PRINCIPALMENTE A IRRIGAÇÃO

O reúso de esgotos para irrigação agrícola oferece muitos atrativos, como a redução da poluição dos recursos hídricos, a conservação da água e a diminuição da aplicação de fertilizantes e nutrientes para manter a fertilidade do solo (CAMPOS e col. 2000).

De acordo com ORON e col. (1999), o esgoto tratado tornou-se uma fonte alternativa de água, primeiramente em regiões áridas e semi-áridas, devido ao rápido crescimento na demanda de água por boa qualidade, à escassez natural e à contínua restrição no suprimento.

Sólidos suspensos coloidais e dissolvidos presentes nos esgotos contêm macronutrientes como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio, e micronutrientes como cobre, ferro, zinco, manganês, entre outros. Os esgotos, quando usados diretamente na irrigação, proporcionam benefícios fertilizantes às culturas e às áreas verdes (ABU-ZEID 1998). Este valor nutricional é importante para a economia agrícola de países em desenvolvimento onde o custo de fertilizante é o principal encargo para agricultores. Contudo, certos padrões e restrições devem ser seguidos, como a seleção do tipo de cultura, tipo de irrigação e grau de tratamento (ABU-ZEID 1998, AGUNWANBA 2001).

Devido ao fato do esgoto poder conter microrganismos potencialmente patogênicos e de estes serem capazes de sobreviver por extensos períodos de tempo no solo e nas plantas, é necessário que sejam tomadas medidas no sentido de diminuir os riscos de transmissão de doenças. Deve-se garantir o uso racional dos esgotos e, ao mesmo tempo, proteger a saúde pública (CAMPOS e col. 2000, CAMPOS e col. 2002).

De acordo com CAMPOS e col. (2002), a minimização de riscos pode ser alcançada levando-se em conta o conceito de barreiras múltiplas. No

caso da irrigação de alimentos com efluentes, três barreiras poderiam ser usadas para diminuir o risco de transmissão de doenças:

a) eliminar os patógenos do esgoto antes da irrigação. Esta barreira pode ser obtida por meio de sistema de tratamento de esgotos.
b) evitar o contato direto entre o efluente e as porções comestíveis dos alimentos. Esta barreira depende de vários fatores como o tipo de irrigação, os mecanismos de eliminação de microrganismos no solo e a morfologia da planta.
c) processar os alimentos para destruir os microrganismos antes da comercialização dos alimentos.

O monitoramento apropriado dos sistemas de irrigação com efluente é extremamente importante, visto que é indicativo de sustentabilidade e de mudanças na condução do sistema. Esse monitoramento inclui:

- acompanhamento do crescimento de plantas e de doenças;
- análise do conteúdo de água no solo;
- medidas da acumulação de fósforo, sais, sódio e contaminantes no solo;
- medidas do movimento de nitrato e outros contaminantes para o lençol de água;
- medidas de mudanças nas propriedades físicas do solo (BOND 1998).

3.4.2.1. IRRIGAÇÃO POR ASPERSÃO

O esgoto é conduzido e aplicado ao solo por aspersores, sob a forma de gotas (Figura 3). A aplicação se dá de forma semelhante à chuva, umedecendo o solo de maneira uniforme minimizando a perda por percolação (ARCEIVALA 1981, ENVIRONMENT CANADA 1984, PAGANINI 2003).

Este método é vantajoso do ponto de vista agrícola, porque a massa liquida é distribuída de maneira uniforme no terreno (PAGANINI 2003). Outras vantagens são: baixo risco de erosão; pode ser usado em terrenos com topografia irregular, não havendo necessidade de nivelamento; pode ser aplicado em solos que sofreram erosão; o risco de escoamento é baixo; a aplicação do esgoto pode ser freqüente e é de fácil controle (ENVIRONMENT CANADA 1984, MARA e CAIRNCROSS 1989, BELTRAN 1999).

As desvantagens deste sistema são: os custos iniciais e de operação geralmente são elevados; pode ocorrer queima das folhas se a água de irrigação for salina; a distribuição do líquido pode sofrer distorção devido aos ventos, o sistema deve estar a uma distância mínima de 50 a 100 metros de residências e de estradas ou rodovias devido à emissão de aerossóis, pois desde que o esgoto contém normalmente patógenos entéricos viáveis, esta prática pode resultar em doenças na população exposta. Além disso, o contato do esgoto diretamente nas plantas e nas frutas torna este método restrito à aplicação de efluentes adequadamente tratados (ARCEIVALA 1981, ENVIRONMENT CANADA 1984, MARA e CAIRNCROSS 1989, WARD e col. 1989). De acordo com WARD e col. (1989), a principal limitação desta prática é o risco à saúde devido, principalmente, à presença de patógenos entéricos. A irrigação por aspersão tem um alto potencial de contaminação de culturas (CAMPOS e col. 2000, ARMON e col. 2002).

WARD e col. (1989) realizaram um estudo epidemiológico com uma comunidade que vive ao redor de um sistema de irrigação por aspersão, em relação à infecção por rotavírus, devido à emissão de aerossóis. Os resultados deste trabalho e de outras pesquisas levaram os autores a concluir que mesmo não havendo evidências de aumento de infecção por rotavirus, outras infecções virais podem ocorrer.

GOYAL e col. (1984) demonstraram que efluente de tratamento primário quando estocado por vários meses e clorado, antes da irrigação por aspersão, protege o lençol freático, pois reduz a concentração de vírus antes do esgoto alcançar o solo.

3.4.2.2. IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO

O método de irrigação por gotejamento consiste na instalação de tubos, contendo orifícios ou dispositivos de gotejamento, próximos ao sistema radicular de cada planta (Figura 3). Geralmente estes tubos são de pequenas dimensões (25 mm) dependentes de um sistema primário de distribuição de maior diâmetro, além de um sistema de bombeamento e de sistemas de filtração para evitar o entupimento dos orifícios, pois caso isso ocorra é necessária a troca dos tubos, encarecendo o sistema (SHUVAL e col. 1986, PAGANINI 2003). Neste método, o efluente é disposto e utilizado com um risco mínimo de poluição e com alta economia de água (ORON e col. 1992). A qualidade do efluente deve ser no mínimo de nível de tratamento secundário, embora o solo atue como um biofiltro complementar (SHUVAL e col. 1986, ORON e col. 1999).

A irrigação pode ocorrer por gotejamento superficial ou subsuperficial. Na disposição subsuperficial, a camada de solo acima do tubo, o qual está locado entre 25 e 50 cm abaixo da superfície do solo, atua como um filtro biológico vivo. O efluente, o qual é injetado dentro do meio poroso via tubos de distribuição, se movimenta em direção às raízes das plantas, as quais absorvem os nutrientes contidos no esgoto. A umidade constante na zona da raiz aumenta a disponibilidade de nutrientes. Desde que o efluente é consumido pelas plantas muito próximo à zona de aplicação, ele não alcançará a superfície do solo, o qual é mantido seco durante a estação de crescimento (ORON e col. 1992).

O fato da superfície do solo se manter seca propicia vantagens agronômicas e ambientais como:

- ✓ redução de perda por evaporação devido à superfície do solo estar seca;
- ✓ redução da geração de escoamento, aumentando a economia de água;
- ✓ melhor controle de ervas daninhas;
- ✓ economia de herbicidas para controlar as ervas daninhas, reduzindo-se os riscos de poluição;
- ✓ melhora das condições para os equipamentos e máquinas agrícolas;
- ✓ mínima poluição ambiental (incluindo geração de odor) devido à restrição de percolação em direção ao lençol freático e a prevenção da geração de aerossóis (ORON e col. 1992).

No caso de gotejamento superficial, a maior vantagem é a exposição direta do efluente à radiação solar e à alta temperatura, aumentando a morte de organismos patogênicos (ORON e col. 1992).

Ao contrário da irrigação por aspersão, a irrigação por gotejamento não é afetada pelas condições do vento e nem pela topografia do solo. O contato dos trabalhadores rurais com o efluente e os equipamentos é mínimo, assim como o contato entre o efluente e as partes das plantas acima do solo, permitindo o crescimento de uma grande variedade de culturas (SHUVAL e col. 1986). A irrigação por gotejamento superficial e subsuperficial minimiza os riscos de contaminação das culturas por cistos e oocistos (ARMON e col. 2002).

A eliminação do escoamento e a ausência de aerossóis faz com que este método seja o mais aceitável em termos ambientais e o que requer menos restrições na escolha do local de instalação e a distância de áreas residenciais (SHUVAL e col. 1986).

De acordo com estes pesquisadores, a manutenção das condições aeróbias no solo pode acelerar o desaparecimento de alguns patógenos. O sistema de irrigação por gotejamento superficial e subsuperficial afeta a sobrevivência de microrganismos no solo e evita o contato entre o esgoto e a planta, reduzindo os riscos à saúde e ao meio ambiente (CAMPOS e col. 2000). De acordo com ARMON e col. (2002), o parâmetro mais importante no reúso de esgoto é a remoção completa de protozoários parasitas a fim de minimizar os riscos de infecção.

3.4.2.3. IRRIGAÇÃO POR SULCOS E CANAIS

Neste sistema, prepara-se o terreno em sulcos e canais alternados. A infiltração ocorre nos sulcos que são alimentados pelos canais. A largura e a profundidade dos sulcos e dos canais dependerá do volume do efluente aplicado ao solo (Figura 3). Este método pode ser utilizado em solos de texturas variadas e em terrenos com declive. Geralmente, os espaçamentos dos sulcos são definidos pelas fileiras das plantas (ARCEIVALA 1981, PAGANINI 2003).

De acordo com ARCEIVALA (1981), culturas como as de batata, milho, algodão, árvores frutíferas e uvas podem ser irrigadas por este método, utilizando-se esgoto bruto ou efluente de tratamento primário.

AL-LAHHAM e col. (2003) estudaram o efeito da irrigação de tomate por sulcos utilizando efluente de lodo ativado. Os resultados mostraram contaminação da superfície do fruto por bactérias do grupo coliformes. Os autores concluíram que essa contaminação pode ser resultado do contato direto com a água de irrigação contaminada e/ou com o solo contaminado.

As principais vantagens desse sistema são: o baixo custo de execução, composto basicamente pela terraplanagem dos canais e sulcos e das pequenas obras complementares e a facilidade da operação de distribuição dos esgotos (PAGANINI 2003). Deve-se garantir a proteção dos

trabalhadores agrícolas, dos manipuladores dos alimentos e dos consumidores (MARA e CAIRNCROSS 1989).

3.4.2.4. IRRIGAÇÃO POR INUNDAÇÃO

O terreno é inundado pelo efluente em quantidade que vai depender do tipo de vegetação e do tipo de solo (Figura 3). A vegetação indicada é aquela que suporta inundação periódica (PAGANINI 2003).

A facilidade operacional na distribuição dos esgotos e o baixo custo de execução, limitado à terraplenagem dos canais de distribuição e aos diques que circundam os terraços, são as principais vantagens deste método (MARA e CAIRNCROSS 1989, PAGANINI 2003) .

Como medida de segurança é necessária a proteção completa dos trabalhadores agrícolas, dos manipuladores das culturas irrigadas e dos consumidores (MARA e CAIRNCROSS 1989).

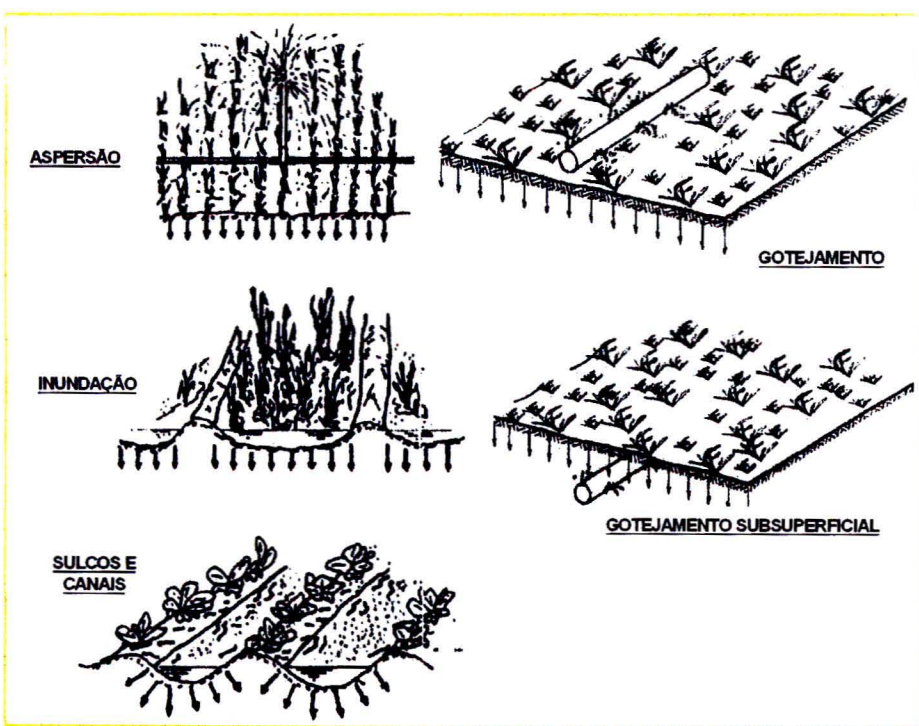


Figura 3. Métodos de irrigação (MELO 1978 apud PAGANINI 2001).

3.5. CONDIÇÕES FAVORÁVEIS E DESFAVORÁVEIS PARA A SOBREVIVÊNCIA E MOVIMENTAÇÃO DE MICRORGANISMOS PATOGÊNICOS NO SOLO

3.5.1. FATORES RELACIONADOS AO TEMPO DE SOBREVIVÊNCIA E À MOVIMENTAÇÃO DE MICRORGANISMOS NO SOLO

Existem amplas variações nos períodos de sobrevivência de agentes patogênicos no solo e na superfície de cultivos, as quais refletem a variação de cepas, o efeito dos fatores climáticos e as diferenças nas técnicas de análises.

Diversos fatores ambientais influenciam a sobrevivência de microrganismos no solo, como temperatura, umidade, luz solar, pH e disponibilidade de matéria orgânica. Diversos autores afirmam que, destes fatores, a temperatura é o mais significativo (PLACHÁ e col. 2001; TYRREL e QUINTO 2003; SHUVAL e col. 1986), sem negligenciar a umidade.

STIEN e SCHWARTZBROD (1990) afirmam que a sobrevivência é, usualmente, favorecida pela baixa temperatura, elevada umidade e solo sombreado principalmente quando os patógenos estão situados abaixo da superfície do solo.

Para PINILLA (1998) os solos argilosos aumentam a sobrevivência de microrganismos devido, provavelmente, a capacidade de armazenar uma porcentagem maior de água que os solos arenosos.

A matéria orgânica também exerce uma grande influência sobre os microrganismos do solo, pois determina a parte do espaço dos poros que pode ser ocupada, assim como as características de superfície que podem afetar a adsorção microbiana. Influencia o tempo de permanência dos microrganismos, visto que estes a utilizam como fonte de nutrientes (PINILLA 1998).

Estudos mostram que o tempo de sobrevivência é menor nos vegetais do que no solo. Embora os microrganismos sobrevivem por um período de tempo menor na superfície das culturas, muitos patógenos podem sobreviver por dias ou semanas em áreas que estão protegidas da dessecação, da radiação solar e da alta temperatura (copas, fendas, hastes e talos). Dessa forma, o tempo de sobrevivência de patogênicos nas culturas pode ser suficiente para permitir que eles sobrevivem na colheita e na comercialização, podendo chegar aos consumidores. Os grupos de risco mais expostos são os trabalhadores agrícolas, que estão em contato com o solo e os vegetais irrigados, e os consumidores (SHUVAL e col. 1986, PAGANINI 2003).

O movimento de microrganismos pode ser descrito mediante os fenômenos de advecção, dispersão e adsorção.

A advecção é o processo por meio do qual o microrganismo é transportado com a água (PINILLA 1998). Neste caso, é possível ocorrer a contaminação de águas superficiais.

Na dispersão, os microrganismos se separam da água devido a diferentes gradientes de concentração ou como resultado da movimentação da água pelos poros do solo, que dará origem a diversas correntes de água (PINILLA 1998). A água, que contem ainda microrganismos, pode se dispersar por diferentes vias e contaminar o lençol freático ou corpos de água superficiais, caso não ocorram fenômenos de eliminação de microrganismos.

A adsorção é a união química do microrganismo à superfície de um meio sólido. Esse processo pode ser reversível ou irreversível dependendo das propriedades do microrganismo e do solo. A adsorção elimina os contaminantes da fase líquida, ainda que seja somente temporariamente e atua diminuindo a velocidade de movimentação do microrganismo (PINILLA 1998).

3.5.1.1. HELMINTOS

Os helmintos apresentam grande importância em termos de saúde pública, dada a prevalência de doenças parasitarias no Brasil e o tempo relativamente grande de sobrevivência de ovos e larvas no meio ambiente.

De acordo com FEACHEM e col. (1983) e HESPANHOL e PROST (1994), os helmintos são os agentes patogênicos excretados de maior preocupação para a saúde pública nos sistemas de disposição de esgotos.

A tabela seguinte mostra o período de sobrevivência de alguns agentes patogênicos no solo e na superfície de cultivos em climas quentes.

Tabela 4. Tempo de sobrevivência de ovos e larvas de helmintos em solos e vegetais

Agente patogênico	***Período de sobrevivência***		***Referência***
	solo	**vegetais**	
Ovos de *A. lumbricoides*	Vários meses	<60, usualmente <3dias	FEACHEM e col. (1983)
	Acima de 7 anos	27-35 dias	ENVIRONMENT CANADA (1984)
		6 dias	AMAHMID e col. (1999)
	2-6 anos	27-35 dias	JONES e STOKES (2004)
Larvas de ancilostomídeos	<90, usualmente <30dias	<30, usualmente <10dias	FEACHEM e col. (1983)
	15-42 dias		ENVIRONMENT CANADA (1984)
Ovos de *T. saginata*	Vários meses	<60, usualmente <30dias	FEACHEM e col. (1983)
Ovos de *T. trichiura*	Vários meses	<60, usualmente <30dias	FEACHEM e col. (1983)
	>35 dias	> 18 meses	JONES e STOKES (2004)

Neste trabalho, os helmintos de interesse pertencem à classe Nematoda, do filo Aschelminthes: *Ascaris lumbricoides*, *Trichuris trichiura*, *Enterobius vermicularis*, *Ancylostoma duodenale*, *Necatur americanus* e *Strongyloides stercoralis*.

A importância desses helmintos neste trabalho relaciona-se ao fato de eles possuíram ovos ou larvas cuja maturação se faz no solo, sendo chamados de geo-helmintos.

Serão apresentados, resumidamente, os ciclos biológicos dessas espécies enfocando a passagem do ovo ou larva pelo solo e a importância desses organismos em termos de saúde pública.

✓ ***Ascaris lumbricoides***

O interesse nestes helmintos está relacionado a sua ampla distribuição geográfica e pelos danos causados aos hospedeiros. Esta espécie é encontrada em quase todos os países do mundo e ocorre com freqüência variada em virtude das condições climáticas, ambientais e, principalmente, do grau de desenvolvimento da população (NEVES 2002).

A fêmea atinge 40 centímetros de comprimento, e os machos, 30 centímetros. A fêmea elimina cerca de 200.000 ovos por dia, os quais podem ser férteis ou não. Os ovos inférteis medem 88-94 μm por 39-44 μm e se degeneram no meio ambiente. Os ovos férteis medem 45-75 μm por 35-50 μm e são geralmente recobertos por uma membrana externa albuminosa espessa, que os torna extremamente resistentes no meio externo. Esses ovos não são férteis no momento da eliminação e, somente depois de três semanas aproximadamente, sob condições favoráveis de temperatura (em torno de 25°C), umidade e oxigenação no solo tornam-se infectantes (FERREIRA 2003).

Segundo STIEN e SCHWARTZBROD (1990) os ovos de *Ascaris* sp. são muito resistentes às condições ambientais externas, tornando-os os mais prováveis de serem encontrados viáveis em solos ou vegetais poluídos.

É o helminto mais freqüente nas áreas tropicais do globo, atingindo cerca de 70% a 90% das crianças na faixa etária de um a dez anos. Os fatores importantes que favorecem essa alta prevalência são:

- temperatura média anual elevada;
- umidade ambiental elevada;
- viabilidade do ovo infectante por muitos meses (até um ano);
- grande produção de ovos pela fêmea;
- grande concentração de indivíduos vivendo em condições precárias de saneamento básico;
- dispersão dos ovos através de chuvas, ventos (poeira) e por moscas;
- grande concentração de ovos no peridomicílio, em decorrência das crianças defecarem no ambiente (NEVES 2002).

STIEN e SCHWARTZBROD (1990), em trabalho experimental na França, estudaram o tempo de sobrevivência de ovos de *Ascaris* no solo e em vegetais irrigados com água contaminada. Os resultados mostraram que a sobrevivência é importante nos primeiros 20 dias, a partir do qual decresce rapidamente. A sobrevivência na superfície do solo ou a 10 centímetros de profundidade é dependente de dois fatores, principalmente: exposição ou proteção da luz solar direta (a porcentagem maior de ovos foi encontrada em solos sombreados) e tipo de solo e capacidade de retenção de umidade (solo arenoso elimina mais, pois tem menor capacidade de retenção de umidade). A viabilidade dos ovos foi duas vezes maior nas amostras profundas do que na superfície. Em relação à contaminação dos vegetais, não foram encontrados ovos nas folhas após 10 dias de irrigação. Nas raízes, após 10 dias, maior porcentagem de ovos de *Ascaris* foi encontrada nas raízes de cenoura do que nas de alface e alho. Isso porque o sistema radicular da alface e do alho é grande e superficial, enquanto ele é profundo e estreito na cenoura. Após 45 dias, o decréscimo foi similar em todos os vegetais.

✓ ***Trichuris trichiura***

Os vermes adultos medem entre 30 e 50 milímetros de comprimento, sendo as fêmeas cerca de 5 mm maiores do que os machos. A fêmea elimina diariamente cerca de 5 mil ovos elipsóides, medindo 50-54 μm por 23 μm. Os ovos recém-eliminados pelas fezes necessitam de condições favoráveis no solo para se tornarem infectantes. De acordo com NEVES (2002), o período de desenvolvimento do ovo depende das condições ambientais e à temperatura de 25°C, o processo de embriogênese ocorre em 13 dias. Para FERREIRA (2003), o desenvolvimento embrionário leva cerca de três semanas. Os ovos infectantes podem ser ingeridos através da água ou alimentos contaminados.

Os ovos de *T. trichiura* são muito sensíveis à dessecação, não sobrevivendo por mais de 15 dias quando a umidade é menor que 77%. Entretanto, em condições ambientais favoráveis, os ovos de *T. trichiura* contendo as larvas infectantes podem permanecer viáveis por longo período de tempo (NEVES 2002).

