

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

ESCOLA DE ENGENHARIA

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil - PPGEC

**SISTEMA MODULAR DE GESTÃO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS
DOMICILIARES: UMA OPÇÃO MAIS SUSTENTÁVEL PARA A
GESTÃO DE RESÍDUOS LÍQUIDOS**

Luiz Augusto dos Santos Ercole

Porto Alegre

janeiro 2003

LUIZ AUGUSTO DOS SANTOS ERCOLE

**SISTEMA MODULAR DE GESTÃO DE ÁGUAS
RESIDUÁRIAS DOMICILIARES: UMA OPÇÃO MAIS
SUSTENTÁVEL PARA A GESTÃO DE RESÍDUOS LÍQUIDOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio Grande do Sul,
como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em
Engenharia na modalidade Acadêmico

Porto Alegre

janeiro 2003

ERCOLE, Luiz Augusto dos Santos

Sistema modular de gestão de águas residuárias
Domiciliares: uma opção mais sustentável para a gestão de
resíduos líquidos / Luiz Augusto dos Santos Ercole. – Porto
Alegre: PPGEC/UFRGS, 2003.

192 p.

Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio Grande do
Sul; Mestre em Engenharia. Orientador: Prof. Dr. Miguel
Aloysio Sattler.

1. Assunto I. Esgotos residenciais.
 - II. Sistemas alternativos de tratamento dos Esgotos.
 - III. Gestão dos resíduos líquidos.

CCAA2

LUIZ AUGUSTO DOS SANTOS ERCOLE

**SISTEMA MODULAR DE GESTÃO DE ÁGUAS
RESIDUÁRIAS DOMICILIARES: UMA OPÇÃO MAIS
SUSTENTÁVEL PARA A GESTÃO DE RESÍDUOS LÍQUIDOS**

Esta dissertação de mestrado foi julgada adequada para a obtenção do título de MESTRE EM ENGENHARIA e aprovada em sua forma final pelo professor orientador e pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Porto Alegre, 13 de maio de 2003

Prof. Miguel Aloysio Sattler
PhD pela Sheffield University, UK
orientador

Prof. Luís Carlos Bonin
MSc. CPGEC, UFRGS
colaborador

Prof. Francisco P.S.L. Gastal
Coordenador do PPGEC/UFRGS

BANCA EXAMINADORA

Prof. Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira (UFSCar)
Dr. pela Escola Politécnica da USP

Prof. Angela Borges Masuero (UFRGS)
Dr. pela Escola de Engenharia da UFRGS

Prof. Gino Roberto Gehling (UFRGS)
Dr. pela Universidade Politécnica de Catalunha

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Prof. Dr. Miguel Aloysio Sattler, orientador deste trabalho, pelo incentivo, pelo apoio e, principalmente, por, generosamente, compartilhar parte do seu magnífico conhecimento científico.

Agradeço ao Prof. M. Sc. Luis Carlos Bonin, pelo estímulo e pela valiosa e abnegada orientação, fundamentais para a elaboração deste trabalho.

Agradeço à Prof.a Dra. Carin Maria Schmitt pela paciência e competência com que me beneficiou, principalmente nos primeiros anos do Curso de Mestrado.

RESUMO

ERCOLE, L.A.S. Sistema Modular de Gestão de Águas Residuárias Domiciliares: Uma Opção Mais Sustentável Para a Gestão de Resíduos Líquidos. 2003. Dissertação de Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, UFRGS, Porto Alegre.

Sistemas convencionais de coleta e tratamento de esgotos domiciliares apresentam níveis de eficiência técnica e econômica nem sempre compatíveis com a realidade de alguns assentamentos humanos. A observação da história e da atualidade dos sistemas de tratamento e disposição dos esgotos, mostra uma permanente deficiência do tratamento dos resíduos líquidos. O estudo do uso da água e do ciclo hidrológico, ressalta a importância de que a intervenção humana neste ciclo se dê de forma sustentável. Um sistema que trate as águas servidas no local, e permita o aproveitamento dos poluentes destas águas na forma de insumos para a produção vegetal, devolvendo-as, purificadas para o ciclo hidrológico, pela evapotranspiração e infiltração no solo, certamente é mais sustentável que a maioria das soluções hoje adotadas. Neste trabalho, a partir de uma revisão bibliográfica sobre alternativas tecnológicas, é apresentado um estudo comparativo de diferentes sistemas de coleta e tratamento de esgotos tendo como variáveis de análise os custos de construção, operação e manutenção, a área necessária para a implantação do sistema, os volumes dos lodos e dos gases produzidos, e a qualidade do efluente do tratamento. O tratamento, em separado, das águas residuárias residenciais, apoia-se em vários estudos realizados nos últimos anos, em especial da microbiologia dos esgotos. Destacam-se os que apontam a eficiência do tratamento diretamente relacionada à concentração dos esgotos e justificam a separação das águas negras (descargas hídricas dos vasos sanitários), das cinzas (demais águas servidas). Os estudos para o tratamento das águas cinzas, especificamente, onde se demonstra que estas últimas não têm os elevados índices de poluição das águas negras, permitem tratamentos mais simplificados e econômicos. Estes fundamentos estão aplicados em um sistema modular com separação das águas (SMSA), proposto neste trabalho, um sistema de construção simples, que utiliza materiais comuns, que requer pouca manutenção e não necessita de energia externa para o seu funcionamento. Este sistema proporciona um tratamento final seguro, pela disposição dos efluentes previamente tratados, no leito de evapotranspiração e infiltração que, bem operado, pode oferecer um tratamento a nível terciário.

Palavras-chave: saneamento; tratamentos alternativos de esgotos residenciais.

ABSTRACT

ERCOLE, L.A.S. Modular System of Conduct of Domestic Sewage. One More Sustainable Option For Conduct of Liquid Sewage. 2003 Mastership Dissertation – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, UFRGS, Porto Alegre.

Conventional systems of collection and treatment of domestic sewage present technical and economical not always compatible efficiency levels with the reality of some human establishments. The observation of the history and of the present time of the treatment systems and disposition of the sewers, display a permanent deficiency of the treatment of the liquid residues. The study of the use of the water and of the hydrological cycle, it points out the importance that the human intervention in this cycle feels in a maintainable way. A system that treats the waters served at the place, and allow the use of the pollutant of these waters in the form of inputs for the vegetable production, returning them, purified for the hydrological cycle, for the evapotranspiration and infiltration in the soil, certainly it is more maintainable than most of the solutions today adopted. In this work, starting from a bibliographical revision on technological alternatives, it is presented a comparative study of different collection systems and treatment of sewers. This analysis takes in mind the sustainability principles, considered in environmental, economical and cultural aspects, aiming to demonstrate the viability of an alternative technology. The treatment, separate, of the residential sewages, he leans on in several studies accomplished in the last years, especially of the microbiology of the sewers. They stand out the ones that they point the efficiency of the treatment directly related the concentration of the sewers and they justify the separation of the black waters (hydraulic discharges), of the gray (other served waters). The studies for the treatment of the gray waters, specifically, where it is demonstrated that last ones don't have the high indexes of pollution of the black waters, they allow treatments more simplified and economical. These foundations are applied in a modular system with separation of the waters (MSSW), proposed in this work, a system of simple construction, that uses common materials, that requests little maintenance and doesn't need energy it expresses for your operation. This system provides a safe final treatment, for the disposition of the effluents previously treated, in the evapotranspiration and infiltration bed, treatment, that, well operated, he can offer a treatment at tertiary level.

Words – key: sanitation; alternative treatments of residential sewers.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	p.13
1.1 JUSTIFICATIVA	p.13
2. METODOLOGIA	p.16
2.1 QUESTÃO DE PESQUISA	p.16
2.2 OBJETIVO PRINCIPAL	p.16
2.3 OBJETIVOS SECUNDÁRIOS	p.16
2.4 MÉTODO	p.17
2.5 DESCRIÇÃO DA DISSERTAÇÃO	p.17
3. RESENHA HISTÓRICA E DA ATUALIDADE DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO DOS ESGOTOS	p.19
3.1 INTRODUÇÃO	p.19
3.2 O SANEAMENTO NAS CIVILIZAÇÕES ANTIGAS	p.19
3.3 A REVOLUÇÃO INDUSTRIAL: A EVOLUÇÃO DO SANEAMENTO	p.21
3.4 O SANEAMENTO NA ATUALIDADE	p.31
3.5 OS PREJUÍZOS SÓCIO-ECONÔMICOS DECORRENTES DA FALTA DE SANEAMENTO	p.32
3.6 CONSIDERAÇÕES GERAIS	p.32
4. O USO DA ÁGUA E O CICLO HIDROLÓGICO	p.34
4.1 O VOLUME DE ÁGUA EXISTENTE NO PLANETA TERRA	p.34
4.2 OS USOS DA ÁGUA	p.34
4.3 AS CARACTERÍSTICAS E A DESCRIÇÃO DO CICLO HIDROLÓGICO	p.36
4.4 A POLUIÇÃO DAS ÁGUAS: A INTERVENÇÃO HUMANA NO CICLO HIDROLÓGICO	p.43
4.5 CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	P.48
5. CARACTERÍSTICAS DOS ESGOTOS DOMÉSTICOS	p.49
5.1 INTRODUÇÃO	p.49
5.2 PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DOS ESGOTOS DOMÉSTICOS...	p.50
5.3 PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DOS ESGOTOS DOMÉSTICOS	p.50
5.4 PRINCIPAIS MICRORGANISMOS PRESENTES NOS ESGOTOS.....	p.52
5.5 CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	p.53
6. MICROBIOLOGIA DO TRATAMENTO DOS ESGOTOS	p.54
6.1 CLASSIFICAÇÃO DOS SERES VIVOS	p.54
6.2 CRESCIMENTO BACTERIANO	p.55
6.3 FASES DA DIGESTÃO ANAERÓBIA	p.57
6.4 DIGESTÃO AERÓBIA	p.61
6.5 CONSIDERAÇÕES GERAIS	p.62
7. PRINCIPAIS SISTEMAS DE TRATAMENTO DOS ESGOTOS	p.63
7.1 NÍVEIS DE TRATAMENTOS	p.63

