

CURSO SOBRE TRATAMENTO DE ESGOTO POR DISPOSIÇÃO NO SOLO

Maio / 2005

TRATAMENTO DE ESGOTO POR DISPOSIÇÃO NO SOLO

Autora: Sandra Parreiras Pereira Fonseca

*Engenheira Civil pela Escola de Engenharia da Kennedy.
Mestre em irrigação e drenagem e doutoranda na área de
recursos hídricos e ambientais do programa de pós-graduação,
do Departamento de Engenharia Agrícola da
Universidade Federal de Viçosa – UFV.
Engenheira de Projetos e Obras de Saneamento da
Superintendência Operacional Sudeste da COPASA.*

Experiência Profissional:

Funcionária da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), desde julho de 1980. Coordenadora e consultora de assuntos ligadas a saneamento básico e recursos hídricos, junto a Superintendência Sudeste da COPASA. Coordenadora de 110 projetos, dentre esses, de sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário. Desde 1997, vem pesquisando a aplicação de esgoto no solo. De 1999 a 2003, publicou 17 trabalhos dentre esses, técnico-científicos, artigo, 2 capítulos de livro e autora de 3 anais. Neste mesmo período participou em congressos, simpósios, seminários com apresentação de trabalhos científicos e coordenação de seções técnicas. Coordenadora do I, II e III Encontro de Preservação de Manancial da Zona da Mata Mineira realizados em Viçosa MG, pela UFV/DEA, ABAS MG e ABES MG em 2001, 2002 e 2003. Membro de entidades de classe e associações científicas, a saber: - Presidente da Subseção Sudeste da ABES MG (Seção Minas Gerais da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental); Membro do Conselho Consultivo e Presidente do Centro de Referência Sudeste da ABAS MG (Núcleo Minas Gerais da Associação Brasileira de Águas Subterrâneas); membro do Sistema Integrado de Preservação de Mananciais (SIPAM). Membro titular pela ABAS no CHEIPOM; membro titular pela COPASA no CBH-Piranga e membro suplente pela ABES no CBH-Doce.

Endereço para contato:

Rua Gomes Barbosa, 79 apt.200 - Centro
36.570-000 – Viçosa, MG

Tel.: (31) 3891.1044 ou (31) 9965.4351 - Fax (31) 3891.3899-2735

e-mail: spfonseca@tdnet.com.br ou sandra.parreiras@copasa.com.br

APRESENTAÇÃO

O objetivo desse mini curso consiste em apresentar noções básicas de tratamento de esgoto por disposição no solo conciliado ao uso de águas residuárias para fertirrigação de culturas. A elaboração desta Apostila foi compilada de textos diversos de uma série de bibliografias apresentadas no final.

Como recomendações, que essa apostila não sirva apenas como um documento técnico, mas como instrumento para novas reflexões no que diz respeito às questões de saneamento básico, tratamento de esgoto e o seu aproveitamento agrícola.

AGRADECIMENTOS

A Deus

Ao meu esposo Cláudio e filhos Sara e Igor.

A Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA).

Ao Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (DEA-UFV).

Aos professores Antônio Alves Soares,

Antônio Teixeira de Matos e

Marcos Rocha Vianna.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	5
2. HISTÓRICO	6
3. SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO E O USO DE EFLUENTES NA AGRICULTURA.....	6
4. ASPECTOS SANITÁRIOS DO USO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS NA AGRICULTURA.....	9
4.1. Indicador de contaminação.....	9
4.2. Sobrevivência dos patógenos no solo, vegetais e água.....	10
4.3. Normatização do uso de águas residuárias doméstica na irrigação.....	11
5. RISCOS DE CONTAMINAÇÃO DO LENÇOL FREÁTICO.....	14
6. DIMENSIONAMENTO E IMPLANTAÇÃO DO PROJETO	14
6.1. Caracterização da água residuária	14
6.2. Caracterização do solo.....	14
6.3. Caracterização da área.....	19
6.4. Escolha da espécie vegetal a ser cultivada nas faixas de tratamento.....	19
6.5. Influência de fatores meteorológicos na eficiência do tratamento.....	21
6.6. Parâmetros de projeto.....	21
6.7. Modelo matemático de dimensionamento de ETE – disposição de esgoto no solo	23
6.8. Metodologia de dimensionamento de sistemas de irrigação por faixa	28
6.9. Exemplo de dimensionamento	29
7. OPERAÇÃO E MONITORAMENTO DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO	30
7.1. Critérios para operacionalização e monitoramento	30
7.2. Resultados experimentais em ETEs por disposição no solo.....	30
7.2.1. Operacionalização do sistema.....	30
7.2.2. Monitoramento qualitativo dos afluentes e efluentes da ETE	30
7.2.3. Eficiência da remoção de microrganismo.....	32
7.2.4. Monitoramento das características físicas e químicas do solo.....	32
7.2.5. Monitoramento qualitativo e sanitário da forragem.....	34
7.2.6. Qualidade da água do lençol freático.....	36
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	37

1. INTRODUÇÃO

O abastecimento de água tratada traz resultados rápidos e sensíveis melhorias à saúde e às condições de vida de uma comunidade. Entretanto, os dejetos gerados após o uso da água requerem tratamento e disposição final adequados para controle de vetores transmissores de doenças e preservação do meio ambiente.

A atual política nacional de recursos hídricos, por considerar a água um bem público, limitado, dotado de valor econômico, cujo uso prioritário é o consumo humano, estabeleceu que a gestão da água deve ser descentralizada, conforme estabelecido na Lei Federal nº 9.433, de janeiro de 1997. Assim, as alternativas de integração do uso da água com as diversas atividades sociais e econômicas, atendendo aos mais diversos interesses, tornam-se cada vez mais direcionadas à conservação desse bem, vital à sobrevivência humana.

Mais de dez bilhões de litros de esgoto por dia são jogados diretamente nos cursos d'água, causando problemas ao meio ambiente, enquanto que estima-se que existam 260 milhões de hectares irrigados no mundo, o que corresponde a apenas 17% das terras agricultáveis; entretanto, essa área é responsável por 40% da produção agrícola. Para produzir alimento suficiente para a população mundial, o consumo de água na agricultura, que atualmente corresponde a 70% do consumo total, deve aumentar de 50 a 100%. Portanto, projetos para melhorar a eficiência dos sistemas de irrigação e conservar a água são vistos com grande interesse pelos especialistas e órgãos de fomento à pesquisa.

O aproveitamento planejado de águas residuárias, efluentes tratados ou não, na agricultura é uma alternativa para controle da poluição de corpos d'água, disponibilização de água e fertilizantes para as culturas, reciclagem de nutrientes e aumento de produção agrícola. Trata-se de técnicas que envolvem duas áreas específicas da engenharia: a sanitária, que visa à depuração do resíduo líquido; e a agrícola, que visa ao aproveitamento de águas servidas para a irrigação de culturas.

Considerando que um dos meios de preservação do meio ambiente são o tratamento e a disposição final dos esgotos domésticos em corpos d'água e que, para tal, são necessários recursos significativos, têm-se buscado alternativas que sejam, ao mesmo tempo, de baixo custo de implantação e operação, desde que fiquem asseguradas a salubridade da população vizinha à área de tratamento e a preservação do meio ambiente. O tratamento do esgoto doméstico por disposição no solo tem-se mostrado economicamente viável e de simples implantação, podendo ser especialmente adequado ao denominado *Saneamento rural*, embora possa ser estendido, também, às comunidades de maior porte.

A disposição dos esgotos no solo obedece, de certa forma, à linha básica preconizada para a irrigação agrícola quanto à distribuição uniforme dos efluentes na superfície do solo, a fim de evitar variação na sua estrutura devido a ações físicas e químicas.

A aplicação do esgoto doméstico sobre a superfície do solo como processo de tratamento possibilita a remoção dos poluentes por meio de mecanismos de ordens física (sedimentação, filtração, radiação, volatilização e desidratação), química (oxidação e reações químicas, precipitação, adsorção e troca iônica) e biológica (absorção, biodegradação e predação). Além do efeito depurador do esgoto, essa prática proporciona o suprimento de água para as culturas e a adição de matéria orgânica no solo. A adição de matéria orgânica no solo proporciona melhoria de suas condições físicas, aumenta a atividade biológica, contribui para a redução do alumínio trocável e aumenta a capacidade de retenção de água no solo, dentre outros.

Dentre os sistemas de tratamento de esgoto mais comuns, que poderiam ser conciliados com o uso de águas residuárias na agricultura, destacam-se os sistemas de disposição no solo, que podem ser de infiltração rápida, infiltração lenta ou percolação e de escoamento superficial.

O método do escoamento superficial consiste na aplicação do esgoto no início de faixas com declividades de 2 a 8%, sendo o efluente tratado gerado coletado e lançado nos corpos receptores d'água. Os solos utilizados nessa prática devem possuir baixa permeabilidade. A depuração do esgoto depende da vegetação, responsável pela absorção de minerais disponibilizados com a decomposição do material orgânico e os microrganismos que se desenvolvem no filme biológico, formado na interface solo-planta.

A partir da década de 80, as empresas de saneamento básico do Brasil vêm implantando unidades experimentais de tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial em todo o país, como proposta de saneamento rural de baixo custo, geralmente em parceria com universidades. Por ser alternativa de tratamento de esgoto recente em nosso país, alguns projetos vêm sendo monitorados e avaliados para subsidiar as empresas de saneamento na implantação e operacionalização dessas unidades.

2. HISTÓRICO

Há evidências da utilização de sistemas de aplicação de águas residuárias em áreas agrícolas desde os tempos da civilização ocidental na antiga Atenas. Em 1559, na Alemanha, na cidade de Bunzlau, foi implantado um sistema de irrigação com águas residuárias, que esteve em funcionamento durante 300 anos.

A maior proliferação dos sistemas de aplicação de esgoto doméstico no solo ocorreu durante a segunda metade do século 19, principalmente em países como Austrália, França, Alemanha, Inglaterra, Índia, Polônia, Estados Unidos e México. Isso ocorreu porque esses países sofriam sérios problemas de poluição ambiental, devido ao lançamento de esgotos sanitários, sem tratamento, diretamente nos rios. A única alternativa que estava, então, disponível era o transporte do esgoto bruto até as áreas rurais para disposição e irrigação, áreas que se tornaram conhecidas como *Fazendas de Esgotos*.

No início do século 20 houve redução na aplicação de esgoto em solos agrícolas, devido ao receio de riscos sanitários e em razão do desenvolvimento de sistemas modernos de tratamento de esgoto. No período pós-guerra, a crescente necessidade de otimização dos recursos hídricos, aliada ao desenvolvimento de critérios científicos de avaliação dos riscos sanitários, renovou o interesse pela prática de aplicação de resíduos na agricultura irrigada em diversos países como Argentina, Austrália, Chile, China, Alemanha, Índia, Israel, Kuwait, México, Peru, Arábia Saudita, África do Sul, Sudão, Tunísia e EUA, destacando-se a China com uma área irrigada de 1.330.000 hectares.

Os esgotos constituem rica fonte de nutrientes, apresentando grande potencial de uso na fertirrigação de culturas agrícolas. Na realidade, o uso de esgoto como água de fertirrigação vem desde a metade do século XVIII, tendo intensificado nas duas últimas décadas, em vários países do mundo. No Brasil existem poucos estudos a esse respeito, podendo ser citados alguns trabalhos de empresas de saneamento e universidades, Quadro 1.

3. SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO E O USO DE EFLUENTES NA AGRICULTURA

Os sistemas de tratamentos de esgotos doméstico de baixo custo de implantação e operação, que podem ser associados com o uso de seus efluentes tratados ou não na agricultura são sistemas de Lagoas de Estabilização não aeradas e Anaeróbias, Lagoas de Maturação, Lagoas de Alta taxa de Degradação, Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendentes (UASB) e de Disposição no solo.

No Quadro 2 são apresentadas as condições de aplicabilidade dos métodos de tratamento de esgoto por disposição no solo e características gerais do sistema.

Os métodos de disposição de efluentes no solo são assim classificados:

- Método de Infiltração Lenta - Irrigação:

Consiste na aplicação do esgoto sobre uma área com vegetação, com a finalidade de fornecer água e nutrientes para o crescimento das plantas, Figura 1. Parte do esgoto aplicado é evaporado e parte é percolado podendo atingir o lençol freático, mas a maior parte é absorvida pelas plantas e transpirada para a atmosfera. Esse método é aplicado aos solos com permeabilidade moderada lenta para moderada rápida, e a profundidade do lençol freático deve estar no mínimo 0,6 m da superfície, para que não ocorra sua contaminação. As técnicas de aplicação dos esgotos sobre a superfície podem ser por sulcos, aspersão ou inundação.

A técnica de aplicação do esgoto no solo por meio de sulcos em curva de nível requer a sistematização do terreno, sendo o efluente distribuído pelos sulcos que, por sua vez, são alimentados por canais de distribuição. São aplicados em terrenos com declividades de até 10%. Quanto ao tipo de vegetação, esse método é aplicado para fertirrigação de culturas.

A técnica por aspersão/gotejamento é adotada para grandes declividades do terreno, variando de 15% a 20%, podendo ser aplicado para culturas não consumidas cruas, espécies florestais. O efluente é distribuído por tubulações pressurizadas, o que acarreta em custos elevados na aquisição e manutenção de equipamentos. O grande problema desse método é quanto ao transporte de microrganismos patogênicos pelos ventos, podendo afetar a saúde pública de comunidades vizinhas e os riscos de contaminação de operadores do sistema.

Na técnica por inundação o esgoto é distribuído em faixas fechadas e separadas por diques de modo a manter a área inundada. São dotadas de pequenas declividades de até 6%. Esse método é utilizado para plantas resistentes a encharcamento do solo, do tipo forrageiras.

FUNDAÇÃO ESTATUAL DO MEIO AMBIENTE - FEAM

30 de Maio de 2005 – Belo Horizonte – MG – Brasil

Quadro 1 - Panorama geral de unidades de tratamento por disposição no solo

Empreendimento	Tratamento	Forragem	Características do sistema	Eficiência do sistema	Referências
Populina-SP (SABESP)	Preliminar + escoamento superficial	<i>Brachiaria humidicola</i>	12 L.s ⁻¹ , 3 faixas de 70m de comp. e 25 m de largura, 2% de declividade	DBO (86,4%)	TERADA et al. (1985)
Batatais-SP (USP)	Preliminar + escoamento superficial	<i>Brachiaria humidicola</i>	Taxas de aplicação 0,15, 0,25 e 0,30 m ³ .h ⁻¹ .m ⁻¹ , faixas de 20m de comp. e 3,7 m de largura, 2% declividade.	Sólidos sedimentáveis e DBO (>80%), NTK (65%) e Coliforme fecal (1 unidade logarítmica)	CORAUCCI FILHO (1991)
Vila Varejão-DF CAESB/UNB	UASB + escoamento superficial	Taboa (<i>Typha latifolia</i>)	Atende 4000 hab, 3 faixas de 30, 40 e 45m de comp. e 3,5 m de largura, 1% declividade.	Sólidos SST (95,9%), DQO (87,6%), NTK (61,9%) e fósforo (57,1%)	BERNARDES e SOUZA (1996)
Itabira-MG SAAE/UFMG	UASB + escoamento superficial	<i>Brachiaria humidicola</i>	Taxas de aplicação 0,20, 0,40 e 0,60 m ³ .h ⁻¹ .m ⁻¹ , 3 faixas de 25m de comp. e 3,0 m de largura, 2 % declividade.	DBO (48 a 53%), DQO (48 a 53%) e Coliforme fecal (2 a 3 unidades logarítmicas)	ARAUJO et al. e ZERBINI (1999)
Roças Nova-MG COPASA	Preliminar + escoamento superficial	<i>Brachiaria arrecta Stent.</i>	Taxa de aplicação 0,14 m ³ .h ⁻¹ .m ⁻¹ , Vazão de 1,5 L.s ⁻¹ , 3 faixa de 33m de comp. e 30 m de largura, 1 % declividade.	DBO (82,5%), NTK (5%) e Coliforme fecal (1 unidade logarítmica)	FREIRE (1997)
Cana Brava-MG COPASA	Preliminar + escoamento superficial	<i>Brachiaria humidicola</i>	Taxa de aplicação 0,16 m ³ .h ⁻¹ .m ⁻¹ , Vazão de 3,0 L.s ⁻¹ , 3 faixas de 40m de comp. e 80 m de largura, 2 % declividade.	DBO (83,3%), NTK (22%) e Coliforme fecal (1 unidade logarítmica)	FREIRE (1997)
ETE-UFRN-RN	Preliminar + UASB + escoamento superficial	Capim elefante (<i>Pennisetum purpureum</i>)	Vazão de 0,70 m ³ .dia ⁻¹ , 2 módulos de 10m de comp. e 3,5 m de largura, 1 e 6 % declividade.	Redução de 46 a 52% de Magnésio, 82% e potássio e nenhuma redução de sódio e cálcio nos efluentes.	MELO et.al (2000)
Limeira – SP (UNICAMP)	Preliminar + UASB + escoamento superficial	Capim-Tifton 85 (<i>Cynodon sp</i>)	Taxas de aplicação 0,10 m ³ .h ⁻¹ .m ⁻¹ , 1 faixas de 40 m de comp. e 4,35 m de largura, 3,5 % declividade	DBO e DQO (90 a 86%) e NTK (79%)	KLUSENER FILHO et. al (2000)
Brasília - Distrito Federal –DF (UnB/CAESB)	Preliminar + fossa séptica + infiltração rápida	Gramínes pioneiras (<i>Ricinus comunis</i> , ervas, árvores e arbustos nativos)	Vazão de 60 m ³ .dia ⁻¹ . Sucos de 15 cm e 20cm de largura construídos em Área de 1.250 m ² da superfície exposta, em foram de escama de peixe. Latossolo Vermelho-escuro. 2 anos de operação prof. 10-20 cm	Acréscimo da MO (2,8), de P (35) e de Cu (4) vezes no solo. Decréscimo de K (1,2), de Mg (1,3) e de Zn (39) vezes no solo e não houve variação de Ca o solo. 88,3% de remoção de P.	CORRÊA (2000)
Viçosa-MG COPASA/UFV	Preliminar + escoamento superficial	Capim-coasteross (<i>Cynodon dactylon</i>)	Taxas de aplicação 0,24 a 0,36 m ³ .h ⁻¹ .m ⁻¹ , 10 faixas de 20 m de comp. e 3,0 m de largura, 2 % declividade	DBO e DQO (48 a 75%) e Coliforme fecal (1 unidade logarítmica)	FONSECA (2001)
ETE-UFRN-RN	Preliminar + infiltração lenta/irrigação	Arroz (<i>Oryza sativa</i>)	Vazão de 0,70 m ³ .dia ⁻¹ , 2 módulos de 10 m de comp. e 3,5 m.	A produção do arroz fertirrigado com esgoto (568 g.m ⁻²) foi inferior com o irrigado com água do poço (814 g.m ⁻²).	PEREIRA et. al (2003)
ETE-UFRN-RN	Preliminar + infiltração lenta/irrigação	Gergelim (<i>Sesamum indicum L.</i>)	Vazão de 0,70 m ³ .dia ⁻¹ , 2 módulos de 10 m de comp. e 3,5 m.	A produção do gergelim fertirrigado com esgoto (801 kg.ha ⁻²) foi superior com o irrigado com água do poço (715 kg.ha ⁻²).	PEREIRA et. al (2003)
Remédios – SP (SABESP)	Preliminar + Lagoa facultativa + infiltração rápida	-	Vazão de 2 L.s ⁻¹ , 14 módulos drenantes, c/ 5 drenos de 30 cm de extensão, 2100 m de drenos lineares.	-	RAMOS (2003)

Quadro 2 – Características gerais dos sistemas de tratamento de esgoto por disposição no solo

Fator Interveniante	Infiltração lenta - Irrigação	Infiltração-Percolação	Escoamento à Superfície
Critérios de aplicação do esgoto	⁽¹⁾ Evapotranspiração e percolação	⁽¹⁾ Percolação	⁽¹⁾ Escoamento superficial e evapotranspiração com alguma percolação
Carga hidráulica (cm.semana ⁻¹)	⁽²⁾ 1 a 11 (condições aeróbica do solo) e mín. 3-4 a 10 (períodos secos)	⁽²⁾ 10 a 50, no caso de recarga do lençol freático entre 150 e 300	⁽²⁾ 6 a 14 ⁽³⁾ 6,3 a 40 ⁽⁴⁾ 7 - 49
Declividade do terreno (%)	^(1,2) menor 20% em solo cultivados e menor que 40 %em solos não cultivados	Não crítica ^(1,2)	⁽⁵⁾ 2 a 6, ⁽²⁾ até 8 ⁽⁶⁾ até 15 ^(1,4) 2 – 8 ⁽⁶⁾ 2
Área requerida (ha) Para aplicação de 25,33 L/s	⁽¹⁾ 23 a 280	⁽¹⁾ 3 - 33	⁽¹⁾ 6,5 - 44
Textura do solo	⁽⁵⁾ Média a grossa	⁽⁵⁾ Média (argila siltosa)	^(5,7) argila, argila arenosa
Profundidade	⁽⁵⁾ Mais de 1,5 m ⁽²⁾ 1,60 m	⁽⁵⁾ Mais de 3,0 m ⁽³⁶⁾ 4,5 m	⁽⁵⁾ Mais de 0,5 m ⁽²⁾ Não crítica
Permeabilidade e drenagem	⁽⁵⁾ Moderadamente bem drenado ^(1,2) Permeabilidade moderadamente baixo a moderadamente alta	^(1,2,5) Permeabilidade alta e bastante bem drenado	^(1,5) Permeabilidade baixa e moderadamente drenado, ^(2,7) solos com camada impermeável.
Cultura	⁽⁵⁾ Gramíneas (pastagens), cana-de-açúcar e cereais. Pomares, milho, qualquer tipo para silvicultura café e cana-de-açúcar. ⁽²⁾ cultivos herbáceos, florestas e área de recreação	⁽⁵⁾ Indispensável Opcional ^(1,2)	⁽⁵⁾ Gramíneas (pastagens) ⁽²⁾ Requerida
Profundidade do Lençol freático	⁽⁵⁾ Mais de 1,5 m ^(1,3) 0,6 – 1m	⁽⁵⁾ Mais de 4,5 ⁽³⁾ 6,0 m ⁽¹⁾ 1,5 – 3,0 m	⁽⁵⁾ Mais de 0,9 m ⁽³⁾ não crítico considera camada impermeavel ⁽¹⁾ não crítica

Fontes: (1) EPA, 1981; (2) MARTINEZ, 1993; (3) WEF, 1992; (4) SMITH, 1982; (5) PAGANINI, 1997; (6) FONSECA, 2000a; (7) REED, 1990.