✓ ***Enterobius vermicularis***

Os seres humanos são os únicos hospedeiros conhecidos do *E. vermicularis* (FERREIRA 2003).

A fêmea adulta mede 8-13 mm de comprimento e os machos 2-5 mm de comprimento. As fêmeas eliminam de 11 a 15 mil ovos, os quais medem cerca de 50-54 μm por 20-27 μm, e possuem um lado de sua casca achatado assimetricamente, membrana dupla, lisa e transparente. Esses ovos tornam-se infectantes em seis horas (NEVES 2002, FERREIRA 2003).

✓ ***Ancylostoma duodenale* e *Necatur americanus***

Os ancilostomídeos que infectam o homem são *Ancylostoma duodenale*, *Necator americanus*, *A. braziliense*, *A. caninum* e *A. ceylanicum*. Porém, apenas as duas primeiras espécies serão tratadas neste trabalho.

Os vermes adultos de *A. duodenale* e *N. americanus* habitam o intestino delgado humano. As fêmeas medem 9-13 mm de comprimento e os machos 5-11 mm, sendo em geral *A. duodenale* maior que *N. americanus*. Os ovos são eliminados para o meio ambiente através das fezes. A morfologia dos ovos não permite a diferenciação entre as duas espécies. No meio exterior, os ovos necessitam de um ambiente propício com boa oxigenação, alta umidade (>90%) e temperatura elevada (21-27°C para *A. duodenale* e 27-32°C para *N. americanus*) e, após um ou dois dias ocorre a formação e eclosão da larva de primeiro estádio (L_1), do tipo rabditóide, que mede 275 μm de comprimento. A larva L_1 sofre mais duas mudas para transformar-se em larvas filarióides infectantes, cerca de uma semana depois (L_3). As larvas filarióides permanecem ativas no solo, em ambientes tropicais, por até seis semanas. A infecção humana ocorre através da penetração de larvas filarióides pela pele, geralmente dos pés e das mãos, que entra em contato direto com o solo contaminado ou por via oral (NEVES 2002, FERREIRA 2003)

Na natureza, os ovos dos parasitos não se desenvolvem bem em umidade inferior a 90% e os raios ultravioletas do sol são letais para a embrionia. As L_3 podem permanecer viáveis por várias semanas em um microambiene favorável (NEVES 2002).

✓ ***Strongyloides stercoralis***

Este parasita apresenta distribuição mundial, especialmente em regiões tropicais. A elevada prevalência nas regiões tropicais e subtropicais, a facilidade de transmissão, o caráter de cronicidade e auto-infecção,

originando formas graves de hiperinfecção e disseminação, tornam a strongiloidíase um importante problema médico e social (NEVES 2002).

No trato digestivo humano encontram-se somente vermes adultos do sexo feminino, com 2 mm de comprimento. Esses vermes penetram na mucosa do intestino delgado, onde se fecundam por partenogênese e eliminam ovos, os quais geralmente eclodem na mucosa intestinal, liberando larvas rabditóides medindo 225 μm de comprimento, que podem ser eliminadas nas fezes (FERREIRA 2003).

No meio externo, essas larvas podem seguir dois ciclos: o direto e o indireto. No ciclo direto as larvas rabditóides sofrem duas mudas e dão origem, em dois a três dias, a larvas filarióides infectantes com cerca de 700 μm de comprimento. Essas larvas podem penetrar ativamente pela pele provocando novas infecções. No ciclo indireto, as larvas rabditóides eliminadas nas fezes desenvolvem-se, no solo, até adultos de vida livre, com dimorfismo sexual. A fêmea fecundada pelo macho produz milhares de ovos, que eclodem no solo e liberam novas larvas rabditóides. Estas desenvolvem-se em poucos dias até larvas filarióides, infectantes, que penetram no hospedeiro (FERREIRA 2003).

As larvas filarióides não se alimentam e, devido à ausência de bainha, são menos resistentes que as larvas filarióides dos ancilostomídeos, podendo permanecer no solo durante quatro semanas, dependendo da reserva de energia em forma de glicogênio. A fase dos ciclos, que se passa no solo, exige condições semelhantes às dos ancilostomídeos: solo arenoso, umidade alta, temperatura entre 25°C e 30°C e ausência de luz solar direta (NEVES 2002).

Em função da capacidade de sobrevivência e da infectividade de ovos (*A. lumbricoides*, *E. vermicularis* e *T. trichiura*) e larvas (*S. stercoralis*, *Ancylostoma duodenale* e *Necatur americanus*) de helmintos no solo e na

vegetação, a disposição de esgotos no solo pode gerar risco aos trabalhadores rurais ou de sistemas de tratamento por disposição no solo; às crianças que vivem no entorno, caso exista a possibilidade de acesso a áreas irrigadas com esgoto ou a sistemas de tratamento por disposição no solo e aos consumidores de produtos vegetais irrigados com esgoto.

3.5.1.2. PROTOZOÁRIOS

Os protozoários englobam todos os organismos protistas eucariotas, constituídos por uma única célula. Esta apresenta as mais variadas formas, processos de alimentação, locomoção e reprodução. Quanto a sua morfologia, os protozoários apresentam grandes variações, conforme sua fase evolutiva e meio a que estejam adaptados. Dependendo da sua atividade fisiológica, algumas espécies possuem fases bem definidas, como as formas de trofozoíto, cisto e oocisto. O trofozoíto é a forma ativa do protozoário, na qual ele se alimenta e se reproduz, por diferentes processos. Cisto e oocisto são formas de resistência ou inativa. O protozoário secreta uma parede resistente (parede cística) que o protegerá quando estiver em meio impróprio ou em fase de latência (NEVES 2002).

A tabela abaixo apresenta o tempo de sobrevivência de cistos de protozoários no solo e em vegetais.

Tabela 5. Tempo de sobrevivência de cistos de protozoários em solos e vegetais.

Agente patogênico	***Período de sobrevivência***		***Referência***
	Solo	**vegetais**	
Cistos de *E. histolytica*	<20, usualmente <10dias	<10, usualmente <2dias	FEACHEM e col. (1983)
	6-8 dias	<1-3 dias	ENVIRONMENT CANADA (1984)
	8 dias	4 dias	JONES e STOKES (2004)
Cistos de *Giardia*		3 dias	AMAHMID e col. (1999)

Sob condições climáticas quentes e secas, espera-se que um período de 1 semana seja suficiente para eliminação de cistos de protozoários, enquanto em regiões tropicais úmidas, esse período pode ser de 2 semanas, à medida que a sobrevivência seria favorecida pela manutenção de um certo grau de umidade, garantindo a proteção dos cistos (SHUVAL e col. 1986).

Após contaminação com esgoto bruto, 3 dias foram suficientes para um aparente desaparecimento de cistos de *Giardia* em vegetais. O decréscimo notado na concentração desses parasitas podem estar relacionados a alta temperatura e intensidade da radiação solar, os quais favorecem a dessecação dos cistos (AMAHMID e col. 1999, SHUVAL e col. 1986).

A espécie *Giardia lamblia* é reconhecida como um dos principais parasitas do homem, principalmente nos países em desenvolvimento. Nestas áreas, a giardíase é uma das causas mais comuns de diarréia entre crianças e, como conseqüência da infecção, muitas apresentam problemas de má nutrição e retardo no desenvolvimento. Nos paises desenvolvidos, este é o parasito intestinal mais comumente encontrado no homem (NEVES 2002).

O ciclo biológico da *G. lamblia* é direto e a via normal de infecção do homem é a ingestão de cistos. Estes são eliminados infectantes e, por serem resistentes, podem sobreviver em condições favoráveis de temperatura e umidade no meio ambiente por, pelo menos, dois meses (NEVES 2002).

O ciclo biológico da *E. histolytica* é monoxênico. Cistos maduros são eliminados pelas fezes e podem ser ingeridos por meio de alimentos e água contaminada.

Em função da capacidade de resistência dos cistos, a disposição de esgotos no solo pode vir a ser uma fonte possível de disseminação de doenças, visto que pode contaminar alimentos pelos métodos de irrigação e pode contaminar corpos de água superficiais na disposição pelo método de escoamento à superfície. Além dessas fontes, pode-se ter a ingestão de cistos por meio das mãos contaminadas, resultado da manipulação de alimentos contaminados ou contato com a água de irrigação, ou até mesmo a contaminação de alimentos por cistos veiculados por moscas e baratas. Todas essas são rotas supostas de contaminação e evidências epidemiológicas de riscos reais à saúde serão tratadas em item especifico.

3.5.1.3. BACTÉRIAS

Os períodos de sobrevivência das bactérias variam de solo para solo, mas em geral são mais longos em solos mantidos sob condições de baixa temperatura e umidade relativamente elevada (PAGANINI 2003).

A sobrevivência desses microrganismos é menor na superfície do solo do que em maiores profundidades, devido à predação, à evaporação e aos efeitos da radiação solar (PAGANINI 2003).

A tabela 6, a seguir, apresenta o tempo de sobrevivência de bactérias no solo e em vegetais.

Tabela 6. Tempo de sobrevivência de bactérias em solos e vegetais.

Agente patogênico	***Período de sobrevivência***		***Referência***
	solo	**vegetais**	
Coliformes fecais	<70, usualmente <20dias	<30, usualmente <15dias	FEACHEM e col. (1983)
	38 dias	35 dias	ENVIRONMENT CANADA (1984)
		<56 dias	JONES e STOKES (2004)
Salmonella spp.	<70, usualmente <20dias	<30, usualmente <15dias	FEACHEM e col. (1983)
	1-120 dias	<1-68 dias	ENVIRONMENT CANADA (1984)
	11->259 dias	2-53 dias	
Salmonella typhi	1-120 dias	<1-68 dias	ENVIRONMENT CANADA (1984)
Outras espécies de *Salmonella*	15->280 dias	3-49 dias	ENVIRONMENT CANADA (1984)
Shigella spp.		<10, usualmente <5 dias	FEACHEM e col. (1983)
		2-10 dias	ENVIRONMENT CANADA (1984)
	26-77 dias	<2-8 dias	
Vibrio cholera	<20, usualmente <10dias	<5, usualmente <2dias	FEACHEM e col. (1983)
E.coli	4-77 dias	< 3 semanas	JONES e STOKES (2004)
Streptococci fecal	26-77 dias		ENVIRONMENT CANADA (1984)

✓ **Coliformes totais, coliformes termotolerantes e *Escherichia coli***

O grupo dos coliformes totais inclui uma grande variedade de bacilos gram negativos, aeróbios ou anaeróbios facultativos que não formam esporos e são capazes de crescer na presença de sais biliares em concentrações relativamente altas com a fermentação da lactose e produção de ácido ou aldeído em 24 horas a uma temperatura de 35 a 37°C. O grupo dos coliformes totais é bastante abrangente, incluindo os gêneros

Escherichia, *Citrobacter*, *Klebsiella*, *Enterobacter*, *Serratia* e *Hafnia,* entre outros (WHO 2004).

As bactérias desse grupo (exceto *E. coli*) ocorrem tanto nos esgotos quanto nas águas naturais sendo excretadas nas fezes de humanos e de animais. Muitos coliformes são heterotróficos e capazes de se multiplicarem na água e no solo. Os coliformes totais são também capazes de sobreviver e crescer nos sistemas de distribuição de águas, especialmente na presença de biofilmes. Por incluir organismos que podem sobreviver e crescer na água, eles não são úteis como indicadores de patógenos fecais, mas podem ser usados como indicadores da eficácia do tratamento e para avaliar a limpeza e a integridade da distribuição de sistemas e a presença potencial de biofimes (WHO 2004).

As bactérias coliformes totais capazes de fermentar a lactose a 44-45°C são conhecidas como coliformes termotolerantes. Na maioria das águas, o gênero predominante é *Escherichia*, mas alguns tipos de *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter* também são termotolerantes. A *E. coli* pode ser diferenciada dos demais pela habilidade de produzir indol do triptofano ou pela produção da enzima β-glucoronidase. Esta espécie está presente em número elevado nas fezes de humanos e animais, sendo raramente encontrada na ausência de poluição fecal, embora haja evidências de crescimento em solo tropical. A *E. coli* é considerada o indicador de contaminação fecal mais adequado. Na maioria das circunstâncias as populações de coliformes termotolerantes são compostas predominantemente de *E. coli*. Em função disso, esse grupo é considerado aceitável como indicador de poluição fecal (WHO 2004).

Em geral, os coliformes termotolerantes sobrevivem por apenas 10 semanas, com 90% de redução ocorrendo entre duas a três semanas. Entretanto, sob condições de elevada umidade e baixa temperatura, alguns podem sobreviver por vários meses. Onde as condições são de elevada

temperatura e de solo bem drenado, a eliminação completa dos coliformes fecais ocorre em duas semanas (PAGANINI 2003).

GAGLIARDI e KARNS (2000) conduziram um trabalho experimental para testar a sobrevivência de *E. coli* 0157:H7 no solo e em raízes de alguns vegetais. Os resultados mostraram que *E. coli* 0157:H7 persistiu por 25-41 dias em solos sem cobertura vegetal, nas raízes de centeio por 47-96 dias e em raízes de alfafa por 92 dias.

✓ ***Salmonella***

O gênero *Salmonella* corresponde a um grupo de patógenos, transmitidos por água e alimento, freqüentemente isolados de águas superficiais contaminadas e estão associadas às principais causas de elevadas taxas de infecção intestinal em paises em desenvolvimento. No Brasil, mais que 65% dos registros hospitalares são devido a doenças transmitidas pela água, especialmente salmonelose, cólera, shigelose e hepatite, com uma média anual de 50.000 mortes de crianças menores de 1 ano de idade (CEBALLOS e col. 2003).

Há mais de 17 tipos de *Salmonella* spp. que podem ser patogênicas para o homem e os animais. É a bactéria patogênica amplamente distribuída no meio ambiente, sendo a principal causa de doenças no Canadá. (ENVIRONMENT CANADA 1984).

O gênero *Salmonella* é resistente às condições ambientais desfavoráveis e é capaz de se multiplicar fora de seus hospedeiros (STRAUSS 1991).

Para MARECOS do MONTE e col. (1996) os helmintos são o grupo de maior risco para a saúde pública na prática de irrigação com esgotos, seguido pelo grupo das bactérias patogênicas, em especial, o gênero *Salmonella*. Esta é considerada a mais importante das bactérias

patogênicas em relação a aplicação de esgoto ao solo (ENVIRONMENT CANADA 1984).

ARRIDGE e col. (1995) sugerem um monitoramento constante da qualidade do efluente para *Salmonella*, principalmente em regiões endêmicas, como em Campina Grande (Paraíba).

PARKER e MEE (1992) compararam a sobrevivência de *Salmonella adelaide* e de coliformes fecais em solos arenosos. Os resultados mostraram que a porcentagem de umidade não parecia ser um fator limitante na sobrevivência destas bactérias. Somente foi observada uma porcentagem menor de *Salmonella adelaide* e de coliformes quando a umidade foi menor que 5%. De acordo com estes resultados, os autores concluíram que a umidade, pelo menos neste tipo de solo (arenoso), não influenciou a sobrevivência desses organismos.

Os resultados do trabalho de EMPARANZA-KNÖR e TORRELLA (1995) apontam a possibilidade de que essa bactéria tenha uma capacidade especial de proliferar e/ou sobreviver nos microhabitats anaeróbios das lagoas, assim como no meio ambiente.

O trabalho de PLACHÁ e col. (2001) mostrou que a sobrevivência de *Salmonella typhimurium* foi afetada pela temperatura. Esta bactéria sobreviveu por 85 dias nas estações mais frias (outono/inverno) e por 26 dias no verão. A alta temperatura (aproximadamente 21°C) e a pouca umidade do solo parecem ter favorecido a eliminação de *Salmonella typhimurium*.

O trabalho desenvolvido por CEBALLOS e col. (2003) mostrou que *Salmonella* e *Listeria* são mais persistentes no meio ambiente do que os indicadores bacterianos.

3.5.1.4. VÍRUS

Os vírus estão presentes nos esgotos como resultado da excreção e secreção de membros infectados da população. As partículas virais não se replicam fora de células hospedeiras, portanto, não há possibilidade de replicação no esgoto. Há pouca evidência que indique que os vírus apresentem riscos à saúde como resultado da aplicação de esgotos ao solo (ENVIRONMENT CANADA 1984).

A tabela 7 apresenta o tempo de sobrevivência de enterovírus no solo e em vegetais.

Tabela 7. Tempo de sobrevivência de enterovírus em solos e vegetais.

PERÍODO DE SOBREVIVÊNCIA		*REFERÊNCIA*
Solo	vegetais	
<100, usualmente <20 dias	<60, usualmente <15 dias	FEACHEM e col. (1983)
8-12 dias	4-6 dias	ENVIRONMENT CANADA (1984)
15-180 dias	4-23 dias	JONES e STOKES (2004)

A sobrevivência dos vírus aumenta com a profundidade da penetração, pois próximos à superfície, eles sofrem os efeitos danosos dos microrganismos aeróbios do solo, da evaporação e das temperaturas relativamente mais elevadas (PAGANINI 2003).

Condições ideais para a sobrevivência dos vírus:

- temperaturas mais baixas;
- valores de pH próximos do neutro;
- alta taxa de adsorção ao solo;
- presença de matéria orgânica que protege os vírus de se tornarem inativos;
- presença de certos cátions que pode prolongar a sobrevivência dos vírus, pois favorecem a adsorção;
- agregação viral (PAGANINI 2003).

O trabalho de YATES e col. (1985) mostrou que a temperatura foi a única variável que se relacionou significantemente com as taxas de decaimento de 3 vírus estudados (poliovírus 1, echovirus 1 e MS-2 colifago). De acordo com os autores, nenhuma diferença significativa foi encontrada entre as taxas de decaimento dos três vírus, indicando que os colifagos podem ser usados como um modelo de sobrevivência de vírus animal em águas subterrâneas.

3.5.2. CATEGORIAS DE INFECÇÃO

De acordo com FEACHEM e col. (1983), as infecções causadas por agentes patogênicos excretados podem ser divididas em cinco categorias, de acordo com suas características de transmissão no meio ambiente:

Categoria I: são infecções causadas por agentes patogênicos que já são infecciosos no momento da excreção (não latentes), caracterizando-se por uma baixa dose infectiva e ausência de multiplicação no meio ambiente. Essas infecções são causadas pelos vírus, protozoários e os helmintos *Enterobius vermicularis* e *Hymenolepis nana*. O período de latência é o intervalo entre a excreção do patógeno e o tempo que ele leva para ser infectante (SHUVAL 1986).

Categoria II: são enfermidades causadas por bactérias, que são infecciosas no momento de sua excreção, caracterizando-se por maior dose infectiva e capacidade de multiplicação no meio ambiente. São comumente transmitidas no ambiente doméstico, porém são capazes de sobreviver em grandes rotas de transmissão no meio ambiente, constituindo, portanto riscos para a saúde nos sistemas de utilização de esgotos. Um exemplo de enfermidade dessa categoria é a cólera.

Categoria III: são infecções causadas por nemátodos intestinais transmitidos pelo solo, que não necessitam de hospedeiro intermediário,

como *Ascaris lumbricoides*, *Ancylostoma duodenale*, *Necator americano* e *Trichuris trichiura*. Os ovos exigem um período de tempo no meio ambiente, após a excreção, para se tornarem infectivos. A dose infecciosa mínima é de apenas um microrganismo, sendo pouco afetados pela imunidade do hospedeiro. Todos são transmitidos facilmente utilizando águas residuárias na agricultura em estado bruto ou insuficientemente tratadas. Na verdade, são os agentes patogênicos excretados de maior preocupação para a saúde pública nos sistemas de disposição de esgotos.

Categoria IV: são doenças causadas pelas tênias do boi e porco *Taenia saginata* e *Taenia solium*, respectivamente. Para a transmissão, o homem deve ingerir carne mal cozida desses animais infectados. Uma via possível para transmissão dessas enfermidades é a irrigação de pastos com esgotos.

Categoria V: são infecções causadas por helmintos que requerem um ou dois hospedeiros aquáticos intermediários. Muitos desses helmintos tem uma distribuição geográfica limitada e sua transmissão se dá somente em zonas endêmicas com o uso de esgoto bruto ou insuficientemente tratado na aqüicultura.

As infecções das categorias III a V são causadas por helmintos excretados. Estes necessitam de um tempo depois da excreção para ser infectivos para o homem e esse período de latência transcorre no solo, na água ou em um hospedeiro intermediário. Muitos persistem no meio ambiente com períodos de sobrevivência que oscilam entre várias semanas e alguns anos. Os sistemas de utilização de esgotos ou efluentes são rotas significantes de transmissão de muitas dessas enfermidades e, portanto, uma medida importante para seu controle no meio ambiente é o tratamento eficaz de esgoto e lodo antes de sua utilização (OMS 1989).

A Tabela 8 apresenta a classificação ambiental das infecções causadas por agentes patogênicos excretados, de acordo com as categorias descritas acima.

Tabela 8. Classificação ambiental das infecções causadas por agentes patogênicos excretados.

Categoria	*Fatores epidemiológicos*	*Infecção*	*Transmissão*	*Principais medidas de controle*
I	não latentes; baixa dose infectiva; ausência de multiplicação no meio ambiente	Amebíase, Enterobíase, Giardiase, Hepatite A,	Pessoa a pessoa; no ambiente doméstico	Suprimento adequado de água; Educação sanitária; Melhoria nas condições de habitação
II	Não latentes; média ou alta dose infectiva; moderadamente persistentes, capazes de multiplicação	Infecção por Campylobacter, Cólera, Infecção por *E. coli* patogênica, Salmonelose, entre outros	Pessoa a pessoa; no ambiente doméstico; Água; Alimentos	Suprimento adequado de água; Educação sanitária; Melhoria nas condições de habitação; Tratamento de esgoto
III	Latente; persistente; sem hospedeiros intermediários	Ascaridíase, Ancilostomíase, Strongyloidíase, Tricuríase	Áreas agrícolas, alimentos	Melhoria nas condições de habitação; Tratamento de esgoto
IV	Latente; persistente; Boi ou porco como hospedeiro intermediário	Teníases	Áreas agrícolas, Alimentos	Melhoria nas condições de habitação; Tratamento de esgoto; Cozinhar bem alimentos
V	Latente; persistente; hospedeiros aquáticos intermediário	Schistossomíases Fasciolopsíase e fasciolose Entre outros	Água	Melhoria nas condições de habitação; tratamento de esgoto; controle de reservatórios de animais e de hospedeiros intermediários; cozimento de peixes e plantas aquáticas; redução de contato com a água.