7.2 TIPOS DE REDES COLETORAS	p.65
7.3 PRINCIPAIS SISTEMAS USADOS NAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS	p.67
7.4 SISTEMAS COM TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO LOCAL	p.90
7.5 CONSIDERAÇÕES GERAIS	p.94
8. TRATAMENTO DOS ESGOTOS PELO SISTEMA MODULAR COM SEPARAÇÃO DAS ÁGUAS	p.95
8.1 ÁGUAS CINZAS	p.96
8.2 O TRATAMENTO DAS ÁGUAS NEGRAS PELO REATOR ANAERÓBIO COMPARTIMENTADO	p.108
8.3 LEITO DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO E INFILTRAÇÃO – LETI	p.123
8.4 CONSIDERAÇÕES GERAIS	p.140
9. ANÁLISE COMPARATIVA DO SISTEMA MODULAR COM SEPARAÇÃO DAS ÁGUAS EM RELAÇÃO A OUTROS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO.....	p.144
9.1 COMPARATIVO DOS REQUISITOS DE IMPLANTAÇÕES DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DOS ESGOTOS	p.145
9.2 COMPARATIVO DOS REQUISITOS DE OPERAÇÕES DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DOS ESGOTOS	p.148
9.3 COMPARATIVO DOS REQUISITOS DE REMOÇÕES DOS POLUENTES DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DOS ESGOTOS	p.151
9.4 COMPARATIVO DAS PERTURBAÇÕES AMBIENTAIS DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DOS ESGOTOS	p.153
9.5 CONSIDERAÇÕES GERAIS	p.155
10. APLICAÇÃO DE ALGUMAS DAS SOLUÇÕES TECNOLÓGICAS ESTUDADAS	p.156
10.1 INTRODUÇÃO	p.156
10.2 IMPLANTAÇÃO DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO PARA OS ESGOTOS RESIDENCIAIS NO NÚCLEO DOS POLACOS	p.156
10.3 IMPLANTAÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS RESIDENCIAIS PARA AS FAMÍLIAS DE PEQUENOS AGRICULTORES DO ASSENTAMENTO FILHOS DE SEPÉ	p.159
10.4 IMPLANTAÇÃO DO SISTEMA MODULAR PARA O TRATAMENTO DOS ESGOTOS DE UM CENTRO DE EVENTOS E PARQUE TEMÁTICO	p.163
10.5 SISTEMA DE TRATAMENTO DOS ESGOTOS PROJETADO PARA O PROTÓTIPO CASA ALVORADA	p.168
11. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	p.171
11.1 CONCLUSÕES	p.171
11.2 RECOMENDAÇÕES	p.172
11.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS	p.173
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	p.174

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: consumo mundial de água	p. 35
Figura 2: o ciclo hidrológico e a intervenção humana	p. 37
Figura 3: hidrogeológicos hipotéticos para ilustrar o fluxo de água subterrânea	p. 42
Figura 4: evolução do número de contaminantes identificados e quantificados na água	p. 46
Figura 5: composição qualitativa dos esgotos sanitários	p. 49
Figura 6: classificação geral dos organismos baseada nas fontes de energia e carbono	p. 55
Figura 7: curva do crescimento bacteriano	p. 56
Figura 8: fases da digestão anaeróbia	p. 59
Figura 9: eficiência de remoção de poluentes por nível de tratamento	p. 64
Figura 10: esquema de tratamento com decanto-digestor	p. 68
Figura 11: sistema de tratamento com filtro anaeróbio	p. 69
Figura 12: sistema com reator anaeróbio de manta de lodo	p. 70
Figura 13: sistema com filtro biológico de baixa carga	p. 71
Figura 14: sistema com filtro biológico de alta carga	p. 72
Figura 15: sistema de tratamento com biodiscos	p. 73
Figura 16: sistema de tratamento com filtro aeróbio submerso	p. 73
Figura 17: sistema de tratamento com lodo ativado convencional	p. 75
Figura 18: sistema de tratamento com lodos ativados por aeração prolongada	p. 76
Figura 19: sistema de tratamento por lodos ativados com fluxo intermitente	p. 77
Figura 20: sistema de tratamento com lagoa facultativa	p. 78
Figura 21: sistema de tratamento com lagoas anaeróbia e facultativa associadas	p. 79
Figura 22: sistema de tratamento com lagoa de maturação	p. 80
Figura 23: arranjos típicos de lagoas de estabilização com as configurações usuais dos sistemas de recirculação	p. 80
Figura 24: sistema de tratamento com lagoa aerada facultativa	p. 81
Figura 25: sistema de tratamento com lagoa aerada de mistura completa e lagoa de decantação	p. 82
Figura 26: sistema de tratamento por lagoa com jacinto d'água	p. 82
Figura 27: sistema de tratamento com lagoas de purificação pelas raízes das plantas aquáticas	p. 82
Figura 28: sistemas de tratamento por infiltração lenta ou irrigação	p. 85
Figura 29: sistema de tratamento por infiltração rápida ou de alta taxa	p. 86
Figura 30: sistemas de tratamento com escoamento superficial	p. 87
Figura 31: sistema de tratamento por valas de infiltração	p. 88
Figura 32: sistema de tratamento com poços de infiltração ou absorventes	p. 88
Figura 33: sistema de tratamento por valas de filtração	p. 89
Figura 34: sistema de tratamento por terras úmidas	p. 89
Figura 35: sistema de tratamento com leito de evapotranspiração	p. 90
Figura 36: sistema de tratamento por privadas secas	p. 91
Figura 37: os dois modelos mais utilizados de biodigestores.....	p. 93
Figura 38: gráfico comparativo da DBO das águas cinzas e negras	p.100
Figura 39: tratamento das águas cinzas com bombeamento e caixa com solo e plantas ..	p.102
Figura 40: desenvolvimentos das bactérias e coliformes totais e fecais	p.105
Figura 41: produção das águas cinzas residenciais por atividade	p.106
Figura 42: horários onde as atividades residenciais, geradoras das águas cinzas, são normalmente realizadas, com os correspondentes volumes médios produzidos.	p.106

Figura 43: decantador normal de duas câmaras	p.107
Figura 44: tratamento físico e biológico para as águas cinzas	p.108
Figura 45: reator anaeróbio com filtro e leito de evapotranspiração e infiltração integrados	p.120
Figura 46: reator anaeróbio composto com vala para infiltração	p.120
Figura 47: reator anaeróbio com o elemento filtrante de aparas plástico ou de pneus	p.121
Figura 48: conjunto de reator anaeróbio, decantador e caixa para mistura dos efluentes	p.122
Figura 49: reator, filtro anaeróbio e decantador feitos com fossas comuns de ferrocimento	p.122
Figura 50: principais fatores que influem na sobrevivência das bactérias e vírus no solo	p.135
Figura 51: leito de evapotranspiração e infiltração com tubos de PVC	p.140
Figura 52: leito de evapotranspiração	p.141
Figura 53: leito de evapotranspiração e infiltração	p.141
Figura 54: leito de evapotranspiração e infiltração com a distribuição das águas feita por canais de tijolos de seis furos e maciços	p.142
Figura 55: leito de evapotranspiração e infiltração simplificado	p.143
Figura 56: quadro comparativo dos requisitos de implantações dos sistemas de tratamento dos esgotos	p.147
Figura 57: quadro comparativo dos requisitos de operações dos sistemas de tratamento dos esgotos	p.150
Figura 58: quadro comparativo dos requisitos de remoções de poluentes dos sistemas de tratamento dos esgotos	p.152
Figura 59: quadro comparativo das perturbações ambientais dos sistemas de tratamento dos esgotos	p.154
Figura 60: eutrofização do local onde os efluentes das fossas sépticas são lançados	p.158
Figura 61: realização de uma oficina com os agricultores assentados	p.160
Figura 62: decanto-digestor, filtro anaeróbio e decantador agrupados, em construção junto à moradia de uma família de agricultores assentados	p.161
Figura 63: reator anaeróbio composto por três fossas de ferrocimento	p.162
Figura 64: desenvolvimento de exuberante vegetação em um LETI	p.163
Figura 65: vista parcial do centro de eventos e parque temático	p.164
Figura 66: reator anaeróbio em fase de construção	p.165
Figura 67: decantador para as águas cinzas do restaurante	p.166
Figura 68: reator anaeróbio coberto por um jardim	p.166
Figura 69: caixa de mistura das águas	p.167
Figura 70: início da construção do LETI	p.167
Figura 71: LETI concluído com mudas de plantas ornamentais	p.168
Figura 72: vista parcial do Protótipo Casa Alvorada	p.170
Figura 73: tubulações e conexões de cerâmicas	p.170

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: distribuição do volume total de água existente na terra.....	p.34
Tabela 2: substâncias encontradas e os percentuais dos corpos de água onde estas estão presentes.....	p.48
Tabela 3: valores quantitativos médios dos produtos químicos e dos microrganismos dos esgotos sanitários residenciais.....	p.53
Tabela 4: componentes das águas cinzas e negras.....	p.102
Tabela 5: cargas médias dos componentes nas águas cinzas separadas e misturadas com as negras.....	p.103
Tabela 6: características das águas cinzas residenciais.....	p.103
Tabela 7: remoções de nitrogênio em plantações irrigadas com disposição controlada de efluentes de esgoto no solo.....	p.129
Tabela 8: níveis de remoção de fósforo em plantações irrigadas com disposição controlada dos efluentes de esgotos no solo.....	p.130
Tabela 9: índices de remoção da DBO nas aplicações de efluentes de esgotos por disposição controlada no solo em diversas localidades.....	p.132
Tabela 10: taxas de evapotranspiração em função das temperaturas médias em °C....	p.132
Tabela 11: volumes de infiltração em função da constituição provável no solo.....	p.139

SIGLAS

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas.
 A. C. : Antes de Cristo.
 AGV: Ácidos graxos voláteis
 AIDIS: Associação Interamericana de Engenharia Sanitária e Ambiental.
 CDC: Control Disiases Center (Estados Unidos).
 CDWR: Californian Department os Water Resources.
 CETHS: Centro Experimental de Tecnologias Habitacionais Sustentáveis
 CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente.
 CORSAN: Companhia Riograndense de Saneamento.
 COT: Carbono Orgânico Total.
 CTC: Capacidade de troca de cátions.
 DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio.
 DBOs: Demanda Bioquímica de Oxigênio em Cinco Dias.
 DBOu: Demanda Bioquímica Ultima de Oxigênio.
 DEP: Departamento de Esgotos Pluviais (Porto Alegre).
 DMAE/PA: Departamento Municipal de Água de Esgoto de Porto Alegre.
 DQO: Demanda Química de Oxigênio.
 ETE: Estação de Tratamento de Esgotos.
 IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
 LET: Leito de Evapotranspiração.
 LETI: Leito de Evapotranspiração e Infiltração.
 MST: Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra.
 NB: Norma Brasileira (Associação Brasileira de Normas Técnicas).
 NBR: Norma Brasileira (Associação Brasileira de Normas Técnicas).
 N-NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl.
 NORIE: Núcleo Orientado para a Inovação da Edificação.
 OMS: Organização Mundial da Saúde.
 OPAS: Organização Pan-Americana da Saúde.
 pH: Potencial Hidrogeniônico.
 PROSAB: Programa de Pesquisa em Saneamento Básico.
 PT: Fósforo Total.
 RALF: Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado.
 SMSA: Sistema Modular com Separação das Águas.
 SS: Sólidos Suspensos.
 SST: Sólidos Suspensos Totais.
 ST: Sólidos Totais.
 TDH: Tempo de Detenção Hidráulica.
 UASB: Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors.
 UFRGS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
 UFRN: Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
 USEPA: United States Environmental Protection Agency.
 USGS: United States Geological Service.
 USP: Universidade de São Paulo.
 WPCF: Water Pollution Control Found (Estados Unidos).

1. INTRODUÇÃO

Uma expressiva parcela da humanidade vive em assentamentos urbanos e rurais em condições muito desfavoráveis: falta-lhes alimentação adequada, acesso à educação, oportunidades de trabalho ou de remuneração digna, direito à saúde e moradia com o mínimo de conforto e salubridade.