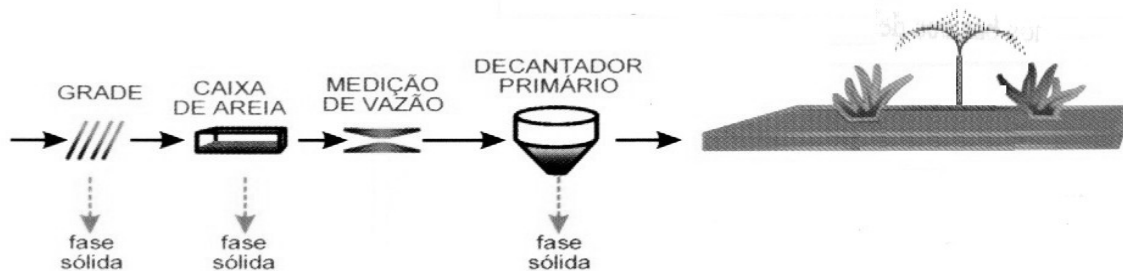


Figura 01 – Método de infiltração lenta com irrigação por aspersão (von sperling, 1996).

Os fatores limitantes para a utilização deste método de tratamento são a capacidade de infiltração de água no solo e a qualidade das águas subterrâneas.

- Método de Infiltração Rápida ou Infiltração-percolação:

O esgoto é disposto em faixas e devido às altas taxas de aplicação, as perdas por evaporação são pequenas, e a maior parte do líquido percola pelo solo, sofrendo assim o tratamento. A aplicação é feita de forma intermitente, de modo a permitir um período de descanso para o solo, no qual ele seca e restabelece as condições aeróbias. Esse método é aplicado a solos arenosos com alta permeabilidade devendo a profundidade do lençol freático estar a, no mínimo, 1,5 m, e para maior segurança profundidades maiores de 4,5m.

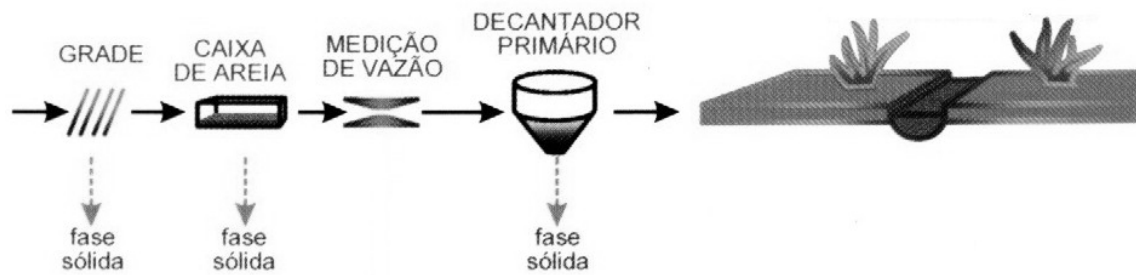


Figura 02 – Método de infiltração rápida (Von Sperling, 1996).

- Método de Escoamento à Superfície:

O esgoto é aplicado na parte mais alta do terreno em faixas com declividade de 2% a 8%, e coletado na parte inferior das faixas, de onde é captado por lançamento em corpos receptores d'água. Os terrenos utilizados devem possuir baixa permeabilidade, para evitar risco de contaminação do lençol freático. A depuração do esgoto depende da absorção de minerais pelas plantas e da decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos, nos filmes biológicos a serem desenvolvidos na interface do colo da planta com a superfície do solo.

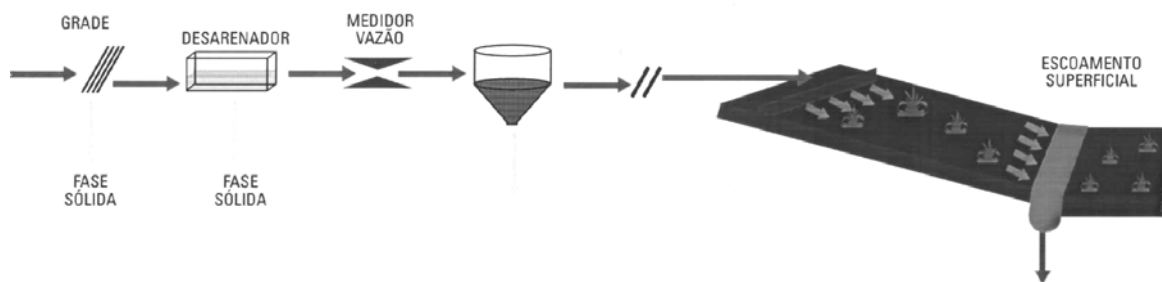


Figura 03 – Método de escoamento superficial (Von Sperling, 1996).

4. ASPECTOS SANITÁRIOS DO USO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS NA AGRICULTURA

4.1. Indicador de contaminação

Os organismos indicadores de contaminação fecal mais utilizados são as bactérias do grupo de coliformes, devido ao fato de serem encontrados na microbiota intestinal de animais de sangue quente, estarem presentes quando os patogênicos estão presentes e ausentes em amostras não-contaminadas, estarem presentes em maior número que os patogênicos, não se multiplicarem no meio e serem detectados por meio de métodos fáceis, rápidos e baratos.

A contribuição de coliformes totais e fecais dos seres vivos varia de 10^9 a 10^{12} e de 10^8 a 10^{11} organismos.hab⁻¹.dia⁻¹, respectivamente, o que corresponde, aproximadamente, às concentrações de 10^6 a 10^9 e de 10^5 a 10^8 organismos/100 mL de esgoto.

Alguns autores têm sugerido o uso apenas de *Escherichia coli* como indicador de poluição fecal, uma vez que essa bactéria pode ser facilmente distinta de outros membros do grupo de coliformes fecais (ausência de urease e presença de β -glicuronidase), além de apresentarem padrão de sobrevivência similar àquele das bactérias patogênicas, mas seu uso como indicador de contaminação por protozoários ou por vírus é limitado. Essas bactérias são muito menos resistentes à desinfecção que cistos de protozoários e vírus. A Organização Mundial de Saúde, em seus Guias de 1995, citou a *Escherichia coli* como a principal bactéria, do grupo de coliformes fecais, para indicador de poluição fecal.

O tratamento de esgoto por disposição no solo pelo método do escoamento superficial indiretamente se torna um estressor antropogênico do solo, sendo fundamental o monitoramento desse por intermédio de indicadores não somente físico-químicos, mas microbiológicos. O conhecimento biomassa microbiana sobre os aspectos qualitativos por intermédio da atividade biológica enzimática pode ser um indicador de qualidade do solo, complementando aos indicadores recomendados pela OMS (coliformes fecais – *E. coli* e ovos de helminto), considerando-se que esses indicadores avaliam as condições sanitárias e não ambientais.

A biomassa microbiana determinada pelo quociente microbiano (qMIC) é considerada a parte viva da matéria orgânica do solo e inclui bactérias, actinomicetos, fungos, protozoários, algas e microfauna. Constitui parte da fração da matéria orgânica ativa do solo, contendo, em média, 2 a 5% do C orgânico (CO) e 1 a 5% do N total do solo.

O carbono da biomassa microbiana (CBM), embora seja uma pequena fração do carbono orgânico total (menor que 5%) do solo, é um sensível indicador de qualidade do solo. As enzimas do solo e a biomassa microbiana representam, a quantidade de energia que está sendo armazenada em um determinado segmento da comunidade microbiana e, por isso, podem ser usadas na indicação do nível de qualidade do solo.

4.2. Sobrevivência dos patógenos no solo, vegetais e água

A sobrevivência dos microrganismos no solo é função dos fatores umidade, pH, irradiação solar, temperatura e concentração de matéria orgânica e de outros microrganismos. O tempo de sobrevivência dos microrganismos no solo variam de acordo com:

- **Capacidade de sobrevivência do próprio microrganismo:** Ovos de *Ascaris* sp. são mais resistentes, e por isso são utilizados para monitorar a qualidade do tratamento aplicado ao lodo e esgoto. Podem sobreviver em média dois anos e no máximo de 7 a 14 anos no solo.
- **Textura do solo:** Em solo arenoso, o tempo de sobrevivência de ovos de helmintos é menor que em solos úmidos. Em solos arenosos, devido à sua baixa capacidade de retenção de água, o tempo de sobrevivência das bactérias varia entre quatro e sete dias durante o tempo seco; e, em solos que retêm grande quantidade de água, os organismos persistiram por mais de 42 dias.
- **pH do solo:** O tempo de sobrevivência é menor em solos ácidos (pH 3 a 5) do que naqueles solos neutros o alcalinos. O pH do solo tem efeito sobre a eficácia dos nutrientes e agentes inibidores. Solos úmidos e ligeiramente alcalinos, com pH entre 5,8 e 7,8, estão em condições mais adequadas à sobrevivência de *E. coli* e *Enterococcus faecalis*, e ambos os organismos podem persistir por várias semanas nessas condições.
- **Incidência de luz solar:** Os raios solares incidindo diretamente sobre os microrganismos produzem dessecação reduzindo o tempo de sobrevivência dos mesmos. A irradiação solar exerce ação letal definitiva sobre organismos tifóides e grande mortalidade de *E. coli* e de *Enterococcus faecalis* quando adicionados a solos expostos à luz solar direta, diferentemente dos colocados em área sombreada.
- **Temperatura ambiente:** No verão, o tempo de vida dos cistos de protozoários e ovos de helmintos é mais curto que no inverno. O período de sobrevivência de bactérias do grupo dos coliformes fecais no solo, em temperatura ambiente de 20 a 30°C, é usualmente menor que 20 dias, entretanto esse período pode chegar a 70 dias, dependendo das condições climáticas, do tipo de solo e da qualidade da água residuária.
- **Método de aplicação do esgoto no solo:** Quando o esgoto é aplicado diretamente no solo, a incidência de raios solares contribui para diminuir o tempo de sobrevivência dos parasitos. Quando incorporado ao solo, ficando a baixa profundidade, o tempo de vida dos organismos aumenta. Todavia, esse procedimento diminui o risco de contato direto para o homem e os animais.
- **Capacidade de retenção de água:** Solos arenosos propiciam a sobrevivência de alguns microrganismos (*Ancylostomatidae*) e diminuem a de outros (bactérias).
- **Umidade:** solos, úmidos e períodos de grande precipitação aumentam o tempo de sobrevivência. Isto tem sido bem demonstrado para *E.coli*, *Salmonella typhi* e *Mycobacterium avium*.
- **Matéria Orgânica:** aumenta o tempo de sobrevivência de microrganismos no solo, por sua capacidade de reter a umidade. A recuperação de algumas bactérias, como *Salmonella* spp. pode ocorrer na presença de matéria orgânica abundante. Em solos com alta densidade orgânica as condições anaeróbias podem aumentar a sobrevivência de *Escherichia coli*.
- **Microrganismos do solo:** a competição e a predação com os microrganismos endêmicos do solo diminuem o tempo de sobrevivência das bactérias. Os protozoários de vida livre são considerados importantes predadores de coliformes. Bactérias entéricas aplicadas em solo estéril sobrevivem mais do que aquelas aplicadas em solo não estéril.

O tempo de sobrevivência dos microrganismos na água é variável, podendo ir de 10 a 60 dias para bactérias, de 60 a 120 dias para vírus entéricos, e de vários meses para ovos de helmintos, e nos vegetais e plantas o período de sobrevivência é menores. No quadro 3 são apresentados uma síntese geral do tempo de sobrevivência de vírus, bactérias e parasitos no solo, na água e nos vegetais .

Quadro 3 - Tempo de sobrevivência de microrganismos patogênicos no solo, na água e nos vegetais

Agentes patogênicos	SOLO ^(1,2)		ÁGUA ⁽³⁾		VEGETAL ⁽³⁾	
	Tipos de solo	Tempo de sobrevivência médio	Tempo de sobrevivência máximo	Tempo de sobrevivência	Tipo de vegetal	Tempo máximo de sobrevivência
Vírus Enterovírus	Diferentes tipos	12 dias	100 dias	60 a 120 dias	Feijão	4
					Plantas cultivadas	60
Bactérias						
Coliformes fecais	Superfície	40 dias	90 dias	60 dias	-	-
<i>Salmonella sp.</i>	Solo arenoso	30 dias	60 dias	60 dias	Batata e legumes Cenoura	40 10
<i>Vibrio cholerae</i>	Solo /camada profunda	70 dias / 5 dias	90 dias / 30 dias	10 a 60 dias	-	-
Protozoários						
Amebas	Solo	10-15 dias	30 dias	30 a 60 dias	-	-
Cistos	-	-	-	-	Legumes	3-15
Nematodas						
<i>Ascaris sp</i>	Solo irrigado	Vários meses	2 a 3 anos		-	-
<i>Toxocara sp</i>	Solo	Vários meses	7 a 14 anos	Vários meses	-	-
<i>Taenia sp</i>	Solo	Vários meses	8 meses	-	-	-
	Solo	15 a 30 dias (verão seco)	3 a 15 meses (inverno)	15 dias a 3 meses	-	-
Ovos de helmintos	-	-	-	-	Legumes Alface Tomate Beterraba (folhas e raiz)	27-35 8-15 28 10-30

Fonte: (1) EPA, 1981; (2) MEDEIROS et. al., 1999; (3)SOCOOL E PAULINO, 2000.

Salmonelose e cisticercose são dois patógenos de grande risco para à saúde associados com a fertirrigação de pastagens com águas residuárias. À salmonelose ocorre somente em situações de contato prolongado com material altamente contaminado, para isso recomenda-se um período de tempo, cerca de duas semanas em regiões de clima quente, entre a última aplicação de água residuária e a alimentação animal, média eficaz de descontaminação natural das pastagens. Com respeito a cisticercose as evidências de infecção de animais são mais nítidas, associadas a aplicação de esgoto e lodo de esgoto não tratado.

4.3. Normatização do uso de águas residuárias doméstica na irrigação

A agricultura utiliza maior quantidade de água e pode tolerar águas de qualidade mais baixa do que a indústria e o uso doméstico. Entretanto, para uso de águas residuárias de origem urbana ou agroindustrial, diretrizes especiais devem ser levadas em consideração, a fim de evitar riscos à saúde pública, principalmente no que se refere às suas características microbianas.

Os critérios de qualidade microbiológica recomendados pela EPA (1981) para a utilização de águas residuárias, esgoto doméstico, em irrigação são apresentados no Quadro 4 e os recomendados pela OMS no Quadro 5.

O critério da EPA (1981) exige para a irrigação irrestrita, ou a irrigação por aspersão em qualquer situação, um padrão microbiológico de qualidade de efluentes semelhante ao padrão de potabilidade da água (ausência de coliformes e organismos patogênicos, turbidez ≤ 2 UNT e cloro residual ≥ 1 mg.L⁻¹). Neste caso, ainda que implicitamente estar-se-ia privilegiando o primeiro critério: o de “risco nulo”, ou *risco potencial zero*. Para a irrigação restrita (culturas alimentícias processadas comercialmente e culturas não alimentícias) exige-se também a desinfecção, a garantia de cloro residual ≥ 1 mg.L⁻¹, mas um padrão bacteriológico ≤ 200 CF/100 mL, o que pressupõe a tolerância de presença de patógenos em alguma densidade e, portanto, da incorporação, ao menos conceitual, da terceira abordagem. Embora não se explicita, no primeiro caso pressupõe-se proteção dos consumidores, agricultores e público em geral e, no segundo, dos agricultores.

Quadro 4 – Critérios para utilização de águas residuárias em irrigação recomendados pela EPA

Tipo de Irrigação e Cultura	Processo de tratamento	Qualidade do efluente
Culturas alimentícias não processadas comercialmente Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura, incluindo culturas a serem consumidas cruas	Secundário + filtração + desinfecção	DBO $\leq 10 \text{ mg.L}^{-1}$; Turbidez $\leq 2 \text{ UNT}$ Cloro residual $\geq 1 \text{ mg.L}^{-1}$; Coliformes fecais ND e Organismos patogênicos ND
Culturas alimentícias processadas comercialmente Irrigação superficial de pomares e vinhedos	Secundário + desinfecção	DBO $\leq 30 \text{ mg.L}^{-1}$; SS $\leq 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Cloro residual $\geq 1 \text{ mg.L}^{-1}$ e Coliformes fecais $\leq 200/100 \text{ mL}$
Culturas não alimentícias Pastagens para rebanhos de leite, forrageiras, cereais, fibras e grãos.	Secundário + desinfecção	DBO $\leq 30 \text{ mg.L}^{-1}$; SS $\leq 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Cloro residual $\geq 1 \text{ mg.L}^{-1}$ e Coliformes fecais $\leq 200/100 \text{ mL}$
Irrigação, campos de esporte, parques, jardins e cemitérios.	Secundário + filtração + desinfecção	DBO $\leq 10 \text{ mg.L}^{-1}$; Turbidez $\leq 2 \text{ UNT}$; Cloro residual $\geq 1 \text{ mg.L}^{-1}$; Coliformes fecais ND e Organismos patogênicos ND

A OMS (1989) sugeriu, como diretriz para uso de águas residuárias em fertirrigação de culturas ingeridas cruas, campos de esportes e parques públicos, um padrão de qualidade bacteriológico de 1.000 coliformes fecais por 100 mL e, no máximo, de um ovo de helminto por litro. Citou que não existe nenhuma recomendação quanto aos limites bacteriológicos da água de irrigação para forrageiras, desde que os agricultores e a população, em geral, não sejam expostos a riscos sanitários. Sugere que fosse respeitado o prazo de duas semanas entre o término da irrigação da forrageira com águas residuárias e a alimentação de animais.

Quadro 5 – Critérios para utilização de águas residuárias em irrigação pela OMS

Categoria	Tipo de irrigação e cultura	Grupos de risco	Nematóides intestinais (ovos.L ⁻¹)	Coliformes fecais (org./100 mL)
A	Culturas a serem consumidas cruas, campos de esporte, parques e jardins	Agricultores, consumidor, público em geral.	≤ 1	≤ 1.000
B	Culturas processadas industrialmente, cereais, forragens, pastagens, árvores.	Agricultores	≤ 1	Sem recomendação
C	Irrigação localizada de plantas da categoria B na ausência de riscos para os agricultores e público em geral	Não aplicável	Não aplicável	Não aplicável

No Quadro 6 são apresentados os resultados da composição típica do esgoto, bem como os padrões de lançamento e da qualidade do corpo receptor e sobre a qualidade de água para a irrigação de culturas.

Os padrões de lançamento e de qualidade do corpo receptor, recomendados pela Comissão de Política Ambiental – COPAM, de certa forma estão inter-relacionados, devido ao fato de o objetivo de ambos ser a preservação da qualidade no corpo d'água. O COPAM “considera que o enquadramento dos corpos d'água deve estar baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade”.