Fonte: FEACHEM e col. (1983)

3.5.3. FATORES ENVOLVIDOS NA ELIMINAÇÃO DE MICRORGANISMOS NO SOLO

Conforme discutido no item 3.3 (Capacidade do sistema solo-planta em efetuar o tratamento dos esgotos ou polimento dos efluentes), existem fatores intrínsecos no solo (propriedades físicas e químicas, e microrganismos) que afetam a sobrevivência e promovem a eliminação de microrganismos patogênicos que chegam ao solo por meio da disposição de esgotos.

A remoção de organismos patogênicos pode se dar por meio da sedimentação, filtração na camada orgânica superficial do terreno e da vegetação, por adsorção às partículas do solo, por sedimentação, por dessecação durante os períodos secos, pela radiação, pela predação, pela competição e pela exposição a outras condições adversas (CEBALLOS e col. 2003, PAGANINI 2003). O ambiente na superfície do solo é mais hostil do que em maiores profundidades, favorecendo a eliminação de patógenos (TYRREL e QUINTO 2003).

Os mecanismos que intervem na eliminação de microrganismos no solo são basicamente os mesmos para cada tipo de solo (filtração, adsorção e inativação), porém, podem apresentar-se em maior ou menor porcentagem dependendo:

- do tipo de microrganismo;
- das características físico-químicas do solo;
- da qualidade da água aplicada;
- da carga hidráulica aplicada;
- dos fatores ambientais (PINILLA 1998).

Conhecidas as características e propriedades do solo, é possível compreender alguns dos fatores que favoreceriam a eliminação dos

microrganismos patogênicos que chegam com o esgoto ao solo. A tabela 9, a seguir, resume alguns desses fatores.

Tabela 9. Fatores que influenciam a sobrevivência e movimentação de microrganismos no solo.

FATOR	*SOBREVIVÊNCIA*	*MOVIMENTAÇÃO*
TEMPERATURA	Sobrevivem mais tempo a baixas temperaturas.	Pode influir no movimento da água e afetar o movimento dos microrganismos
ATIVIDADE MICROBIANA	Alguns microrganismos são inativados mais rapidamente na presença de outros microrganismos	Não se conhece
CONTEÚDO DE UMIDADE	Alguns microrganismos persistem mais tempo em solos úmidos do que em secos. De acordo com PINILLA (1998), a umidade é o parâmetro que mais influencia a eliminação de microrganismos em qualquer tipo de solo.	Geralmente, a migração dos microrganismos aumenta em condições de fluxo saturado
pH	A sobrevivência pode ser prolongada em valores de pH próximos a neutralidade.	Geralmente, pH baixo favorece a adsorção dos microrganismos
TEXTURA	Os solos argilosos aumentam a sobrevivência de microrganismos, devido, provavelmente a capacidade de armazenar uma porcentagem maior de água que os solos arenosos (PINILLA 1998).	A migração aumenta em solos com textura grossa. Em solos argilosos, tem-se um grau elevado de retenção
CONDIÇÕES HIDRÁULICAS	Não se conhece	A migração dos microrganismos aumenta geralmente com o aumento da carga hidráulica
MATÉRIA ORGÂNICA	A presença de matéria orgânica pode proteger os microrganismos da inativação	A matéria orgânica solúvel compete com os microrganismos por sítios de adsorção.

Fonte: YATES e YATES (1991) citado por PINILLA (1998).

De acordo com PLACHÁ e col. (2001) e TYRREL e QUINTO (2003), um dos fatores mais importantes que afetam a sobrevivência de microrganismos no meio ambiente é a temperatura.

O trabalho conduzido por DURÁN e col. (2002) mostrou que no verão todos os microrganismos estudados foram inativados mais rapidamente do que no inverno devido a alta temperatura e a irradiação solar.

3.5.3.1. HELMINTOS

A remoção de ovos e larvas de helmintos ocorre, mais efetivamente, por meio da filtração física no solo e pela atividade microbiológica na primeira camada orgânica de, aproximadamente 1 cm de espessura (PAGANINI 2003).

A filtração exercida pelo solo retém esses organismos patogênicos no solo, que sob temperatura elevada e teor de umidade inadequado, afetam o embrionamento dos ovos e a sobrevivência das larvas.

A ação biológica é particularmente efetiva nas camadas orgânicas superficiais do solo, onde a presença de ar propicia o desenvolvimento de processos aeróbios, mais intensivos que os anaeróbios e onde a disponibilidade de alimentos possibilita a existência de população maior e mais diversificada de microrganismos (PAGANINI 2003).

Um estudo de persistência de ovos de *Ascaris* em vegetais mostrou um decréscimo de concentração com o passar do tempo. Após contaminação com esgoto bruto, 6 dias foram suficientes para um aparente desaparecimento dos ovos. O decréscimo notado na concentração desses parasitas pode estar relacionado à alta temperatura e intensidade da radiação solar, os quais favorecem a dessecação dos ovos (AMAHMID e col. 1999, SHUVAL e col. 1986).

3.5.3.2. PROTOZOÁRIOS

Para AMAHMID e col. (1999) e SHUVAL e col. (1986), os fatores que atuam na eliminação de cistos de protozoários são a temperatura, a umidade e a intensidade da radiação solar.

A remoção de cistos de protozoários ocorre, mais efetivamente, por meio da filtração física no solo e pela atividade microbiológica na primeira camada orgânica de, aproximadamente 1 cm de espessura (PAGANINI 2003).

3.5.3.3. BACTÉRIAS

À medida que o esgoto se move pelo solo, bactérias são removidas por filtração e adsorção. As pequenas partículas de argila no solo aumentam a filtração de bactérias, principalmente na superfície. Freqüentemente, é difícil distinguir a função dos fenômenos de filtração e adsorção (ORON e col. 2001).

Mas de acordo com PAGANINI (2003), bactérias maiores que 25μm podem ser removidas por filtração física no solo e pela atividade microbiológica na primeira camada orgânica de, aproximadamente 1 cm de espessura. Para bactérias menores que 25μm, a adsorção se torna um fator importante de eliminação.

Para PINILLA (1998), o mecanismo de eliminação de bactérias predominante é a filtração. Para ORON e col. (2001), a remoção de bactérias ocorre por uma combinação dos mecanismos de filtração, sedimentação e adsorção.

A tabela 10, a seguir, mostra alguns fatores que favorecem a eliminação de bactérias no solo.

Tabela 10. Fatores presentes no solo que afetam o tempo de sobrevivência de bactérias entéricas.

FATOR	*EFEITO NA SOBREVIVÊNCIA DE BACTÉRIA*
Antagonismo da microflora	O tempo de sobrevivência aumenta em solos estéreis
Conteúdo de umidade	Maior tempo de sobrevivência em solos úmidos e durante a ocorrência de chuvas
Capacidade de retenção de água	O tempo de sobrevivência é menor em solos arenosos do que em solos com grande capacidade de retenção de água
Matéria orgânica	Quantidade suficiente de matéria orgânica aumenta a sobrevivência e a possibilidade de crescimento
pH	Tempo de sobrevivência menor em solos ácidos (pH 3-5) do que em solos alcalinos
Luz solar	Menor tempo de sobrevivência na superfície do solo
Temperatura	Maior sobrevivência em baixas temperaturas.

Fonte: GERBA, WALLIS e MELNICK (1975) adaptado por SHUVAL e col.(1986)

PINILLA (1998), estudou a eliminação de coliformes fecais em um sistema solo-planta-aquifero e os resultados mostraram que a sua eliminação ocorre principalmente nos primeiros 25 centímetros de profundidade no solo. Porém, na profundidade de 5 a 25 centímetros, encontrou-se altas concentrações devido a capacidade do microrganismo de sobreviver por mais tempo, pois estão protegidos da ação dos raios solares e da perda de umidade. A profundidade é um fator que influencia de maneira importante na eliminação de coliformes fecais.

A eliminação de coliformes fecais durante as horas da tarde e da noite é baixa e não varia de maneira importante até quando recebem a influência dos raios do sol, do aumento da temperatura e a perda de umidade. Depois de 8 dias de irrigação superficial, ainda existe risco de contaminação por coliformes fecais (PINILLA 1998).

PARKER e MEE (1992) compararam a sobrevivência de *Salmonella adelaide* e de coliformes fecais em solos arenosos. Os resultados mostraram

que a porcentagem de umidade não parecia ser um fator limitante na sobrevivência destas bactérias. Somente foi observada uma porcentagem menor de *Salmonella adelaide* e de coliformes quando a umidade foi menor que 5%. De acordo com estes resultados, os autores concluíram que a umidade, pelo menos neste tipo de solo (arenoso), não influenciou a sobrevivência desses organismos.

No trabalho de PINILLA (1998), os resultados mostraram que a concentração mais elevada de coliformes fecais corresponde a porcentagem de umidade de 18%. Em solos argilosos, a eliminação desses organismos é tão alta quanto em solos arenosos; porém, neste caso o mecanismo mais importante de eliminação é a adsorção.

O trabalho realizado por ORON e col. (2001) mostrou que o conteúdo de umidade foi o fator que mais afetou a sobrevivência de coliformes fecais e colifagos. O conteúdo de matéria orgânica é um fator importante afetando a sobrevivência de organismos patogênicos. Além destes fatores, a salinidade do solo também afeta a sobrevivência destes microrganismos.

3.5.3.4. VÍRUS

A remoção de vírus ocorre, quase que exclusivamente, por adsorção às partículas do solo. Devido ao pequeno tamanho dos vírus, a filtração exerce pouca influência na sua eliminação. A adsorção dos vírus ao solo pode ser explicada em termos de interações superficiais entre os aminoácidos na cápsula viral e superfícies biológicas ou não biológicas (PAGANINI 2003, ORON e col. 2001).

Quatro variáveis influenciam igualmente a eliminação de colifagos e coliformes fecais no solo: pH, umidade, matéria orgânica e carbono orgânico (PINILLA 1998).

PINILLA (1998) estudou a eliminação de colifagos em um sistema solo-planta-aquifero e os resultados mostraram que a eliminação de colifagos foi maior nos primeiros 5 centímetros devido à mudança nas condições ambientais e a ação dos raios solares. Porém, entre 5 e 25 centímetros, encontrou-se uma concentração maior de colifagos, devido principalmente a proteção contra os raios solares, as mudanças de temperatura e porcentagem de umidade. As concentrações de colifagos no solo foram menores do que a de coliformes fecais, contradizendo os achados de que os colifagos são mais resistentes que os coliformes. Porém, na água subterrânea, os colifagos sobrevivem mais tempo e são mais resistentes às mudanças ambientais que as bactérias.

A maior porcentagem de redução de colifagos ocorre no momento em que a água é aplicada ao solo, tanto por gotejamento superficial quanto sub-superficial. Uma semana depois da irrigação, os valores são mais baixos e na maioria dos casos a eliminação é total (PINILLA 1998).

No trabalho de PINILLA (1998), os resultados mostraram que a concentração mais alta de colifagos corresponde a porcentagem de umidade entre 18 e 30%.

3.6. CONTAMINAÇÃO DO MEIO AMBIENTE

A irrigação com águas residuárias e os métodos de tratamento por disposição no solo podem ocasionar danos e contaminação da vegetação de cobertura, contaminação do solo, do lençol freático e do corpo receptor.

3.6.1. DA CULTURA

AL-NAKSHABANDI e col. (1997), estudaram o efeito da irrigação de berinjela, por gotejamento, utilizando efluentes de lagoas, na Jordânia, antes e após cloração. Os resultados mostraram um aumento de nitrogênio e fósforo nas folhas e frutos, provavelmente devido a alta concentração desses nutrientes no efluente, mas todos os valores apresentaram-se dentro de taxas usuais para muitas culturas. Com exceção do ferro, não houve diferença apreciável na concentração de metais pesados nos tecidos das plantas. A concentração de ferro, zinco, manganês, cromo, chumbo e cádmio foram maiores nas folhas do que nos frutos. A concentração de todos os metais pesados nas folhas e frutos foi menor do que aqueles suportados em várias culturas. Coliformes não foram detectados nas amostras testadas e todas foram negativas para *Salmonella* e *Shigella*.

De acordo com ASSADIAN e col. (1999), existe a preocupação de que os contaminantes presentes no esgoto bruto sejam absorvidos pelas plantas. Esses pesquisadores estudaram o comportamento de metais pesados, ânions e cátions em folhas de nogueiras irrigadas com esgotos brutos e tratados que são freqüentemente lançados em canais laterais de irrigação ou são misturados com água do Rio Grande, no México. Os resultados mostraram que a concentração de metal no tecido foliar ficou dentro de taxas não tóxicas. Cátions e nitrogênio total apresentaram-se em concentrações dentro de faixas convencionais e a concentração de boro ficou abaixo de níveis não fitotóxicos. Em altas concentrações, os metais pesados podem afetar o crescimento da planta e/ou aumentar a

concentração de metais na própria planta. Aplicações repetidas e/ou excessivas de metais nos solos tem o potencial de restringir o crescimento das plantas e reduzir o rendimento das culturas (CAMERON e col. 1997).

De acordo com AMAHMID e col. (1999), o uso de esgoto bruto na irrigação leva a contaminação de culturas com cistos de *Giardia* sp. e ovos de helmintos. Estes parasitas são considerados como agentes patogênicos para o homem e o consumo ou a manipulação de culturas agrícolas contaminadas é considerada insegura e deve se constituir em risco para fazendeiros e a população.

AL-LAHHAM e col. (2003), estudaram o efeito da irrigação de tomates, por sulcos, com efluente de lodo ativado na Jordânia. Houve um aumento do diâmetro e do peso dos frutos após a irrigação, sugerindo que o efluente contém nutrientes essenciais para o crescimento das plantas e sua utilização pode reduzir a taxa de aplicação de fertilizantes. Além disso, os frutos irrigados com efluente perderam menos peso do que os irrigados com água potável. Com relação à contaminação biológica, foram encontrados valores elevados de coliformes totais e coliformes fecais na pele e em escoriações no fruto, enquanto a polpa não foi contaminada. De acordo com os autores, a contaminação da pele se deu pelo contato direto do fruto com o solo e/ou com a água de irrigação contaminada.

BASTOS e MARA (1995), pesquisaram *E. coli* e *Salmonella* em alfaces e rabanetes irrigados com efluentes de lagoa de estabilização aerada, seguida de lagoa facultativa, pelos métodos de gotejamento e sulcos. Os resultados mostraram que sob condições ambientais secas, alfaces irrigadas por gotejamento mostraram níveis de contaminação variando de não detectável a 10^4 *E. coli*/100g de peso fresco; para os rabanetes, os níveis variaram de negligentes a 10^2 e 10^3 *E. coli*/100g de peso fresco para irrigação por gotejamento e sulco, respectivamente. Quando ocorreu chuva, foram encontrados valores altos de *E. coli* e isolou-

se *Salmonella* na superfície de alfaces. Os autores atribuíram essa contaminação do vegetal à contaminação do solo. O aumento da umidade do solo pode ter prolongado a sobrevivência da bactéria ou ainda permitiu seu crescimento. Os autores mostraram ainda que a qualidade bacteriológica das culturas dos campos experimentais foi semelhante à da alface à venda nos mercados, indicando que nenhum risco em excesso seria introduzido aos consumidores locais na irrigação irrestrita com efluente dessa qualidade.

ORON e col. (1995), investigaram o risco de contaminação de tomates irrigados com água e esgoto contendo elevadas concentrações de vírus entéricos. O experimento consistiu em adicionar concentrações crescentes de poliovírus na água potável e em efluentes de lagoas de estabilização até atingir os níveis descritos a seguir:

- água potável com 1.000 PFU poliovírus/ml
- água potável com 5.000 PFU poliovírus/ml
- água potável com 10.000 PFU poliovírus/ml
- esgoto com 10.000 PFU poliovírus/ml

Os resultados mostraram que a irrigação com o esgoto não contaminou os frutos; na irrigação com água potável contendo poliovírus, foram isolados vírus nas folhas, mas não nos frutos. Os autores consideraram que houve uma interação entre os vírus e a matéria orgânica contida no esgoto, a qual deve prejudicar a penetração dos vírus nas raízes das plantas. Os autores sugerem que esses vírus podem penetrar na planta pelo sistema de raízes, mas a migração e o tempo de sobrevivência nos componentes das plantas ainda é uma questão aberta e que deve ser cuidadosamente examinada. É essencial notar que as concentrações de vírus aplicadas neste experimento foram absurdamente elevadas. A concentração mais baixa utilizada foi de 1.000 PFU/ml, sendo que em condições usuais valores de 0,1 até 10 PFU/ml são encontrados em condições normais e em circunstancias epidêmicas, respectivamente.

Portanto, os autores concluem que o risco de contaminação por vírus é extremamente baixo quando se aplica esgoto doméstico tratado secundariamente pelo método de irrigação por gotejamento subsuperficial.

O trabalho realizado por PARAMESWARAN (1999) mostrou que a irrigação com esgotos provocou pouco ou nenhum efeito danoso à cultura de alcachofra. Essa planta parece ser tolerante às elevadas taxas de nutrientes presentes nos esgotos, tendo um rendimento igual ou superior ao de culturas crescidas sob condições mais favoráveis.

Portanto, os fatores que contribuíram para a contaminação de culturas foram:

- nível de tratamento: esgoto bruto aumenta a contaminação de culturas (AMAHMID e col. 1999). A ausência de contaminação pode ser alcançada com a diluição do esgoto (ASSADIAN e col. 1999). Efluentes de lagoas de estabilização e de lodo ativado não levaram à contaminação de culturas por metais, nitrogênio, fósforo, *Salmonella*, *Shigella*, coliformes totais e coliformes fecais (AL-NAKSHABANDI e col. 1997, BASTOS e MARA 1995, OMS 1989);
- métodos de disposição: o método de disposição por gotejamento dificulta o contato do esgoto com a cultura, enquanto o método de disposição por sulcos pode ocasionar esse contato, levando a contaminação da vegetação de cobertura (AL-LAHHAM e col 2003, OMS 1989).

O uso de métodos de irrigação que contaminam menos e/ou efluentes de melhor qualidade devem reduzir o risco de transmissão de patógenos bacterianos fecais (BASTOS e MARA 1995).

3.6.2. DO SOLO, DO LENÇOL FREÁTICO E DO CORPO RECEPTOR

A aplicação de esgotos no solo pode resultar na contaminação do solo e do lençol freático por microrganismos patogênicos e outros agentes químicos e biológicos (MARA e CAIRNCROSS 1989, NASSER e col. 2002).

SMITH e col. (1996), estudaram a acumulação de metais pesados em solos irrigados com efluente secundário por 4 e 17 anos. De acordo com os resultados obtidos, os autores sugerem que pode levar entre 50 e 100 anos para os níveis de metais pesados (principalmente cádmio) alcançarem valores preocupantes, em termos de contaminação ambiental. Solos contaminados podem ser ingeridos diretamente pelos animais que pastoreiam em áreas contaminadas (CAMERON e col. 1997).

ASSADIAN e col. (1999) estudaram o comportamento de metais pesados, ânions e cátions no solo de uma cultura irrigada com uma mistura de água de rio, esgoto bruto e água moderadamente salina, no México. Os resultados mostraram que a concentração de metais diminuiu com o aumento da profundidade e a distância do ponto de aplicação. O acúmulo de metais na superfície do solo é favorecido em solos argilosos porque estes são quimicamente mais reativos. Embora a concentração de metais no solo mostrasse um aumento de acúmulo na superfície, os valores apresentaram-se abaixo de taxas globais. Os ânions, sendo menos reativos, apresentaram maior mobilidade no solo do que os cátions, alcançando profundidade de 0,3 metro. Esses autores concluíram que os sais, em particular o sódio, devem ser o contaminante inorgânico mais importante para irrigação nessa região.

AL-NAKSHABANDI e col. (1997), estudaram o efeito no solo decorrente da irrigação de berinjela, por gotejamento, utilizando efluentes de lagoas, na Jordânia, antes e após cloração. A salinidade do efluente promoveu um aumento de condutividade elétrica no solo de 0 a 20 centímetros de profundidade após a colheita. A salinidade do solo superficial

aumentou com a distância do ponto de aplicação em todas as profundidades estudadas. Isso está provavelmente relacionado ao contínuo deslocamento da salinidade para a periferia da zona úmida. A salinidade diminuiu com a profundidade provavelmente devido a dois fatores: evaporação no solo superficial e exposição do subsolo a contínua lixiviação. Os autores concluíram que a tendência geral da distribuição do sal mostrou uma acumulação não profunda, relacionada a alta taxa horizontal de movimentação de água, típica de solos de textura fina. A contagem de bactérias tendeu a ser maior na superfície do que em amostras tiradas de 7 a 10 centímetros de profundidade. A diminuição de bactérias com a profundidade ocorreu devido ao efeito da filtração do solo. A contagem de bactérias não aumentou após 5 anos de irrigação contínua, sugerindo que os coliformes não podem persistir por longo tempo no solo, desde que este não proporcione um ambiente adequado para eles.

De acordo com o trabalho de RAMIREZ-FUENTES e col. (2002), não houve deterioração do solo do Vale do Mesquital, no México, após anos de aplicação do esgoto. Entretanto, a continuidade da aplicação, mesmo que com esgoto tratado, pode aumentar a concentração de sais e de sódio e colocar em risco a produção agrícola futura.

Para YADAV e col. (2002), a irrigação com esgoto há três décadas mostrou um enriquecimento do solo com matéria orgânica e nutriente sem ocorrer um acúmulo excessivo de elementos tóxicos no solo e nas plantas. Alguns íons tóxicos como níquel, cádmio e chumbo foram detectados em plantas, mas em níveis inferiores aos limites permissíveis. O nitrato foi encontrado em água de poço localizado próximo aos locais de aplicação indicando uma contaminação inicial do lençol freático. De acordo com os autores, o esgoto doméstico pode efetivamente ser uma fonte alternativa de água para irrigação, mas há a necessidade de um monitoramento contínuo da concentração de elementos potencialmente tóxicos no solo, plantas e lençol freático.

FILIP e col. (1983) investigaram a possibilidade de contaminação do solo e da água subterrânea em três campos: um irrigado com água residuária durante 90 anos, outro irrigado até 1962 e um campo controle, que não recebeu efluente. Foram pesquisados diferentes tipos de bactérias e vírus entéricos. Os vírus foram detectados em 7 das 87 amostras de solo, a diferentes profundidades, mas não foram encontrados na água subterrânea. Nenhum tipo de bactéria foi encontrado abaixo de 90 centímetros do solo. De acordo com os resultados, os autores concluíram que mesmo depois de longos períodos de tempo de aplicação de efluente ao solo, este conserva sua capacidade de eliminar os microrganismos.