Se é possível eleger, entre estes flagelos, o mais pernicioso, pode-se apontar para a falta de salubridade. A insalubridade traz consigo as doenças e, com estas, a desagregação social: o indivíduo perde a capacidade de aprender, de trabalhar e até mesmo de se alimentar e de ter uma vida digna. Insalubridade é o mesmo que inadequação à vida.

A falta de saneamento é uma das principais causas da insalubridade e caracteriza-se, notadamente, pela disposição inadequada dos resíduos sólidos (lixo) e líquidos (esgoto) contaminando o ambiente e, principalmente, um dos mais essenciais recursos da humanidade: a água.

A água é essencial para a vida. Água poluída ou contaminada é a causa de doenças. As pessoas mais pobres são as que mais sofrem com a insalubridade da água. Muitas vezes são estas próprias pessoas que causam as contaminações dos mananciais de água que utilizam, pois não têm recursos para tratarem adequadamente os resíduos que produzem.

Estudar, pois, a poluição das águas, analisando suas causas e buscando soluções, é de fundamental importância para toda a humanidade, principalmente para as comunidades mais carentes.

1.1– JUSTIFICATIVA

A Organização das Nações Unidas (ONU) vem promovendo, desde 1972, várias conferências com a intenção de avaliar, discutir e definir uma série de diretrizes para o desenvolvimento dos países a partir de uma visão sustentável, ou seja, o uso dos recursos naturais disponíveis sem o comprometimento das gerações futuras. Entre elas, está a Conferência das Nações Unidas Sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento, conhecida como ECO 92, realizada no Rio de Janeiro, em junho de 1992, cujo resultado foi a elaboração de um documento, a Agenda 21, onde foram definidas diretrizes a serem seguidas pelos países participantes da conferência. Na Seção I, Capítulo 7, da Agenda 21, são abordados assuntos específicos ao problema dos assentamentos humanos, tais como uma provisão de habitação adequada para um bilhão de pessoas que carecem de condições mínimas de moradia em todo o planeta. Uma das recomendações deste documento é que os países devem, acelerar seus esforços para reduzir a pobreza humana, considerando o problema da moradia intimamente ligado às questões ambientais e ao desenvolvimento sustentável de sua sociedade. Na Seção I, do Capítulo 5, está documentado que "... com padrões de consumo insustentáveis, o crescimento da população e da produção mundial tem exercido pressões cada vez mais severas sobre a capacidade de sustentação da vida do planeta...". Isto indica que há necessidade de se mudar o paradigma atual, apoiado em uma sociedade de consumo e discriminante, para uma sociedade que ofereça condições de desenvolvimento para todos os países, não apenas dos países ricos, e

mesmo reduzir as desigualdades que existem nos países do Terceiro Mundo, onde o Brasil se destaca pelas diferenças sociais (ECO, 1995).

Costa Filho, Bonin e Sattler (2000), afirmam que o conceito de habitação sustentável pode ser desdobrado em termos concretos, significando:

- considerar toda a disponibilidade de infra-estrutura local;
- avaliar as possíveis conexões da habitação em seu entorno;
- evitar a sobrecarga e o desperdício dos serviços públicos disponíveis;
- evitar a transferência à esfera coletiva, de problemas gerados na esfera particular;
- contribuir para viabilizar o modo de vida urbana sem a necessária agressão ao meio-ambiente.

Rebouças (1999), alerta que: “nos países emergentes, como o Brasil, o crescimento acelerado da urbanização e industrialização, aliado ao despreparo cultural e à escassez de recursos – tanto humanos como materiais – fez com que os problemas de degradação da qualidade das águas crescessem de forma rápida, desde a década de 70, sem que tivesse havido uma ação política conseqüente para vencer cada novo obstáculo. Ao contrário, a tendência foi desviar os obstáculos interpostos ou postergar a solução dos problemas. Como resultado, a água de beber já perdeu a sua característica de recurso renovável nas regiões mais densamente povoadas no Brasil, exatamente lá onde esta se faz mais necessária, à medida que os processos pouco estruturados de urbanização, industrialização e de produção agrícola, com uso desordenado de insumos químicos diversos, são estimulados, consentidos ou tolerados. No meio urbano este quadro está sensivelmente associado ao lançamento de mais de 90% dos esgotos domésticos e de cerca de 70% dos efluentes industriais não tratados nos rios, o que tem gerado a degradação dos mananciais disponíveis de água de beber, em níveis nunca imaginados”.

Povinelly (1999), denuncia: “As necessidades crescem em todos os setores e há que se priorizar os investimentos, notadamente, para conseguir o máximo benefício em favor da melhoria da qualidade de vida das populações mais carentes, em especial àquelas socialmente excluídas. O saneamento básico é, sem dúvida, uma das mais importantes ferramentas sócio-econômicas que não vem sendo convenientemente utilizada em favor dos mais necessitados. A economia e o lucro sobrepujaram os interesses técnicos e sociais, e o que se observa são as aplicações dos recursos financeiros se voltando para os grandes sistemas, nas grandes metrópoles, nas quais os investimentos são sempre rentáveis e economicamente viáveis. Pouco ou quase nada se faz a fundo perdido, e o atendimento às populações necessitadas desses serviços de saneamento é cada vez mais precário, ou mesmo inexistente. Já possuímos excelentes e monumentais sistemas de tratamento de águas de abastecimento e de águas residuárias, porém não dominávamos plenamente técnicas de baixo custo nessas áreas. A falta de recursos e o desconhecimento que se tinha dessas técnicas, minimizadoras de custos, mantêm as populações rurais e periféricas das grandes cidades, que circundam essas grandes e rentáveis obras, desassistidas e à mercê da contaminação que as envolvem.”

Szokolay (1997), afirmou que “sob certas circunstâncias, o projeto de edificações pode ter a sua própria estação de tratamento de esgotos (a partir da escala de tanques domésticos), caso em que o uso de tratamentos primário e secundário é imperativo, mas o tratamento secundário nesta pequena escala é difícil. O efluente rico em fosfatos e nitratos não deve ser descarregado em, cursos d’água naturais, mas pode ser usado com o propósito de irrigação”.

A NBR 13969/97 (ABNT, 1997), indica que, como regra geral, quanto mais concentrado é o esgoto, mais fácil é o seu processo de depuração, sendo que os custos de implantação e de operação são proporcionais ao volume de esgoto a ser tratado. Esta norma técnica orienta que um planejamento adequado pode obter uma redução de até 50% do volume de esgoto. Esta redução do volume de esgoto é benéfica para todos os sistemas de tratamento, porém é mais relevante para os sistemas de disposição final como valas de infiltração, sumidouros e canteiros de evapotranspiração. Também faz um alerta, relacionando a poluição dos recursos hídricos facilmente exploráveis (águas de superfície) pelos esgotos não tratados e afirmando que o atendimento da população das áreas urbanas com água potável em abundância está sendo tarefa cada vez mais difícil de ser cumprida.

No estudo dos recursos naturais, um aspecto relevante a ser analisado é o de que os resíduos gerados por algumas atividades são valiosos insumos para outras atividades. O lixo, ou resíduo sólido, até há pouco tempo era considerado como um problema, que deveria ser imediatamente descartado, escondido ou enterrado. Atualmente, já existem importantes mudanças quanto ao destino dos resíduos sólidos, que passaram a ser tratados como insumos para atividades de reaproveitamento, recuperação, reciclagem (para o lixo seco ou inorgânico) e compostagem para produção de adubo orgânico (para o lixo orgânico).

Os resíduos líquidos ou esgotos também são importantes fontes de insumos que não deveriam ser descartados. A maioria dos resíduos líquidos produzidos são lançados nos mananciais de águas superficiais (rios, lagos e lagoas), incluindo os esgotos que passam por algum tratamento que, na absoluta maioria das vezes é incompleto, pois o nível de tratamento atingido é o secundário. Com exceção dos sistemas de tratamento por disposição controlada no solo, os demais sistemas removem apenas entre 30 a 50% de nitrogênio e de 20 a 60% de fósforo, que são os responsáveis pela eutrofização dos mananciais de águas de superfície. Além disso, a remoção dos coliformes fecais não é segura, embora esta remoção tenha índices da ordem de 60 a 99% (a disposição controlada no solo e as lagoas podem remover até 99,9%), os microrganismos que restam ainda podem causar graves contaminações. Os produtos químicos e os metais pesados são fracamente removidos nos tratamentos realizados neste nível de tratamento (VON SPERLING, 1995).

Ocorre que, também majoritariamente, as águas utilizadas para o consumo humano são retiradas destes mesmos mananciais, fechando-se um perigoso ciclo: as águas que recebem os resíduos líquidos (esgotos) são usadas (depois de purificadas nas estações de tratamento de água), para todas as atividades humanas, inclusive para o preparo de alimentos e para beber.

A Cidade de Porto Alegre é um exemplo bem caracterizado deste ciclo: conforme o Atlas Ambiental de Porto Alegre (Menegat, 1999), as três principais estações de tratamento de água (Menino Deus, São João e Moinhos de Vento), que respondem por 88% do abastecimento da cidade, têm seus pontos de captação na faixa mais poluída do Lago Guaíba, onde o número de coliformes fecais está acima de 20.000 por 100 ml e o oxigênio dissolvido está abaixo de cinco miligramas por litro.

2. METODOLOGIA

2.1 – QUESTÃO DE PESQUISA

Identificação de parâmetros técnicos de sustentabilidade econômica, cultural e ambiental para a identificação de alternativas tecnológicas existentes para o tratamento dos esgotos residenciais.

2.2 – OBJETIVO PRINCIPAL

Este trabalho tem como objetivo principal identificar as vantagens e limitações à utilização de uma opção, o sistema modular com separação de águas, para o tratamento de esgotos sanitários em pequena escala, com características adequadas às condições climáticas e socioeconômicas brasileiras e de sustentabilidade e realizar, a partir de uma revisão do estado-da-arte dos principais sistemas de tratamento de esgotos sanitários residenciais, um comparativo dos sistemas biológicos, não mecanizados, de baixo custo e sustentáveis, com os sistemas convencionais, no tocante à eficiência no tratamento e às facilidades de instalação e de manutenção.

2.3 – OBJETIVOS SECUNDÁRIOS

Examinar a possibilidade de tratamento local dos esgotos, em nível residencial ou condominial, atendendo, principalmente, a dois conceitos básicos para a habitação sustentável: a) evitar a sobrecarga e o desperdício dos serviços públicos disponíveis; b) evitar a transferência à esfera coletiva de problemas gerados na esfera particular.

Examinar se sistemas de tratamento local dos esgotos com a disposição adequada no solo, são seguros e não oferecem riscos de contaminação, com a utilização do leito de evapotranspiração e infiltração, mediante a aplicação subsuperficial dos efluentes pré-tratados dos esgotos residenciais.

Examinar a viabilidade de produção vegetal com a aplicação dos efluentes dos esgotos, após tratamento preliminar, melhorando a qualidade final das águas tratadas, com as remoções de poluentes (principalmente nitrogênio e fósforo), que são nutrientes para as plantas. Desta forma, demonstrar, também, se é possível a reciclagem e o aproveitamento dos resíduos líquidos (esgotos) para atividades produtivas.