Os mananciais enquadrados na Classe 2, tem como objetivo os usos múltiplos de suas águas para o abastecimento doméstico, após tratamento convencional; recreação de contato primário (natação, mergulho etc); irrigação de hortaliças e plantas frutíferas; e criação natural e intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana. Estes usos constam da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente de 1º de junho de 1986, e para essa Classe, o Artigo 5º da Deliberação Normativa acima mencionada estabelece os seguintes limites e ou condições para as águas:

1. Materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais: virtualmente ausentes;
2. Óleos e graxas: virtualmente ausentes;
3. Substâncias que comuniquem gosto ou odor: virtualmente ausentes;
4. Corantes artificiais: não será permitida a presença de corantes que não sejam removidos por processo de coagulação, decantação e filtração convencionais;

5. Coliformes considerando o contato primário e a água considerada satisfatória: (coliformes totais = 5.000 CT/100ml e coliformes fecais = 1.000 *E.coli*/100ml);
6. Cor: até 75mg Pt/l;
7. Turbidez: até 100UNT;
8. DBO₅ dias a 20° C: até 5 mg.L⁻¹ de O₂;
9. OD em qualquer amostra: não inferior a 5 mg.L⁻¹;
10. pH: 6,0 a 9,0

Quadro 6 – Características físicas, químicas e bacteriológicas do esgoto e limites recomendados para lançamento em corpos receptores e seu uso na irrigação

Parâmetros	Unidades	Resultados das análises ⁽¹⁾	Lançamento de efluentes em corpos d'água ^{(2) (a)}	Recomendações para uso na irrigação ^{(2) (b)}
Temperatura (amostra)	°C	28,0	< 40	-
pH	-	6,8	6,5 a 8,5	6,5 a 8,4 ^{(c) (b) (d)}
Sólidos totais	mg.L ⁻¹	584	-	-
Sólidos dissolvidos totais	mg.L ⁻¹	354	-	500 ^(d)
Sólidos suspensos totais	mg.L ⁻¹	230	60 ^(máx. diária) 100 ^(média mês)	-
Sólidos sedimentáveis	mL.L ⁻¹	9,0	1,0	-
Alcalinidade	mg.L ⁻¹ de CaCO ₃	200	-	-
Cloretos	mg.L ⁻¹ Cl	55	-	250 ^{(b) (c)} Baixa (0-0,25) Média (0,25-0,75) Alta (0,75-2,25) Muito alta (2,25-5,00)
Condutividade elétrica	dS.m ⁻¹	0,48	-	0,3 ^(d)
Sulfetos	mg.L ⁻¹	64	0,5	10 ^(d)
DBO ₅	mg.L ⁻¹	400	60 ou 85% após tratamento	-
DQO	mg.L ⁻¹	800	90	-
Fósforo total	mg.L ⁻¹	2,8	-	-
Nitrogênio total NTK	mg.L ⁻¹	35,0	-	-
Alumínio	mg.L ⁻¹	0,72	-	5,0 ^(b) 0,1 ^(d)
Arsênio total	mg.L ⁻¹	<0,005	0,2	0,10 ^(b) 0,05 ^(d)
Bário	mg.L ⁻¹	<0,20	5,0	1,0 ^(d)
Cádmio	mg.L ⁻¹	<0,005	0,1	0,01 ^{(b) (d)}
Chumbo	mg.L ⁻¹	<0,05	0,1	0,05 ^(d)
Cobre	mg.L ⁻¹	<0,024	0,5	0,5 ^(d)
Cromo total	mg.L ⁻¹	<0,05	0,5	0,10 ^(b) 0,5 ^(d)
Ferro total	mg.L ⁻¹	1,3	10,0	5,0 ^{(b) (d)}
Manganês	mg.L ⁻¹	0,03	1,0	0,20 ^(b) 0,5 ^(d)
Mercurio	mg.L ⁻¹	< 0,001	0,01	0,002 ^(d)
Prata	mg.L ⁻¹	< 0,027	0,1	0,05 ^(d)
Selênio	mg.L ⁻¹	0,005	0,02	0,02 ^(b) 0,01 ^(d)
Zinco	mg.L ⁻¹	0,28	5,0	2,0 ^(b) 5,0 ^(d)
Coliformes totais	UFC/ 100 mL	2,3 x 10 ⁷	-	20.000 ^(d)
Coliformes fecais	UFC/ 100 mL	1,1 x 10 ⁶	-	4.000 ^(d)

1- Análises realizadas pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA.

2- Os valores máximos recomendados:

- (a) Valores máximos admissíveis pela Deliberação Normativa da COPAM nº 010/86, de 16.12.1986, para lançamento de efluentes em cursos d'água.
- (b) PESCOD (1992). Recomendado pela FAO 47 – “Irrigation and drainage paper”.
- (c) Classificação proposta pelo “U. S. Salinity Laboratory Staff – USDA. Agriculture Handbook nº 60”, citado por BERNARDO (1995) e EPA (1981).
- (d) Águas destinadas à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras deverão ser classificadas como classe 3, quando coletadas em corpos d'água. COPAM nº 010/86, de 16.12.1986 (VIANNA, 1997).

5. RISCOS DE CONTAMINAÇÃO DO LENÇOL FREÁTICO

A contaminação de aquíferos é um fenômeno muito mais preocupante do que a das águas superficiais, visto que essas rapidamente se renovam e se recuperam após cessar o lançamento de efluentes. No caso dos lençóis subterrâneos, pode ser tão demorada a recuperação da qualidade que muitas vezes se dá o aquífero como perdido.

Os poluentes podem alcançar as águas superficiais ou subterrâneas através do lançamento direto, precipitação, escoamento pela superfície do solo ou infiltração. As fontes de poluição da água podem ser localizada (pontuais), quando o lançamento da carga poluidora é feito de forma concentrada, em determinado local, ou não localizada (difusa), quando os poluentes alcançam um manancial de modo disperso, não se determinando um ponto específico de introdução.

A preocupação da contaminação das águas subterrâneas está relacionada aos aquíferos não-confinados, especialmente onde o nível freático é pouco profundo. Um risco significativo de contaminação pode também estar associado a aquíferos semiconfinados, quando as camadas confinantes são delgadas e permeáveis.

O impacto na agricultura irrigada com águas residuárias sobre as águas subterrâneas pode ser problema ambiental de grande magnitude. Em zonas áridas com solos permeáveis e rasos, o tratamento do esgoto por disposição no solo, ou mesmo a fertirrigação de culturas com águas residuárias, caso esta não seja monitorada eficientemente, poderá causar incrementos no nível freático ou contaminação do lençol freático por microorganismos patogênicos e outros, além de provocar a salinização do solo.

O solo possui uma grande capacidade de adsorção de metais pesados, porém, se essa capacidade for ultrapassada, os metais pesados ficam disponíveis à lixiviação no perfil, principalmente, sob condições ácidas do sistema solo-solução percolante, podendo, após alguns anos, atingir as águas subterrâneas. Uma vez contaminado o aquífero, este pode tornar-se imprestável para qualquer uso da água e, considerando-se que esses mananciais são as reservas de água limpa de que dispõe a humanidade, torna-se vital a sua proteção. Pouco se conhece das interações qualitativas e quantitativas dos metais pesados com os colóides do solo, sob diversas condições do meio ambiente. Dentre as propriedades do solo que afetam a retenção e mobilidade de metais pesados no solo estão o pH, CTC, quantidade de matéria orgânica, quantidade e tipo de fração argila (argilas silicatadas e óxidos) e competição iônica.

A possibilidade de contaminação do lençol freático devido à utilização de resíduos orgânicos contendo metais pesados é uma das principais preocupações da humanidade. Por isso há intensa investigação sobre complexação e precipitação de metais pesados no solo, visando minimizar a sua movimentação através do perfil do solo.

6. DIMENSIONAMENTO E IMPLANTAÇÃO DO PROJETO

Para o dimensionamento e implantação de uma unidade de tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial, devem ser avaliadas as características físicas, químicas e biológicas da água e do solo, a profundidade do lençol freático, a taxa de infiltração e a condutividade hidráulica desse solo.

6.1. Caracterização da água residuária

O primeiro passo para a concepção do sistema consiste em avaliar a vazão disponível de esgoto ser tratado para início e final de plano e os resultados da composição típica do esgoto quanto aos padrões de lançamento e da qualidade do corpo receptor recomendados pelo COPAM e recomendações de PESCOD (1992), BERNARDO (1995) e EPA (1981) sobre a qualidade de água para a irrigação de culturas, conforme já especificados.

6.2. Caracterização do solo

A *textura*, caracterização física do solo, refere-se à proporção das frações argila, silte e areia, as quais determinam a classificação textural do solo. A concepção do método de tratamento por disposição no solo é definida em primeiro passo pela caracterização física do solo, ou seja, para o escoamento superficial, recomendam-se solos argilosos. Caso se tenha um solo arenoso, opta-se as estações de tratamento pelo método de infiltração rápida, no qual o movimento de água no solo é muito maior que o do escoamento superficial.

Os três métodos de disposição de esgoto no solo devem ser especificados em função da textura do solo. Na Figura 4 são apresentadas as possibilidades de adotar o método de tratamento de esgoto por disposição no solo em função da taxa de aplicação hidráulica do esgoto em relação à textura do solo.

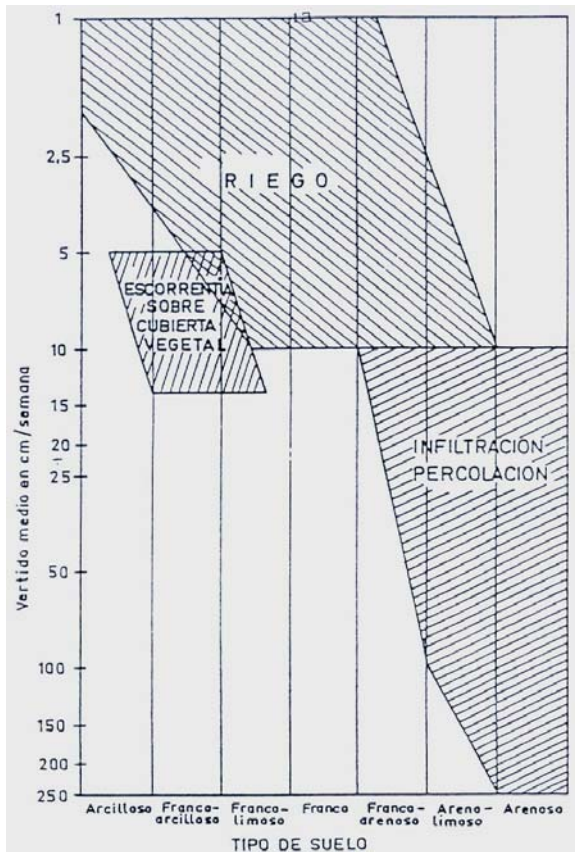


Figura 4 – Taxas de aplicação hidráulica versus textura do solo para diferentes métodos de aplicação no solo.

Os solos ARGISSOLOS compreendem solos constituídos por material mineral, com argila de atividade baixa e horizonte B textural (Bt), imediatamente abaixo de qualquer tipo de horizonte A (superficial) ou E, exceto o hístico. A textura varia de arenosa a argilosa no horizonte A e de média a muito argilosa no horizonte Bt, sempre havendo aumento de argila do horizonte A em relação à profundidade.

As estações de tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial devem ser instaladas em solos com a textura de solo franco-argilosa a argilosa Assim, como análise preliminar, podem-se propor os solos da classe dos ARGILOSOS (solos com B textural) e os LATOSSOLOS de textura argilosa para instalação de unidades de tratamento desse tipo.

Nos levantamentos dos solos, o arejamento é inferido a partir das classes de drenagem do solo, as quais se referem à quantidade e rapidez com que a água recebida pelo solo se escoar por infiltração e escoamento, afetando as condições hídricas do solo-duração de período em que permanece úmido, molhado ou encharcado. No Quadro 7 são apresentadas as classes de drenagem e algumas referências.

Solos arenosos, que possuem alta capacidade drenante, são ótimos para o sistema de tratamento de esgoto pelo método de infiltração-percolação. Solos com baixa capacidade drenante, como os argissolos, são ideais para o sistema de escoamento superficial, enquanto os mistos, bons para a agricultura, são desejáveis para a prática de irrigação.

A **condutividade hidráulica do solo**, sob determinado conteúdo de água, é o quociente entre o fluxo de água (q) nesse solo e o gradiente hidráulico (i), ou seja, determinado pela declividade da reta representada graficamente pela equação de Darcy, $K_0 = \Delta q / \Delta i$. Qualitativamente, a condutividade hidráulica é importante para caracterizar os meios porosos em permeáveis ou condutivos (baixa resistência à passagem de água), semi permeáveis (média resistência) e pouco permeáveis (alta resistência) quando seus valores resultam altos, médios e baixos, respectivamente. A implantação de unidades de tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial está condicionada a solos de baixa permeabilidade, impermeáveis.

Considerando a condição que os solos nas estações de tratamento de esgoto são saturados, a condutividade hidráulica deve ser determinada para as condições em solos saturados. A condutividade hidráulica em solos saturados pode ser determinada em função das características físicas do solo (porosidade, granulométrica); métodos de laboratório (permeâmetro de carga constante ou variável); e métodos de campo (furo de trado, piezômetro e poço seco).

Quadro 7 – Descrição das Classes de Drenagem

Classificação	Condições que a água é removida do solo	Textura do solo, permeabilidade e profundidade do lençol freático	Aplicação
Excessivamente drenado	Muito rapidamente	Arenosa, alta permeabilidade	Solos arenosos
Fortemente drenado	Rapidamente	Muito porosos; média a arenosa e bem permeáveis.	Latossolos de textura média
Acentuadamente drenado	Rapidamente	Argilosos a média, porém muito porosos e bem permeáveis	Latossolos de textura argilosa média
Bem drenado	Com facilidade não rapidamente	Argilosa ou média	Argissolos (antigo Terra Roxa Estruturada, Podzólicos Vermelho Amarelo) e Latossolos argilosos, com baixos teores de ferro e caulínicos, Chernossolos
Moderadamente drenado	Lentamente, perfil permanece molhado por pequena parte do tempo	Camada de permeabilidade lenta e o lençol freático no horizonte B, ou logo abaixo, alto	Podzólicos e Cambissolos desenvolvidos de rochas pelíticas (partículas finas), Chernossolos
Imperfeitamente drenado	Lentamente, perfil permanece molhado por um período significativo	Camada de permeabilidade lenta no <i>solum</i> , lençol freático alto	Alissolos, Vertissolos, Chernossolos, Hidromórficos, Planossolos
Mal drenado	Lentamente, permanece molhado grande parte do ano	Lençol freático à superfície ou próximo em boa parte do ano	Gleissolos (antigo Glei Pouco Húmico)
Muito mal drenado	Lentamente, perfil permanece molhado o ano todo	Lençol freático à superfície ou próximo na maior parte do ano	Organossolos (antigo solos Tiomórficos) e Gleissolos

Fonte: Adaptado de Curi et al. (1987) e EMBRAPA (1999).

Os valores médios da condutividade hidráulica variam de 10^{-2} a 10^{-3} cm.s^{-1} em solos arenosos e de 10^{-4} a 10^{-7} cm.s^{-1} em solos argilosos, não permanecendo constante no mesmo solo devido aos processos químicos, físicos e biológicos que ocorrem continuamente.

O escoamento superficial geralmente é adaptado a locais com solos de superfície com permeabilidade igual ou inferior a $0,5 \text{ cm.h}^{-1}$ e para solos com baixa permeabilidade, menor que $1,5 \text{ cm.h}^{-1}$. Para que não haja risco de contaminação do lençol freático, este deve encontrar-se a uma profundidade mínima de 0,90 m na área. Essa baixa permeabilidade já é presente quando o local contém solos com argila finamente estruturada ou solos com argila e silte, ou isso pode ser desenvolvido por compactação de um solo algo mais permeável.

Apesar disso, o sistema pode ser utilizado em locais com permeabilidade moderada entre $1,5$ e $5,0 \text{ cm.h}^{-1}$. Isto se deve ao fato de que, ao longo do tempo, pode ocorrer o preenchimento dos vazios pelos sólidos do afluente colmatagem e pelo crescimento vegetal. A permeabilidade também pode ser alterada pela compactação do solo durante a sistematização das faixas e o plantio da cultura.

A **curva característica de água no solo** ou curva de retenção de água é uma propriedade ou característica físico-hídrica do solo que relaciona o conteúdo volumétrico de água (θ) e o potencial matricial do solo (ϕ_m). Muitas vezes, é expresso como carga hidráulica (h) em unidades de coluna d'água (cm , m). Como o próprio nome indica, é típica para cada solo, variando de acordo com a classe textural do solo, o conteúdo de matéria orgânica, o grau de compactação, a classe de solo, a geometria dos poros e outras propriedades físicas do solo.

O conhecimento da capacidade de campo é importante nos estudos relacionados ao movimento vertical de água no solo, conservação do solo, determinação do momento oportuno de irrigar e a quantidade de água a ser aplicada. O máximo de água que um solo consegue reter é denominado Capacidade de Campo (C_c), em que o gradiente de potencial matricial aumenta até que em dada condição de umidade ele se iguale ao gradiente de potencial gravitacional.

A capacidade de campo pode ser determinada em condições de campo e de laboratório. Os potenciais matriciais em cada extrato do solo podem ser determinados a partir das umidades de solo e das curvas de característica de água no solo. Já o ponto de murchamento “ P_m ” corresponde a uma pressão de água no solo de aproximadamente 15 atmosferas de tensão.

Na curva característica de água no solo, a tensão, considerada como equivalente à capacidade de campo, é de 1/10 de atmosfera em solos de textura grossa e de 1/3 de atmosfera em solos de textura fina. O teor de umidade na capacidade de campo “ C_c ” pode variar de menos de 8%, em peso, em solos arenosos até mais de 30% em solos argilosos.

A **determinação da umidade do solo** é extremamente fundamental para estudos de movimento de água no solo, disponibilidade de água no solo, erosão, época e quantidade de água aplicada em cada irrigação e muitos outros problemas. Há vários métodos para determinar a umidade do solo, sendo os métodos-padrão de estufa, das pesagens, de Bouyoucos, de Colman e de tensiômetros os mais simples e usados em irrigação. O método-padrão de estufa (gravimétrico), por ser um método direto, é bastante preciso. Mais recentemente, diversos sistemas

automatizados vêm sendo desenvolvidos para determinação da umidade do solo, através da utilização de transdutores de pressão, do reflectômetro de domínio do tempo - TDR e de *dataloggers*. O método do tensiômetro é um método direto com a determinação da tensão de água no solo e indireto para determinar o percentual de água no solo, ou seja, pode-se determinar o avanço da frente de umedecimento no solo.

A **matéria orgânica** apresenta apreciável influência sobre as propriedades físicas do solo, daí ser classificada, por certos autores, como material “melhorador do solo” e não como fertilizante. As principais características físicas do solo influenciadas pela matéria orgânica são: massa específica, estrutura e estabilidade dos agregados, aeração, drenagem, retenção de água e consistência. A capacidade de retenção de água da matéria orgânica é sabidamente grande, devido à sua elevada superfície específica e à presença de cargas na fração húmica, proporcionando significativa adsorção de água à matéria sólida. A fração orgânica é capaz de reter uma massa de água equivalente de quatro a seis vezes a sua própria massa. Existe forte correlação entre o conteúdo de matéria orgânica e a capacidade de retenção de água no solo .

A **infiltração** é definida como o processo pelo qual a água penetra no solo, através de sua superfície. A velocidade de infiltração (VI) da água em um solo é fator muito importante na irrigação, visto que determina o tempo em que se deve manter a água na superfície do solo, de modo que se aplique uma quantidade de água desejada.

A velocidade de infiltração da água no solo é relativamente elevada no início do processo, decrescendo gradualmente com o tempo e tendendo a uma velocidade praticamente constante, denominada **Taxa de Infiltração Básica** (VIB). Em solos com perfil uniforme e estrutura estável, a VIB é aproximadamente igual à condutividade hidráulica do solo saturado.

A VIB pode ser determinada pelo método de entrada e saída, medindo-se diariamente as hidrógrafas de entrada e saída, correspondente aos pontos de medição no início e final da faixa de tratamento, respectivamente, pelo método direto, de entrada e saída. Subtraindo-se o valor da vazão de entrada do valor da saída pelo comprimento da faixa, será determinada a taxa de infiltração básica .

No Quadro 8, apresenta-se a classificação da Taxa de Infiltração Básica do Serviço de Conservação de Solos dos Estados Unidos de 1951, bem como a recomendada por BERNARDO (1995) para as condições brasileiras.

Quadro 8 - Classificação da velocidade de infiltração da água nos solos

Serviço de Conservação de Solos dos Estados Unidos em 1951		Bernardo (1995)	
Termo Descritivo	Velocidade de Infiltração (cm. h ⁻¹)	Termo Descritivo	Velocidade de Infiltração (cm. h ⁻¹)
Muito rápida	25,4	-	-
Rápida	12,7 a 25,4	-	-
Moderadamente rápida	6,3 a 12,7	Muito alta	> 3,0
Moderada	2,0 a 6,3	Alta	1,5 a 3,0
Moderadamente baixa	0,5 a 2,0	Média	0,5 a 1,5
Baixa	0,1 a 0,5	Baixa	< 0,5
Baixa Muito baixa	0,1	-	-

No método do escoamento superficial, segundo o EPA (1981), há perdas por escoamento no final da faixa; logo, a taxa de aplicação deverá ser maior que a vazão correspondente à velocidade de infiltração de água no solo.