GOYAL e col. (1984), monitoraram a presença de vírus em amostras de solo e lençol freático em 3 campos agrícolas, nos Estados Unidos, irrigados com efluentes secundários aplicados pelos métodos de inundação e/ou aspersão. Os resultados mostraram a presença de vírus no lençol freático de todos os campos estudados, a profundidades de até 27,5 m. Em um dos campos, onde o esgoto é estocado por vários meses durante o inverno e é clorado antes da irrigação por aspersão, apenas 1 amostra apresentou-se positiva para vírus, indicando que estas práticas poderiam reduzir a concentração de vírus antes do esgoto alcançar o solo. Os vírus retidos pelo solo não estão permanentemente imobilizados e podem ser capazes de se movimentar além da subsuperfície. Aproximadamente 46% das amostras de solo subsuperficiais examinadas foram positivas para vírus, indicando a penetração do vírus.

De acordo com ORON e col. (1992), a contaminação do solo por enterovírus depende da concentração destes na água de irrigação, da temperatura do solo, de fatores climatológicos, do estágio de crescimento das plantas e da quantidade de esgoto acumulado no solo. Temperatura do solo de aproximadamente 30°C à 10 centímetros abaixo da superfície parece diminuir o tempo de sobrevivência dos enterovírus.

A determinação da origem da poluição fecal em águas é importante para o manejo e o controle da qualidade dos recursos hídricos (VILANOVA e col. 2002).

VILANOVA e col. (2002) estudaram o efeito da disposição de efluente de lodo ativado nas populações de coliformes fecais e enterococos do corpo receptor. Os resultados do trabalho mostraram que a disposição de esgoto tratado no rio não modificou a composição dessas populações na água do rio, ou seja, nenhum fator favoreceu o crescimento ou promoveu a eliminação dessas populações.

CEBALLOS e col. (2003) avaliaram o nível de contaminação fecal das águas do rio Bodocongó (Paraíba, Brasil) que recebem uma carga pontual de esgoto doméstico e diversas fontes difusas de contaminação. Embora a água estivesse altamente contaminada, a capacidade de purificação foi suficiente para reduzir a concentração de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e os números de microrganismos, mas não o suficiente para permitir o seu uso irrestrito. A remoção de microrganismos se deu, particularmente, devido a adsorção dos microrganismos às partículas de silte e areia e associou-se aos processos de sedimentação, predação, competição, pelo efeito da luz solar atuando sinergeticamente com o pH e o oxigênio dissolvido para o decaimento bacteriano.

Dos trabalhos citados, pode-se inferir que:

- a concentração de metais pesados tende a diminuir com a profundidade e com a distância do ponto de aplicação, estando concentrados na superfície do solo (ASSADIAN e col. 1999);
- a salinidade tende a diminuir com a profundidade e aumentar com a distância do ponto de aplicação, estando concentrada na superfície do solo (SMITH e col. 1996);

- a irrigação com esgotos domésticos enriquece o solo com matéria orgânica e nutrientes, sem ocorrer acúmulo excessivo de elementos tóxicos ou deterioração do solo (AL-NAKSHABANDI e col. 1997, RAMIREZ-FUENTES e col. 2002, YADAV e col. 2002);
- É necessário um monitoramento contínuo do lençol freático onde se tem a disposição de esgotos no solo.

3.7. RISCOS À SAÚDE PÚBLICA

Embora a disposição de esgotos no solo seja reconhecida por ter muitos benefícios, esses são limitados pelo potencial de riscos à saúde associados com a transmissão de organismos patogênicos (AMAHMID e col. 1999).

Estudos e pesquisas buscam associar a prática de disposição de esgotos ou efluentes no solo com o aumento de incidência de doenças em populações expostas. A partir dessa associação fala-se em riscos à saúde devidos principalmente à presença de microrganismos patogênicos presentes nos esgotos brutos ou insuficientemente tratados.

Primeiramente, faz-se necessário definir os conceitos de riscos potenciais e riscos reais.

Os riscos potenciais referem-se simplesmente à presença de um agente patogênico no solo ou na cultura. Os riscos reais são baseados em evidências epidemiológicas que demonstram um aumento de incidência de doenças em populações expostas ou um agravo à saúde. A simples detecção de um determinado agente patogênico em esgotos, solos ou culturas não significa o imediato desenvolvimento da doença, pois existem fatores característicos dos microrganismos, dos hospedeiros e fatores extrínsecos que atuam como barreiras de proteção.

Alguns fatores característicos dos microrganismos são:

- comportamento no meio: latência (intervalo de tempo desde a excreção até tornar-se infectivo), persistência (capacidade de sobrevivência no meio ambiente, extra hospedeiro, medida em tempo) e multiplicação no meio ambiente;
- dose infectiva (número, em média, de microrganismos necessarios para provocar uma infecção em uma pessoa);

- imunidade que proporcionam;
- rotas de transmissão prioritárias (ANDRADE NETO 1997).

Alguns fatores característicos dos hospedeiros são:

- imunidade natural ou adquirida;
- idade;
- condições gerais de saúde, como nível de nutrição;
- hábitos culturais e padrões higiênicos.

Podem ser citados como fatores extrínsecos aos microrganismos e aos hospedeiros, que atuam como barreiras de proteção:

- o tratamento dos esgotos;
- a capacidade do solo em afetar a sobrevivência dos microrganismos, caso estes cheguem ao solo;
- métodos apropriados de disposição dos esgotos;
- escolha de culturas adequadas;
- medidas de proteção para reduzir o contato do indivíduo com o esgoto ou efluente

Portanto, para que um microrganismo presente no esgoto cause uma doença quando este é disposto no solo, ele precisa: sobreviver ao tratamento dos esgotos, sobreviver às condições ambientais desfavoráveis do solo, manter um certo nível de dose infectiva, entrar em contato com o hospedeiro e que este seja susceptível. Tem-se em um extremo o risco potencial (presença do microrganismo) e no outro o risco real (desenvolvimento da doença) e entre esses extremos as barreiras de proteção (OMS 1989). Geralmente, o risco real de provocar doenças é muito inferior ao risco potencial, caracterizado pela simples constatação da presença do microrganismo (HESPANHOL 2003).

A figura 4, apresentada a seguir, ilustra os fatores que se interpõem entre o risco potencial e o risco real.

RISCO POTENCIAL (PRESENÇA DO MICRORGANISMO)

✓ FATORES CARACTERÍSTICOS DOS MICRORGANISMOS

- latência
- persistência
- multiplicação no meio ambiente
- dose infectiva
- rotas de transmissão prioritárias

✓ FATORES CARACTERÍSTICOS DOS HOSPEDEIROS

- imunidade natural ou adquirida
- idade
- condições gerais de saúde
- hábitos culturais e padrões higiênicos

✓ FATORES EXTRÍNSECOS (BARREIRAS DE PROTEÇÃO)

- tratamento dos esgotos
- capacidade do solo em afetar a sobrevivência dos microrganismos, caso estes cheguem ao solo
- métodos apropriados de disposição dos esgotos
- escolha de culturas adequadas
- medidas de proteção para reduzir o contato do indivíduo com o esgoto ou efluente

RISCO REAL (DESENVOLVIMENTO DA DOENÇA)

Figura 4. Esquema ilustrativo dos fatores que se interpõem entre o risco potencial e o risco real.

3.7.1. EVIDÊNCIAS EPIDEMIOLÓGICAS DE RISCOS REAIS À SAÚDE

A seguir, foram destacados alguns estudos que associaram o uso de esgoto ou efluente na irrigação e o aumento ou não de incidência de doenças em diversos grupos expostos.

Um estudo conduzido por FEACHEM e col. (1983) mostrou que a prevalência de *Ascaris* sp. foi de 3% entre os trabalhadores da área de manutenção de estação de tratamento; 16% entre os operadores; 30% entre trabalhadores de áreas agrícolas irrigadas com esgotos e 8% no grupo controle. SHUVAL e col. (1986), mostraram que 47% dos trabalhadores de áreas agrícolas irrigadas com esgoto estavam infectados com *Ascaris*, comparado com 13% do grupo controle.

MELLOUL e HASSANI (1999), AMAHMID e BOUHOUM (2000) e HABBARI e col. (2000) realizaram estudos epidemiológicos em Marrocos a fim de avaliar o risco associado com o reúso de esgoto bruto na irrigação e a transmissão de doenças. Em todos os trabalhos, a prevalência de infecção foi avaliada em um grupo exposto (crianças que residem próximas às áreas irrigadas) e em um grupo controle (crianças de uma comunidade vizinha, com características sócio-econômicas e demográficas semelhantes, mas que não utiliza esgoto para irrigação). Analisou-se ainda a taxa de infecção de acordo com sexo, idade e ocupação dos pais.

MELLOUL e HASSANI (1999) estudaram a prevalência de infecção por *Salmonella;* AMAHMID e BOUHOUM (2000) estudaram a prevalência de giardíase e amebíase, e HABBARI e col. (2000) estudaram a taxa de infecção por helmintos. Os resultados apresentam-se na tabela a seguir.

Tabela 11. Prevalência de infecção entre crianças residentes próximas a áreas agrícolas irrigadas com esgoto (grupo exposto) e crianças que não residem próximas a essas áreas (grupo controle).

Doença	*Grupo exposto*	*Grupo controle*	*Referência*
Salmonella	32,56%	1,14%	MELLOUL e HASSANI (1999)
Giardíase	39%	26%	AMAHMID e BOUHOUM (2000)
Amebíase	28%	6%	AMAHMID e BOUHOUM (2000)
Ascaridíase	20,5%	3.8%	HABBARI e col. (2000)
Tricuríase*	0,4	0,3	HABBARI e col. (2000)

* Não houve diferença estatisticamente significante

A taxa de infecção por *Salmonella* foi maior entre os meninos. Na infecção por giardíase, amebíase e helmintíase não houve diferença estatisticamente significante entre os sexos. MELLOUL e HASSANI (1999) consideram que os meninos são mais infectados porque acompanham e ajudam os pais nos campos, enquanto as meninas usualmente ficam em casa. Com relação a idade, a prevalência de infecção por *Salmonella* foi maior entre crianças de 3 a 10 anos, e entre 2 a 8 anos na infecção por *Giardia*. Não houve diferença de idade estatisticamente significante entre as crianças com amebíase e ascaridíase. Os trabalhos obtiveram resultados semelhantes com relação à ocupação dos pais: a taxa de infecção foi maior entre as crianças do grupo exposto, cujos pais são fazendeiro, exceto o trabalho de HABBARI e col. (2000).

Para AMAHMID e BOUHOUM (2000), a alta freqüência de infecção entre crianças de áreas de propagação de esgotos pode estar relacionada a atividades que colocam as crianças em contato com fontes contaminadas como a água de irrigação, a colheita, o campo e o consumo de produtos agrícolas. MELLOUL e HASSANI (1999) citam fatores semelhantes que poderiam se relacionar com as altas taxas de infecção. Esses pesquisadores citam ainda que, em visitas ao local, crianças brincavam nos campos irrigados ou em águas poluídas com efluente.

JIMÉNEZ e col. (2001) mostraram que, no México, a irrigação com esgoto bruto aumentou em treze vezes a incidência de doenças gastrointestinais quando comparada com zonas onde se emprega água tratada.

De acordo com AGUNWAMBA (2001), o reúso de efluente com qualidade insatisfatória na irrigação, associou-se com alta freqüência de diarréia e febre tifóide em fazendeiros. Este autor aponta como uma das causas prováveis para o aumento de doenças nesses grupos expostos, a falta de cuidado no manuseio do efluente, visto que os fazendeiros usam bacias para retirar o esgoto da lagoa e colocam-no em baldes para ser transportado até a área de irrigação, aumentando o contato dos fazendeiros com o efluente e elevando os riscos à saúde.

Esses trabalhos mostram claramente a origem dos problemas decorrentes do reúso de esgotos de forma inadequada e não planejada:

- o uso de ***esgoto bruto*** na irrigação;
- a ***falta de restrição de cultura***, irrigando vegetais que serão consumidos crus;
- a facilidade de ***acesso*** às áreas contaminadas;
- ***maus hábitos de higiene*** (crianças levam as mãos á boca) e ***falta de conscientização*** dos pais que levam os filhos para as áreas contaminadas, sem utilizarem nenhum tipo de equipamento de proteção individual.

Estações de tratamento de esgotos representam uma fonte importante de emissão de aerossóis, particularmente nas áreas que contém mecanismos de agitação e aeração forçada. Outra fonte provável de emissão de aerossóis é a irrigação pelo método de aspersão. Os aerossóis formados contêm quantidades significantes de microrganismos capazes de infectar o homem via inalação, contato e ingestão (CARDUCCI e col. 2000).

FATTAL e col.(1986), conduziu um estudo sorológico e de morbidade em Israel, associando a incidência de doenças entéricas e a utilização de esgotos na irrigação, pelo método de aspersão. Foram estudados três grupos de população: os expostos aos aerossóis; os que usam esgotos, mas não estão expostos aos aerossóis, e o grupo controle. A análise dos dados de morbidade indicou que não houve um excesso significativo de episódios de doenças entéricas em nenhum dos grupos citados. Os estudos sorológicos, que consistiram na pesquisa de anticopos virais no sangue, mostraram uma prevalência de anticorpos para o vírus ECHO 4, no sangue de indivíduos de 0 a 5 anos de idade e entre 6 a 17 anos pertencentes ao grupo dos expostos aos aerossóis. Porém, nenhum excesso de morbidade foi detectado nesse grupo e os autores citam uma epidemia nacional de meningite viral causada por esse vírus. Os autores concluíram que pouco ou nenhum risco associado com a irrigação com esgotos foi detectado, mesmo com a utilização de esgotos de qualidade insatisfatória. Os pesquisadores não afirmam que não há risco de transmissão de doenças, via aerossóis, mas sugerem que nenhum risco em excesso poderia ser detectado nessas comunidades expostas, visto que há outras rotas importantes de transmissão dessas doenças nos grupos estudados, como o contato direto pessoa a pessoa ou por alimento contaminado.

SHUVAL e col. (1986) relatam que a irrigação por aspersão pode efetivamente transportar vírus entéricos em aerossóis, mas a transmissão de doenças é bastante rara visto que a população, em geral, apresenta níveis elevados de imunidade a doenças virais entéricas.

Embora não existam evidências de que as pessoas residentes próximas a campos irrigados com esgotos não constituam um grupo de risco significante, a irrigação por aspersão não deve ser utilizada a uma distância inferior a 100 metros de casas ou rodovias (PESCOD 1992).

Para HESPANHOL (2003), não existe, até o presente, evidência epidemiológica de que aerossóis originados na irrigação com aspersores impliquem riscos significativos de infecção. Sendo o efluente adequadamente tratado, o risco de infecção pela emissão de aerossóis é muito pequeno (ENVIRONMENT CANADA 1984).

3.8. MEDIDAS DE PROTEÇÃO DOS GRUPOS DE RISCOS

As diretrizes referentes ao reúso de águas residuárias na agricultura vêm sofrendo modificações ao longo dos anos, em virtude das influências sociais e de estudos epidemiológicos.

No início da década de 70, a legislação do Estado da Califórnia faz referência a uma concentração de coliformes totais de $\leq$ 2,2 coliformes/100 mL para irrigação (por aspersão ou superfície) de cultivos comestíveis. Essa norma é bastante restritiva e sugere que o tratamento seja secundário seguido de desinfecção (RAZZOLINI 2003).

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) recomenda que a água para irrigação de cultivos consumidos crus esteja ausente de coliformes fecais e que o tratamento seja secundário, seguido de filtração e desinfecção.

Após o Encontro de Especialistas da Organização Mundial de Saúde, em 1971, muitos estudos foram realizados, em todo o mundo para levantar evidências epidemiológicas que orientassem diretrizes mais racionais e menos restritivas. Os resultados desses estudos foram analisados por cientistas da OMS, considerando aspectos epidemiológicos, microbiológicos, sociológicos e técnicos, em pelo menos duas importantes reuniões: Engelberg (1985) e Adelboden (1987).

Em 1989, o Grupo Científico sobre Diretrizes para o uso de Esgotos em Agricultura e Aqüicultura julgou não ser necessária uma concentração tão restritiva devido a ausência de provas epidemiológicas e estabeleceu os critérios básicos para a proteção dos grupos de risco associados a esquemas de reúso agrícola, recomendando as diretrizes apresentadas na tabela 12, para os efluentes líquidos.

Tabela 12. Diretrizes microbiológicas recomendadas para uso de esgotos na agricultura*

CATEGORIA	CONDIÇÕES DE REÚSO	GRUPOS DE RISCO	NEMATODOS INTESTINAIS[1] MÉDIA ARITMÉTICA Nº OVOS/LITRO[2]	COLIFORMES FECAIS (MÉDIA GEOMÉTRICA Nº/100 mL)[2]	TRATAMENTO RECOMENDADO PARA ATINGIR A QUALIDADE MICROBIOLÓGICA
A	Irrigação irrestrita Irrigação de culturas a serem consumidas cruas, campos esportivos, parques públicos[3]	Operários, consumidores, público	≤ 1	≤ 1.000	Lagoas de estabilização em série ou tratamento equivalente
B	Irrigação restrita Irrigação de cereais, culturas industriais, forragem, pastos e árvores[4]	Operários	≤ 1	Sem recomendação	Retenção em lagoas de estabilização por 8 a 10 dias ou remoção equivalente de helminto: e coliformes fecais
C	Irrigação restrita e localizada Irrigação localizada de culturas da categoria B, se não ocorrer exposição de trabalhadores e público	Nenhum	Sem recomendação	Sem recomendação	Pré-tratamento requerid pela técnica de irrigaçã aplicada, mas não menos que o tratament primário

Fonte: OMS (1989)

*Em casos específicos, as presentes recomendações devem ser adaptadas à fatores locais de ordem ambiental, sócio-cultural e epidemiológica.

(1) *Ascaris*, *Trichiuris* e *Ancylostoma*

(2) Período de irrigação

(3) Para parques públicos, como o de hotéis, onde o público pode entrar em contato direto convém estabelecer uma diretriz mais restrita: ≤ 200 CF/100mL

(4) No caso de árvores frutíferas, a irrigação deve cessar duas semanas antes da colheita e não se deve apanhar frutos do chão. Não deve ser empregada irrigação por aspersão.

A maioria das legislações e recomendações existentes em vários países se baseia nas diretrizes da OMS ou na legislação do Estado da Califórnia.

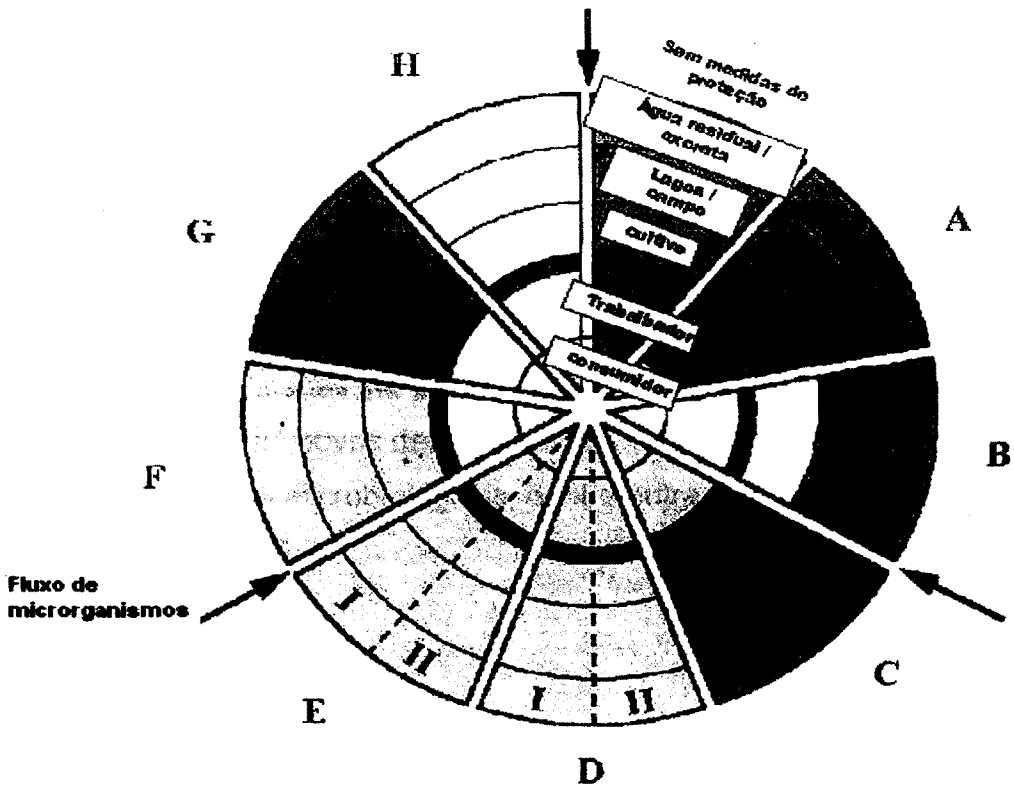
A OMS (1989) recomenda que os valores das diretrizes apresentadas na tabela anterior devem ser interpretados com cautela e, se necessário, podem ser modificados segundo os fatores epidemiológicos, sócio-culturais e ambientais de cada região.

Em muitos paises em desenvolvimento, os principais riscos reais para a saúde guardam relação com as helmintíases e, portanto, a irrigação com esgoto exigiria a eliminação quase completa dos ovos de helmintos.

Para obter a concentração de um ou menos ovos de nemátodos intestinais por litro é necessário que o sistema de tratamento elimine 99,9% dos ovos de helmintos e a OMS (1989) sugere que as lagoas de estabilização com um período de retenção de 8 a 10 dias são particularmente eficazes. Como foi discutido no item 3.2.1 (Remoção de organismos patogênicos em lagoas de estabilização), o método de tratamento mais utilizado nas Estações de Tratamento de Esgotos no Brasil é o sistema de lagoas facultativas. Essas diretrizes supõem ainda que os cistos de protozoários sejam reduzidos aos mesmos níveis que os ovos de helmintos.

De acordo com PESCOD (1992), essas diretrizes foram baseadas no consenso de que o risco atual associado à irrigação com esgoto tratado é muito menor do que os previstos anteriormente.

Ainda que a qualidade da água residuária não esteja de acordo com as diretrizes estabelecidas na tabela 12, é possível aplicar diversas outras medidas de controle, que atuando conjuntamente ou não, protejam o meio ambiente e a saúde pública. Um exemplo dessa integração de diversas medidas é apresentado na figura 5.



Legenda	
A	Restrição de cultivos
B	Medidas para utilização
C	Controle da exposição humana
D	Tratamento parcial
E	Tratamento parcial e restrição de cultivos
F	Tratamento parcial e controle da exposição humana
G	Restrição de cultivos e controle da exposição humana
H	Tratamento completo
I	Tratamento por lagoas
II	Tratamento convencional
⌒	Barreiras de proteção

Grau de contaminação (bandas externas à barreira) / Riscos (bandas internas)

alto baixo seguro

Figura 5. Modelo geral do efeito de diferentes medidas de controle para reduzir a contaminação do meio ambiente e os riscos à saúde no reúso agrícola de águas residuárias (OMS 1989).