Demonstrar que equipamentos simples, que exigem pouca manutenção, que utilizam materiais comuns e têm sistemas construtivos simplificados e não necessitam de energia externa para funcionarem, podem oferecer níveis de tratamentos para os esgotos sanitários compatíveis com os dos sistemas convencionais.

2.4 – MÉTODO

Realizou-se um estudo exploratório do tema, baseado em revisão da literatura técnica, com ênfase para as publicações e trabalhos específicos para o tratamento dos esgotos sanitários, notadamente quanto aos avanços das técnicas de tratamento e das descobertas recentemente realizadas, principalmente em relação à microbiologia de tratamento dos esgotos.

Nesta revisão da literatura técnica, além dos livros especializados, foram consultadas outras fontes, principalmente os anais dos congressos e simpósios de engenharia sanitária e ambiental realizados nos últimos dez anos, informações de pesquisas realizadas no meio acadêmico, obtidas via Internet, dissertações, trabalhos de teses e revistas técnicas.

Também foi feita uma abordagem sobre a eficiência e a sustentabilidade do sistema modular com separação das águas, tendo como base a revisão bibliográfica efetuada. Os custos deste sistema foram calculados através dos estudos experimentais efetuados.

O estudo realizado envolveu as seguintes etapas:

- Abordagem das soluções convencionais mais utilizadas para os tratamentos dos esgotos, especialmente os residenciais;
- identificação dos principais parâmetros de sustentabilidade relacionados aos sistemas de tratamento dos esgotos;
- compilação dos fundamentos dos sistemas convencionais e não convencionais, com ênfase para um sistema não convencional e sustentável, denominado de sistema modular com separação das águas;
- implementação, em escala-piloto, de soluções convencionais e soluções alternativas mais sustentáveis, de baixo custo e de eficiência igual ou superior em relação aos sistemas convencionais.

2.5 – DESCRIÇÃO DA DISSERTAÇÃO

Esta dissertação de mestrado é apresentada em onze capítulos, dos quais os dois primeiros mostram as justificativas do trabalho e a metodologia utilizada.

O capítulo três apresenta uma resenha histórica, onde, de forma sucinta, é demonstrado como o tratamento e a disposição dos esgotos foram realizados desde o início da civilização.

Também é feita uma síntese da situação atual, no mundo, em relação aos esgotos sanitários, com as conseqüências que a falta de tratamento pode acarretar para a saúde pública.

O capítulo quatro mostra as limitações dos recursos hídricos disponíveis e a sua crescente contaminação por vários poluentes, destacando-se os esgotos sanitários como um dos principais responsáveis pela contaminação destes recursos. A parte referente ao ciclo hidrológico mostra como a poluição provocada pelos esgotos sanitários pode causar vários e graves danos às águas, bem como também demonstra o potencial que sistemas sustentáveis de tratamento destes esgotos têm para a preservação natural deste ciclo.

As características físicas, químicas e biológicas dos esgotos domésticos ou residenciais são abordadas no capítulo cinco, para dar suporte à importância que a microbiologia tem para o

tratamento dos esgotos e também para o embasamento teórico dos princípios adotados pelo sistema modular com separação das águas.

A microbiologia relacionada ao tratamento dos esgotos sanitários é apresentada sucintamente no capítulo seis, como embasamento dos princípios aplicados nos sistemas biológicos para o tratamento destes esgotos, notadamente o sistema modular com separação das águas.

O capítulo sete apresenta uma breve descrição dos principais sistemas de tratamento dos esgotos, com as respectivas vantagens e desvantagens.

O capítulo oito apresenta o sistema modular com separação das águas, descrevendo os tipos de águas residuárias, com os diferentes graus de contaminação e os módulos para os tratamentos específicos, com o tratamento final pelo leito de evapotranspiração e infiltração. São apresentadas as justificativas para este tipo de tratamento, com a demonstração da sua sustentabilidade.

A análise comparativa entre os sistemas de tratamento dos esgotos, do capítulo nove, apresenta um estudo global e objetivo envolvendo os principais sistemas, em relação aos vários requisitos relacionados com a implantação, operação, remoção dos poluentes e perturbações ambientais. Permite uma comparação entre os sistemas e, em particular, em relação ao sistema modular com separação das águas.

No capítulo dez são apresentados quatro aplicações de algumas das soluções tecnológicas estudadas. Na primeira aplicação, ilustra-se as dificuldades encontradas quando da implantação de um sistema convencional para o tratamento dos esgotos residenciais. Na segunda aplicação, é relatada a discussão, o aperfeiçoamento e a implantação do sistema modular com separação das águas para pessoas de baixo poder aquisitivo, no caso, um assentamento de agricultores do MST (Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra). Este sistema de tratamento também foi adotado por um empreendimento constituído por um centro de eventos e um parque temático, com capacidade para 700 pessoas, voltado para a natureza e construído buscando, sempre que possível, atender os princípios da sustentabilidade. Na quarta aplicação, o sistema modular foi projetado para uma unidade prototípica denominada Casa Alvorada, construída no Campus da Agronomia, da UFRGS.

No capítulo onze são apresentados os comentários finais e as recomendações para trabalhos posteriores.

3. RESENHA HISTÓRICA E DA ATUALIDADE DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO E DISPOSIÇÕES DOS ESGOTOS

3.1 – INTRODUÇÃO

Como qualquer outro ser vivo deste Planeta, o homem precisa de produtos para se alimentar e se manter e produz resíduos. Estes resíduos são, principalmente o lixo (que é gerado para a produção, uso e consumo de bens e alimentos) e os esgotos, são parte resultante da produção do trabalho humano (indústria, serviços, etc.) e parte resultante da fisiologia humana (urina e matéria carbonácea).

A natureza se mantém em ciclos: o rejeito de uns seres vivos é a matéria-prima para outros. Reescrevendo o enunciado de Lavoisier, pode-se dizer: na natureza nada é desperdiçado, tudo é reaproveitado.

Infelizmente não tem sido assim com a civilização ocidental. O lixo e os esgotos são tratados como resíduos que têm que ser descartados, se possível eliminados, incinerados, ou lançados em qualquer lugar, seja na via pública, nos terrenos vizinhos, nos mananciais de água, nas matas ou qualquer outro lugar. Lixo e esgotos são rejeitos desprezados e repugnantes, embora continuem a ser matéria.

A disposição mais adequada do lixo e dos esgotos só começou a receber mais atenção quando se verificou a relação entre a falta de saneamento, as doenças e as epidemias e quando a poluição começou atingir níveis insuportáveis. Mesmo assim, os avanços foram tímidos.

Dentro do enfoque que, conhecendo a história pode-se entender melhor os padrões atuais, é feita uma abordagem sucinta sobre as formas de tratamento e disposição dos rejeitos humanos ao longo da história da civilização.

3.2 – O SANEAMENTO NAS CIVILIZAÇÕES ANTIGAS

Jenkins (1999) relata que os chineses, na época da Dinastia Shang (2000 – 1000 AC.), usavam excrementos humanos como fertilizantes na agricultura, e que esta prática ainda se mantém em muitas regiões da Ásia, além da China, notadamente na Coreia e no Japão.

Uma das mais antigas regras sanitárias de que se tem conhecimento é atribuída a Moisés e seus discípulos, no Velho Testamento. Cerca de 1500 AC o povo que seguia a Moisés no deserto, rumo à Terra Prometida, foi instruído para dispor as excretas em locais determinados, fora do acampamento, devendo cavar um buraco e, depois de lançadas as excretas nele, deveriam cobri-lo com terra ou areia. O texto não diz, mas pode-se supor que estas covas eram rasas, entre 30 a 70 centímetros de profundidade. Esta é a melhor maneira de se dispor as excretas no solo, conforme tem sido constatado por inúmeros estudos e pesquisas realizados nos três últimos decênios, que serão referidos mais adiante: as excretas depositadas nas camadas superficiais do solo sofrem uma decomposição rápida e não contaminam o meio ambiente; pelo contrário, participam do ciclo regenerativo natural.

Como os templos judaicos requeriam sua própria “água pura”, existiam duas redes separadas em Jerusalém. Uma específica para drenagem e a outra para coletar as águas servidas. As águas servidas eram conduzidas para cisternas ou reservatórios, onde eram separados materiais em suspensão e após estas águas eram usadas como fertilizante nos campos e nas plantações. Algum excesso de água era também usado nos jardins (PLUMBING WORLD, 2001).

Em Roma, Traquinius Priscus, o velho (580-514 AC), quinto rei romano de origem etrusca, mandou fazer uma galeria com 740 m de extensão e diâmetro de até 4,30 m, construída com pedras arrumadas, denominada de Cloaca Máxima, concluída em 514 AC, para drenagem do solo encharcado aos pés da colina do Capitólio e desaguando no rio Tibre. Ainda hoje esta obra é parte do sistema de drenagem da cidade de Roma (MUMFORD, 1998).

A população romana podia, durante o dia, freqüentar, por pequenas taxas, as instalações públicas da vizinhança, para as suas necessidades fisiológicas. Os mais abastados também não possuíam grandes instalações de higiene em suas próprias residências. Não existia o hábito das abluções matinais e, excentuadas as necessidades fisiológicas, o restante da higiene era praticado nas termas. Mesmo assim, muitas pessoas depositavam seus dejetos domésticos em buracos cobertos, ao pé das escadas de suas habitações apinhadas, de onde eram periodicamente removidos pelos esterqueiros e rapinantes. A urina, recolhida em vasos especiais, era empregada pelos tecelões no preparo dos tecidos. Embora os tribunais romanos fossem severos nas punições por tais práticas, era muito comum o esvaziamento dos urinóis na via pública, sem consideração com os transeuntes. Roma, não obstante toda a sua perícia e riqueza de engenharia, carecia dos rudimentos de higiene municipal. A deposição da matéria fecal era feita, muitas vezes, por meio de carrinhos em valas abertas, que recebiam também outras formas de dejetos e detritos, inclusive cadáveres humanos. Como consequência de tais práticas, Roma, mesmo nos dias de maior glória imperial foi visitada por uma sucessão de pestes desoladoras, nos anos de 23 AC e 65, 79 e 162 EC, onde milhares de pessoas morriam num único dia (MUMFORD, 1998).

3.2.1 – Idade Média: a inexistência do saneamento

Jenkins (1999), relata que, por volta de 1300, a peste negra matou mais da metade da população da Inglaterra. Em 1552, 67 mil pessoas morreram, vitimadas por esta praga, somente em Paris. A falta de saneamento oferecia as condições para este tipo de doença e também de outras, como a cólera, a “febre da prisão”(causada pela falta de saneamento nas prisões) e a febre tifóide (espalhada pela água contaminada por fezes infectadas).

A peste negra também obrigou os governos a instalar sistemas de saneamento. Depois que a praga acabou, Veneza tomou medidas para limpar as ruas. De modo similar, na França, o Rei João II, o Bom, ordenou que as ruas fossem limpas a fim de fazer face à ameaça de epidemias. O rei mandou fazer isso depois de saber que um antigo médico grego havia salvado Atenas de uma praga limpando e lavando as ruas. Muitas ruas medievais, que haviam sido esgotos a céu aberto, foram finalmente saneadas (MAIOR, 1967).