Não existe uma proporcionalidade estabelecida teoricamente para definir, de maneira prévia, os volumes das parcelas efluentes infiltrado/percolado, evaporado/transpirado e o captado no canal de coleta no final da rampa, Quadro 9, devido ao fato de que as condições intervenientes físicas e de clima alteram-se de forma significativa, tanto na incidência quanto na intensidade de local para local. Assim, cada caso é um caso, e devem ser consideradas as pesquisas e medições de campo, de modo que possam estabelecer proporções específicas e peculiares de cada planta de tratamento.

Os **nutrientes**, em suas diferentes formas, são ligados à fase sólida com diferente energia, como o NO₃⁻ e Cl⁻ são praticamente livres de adsorção na maioria dos solos; o K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, NH₄⁺ são adsorvidos eletricamente; o Fe³⁺ e Cu²⁺ podem formar complexos quelatos; o P pode formar complexos de alta insolubilidade com os óxidos de Al e Fe, etc. Para ser absorvido pela planta, um nutriente deve encontrar-se na solução do solo, em contato com a superfície ativa do sistema radicular, em uma forma possível de absorção e utilização pela planta, na forma disponível.

O **fósforo**, por ser altamente absorvido pela maioria dos solos, sua concentração tende a ser alta nas primeiras camadas do perfil do solo e pequena nas profundidades maiores. De acordo com a EPA (1981) os sistemas de remoção de fósforo por disposição de esgotos em solos apresentam eficiência entre 70 e 99%, a depender das

características químicas e físicas do substrato, do tempo de residência do esgoto no solo e de outras condições climáticas e operacionais. Como o esgotos contém menos fósforo ($3-15 \text{ mg.L}^{-1}$) que nitrogênio ($15-85 \text{ mg.L}^{-1}$) e a maioria das espécies vegetais necessita mais de nitrogênio que de fósforo, deve existir um fator de segurança. A contínua disposição de esgoto no solo pode causar excessiva concentração de fósforo, atenuada ou evitada quanto há vegetação presente.

Quadro 9 – Caracterização dos sistemas existentes de tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial e o percentual das parcelas efluentes coletados, evapotranspirado e infiltrado/percolado.

Localidade	Caracterização do Sistema	Percentual das Parcelas		
		Runoff/ Coletado	Evapotrans- pirado	Infiltrado/ Percolado
Paris, Texas, EUA ⁽¹⁾	Solo: baixa permeabilidade; taxa de aplicação superficial: $1,27 \text{ mm.dia}^{-1}$; período de aplicação: 8 h.dia^{-1} ; frequência: $5 \text{ dias.semana}^{-1}$; módulos: 10m de largura e 65 m de comprimento e declividade: 2 a 6%.	61	18	21
Fazenda de Werribee, Melbourne, Austrália ⁽²⁾	Solo: medianamente permeável; período de aplicação: 24 h.dia^{-1} ; frequência: $7 \text{ dias.semana}^{-1}$; módulos: 40m de largura e 400m de comprimento e declividade: 0,5%.	55	15	30
Vicksburg, USA Effects Laboratory ⁽³⁾	Declividade: 2%; taxa de aplicação superficial: $1,3 \text{ cm.dia}^{-1}$; período de aplicação: 6 h.dia^{-1} e frequência: $4 \text{ dias.semana}^{-1}$.	50	20	30
Viçosa, MG – Brasil (UFV/DEA) ⁽⁴⁾	Solo: baixa permeabilidade; taxa de aplicação superficial: $14,1 \text{ cm.dia}^{-1}$; período de aplicação: 8 h.dia^{-1} ; frequência: $5 \text{ dias.semana}^{-1}$; 10 módulos de 2m de largura e 20 m de comprimento e declividade: 2 %.	41	Desprezado	59

Fonte: (1) REED, 1990; (2) SCOTT E FULTON; (3) PAGANINI, 1997; (4) FONSECA, 2000.

O **nitrogênio** pode assumir as formas de nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia livre (NH_3^-) e íons amônio (NH_4^+), além da forma nitrogênio orgânico e molecular (gás N_2). A maior parte do N do solo está na forma orgânica e apenas pequena quantidade se encontra nas formas disponível de NH_4^+ e NO_3^- . As principais fontes de nitrogênio no solo são os materiais vegetais (como restos de cultura, adubo verde ou serapilheira) ou de natureza animal, fertilizantes industriais, sais de amônio e nitratos trazidos pela precipitação, e a fixação biológica de nitrogênio realizada por certos microrganismos.

Nas águas subterrâneas o nitrogênio na forma de nitrato é em geral inferior a 10 mg.L^{-1} . O nitrato existente nas águas subterrâneas pode originar-se da atmosfera, de esgotos dispostos sobre a superfície do solo, de atividades agrícolas (fertilizantes minerais) e de resíduos vegetais. A matéria orgânica existente nos esgotos e nos resíduos vegetais produzem amoníaco ou o íon amônio através do processo de decomposição e mediante a participação de bactérias especializadas (amonificação).

O nitrogênio é o nutriente de maior dinâmica no solo, ou seja, movimenta-se rapidamente de uma forma para outra (mineral, orgânico, diferentes forma iônicas, formas gasosas e outras), essas transformações são influenciadas por grande número de fatores como temperatura, umidade, aeração, ciclos de umedecimento e secagem do solo, tipo de material orgânico (relação C/N), microrganismos, pH, preparo e fertilidade do solo, etc. O deslocamento no perfil de solo do potássio em relação ao nitrato é muito menor, pois se evidencia o efeito da adsorção ocasionado pelas partículas do solo, dependentes da textura, da capacidade catiônica e do pH do solo.

Potássio é um elemento dinâmico e com grande mobilidade, tanto no solo quanto nas plantas. Ele pode deslocar o sódio pela capacidade de troca catiônica do solo; em contrapartida, é um dos elementos com capacidade de ser deslocado por outros cations bivalentes ou monovalentes. Muitos minerais, em meio argiloso, têm grande capacidade de fixar o potássio por substituição isomórfica. Esse fenômeno é importante ao longo do tempo, com a incorporação do potássio na formação de minerais secundários.

A disposição de esgotos com baixa salinidade, com significativa predominância dos **íons sódio**, podem promover a dispersão das partículas de argila, provocando a diminuição da permeabilidade do solo e vindo a causar também a redução da aeração deste e a inibição do desenvolvimento do sistema radicular das plantas, com a conseqüente perda de produtividade.

A salinidade pode reduzir a retirada de água do solo pela planta, pela diminuição do potencial osmótico, deste, Isso obriga a planta a utilizar uma elevada quantidade da energia disponível para ajustar a concentração de sais no interior de seus tecidos, a fim de obter água suficiente, resultando em menos energia disponível para o crescimento da planta. O problema é maior em condições de clima quente e seco.

O **cálcio** pode estar envolvido numa série de reações químicas, incluindo troca iônica, precipitação e fixação. A presença de íons de carbonato e bicarbonato (alcalinidade) pode precipitar o cálcio e, com isso, aumentar o efeito de sódio na solução do solo, reduzindo assim sua permeabilidade.

Dentre os fatores que contribui com a mobilização e subseqüentemente a redução do **magnésio** ao solo pelo esgoto é a adição de material orgânico, o qual facilita a redução de óxido de magnésio solúveis a cations bivalentes mais móveis, formando ligantes orgânicos que podem formar complexos solúveis com magnésio bivalente.

Na disposição do esgoto no solo devem ser acompanhadas as concentrações de sódio, cálcio, magnésio, condutividade elétrica e alcalinidade; se o pH for acima de 8,3, a irrigação com esgotos alcalinos pode não ser recomendável.

Os **metais pesados** são retidos no solo por adsorção, complexação e quelação pela matéria orgânica e por adsorção ou por oclusão em carbonatos e óxidos de Fe, Al e Mn. Os metais pesados Pb, Cr, Cu, quando dispostos sobre a superfície do solo, apresentam baixa mobilidade, acumulando-se nas camadas superficiais do solo, enquanto Zn, Mn, Ni e Cd são, relativamente, mais móveis, proporcionando, portanto, maior risco de contaminação da água subterrânea. Nas propriedades do solo que afetam as reações dos metais e o seu movimento no solo estão incluídos a superfície específica, a textura, a densidade aparente, a temperatura, o pH, o potencial redox, a capacidade de troca catiônica, a quantidade de matéria orgânica, o tipo e a quantidade de minerais de argila, além do tipo e da quantidade de metais.

A qualidade do solo no Valle Mezquital-México, considerando as concentrações de Pb, Cd, Cu, Cr, Zn e Ni no esgoto foram menores que o valor médio diário aplicado como estipulado pela legislação do México. Não há restrições em seu uso com relação à concentração de metais pesados. Embora as concentrações de metais pesados sejam baixas no esgoto, sua aplicação durante anos tem aumentado das concentrações totais, entretanto não há valores críticos. O aumento mais significativo foi o de Hg, mas as concentrações foram ainda baixas, comparadas a valores de 50 a 300 mg kg⁻¹ encontrados em solos comuns, no período de monitoramento de 1912 a 1997.

6.3. Caracterização da área

Para desenvolvimento de projetos e implantação de ETEs que usam métodos de aplicação de águas residuárias no solo, a escolha da área de implantação da unidade de tratamento ocorre segundo as características físicas do solo (textura, CTC, pH e infiltração/permeabilidade), da topografia (declividade e contenções), do clima (nível de precipitação, evapotranspiração, temperatura, época de plantio da cultura, velocidade e direção do vento), da cobertura vegetal (adaptação às novas condições de cultivo, produtividade e capacidade de remoção de nutrientes) e da profundidade do lençol freático.

Na elaboração de projetos de irrigação por superfície, é fundamental avaliar as condições para a sistematização do terreno.

A topografia da área a ser sistematizada deverá ser a menos acidentada possível para minimizar as profundidades de cortes e as alturas de aterros, reduzindo, assim, os custos de implantação e a remoção da camada arável. Devem-se averiguar os problemas de drenagem como contenção de encostas e retificação e dragagem do curso d'água natural, além da disponibilidade e condução de água próxima à área, para definir a necessidade de armazenamento de água.

Para sistemas por disposição no solo pelo método do escoamento superficial, recomenda-se que em locais não urbanos, sem acesso ao público o tratamento preliminar deve ser constituído de unidades de separação sólidos grosseiros por gradeamento e para locais urbanos sem acesso ao público o tratamento preliminar deve ser aerado para controlar odores durante armazenagem ou aplicação.

6.4. Escolha da espécie vegetal a ser cultivada nas faixas de tratamento

Os agentes atuantes no tratamento do esgoto pelo método do escoamento superficial são o colo da planta, as raízes e o sistema foliar. No colo da planta, é formado um filme biológico, que deverá ter funções semelhantes aos filtros biológicos, ou seja, oxidação biológica do material orgânico. As raízes absorvem os macro e microelementos mineralizados do material orgânico e disponibilizados no solo. O sistema foliar utiliza os macro e microelementos no processo de fotossíntese e produção de matéria seca. Essa interação solo-planta é que proporciona a depuração natural do esgoto nas formas física, química e biológica.

O capim, a forragem a ser utilizada como planta depuradora nas ETE por disposição no solo deverá ser uma gramínea perene, resistente a solos encharcados, estolonífera, não rizomatosa. Espécie exigente em fertilidade, principalmente em sistemas de produção intensiva, como os de produção de feno, com bons índices de produtividade e alto valor nutritivo, e que adapta-se às condições edafoclimática da região em estudo.

Na presente década, tem-se destacado a utilização dos capins Coastcross e Tifton 85 para produção de feno, dado à alta relação folha/colmo e à presença de caules finos. Denomina-se feno o produto final após a desidratação

da forragem, mantendo-se o seu valor nutritivo original, por meio da ação da radiação solar, temperatura do ar, velocidade do vento e umidade relativa do ar. Já a fenação consiste nas etapas envolvidas na produção do feno, ou seja, corte, secagem, viragem e enleiramento do material, enfardamento e armazenamento.

No Quadro 10 estão apresentadas as características gerais de algumas forrageiras perenes e tolerantes ao encharcamento, que podem ser utilizadas no tratamento do esgoto doméstico por escoamento superficial.

Quadro 10 – Características gerais de algumas forrageiras que podem ser utilizadas no tratamento do esgoto doméstico por escoamento superficial

<i>Cynodon dactylon</i> (L) Pers.
<p>Nome comum: capim-de-burro, grama-de-burro, capim-de-pomar, grama-barbante Aspectos vegetativos: gramínea perene, rústica, de crescimento rasteiro e cobrindo o solo; alastra-se facilmente pelos estolões e apresenta altura de 0,60 m Clima: temperado, tropical e subtropical, com precipitações >600 mm anuais Solo: ampla variedade de solos (inclusive mais secos, arenosos e pobres) Multiplicação: sementes (7 a 10 kg de sementes/ha), pedaços de colmo e mudas enraizadas Utilização: pastos, fenos, áreas verdes para recreação e proteção de encostas Nome comuns: COASTCROSS/TIFON 85 Aspectos vegetativos: gramínea perene, rasteira, rizomatosa e estolonífera, ocupando totalmente o terreno, sem deixar áreas descobertas; altura de 0,50 m Clima: tropical e subtropical, ótima resistência ao pisoteio, ao fogo, ao frio (geadas leves) e à seca Solo: fértil, argiloso e responde bem a calagem e adubação Multiplicação: ramos maduros, não produzindo sementes férteis; plantar em terras umedecidas Utilização: pasto e feno (alto valor nutritivo)</p>
<i>Brachiaria mutica</i> (Forsk) Stapf.
<p>Nome comum: capim-angola, bengo, capim-de-planta, capim-fino (São Paulo), capim-de-corte Aspectos vegetativos: gramínea perene, altura de até 1,20 m, colmos ocos e sem pelos, planta herbácea; produz estolões e responde bem ao aumento da adubação nitrogenada Clima: zonas tropicais, precipitações >1.200 mm anuais; não é resistente à seca Solo: solo com teor de umidade alta e áreas de baixadas férteis Multiplicação: pedaços de colmo e crescimento rápido, tantos cortes quanto necessários, durante o ano Utilização: corte, feno, pastagem e rendimento de 40 t de massa verde/único corte</p>
<i>Brachiaria radicans</i> Happer., atualmente classificada como: <i>Brachiaria arrecta</i> Stent.
<p>Nome comum: “Tanner grass” Aspectos vegetativos: forrageira perene, folhas lisas e brilhantes e altura de 0,60 a 1,5 m Clima: tropical e subtropical, com precipitações >1.200 mm anuais Solo: excessivamente encharcados, férteis áreas de brejo, embora cresça nos locais de boa drenagem (menos úmidos) Multiplicação: pedaços de haste ou mudas; não produz sementes férteis, boa cobertura do solo Utilização: pastagem Observação: é considerada tóxica para bovinos, búfalos, ovinos e eqüinos, por provocar anemia hemolítica; e essa forrageira absorve grande quantidade de nitrogênio, além de ser hospedeira do percevejo <i>Ching bung</i> (<i>Blissus leucopterus</i>), praga temível que afeta culturas de grãos</p>
<i>Brachiaria humidicola</i> (Rendle) Schweickerdt
<p>Nome comum: quicuiu-do-amazonas, kikuiu-do-amazonas, braquiária-humidicola e espetadinha Aspectos vegetativos: gramínea perene, crescimento prostrado, caules estoloníferos, boa cobertura do solo, folhas estreitas, lisas, curtas e lanceoladas Clima: temperaturas elevadas, sensíveis à geada e à seca, precipitações >1.200 mm anuais Solo: solos pobres e ácidos; tolera encharcamento temporário Multiplicação: sementes (5 a 7 kg/ha) e sementes limpas Utilização: pastagens</p>
<i>Setaria sphocelata</i> [sin. <i>S. anceps</i> (Schum) Stapf & Hubb]
<p>Nome comum: capim-setária, capim-marangá e napierzinho Aspectos vegetativos: espécie perene, crescimento ereto, formando touceiras e altura de 0,50 a 0,60 m (pastejo); pode atingir até 2,0 m Clima: subtropical, boa resistência a frio, precipitações entre 800 e 1.200 mm anuais; resistente ao fogo e a alagamentos temporários Solo: solos férteis, suporta solos deficientes em drenagem e mesmo terras pobres Multiplicação: sementes de boa qualidade (2-4 kg/ha) e crescimento inicial lento Utilização: pasto e feno</p>

Fonte: FONSECA 2000a.

- A densa cobertura vegetal é essencial para o bom desempenho do sistema, tendo ainda, as seguintes funções:
- proteção contra erosão: a vegetação funciona como obstáculo, reduzindo a velocidade do fluxo, além de prevenir a formação de caminhos preferenciais da água residuária;

- suporte para os microrganismos: o colo das plantas suporta a formação do filme biológico, cuja presença no meio é fundamental para a degradação do material orgânico aplicado
- absorção de nutrientes: a vegetação utiliza macro e micronutrientes para seu desenvolvimento, evitando seu acúmulo no solo e, conseqüentemente, o risco de salinização do solo e, ou, contaminação das águas subterrâneas.

No tratamento de águas residuárias por disposição no solo, as plantas são responsáveis pela absorção de nutrientes (principalmente o nitrogênio e o fósforo), ajudam a manter a permeabilidade dos solos, proporcionam redução da erosão e fornecem meio para os microrganismos decompor o material orgânico.

A *avaliação da composição químico-bromatológica* da forrageira irrigada com esgoto doméstico é fundamental para o controle da eficiência do tratamento, pela remoção de macronutrientes e pelo seu uso na alimentação de animais.

A composição químico-bromatológica das forrageiras varia com a fertilidade do solo, a espécie forrageira, o intervalo entre cortes (idade da planta) e a competição entre espécies pelos diferentes nutrientes. Gramíneas em condições adequadas de adubação removem grandes, quantidades de nutrientes em solos fertilizados.

O *valor nutritivo de uma forrageira* pode ser definido como o tipo e a quantidade de nutrientes digestíveis disponíveis ao animal por unidade de tempo. O consumo é conforme a extensão da digestão e da eficiência de utilização dos nutrientes.

A *digestibilidade* consiste em um índice muito útil na determinação do valor nutritivo da forragem, por ser de fácil determinação e ser medida com razoável precisão. Entretanto, a digestibilidade aparente mede somente a diferença entre o alimento consumido e as fezes eliminadas, não refletindo os processos de digestão. A avaliação da digestibilidade das plantas forrageiras como primeiro teste da seleção, devendo ser aplicados, posteriormente, os de pastejo. Setenta por cento (70%) do valor nutritivo dos alimentos depende do consumo e somente 30% de sua digestibilidade.

6.5. Influência de fatores meteorológicos na eficiência do tratamento

O clima é importante fator na decisão da escolha do sistema de aplicação de esgoto no solo. O clima local pode afetar o balanço de água e, portanto, influir na taxa de aplicação das águas residuárias, no prolongamento das fases de crescimento da cultura, no número de dias por ano que um sistema de tratamento poderá ser operado, na capacidade requerida de armazenamento das águas residuárias e na variação da vazão de escoamento. Por essas razões, a precipitação local, a evapotranspiração, a temperatura e o vento têm de ser determinados antes do estabelecimento do método de tratamento a ser utilizado e estabelecer critérios de projeto.

O tratamento do esgoto, em temperaturas mais elevadas, além de possibilitar maiores perdas por evapotranspiração, proporciona atividade microbiológica mais intensa, que aumenta a capacidade de depuração do esgoto no solo, enquanto em temperaturas abaixo de 0°C a eficiência do tratamento é afetada por todos os aspectos.

O método do tanque classe A é um dos métodos mais utilizados no cálculo da evapotranspiração de referência em todo o mundo, devido à sua praticidade e aos baixos custos de instalação e manutenção e por ter sido recomendado pela MMO (Organização Meteorológica Mundial), sendo empregado nas principais estações agroclimatológicas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para estimativa climática da evaporação potencial.

6.6. Parâmetros de projeto

Smith (1980) propôs os primeiros parâmetros de projeto e operação de sistemas de tratamento de esgoto por escoamento superficial, em razão do modelo desenvolvido de transporte de massa e dispersão do fluxo unidimensional, determinando a redução de carga orgânica, em relação à taxa de aplicação e ao tempo de detenção, e adotando equação de primeira ordem. Os parâmetros de projeto para dimensionamento de unidades de tratamento de esgoto por disposição no solo especificados na literatura internacional, EPA, 1981, são:

A *taxa de aplicação* de esgoto, ou vazão unitária, é definida como o volume de esgoto aplicado por unidade de largura da faixa de tratamento por unidade de tempo, expressa em metros cúbicos por hora por metro de largura e variando de 0,03 a 0,24 m³.h⁻¹.m⁻¹. As taxas típicas para esgoto com tratamento primário são de 0,2 a 0,4 m³/h.m de largura do terreno. Para esgoto secundário, tem-se a taxa de 0,6 m³.h⁻¹.m⁻¹.

O *período de aplicação* é definido como o tempo de aplicação do esgoto na faixa em um dia, expresso em h.dia⁻¹, o qual varia de 6 a 24. O período de aplicação do esgoto pode ser intermitente, variando de 6 a 12 h.dia⁻¹, ou contínuo, aplicado 24 h.dia⁻¹.

A *frequência de aplicação* é definida pelo número de dias em que o sistema permanece em operação por semana, expresso em dias.semana⁻¹, variando de 5 a 7.