As recomendações e os critérios para a qualidade sanitária das águas residuárias utilizadas na irrigação dependem de cada região, da disponibilidade local de água, do tipo de cultivo e das condições sócio-econômicas dos países que fazem uso desse recurso (RAZZOLINI 2003).

BLUMENTHAL e col. (2000) propuseram revisões nas diretrizes microbiológicas da Organização Mundial da Saúde de 1989 para o uso de águas residuárias tratadas na agricultura (Tabela 13). Essa proposta de revisão foi baseada em novos dados de estudos epidemiológicos, avaliações quantitativas de riscos microbiológicos, dentre outras informações relevantes publicadas desde 1989.

Tabela 13. Diretrizes microbiológicas revisadas e recomendáveis para o uso de águas residuárias tratadas na agricultura[A]

Categoria	Condições de reúso	Grupos expostos	Método de irrigação	Nemátodos intestinais[B] média aritmética nº ovos/L[C]	Coliformes fecais (média geométrica nº/100 mL)[d]	Tratamento recomendado para atingir a qualidade microbiológica esperada
A	Irrigação irrestrita A1 - culturas a serem consumidas cruas, campos esportivos, parques [E]	Trabalhadores, consumidores, público	Qualquer	$\leq 0,1$[f]	$\leq 10^3$	Lagoas de estabilização em série ou tratamento equivalente
B	Irrigação restrita Culturas de cereais, culturas industriais, culturas forrageiras, pastos e árvores[G]	B1 – trabalhadores (mas não crianças menores de 15 anos), comunidades vizinhas	Aspersão	≤ 1	$\leq 10^5$	Retenção em lagoas de estabilização em séries incluindo lagoas de maturação ou reservatórios de tratamento e armazenamento de água residuária ou tratamento equivalente
		B2 – idem B1	Inundação/ Sulcos	≤ 1	$\leq 10^3$	Idem a categoria A
		B3 – trabalhadores incluindo crianças menores de 15 anos, comunidades vizinhas	Qualquer	$\leq 0,1$	$\leq 10^3$	Idem a categoria A
C	Irrigação localizada de culturas da categoria B, se não ocorrer exposição de trabalhadores e público	Nenhum	Gotejamento	Não aplicável	Não aplicável	Pré-tratamento como o requerido pela técnica de irrigação, mas não menos que a sedimentação primária

Fonte: BLUMENTHAL e col. (2000)

[A] Em casos específicos, fatores epidemiológicos locais, sócio-culturais e ambientais devem ser levados em consideração e as diretrizes modificadas de acordo com tais fatores.

[B] Espécies de *Ascaris* e *Trichuris* e ancilostomídeos; o limite da diretriz também tem a intenção de proteger contra os riscos dos protozoários parasitas.

[C] Durante a temporada de irrigação (se a água residuária for tratada em lagoas de estabilização ou em reservatório de tratamento e armazenamento de água residuária que foram projetadas para atingir esse número de ovos, o monitoramento rotineiro da qualidade do efluente não é necessário).

[D] Durante a temporada de irrigação (contagem de coliformes fecais devem ser feitas preferencialmente uma vez por semana, ou pelo menos mensalmente).

[E] Um limite mais restritivo na diretriz ($\leq$ 200 CF/100 mL) é apropriado para gramados públicos como os de hotéis, onde o público pode ter contato direto.

[F] Esse limite pode ser aumentado para $\leq$ 1ovo/L se as condições forem quentes ou secas e a irrigação de superfície não é usada ou se o tratamento da água residuária for suplementado com anti-helmínticos.

[G] No caso de árvores frutíferas, a irrigação deveria parar duas semanas antes da colheita, e nenhuma fruta deveria ser recolhida do chão.Irrigação por aspersão não deveria ser utilizada.

As principais diferenças com relação às diretrizes de 1989 são as novas recomendações para valores de coliformes fecais em irrigação restrita ($\leq 10^5$ CF/ 100 mL) e novos limites para coliformes fecais e ovos de nemátodos em certas condições quando há exposição de crianças (CARR e col. 2004).

De acordo com CARR e col. (2004), os riscos para a população dependem do método de irrigação utilizado. Os riscos à saúde decorrentes da irrigação de culturas com águas residuárias são maiores quando o método de irrigação é a aspersão e os riscos para os trabalhadores do campo são maiores quando a irrigação por inundação e sulcos e canais é praticada. As diretrizes propostas levam em consideração estes riscos. Contudo, outras fontes potenciais de contaminação da cultura também deveriam ser consideradas como, por exemplo, o manuseio, o transporte e a venda dos produtos em mercados não higiênicos.

CARR e col. (2004) apontam ainda que as diretrizes devem ser adaptadas às condições sociais locais, econômicas e ambientais e deveriam ser implementadas com outras intervenções como a promoção da higiene, provisão adequada de água e sistemas de saneamento e outras medidas de proteção à saúde.

Conhecendo a origem dos problemas decorrentes do reúso de esgotos de forma inadequada e não planejada e observando as diretrizes para proteção dos grupos de riscos, é possível estabelecer condições que minimizam os riscos à saúde advindos da disposição de esgotos no solo. Algumas medidas de proteção dos grupos de risco devem ser tomadas como:

- ✓ **isolamento** e **sinalização** da área de irrigação ou de sistemas de tratamento por disposição no solo;
- ✓ fornecer um grau de **tratamento** ao esgoto para que a qualidade microbiológica do efluente seja compatível com o método de aplicação e o tipo de cultura a ser irrigada;

- ✓ utilização de **equipamentos** de proteção individual para os trabalhadores rurais, como o uso de calçados e luvas;
- ✓ desenvolver campanhas de **educação sanitária** para todos os grupos de riscos, visando aumentar os padrões de higiene pessoal e alimentar;
- ✓ esclarecer os trabalhadores rurais para não colher frutas do chão e cessar a irrigação de culturas em tempo seguro antes da colheita, como **medida de proteção** aos consumidores;
- ✓ prover um sistema de **vigilância sanitária** onde há risco de ocorrência de teníases.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

4.1.1. MUNICÍPIO DE POPULINA (SP)

O município de Populina localiza-se a noroeste do Estado de São Paulo, na bacia hidrográfica do Rio Turvo – Grande, distando 625 km da capital do Estado, tendo acesso pela rodovia SP-310 e SP-320 (Figura 6).

O município possui uma área de 319 km^2. A população total é de 4445 habitantes, sendo a população urbana de 3422 e a rural de 1023 habitantes. A densidade demográfica é de 13,94 habitantes/Km^2.

Toda a população tem abastecimento público de água, com captação subterrânea, e 100% tem o esgoto tratado por disposição superficial no solo. São 1296 ligações de água e 1173 ligações de esgoto. A temperatura média no município é de 32° C nas estações quentes do ano e 24° C nas estações mais frias (PAGANINI 2001; GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO/SMA 2002).

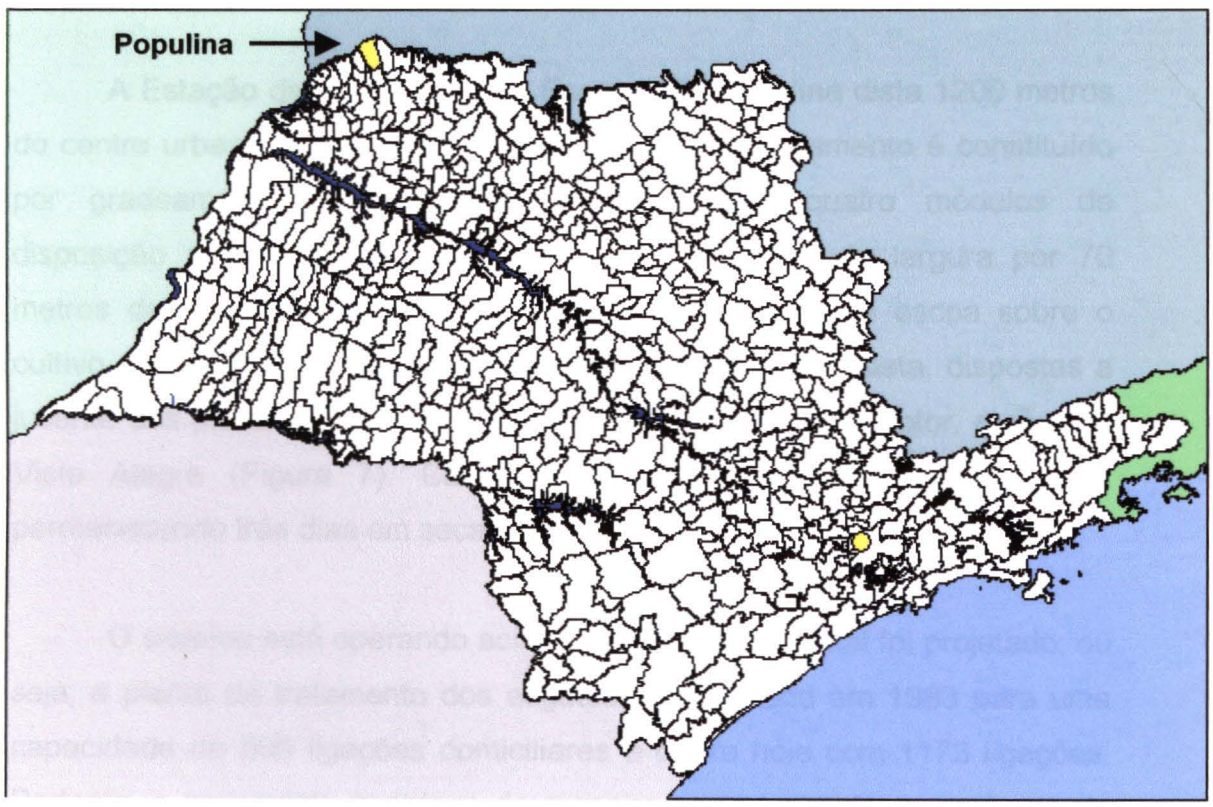


Figura 6. Localização do município de Populina, no Estado de São Paulo.

4.1.2. ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DE POPULINA

A Estação de Tratamento de Esgotos de Populina dista 1200 metros do centro urbano e opera desde julho de 1984. O tratamento é constituído por gradeamento, desarenamento, seguidos de quatro módulos de disposição com dimensões individuais de 25 metros de largura por 70 metros de comprimento e 2% de declividade. O afluente escoa sobre o cultivo de gramíneas, sendo recolhido em canaletas de coleta, dispostas a jusante dos planos inclinados e encaminhado ao corpo receptor, o córrego Vista Alegre (Figura 7). Cada módulo recebe esgotos por um dia, permanecendo três dias em secagem.

O sistema está operando acima do limite para o qual foi projetado, ou seja, a planta de tratamento dos esgotos foi projetada em 1983 para uma capacidade de 500 ligações domiciliares e opera hoje com 1173 ligações. Portanto, o tratamento acontece de maneira parcial devido ao aumento da sobrecarga (PAGANINI 2001).

De qualquer maneira, a estação de tratamento é um campo ímpar de pesquisa, pois continua recebendo os esgotos brutos do centro urbano de forma ininterrupta, o que permite avaliar os efeitos da disposição de esgotos por um período de 20 anos.

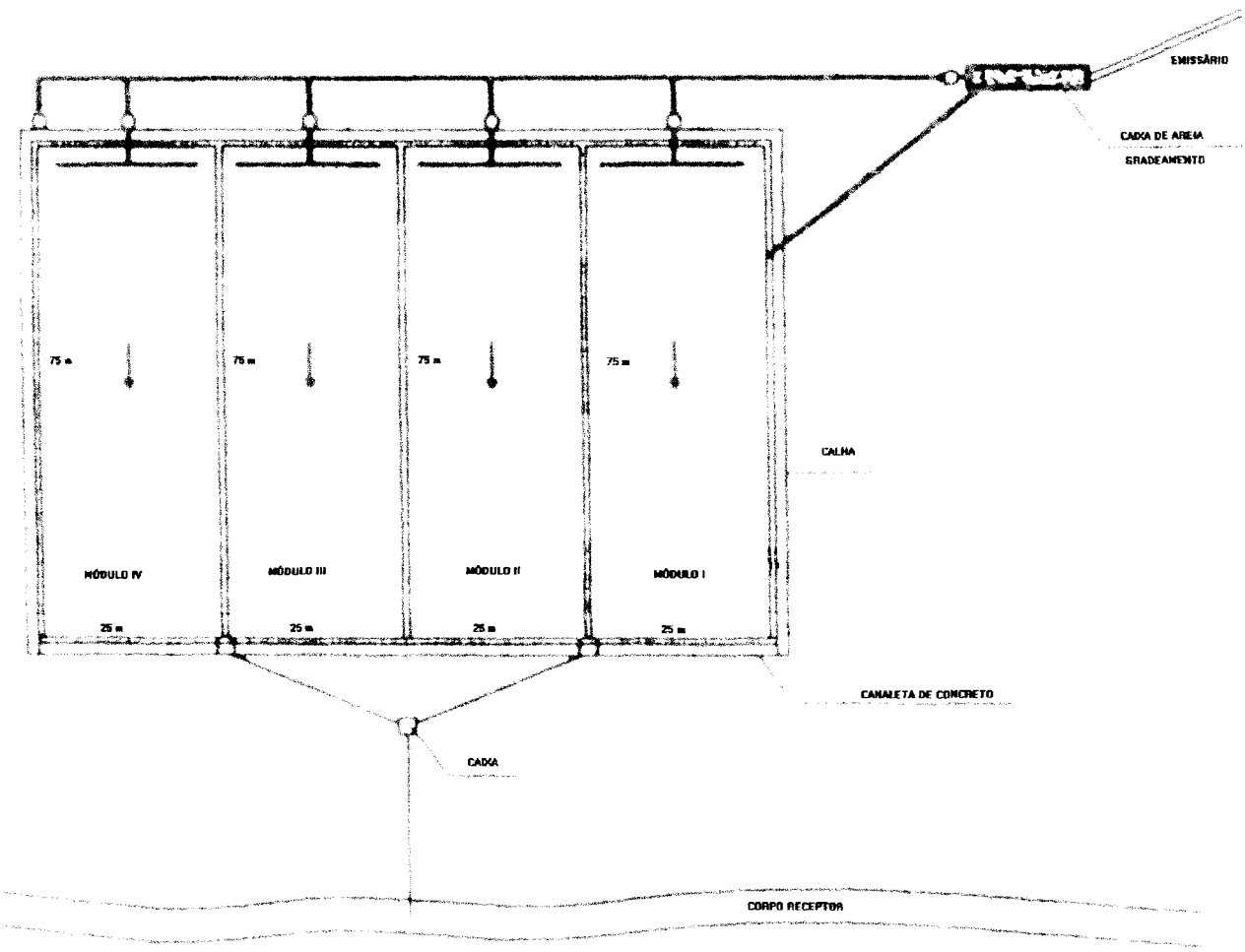


Figura 7. Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP).

4.2. PLANO DE AMOSTRAGEM

O trabalho de campo compreendeu três amostragens, datadas de 01/12/2003, 18/05/2004 e 12/10/2004, nas quais foram coletadas amostras de solo, esgoto e efluente na Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP) para a pesquisa de ovos e larvas de helmintos, colifagos, *Salmonella*, coliformes totais e *E. coli*.

As análises foram executadas no Laboratório de Microbiologia do Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública/USP.

As amostras foram coletadas em campo, acondicionadas em sacos plásticos devidamente identificados, e foram mantidas sob baixa temperatura até serem levadas ao laboratório para análises, em um prazo de 24 horas.

4.2.1. LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA

Em todas as oportunidades, as amostras líquidas foram coletadas nos módulos que estavam em operação. Em todas as amostragens foram coletadas amostras do esgoto bruto, ou seja, antes do esgoto ser lançado no módulo de tratamento; e amostras do efluente final, antes de ser encaminhado ao corpo receptor.

As amostras de solo foram coletadas dentro dos módulos de tratamento e fora dos módulos. Neste caso, foram coletadas amostras de solo fora da estação de tratamento, o qual não recebe esgotos, mas apresenta as mesmas características. Este ponto foi designado como ponto controle (**P5**). Todas as coletas foram realizadas na superfície (0 a 5 centímetros de profundidade) e a 30 centímetros de profundidade.

A figura 8 mostra o momento da coleta de solo a 30 centímetros de profundidade, no módulo IV.

Figura 8. Coleta de solo a 30 centímetros de profundidade no módulo IV, em 12/10/2004, na Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP).

As amostras coletadas dentro dos módulos de tratamento estão descritas na tabela a seguir (tabela **14**) e ilustradas nas figuras **9, 10** e **11**.

Tabela 14. Descrição dos pontos de amostragens nas coletas realizadas na Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP).

DIA DA COLETA	MÓDULO	TEMPO DE DESCANSO DO MÓDULO	PONTOS AMOSTRADOS	DISTÂNCIA DO PONTO DE APLICAÇÃO
01/12/2003	I	1 dia	P1	20m
			P2	50m
18/05/2004	III	1 dia	P3	20m
			P4	50m
	IV	5 dias	P6	20m
12/10/2004	III	1 dia	P3	20m
			P4	50m
	IV	20 dias	P6	20m
			P7	50m

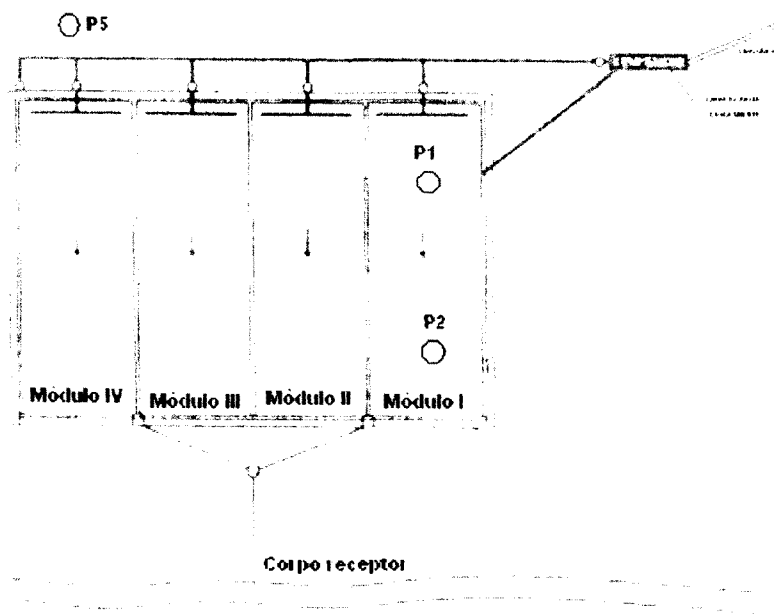


Figura 9. Pontos de amostragem da coleta do dia 01/12/2003.

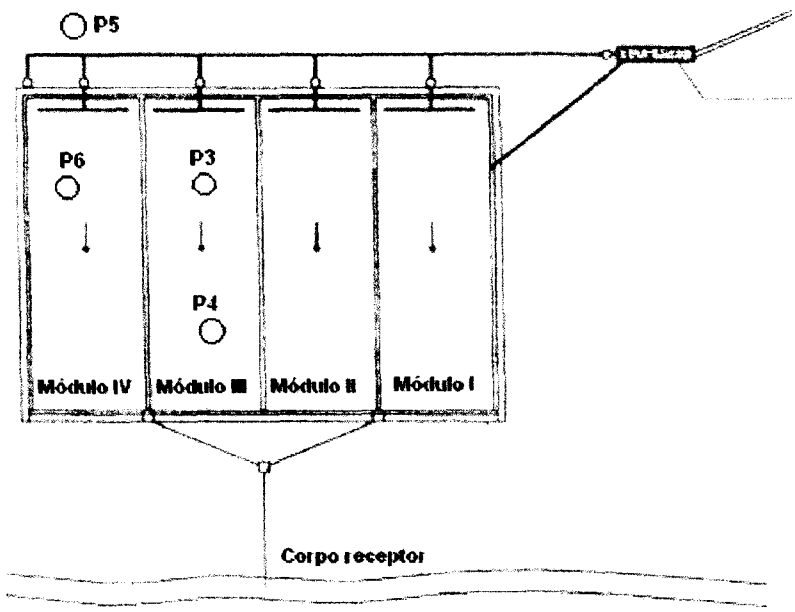


Figura 10. Pontos de amostragem da coleta do dia 18/05/2004.

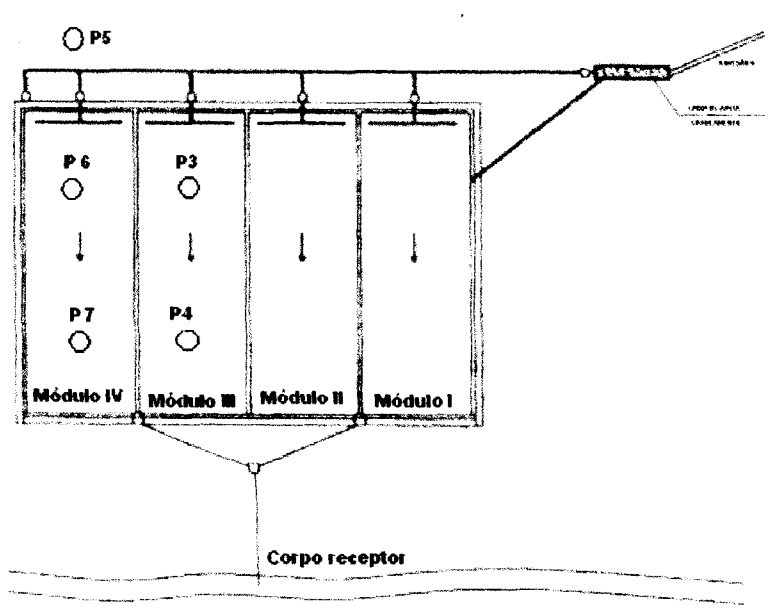


Figura 11. Pontos de amostragem da coleta do dia 12/10/2004.

4.2.2. METODOLOGIA LABORATORIAL

4.2.2.1. OVOS DE HELMINTOS

A) Viabilidade de ovos de helmintos em amostras líquidas

Para pesquisa de ovos de helmintos em amostras líquidas (esgoto bruto e efluente), utilizou-se o manual de técnicas parasitológicas e bacteriológicas de laboratório de AYRES e MARA (1997) e o método analítico descrito pela EPA (1992b) para viabilidade.

As amostras, coletadas entre 8 e 9 horas, foram armazenadas, mantidas em baixa temperatura e foram processadas dentro de 24 horas.