A respeito dos padrões higiênicos e sanitários europeus do período, assim relata Mumford (1998): “A invenção da privada por Sir John Harrington, em 1596, constituiu um importante aperfeiçoamento sanitário da casa; mas a moda não se propagou rapidamente; pois até mesmo

a privada seca interior só foi introduzida na França no século XVIII, como novidade inglesa; ao passo que o Palácio de Versalhes, construído sem que se olhassem despesas, não tinha nem mesmo as comodidades de um castelo medieval: empregavam-se patentes portáteis, sobre rodas. Antes da invenção da descarga e do tubo de exaustão para a privada, a condução da manilha de esgoto para trás da casa quase anulava as vantagens do novo melhoramento: note-se a preocupação dos ingleses, durante o século XIX, com os “esgotos estragados”. Com a invenção neotécnica da privada, surgiu outra prática diretamente tomada de empréstimo aos chineses: o emprego do papel higiênico, mais importante para a higiene doméstica do que o papel de paredes, que apareceu mais ou menos ao mesmo tempo.”

John Harrington (1561 –1612) cortesão e poeta satírico inglês, formado em Cambridge, entrou para a história do saneamento quando idealizou e convenceu a sua protetora, a Rainha Isabel, a instalar no palácio, um recinto interno e fechado com vaso cloacal, a primeira latrina (FERNANDES, 2000).

3.2.2 – Os esgotos de Paris

Os primeiros a construir galerias para esgotos em Paris foram os romanos. Ainda há 18 metros de esgotos romanos, sob as ruínas das termas romanas no Bairro Latino. Mas quando o Império Romano caiu, a higiene foi esquecida. Paris permaneceu suja e insalubre por séculos, apenas com esgotos básicos (bueiros no meio das ruas) ou valas que drenavam os resíduos líquidos. As valas fediam e eram um berço para infecções. Em 1131, o filho mais velho do Rei Luís VI morreu de infecção, depois de cair num esgoto a céu aberto (GIET,1997).

Em Paris, no século XIX, as canalizações e galerias implantadas, destinavam-se a coletar as águas das chuvas e as águas residuárias. Os excrementos humanos eram armazenados em fossas ou tanques, geralmente subterrâneos, construídos com material impermeável. Em 1842 existiam aproximadamente 50 000 dessas fossas em Paris, servindo aproximadamente 900 000 pessoas. Cerca de 200 a 250 operários chamados de “vidangeurs” esvaziavam estas fossas, manualmente ou com bombas e depositavam os resíduos nos arredores da cidade. Ali, os líquidos e sólidos eram separados e a matéria sólida era desidratada. Uma vez seca, esta matéria era transportada para as zonas rurais, para ser usada como fertilizante (TARR, 2000).

3.3 - A REVOLUÇÃO INDUSTRIAL: A EVOLUÇÃO DO SANEAMENTO

Em 1778, Joseph Bramah (1748 – 1814), engenheiro, inventor e construtor inglês, inventou a bacia sanitária com descarga hídrica, inicialmente empregada em hospitais e moradias nobres e, em 1785, em Londres, James Simpson introduz no mercado os tubos de ponta e bolsa. Também na Inglaterra, a partir de 1804, começa o emprego de tubos de ferro fundido (FERNANDES, 2000).

Enquanto que no século XVI era um delito, em muitas cidades inglesas, atirar restos na rua, nessas cidades paleotécnicas primitivas era esse o método regular de despejo. Os restos ali ficavam, por mais fedorentos e imundos, até que o acúmulo induzisse alguém a levá-los embora para servir de esterco. Deste, evidentemente, não havia carência nos novos bairros

superpovoados da cidade. As privadas, de uma imundície indescritível, ficavam geralmente no porão; era também prática comum ter chiqueiros debaixo das casas, e os porcos voltaram a invadir as ruas, como não faziam havia séculos, nas cidades maiores. Havia mesmo uma terrível falta de privadas: o “Relatório sobre o Estado das Grandes Cidades e dos Distritos Populosos”(1845) informa que ‘em uma parte de Manchester, em 1843-44, as necessidades de mais de 7 000 habitantes eram atendidas apenas por 33 privadas – ou seja, uma para cada 212 pessoas” (MUMFORD, 1998).

As décadas de 1830 e 1840 podem ser destacadas como as mais importantes na história científica da engenharia sanitária. A epidemia de cólera de 1831/32 despertou concretamente para os ingleses a preocupação com o saneamento das cidades, pois evidenciou que a doença era mais intensa nas áreas urbanas carentes de saneamento efetivo, ou seja, em áreas mais poluídas por excrementos e lixo, além de mostrar que as doenças não se limitavam às classes mais baixas (PLUMBING WORLD, 2001).

John Snow (1813 – 1858) foi um dos mais influentes médicos do século XIX. Nascido em York, Inglaterra, mais conhecido por seu trabalho em cólera e anestesiologia, é considerado um dos fundadores da moderna epidemiologia. Sua maior contribuição na área do saneamento foi demonstrar, em 1854, que as fezes contaminavam a água e esta era a origem da infecção pelo cólera, embora que também a sua transmissão poderia ocorrer de pessoa para pessoa e através do alimento contaminado, deduzindo ser um organismo vivo a causa da doença. A aprovação de suas recomendações sanitárias preventivas eliminou o cólera da totalidade das comunidades inglesas. Esta teria sido a primeira contribuição científica que relaciona a qualidade de água e doença. Snow elaborou um relatório onde ficou demonstrado que a maior parte das vítimas da epidemia de cólera, número superior a 700 mortos na rua James Parish, bebia água contaminada pelo vazamento da rede de esgoto que drenava a casa de número 40 da mesma rua, local identificado como da ocorrência do primeiro caso de cólera. É importante ressaltar que a tese de Pasteur, sobre a propagação das doenças por meio de micróbios, só surgiu uma década depois (REBOUÇAS, 1999).

Em 1892, as cidades de Hamburgo e Altona, Alemanha, sofreram uma violenta epidemia de cólera, que fez com que, num período inferior a um mês, 18.000 pessoas contraíssem a doença com 8.000 óbitos. Estas cidades captavam água do rio Elba, no qual despejavam seus esgotos não tratados. Nessa ocasião, Koch conseguiu isolar o *Cholera vibrio* nas águas do rio Elba. Estudos epidemiológicos subseqüentes mostraram que variadas doenças, tais como febre tifóide, filariose, malária, esquistossomose, são tipicamente transmitidas, direta ou indiretamente, pela água (REBOUÇAS, 1999).

Edwin Chadwick (1800 - 1890), sanitarista britânico, pioneiro da saúde pública e incansável apóstolo da higiene, foi o primeiro a compreender a tremenda importância da purificação da água. Naquela época sua pátria achava-se em pleno desenvolvimento industrial e as condições de higiene haviam-se agravado, principalmente com o lançamento indiscriminado dos efluentes industriais líquidos nos arroios e rios. Seu famoso Relatório, de 1842, sobre doenças na classe trabalhadora inglesa, demonstrou a relação entre pobreza e insalubridade e tornou-se modelo para outros sanitaristas em várias outras nações. Após integrar várias comissões importantes na história da saúde pública inglesa, em 1848, com o estabelecimento do Conselho Geral de Saúde, considerado um marco na história da saúde pública mundial, consagrou definitivamente suas brilhantes “idéias sanitárias”. Este sanitarista advogava uma relação entre pobreza e doença, na qual esta surgiria como conseqüência daquela; tornou-se

adepto da teoria miasmática, defendendo a idéia de que a saúde é uma questão de engenharia e não de medicina, pois esta aponta os problemas, mas é aquela que os enfrenta e resolve (FERNANDES, 2000).

Na Inglaterra, um sistema de pequenas caçambas foi muito usado no século XIX. Em Rochdale (população em torno de 70 000) e Manchester (população em torno de 400 000) na última metade deste século, regulamentos sanitários determinaram que em cada habitação fosse construída uma plataforma de laje, com assento removível, sobre uma caçamba também removível. Ao lado deveria ser colocado um recipiente com cinzas que seriam lançadas sobre os excrementos depositados na caçamba. As caçambas eram recolhidas uma vez por semana e levadas para um depósito onde seus conteúdos eram misturados com mais cinzas, pó de carvão e gesso. Depois de seca, a mistura era vendida como fertilizante. Em Rochdale, em 1873, o preço deste fertilizante cobria, aproximadamente 80 por cento do custo de coleta e do preparo deste (PLUMBING WORLD, 2001).

Os grandes usuários de fezes humanas recicladas têm sido, historicamente, a China, o Japão e a Coreia. Um relato de 1850 de um agricultor americano descreve que os chineses cultivavam admiráveis jardins e plantações de alimentos e atribuía este sucesso na agricultura ao cuidadoso uso da urina humana e da terra preta das cidades. Os resíduos urbanos eram coletados diariamente e também usados imediatamente ou misturados com argila, formando tijolos secos, chamados *tafeu*. Até o início do século vinte, 182 milhões de toneladas de resíduos humanos eram aplicadas no solo destes países asiáticos, por ano (TARR, 2000).

Na América, durante o século XVIII e na maior parte do século XIX, a exemplo da Ásia e da Europa, os resíduos das cidades eram frequentemente utilizados nas terras, ao redor destas, para usos como fertilizantes. Até pelo menos 1910, a maioria das cidades americanas, entre elas Boston e Filadélfia, depositavam as excretas humanas em galerias privadas ou fossas. Algumas cidades exigiam que estes receptáculos fossem regularmente esvaziados e limpos por operários, usualmente à noite. Estes operários descarregavam estes resíduos nos rios ou lagos, enterravam nos campos ou vendiam para os fazendeiros utilizarem como fertilizantes. Em algumas cidades, fazendeiros pagavam pelo privilégio da limpeza das fossas e das ruas, onde era coletado um valioso adubo humano. Em Boston, foi usada uma máquina que bombeava os resíduos das fossas para um tanque herméticamente fechado, evitando que os gases se dispersassem, causando odores desagradáveis. No entanto, em Nova Iorque, em 1872, os operários que efetuavam as limpezas das fossas, se opuseram ao uso dessa máquina, temendo perder os seus trabalhos (TARR, 2000).

Em 1842 foi inaugurado o Aqueduto Croton na cidade de Nova Iorque, incrementando o consumo de água na cidade e favorecendo um rápido crescimento dos “water closets”. A lei de Nova Iorque não permitia a conexão das águas servidas dos sanitários à rede de drenagem da cidade, projetada para só receber as águas de superfície. Entretanto, em 1844, um vereador propôs que fossem permitidas as conexões dos esgotos residenciais à rede municipal de drenagem. Tal permissão provocou a sobrecarga da rede existente, fazendo-se necessárias, urgentemente, obras para a ampliação da rede coletora (TARR, 2000).