O *comprimento e declividade* das faixas nos efluentes provenientes de tratamentos primários ou até mesmo em esgoto doméstico bruto variam entre 30 e 45 m de comprimento e declividade de 2 a 8%. No caso de disposição de efluentes do tratamento preliminar ou de lagoas de estabilização, aplicados por aspersão, recomenda-se comprimento mínimo de faixas de 45 m.

A *carga hidráulica, ou taxa de aplicação superficial*, é definida como o volume de esgoto aplicado por unidade de área por unidade de tempo, podendo ser expressa em cm.dia^{-1} , cm.semana^{-1} ou cm.ano^{-1} , de acordo com a equação 01. As taxas de aplicação superficial variam com a natureza do esgoto a ser tratado, sendo usados valores entre 0,6 e 6,7 cm.dia^{-1} . A taxa de aplicação superficial de efluentes de esgoto aplicados no solo é de 1 a 2 cm.dia^{-1} para esgoto bruto, de 1,5 a 3,0 cm.dia^{-1} para esgoto primário e de 1,5 a 6,0 cm.dia^{-1} para esgoto secundário.

$$CH = \frac{q \cdot p \cdot 100}{z} \quad \text{Eq. 01}$$

em que,

CH = carga hidráulica (cm.dia^{-1});
q = taxa de aplicação ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$);
p = período de aplicação (h.d^{-1}) e
Z = comprimento do tabuleiro (m).

No Quadro 11, são apresentados os resultados da eficiência dos sistemas de escoamento superficial na redução da matéria orgânica, em diferentes condições de implantação e operação de unidades de tratamento a nível internacional.

Quadro 11 - Resultados da eficiência dos sistemas de escoamento superficial na redução da matéria orgânica, em diferentes condições de implantação e operação

Tipo de Esgoto Aplicado	Localização da ETE	Comprimento da Faixa (m)	Taxa de Aplicação Superficial (cm.dia^{-1})	Aplicação do Esgoto		D B O (mg.L^{-1})		Eficiência (%)
				Período (h.dia^{-1})	Frequência (d.semana^{-1})	Afluente	Efluente	
Esgoto Bruto	Ada, Oklahoma/USA	36	1,63 3,30	8 12	6 6	150 132	8 10	94,6 92,4
	Paulus Valley Oklahoma/USA	46	0,73	8	7	117	14,8	87,4
	Easley, South Carolina/USA	50	2,36	6	5	126	35	86,6
Efluente de Tratamento Primário	Ada, Oklahoma/USA	36	2,50 3,30	12 12	6 6	70 70	8 8	88,5 88,5
	Hanover, New Hampshire/USA	30,5	1,25 2,80	5 7	5 5	72 72	9 9	87,3
	Melbourne Austrália / USA	250	2,30	24	7	507	12	97,6
Efluente de Tratamento Secundário	Ada, Oklahoma/USA	36	4,20 6,70	12 12	6 6	18 18	6 5	66,7 72,2
	Hanover, New Hampshire/USA	30,5	1,25	5	5	45	5	88,9
	Utica, Mississippi/USA	46	1,27	18	5	22	3,5	84,1
			2,54 5,08	24 18	7 5	22 22	5,5 7,5	88,6 65,9
	Easley, South Carolina/USA	46	3,58	7	5	28	15,0	46,4

FONTE: EPA, 1981

6.7. Modelo matemático de dimensionamento de ETE – disposição de esgoto no solo

O modelo mais comumente encontrado na literatura para o dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial utiliza o comprimento da rampa de escoamento como única variável independente, Figura 5. Durante o escoamento, ocorre o contato entre a superfície do filme biológico e a água residuária. Espera-se que o tempo de contato e o desempenho do sistema de tratamento estejam diretamente relacionados e que aumentos no tempo de contato produzam melhor desempenho do tratamento. Entretanto, uma relação para simular o tempo de detenção do líquido em uma rampa de escoamento superficial, baseada em suas características físicas e operacionais tais como declividade, distância de escoamento e taxa de aplicação, não está disponível, sendo o comprimento da rampa constante e facilmente medido, usado como referencial para o tempo de contato entre a água residuária e o filme biológico.

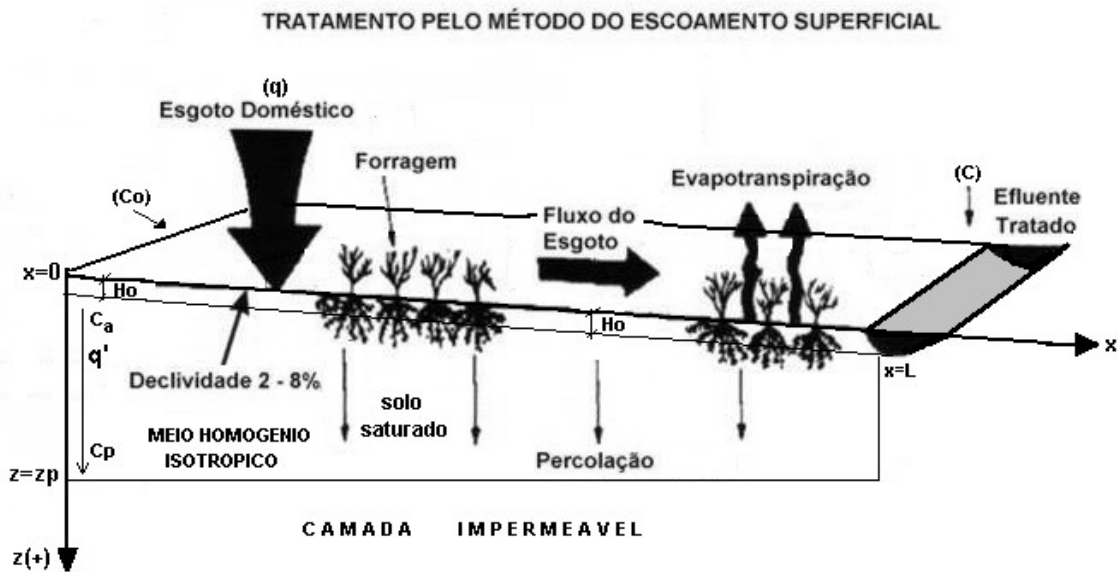


Figura 5 – Região de estudo do modelo de tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial.

Na Figura 5 são apresentadas as componentes descritas a seguir:

- q = taxa de aplicação do esgoto ($L^{-3}T^{-1}L^{-1}$ de largura da rampa);
- H_o = a profundidade do escoamento superficial (L);
- C_o = concentração de DBO_5 no início da rampa de escoamento (ML^{-3});
- C = concentração de DBO_5 à distância L na rampa de escoamento (ML^{-3});
- L = comprimento da faixa (L);
- z = limite inferior do perfil do solo (L);
- q' = fluxo de água no solo (LT^{-1});
- C_a = concentração do soluto, na água residuária do esgoto (ML^{-3}); e
- C_p = concentração do soluto, no nó na profundidade Z_p (ML^{-3}).

Os modelos de dimensionamento de unidades de tratamento de esgoto por escoamento superficial são especificados pela U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA (1981 e 1984).

a) Método CRREL

O método CRREL (“Cold Regions Research and Engineering Laboratory”), validado com dados do sistema instalado em Utica, na Universidade da Califórnia, Davis, estabeleceu a relação entre o tempo de detenção do esgoto nas faixas de tratamento e a redução da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), considerando-se o comprimento e a declividade das faixas, que podem ser expressos pela Equação 1, da reação de primeira ordem.

$$\frac{C}{C_o} = A e^{-k t} \quad \text{Eq.1}$$

em que,

C / C_o = corresponde ao percentual de remoção da concentração de DBO;
 A = fração não-sedimentável da DBO do esgoto aplicado (adimensional);
 k = média da taxa cinética (min^{-1}); e
 t = tempo de detenção (min).

B) – Método UCD

O método UCD (University of California – Davis) é o modelo que descreve a remoção da DBO em função das variáveis comprimento e taxa de aplicação. Esse modelo foi desenvolvido por Smith (1982), usando-se dados de desempenho do sistema da Universidade da Califórnia (UCD) e consubstanciado em dados do método CRREL.

Smith (1982) concluiu que a remoção do material orgânico do efluente primário poderia ser descrita por um modelo com dois estágios, em função apenas do comprimento da rampa (x), descrito pelas Equação 2 e 3. Esse modelo considera estágio 1 quando é aplicado aos primeiros 6 a 10 m do comprimento da rampa, onde a taxa de remoção orgânica é maior, sendo o estágio 2 do modelo aplicado para o restante da rampa, ambas equações de primeira ordem.

Estágio 1 ($x < 9$ m):

$$\frac{C}{C_o} = A \exp(-K x) \quad \text{Eq.2}$$

Estágio 2 ($x > 9$ m):

$$\frac{C}{C_o} = A' \exp(-K' x) \quad \text{Eq.3}$$

em que,

A, A' = coeficientes de ajuste determinados empiricamente;
 K, K' = coeficientes de ajuste determinados empiricamente; e
 x = comprimento da rampa de escoamento (m).

Ainda no estudo-piloto, concluiu que os coeficientes K e K' nas Equações 2 e 3 variaram como uma função da taxa de aplicação q , de acordo com as Equações 04 e 05 para os estágios 1 e 2, respectivamente.

Estágio 1 ($x < 9$ m):

$$K = \frac{k}{q^n} \quad \text{Eq. 4}$$

Estágio 2 ($x > 9$ m):

$$K' = \frac{k'}{q^{n'}} \quad \text{Eq.5}$$

em que,

- k, k' = coeficientes determinados empiricamente (m.h⁻¹);
q = taxa de aplicação (m³.h⁻¹.m⁻¹ de largura da rampa); e
n, n' = coeficientes determinados empiricamente.

Nos Quadros 12 e 13 são apresentados valores dos coeficientes das expressões matemáticas descritas, obtidas em diferentes experimentos. Esses valores foram obtidos, experimentalmente, utilizando esgotos domésticos bruto, primário e secundário e várias taxas de aplicação. Smith (1982) operou o sistema de Davis, Califórnia, o qual era contido em patamares, com 15 rampas de 512,0 m de largura total por 41,5 m de comprimento e declividade de 2%, com Demanda Bioquímica de Oxigênio para afluente bruto correspondente a 111 mg.L⁻¹ e efluente primário de 72 mg.L⁻¹. Abernathy et al. (1985) operaram o sistema de Easley, Sul da Califórnia, o qual era constituído de três patamares com rampas de 33,5 m de largura por 50,3 m de comprimento e declividade de 4%, com Demanda Bioquímica de Oxigênio para afluente bruto correspondente a 126 mg.L⁻¹ e efluente secundário de 35 mg.L⁻¹.

Quadro 12 - Resultados do modelo de remoção de DBO₅ no estágio 1 para diferentes tipos de efluente aplicado

Autor	Tipo de Efluente Aplicado	Declividade (%)	Taxa De Aplicação (m ³ .h ⁻¹ .m ⁻¹)	Coeficientes			C/C ₀	Remoção (%)
				k	n	(1º Estágio) K		
Coraucchi Filho (1991)	Bruto	4	0,15 a 0,20	0,52593	-0,63523	0,2124	0,000051	99,99
		4	0,25 a 0,30	0,00604	2,39273	0,1837	0,000185	99,98
Loures (2002)	Primário	2	0,24 a 0,48	0,00195	2,31541	0,0531	0,066013	93,40

Fonte: Adaptado de LOURES (2002).

Quadro 13 – Resultados do modelo de remoção de DBO₅ no estágio 2 para diferentes tipos de efluente aplicado.

Autor	Tipo de Efluente Aplicado	Declividade (%)	Taxa de Aplicação (m ³ .h ⁻¹ .m ⁻¹)	Coeficientes			C/C ₀	Remoção (%)
				k'	n'	(2º Estágio) K'		
EPA (1981)	--	2 a 8	0,08 a 0,24	0,01975	0,50000	0,0403	0,117343	88,27
Smith e Schroeder (1985)	Primário	2	0,10 a 0,37	0,04277	0,13558	0,0519	0,06969	93,03
	Bruto peneirado		0,10 a 0,37	0,03036	0,40269	0,0539	0,06357	93,64
Abernathy et al. (1985)	Bruto	4	0,21 a 0,45	0,04121	-0,06907	0,3734	0,13413	86,59
		2	0,15 a 0,20	0,02994	0,06245	0,0327	0,16511	83,49
Coraucchi Filho (1991)	Bruto	2	0,25 a 0,30	0,04520	-0,46566	0,0232	0,25286	74,71
		4	0,15 a 0,20	0,31199	-0,94750	0,0807	0,01906	98,09
		4	0,25 a 0,30	0,02044	0,55157	0,0449	0,09547	90,45

Fonte: Adaptado de Loures (2002).

LOURES (2002) comparando os coeficientes do modelo exponencial $k = 0,00195$ e $n = 2,31541$, obtidos neste experimento, para as taxas de aplicação de efluente primário $0,24$ a $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, em rampas de escoamento com declividade de 2%, com aqueles sugeridos por outros autores (EPA, 1981; SMITH e SCHROEDER, 1985; ABERNATHY et al., 1985; Coraucci Filho, 1991), verifica-se que os valores estão relativamente próximos aos coeficientes $k = 0,00604$ e $n = 2,39273$ sugeridos por Coraucci Filho, para as taxas de aplicação de efluente bruto $0,25$ a $0,30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, em rampas com declividade de 4%.

Substituindo-se os coeficientes sugeridos relacionados nos Quadros 12 e 13, nas Equações 4 e 5, observa-se que o coeficiente $K = 0,0531$ calculado para este experimento está muito próximo aos coeficientes K' , calculados para os dados de Smith e Schroeder, para taxas de aplicação de $0,10$ a $0,37 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, em rampas de escoamento com declividade de 2%, onde $K' = 0,0519$, para efluente primário, e $K' = 0,0539$, para efluente bruto peneirado. A mesma autora conclui que maiores coeficientes K e K' proporcionam menores relações C/C_0 , portanto, maiores remoções.

C) – Método USEPA

O método empírico, ou (U. S. ENVIRONMENTAL...– USEPA, 1984), é uma modificação do método UCD (Equações 2 e 3), no qual é introduzido o termo concentração de DBO do efluente mínimo possível de ser atingido (C), que tem sido considerado igual a $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, conforme a Equação 6. Smith e Schroeder (1985) verificaram que a DBO do efluente da rampa do escoamento superficial é sempre superior ou igual a $5,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Com base nisso, Abernathy et al (1985) relataram, para efeito de segurança, a Equação 6.

$$\frac{C_s - C}{C_0} = A e^{\left[\frac{(-kL)}{q^n} \right]} \quad \text{Eq. 6}$$

Utilizando a Equação 6 e os resultados práticos de campo, geraram-se famílias de curvas, referentes ao tratamento por escoamento superficial de efluentes dos tratamentos preliminar e primário, correlacionando a remoção da matéria orgânica em relação ao comprimento das faixas. Assim, determinou-se a taxa de aplicação a ser adotada para dimensionamento de unidades de tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial.

As curvas de regressão mostradas nas Figuras 6 e 7 podem ser usadas como auxílio ao projeto e para averiguar a “performance” antecipada de dado projeto. Embora esse modelo tenha sido verificado com dados de outros sistemas, por precaução é considerado o uso de curvas devido à sua derivação empírica (REED, 1990). Valores de projeto para taxa de aplicação e comprimento da rampa poderiam estar em conformidade com as diretrizes recomendadas pelas EPAs (1981 e 1984), os quais estão apresentados no Quadro 14.

Quadro 14 – Parâmetros de projeto para tratamento de esgoto por escoamento superficial com períodos de aplicação de 8 a 12 horas por dia e frequência de cinco a sete dias por semana

Nível de Tratamento do Esgoto	Taxa de Aplicação Superficial ($\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$)	Taxa de Aplicação ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$)	Comprimento da Faixa (m)
Preliminar	0,9 – 3,0 2,0 – 7,0 *	0,07 – 0,12	36-45
Primário	1,4 – 4,0 2,0 – 8,5 *	0,08 – 0,12	30-36
Lagoa de estabilização	1,3 – 3,3 2,5 – 9,0 *	0,03 – 0,10 0,09 – 0,15 *	45
Secundário (lodos ativados, filtro biológico e tratamento anaeróbio)	2,8 – 6,7 3,0 – 10 *	0,10 – 0,20	30-36

Fonte: adaptado de EPA (1981) e (*) EPA (1984).

Embora alguns estudos tenham sido iniciados para ajuste das equações (EPA, 1981 e 1984) para as condições brasileiras, mais pesquisas são necessárias para que se possa disponibilizar parâmetros para diferentes condições da estação de tratamento. Até o momento as Companhias de Saneamento têm dimensionado seus sistemas de

tratamento de esgoto por disposição no solo pelo método do escoamento superficial baseada nas recomendações do EPA (1981). A eficiência do tratamento por disposição no solo está diretamente relacionada com as inter-relações água-solo-planta e clima, se pode cometer erros de sub ou super dimensionamento, utilizando-se de parâmetros não ajustados as condições edafo-climáticas diferentes das brasileiras, além da possível contaminação do lençol freático.

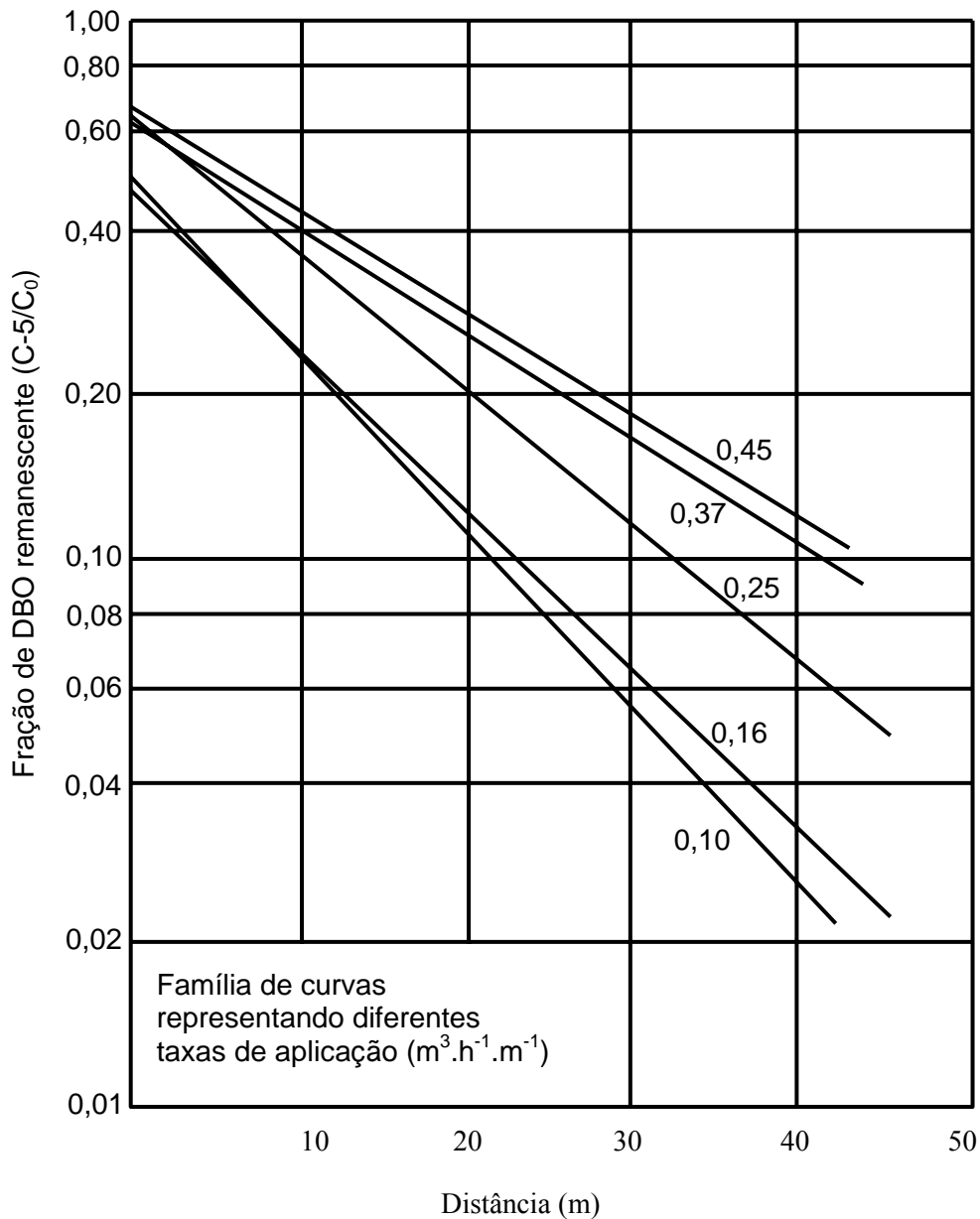


Figura 6 – Variação da fração de DBO remanescente em razão do comprimento da faixa para o tratamento, por escoamento superficial, do efluente do tratamento preliminar.