Em laboratório, 1 litro de cada amostra foi deixado para sedimentar 24 horas. Retirou-se o sobrenadante e transferiu-se o sedimento a um ou mais tubos de centrifugação. Centrifugou-se a 1250 rpm por 15 minutos.

Eliminou-se o sobrenadante e transferiu-se todos os sedimentos a 1 só tubo. Centrifugou-se a 1250 rpm por 15 minutos.

O sedimento foi ressuspendido em um volume igual de tampão aceto-acético pH 4,5 e mais dois volumes de acetato etílico ou éter. Agitou-se. Centrifugou-se a 1250 rpm por 5 minutos e retirou-se o sobrenadante. O sedimento foi suspenso em 5 volumes de solução de sulfato de zinco.

Para exame de viabilidade de ovos de helmintos, centrifugou-se a 1250 rpm por 3 minutos.

Retirou-se a película de sulfato de zinco e colocou-a em Ernenmeyer para diluição com água deionizada. Deixou-se sedimentar overnight.

Aspirou-se o sobrenadante e o sedimento foi ressuspenso e transferido para tubos cônicos de centrífuga de 15 mL e centrifugados a 1400 rpm por 3 minutos.

Os pellets foram ressuspensos em 4 mL de 0,1 N H_2SO_4 e incubados a 26°C por 3 a 4 semanas. Após esse período, as amostras foram examinadas microscopicamente, entre lâmina e lamínula, anotando-se o volume final e o volume examinado.

Contados os números de ovos em cada amostra, procedeu-se o seguinte cálculo:

$$\text{Ovos/L} = \frac{\text{nº ovos x volume final}}{\text{volume examinado x volume inicial}}$$

B) Viabilidade de ovos de helmintos em amostras sólidas

Para a pesquisa de ovos de helmintos em solo, foi utilizado o método analítico descrito pela EPA (1992b).

As amostras, coletadas entre 8 e 9 horas, foram armazenadas, mantidas em baixa temperatura e foram processadas dentro de 24 horas de coleta.

Em laboratório, 50 gramas de cada amostra foram misturadas com 450 mL de água fosfatada contendo 0,1% Tween 80, peneiradas e deixadas para sedimentar 24 horas. Removeu-se o sobrenadante e o material sedimentado foi colocado em tubos de centrífuga e centrifugado a 1250 rpm por 3 minutos.

Retirou-se o sobrenadante e os pellets foram ressuspensos em sulfato de zinco (1.20). Centrifugou-se a 1250 rpm por 3 minutos.

Retirou-se a película de sulfato de zinco e colocou-a em Ernenmeyer para diluição com água deionizada. Deixou-se sedimentar overnight.

Aspirou-se o sobrenadante e o sedimento foi ressuspenso e transferido para tubos cônicos de centrífuga de 15 mL e centrifugados a 1400 rpm por 3 minutos.

Os pellets foram ressuspensos em 7 mL de solução ácido álcool (0,1 N H_2SO_4 em 35% EtHO) e 3 mL de éter e centrifugados a 1800 rpm por 3 minutos.

Os pellets foram ressuspensos em 4 mL de 0,1 N H_2SO_4 e incubados a 26°C por 3 a 4 semanas. Após esse período, as amostras foram examinadas microscopicamente, entre lâmina e lamínula, anotando-se o volume final e o volume examinado.

Contados os números de ovos em cada amostra, procedeu-se o seguinte cálculo:

$$\text{Ovos/g de peso seco} = \frac{\text{nº ovos x volume final}}{\text{volume examinado x peso amostra x \%ST}} \times 100$$

Para a determinação da porcentagem de sólidos totais determinou-se, primeiramente, a porcentagem de umidade de acordo com Andreoli e Bonnet (1998). Para tanto, 200 gramas de cada amostra foram colocadas em cápsulas e transferidas para estufa a 65°C por 24 horas.

4.2.2.2. COLIFAGOS

A determinação de colifagos foi realizada conforme Norma CETESB L5.225 – Determinação de colifagos em amostras de água (1990) e *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (20th ed. 2000).

A cultura bacteriana hospedeira utilizada foi a *Escherichia coli* C (ATCC 13706). Todos os ensaios foram efetuados em duplicata.

Para as amostras de solo, a preparação inicial consistiu em homogeneizar e macerar 1000 g da amostra de solo (retirando, com o auxílio de uma pinça, pedaços de madeira, grama, pedra) e, deste preparado, pesou-se 200 g da amostra e inoculou em um Becker contendo 1800 ml de água de diluição (10^{-1}) (ANDREOLI e BONNET 1998).

A partir desta etapa, o procedimento foi o mesmo para as amostras líquidas e para as amostras de solo preparadas.

Inocularam-se 5 ml de cada amostra e 1 ml da cultura bacteriana hospedeira em 4 tubos de ensaio contendo meio de cultura agar de soja e triptona modificado. Homogeneizou-se o conteúdo de cada tubo e verteu em placas de Petri contendo agar de soja e triptona. As placas foram incubadas a 35 ± 0,5°C por um período de 4 a 6 horas.

Após o período de incubação, realizou-se a contagem de todas as placas de lise formadas no agar. Os resultados foram expressos em Unidades Formadoras de Placas (UFP)/100ml (amostras líquidas) e UFP/g peso seco (amostras sólidas).

4.2.2.3. *SALMONELLA*

O isolamento de *Salmonella* foi efetuado utilizando-se a Norma CETESB L5.218 – *Salmonella*: Isolamento e Identificação (1993).

Para as amostras de solo o procedimento adotado foi a inoculação direta com pré-enriquecimento. As amostras líquidas foram inoculadas diretamente nos meios de enriquecimento caldo selenito novobiocina e caldo Rappaport tetrationato.

Aproximadamente 1000g das amostras de solo foram homogeneizadas e maceradas (retirando, com o auxílio de uma pinça, pedaços de madeira, grama, pedra). Pesou-se 25 g de cada amostra homogeneizada e transferiu para Erlenmeyer com 225ml do meio de pré-enriquecimento de água peptonada tamponada. Incubou-se a 35 ± 0,5°C por 18 ± 2h. Após essa etapa, o procedimento foi o mesmo tanto para as amostras líquidas quanto para as amostras de solo preparadas.

Transferir 10ml de cada amostra para um Erlenmeyer contendo 100ml do meio de enriquecimento caldo Selenito Novobiocina e caldo Rappaport. Incubou-se o meio de Rappaport a 35 ± 0,5°C por 24 e 48 horas, e o meio Selenito Novobiocina a 42,5 ± 0,5°C por 24 horas, 48 horas e 5 dias.

De acordo com cada período de incubação, as amostras foram transferidas para placas de Petri contendo os meios seletivos e diferenciais de agar XLD (xilose lisina desoxicolato) e agar BG (verde brilhante) e incubadas.

Após a incubação, um máximo de 10 colônias típicas de *Salmonella* de cada placa foram transferidas para o meio de triagem IAL (as colônias típicas de *Salmonella* apresentam coloração rosa no meio BG e vermelhas com centro escuro ou vermelhas no meio XLD). Os tubos de IAL foram incubados a 35± 0,5°C por 24 ± 2 horas.

Após o período de incubação, selecionou-se os tubos que apresentaram reações características de *Salmonella* no meio IAL. Para a confirmação do gênero *Salmonella* foram realizados testes sorológicos utilizando os soros anti-*Salmonella* polivalente somático e anti-*Salmonella* polivalente flagelar, da marca DIFCO, e o teste de aglutinação com solução fisiológica (controle negativo).

Em cada tubo de IAL foi introduzida uma pequena quantidade de algodão hidrófilo e, com uma pipeta Pasteur, adicionou-se ao tubo cerca de cinco gotas de solução fisiológica. Colheu-se um inóculo da suspensão da cultura e distribuiu uma gota em cada um de três quadrados de uma placa de aglutinação. A uma das gotas foi adicionado uma gota do soro anti-*Salmonella* polivalente somático, a outra uma gota do polivalente flagelar e à última, uma gota de solução salina. Consideraram-se positivas as culturas que apresentaram soroaglutinação dentro de 2 minutos de homogeneização. Os resultados foram expressos como ausência ou presença de *Salmonella* sp.

4.2.2.4. COLIFORMES TOTAIS *E ESCHERICHIA COLI*

Para a determinação de coliformes totais e *Escherichia coli* utilizou-se o ensaio cromogênico empregando o Kit Colilert.

Este ensaio consiste em adicionar o substrato Colilert (meio de cultura já preparado e fornecido pela Idexx) em 100 mL de amostra, agitar e transferir o material para a cartela *Quanti-Tray*. Esta cartela foi selada na seladora e incubada a 35°C por 24 horas.

Após o período de incubação foi realizada a leitura. As amostras que apresentaram coloração amarela foram consideradas positivas para a presença de coliformes totais. Foram consideradas positivas para *E. coli* aquelas que foram fluorescentes quando observadas na luz ultravioleta (UV).

Os resultados foram expressos em NMP/100 mL consultando a tabela de NMP fornecido pelo fabricante, em que são dados os limites de confiança de 95% para cada valor de NMP determinado.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. PESQUISA DE OVOS E LARVAS DE HELMINTOS

Foram identificados ovos de *Ascaris*, ancilostomídeos e *Enterobius* sp., e larvas de ancilostomídeos e *Strongyloides* sp. Em uma única ocasião foram encontrados ovos de *Taenia* sp. e *Hymenolepis* sp. no esgoto.

As tabelas 15 a 19 apresentam a concentração desses organismos no esgoto, efluente e no solo, assim como a localização desses pontos (distância do ponto de aplicação) e o tempo de secagem dos módulos correspondentes.

A tabela 15 mostra o número de ovos viáveis de *Ascaris* encontrados no solo, esgoto e efluente. É possível notar que esses ovos foram encontrados em todos os pontos da superfície do solo, exceto no módulo com cinco dias de secagem.

Esses ovos não foram encontrados no ponto controle (P5), pois este não recebe esgotos, está fora dos módulos de tratamento, mas apresenta as mesmas características do solo.

Tabela 15. Número de ovos viáveis de *Ascaris* sp. no solo (ovos/g de solo), esgoto (ovos/L) e efluente (ovos/L) na Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP).

Dias de secagem do módulo	***Distância do ponto de aplicação***	***Pontos***	***Data da amostragem***		
			01/12/03	***18/05/04***	***12/10/04***
1 dia	20m	P1 (S)	18		
		P1 (30)	0		
		P3 (S)		5	13
		P3 (30)		0	1
	50m	P2 (S)	7		
		P2 (30)	0		
		P4 (S)		4	8
		P4 (30)		1	5
5 dias	20m	P6 (S)		0	
		P6 (30)		0	
20 dias	20m	P6 (S)			3
		P6 (30)			7
	50m	P7 (S)			2
		P7 (30)			1
	Controle	P5 (S)	0	0	0
		P5 (30)	0	0	0
Esgoto			10	0	0
Efluente			3	1	0

A presença de ovos viáveis no solo pode indicar um efeito cumulativo resultante de 24 horas de aplicação contínua do esgoto no módulo de tratamento.

A tabela 16 mostra o número de ovos de ancilostomídeos encontrados no solo, esgoto e efluente da Estação de Tratamento de Esgotos de Populina.

Tabela 16. Número de ovos de ancilostomídeos no solo (ovos/g peso seco), esgoto (ovos/L) e efluente (ovos/L) na Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP)

Dias de secagem do módulo	*Distância do ponto de aplicação*	*Pontos*	*Data da amostragem*		
			01/12/03	*18/05/04*	*12/10/04*
1 dia	20m	P1 (S)	7		
		P1 (30)	0		
		P3 (S)		4	0
		P3 (30)		0	0
	50m	P2 (S)	4		
		P2 (30)	0		
		P4 (S)		2	8
		P4 (30)		0	1
5 dias	20m	P6 (S)		0	
		P6 (30)		0	
20 dias	20m	P6 (S)			0
		P6 (30)			0
	50m	P7 (S)			0
		P7 (30)			1
Controle		P5 (S)	0	0	0
		P5 (30)	0	0	0
Esgoto			2	2	0
Efluente			0	0	0

Nas três amostragens não foram encontrados ovos de ancilostomídeos no efluente tratado, embora tenham sido identificados no solo. Esses resultados levam a inferir que o solo parece ser capaz de reter os ovos e, portanto, diminuir a capacidade de movimentação dos mesmos.

O número de ovos de *Enterobius* sp., encontrados nas amostragens constam na tabela 17.

A presença desses ovos no solo é bastante irregular e, em nenhuma ocasião, esses organismos foram encontrados no esgoto ou no efluente. Assim como os ovos de ancilostomídeos, ovos de *Enterobius* sp. também ficam retidos, principalmente na superfície do solo.

Chama a atenção o aumento do número de ovos de *Enterobius* sp. na coleta do dia 12/10/04.

Tabela 17. Número de ovos de *Enterobius* sp. no solo (ovos/g peso seco), esgoto (ovos/L) e efluente (ovos/L) na Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP)

Dias de secagem do módulo	***Distância do ponto de aplicação***	***Pontos***	***Data da amostragem***		
			01/12/03	***18/05/04***	***12/10/04***
1 dia	20m	P1 (S)	2		
		P1 (30)	0		
		P3 (S)		0	6
		P3 (30)		0	1
	50m	P2 (S)	0		
		P2 (30)	1		
		P4 (S)		0	8
		P4 (30)		0	0
5 dias	20m	P6 (S)		0	
		P6 (30)		0	
20 dias	20m	P6 (S)			15
		P6 (30)			3
	50m	P7 (S)			19
		P7 (30)			6
Controle		P5 (S)	0	0	1
		P5 (30)	0	0	1
Esgoto			0	0	0
Efluente			0	0	0

Das amostras coletadas no solo da Estação, 83% apresentaram larvas de ancilostomídeos e 88% apresentaram larvas de *Strongyloides* sp.

As tabelas 18 e 19 apresentam o número de larvas de ancilostomídeos e *Strongyloides* sp., respectivamente, encontrados na Estação de Tratamento de Esgotos de Populina.

O número de larvas encontradas no efluente é bastante inferior aos números encontrados no solo. Na maioria das amostras, o efluente apresentou-se ausente de larvas, mostrando a capacidade do solo em reter organismos patogênicos, elevando assim a qualidade microbiológica do efluente que é encaminhado ao corpo receptor.

Tabela 18. Número de larvas de ancilostomídeos no solo (ovos/g peso seco), esgoto (ovos/L) e efluente (ovos/L) na Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP)

Dias de secagem do módulo	*Distância do ponto de aplicação*	*Pontos*	*Data da amostragem*		
			01/12/03	*18/05/04*	*12/10/04*
1 dia	20m	P1 (S)	57		
		P1 (30)	3		
		P3 (S)		19	25
		P3 (30)		5	7
	50m	P2 (S)	8		
		P2 (30)	0		
		P4 (S)		24	11
		P4 (30)		2	2
5 dias	20m	P6 (S)		0	
		P6 (30)		0	
20 dias	20m	P6 (S)			15
		P6 (30)			3
	50m	P7 (S)			19
		P7 (30)			6
	Controle	P5 (S)	0	1	1
		P5 (30)	0	0	0
Esgoto			22	13	0
Efluente			0	5	0

Tabela 19. Número de larvas de *Strongyloides* sp. no solo (ovos/g peso seco), esgoto (ovos/L) e efluente (ovos/L) na Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP)

Dias de secagem do módulo	*Distância do ponto de aplicação*	*Pontos*	*Data da amostragem*		
			01/12/03	*18/05/04*	*12/10/04*
1 dia	20m	P1 (S)	22		
		P1 (30)	2		
		P3 (S)		18	44
		P3 (30)		7	11
	50m	P2 (S)	29		
		P2 (30)	0		
		P4 (S)		26	94
		P4 (30)		3	8
5 dias	20m	P6 (S)		1	
		P6 (30)		0	
20 dias	20m	P6 (S)			1
		P6 (30)			1
	50m	P7 (S)			5
		P7 (30)			7
	Controle	P5 (S)	0	1	1
		P5 (30)	0	0	1
Esgoto			9	4	0
Efluente			1	1	0

De acordo com Ayres e Mara (1997), amostras de efluentes de estações de tratamento de esgotos podem conter larvas e adultos de nemátodos livres que podem ser confundidos com larvas de parasitas de *A. duodenale*, *N. americanus* e *S. stercoralis*. As formas livres se alimentam de bactérias, algas ou pequenas partículas orgânicas. Muitas dessas espécies de vida livre ainda não foram descritas. Estes autores relatam a dificuldade na identificação destas formas livres e apontam a necessidade de coloração das amostras e observação em microscópios de grande potência de aumento. A maioria dos métodos de análises de águas residuárias, incluindo o método de Bailenger modificado, não se prestam a este procedimento.

A literatura é escassa no que se refere a sobrevivência e viabilidade de larvas de parasitas em águas residuárias e, portanto, é preciso cuidado para avaliar o risco que estes organismos representam à saúde pública.

A presença de larvas de ancilostomídeos e *Strongyloides* sp. no esgoto pode levar a um efeito cumulativo desses organismos no solo. As larvas filarióides dos ancilostomídeos podem permanecer ativas no solo, em ambientes tropicais, por até seis semanas (FERREIRA 2003). As larvas filarióides de *Strongyloides* sp. podem permanecer infectantes no solo por quatro semanas, em condições de elevada umidade, temperatura entre 25°C e 30°C e ausência de luz direta (NEVES 2002).

5.1.1. EM RELAÇÃO À DISTÂNCIA DO PONTO DE APLICAÇÃO

Amostras foram coletadas a 20 e a 50 metros de distância do ponto de aplicação.

Os resultados mostraram que a concentração de ovos viáveis de *Ascaris* diminuiu com a distância do ponto de aplicação. Ovos de ancilostomídeos e *Enterobius* sp. seguiram a mesma tendência, exceto na terceira coleta.

As figuras 12, 13 e 14 mostram, respectivamente, o número de ovos de *Ascaris*, ancilostomídeos e *Enterobius* sp. na superfície do solo, a 20 e 50 metros do ponto de aplicação, nos módulos com um dia de secagem.

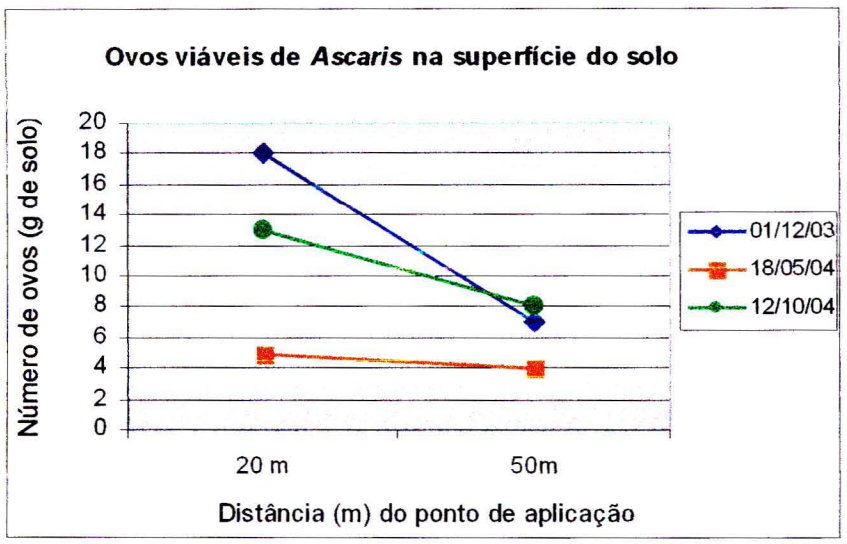


Figura 12. Número de ovos viáveis de *Ascaris* na superfície do solo, estando o módulo no primeiro dia de secagem. Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP).

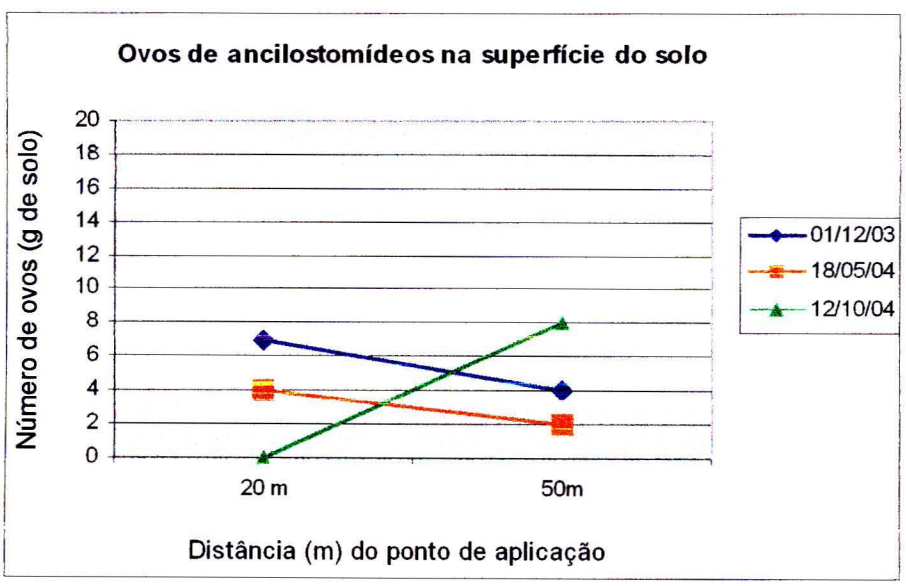


Figura 13. Número de ovos de ancilostomídeos na superfície do solo, estando o módulo no primeiro dia de secagem. Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP).

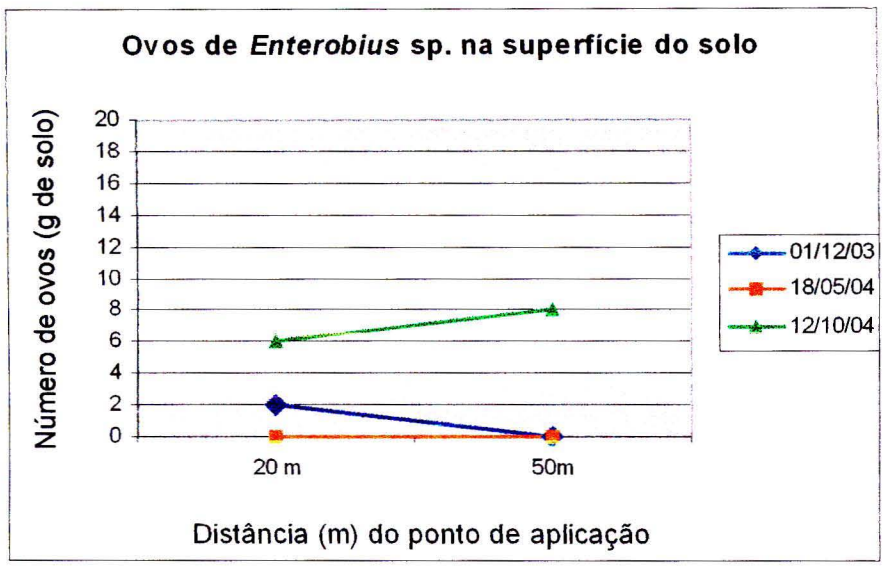


Figura 14. Número de ovos de *Enterobius* sp. na superfície do solo, estando o módulo no primeiro dia de secagem. Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP).