O processo iniciado em Nova Iorque, com a adoção de água corrente e instalações sanitárias com descarga hídrica nas residências, foi imediatamente copiado por várias outras cidades. O incremento da consciência, entre os cidadãos, da necessidade de aumentar as condições de saúde e sanitárias das cidades, provocou uma crescente demanda por redes de água e

programas de saneamento. Algumas cidades introduziram sistemas de abastecimento de água, sem construírem as redes para esgotos. Como resultado, as fossas logo se enchiam, causando transtornos e aumentando muito os custos para os constantes esvaziamentos. Os cidadãos pressionaram as autoridades do governo e os profissionais da área de saneamento a encontrarem soluções para estes problemas. Como resultado, muitas cidades começaram a implantar sistemas para coleta dos esgotos residenciais, juntamente com as águas pluviais (sistema unitário), por volta de 1850 (TARR, 2000).

No final do século XIX havia um grande interesse pelo público sobre a construção de sistemas de saneamento. Jornais populares traziam muitos artigos sobre saneamento nas décadas de 1870 e 1880. Em 1877, a primeira revista especializada em engenharia sanitária foi publicada nos Estados Unidos (TARR, 2000).

Por volta dos anos de 1880, 19 cidades inglesas descarregavam seus esgotos em terras para produção agrícola. Na Europa, Antuérpia, Berlim, Bruxelas, Paris e Milão também davam este destino aos seus esgotos. Na América, nos anos de 1870, várias instituições da Nova Inglaterra começaram a usar seus esgotos para a produção agrícola. A primeira municipalidade a usar os esgotos para a produção agrícola foi Lenox, Massachusetts, onde o engenheiro Waring construiu um sistema em 1876. O sistema de Lenox logo foi copiado pela cidade de Pullman, Illinois, seguida por Pasadena, Colorado Springs, e Salt Lake City, bem como por outras pequenas cidades. Em 1899, um estudo listou 24 fazendas municipais alimentadas por esgotos. Entre os produtos destas fazendas, constavam, principalmente: batatas, aveias, trigo, cevada, cenouras, centeio italiano e outros vegetais e frutas (TARR, 2000).

Entre 1890 e 1909, as redes coletoras de esgotos nos Estados Unidos pularam de 12 800 km de extensão para 40 000 km, e a população servida por estas redes aumentou de 16 milhões para 34 milhões. Isto criou imensos problemas para a disposição destes esgotos, fazendo com que muitas cidades passassem a lançar os esgotos nos rios e lagos. Um aspecto muito sério desta prática era o fato de que muitas cidades retiravam dos rios a água para o abastecimento, enquanto outras, a montante, jogavam nestes mesmos rios os seus esgotos. Em muitas cidades situadas próximas da foz dos rios, como Pittsburg ou Newark, as taxas de óbitos por febre tifóide começaram a ficar muito altas. Em vista disso, muitos estados editaram leis proibindo o lançamento dos esgotos nos cursos d'água, como Nova Iorque, Ohio e Pennsylvania. Entretanto a legislação proibia apenas o aumento das redes, tolerando que os lançamentos já existentes continuassem. Ao mesmo tempo, ocorreram avanços nos sistemas de tratamento das águas para abastecimento das cidades, como por exemplo, o uso dos filtros de areia e a adição de cloro, fazendo cair sensivelmente as taxas de mortalidade decorrentes de várias doenças, além da febre tifóide, como difteria e diarreias infantis. Estes avanços no tratamento das águas para consumo, ocasionando o decréscimo das taxas das doenças de origem hídrica, fizeram com que as autoridades, e até mesmo alguns sanitaristas, desdenhassem da necessidade do tratamento dos esgotos. A purificação dos esgotos, argumentavam, era muito custosa e resultava ineficiente para a redução da poluição. No seu livro, *Clean Water and How to Get It*, Allen Hazen, um dos pioneiros pelo movimento pró qualidade das águas, expressou um ponto de vista de muitos engenheiros sanitaristas conforme segue: “É muito econômica e mais efetiva a purificação da água e não há justificativa plausível para que os esgotos sejam tratados, antes de serem lançados nos rios” (TARR, 2000).

3.3.1 – Os sistemas coletores dos esgotos

No século XIX, a distribuição generalizada de água encanada e das peças sanitárias com descarga hídrica, fizeram com que a água passasse a ser utilizada com uma nova finalidade: afastar propositadamente dejetos e outras sujeiras indesejáveis ao ambiente de vivência. Estas instalações provocaram a saturação das fossas, contaminando as ruas e o lençol freático. A evolução dos conhecimentos científicos, principalmente na área da saúde pública, tornaram imprescindível a necessidade de canalizar as vazões de esgoto de origem doméstica. Assim, a solução do problema foi canalizar obrigatoriamente os efluentes domésticos e industriais para as galerias de águas pluviais existentes, originando, assim, o denominado Sistema Unitário de Esgotos, onde todos os esgotos eram reunidos em uma só canalização e lançados nos rios e lagos receptores (MUMFORD, 1998).

No final do século XIX, a construção dos sistemas unitários propagou-se pelas principais cidades do mundo na época, entre elas, Londres, Paris, Amsterdam, Hamburgo, Viena, Chicago e Buenos Aires. Porém, nas cidades situadas em regiões tropicais e equatoriais, com índice pluviométrico muito superior (cinco a seis vezes maiores que a média europeia, por exemplo), a adoção de sistemas unitários tornou-se inviável devido ao elevado custo das obras, pois a construção das avantajadas galerias transportadoras das vazões máximas contrapunham-se às desfavoráveis condições econômicas características dos países situados nestas faixas do globo terrestre (FERNANDES, 2000).

No entanto, a evolução tecnológica nas nações mais adiantadas, como a Inglaterra, por exemplo, e a necessidade do intercâmbio comercial, forçavam a instalação de medidas sanitárias eficientes, pois a proliferação de pestes e doenças contagiosas em cidades desprovidas dessas iniciativas propiciavam, logicamente, aos seus visitantes os mesmos riscos de contaminação, gerando insegurança e implicando, portanto, que os navios comerciais da época retirassem seus portos de suas rotas marítimas, temendo contaminação da tripulação e, conseqüentemente, causando prejuízos constantes às nações mais pobres e dependentes do comércio internacional. No Brasil relacionavam-se nesta situação, notadamente os portos do Rio de Janeiro e Santos (FERNANDES, 2000).

Temendo os efeitos deste desastre econômico, o imperador D. Pedro II contratou os ingleses para elaborar e implantarem sistemas de esgotamento para o Rio de Janeiro e São Paulo, na época, as principais cidades brasileiras. Ao estudarem a situação, os projetistas depararam-se com situações peculiares e diferentes das encontradas na Europa, principalmente as condições climáticas (clima tropical, com chuvas muito mais intensas) e a urbanização (lotes grandes e ruas largas). Após criteriosos estudos e justificativas foi adotado, na ocasião, um inédito sistema no qual eram coletadas e conduzidas às galerias, além das águas residuárias domésticas, apenas as vazões pluviais provenientes das áreas pavimentadas interiores aos lotes (telhados, pátios, etc.). Criava-se então, o Sistema Misto ou Separador Parcial, cujo objetivo básico era reduzir os custos de implantação e, conseqüentemente, as tarifas a serem pagas pelos usuários (FERNANDES, 2000).

Em 1879, o engenheiro George Waring foi contratado para projetar um sistema de esgotos para a cidade de Memphis, no Tennessee, EUA, região onde predominava uma economia rural e relativamente pobre, praticamente incapaz de custear a implantação de um sistema convencional à época. Waring, diante da situação, e contra a opinião dos sanitaristas de

então, projetou um sistema exclusivamente para coleta e remoção das águas residuárias domésticas, excluindo, portanto, as vazões pluviais no cálculo dos condutos. Estava criado então o Sistema Separador Absoluto, cuja característica principal é ser constituído de uma rede coletora de esgotos sanitários e uma outra exclusiva para águas pluviais (FERNANDES, 2000).

Rapidamente o sistema separador absoluto foi difundindo-se pelo resto do mundo, a partir das idéias de Waring e de suas publicações, e também de um outro famoso defensor do novo sistema, seu contemporâneo, engenheiro Cady Staley. No Brasil destacou-se na divulgação do novo sistema, Saturnino Brito, cujos estudos, trabalhos e sistemas reformados pelo mesmo, fizeram com que, a partir de 1912, o separador absoluto passasse a ser adotado obrigatoriamente no país (FERNANDES, 2000).

3.3.2 – Tratamentos de esgotos por aplicação superficial no terreno

A evidência mais antiga que se tem conhecimento do uso da aplicação superficial para tratamento dos esgotos, da civilização ocidental, remonta à antiga Atenas (Eddy et al., 1972). Hartmann (1975), relata o funcionamento de um sistema de tratamento de esgotos, por escoamento superficial, por um período de 300 anos, desde 1559, na cidade de Bunzlau, na Alemanha.

A maior proliferação dos sistemas de tratamento de esgotos por escoamento superficial aconteceu na Europa, na Segunda metade do século XIX. A contaminação de muitos rios havia alcançado níveis inaceitáveis, e a evacuação das águas residuais brutas e dos lodos sobre o terreno era o único meio factível que se dispunha naquela época. A aplicação direta das águas residuais, prática que consistia em transportar as águas residuais para rega e disposição no solo se utilizava em muitas cidades européias e americanas, entre elas Berlim, Leamington, Paris, Fresno (Califórnia) e San Antonio (Texas). Nos anos de 1870, esta prática foi reconhecida na Inglaterra como forma aceitável de tratamento (Kirkwood, 1970). Ao expandirem-se as zonas urbanas, e com a adoção de processos de tratamento mais intensivos e concentrados, muitos destes sistemas foram abandonados, geralmente em razão das pressões exercidas para urbanizar o solo.

Os sistemas de aplicação dos esgotos no terreno, nos Estados Unidos, datam também dos anos de 1870. Como na Europa, a aplicação das águas residuais sobre o terreno, se tornou relativamente comum, como uma primeira tentativa para se controlar a contaminação das águas. Na primeira metade do século XX estes sistemas foram substituídos, geralmente, por sistemas de tratamento em plantas depuradoras, ou seja, por: 1) granjas, onde a água residual tratada se utilizava para a produção agrícola; 2) regas de parques e jardins; 3) recarga de aquíferos. Estes novos sistemas de aplicação no terreno tendiam a predominar no oeste, onde o valor da água residual, como recurso hidráulico, consistia em uma vantagem adicional (TCHOBANOGLIOUS et al. 1979).

O número dos municípios dos Estados Unidos que utilizam a aplicação no terreno aumentou de 304, em 1940, a 571, em 1972 (servindo a uma população de 6,6 milhões). No entanto, esta cifra representa apenas uma pequena parte do total estimado de 15 000 instalações municipais de tratamento de esgotos (THOMAS, 1973).

Nos últimos anos, tem se verificado grandes esforços para desenvolver a tecnologia de aplicação superficial de esgotos e também para aperfeiçoar os métodos de controle. Os diversos tipos de sistemas de aplicação no terreno tem sido aceitos como técnicas de gestão de água residual, que devem considerar-se no mesmo nível que os demais sistemas em uso.

3.3.3 – Os biodigestores

Em 1682, Robert Boyle relatou a descoberta de gases orgânicos resultantes da decomposição da matéria orgânica. Quase um século depois, em 1776, o físico Alessandro Volta (1745 – 1827), ao caminhar pelas margens do Lago Maior, no norte da Itália, fez uma singular descoberta: agitando as águas com uma vareta, notou que das bolhas vindas à superfície exalava-se um gás inflamável. Esse gás, que Volta denominou de “gás dos pântanos”, não era outro senão o metano. Na Inglaterra, em 1806, Humphrey Davy conseguiu identificar um gás rico em metano e dióxido de carbono, resultante da decomposição de dejetos animais em lugares úmidos (AZEVEDO, 2000).