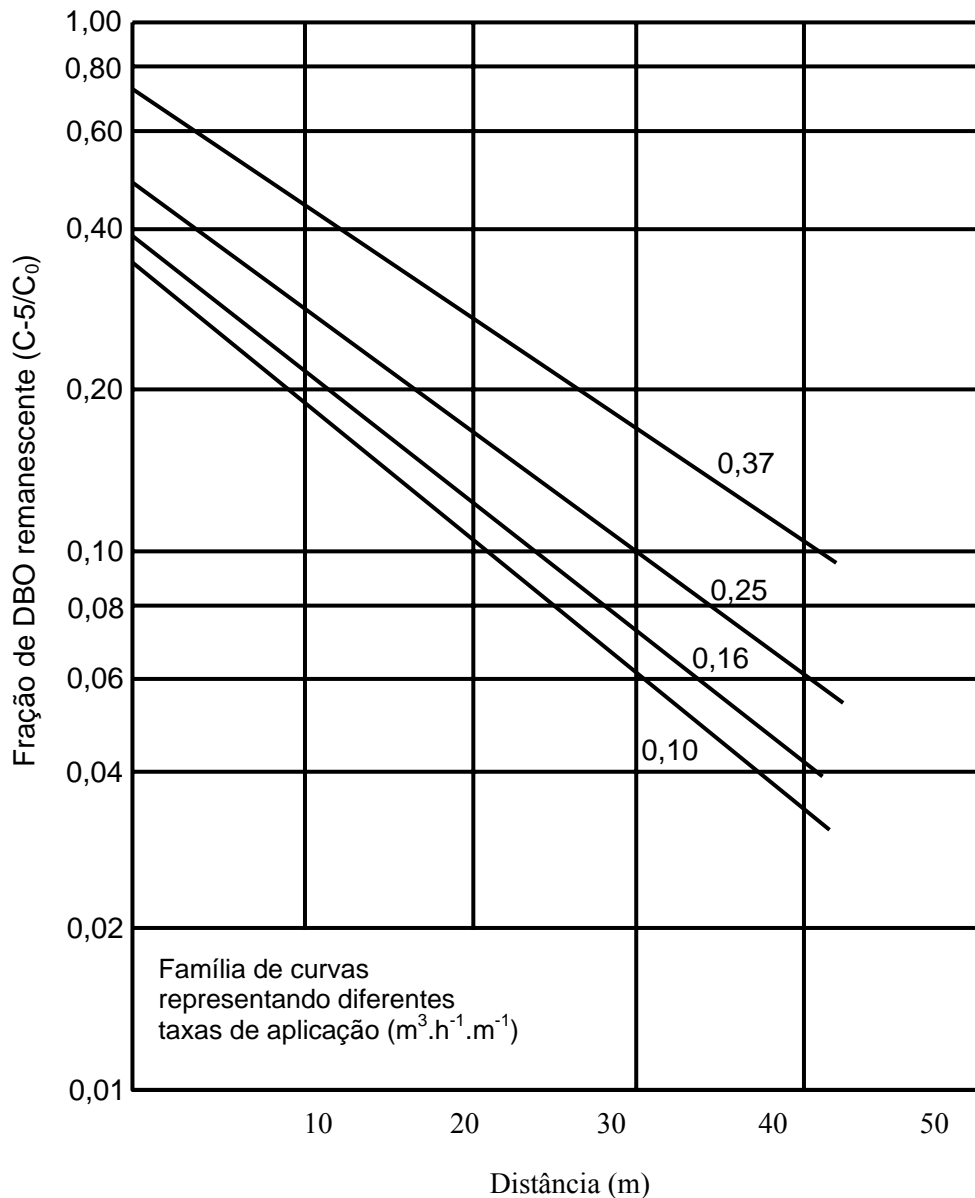


Figura 7 – Variação da fração de DBO remanescente em razão do comprimento da faixa para o tratamento, por escoamento superficial, do efluente do tratamento primário.

6.8. Metodologia de dimensionamento de sistemas de irrigação por faixa

Uma opção de metodologia de dimensionamento dos sistemas de tratamento de esgoto por disposição no solo pelo método do escoamento superficial pode ser a adaptação das utilizadas no dimensionamento de sistemas de irrigação por faixas. Na escolha da taxa de aplicação a ser adotada para tratamento do esgoto pelo método do escoamento superficial, leva-se em conta a vazão mínima para garantir a uniformidade de distribuição de água “esgoto” na superfície do solo e a Taxa de Infiltração Básica de água no solo.

A taxa de aplicação a ser adotada em projeto de tratamento de esgoto, utilizando o método de escoamento superficial, deverá ser igual ou superior à vazão de aplicação mínima, recomendada por WALKER e SKOGERBOE (1987), para garantir distribuição uniforme da água na superfície do solo, o que pode ser estimada com o uso da equação 7.

$$Q_o = \frac{0,000357 L S_o^{0,5}}{n} \quad \text{Eq.7}$$

em que,

- Q_o = vazão mínima de aplicação por faixa (m³.min⁻¹.m⁻¹);
- n = coeficiente de Manning, que é aproximadamente 0,15 em condições de vegetação obstruindo o movimento da água;
- L = comprimento da faixa (m); e
- S_o = declividade (m.m⁻¹).

No método do escoamento superficial, segundo o EPA (1981), há perdas por escoamento no final da faixa; logo, a taxa de aplicação deverá ser maior que a vazão correspondente à Taxa de Infiltração Básica de água no solo.

6.9. Exemplo de dimensionamento

O sistema de tratamento por disposição no solo - ETE experimental, foi dimensionado conforme os seguintes parâmetros:

- Condomínio Bosque do Acamari, constituído por residências unifamiliares, 568 habitantes;
- vazão disponível de 1,86 L.s⁻¹ (hora de maior contribuição);
- tratamento sem reservatório de acumulação do esgoto;
- com aplicação direta no solo, após tratamento preliminar;
- período de aplicação do esgoto de 8 h.dia⁻¹;
- frequência de aplicação do esgoto de 5 dias;
- avaliação da taxa de aplicação com relação aos comprimentos de faixas de 10 a 40m;
- avaliação da declividades de 2% (sendo estudado as declividades de 1 a 4% na fase de projeto);
- concentração média de DBO do afluente de 400 mg.L⁻¹;
- concentração média de DBO do efluente de 60 mg.L⁻¹ (COPAM nº 10/86); EPA(1981 e 1984);
- área com solo de textura argilosa e VIB menor que 3,0 cm.h⁻¹
- comparação das taxa de aplicação recomendada por EPA (1981 e 1984) e que essa, fosse igual ou maior que a vazão de aplicação mínima, recomendada por WALKER e SKOGERBOE (1987) para garantir uma distribuição uniforme da água na superfície do solo.

Na tabela 1, têm-se a taxa média de aplicação dos diferentes métodos de dimensionamento de sistema de tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial e a recomendada por SOARES (1998), projetado para: 8h.dia⁻¹ de aplicação do esgoto, durante 5 dias semanais, em faixas de 10 a 40m de comprimento com declividades variando de 1 a 3 %.

Tabela 1 - Taxa de Aplicação para diferentes parâmetros determinados pelos métodos internacionais de tratamento do esgoto por escoamento superficial e pelo método de irrigação por faixa na fase de projeto

Comprimento	TRATAMENTO DO ESGOTO								IRRIGAÇÃO POR FAIXA			
	CRREL			UCD	CONVENCIONAL				USEPA	Declividade das faixas (%)		
	Declividade das faixas (%)				Taxa de escoamento superficial (cm.dia ⁻¹)					1	2	3
1	2	3	0,9	2,0	3,0	7,0	1	2	3			
L=10 m	0,09	0,07	0,06	0,02	0,01	0,03	0,04	0,09	0,10	0,12	0,18	0,24
L=20 m	0,17	0,14	0,12	0,06	0,02	0,05	0,08	0,18	0,16	0,30	0,36 *	0,48
L=30 m	0,26	0,21	0,18	0,14	0,03	0,08	0,11	0,26	0,25	0,42	0,60	0,72
L=40 m	0,35	0,27	0,24	0,25	0,05	0,10	0,15	0,35	0,45	0,57	0,81	0,99

Nota: Valores das taxas de aplicação são dados por m³.h⁻¹.m⁻¹ e a * VIB = 1,2 cm/h correspondente à vazão mínima de uniformidade de distribuição do esgoto sob a superfície do solo.

Observa-se, que as taxas de aplicação obtidas variaram de 0,06 para o método UCD a 0,18 para USEPA e Convencional, apresentando uma variação de 300%, ressaltando, uma falta de coerência entre as metodologias. A velocidade de infiltração básica determinada pelo método do Infiltrômetro de cilindro, na fase de projeto foi de $1,2 \text{ cm.h}^{-1}$, sendo a taxa de aplicação correspondente a esse valor de $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$.

Considerando uma perda por escoamento de 0,0% no final da faixa, ou seja, todo o efluente aplicado infiltraria ao longo da faixa, descaracterizando o método de tratamento de esgoto por escoamento superficial. Em todas as metodologias utilizadas as taxas de aplicação obtidas foram menores ou iguais ao valor correspondente a VIB, ou seja, nenhuma das metodologias atenderam as condições do projeto em questão. Ressalta-se, a importância de se levar em conta esse parâmetro no dimensionamento de sistemas de tratamento de esgoto por escoamento superficial.

7. OPERAÇÃO E MONITORAMENTO DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO

O gerenciamento das estações de tratamento de esgoto é fundamental para evitar problemas de saúde e segurança a população vizinha e aos funcionários que operam o sistema, e principalmente, não gerar impactos ambientais sobre o meio ambiente. Os problemas de gerenciamento estão relacionados com os entraves burocráticos, quanto a morosidade das decisões; nas descontinuidade das ações, devido mudanças políticas nas organizações públicas; na cultura de gestão antiquaria, com o cumprimento de leis e padrões ultrapassados; em investimentos para resultados imediatos; no compromisso do saneamento, somente visando, a proteção ao meio ambiente; e com as comunidades não atuantes, devido a falta de treinamento em educação ambiental.

A eficiência de uma unidade de tratamento de esgoto doméstico pelo método do escoamento superficial está relacionada com as características e o manejo do sistema solo-planta, clima e condições de operação, como: taxa de aplicação, período e frequência da aplicação do esgoto, forrageira utilizada e frequência de corte da forrageira.

7.1. Critérios para operacionalização e monitoramento

Em toda estação de tratamento de esgoto por disposição no solo deverá ter em seu quadro de pessoal um encarregado de sistema qualificado e um servente para execução dos serviços de operação e manutenção da unidade projetado, de forma a identificar e corrigir eventuais problemas que possam provocar a ocorrência de danos ao ambiente e/ou à saúde humana.

Para caracterização quantitativa e qualitativa da eficiência de remoção de poluentes na ETE, deverão ser monitorado diariamente a vazão de entrada e saída nas unidades de tratamento e coletadas, semanalmente, amostras compostas para análises físicas, químicas e bacteriológicas, nos seguintes pontos:

- Na chegada do interceptor na caixa de areia e após; e
- No efluente do sistema de Tratamento por Escoamento Superficial (quando houver).

Para monitoramento da qualidade do solo devem ser amostras de solo no início e final das rampas deverão ser coletadas semestralmente para se avaliar as alterações físicas e químicas semestralmente e biológicas mensalmente.

O monitoramento da microbiota do solo no tratamento de esgoto por disposição no solo é um indicador fundamental para avaliar a degrabilidade do solo por intermédio de indicadores não somente físico-químicos, mas microbiológicos.

7.2. Resultados experimentais em ETEs por disposição no solo

7.2.1. Operacionalização do sistema

No Quadro 15 são apresentados os valores médios diários de operação do sistema de tratamento do esgoto pelo método do escoamento superficial no solo, para uma frequência de aplicação do esgoto de cinco dias e período de aplicação de oito horas diárias.

7.2.2. Monitoramento qualitativo dos afluentes e efluentes da ETE

No Quadro 16 são apresentados os valores médios diários características físicas e químicas do afluente e efluente do sistema de tratamento do esgoto pelo método do escoamento superficial. Observa-se que a temperatura não variou entre tratamentos, em razão do sobreamento proporcionado pela vegetação. Entretanto, o pH variou,

sendo maior para a menor taxa de aplicação, provavelmente devido ao tempo de detenção maior, conseqüentemente, maior precipitação de sais.

Quadro 15 - Valores médios diários dos parâmetros analisados das condições operacionais referentes a 6 meses de coleta de dados da ETEe, pelo método do escoamento superficial

Parâmetros avaliados	Unidade	Taxa de aplicação	
		0,36 m ³ .h ⁻¹ .m ⁻¹	0,24 m ³ .h ⁻¹ .m ⁻¹
Vazão aplicada	L.s ⁻¹	0,20 ± 0,00 ^A	0,13 ± 0,01 ^B
Vazão de saída	L.s ⁻¹	0,08 ± 0,00 ^A	0,04 ± 0,02 ^A
Taxa de escoamento superficial	cm.dia ⁻¹	14,1 ± 0,16 ^A	9,12 ± 1,03 ^B
Tempo de detenção	min	24 ± 2,32 ^A	43 ± 8,88 ^B
Tempo de avanço	min	62 ± 7,55 ^A	118 ± 27,51 ^B
Taxa de infiltração básica - VIB	cm.h ⁻¹	1,05 ± 0,42 ^A	0,85 ± 0,40 ^A
Lâmina d'água Superficial (mm)	mm	84 ± 16,99 ^A	57 ± 16,17 ^A
Volume percolado (*)	%	59 ± 0,12 ^A	72 ± 0,15 ^A
Volume escoado	%	41 ± 0,12 ^A	28 ± 0,15 ^A

Nota: Valores médios de março a setembro/1999. Letras maiúsculas sobrescritas diferentes indicam variação significativa entre tratamentos, (5% de probabilidade pelo teste de Tukey). * Para o cálculo do volume percolado foi desprezado o valor da Evapotranspiração da cultura. ⁽²⁶⁾

Fonte: Adaptado por FONSECA, 2000c.

Quadro 16 - Características físicas e químicas do afluente e efluente do sistema de tratamento do esgoto pelo método do escoamento superficial

Parâmetros avaliados	Unidades	Efluente do tratamento por escoamento superficial			
		Tratamento preliminar		Taxa de aplicação	
		Afluente	Efluente	0,36 m ³ .h ⁻¹ .m ⁻¹	0,24 m ³ .h ⁻¹ .m ⁻¹
Temperatura	°C	24	24	23	23
PH	pH	6,8 a 7,3 ^A	7,0 a 7,3	7,3 a 7,6 ^A	7,6 a 7,7 ^B
Varição	%	-1,6 a +3,2		-4,3 a -5,8	-5,8 a -6,3
Sólidos sedimentáveis	mL.L ⁻¹	10	9	< 0,1	< 0,1
Eficiência	%	10,0		98,8	98,8
Sólidos Totais	mg.L ⁻¹	690 ± 70,01 ^C	683 ± 68,79 ^C	442 ± 7,14 ^A	402 ± 15,80 ^B
Eficiência	%	1,0		35,3	41,2
Alcalinidade	mg.L ⁻¹ CaCO ₃	196 ± 16,07 ^C	198 ± 16,44 ^C	185 ± 5,18 ^A	172 ± 5,31 ^B
Varição	%	+ 0,9		-6,5	-13,1
CE	dS.m ⁻¹	0,552 ± 0,032 ^C	0,557 ± 0,034 ^C	0,525 ± 0,013 ^A	0,496 ± 0,009 ^B
Varição	%	+ 0,9		-5,7	-10,9
DQO	mg.L ⁻¹	709 ± 81,83 ^C	715 ± 84,10 ^C	310 ± 27,54 ^A	263 ± 27,69 ^A
Eficiência	%	-0,8		56,7	63,2
DBO ₅ ^{20c}	mg.L ⁻¹	360 ± 64,42 ^C	340 ± 58,95 ^C	157 ± 5,80 ^A	137 ± 18,94 ^A
Eficiência	%	0,3		53,9	61,2

Nota: Letras minúsculas sobrescritas diferentes indicam variação significativa entre tratamentos, (5% de probabilidade pelo teste de Tukey).

Fonte: Adaptado por FONSECA, 2001a.

No tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial os valores de pH do efluente das faixas de tratamento situaram-se dentro dos limites recomendados por AYERS et al. (1991) e da deliberação do COPAM nº 010/86. O esgoto manteve a classificação de salinidade média-C2 (AYERS et al., 1991) após ser submetido ao tratamento por escoamento superficial, podendo ser utilizado na fertirrigação do capim-coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.), sem as práticas especiais de controle da salinidade.

A remoção de sólidos sedimentáveis é superior a 98,8% e entre 35,3 e 41,2% na concentração de sólidos totais, no tratamento de esgoto doméstico em rampas de 2%, sob taxas de aplicação de 0,24 e 0,36 m³.h⁻¹.m⁻¹. Como não poderia deixar de ser, em vista da alta rugosidade da superfície nas rampas de tratamento, a remoção mais intensa dos sólidos sedimentáveis ocorre nos primeiros metros de cada rampa e independem da declividade e das taxas de aplicação utilizadas. Quando a concentração desses sólidos for muito alta, seu acúmulo poderá prejudicar a distribuição homogênea da água residuária e, com isso, a eficiência na remoção de outros parâmetros.

Loures (2002), verificou que, nos primeiros 8 m de comprimento de rampa de tratamento de esgoto doméstico, a menor taxa de aplicação proporcionou a maior taxa de remoção de nutrientes, o que está associado ao tempo de detenção hidráulico, pois, quanto maiores forem estes tempos, maior será a eficiência do processo e, em consequência, maior a remoção da DQO e DBO. Verificou, também, que, com o decorrer do tempo, para uma mesma taxa de aplicação e declividade, a eficiência do tratamento aumentou. Acredita-se que isso se deva à formação do filme biológico na interface solo-planta e ao crescimento e “fechamento” da gramínea cultivada na rampa de tratamento.

CORAUCCI FILHO (1991), no tratamento de esgoto doméstico bruto, obteve remoções de DQO entre 59,3 a 94,2%, dependendo da taxa de aplicação. FONSECA (2000) obteve remoções de 54 a 75% e de 47 a 75%, respectivamente para as taxas de aplicação de 0,24 m³.h⁻¹.m⁻¹ e 0,36 m³.h⁻¹.m⁻¹. LOURES (2002) obteve nos primeiros 8 m de comprimento de rampa, com 2% de declividade, para uma taxa de aplicação de 0,24 m³.h⁻¹.m⁻¹ de esgoto doméstico, eficiências de remoção de 66,4% para DBO₅ e de 62,5% para DQO.

O método do escoamento superficial é muito eficiente na remoção do nitrogênio, sendo citado, na literatura, valores entre 60 e 90%. Entretanto, a remoção do fósforo não é tão significativa quanto à do N e o valor médio é de aproximadamente 50%, podendo ser maior se o solo da rampa tiver recebido calagem prévia. LOURES (2002) obteve remoções de 47,5% para P total, 53,4% para N total, 27,1% para Na e de 12,3% para K, nos 8 m iniciais da rampa de tratamento de esgoto, com 2% de declividade e taxa de aplicação de 0,24 m³.h⁻¹.m⁻¹.

7.2.3. Eficiência da remoção de microrganismo

CORAUCCI FILHO (1991), Peters e Lee (1978), citados por CHERNICHARO (1997), FREIRE (1997) e FONSECA (1999), observaram redução de apenas uma unidade logarítmica, ou seja, redução de 90% nos níveis de coliformes fecais, após o tratamento do esgoto em sistema pelo método do escoamento superficial.

O decréscimo na contagem de coliformes totais e fecais - *E.coli*, Quadro 17, foi menor que uma unidade logarítmica na contagem de coliformes. Tal fato deveu-se, provavelmente, às condições favoráveis do meio à sobrevivência das bactérias, ou seja, o pH alcalino, manutenção de elevada umidade no solo, freqüente adição de material orgânico ao solo e, principalmente, baixa insolação na superfície do solo devido a cobertura da forragem. Conclui que o sistema por disposição no solo não é eficiente na remoção de coliformes.

Quadro 17 - Características biológicas do afluente e efluente da ETE pelo método do escoamento superficial

Parâmetros avaliados	Unidades	Tratamento preliminar		Efluente do tratamento por escoamento superficial	
				Taxa de aplicação	
		Afluente	Efluente	0,36 m ³ .h ⁻¹ .m ⁻¹	0,24 m ³ .h ⁻¹ .m ⁻¹
Coliforme total	NMP/100mL	9x10 ⁷ ± 70,01 ^C	1x10 ⁸ ± 70,01 ^C	6x10 ⁷ ± 4x10 ⁶ ^A	5x10 ⁷ ± 6x10 ⁶ ^B
Coliformes fecais <i>E.coli</i>	NMP/100mL	9x10 ⁶ ± 70,01 ^C	1x10 ⁷ ± 70,01 ^C	9x10 ⁶ ± 4x10 ⁵ ^A	8x10 ⁶ ± 2x10 ⁶ ^A

Nota: Análises efetuadas de Março a setembro de 1999. Letras minúsculas sobrescritas diferentes indicam variação significativa entre tratamentos, (5% de probabilidade pelo teste de Tukey).

Fonte: Adaptado por FONSECA, 2000b.