O número de larvas de ancilostomídeos foi menor a 50 metros do ponto de lançamento, exceto na segunda coleta. O número de larvas de *Strongyloides* sp., em todas as coletas, foi maior a 50 metros do ponto de aplicação. As figuras 15 e 16 representam o número de larvas de ancilostomídeos e *Strongyloides* sp. em relação à distância do ponto de aplicação.

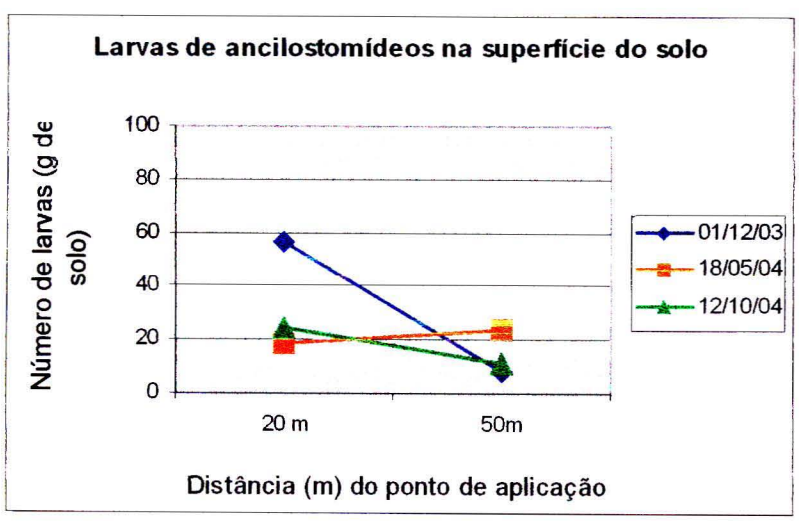


Figura 15. Número de larvas de ancilostomídeos na superfície do solo, estando o módulo no primeiro dia de secagem. Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP).

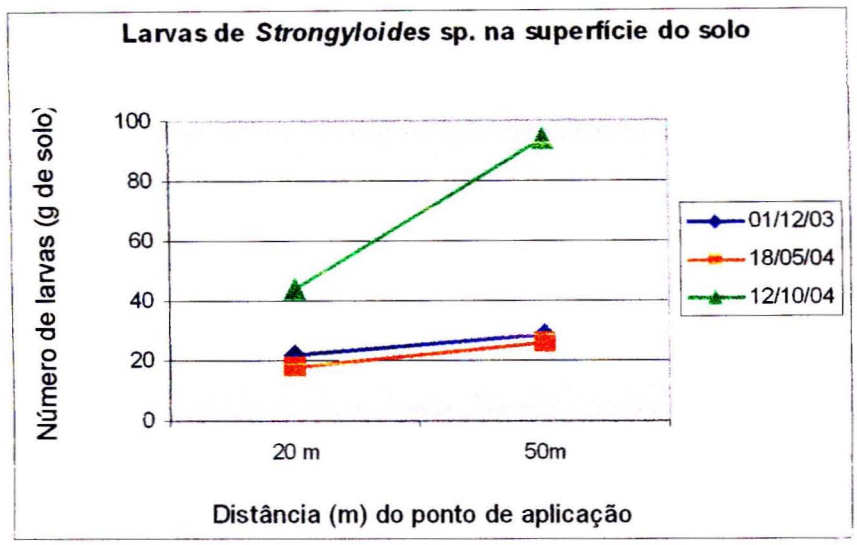


Figura 16. Número de larvas de *Strongyloides* sp. na superfície do solo, estando o módulo no primeiro dia de secagem. Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP).

À medida que o esgoto percorre o módulo de tratamento, ovos e larvas de helmintos vão ficando retidos na superfície do solo e, portanto, a 50 metros de distância do ponto de aplicação seria esperado um número menor de organismos. Isso aconteceu para os ovos pesquisados e para larvas de ancilostomídeos, porém não ocorreu em relação a larvas de *Strongyloides* sp., as quais ocorreram em maior número a 50 metros do ponto de aplicação.

Não se tem na literatura informações a respeito de movimentação de larvas de ancilostomídeos e *Strongyloides* sp. no solo, em condições semelhantes às deste trabalho. Em relação à sobrevivência, larvas de *Strongyloides* sp. são menos resistentes às condições ambientais desfavoráveis do que as larvas de ancilostomídeos, devido provavelmente à ausência de bainha (NEVES 2002). Novos estudos serão necessários a fim de compreender a sobrevivência e movimentação de ovos e larvas de helmintos na disposição de esgotos no solo, pelo método de escoamento superficial.

5.1.2. EM RELAÇÃO À PROFUNDIDADE NO SOLO

De maneira geral, o número de organismos pesquisados foi sempre maior na superfície do que a 30 centímetros de profundidade no solo.

Embora na superfície do solo os organismos deveriam sofrer os efeitos adversos do ambiente, como radiação solar e alta temperatura, um certo grau de umidade e a vegetação de cobertura poderiam fornecer condições de sobrevivência aos organismos. Os resultados mostram ainda que os organismos ficam retidos na camada mais superficial do terreno, o que protegeria o lençol freático da contaminação por helmintos.

O trabalho de PAGANINI (2001) mostrou uma diminuição de argila e uma aumento de areia nas profundidades entre 5 e 30 centímetros de profundidade. O solo arenoso retém uma porcentagem menor de umidade, o que dificultaria a sobrevivência desses microrganismos, favorecendo a sua eliminação a 30 centímetros de profundidade.

5.1.3. EM RELAÇÃO AO TEMPO DE SECAGEM DO MÓDULO

No primeiro dia de secagem do módulo, ovos e larvas de helmintos foram encontrados em 70% das amostras.

Amostras coletadas em módulos com cinco dias de secagem apresentaram-se isentas de organismos, somente uma larva de *Strongyloides* sp. foi identificada na superfície do solo. Nenhum ovo viável de *Ascaris* foi encontrado nesta situação. A porcentagem de umidade na superfície do solo foi de 28,40% na superfície e 10,15% a 30 centímetros de profundidade (tabela 20). Esse teor de umidade parece favorecer a eliminação de parasitas no solo.

Na terceira coleta (12/10/04), em que foram coletadas amostras de solo com 20 dias de secagem, apenas ovos de ancilostomídeos não foram identificados no ponto 6 e no ponto 7 (superfície), os demais organismos foram encontrados nos outros pontos. Ovos de *Enterobius* sp. foram encontrados em maior número nos pontos 6 e 7 do que nos pontos 3 e 4 (primeiro dia de secagem do módulo). Ovos viáveis de *Ascaris* foram encontrados nos dois pontos amostrados e na superfície e a 30 centímetros de profundidade.

A sobrevivência de ovos e larvas de helmintos está associada, entre outros fatores, com a porcentagem de umidade do solo. Alguns microrganismos persistem mais tempo em solos úmidos do que em secos (YATES e YATES 1991 citado por PINILLA 1998). De acordo com PINILLA (1998), a umidade é o parâmetro que mais influencia a eliminação de microrganismos em qualquer tipo de solo.

A tabela 20 mostra a porcentagem de umidade em todos os pontos amostrados. Esses resultados podem explicar a viabilidade de ovos de *Ascaris* no módulo com 20 dias de secagem.

Tabela 20. Porcentagem de umidade (%) do solo em todos os pontos de coleta

Dias de secagem do módulo	***Distância do ponto de aplicação***	***Pontos***	***Data da amostragem***		
			01/12/03	***18/05/04***	***12/10/04***
1 dia	20m	P1 (S)	77,51		
		P1 (30)	16,79		
		P3 (S)		72,60	77,80
		P3 (30)		14,70	17,05
	50m	P2 (S)	53,12		
		P2 (30)	15,43		
		P4 (S)		29,15	74,05
		P4 (30)		14,25	15,50
5 dias	20m	P6 (S)		28,40	
		P6 (30)		10,15	
20 dias	20m	P6 (S)			48,45
		P6 (30)			8,10
	50m	P7 (S)			56,90
		P7 (30)			6,25
	Controle	P5 (S)	13,25	12,30	12,67
		P5 (30)	10,44	10,05	10,30

A porcentagem de umidade no P6 (S) da coleta do dia 18/05/04 é bastante inferior à encontrada no P6 (S) e P7 (S) da coleta do dia 12/10/04. O teor de umidade, encontrado no solo com cinco dias de secagem, não favoreceu a sobrevivência de ovos e larvas.

Por outro lado, os teores mais elevados de umidade na superfície do ponto 6 e do ponto 7 (coleta de 12/10/04) parecem favorecer a sobrevivência de ovos e larvas. Ovos viáveis de *Ascaris* foram encontrados na superfície e a 30 centímetros de profundidade nestes pontos.

De acordo com PAGANINI (2001), o módulo IV é o que apresenta melhor distribuição do fluxo e na oportunidade das coletas não foram identificados empoçamentos neste módulo. De acordo com moradores da região, ocorreram chuvas nos dias que antecederam a coleta. A alta umidade, portanto, pode estar associada com chuvas e/ou com a altura da vegetação de cobertura, um pouco mais alta que em outros módulos, o que pode favorecer a sobrevivência de organismos devido à proteção contra os raios solares e os efeitos da dessecação. Observar a altura da vegetação de cobertura na Figura 5.

Esses resultados estão de acordo com o trabalho de STIEN e SCHWARTZBROD (1990). Esses pesquisadores encontraram maior porcentagem de ovos em solos sombreados e em solos argilosos devido a este ter maior capacidade de retenção de umidade. De acordo com PAGANINI (2001), entre 0 a 5 centímetros de profundidade o solo dos módulos de tratamento é mais argiloso.

ARAÚJO e col. (2000) estudaram a eficiência de um sistema de disposição de esgotos no solo, por escoamento superficial, como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. O sistema de aplicação de esgotos no solo constava de três rampas com área unitária igual a 75 m² (25 metros de comprimento por 3 metros de largura), com declividade igual a

4%. Uma pequena parcela do efluente do reator UASB foi distribuída nas cabeceiras das rampas, por meio de tubos de PVC perfurados. O esgoto, depois de escoar pelo solo, era encaminhado a três caixas de passagem que recolhiam o efluente de cada uma das rampas. Para análises parasitológicas foram coletadas amostras compostas do esgoto bruto, do efluente do reator UASB e do efluente das rampas de aplicação superficial no solo. As análises do efluente do reator UASB apresentaram uma média de 13 ovos/L de helmintos, tendo sido identificados ovos de ancilostomídeos, *Ascaris lumbricoides*, *Enterobius vermicularis*, *Hymenolepis* sp. e *Taenia* sp., sendo os ovos de *A. lumbricoides* e de ancilostomídeos os que apresentaram freqüências de ocorrência superiores às dos demais organismos. No efluente final das rampas de aplicação superficial não foram observados ovos de helmintos. Os autores concluíram que o sistema de escoamento superficial no solo funcionou de forma bastante promissora como pós-tratamento de reatores UASB, com uma excelente remoção de ovos de helmintos.

ARAÚJO e col. (2000) destacam que a ausência de ovos não garante que o efluente final esteja livre dos ovos de helmintos, tendo em vista que nenhuma das metodologias de enumeração garante um percentual de recuperação de 100% dos ovos eventualmente presentes na amostra processada.

5.2. PESQUISA DE COLIFAGOS

Os resultados da pesquisa de colifagos no solo, esgoto e efluente na Estação de Tratamento de Populina (SP) encontram-se na tabela 21.

Tabela 21. Pesquisa de colifagos no solo (UFP/g peso seco), esgoto (UFP/100mL) e efluente (UFP/100mL) na Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP)

Dias de secagem do módulo	*Distância do ponto de aplicação*	*Pontos*	*Data da amostragem*		
			01/12/03	*18/05/04*	*12/10/04*
1 dia	20m	P1 (S)	0		
		P1 (30)	0		
		P3 (S)		0	0
		P3 (30)		9,26x10	0
	50m	P2 (S)	0		
		P2 (30)	0		
		P4 (S)		0	0
		P4 (30)		0	0
5 dias	20m	P6 (S)		0	
		P6 (30)		0	
20 dias	20m	P6 (S)			0
		P6 (30)			0
	50m	P7 (S)			0
		P7 (30)			0
Controle		P5 (S)	0	0	0
		P5 (30)	0	0	0
Esgoto			0	$1,61x10^4$	$2,79x10^3$
Efluente			0	$1,48x10^4$	$1,3x10^3$

De acordo com a literatura pesquisada, a remoção de vírus ocorre, quase que exclusivamente, por adsorção às partículas do solo. Devido ao pequeno tamanho dos vírus, a filtração exerce pouca influência na sua eliminação.

A pesquisa de colifagos no solo mostrou ausência em praticamente todos os pontos e em todas as profundidades. Somente no ponto 3 (30 cm de profundidade) foi detectado colifagos no solo. A literatura mostra que o

período de uma semana é necessário para a eliminação completa dos colifagos no solo (PINILLA 1998) e neste trabalho não foram detectados colifagos nem no primeiro dia de secagem do módulo. Os resultados negativos obtidos neste trabalho podem estar associados com problemas metodológicos.

O método laboratorial utilizado baseia-se no princípio de que em condições adequadas (nutrição, hospedeiro (*E. coli*), temperatura e tempo de incubação), se houver colifagos na água, estes se multiplicarão nas células hospedeiras e haverá formação de placas de lise que serão visualizadas depois de determinado período de incubação. A ação inibidora de microrganismos pertencentes à flora natural do solo pode afetar a sobrevivência de *E. coli* e levar a um resultado falso negativo.

O solo é um ambiente com enorme diversidade microbiológica e a metodologia laboratorial empregada não utiliza inibidores e nem filtração. A inconsistência dos resultados das análises de solo pode estar relacionada, portanto, com problemas metodológicos. Faz-se necessário o desenvolvimento de metodologias específicas para a determinação de colifagos em amostras de solo.

Em relação às amostras líquidas, os resultados mostraram a ocorrência de colifagos no esgoto bruto e efluente, em valores muito próximos. É possível perceber que não houve uma diminuição significativa de colifagos no efluente comparado com o esgoto bruto. O sistema não foi capaz de reduzir a concentração de colifagos no efluente tratado.

Estudos de remoção de colifagos em lagoas de estabilização mostram um efluente com concentração de colifagos na ordem de 10^4 UFP/100 mL, como os trabalhos de CEBALLOS e col. (1995) e EMPARANZA-KNÖRR e TORRELLA (1995).

RAZOLLINI (2003) encontrou uma média geométrica de colifagos de $9,5x10^2$ UFP/100 mL no esgoto tratado por lagoas de estabilização, com densidades variando de $6,0x10^2$ a $8,5x10^4$ UFP/100 mL, sendo a taxa de remoção de 99,6%, em relação às médias geométricas da densidade desses organismos considerando-se a entrada e a saída do sistema. Esta pesquisadora considerou que a remoção de colifagos obtida no sistema não assegura ausência de risco por contaminação vírica diante da exposição de populações a essas águas.

Mesmo que os valores de colifagos obtidos no efluente deste trabalho sejam próximos aos obtidos em efluentes de lagoas de estabilização, o fato é que o sistema de Populina não foi capaz de reduzir a concentração de colifagos do esgoto.

Embora os colifagos não sejam vírus humanos, a alta concentração de partículas de colifagos aponta um risco de contaminação viral humana com enterovírus patogênicos ou outros vírus presentes nas águas residuárias (EMPARANZA-KNÖRR e TORRELLA 1995).

5.3. PESQUISA DE *SALMONELLA*

Os resultados das pesquisas de presença e ausência de *Salmonella* nos pontos amostrados encontram-se na tabela 22.

Tabela 22. Ausência ou presença de *Salmonella* no esgoto, efluente e solo da Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP).

Dias de secagem do módulo	*Distância do ponto de aplicação*	*Pontos*	*Data da amostragem*		
			01/12/03	*18/05/04*	*12/10/04*
1 dia	20m	P1 (S)	Ausente		
		P1 (30)	Ausente		
		P3 (S)		Presente	Ausente
		P3 (30)		Ausente	Presente
	50m	P2 (S)	Ausente		
		P2 (30)	Ausente		
		P4 (S)		Ausente	Presente
		P4 (30)		NR	Presente
5 dias	20m	P6 (S)		Presente	
		P6 (30)		Ausente	
20 dias	20m	P6 (S)			Ausente
		P6 (30)			NR
	50m	P7 (S)			Presente
		P7 (30)			NR
	Controle	P5 (S)	Ausente	Presente	Ausente
		P5 (30)	Ausente	Ausente	Ausente
	Esgoto		Ausente	Presente	Presente
	Efluente		Ausente	Presente	Presente

NR = não realizado

Os resultados mostraram a presença de *Salmonella* no esgoto e efluente nas duas últimas coletas. Não houve um padrão de distribuição desta bactéria no solo do sistema, sendo encontrada tanto na superfície quanto a 30 centímetros de profundidade e nos solos no primeiro dia de secagem do módulo e em solos com 5 e 20 dias de secagem.

Salmonella foi detectada em pontos com teor de umidade variando entre 15,5% e 72,6%. Esses resultados mostram que esta bactéria, nas condições deste trabalho, não foi afetada por baixos teores de umidade.

Os resultados deste trabalho estão de acordo com o trabalho de PARKER e MEE (1992), os quais compararam a sobrevivência de *Salmonella adelaide* e de coliformes fecais em solos arenosos. Os resultados mostraram que a porcentagem de umidade não parecia ser um fator limitante na sobrevivência destas bactérias. Somente foi observada uma porcentagem menor de *Salmonella adelaide* e de coliformes quando a umidade foi menor que 5%. De acordo com estes resultados, os autores concluíram que a umidade, pelo menos neste tipo de solo (arenoso), não influenciou a sobrevivência desses organismos.

O trabalho desenvolvido por CEBALLOS e col. (2003) mostrou que *Salmonella* e *Listeria* são mais persistentes no meio ambiente do que os indicadores bacterianos.

Para PLACHÁ e col. (2001), um estudo de sobrevivência de *Salmonella typhimurium* no solo mostrou que esta bactéria foi afetada pela temperatura. Esta bactéria sobreviveu por 85 dias nas estações mais frias (outono/inverno) e por 26 dias no verão. A alta temperatura (aproximadamente 21°C) e a pouca umidade do solo parecem ter favorecido a eliminação de *Salmonella typhimurium*.

A constatação da presença de *Salmonella* no efluente leva a necessidade de um monitoramento da qualidade microbiológica do efluente e do corpo receptor. Novos estudos devem ser realizados quanto a sobrevivência desta bactéria no solo.

5.4. DETERMINAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E *E. COLI*

A determinação de coliformes totais e *E. coli* foi realizada apenas nas amostras de esgoto e efluente. A densidade de coliformes totais está apresentada na tabela 23 e a densidade de *E. coli* na tabela 24.

Tabela 23. Densidade de colifomes totais no esgoto e efluente na Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP)

Coliformes totais (NMP/100mL)	***Data da amostragem***		
	01/12/2003	***18/05/2004***	***12/10/2004***
Esgoto bruto	> $2,4.10^8$	> $2,4.10^8$	$2,0.10^8$
Efluente	$3,8.10^7$	$3,8.10^7$	$6,2.10^7$

Tabela 24. Densidade de *E. coli* no esgoto e efluente na Estação de Tratamento de Esgotos de Populina (SP)

E. coli *(NMP/100mL)*	***Data da amostragem***		
	01/12/2003	***18/05/2004***	***12/10/2004***
Esgoto bruto	$2,4.10^8$	$2,0.10^8$	$1,1.10^8$
Efluente	$1,9.10^7$	$1,9.10^7$	$2,4.10^7$

Os resultados obtidos neste trabalho foram muito parecidos nas três coletadas realizadas, tanto para o esgoto quanto para o efluente. Este apresentou redução de 1 unidade de log comparado ao esgoto bruto.

Esses valores são semelhantes aos obtidos por PAGANINI (2001) no efluente dessa estação, o qual apresentou uma densidade de coliformes totais de $1,3x10^8$ NMP/100mL e coliformes fecais de $2,2x10^7$ NMP/100mL. Este pesquisador, naquela oportunidade, já demonstrava uma sobrecarga do sistema encontrando coliformes totais e fecais no corpo receptor até 500 metros a jusante do lançamento dos efluentes da estação de tratamento.

ARAÚJO e col. (2000) estudaram a eficiência de um sistema de disposição de esgotos no solo, por escoamento superficial, como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. O sistema de aplicação de

esgotos no solo constava de três rampas com área unitária igual a 75 m^2 (25 metros de comprimento por 3 metros de largura), com declividade igual a 4%. Uma pequena parcela do efluente do reator UASB foi distribuída nas cabeceiras das rampas, por meio de tubos de PVC perfurados. O esgoto, depois de escoar pelo solo, era encaminhado a três caixas de passagem que recolhiam o efluente de cada uma das rampas. Para análises bacteriológicas foram coletadas amostras compostas do esgoto bruto, do efluente do reator UASB e do efluente das rampas de aplicação superficial no solo. Em relação à remoção de coliformes fecais, o efluente do reator apresentou uma média geométrica de $3,8x10^6$ UFC/100mL e os efluentes finais das três rampas apresentaram os valores médios de $2,4x10^5$, $8,4x10^4$ e $1,4x10^5$ UFC/100mL nas rampas 1, 2 e 3, respectivamente. Houve uma remoção de 1 a 2 unidades de log em relação ao reator UASB. Os autores concluíram que o sistema de escoamento superficial no solo apresentou uma remoção satisfatória de coliformes fecais.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Este trabalho promoveu a investigação de organismos ainda não pesquisados no sistema, como *Salmonella* e colifagos; aprofundou as investigações de ovos e larvas de helmintos no solo, em diferentes tempos de secagem dos módulos e monitorou a qualidade do efluente em relação a coliformes totais e *E. coli*.

Os dados obtidos nas três amostragens realizadas resultaram em considerações e recomendações, as quais podem orientar e conduzir trabalhos futuros mais aprofundados. A Estação de Tratamento de Esgotos de Populina é um campo ímpar de trabalho e pesquisas, visto que está em funcionamento há mais de 20 anos e, mesmo operando com sobrecarga é capaz de reduzir o número de ovos e larvas de helmintos no efluente final.

Dos resultados obtidos neste trabalho, é possível concluir que:

- ✓ O sistema foi capaz de reduzir o número de ovos e larvas de helmintos no efluente final.