Em Bombaim, na Índia, no ano de 1857, foi construída a primeira instalação operacional destinada a produzir gás combustível, para um hospital de hansenianos (AZEVEDO, 2000).

Em 1895, Donald Cameron desenhou um digestor para o tratamento do esgoto sanitário da cidade de Exeter, Inglaterra, visando a redução da quantidade dos sólidos. O biogás armazenado foi utilizado no fornecimento de luz para a região ao redor da usina. Em 1904, foram construídos os tanques Travis e Imnhoff, que favoreciam a sedimentação da matéria orgânica, resultando num aumento da eficiência do processo de digestão dos esgotos e em um maior rendimento de biogás. Estes tanques eram pequenos, com capacidade de tratar só parte do esgoto de uma cidade. Em 1911, em Exeter, foi construído um digestor com capacidade para tratar todo o esgoto dessa cidade (AZEVEDO, 2000).

Entre 1920 e 1935, duas inovações importantes foram incorporadas no desenho básico dos biodigestores:

- 1) a separação do tanque de sedimentação do tanque principal, ou digestor;
- 2) foi introduzida a tampa flutuante, que facilitou a entrada de matéria-prima, e a saída do lodo sem o problema de introduzir o ar, que é prejudicial para as reações no interior do biodigestor e, em determinadas percentagens de mistura com o metano, pode causar explosões. Esta tampa flutuante é a principal característica do biodigestor modelo indiano (AZEVEDO, 2000).

Em 1952, surge o biodigestor modelo chinês, com cobertura fixa, abobadada, onde o biogás deve ser armazenado (AZEVEDO, 2000).

3.3.4 – O tanque séptico

Na Segunda metade do século XIX, em muitas cidades européias, ainda persistia o hábito de os dejetos serem despejados nas vias públicas durante a madrugada, ou eram acumulados em fossos estanques, para serem removidos periodicamente (MUMFORD, 1998).

Em 1860, um artífice construtor, Jean Louis Mouras, na pequena cidade francesa de Vesoul, perto da fronteira com a Alemanha, impressionado com o repugnante trabalho que os operários realizavam para a limpeza destes fossos, idealizou um tanque séptico que deveria,

na sua concepção, separar a matéria sólida da água, permitindo que esta fosse melhor infiltrada no terreno por um fosso absorvente, sem os problemas de colmatação causado pelos sólidos. Após 12 anos, mandou abrir o tanque, imaginando que estaria cheio de matéria sólida, o que, no entanto, não aconteceu: havia uma certa quantidade de lodo escuro, fino e uniforme que, uma vez seco, apresentava-se praticamente inodoro e com estrutura granulosa semelhante à da terra vegetal. Impressionado com esta descoberta, Mouras procurou o Abade Moigne, autoridade científica da época, em cuja colaboração empreendeu uma série de experiências até 1881, quando o invento foi patenteado com o título “Eliminador Automático de Excrementos”, com a seguinte descrição: “É um dispositivo misterioso, que consiste em um receptáculo, hermeticamente protegido por selos hídricos. Através de um funcionamento misterioso, que encerra um princípio inteiramente novo, ele transforma rapidamente toda a matéria excrementícia recebida em um fluido homogêneo, apenas um pouco turvo, retendo todos os sólidos em suspensão sob a forma de material com fibras pouco visíveis. Esse receptáculo, ou tanque, tem auto-descarga e funciona continuamente” (CARDÃO, 1972).

A denominação de tanque, ou fossa, deve-se, segundo alguns autores, à origem da palavra: fossa, se for francesa, ou tanque se for inglesa. Branco (1989) define o uso do termo tanque séptico, quando construído em alvenaria, ou outro material, e fossa séptica quando for um simples buraco ou fossa cavada no solo. A Associação Brasileira de Normas Técnicas usa a denominação tanque séptico.

Baseado nas então recentes descobertas de Pasteur, Mouras acreditava, com razão, que a redução observada no volume da matéria sedimentável do esgoto fosse devida à atividade bacteriana, que produzia a liquefação e gaseificação dos sólidos orgânicos, em ambiente anaeróbio, através do processo denominado *fermentação*. Daí a denominação *séptico*, que foi adotada para o tanque. Essa palavra deriva de *sepsis*, que significa decomposição, putrefação, fenômenos em que intervém a atividade microbiológica (BRANCO, 1989).

Karl Imnhoff construiu em 1906, em Emscher, na Alemanha, o conhecido poço decantador vertical, que consistia num cilindro de eixo vertical, terminando na parte inferior em forma de cone invertido, sendo atravessado, na parte superior, por uma calha prismática, formando a câmara de decantação, cuja aresta inferior é fendida longitudinalmente para permitir a passagem dos lodos pesados. O líquido passando pela câmara de decantação vai perdendo, por precipitação, toda a substância pesada e as mais leves vão ficando retidas na superfície da veia líquida, constituindo a camada de lodos leves. Embora tal tipo de fossa tenha sido considerado satisfatório, uma vez que reúne os dois processos de sedimentação e fermentação, os efluentes apresentavam o inconveniente de conterem excessiva quantidade de lodos leves (CARDÃO, 1972).

Posteriormente, mas só durante a década de 1950, é que ocorreu um significativo desenvolvimento do processo, quando foi reconhecida a necessidade de manutenção de uma população grande de bactérias metanogênicas nos digestores. Naquela época, foi introduzida a mistura mecanizada nos digestores, como também foi desenvolvido o processo de contato anaeróbio, o qual utilizou uma concepção similar à do processo de lodos ativados, ou seja, foi adicionado um tanque de sedimentação após o digestor, para coletar e reciclar a biomassa anaeróbia, tornando, dessa forma, independente o tempo de detenção hidráulico, do tempo de retenção da biomassa no reator (MacCARTY, 1982, apud FORESTI et al., 1999).

No Brasil, até a década de 1970, o uso de processos anaeróbios para o tratamento de esgoto era restrito, basicamente, às lagoas anaeróbias, aos decanto-digestores (fossas sépticas e

tanques Imhoff, para a estabilização do lodo retido) e aos digestores de lodos, produzidos no tratamento da fase líquida das estações de tratamento de esgotos (KATO et al., 1999).

Os tanques Imhoff, há vários anos, praticamente não são mais construídos no Brasil, uma vez que podem ser substituídos por outros sistemas anaeróbios mais econômicos e de maior eficiência (KATO et al., 1999).

3.3.5 – Filtros anaeróbios

Os filtros anaeróbios são estudados, como processo de tratamento de esgotos, pelo menos desde a década de 1950. Mas o crescimento do interesse pela sua aplicação deve-se, principalmente, à publicação de Young & MacCarty (1969) que, elaborada com base em dados de pesquisa realizada a partir de 1963, em um reator piloto alimentado com despejo líquido sintético, verificou a eficiência na remoção de DBO superior a 80%, para tempo de detenção hidráulica inferior a 24 horas. Deve ser lembrado, contudo, que, historicamente, essa publicação foi precedida por trabalhos de Coulter, Soneda & Ettinger (1957), Winnenberger & Saad (1961) e Stander (1963), que despertaram menor interesse na época (CAMPOS & DIAS, 1989, apud ANDRADE NETO et al., 1999).

No Brasil, o filtro anaeróbio começou a ser aplicado na década de 1970, apresentando bons resultados no tratamento de despejos de indústrias. Para tratamento de esgotos sanitários residenciais, tornou-se mais conhecido a partir de 1982, com a publicação da NBR 7229/82 da Associação Brasileira de Normas Técnicas, ABNT, que continha diretrizes básicas para o projeto e a construção dos filtros anaeróbios, incentivando o seu uso associado aos tanques sépticos, como unidade de pós-tratamento dos efluentes (ANDRADE NETO et al., 1999).

3.3.6 – Tratamentos com lagoas

A origem do tratamento de águas residuárias por lagoas de estabilização não está claramente identificada, devido, principalmente, à sua semelhança física com reservatórios de águas naturais. Relatos de uso de lagoas para criação de peixes, na China, alimentados por resíduos orgânicos e mais recentemente, na Alemanha, para depuração adicional, de efluentes tratados, com o auxílio de peixes, já em fins do século passado, constituíram, provavelmente, as primeiras experiências sobre esse processo. Cabe também citar o emprego de lagoas para fins de armazenamento de água no estado do Texas, EUA, seguidas por ações mais sistematizadas, com o emprego de lagoas para depuração de águas residuárias, a partir de demandas impostas pela Segunda Guerra Mundial (GLOYNA, 1971, apud MONTEGGIA & ALÉM SOBRINHO, 1999).

Em 1950, Parker e seus colaboradores desenvolveram um sistema constituído por lagoas em série, com lagoas anaeróbias e facultativas e, eventualmente, de maturação, que tem como principal característica, a redução significativa das áreas necessárias para as lagoas para tratamento dos esgotos (MONTEGGIA & ALÉM SOBRINHO, 1999).

As lagoas anaeróbias, por serem mais econômicas, desde que o terreno para a sua implantação seja adequado, começaram a ser utilizadas no Brasil na década de 1960, e foram estudadas particularmente na Escola Politécnica da USP (Prof. Benoit Victorette), Cetesb (Hideo Kawai et al.) e na Universidade Federal da Paraíba (Salomão Anselmo da Silva et al.).

Os procedimentos de projetos de lagoas anaeróbias, inicialmente utilizados, sofreram algumas modificações sensíveis, e essas lagoas vêm sendo bastante utilizadas para o tratamento de esgotos domésticos, quase sempre precedendo a lagoas fotossintéticas, em um tipo de sistema denominado no Brasil, pelo Prof. Benoit A. Victoretti, de sistema australiano (KATO et al., 1999).

3.3.7 – Reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo

Os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo, que são descritos no capítulo sete, foram aperfeiçoados significativamente, na década de 1970, pelo Professor Gatzke Lettinga, na Universidade de Wageningen, na Holanda e foram denominados de reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors) (CHERNICHARO et al., 1999).

No começo da década de 1980, iniciavam-se no Brasil estudos para a utilização deste tipo de reator. Por sua simplicidade, altas taxas de tratamento e eficiência bem maior que os tratamentos primários (embora não equivalente aos tratamentos aeróbios), produzindo lodo já estabilizado e a custo atraente, os reatores UASB passaram a merecer a atenção de vários grupos de estudiosos de tratamento de esgotos, destacando-se inicialmente os da Cetesb, da Escola de Engenharia de São Carlos (USP), do Instituto de Pesquisas Tecnológicas de São Paulo e, especialmente, o da Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar), que foi o responsável pelo início e difusão da aplicação prática desses reatores anaeróbios para esgotos sanitários (KATO et al., 1999).