7.2.4. Monitoramento das características físicas e químicas do solo

A alteração ocorrida na composição química do solo, Quadro 18, da fase do projeto no período de operação antes da aplicação do esgoto se deveu ao movimento de terra ocorrido na sistematização da área e, provavelmente, ao uso dos fertilizantes superfosfato simples e nitrocálcio no estabelecimento da gramínea.

Quadro 18 - Características químicas das amostras do solo da classe Podzólico Vermelho-Amarelo câmbico, na fase de projeto e de operação da ETE experimental (antes e após 10 meses de aplicação do esgoto no solo)

Características	Profundidades (cm)	Fase de projeto antes da sistematização	Fase de operação da ETE e após a sistematização			
			Taxa de aplicação $q = 0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$		Taxa de aplicação $q = 0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$	
			Antes da aplicação	Após aplicação	Antes da aplicação	Após aplicação
Carbono orgânico ($\text{dag} \cdot \text{kg}^{-1}$)	0-10	2,38		2,35		2,42
	20-30	0,86	-	2,28	-	2,42
	50-60	0,82		1,41		1,14
pH em água (1:2,5)	0-10	5,2	5,7	5,7	5,6	6,6
	20-30	5,3	5,7	5,6	5,8	5,5
	50-60	5,5	5,5	5,3	5,6	5,3
P total ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$)	0-10	2,4	4,6	22,6	3,2	14,4
	20-30	0,7	4,6	18,5	4,4	12,9
	50-60	0,8	1,8	9,3	1,3	6,6
K trocável ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$)	0-10	91	126	49	97	36
	20-30	20	126	71	196	58
	50-60	9	64	66	88	64
Ca^{2+} trocável ($\text{cmol}_c \cdot \text{dm}^{-3}$)	0-10	1,60	2,28	3,02	2,28	2,66
	20-30	0,30	2,28	2,57	2,68	2,35
	50-60	0,30	1,27	1,55	1,60	1,41
Mg^{2+} trocável ($\text{cmol}_c \cdot \text{dm}^{-3}$)	0-10	0,70	0,75	0,74	0,82	0,71
	20-30	0,70	0,75	0,69	1,03	0,64
	50-60	0,50	0,57	0,47	0,60	0,47

Fonte: Adaptado por FONSECA, 2001c.

O pH do solo não oscilou com a aplicação do esgoto, enquanto as concentrações de fósforo e cálcio trocável aumentaram e as de potássio e magnésio, diminuíram.

A concentração de carbono orgânico diminuiu com a profundidade do solo, o que demonstrou que a parcela do despejo que se infiltra no solo sofre um processo físico de filtração no solo e nas camadas superiores do solo aumentou com a aplicação de esgoto doméstico, por efeito da filtração da água residuária ocorrente na superfície do solo. Verificou que a concentração de carbono orgânico foi maior nas rampas de tratamento com maior taxa de aplicação de esgoto, o que indicou ser o tempo de detenção importante na retenção física do material orgânico em suspensão.

A capacidade de retenção de esgoto no solo por meio das curvas de característica de água, Figura 8, no solo da classe ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO câmbico, nos horizontes A e B, da ETE-experimental de Viçosa, MG, após a implantação da estação de tratamento de água antes (após a área sistematizada) e depois de 10 meses de aplicação do esgoto no solo, correspondentes às profundidades de 0-10, 20-30 e 50-60 cm, respectivamente.

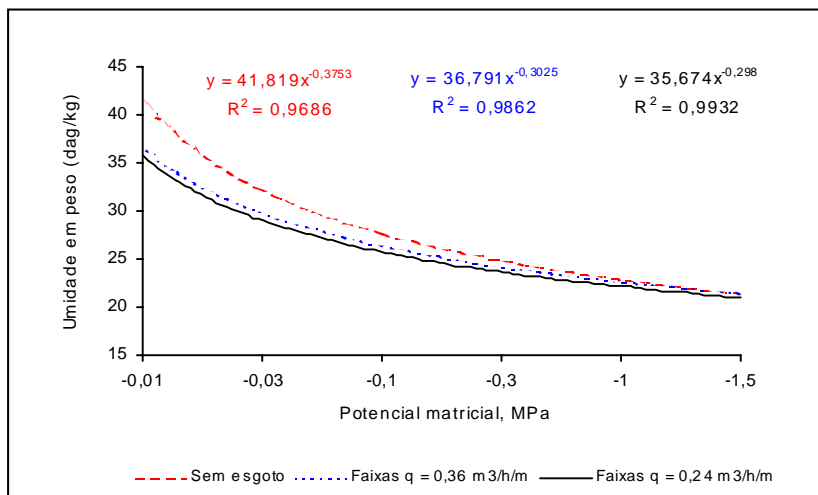


Figura 8 – Curva de retenção de água no solo à profundidade de 50-60 cm após a implantação da ETEe, antes e depois da aplicação do esgoto no solo por um período de 10 meses.

Observou-se que a capacidade de retenção de água diminuiu após a aplicação do esgoto, principalmente nas camadas de 20-30 e de 50-60. Tal comportamento pode estar associado ao teor de gordura presente no esgoto, que, entupindo os poros do solo, poderia estar impedindo a retenção da água pelas partículas desse solo.

7.2.5. Monitoramento qualitativo e sanitário da forragem

O nitrogênio não é um contribuinte de grande preocupação no tratamento do esgoto doméstico pela disposição no solo, por ser praticamente eliminado pela vegetação e pela assimilação das bactérias. A absorção de nitrogênio pela vegetação é de cerca de 0,02 kg por quilo de matéria seca (no caso de gramíneas), sendo o restante lixiviado para o lençol subterrâneo, perdido para a atmosfera na forma de N₂ e algum NH₃, no caso de o pH do solo ser maior que 7 ou, ainda, consumido pelas bactérias.

Os teores adequados de minerais no capim-coastal (*Cynodon dactylon*), na matéria seca, encontraram-se nos intervalos de 2,5 – 3,0% para N, 0,26 – 0,32% para o P, e 1,8 – 2,1% para K. No capim-bermuda (*Cynodon dactylon*) teores médios de 1,42% de N, 0,20% de P, 1,47% de K, 0,46% de Ca e 0,17% de Mg na matéria seca.

PALHANO (1990) encontrou valores médios da concentração dos macronutrientes na matéria seca da planta inteira do capim-coastcross, de 2,2 e 1,86% de N, 0,20% de P, 1,68 e 1,63% de K, 0,23 e 0,20% de Ca, 0,34 e 0,31% de Mg, proteína bruta de 13,8 e 11,64% e digestibilidade “in vitro” de 60,58 e 50,80%, correspondentes às idades de corte de 40 e 50 dias, respectivamente. O experimento foi conduzido em uma região com temperatura média de 20,1°C, altitude de 612 m e precipitação anual de 1.376 mm em um Latossolo Roxo distrófico.

O capim-coastal bermuda fertirrigado com esgoto doméstico pode remover de 400 a 675, 45 e 200 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ de nitrogênio, fósforo e potássio, respectivamente.

Na unidade de tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial, estado de São Paulo, cultivada com *Brachiaria humidicola*, a produção de biomassa e de proteína bruta e as concentrações de nutrientes (N, P, K, Ca e Mg) foram significativamente maiores nas rampas onde foi aplicado esgoto doméstico, em relação às rampas de controle, em que foi aplicado água. As concentrações dos nutrientes no solo, após o despejo dos esgotos domésticos nas rampas, aumentaram, em média, de 60% para o K, 120% para o Ca e Mg, 200% para o N e 300% para o P, em relação às rampas de controle, favorecendo o melhor desenvolvimento da vegetação.

A composição químico-bromatológica e digestibilidade “in vitro” da matéria seca e do capim-coastcross tratado com e sem esgoto doméstico bruto, Quadro 19, nos quatro cortes apresentaram resultados viáveis como forma alternativa de aproveitamento de água e nutrientes disponíveis, para o cultivo de forragens. O capim-coastcross cultivado com esgoto doméstico apresentou elevado valor protéico e não sofreu alterações na digestibilidade “in vitro” da matéria seca e nos teores dos minerais (fósforo, cálcio, potássio e magnésio) quando cultivado com ou sem esgoto doméstico.

Quadro 19 – Composição químico-bromatológica e digestibilidade “in vitro” da matéria seca e do capim-coastcross tratado com e sem esgoto doméstico bruto, nos quatro cortes avaliados

Tratamentos	Altura média (cm)	MS (%)	PB (%)	DIVMS (%)	P (%)	Ca (%)	Mg (%)	Na (%)	K (%)
CORTE com 53 dias									
Sem esgoto	35	31,30 ^a	8,10 ^b	56,71 ^a	0,20 ^b	0,27 ^a	0,13 ^a	0,02 ^b	1,86 ^b
Q = 0,24 m ³ .h ⁻¹ .m ⁻¹	75	24,75 ^b	16,63 ^a	61,42 ^a	0,30 ^a	0,32 ^a	0,15 ^a	0,07 ^a	2,21 ^a
Q = 0,36 m ³ .h ⁻¹ .m ⁻¹		24,16 ^b	17,47 ^a	63,86 ^a	0,28 ^a	0,29 ^a	0,14 ^a	0,07 ^a	2,11 ^a
CORTE com 46 dias									
Sem esgoto	30	20,30 ^a	14,27 ^b	51,96 ^a	0,27 ^b	0,38 ^a	0,18 ^a	0,77 ^a	3,62 ^a
Q = 0,24 m ³ .h ⁻¹ .m ⁻¹	65	17,30 ^b	21,58 ^a	49,83 ^a	0,48 ^a	0,38 ^a	0,16 ^a	0,77 ^a	3,27 ^a
Q = 0,36 m ³ .h ⁻¹ .m ⁻¹		17,69 ^b	20,71 ^a	50,80 ^a	0,46 ^a	0,48 ^a	0,19 ^a	0,71 ^a	3,57 ^a

Nota: letras minúsculas sobrescritas diferentes indicam variação significativa entre tratamentos, em nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Fonte: Adaptado de FONSECA, 2001b.

Foram encontrados valores em unidade de tratamento de esgoto doméstico do tipo lodo ativado, com aeração prolongada na fertirrigação, por microaspersão, de sorgo e capim-elefante resultados favoráveis. O efluente foi enquadrado como tendo salinidade média e baixo conteúdo de sódio (classe C₂S₁). O solo foi caracterizado como arenoso, com pH ácido, teor de matéria orgânica muito baixo e concentração de potássio e fósforo assimiláveis baixa. A produtividade de grãos de sorgo fertirrigados com o efluente do lodo ativado foi de 3.535 kg.ha⁻¹, enquanto a irrigação com água proporcionou apenas 605 kg.ha⁻¹. A produtividade de matéria seca foi de 4,64 t.ha⁻¹, quando aplicado o esgoto tratado, e de 1,08 t.ha⁻¹ com água. As forrageiras irrigadas com esgoto tratado apresentaram teores médios de matéria seca e de proteína bruta iguais a 17,2 e 1,4%, respectivamente, enquanto na irrigada com água esses valores foram de 19,2 e 1,5%.

Quanto os aspectos sanitários do capim fertirrigado com esgoto doméstico, observa-se que a contagem em NMP de coliformes fecais-*E.coli* por grama de forragem, Figura 7, na forragem verde do capim foi menor que 1, após o sistema ser paralisado por sete dias e após doze dias de fenação do capim, em ambas as taxas de aplicação, enquanto na parcela irrigada com água foi sempre menor que um.

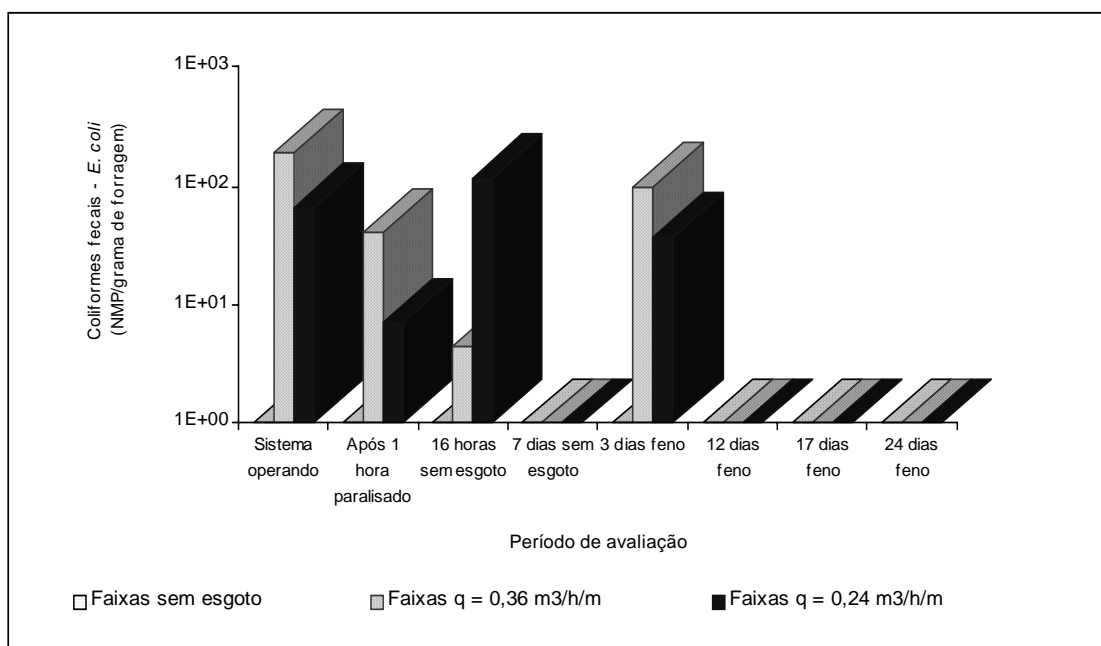


Figura 9 – Contagem de coliformes fecais – *E. Coli* na forragem verde e fenada do capim-coastcross, com e sem esgoto doméstico bruto, durante e após a operação do sistema.

O tratamento do esgoto doméstico pelo método do escoamento superficial mostra-se viável como forma alternativa de aproveitamento de água e nutrientes disponíveis, para o cultivo de forragens. Para o capim-coastcross cultivado nas faixas de tratamento de esgoto apresenta elevado valor protéico, e não sofre alterações significativas da digestibilidade “in vitro” da matéria seca e os teores dos minerais (fósforo, cálcio, potássio e magnésio) quando tratado com ou sem esgoto. Após sete dias do sistema de tratamento do esgoto paralisado ou após doze dias do capim fenado a contaminação por coliformes totais e fecais – *E.coli* reduz a menor que um organismo por grama de forragem, o que tornar possível seu uso na alimentação de ruminantes.

BEVILACQUA (2003), observou que os animais, ruminantes alimentados com a forrageira *Brachiaria humidicula*, fertirrigada com esgoto efluente de UASB, não apresentaram alterações no perfil sanitário, e não foram identificados nas fezes, *Salmonellae* spp e *Cryptosporidium* sp, porém foram encontrados na forragem 1,36x10⁴/g de coliformes totais e 6,07x10²/g de *E.coli*. A análise microbiológica das carcaças dos animais não revelou amostras com presença de indicadores acima dos padrões estabelecidos pelo Ministério da Saúde, 1997, e os resultados da pesquisa sorológica para *Cisticercus bovis* foram negativos.

O destino final da biomassa (massa seca de capim) gerada nas estações de tratamento de esgoto por disposição no solo é ainda questionável, devido que a legislação atual não aprova a queima do material, a não ser, por intermédio de incineradores, o que elevaria o custo de implantação e operação de unidades de tratamento de esgoto desse tipo. Outra alternativa seria conduzir a biomassa gerada para uma unidade de tratamento de resíduos sólidos, no caso, um aterro sanitário, o que elevaria o custo operacional do sistema de tratamento de esgoto. Não justifica enterrar a biomassa gerada, matéria orgânica rica em proteína bruta, nitrogênio, sendo que essa poderá ser

dada para alimentação de animais ruminantes, além do que o nitrogênio na forma orgânica enterrado estará sujeito as transformações à forma de nitrato, sendo esse elemento facilmente lixiviado no solo, causando, conseqüentemente, um grande risco de contaminação do lençol freático. A biomassa gerada nas unidades de tratamento de esgoto por disposição no solo torna-se um problema para as companhias de saneamento.

O destino final da biomassa gerada poderia ser reciclada, dando esse alimento rico em proteínas para ruminantes. São poucos os dados estatísticos que relatem que os animais possam ser alimentados com capim fertirrigado com esgoto e o pastejo em unidades de tratamento, sendo necessário maiores estudos e pesquisas.

7.2.6. Qualidade da água do lençol freático

Em todas as ETEs deveram ser implantado poços de observação a montante e a jusante das unidades de tratamento. Os poços de observação são unidades responsáveis para o monitoramento do movimento de água no perfil do solo com possível possibilidade da recarga do lençol freático é necessário instalar poços de observação a montante e a jusante da área de tratamento e medido diariamente o nível do lençol freático. As amostras de água dos poços deverão ser retiradas mensalmente, para se efetuar análises químicas, físicas e bacteriológicas.

Os poços deverão ser abertos no terreno com um trado ou sondagem a percussão de diâmetro de 250 mm, posteriormente introduzido no centro do furo um tubo de PVC de 150 mm. O tubo de PVC deverá ser perfurado na sua extremidade inferior, em uma extensão de 1,5 m da base do fundo do poço, com broca de 4mm. No fundo do poço colocar uma camada de areia grossa de 20 cm e, após a colocação do tubo, um envoltório de areia grossa em toda a extensão da parte perfurada. A partir dessa posição, o restante do envoltório do tubo será feito com o próprio material do solo retirado e compactado. Os poços testemunhas e instalados a montante e os jusante da área de tratamento deverão ser perfurados até atingir o lençol freático.

Observa-se na Figura 10 que o nível d'água nos poços de observação, instalados na ETE Experimental da UFV/DEA, com profundidade variando de 10 a 20 m, a jusante da unidade de tratamento atingiram valores superiores de 100 atingindo até 160 cm, possivelmente devido à recarga do lençol freático pelas águas de precipitação pluviométrica e ou mesmo a percolação do esgoto no solo.

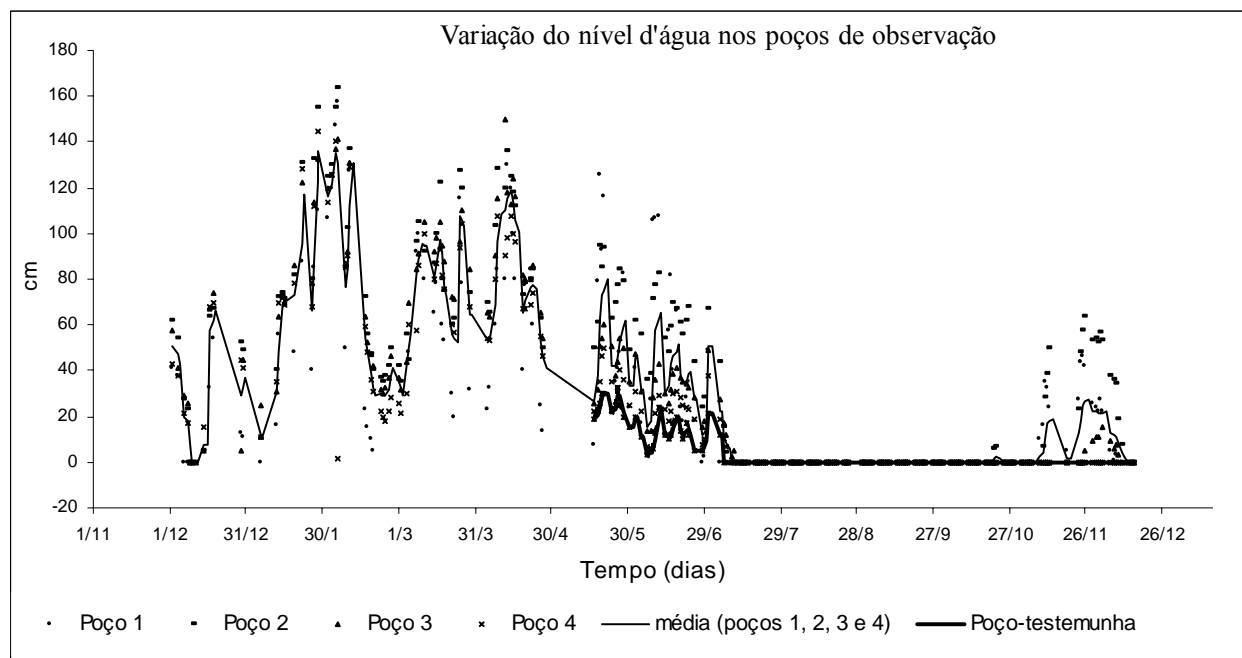


Figura 10 - Variação diária do nível d'água dos poços de observação no período de um ano de operação do sistema de tratamento de esgoto doméstico por escoamento superficial

Nos poços de observação a montante e a jusante da ETE-Experimental da UFV/DEA, não foi detectado a presença de coliformes fecais na água dos poços, o que indica que pode estar associada tanto à percolação do esgoto no solo bem como devido à capacidade de remoção do meio poroso. A filtração, competição e predação por outros microorganismos, adsorção nas partículas carregadas e acidez do solo e de acordo com BITTON et. el.