- ✓ O comprimento dos módulos de tratamento parece ser suficiente para a remoção de ovos e larvas de helmintos, visto que o número de organismos encontrados a 50 metros de distância do ponto de aplicação foi menor do que a 20 metros.

- ✓ Ovos e larvas de helmintos são encontrados em maior número na superfície do solo.

- ✓ Embora as coletas tenham sido realizadas em pontos diferentes, sérios indícios mostram que a umidade tem certa influência na viabilidade de ovos de *Ascaris*, o que pode ser verificado na coleta de solo em módulo com 20 dias de secagem, pois mesmo estando

sem receber esgotos, houve um aumento de umidade em decorrência de chuvas.

- ✓ Colifagos foram encontrados no esgoto e efluente da Estação, sugerindo que este sistema, nas condições das amostragens, não foi eficiente na remoção desse vírus.

- ✓ *Salmonella* foi encontrada no esgoto, no efluente e em diversos pontos nos módulos de tratamento. Não houve um padrão de distribuição desta bactéria no solo da Estação de Tratamento.

- ✓ O sistema não foi capaz de reduzir os níveis de coliformes totais e *E. coli* no efluente.

- ✓ Os trabalhadores da estação de tratamento podem ser considerados um grupo de risco, visto que estão em contato direto com o solo e o efluente.

- ✓ Os moradores do entorno não são considerados, aparentemente, um grupo de risco em relação à Estação de Tratamento de Esgotos, visto que toda a estação é isolada com cerca elétrica dificultando ou eliminando o contato das pessoas com o solo e o esgoto. O monitoramento do corpo receptor é necessário para definir se a comunidade do entorno pode ser considerado um grupo de risco.

Recomenda-se:

- ✓ A continuidade dos estudos na Estação de Tratamento de Esgotos de Populina a fim de compreender a movimentação de ovos e larvas de helmintos na disposição de esgotos no solo pelo método de escoamento superficial.

- ✓ A realização de novas pesquisas de colifagos e *Salmonella* objetivando conhecer a capacidade deste método de tratamento em remover esses organismos.

- ✓ Conduzir um monitoramento da qualidade do efluente e do corpo receptor quanto à presença de *Salmonella*, colifagos, coliformes totais e *E. coli*.

- ✓ A manutenção do corte da vegetação de cobertura, pois a altura desta pode influenciar a sobrevivência de ovos e larvas de helmintos, à medida que proporciona sombreamento do solo e a manutenção de um certo grau de umidade.

- ✓ O desenvolvimento de pesquisas buscando viabilizar o uso da disposição de esgotos/efluentes no solo, visto que esse método de tratamento é bem adaptado às condições brasileiras de luz solar abundante e altas temperaturas.

- ✓ Realizar estudos epidemiológicos com populações residentes a montante e a jusante da estação de tratamento em relação a doenças helmínticas, diarréicas e virais.

- ✓ Desenvolver metodologia para a determinação de colifagos em amostras de solo.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abu-Zeid KM. Recent trends and developments: reuse of wastewater in agriculture. **Environmental Management and Health**. 1998; 9(2): 79-89.

Agunwamba JC. Analysis of socioeconomic and environmental impacts of waste stabilization pond and unrestricted wastewater irrigation; interface with maintenance. **Environmental Management** 2001; 27(3): 463-476.

Al-Lahham O, El Assi NM, Fayyad M. Impact of treated wastewater irrigation on quality attributes and contamination of tomato fruit. **Agricultural Water Management** 2003; 61: 51-62.

Al-Nakshabandi, Saqqar MM, Shatanawi MR, Fayyad M, Al-Horani H. Some environmental problems associated with the use of treated wastewater for irrigation in Jordan. **Agricultural Water Management** 1997; 34: 81-94.

Amahmid O, Asmama S, Bouhoum K. Urban wastewater treatment in stabilization ponds: occurrence and removal of pathogens. **Urban Water** 2002; 4: 255-262.

Amahmid O, Bouhoum K. Health effect of urban wastewater reuse in a peri-urban area in Morocco. **Environmental Management and Health.** 2000; 11(3): 263-269.

Amahmid O, Asmama S, Bouhoum K. The effect of wastewater reuse in irrigation on the contamination level of food crops by *Giardia* cysts and *Ascaris* eggs. **International Journal of Food Microbiology** 1999; 49: 19-26.

Andrade Neto CO. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira**. Rio de Janeiro: ABES, 1997.

Andreoli CV, Bonnet BRP, editores. Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto. Curitiba: SANEPAR/PROSAB; 1998.

Araujo RA. **Eficiência de algumas estações de tratamento de esgotos de Feira de Santana na remoção de carga orgânica, coliformes, helmintos e protozoários e situações de risco de usuários a jusante do lançamento**. São Paulo; 2003. [Tese de Doutorado – Faculdade de Saúde Pública da USP].

Araújo GC, Cota RS, Zerbini AM, Chernicharo CAL, von Sperling M, Viana EM. Avaliação de um sistema de escoamento superficial de esgotos no solo aplicado ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. In: Campos JR, coordenador. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo: coletânea de trabalhos técnicos.** São Carlos: Projeto PROSAB; 2000. 348p.

Arceivala SJ. **Wastewater Treatment and Disposal**. New York: Marcel Dekker;1981.

Armon R, Gold D, Brodsky M, Oron G. Surface and subsurface irrigation with effluents of different qualities and presence of Cryptosporidium oocysts in soil and on crops. **Water Science and Technology** 2002; 46(3): 115-122.

Arridge H, Oragui JI, Pearson HW, Mara DD, Silva SA. Vibrio Cholerae 01 and Salmonellae removal compared with the die-off of faecal indicator organisms in waste stabilization ponds in northeast Brazil. **Water Science and Technology** 1995; 31(12): 249-256.

Assadian NW, Fenn LB, Flores-Ortiz MA, Ali AS. Spatial variability of solutes in a pecan orchard surfac-irrigated with untreated effluents in the upper Rio Grande River basin. **Agricultural Water Management** 1999; 42: 143-156.

Ayres RM, Mara DD. Análises de águas residuales para su uso em agricultura: Manual de técnicas parasitológicas y bacteriológicas de laboratório. **Organización Mundial de la Salud**. Ginebra; 1997.

Bastos RKX. **Utilização agrícola de esgotos sanitários**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa/ABES; 1999.

Bastos RKX, Mara DD. The bacterial quality of salad crops drip and furrow irrigated with waste stabilization pond effluent: na evaluation of the WHO Guidelines. **Water Science and Technology** 1995; 31(12): 425-430.

Beltrán JM. Irrigation with saline water: benefits and environmental impact. **Agricultural Water Management** 1999; 40: 183-194.

Blum JRC. Critérios e padrões de qualidade da água. In: Mancuso, PCS, Santos HF, editores. **Reúso de água**. São Paulo: Manole; 2003. p. 339-401.

Blumenthal UJ, Mara DD, Peasey A, Ruiz-Palacios G, Stott R. Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. **Bulletin of World Health Organization** 2000; 78 (9): 1104-1116.

Bond WJ. Effluent irrigation - an environmental challenges for soil science. **Australian Journal of Soil Research** 1998; 36: 543-555.

Brissaud F, Salgot M, Bancolé A, Campos C, Folch M. Residence time distribuition and disinfection of secondary effluents by infiltration percolation. **Water Science and Technology** 1999; 40(4-5): 215-222.

Cacciò SM, De Giacomo M, Aulicino FA, Pozioo E. Giardia cysts in wastewater treatment plants in Italy. **Applied and Environmental Microbiology** 2003; 69(6): 3393-3398.

Cameron KC, Di HJ, McLaren. Is soil an appropriate dumping ground for our wastes? **Australian Journal of Soil Research** 1997; 35: 995-1035.

Campos C, Oron G, Salgot M, Gillerman L. Behaviour of the fecal pollution indicators in a soil irrigated with treated wastewater under onsurface and subsurface drip irrigation. **Water Science and Technology** 2000; 42(1-2): 75-79.

Campos C, Guerrero A, Cárdenas M. Removal of bacterial and viral faecal indicator organisms in a waste stabilization pond system in choconta, Cundinamarca (Colombia). **Water Science and Technology** 2002; 45(1): 61-66.

Cardoso EJBN, Tsai SM, Neves MCP. Microbiologia do solo. São Paulo: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; 1992.

Carducci A, Tozzi E, Rubulotta E, Casini B, Cantiani L, Rovini E, Muscillo M, Pacini R. Assessing airborne biological hazard from urban wastewater treatment. **Water Research** 2000; 34(4): 1173-1178.

Carr RM, Blumenthal UJ, Mara DD. Guidelines for the safe use os wastewater in agriculture: revisiting WHO guidelines. **Water Science and Technology** 2004; 50(2): 31-38.

Ceballos BSO, Konig A, Lomans B, Athayde AB, Pearson HW. Evaluation of a tropical single-cell waste stabilization pond system for irrigation. **Water Science and Technology** 1995; 31(12): 267-273.

Ceballos BSO, Soares NE, Moraes MR, Catão RMR, Konig A. Microbiological aspects of an urban river used for unrestricted irrigation in the semi-arid region of north east Brazil. **Water Science and Technology** 2003; 47(3): 51-57.

CETESB Norma Técnica – L5.225 – Determinação de colifagos em amostras de água. São Paulo, 1990.

CETESB Norma Técnica – L5.218 – *Salmonella* – isolamento e identificação. São Paulo, 1993.

Chernicharo CAL, coordenador. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Projeto PROSAB; 2001. 544p.

Coraucci Filho B, Chernicharo CAL, Andrade Neto CO, Nour EA, Andreoli FDN, Souza HN *et al.* Tecnologia do tratamento de águas residuais no solo:

infiltração rápida, irrigação e escoamento superficial. In: Campos JR, coordenador. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES; 1999.

Durán AE, Muniesa M, Méndes X, Valero F, Lucena F, Jofre J. Removal and inactivation of indicator bacteriophages in fresh waters. **Journal of Applied Microbiology** 2002; 92: 338-347.

Ellis KV, Rodrigues PCC, Gomez CL. Parasite ova and cysts in waste stabilization ponds. **Water Research** 1993; 27(99): 1455-1460.

Emparanza-Knörr A, Torrella F. Microbiological performance and Salmonella dynamics in a wastewater depuration pond system of southeastern Spain. **Water Science and Technology** 1995; 31(12): 239-248.

Environment Canada. **Land application of treated municipal wastewater and sludge**. Ontario; 1984.

[EPA] Environmental Protection Agency. **Wastewater treatment/disposal fos small communities (manual - EPA)**. Washington (DC); 1992a.

[EPA] Environmental Protection Agency. **Environmental Regulations and Technology: Control of pathogens and vector attraction in sewage**

sludge (including domestic septage - under 40 CFR Part 503). Washington (DC); 1992b.

[EPA] Environmental Protection Agency. **Process design manual: land treatment of municipal wastewater (supplement on rapid infiltration and overland flow - EPA)**. Washington (DC); 1984.

[EPA] Environmental Protection Agency. Process design manual. Land treatment of municipal wastewater. Cincinati, Ohio; 1981.

Fattal B, Yekutiel P, Wax Y, Shuval HI. Prospective epidemiological study of health risks associated with wastewater utilization in agriculture. **Water Science and Technology** 1986; 18(10): 199-209.

Feachem RG, Bradley DJ, Garelick H, Mara DD. **Sanitation and disease: Health aspects of excreta and wastewater management**. John Wiley, Chicester, 1983.

Ferreira UM, Foronda AS, Schumaker TTS. **Fundamentos biológicos da parasitologia humana**. São Paulo: Manole; 2003. 156p.

Filip Z, Seide K, Dizer H. Distribution of enteric viruses and microorganisms in long-term sewage-treated soil. **Water Science and Technology** 1983; 15: 129-135.

Friedel JK, Langer T, Siebe C, Stahr K. Effects of long-term waste water irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities in central Mexico. **Biol Fertil Soils** 2000; 31: 414-421.

Gassmann L, Schwartzbrod J. Wastewater and Giardia cysts. **Water Science and Technology** 1991; 24(2): 183-186.

Gagliardi JV, Karns JS. Leaching of Escherichia coli 0157:H7 in diverse soils under various agricultural management practices. **Applied and Environmental Microbiology** 2000; 66(3): 877-883.

Goyal SM, Keswick BH, Gerba CP. Viruses in groundwater beneath sewage irrigated cropland. **Water Research** 1984; 18(3): 299-302.

Governo do Estado de São Paulo/Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Informações básicas para o planejamento ambiental**. São Paulo: 2002.

Grimason AM, Wiandt S, Baleux B, Thitai WN, Bontoux J, Smith HV. Occurrence and removal of *Giardia* sp. cysts by Kenyan and French waste stabilization pond systems. **Water Science and Technology** 1996; 33(7): 83-89.

Habbari K, Tifnouti A, Bitton G, Mandil A. Geohelminthic infections associated with raw wastewater reuse for agricultural purposes in Beni-Mellal, Morocco. **Parasitology International** 2000; 48: 249-254.

Haruvy N. Agricultural reuse of wastewater: nation-wide cos-benefit analysis. **Agricultural Ecosystems & Environment** 1997; 66: 113-119.

Hespanhol I. Potencial de reuso de água no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aqüíferos. In: Mancuso, PCS, Santos HF, editores. **Reúso de água**. São Paulo: Manole; 2003. p. 37-97.

Hespanho I, Prost AME. Who guidelines and national standards for reuse and water quality. **Water Research** 1994; 28(1): 119-124.

Jiménez B, Cháves A, Hernández C. Alternative treatment for wastewater destined for agricultural use. **Water Science and Technology** 1999; 40(4-5): 355-362.

Jiménez B, Chavez A, Leyva A, Tchobanoglous G. Sand and synthetic medium filtration of advanced primary treatment efluent from Mexico City. **Water Research** 2000; 34(2): 473-480.

Jiménez B, Chávez A, Maya C, Jardines L. Removal of microorganisms in different stages of wastewater treatment for Mexico City. **Water Science and Technology** 2001; 43(10):155-162.

Jiménez-Cisneros BE, Maya-Rendón C, Salgado-Velázques G. The elimination of helminth ova, faecal coliforms, Salmonella and protozoan cysts by various physicochemical processes in wastewater and sludge. **Water Science and Technology** 2001; 43(12): 179-182.

JONES, STOKES. **Statewide Program EIR Covering General Waste Discharge Requirements for Biossolids Land Application**. Sacramento, CA. Prepared for California State Water Resources Control Board, Water Quality Division, Sacramento, CA. 2004. Disponível em <URL: http://waterboards.ca.gov/programs/biosolids/deir/chapters/ch5.pdf> [julho 2005].

Koivunen J, Siitonen A, Heinonen-Tanski H. Elimination of enteric bacteria in biological-chemical wastewater treatment and tertiary filtration units. **Water Research** 2003; 37: 690-698.

Loreau M. Microbial diversity, producer-decomposer interactions and ecosystem processes: a theoretical model. **Proc R Soc Biol Sci B** 2001; 268: 303-309.

Madera CA, Peña MR, Mara DD. Microbiological quality of a waste stabilization pond effluent used for restricted irrigation in Valle Del Cauca, Colombia. **Water Science and Technology** 2002; 45(1): 139-143.

Makni H. Disinfection of secondary effluents by infiltration percolation. **Water Science and Technology** 2001; 43(12): 175-178.

Mancuso, PCS, Santos HF, editores. **Reúso de água**. São Paulo: Manole; 2003.

Mara D, Cairncross S. Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture. Geneva: **World Health Organization/United Nations Environment Programme**; 1989.

Marecos do Monte MH, Angelakis NA, Asano T. Necessity and basis for establishment of european guidelines for reclaimed wastewater in the mediterranean region. **Water Science and Technology** 1996; 33 (10-11): 303-316.

Melloul AA, Hassani L. Salmonella infection in children from the wastewater-spreading zone of Marrakesh city (Morocco). **Journal of Applied Microbiology** 1999; 87: 536-539.

Nasser AM, Glozman R, Nitzan Y. Contribution of microbial activity to virus reduction in saturated soil. **Water Research** 2002; 36: 2589-2595.

Neves DP, Melo AL, Genaro O, Linardi PM, coordenadores. **Parasitologia Humana**. 10a ed. São Paulo: Atheneu; 2002.

Organización Mundial de la Salud. Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales em agricultura y acuicultura. **Organización Mundial de la Salud (OMS)**: Ginebra. Serie de Informes Técnicos 778. 1989.

Oron G, Armon R, Mandelbaum R, Manor Y, Campos C, Gillerman L, Salgot M, Gerba C, Klein I, Enriquez C. Secondary wastewater disposal for crop irrigation with minimal risks.Water Science and Technology 2001; 43(10):139-146.

Oron G, Campos C, Gillerman L, Salgot M. Wastewater treatment, renovation and reuse for agricultural irrigation in small communities. **Agricultural Water Management** 1999; 38: 223-234.

Oron G, Goemans M, Manor Y, Feyen J. Poliovirus distribution in the soil-plant system under reuse of secondary wastewater. **Water Resource** 1995; 29(4): 1069-1078.

Oron G, DeMalach Y, Hoffman Z. Effect of effluent quality and application method on agricultural productivity and environmental control. **Water Science and Technology** 1992; 26(7-8): 1593-1601.

Ouazzani N, Bouhoum K, Mandi L, Bouarab L, Habbari Kh, Rafiq F, Picot B, Bontoux J, Schwartzbrod J. Wastewater treatment by stabilization pond: Marrakesh experiment. **Water Science and Technology** 1995; 31(12): 75-80.

Paganini WS. Reuso de água na agricultura. In: Mancuso, PCS, Santos HF, editores. **Reúso de água**. São Paulo: Manole; 2003. p. 339-401.

Paganini WS. **Efeitos da disposição de esgotos no solo**. São Paulo; 2001. [Tese de Doutorado – Faculdade de Saúde Pública da USP].

Parameswaran M. Urban wastewater use in plant biomass production. **Resources, Conservation and Recycling** 1999; 27: 39-56.

Parker W, Mee B. Survival of *Salmonella Adelaide* and fecal coliforms in coarse sands of the Swan coastal plain, Western Australia. **Applied and Environmental Microbiology** 1992; 43: 981-996.

Pescod MB. **Wastewater treatment and use in agriculture - FAO irrigation and drainage paper 47**. Roma: Food And Agriculture Organization Of The United Nations; 1992

Pinilla CC. **Indicadores de contaminación fecal em la reutilización de agua residual regenerada en suelos**. Barcelona; 1998. [Título de Doctor – Facultad de Biologia Universidad de Barcelona].

Plachá I, Venglovský J, Sasáková N, Svoboda IF. The effect os summer and winter seasons on the survival of Salmonella typhimurium and indicator micro-organisms during the storage of solid fraction of pig slurry. **Journal of Applied Microbiology** 2001; 91: 1036-1043.

Rajala RL, Pulkkanen M, Pessi M, Heinonen-Tanski H. Removal of microbes from municipal wastewater effluent by rapid sand filtration and subsequent UV irradiation. **Water Science and Technology** 2003; 47(3):157-162.

Ramirez-Fuentes E, Lucho-Constantino C, Escamilla-Silva E, Dendooven L. Characteristics, and carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with wastewater for different lengths of time. **Bioresource Technology** 2002; 85: 179-187.

Razzolini MTP. **Avaliação sanitária de águas residuárias provenientes de lagoas de estabilização para irrigação de culturas agrícolas no Estado de São Paulo**. São Paulo; 2003. [Tese de Doutorado – Faculdade de Saúde Pública da USP].

Santamaría J, Toranzos GA. Enteric pathogens and soil: a short review. **Int Microbiol** 2003; 6: 5-9.

Sessitsch A, Weilharter A, Gerzabek MH, Kirchmann H, Kandeler E. Microbial population structures in soil particle size fractions of a long-term fertilizer field experiment. **Applied and Environmental Microbiology** 2001; 67(9): 4215–4224.

Shuval HI, Adin A, Fattal B, Rawitz E, Yekutiel P. **Wastewater irrigation in developing countries: health effects and technical solutions**. Washington (DC); World Bank; 1986.

Smith CJ, Hopmans P, Cook FJ. Accumulation of Cr, Pb, Cu, Ni, Zn and Cd in soil following irrigation with treated urban-effluent in Australia. **Environmental Pollution** 1996; 94(3): 317-323.

Smith E, Leeflang P, Gommans S, van den Broek J, van MS, Wernars K. Diversity and seasonal fluctuations of the dominant members of the bacterial soil community in a wheat field as determined by cultivation and molecular methods. **Applied and Environmental Microbiology** 2001; 67: 2284-2291.

Stampi S, DE Luca G, Zanetti F. Evaluation of the efficiency of peracetic acid in the disinfection of sewage effluents. **Journal of Applied Microbiology** 2001; 91: 833-838.

Stien JL, Schwartzbrod J. Experimental contamination of vegetables with helminth eggs. Water Science and Technology 1990; 22(9): 51-57.

Strauss M. Human waste use: health protection practices and scheme monitoring. **Water Science and Technology** 1991; 24: 67-79.

Terada M, Paganini WS, Zuccolo ACF. Tratamento de esgotos domésticos por disposição no solo com utilização de gramíneas. **Revista DAE** 1985; 45: 249-254.

Torsvik V, Ovreas L. Microbial diversity and function in soil: from genes to ecosystems. **Current Opinion in Microbiology** 2002; 5: 240-245.

Tyrrel SF, Quinton JN. Overland flow transport of pathogens from agricultural land receiving faecal wastes. **Journal of Applied Microbiology** 2003; 94: 87S-93S.

Vilanova X, Manero A, Cerdà-Cuéllar M, Blanch AR. The effect of a sewage treatment plant effluent on the faecal coliforms and enterococci populations of the reception river waters. **Journal of Applied Microbiology** 2002; 92: 210-214.

Von Sperling M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais; 1996.

Ward RL, Knowlton DR, Stober J, Jakubowski W, Mills T, Graham P, Camann DE. Effect of wastewater spray irrigation on rotavirus infection rates in na exposed population . **Water Research** 1989; 23(12): 1503-1509.

Wiandt S, Baleux B, Casellas C, Bontoux J. Occurrence of *Giardia* sp. cysts during a wastewater treatment by a stabilization pond in the south of France. **Water Science and Technology** 1995; 31(12): 257-265.

World Health Organization. Guidelines for drinking water quality. **World Health Organization (WHO)**: Geneva. Recomendations. 2004. v.1.

Yadav RK, Goyal B, Sharma RK, Dubey SK, Minhas PS. Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soils, crops and ground-water - A case study. **Environmental International** 2002; 28: 481-486.

Yates MV, Gerba CP, Kelley LM. Virus persistence in groundwater. **Applied and Environmental Microbiology** 1985; 49(4): 778-781.