(1984), a partir de 3 m no perfil do solo os coliformes fecais não conseguem sobreviver, provavelmente em razão da ausência de material orgânico, fundamental à sua sobrevivência.

A concentração média de oxigênio dissolvido da água dos poços de observação a jusante da ETE experimental variou de 1,0 a 2,0 mg.L⁻¹, enquanto no poço testemunha variou de 3,0 a 4,0 mg.L⁻¹. O valor médio do pH da água do poço testemunha foi superior aos obtidos nos demais poços localizados a jusante do tratamento do esgoto, provavelmente devido à recarga do lençol freático. Entretanto, suspeita-se que o valor de pH encontrado para as águas do poço testemunha é que esteja muito alto, haja vista os baixos valores de pH encontrados neste solo. E os resultados obtidos para a condutividade elétrica indicam baixa recarga das águas freáticas com o esgoto percolado, haja vista que o carreamento de íons de alta mobilidade, tais como Na⁺, K⁺ e outros sabidamente presentes em grande quantidade no esgoto, deveriam proporcionar elevação da condutividade elétrica da água do poço.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABERNATHY, A. R., BORUP, M. B., ZIRSCHKY, J. Overland flow wastewater treatment at Easley, S.C. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 57, n. 4, p. 291-299. apr. 1985.
2. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19. ed. Washington. D.C.: APHA s.n.p. 1995.
3. AMORIM, M. C. **Avaliação da eficácia do lisímetro de lençol freático constante, do tanque classe “A” e do modelo de Penman-Monteith (FA0) para estimativa da evapotranspiração de referência (ET_o)**. Viçosa, MG: UFV, 1998. 56p. Dissertação (Mestrado em Meteorologia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, 1998.
4. AYERS, T. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for irrigation**, Irrigation Drainage. Pap., n. 29, Rev. 1, Rome: FAO, 1991. 174 p.
5. BERNARDES, R. S. Estabilização de poluentes por disposição no solo. **Rev. DAE**, v. 46, n. 145, p.129-148, 1986.
6. BERNARDO, S. **Manual de irrigação**. 6.ed. Viçosa, MG: UFV, 1995. 657 p.
7. BEVILACQUA, P. D.; BASTOS, R. K. X.; PINTO, P. S.A.; TAKARABE, J. M.; BANDEIRA, M. L. Avaliação da qualidade sanitária de bovinos alimentados com forrageira irrigada com esgoto sanitários. CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22. **Anais...** Joinville – SC. Setembro 2003.
8. BITTON, G. **Wastewater microbiology**. New York: Wiley-liss, 1994. 478p.
9. BITTON, G., GERBA, C. P. **Groundwater pollution microbiology**. New York: John Wiley & Sons, 1984. 379p.
10. BUTLER, G., BAILEY, W. **Chemistry and biochemistry of herbage**. London: Academic Press, 1973. v. 3, cap. 31, p.131-179.
11. CAMPOS, R. C. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio Janeiro: ABES, 1999. 464p. (Projeto PROSAB).
12. CARNEIRO, A. M. Forrageiras. **Cadernos Técnicos da Escola de Veterinária da UFMG**, n. 12, p.51-86, 1995.
13. CASTRO, P. R. C., FERREIRA, S. O., YAMADA, T. **Ecofisiologia da produção agrícola**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1987. 249p.
14. CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: UFMG, 1997. 246 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 5).
15. COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO RS E SC. **Recomendações de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do sul e Santa Catarina**. 3^a ed. Passo Fundo. SBCS. Núcleo Regional Sul, 1994. 224p.
16. CORAUCCI FILHO, B. **Tratamento de esgotos domésticos no solo pelo método do escoamento superficial**. Campinas, SP: UNICAMP, 1991. 1336 p. Dissertação (Doutorado em Engenharia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
17. CORAUCCI FILHO, B.; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDRADE NETO, C. O.; NOUR, E. A.; ANDREOLI, F. N.; SOUZA, H. N.; MONTEGGIA, L. O. L.; Von SPERLING, M.; LUCAS FILHO, M.; AISSE, M. M.; FIGUEIREDO, R. F.; STEFANUTTI, R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo: Bases conceituais da disposição controlada de águas residuárias no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 321-356. (Projeto PROSAB).
18. CORRÊA, R. S.; MELO FILHO, B.; BERNARDES, R. S. Deposição de esgoto doméstico para controle de poluição e revegetação induzida em área degradada. **Rev. Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.4, n.2, 2000. p. 252-256.

19. CRAMPTON, E. W., DOWEFER, E., LLOYD, L. E. A nutritive value index for forages. **Journal Animal Science**, v. 19, n.3, p.538-544, 1960.
20. EMBRAPA – CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE SOLO. **Manual de método e análise de solo**. 2ed. Rio de Janeiro, RJ: EMBRAPA-CNPq, 212p., 1997.
21. FERNANDES, M. L. **Nitrificação em solos sob plantações de eucaliptos com diferentes idades**. Viçosa, MG: UFV, 2001. 49f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa.
22. FERREIRA, P.A. **Drenagem de terras agrícolas**. Brasília, DF: ABEAS, 1998. 141p. (Curso por tutoria à distância. Curso de Engenharia e Manejo de irrigação. Módulo, 6).
23. FONSECA, S. P. P.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; CHERNICHARO, C. L. Avaliação preliminar do tratamento de esgoto doméstico bruto pelo método do escoamento superficial. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 28. **Anais...** Pelotas – RS. Julho. 1999.
24. FONSECA, S. P. P. Avaliação do tratamento de esgoto doméstico bruto pelo método de escoamento superficial utilizando o capim-coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.). **Tese** (Mestrado em Engenharia Agrícola - Irrigação e drenagem), aprovada pela Universidade Federal de Viçosa. 133p. 2000a.
25. FONSECA, S. P. P.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T. Remoção de coliformes totais e fecais - *Escherichia coli* no tratamento de esgoto doméstico pelo método do escoamento superficial. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA APLICADA AO SANEAMENTO. **Anais ...** Vitória: UFES. p. 189-199. 2000b.
26. FONSECA, S. P. P.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; VIANNA, M. R. Qualidade da água do lençol freático em uma área com tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1. **Anais...** Fortaleza – CE. Agosto. 2000c.
27. FONSECA, S. P. P.; SOARES, A.A.; CHERNICHARO, C. L.; VIANNA, M. R.; MATOS, A. T. Eficiência de um sistema de escoamento superficial aplicado ao tratamento de esgotos brutos do condomínio Bosque do Acamari em Viçosa/MG. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. **Anais...** Porto Alegre – RS. Dezembro. 2000d.
28. FONSECA, S. P. P. Experiências operacionais em uma unidade de tratamento de esgoto doméstico pelo método de escoamento superficial. In: CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21. **Anais...** João Pessoa – PB. Setembro. 2001a.
29. FONSECA, S.P.P.; SOARES,A.A.; MATOS, A.T.; PEREIRA, O.G. Avaliação do valor nutritivo e contaminação fecal do capim-coastcross cultivado nas faixas de tratamento de esgoto doméstico pelo método do escoamento superficial. **Rev. Engenharia Agrícola**, v.21, n.3, p. 293-301. 2001b.
30. FONSECA, S.P.P.; SOARES,A.A.; MATOS, A.T. Soil alterations in an overland flow domestic sewage unit treatment. In: SOARES, A.A. e SATURNINO, H.M. **Competitive use and conservation strategies for water and natural resources**. Fortaleza: ICID, ABID, SBEA, CIGR, p. 216-224. 2001c.
31. FONSECA, S. P. P., FREIRE, A. O.; RESENDE, J. M.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; ODILON, G. P.; LOURES, A. P. S. L. Tratamento de efluentes domésticos conciliados a fertirrigação de culturas. In: ENCONTRO DE PRESERVAÇÃO DE MANANCIAS DA ZONA DA MATA MINEIRA, 3. 2003, Viçosa-MG. **Anais...** 2003. v. 01, p.312-338.
32. FREIRE, A. O.; RESENDE, J. M. Programa de Saneamento Ambiental para o Semi-Árido Mineiro: Opções de Tratamento/Reciclagem de Esgotos Sanitários para 20 Cidades no Norte/Nordeste de Minas Gerais (Experiência-Piloto para o Estado). CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21. **Anais...** João Pessoa – PB. Setembro 2001.
33. FUENTES, R. E.; CONSTANTINO, L. C. E.; SILVA, E.; DENDOOVEN, L. Characteristics, and carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with wastewater for different lengths of time. **Bioresource Technology**. Mexico, v. 85, p. 179-187 2002.
34. HILLEL, D. **Soil and water: physical principles and processes**. New York: Academic Press, 1971. 288p.
35. KLAR, A. E. **Água no sistema solo-planta-atmosfera**. São Paulo: Nobel, 1988. 408 p.
36. KLUSENER FILHO, L. C.; FIGUEIREDO, R. F.; CORAUCCI FILHO, R.; ABDUL NOUR E. A.; MARQUEZINI. Pós-tratamento com aplicação do método do escoamento superficial no solo: Polimento de efluentes de filtros anaeróbios. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. **Anais...** Porto Alegre – RS. Dezembro 2000. (CD ROOM).
37. LOURES, A. P. S. **Modelos de remoção de parâmetros qualitativos em sistema para tratamento de esgoto doméstico por escoamento superficial utilizando o capim-coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.)**. Viçosa, MG: UFV, 2002, 98p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola - Irrigação e drenagem), aprovada pela Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
38. LOURES, A. P. S.; SOARES. A. A.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; OLIVEIRA, R. A.; FONSECA, S. P. P. Qualitative parameters in overland flow systems for domestic wastewater treatment: prediction equation. IN: INTER-REGIONAL CONFERENCE ON ENVIRONMENT AND WATER, 5th. Burkina Faso, África.. **BOOK ...** Burkina Faso, África: IER/ETS, Novembro. 2002. p.392-401.
39. MARTINEZ, I. M. **Tratamiento de águas residuales, basuras y escombros em el âmbito rural**. Agrícola Española, S.A: Espanha. Série Técnica, 6, p.406. 1993.

40. MATOS, A. T. Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão difusão do zinco, cádmio, cobre e chumbo em solos do município de Viçosa-MG. **Tese**. (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas), aprovada pela Universidade Federal de Viçosa. 1995. 110 p.
41. MATOS, A. T.; BRASIL, M.S.; FONSECA, S. P. P. Aproveitamento de efluentes líquidos domésticos e agroindustriais na agricultura. In: FONSECA, S. P. P (Ed.): ENCONTRO DE PRESERVAÇÃO DE MANANCIAS DA ZONA DA MATA MINEIRA, 3. 2003, Viçosa. **Anais...** Viçosa, MG: ABES MG/UFV-DEA/ABAS MG. 25-80 p. 2003.
42. MATOS, A. T; Lo MONACO, P. A; PINTO, A. B; FIA, A. FUKUNAGA, D. C. “Pollutant potential of wastewater from the coffee fruits processing”. In: ENVIROMENT AND THE WATER – COMPETITIVE USE AND CONSERVATION STRATEGIES FOR WATER AND NATURAL RESOURCES. 2001, Fortaleza, Brasil. **BOOK ...** Fortaleza, Brasil: ABIRD; ICID-CIID, Agosto, 2001. p.158-165.
43. MEDEIROS, L. B.; SOCCOL, V. T.; CASTRO, E. A.; TOLEDO, E. B.S.; BORGES, J. C.; PAULINO, R. C.; SILVA, S. M. C.P.; ANDRAUS, S. **Reciclagem Agrícola do Lodo de Esgoto: Aspectos Sanitários**. Curitiba. SANEPAR, FINEP. 1999.pp 121-126.
44. MELO, J. A. S. Aplicação de águas residuárias no solo como um método de tratamento, disposição final e reciclagem das águas usadas. **Rev. Engenharia Sanitária**, v.17, n.1, p.82-91, 1978.
45. MELO, J. G.; QUEIROZ, M. A.; HUNZIKER, J. Mecanismos e fontes de contaminação das águas subterrâneas de Natal/RN por nitrato. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 10. São Paulo. **Anais...** São Paulo, SP: ABAS. 1998. (CD ROM).
46. MELO, J. L. S.; LIMA. A. M.; ANDRADE NETO, C. O.; LUCAS FILHO, M. Avaliação da remoção dos macronutrientes sódio, potássio, cálcio e magnésio em disposição controlada em solo. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. **Anais...** Porto Alegre – RS. Dezembro 2000. (CD ROOM).
47. METCALF e EDDY, INC. **Ingeniería sanitaria**; tratamento, evacuacion y reutilización de aguas residuales. 2.ed. Barcelona: Labor, 1985. p.908.
48. MINSON, D. J. The digestibility and voluntary intake of six varieties of Panicum. Australian. **Jornal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry**, v.11, p.18-25, 1971.
49. MIRANDA, J. H.; DUARTE, S.N.; BLANCO, F.F.; SILVA, E.F.F. Determinação de parâmetros de transporte de nitrato e potássio no solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 31. 2002. **Anais...** Salvador, 2002. (CD ROOM).
50. MIYAZQWA, M.; GIMENEZ, S. M. N.; FERNANDES, F.; OLIVEIRA, E. L.; SILVA, S. M. C. P. Efeito do lodo de esgoto nos teores de metais pesados no solo e na planta. In: RECICLAGEM DE BÍOSSÓLIDOS: TRANSFORMANDO PROBLEMAS EM SOLUÇÕES. Curitiba. **Anais...**Curitiba: SANEPAR, FINEP, 1999. pp. 204-225.
51. MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 2ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2000. p. 416.
52. MOTA, S., BEZERRA, F.C., TOMÉ, L. M. Avaliação do desempenho de culturas irrigadas com esgoto tratado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19, 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: ABES, 1997. (CD-ROOM).
53. ORGANIZACION MUNDIAL DE LA SALUD – OMS. **Guías para la calidad del agua potable**. 2. ed. v.1, Genebra: OMS, 1995. 195p.
54. ORGANIZACION MUNDIAL DE LA SALUD – OMS. Normas Internacionales para el agua potable. 3, ed. Genebra: 1972. In: AZEVEDO NETTO, J. M. **Técnica de abastecimento e tratamento de água**. 2.ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1987. p.99-106.
55. ORGANIZACION MUNDIAL DE LA SALUD-OMS. **Directrices sanitarias sobre el uso de agua residuales en agricultura y acuicultura**. Genebra: OMS,1989. 93p. (Série de Informes Técnicos, 778).
56. PAGANINI, W.S. **Disposição de esgotos no solo (escoamento superficial)**. São Paulo: Fundo Editorial AESABESP, 1997. 232p
57. PALHANO, A. L. **Recrutamento de nutrientes e valor nutritivo de *Cynodon dactylon* (L.) Pers. cv. coast-cross nº 1**. Piracicaba: ESALQ, 1990. 122p. Dissertação (Mestrado em Agrimensura) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 1990.
58. PEREIRA, O. G. Produção e utilização de feno. In: CONGRESSO NACIONAL DOS ESTUDANTES DE ZOOTECNIA,1998, Viçosa, MG. **Anais...** Viçosa: UFV, Departamento de Zootecnia, 1998. p.63-87.
59. PEREIRA, M. G.; MELO. H. N. S.; ANDRADE NET, C. O.; SILVA, D. A.; OLIVEIRA, F. K. D. Reuso de águas residuárias no cultivo de arroz (*Oryza sativa*). In: CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22. **Anais...** Joinville – SC. Setembro 2003. (CD-ROOM).
60. PEREIRA, M. G.; MELO. H. N. S.; ANDRADE NET, C. O.; SILVA, D. A. Viabilidade de reuso de águas residuárias tratadas no cultivo de gergelim (*Sesamum indicum* L.). In: CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22. **Anais...** Joinville – SC. Setembro 2003. (CD-ROOM).
61. PESCOD, M.B. **Wastewater treatment and use in agriculture**. Rome: Food and Agricultural Organization of the United Nations, 1992. 125p. (FAO. Irrigation and Drainage Paper, 47).

62. RAMOS, A. G.; CORDIERO, J. S. Gerenciamento ambiental em sistemas de tratamento de esgoto. In: CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22. **Anais...** Joinville – SC. Setembro 2003.
63. RAYMOND, W. F. The nutritive value of forage crop. **Advances in Agronomy**, v.2, p.1-108, 1969.
64. REED, S. C. **Natural systems for wastewater treatment, manual of practice FD-16**. Alexandria: Water Pollution Control Federation, 1990. 270 p.
65. REED, S. C.; CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural systems for waste management and treatment**. 2. ed. New York: McGraw-Hill, 1995. 434 p.
66. REICHARDT, K. **Água em sistemas agrícolas**. São Paulo: Manole Ltda, 1990. 188 p.
67. REICHARDT, K. **Dinâmica da matéria e da energia em ecossistemas**. 2 ed. Piracicaba, SP: USP/ESALQ. 1996. 505 p.
68. RESENDE, M.; CURI, N.; RESENDE, S. B.; CORRÊA, G. F. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. 4 ed. Viçosa, MG: NEPUT, 2002. 228 p.
69. REY, L. **Parasitologia**. 2 ed., Rio de Janeiro, Guanabara Koogam, 1991. 750p
70. SCOTT, T. & FULTON, P. Removal of pollutants in the overland flow (grass filtration) system. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON DEVELOPMENTS IN LAND METHODS OF WASTEWATER TREATMENT AND UTILISATION, 22., 1978, Melbourne. **Proceedings**. Melbourne: IAWPRC.
71. SMITH, R. G.; SCHROEDER, E. D. Field studies of the overland flow process for the treatment of raw and primary treated municipal wastewater. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 57, n. 7, p. 785-794, jul. 1985.
72. SMITH, R. G.; SCHROEDER, E. D. Investigation of overland flow design and operating parameters. In: **Overland flow for treatment of municipal wastewater**. Clenison, Sul da California: Abernathy, 1980. p.29-59.
73. SMITH, R.G. The overland-flow process: a viable alternative for the removal of organic from wastewaters-A predictive model. **Environmental Progress**, Davis, California, v.1, n.3, p.195-205, ago, 1982.
74. SOARES, A. A. **Curso de irrigação por superfície**. Brasília, DF: ABEAS, 1998. 89p. (Curso por tutoria a distância. Curso de Engenharia e Manejo de Irrigação. Módulo, 3).
75. SOCCOL, V. T.; PAULINO, R. C. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto: Riscos de contaminação do agroecossistema com parasitos pelo uso do lodo de esgoto**. Jaraguariúna, SP:EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. pp245-258.
76. SOUZA, A. P.; FERNANDES, N. F.; MAHLER, F. C.; MENDES, C. A. R. Monitoramento dos fluxos de água no solo através da mensuração potencial matricial e da umidade por tensiômetros, GMS e RTD em experimento de campo e laboratório. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, CONIRD, 11. 2001, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza:ABID, 2001a. p. 213-217.
77. SOUZA, A. T. M. M; MAVIGNIER, A. L; BARBOSA, A. P. Poluição de águas subterrâneas uma preocupação atual. In: INTERAMERICAN DIALOGUE ON WATER MANAGEMENT, 4. 2001, Foz do Iguaçu – Paraná. **Book of abstracts...** Foz do Iguaçu – Paraná: SRH; MMA; ABRH Setembro 2001.
78. TAM, N.F.Y. Effects of wastewater discharge on microbial populations and enzyme activities in mangrove soils. **Environmental Pollution**, v. 102, p. 233-242, 1998.
79. TERADA, M., ZUCCOLO, A. C. F., PAGANINI, W. S. Tratamento de esgotos domésticos por disposição no solo com utilização de gramíneas. **Revista DAE**, v.49, n.142, p.249-254, 1985.
80. TOMÉ Jr., J. B. **Manual para interpretação de análise de solos**. Guaíba: Agropecuária, 1997. 247p.
81. TÓTOLA, M.R.; CHAER, G. M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade do solo. In: **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p. 195-276. 2002. v. 2.
82. U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Control of pathogens and vector attraction in swage sludge**. Washington, D.C.: Department of the Interior, 1992.EPA/625/R-92/013.
83. U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Health Effects of Land Application of Municipal Sludge**. Washington, D.C.: Department of the Interior, EPA/1 – 85/015., 1985.
84. U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Process design manual – land treatment of municipal wastewater**. Washington, D.C.: Department of the Interior, 1981. 625p.
85. U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Supplement on rapid infiltration and overland flow design manual – land treatment of Municipal waste water – process**. Washington, D.C.: Department of the Interior, 1984. 121 p.
86. VICTORIA, R. L.; PICCOLO, M. C.; VARGAS, A.T. (coods. CARDOSO, E. J. B. N.; ISAI, S. M.; NEVES, M. C. P.) **Microbiologia do solo – O ciclo do nitrogênio**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do solo. São Paulo. 1992. 105-119p.
87. VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: UFMG, 1996. 243p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 1).
88. WATER ENVIRONMENT FEDERATION- WEF. **Design of municipal wastewater treatment plants**. WEF/ASCE:Alexandria/ New York. v.2, p.831-869. 1992.