A exploração inadequada dos reatores UASB para o tratamento de esgotos sanitários e despejos industriais, por alguns profissionais com conhecimento deficiente a respeito desse sistema depurador, que apregoavam uma qualidade do efluente desses reatores equivalente ao do tratamento por processos biológicos aeróbios, e uma operação livre de problemas de odores, levou a alguns resultados bem inferiores àqueles prometidos, ocasionando, inclusive, o comprometimento da credibilidade dos reatores UASB, diante de vários órgãos estaduais e municipais de saneamento básico e órgãos de controle de poluição das águas. Todavia, com a continuidade dos estudos e pesquisas de tratamento anaeróbio por reatores UASB, bem como a seleção de melhores concepções desses reatores, dentre as desenvolvidas pela Sanepar, que os denomina RALF (Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado), com elevado número de unidades implantadas no Paraná, na década de 1990, os reatores UASB vêm retomando a sua credibilidade para o tratamento de esgotos sanitários (KATO, et al., 1999).

3.3.8 – Reator anaeróbio de leito expandido/fluidificado

O reator de leito fluidificado, aplicado ao tratamento de águas residuárias, foi desenvolvido por Jewell et al. (1981) nos anos 70, visando ao aumento de retenção de grande quantidade de biomassa e, ao mesmo tempo, eliminando problemas de colmatação, ocasionados pelo acúmulo de materiais sólidos nos interstícios, como ocorre em reatores de leito fixo (CAMPOS & PEREIRA, 1999).

Em 1981, após seminário realizado em Manchester, Inglaterra, o reator de leito fluidificado foi considerado como o desenvolvimento mais significativo no campo do tratamento de águas residuárias nos últimos 50 anos. Contudo, naquela época não havia, em escala real, nenhum reator desse tipo tratando águas residuárias. Até a metade da década de 1980, poucos eram os

centros de pesquisa que investigavam a potencialidade dos reatores de leito expandido/fluidificado para tratamento de esgoto sanitário, sendo, na maioria dos casos, utilizado areia ou carvão ativado como meio suporte (CAMPOS & PEREIRA, 1999).

3.4 – O SANEAMENTO NA ATUALIDADE

3.4.1 – Panorama mundial

Durante a Cúpula da Terra, encontro de governantes de vários países para debaterem os problemas ambientais, entre eles as deficiências do saneamento, realizado na África do Sul em agosto de 2002, foi divulgado um relatório que apontou para os seguintes dados (ÁGUA ON LINE, 2001):

- Mais de 20 milhões de crianças irão morrer nos países em desenvolvimento, nos próximos dez anos, se os governos não tomarem providências urgentes para combater a crescente crise de doenças preveníveis, que são ocasionadas pela falta de saneamento;
- 2.4 bilhões de pessoas, em todo o mundo, carecem de condições sanitárias adequadas;
- 6.000 crianças morrem todo o dia, por não disporem de acesso à redes de água e esgoto;
- doenças de origem hídrica são a causa de ocupação de metade dos leitos hospitalares em todo mundo;
- na China, Índia e Indonésia a diarreia mata duas vezes mais do que a AIDS;
- na Ásia, metade da população não tem acessos a serviços adequados de esgoto .

Segundo o engenheiro Brian Grover, técnico do Banco Mundial, a água de má qualidade e o esgoto não tratado são os “maiores assassinos da humanidade”, pois matam muito mais do que a AIDS e todas as guerras em andamento (GUIA DO SANEAMENTO, 2000).

A Organização Pan-americana da Saúde (OPAS) revelou que, na América Latina, 13,7% das águas residuais, procedentes dos 241 milhões de habitantes cujas moradias estão conectadas à redes de esgoto, recebem algum tratamento. Isto significa que as águas residuais procedentes de cerca de 208 milhões de habitantes são descarregadas nos corpos receptores sem tratamento algum (ÁGUA ON LINE, 2001).

Até o final da década de sessenta, acreditava-se que as ameaças de contrair enfermidades propagadas pela água estavam sob controle, nos países desenvolvidos, através dos usos de tratamentos apropriados. No entanto, foram detectadas algumas enfermidades propagadas pela água, relacionadas com vírus e protozoários, sugerindo que estes agentes são mais resistentes a desinfecção, que as bactérias entéricas ou intestinais (MOROYOQUI & NARANJO, 2001).

As enfermidades propagadas pela água, tais como a hepatite, giardíases, e outras, encontram-se entre as três causas principais de enfermidades e mortes a nível mundial. Nos países em via de desenvolvimento, tais como em muitos países da América Latina e do Caribe, as diarreias agudas se encontram entre as 10 causas principais de enfermidades, resultando em milhares de mortes a cada ano. Um estudo realizado pela Organização Mundial da Saúde (OMS), estabeleceu que, em 1988, ocorreu uma média anual de 4,6 eventos de diarreia em cada criança com menos de 5 anos nos países americanos. Também se calculou que, em 1996,

a cada oito segundos morre uma criança por causa de enfermidades propagadas pela água e, a cada ano, mais de 5 milhões de pessoas morrem devido às enfermidades relacionadas com a água, que não é segura para beber ou por saneamento inadequado. Desta maneira, o aumento no número de casos de enfermidades propagadas pela água, durante os últimos 30 anos, se deve à ocorrência tanto de agentes antigos como novos, conhecidos como patógenos emergentes (MOROYOQUI & NARANJO, 2001).

3.4.2 – Panorama brasileiro

O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) divulgou os dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, realizada no Censo Demográfico de 2000, onde, no que se refere aos esgotamento sanitário, revelou-se uma situação bastante precária: mais de 16 milhões de pessoas, que vivem em 3,7 milhões de moradias, não dispõem de banheiros ou sanitários em suas moradias. Embora 152,2 milhões de brasileiros disponham de banheiro ou sanitário, menos da metade (48%) estão ligados a uma rede geral de esgoto (cloacal ou pluvial). Os demais utilizam fossa séptica (24,7 milhões de pessoas), fossa rudimentar (42,1 milhões), valas (4,6 milhões), rios ou lagos (4,3 milhões), outros escoadouros (1,5 milhão). É na zona rural do país que se encontra o maior contingente das pessoas que não têm banheiros – 11,7 milhões.

Maricato (2000) revela que apenas 8% do esgoto coletado em todo o país é tratado, sendo que o restante, 92%, é despejado sem nenhum tratamento nos cursos d'água.

3.5 - OS PREJUÍZOS SÓCIO-ECONÔMICOS DECORRENTES DA FALTA DE SANEAMENTO

A Associação Interamericana de Engenharia Sanitária e Ambiental (AIDIS) divulgou, no 27º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, realizado em dezembro de 2000 na cidade de Porto Alegre, os seguintes dados:

- no Brasil, 342 mil crianças, com menos de cinco anos de idade, morreram de doenças causadas pela falta de saneamento, entre janeiro de 1995 e dezembro de 1997.
- 2 milhões de internações hospitalares foram causadas por água de má qualidade ou contato com esgoto, entre 1995 e 1997;
- R\$ 300 milhões por ano eram gastos pelo Sistema Único de Saúde (SUS), no tratamento de doenças causadas pela falta de saneamento, no período de 1995 a 1997.

3.6 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

Como foi visto, neste capítulo, os avanços nas técnicas para tratamento dos esgotos só ocorreram, de forma significativa, a partir da metade do século vinte. Também pode-se verificar, pelas estatísticas apresentadas, que uma grande parcela da população no mundo e, especificamente, no Brasil, não tem acesso a condições satisfatórias de saneamento, sendo penalizada, em função disto, por altos índices de mortalidade infantil e de doenças causadas por veiculação hídrica. Estas doenças provocam, por sua vez, elevados gastos com internações hospitalares e os respectivos tratamentos. Estima-se que, para cada dólar

investido em saneamento, seriam poupados quatro dólares para o tratamento das doenças de origem hídrica. Também deve ser considerada a perda da capacidade produtiva das pessoas, enquanto doentes.

Além destes, outro grave problema ocorre devido à falta de tratamento dos esgotos: a poluição hídrica. No capítulo seguinte será demonstrada a escassez relativa dos recursos hídricos, a importância do ciclo hidrológico e a forma como ocorre a intervenção humana neste ciclo, que se dá pela alteração das características do ciclo e pela poluição das águas.

Os mananciais de água foram considerados durante muito tempo, de maneira errônea, como inesgotáveis em sua capacidade depuradora, recebendo toda a sorte de despejos poluidores. O resultado tem sido o esgotamento da capacidade de recuperação de muitos destes mananciais. Este descaso com as águas ainda persiste, haja vista a construção de emissários para o lançamento dos esgotos no mar, como está se fazendo no Rio de Janeiro.

O estudo do ciclo hidrológico permite avaliar a importância da sua manutenção. O homem pode participar deste ciclo, usufruindo das águas e dispondo-as corretamente ou, pode interferir, quebrando o ciclo, e poluindo devastadoramente os aquíferos.

4. O USO DA ÁGUA E O CICLO HIDROLÓGICO

4.1 – O VOLUME DE ÁGUA EXISTENTE NO PLANETA TERRA

A água é uma substância natural, presente de forma abundante na Terra, cobrindo aproximadamente 5/7 da sua superfície. Aparece, simultaneamente, em três estados: no estado líquido, compõe os oceanos, lagos, rios e depósitos subterrâneos, sendo o maior volume o dos oceanos; no estado sólido, na forma de gelo, ocorre em grande quantidade nas regiões polares e em áreas montanhosas da Terra; no estado de vapor, está presente na atmosfera, principalmente. Em menores quantidades, a água está presente em todos os seres vivos (animais e plantas), sendo essencial à vida, e participa, também, da constituição de muitos minerais. O volume total de água está avaliado em 1,336 milhões de km³, o que equivale a um volume de uma esfera com o diâmetro de 1.336 km. Esta quantidade de água tem permanecido constante durante os últimos 500 milhões de anos (REBOUÇAS, 1999; QUAGLIANO & VALLARINO 1973, apud SANTINO & SANTINO, 2000; RIGHES, 2000).

Aproximadamente 97% da água existente na Terra é salgada e está nos oceanos e nos mares (Tabela 1). Os 3% restantes são de água doce, sendo que a maior parte desta água está nas geleiras polares (2,15%); em solos muito profundos – com profundidades superiores a 800 m (0,62%); lagos e pântanos(0,009%); rios (0,0001%); vapor d'água existente na atmosfera (0,0009%) e umidade do solo (0,211%) (CORSON, 1993; VON SPERLING, 1995; BOJADSEN & RENARD, 1997; REBOUÇAS, 1999; RIGHES, 2000; CREA/DF, 2002).

Tabela 1: distribuição do volume total de água existente na terra.

Fontes de água	Volume em km ³	Porcentagem do total
Oceanos e mares continentais	1.299.802.500	97,2249%
Gelo das calotas polares	28.700.000	2,1467%
Água no solo (umidade) e no subsolo	8.265.600	0,6182%
Lagos e pântanos	123.000	0,0092%
Atmosfera (vapor)	12.710	0,0009%
Rios	1.230	0,0001%
T O T A I S	1.336.905.040	100,0000%

(fonte: NACE, U.S.GEOLOGICAL SURVEY, 1967, apud RIGHES, 2000).

4.2 – OS USOS DA ÁGUA

De acordo com Bojadsen e Renard (1997), os principais usos da água pelo homem são:

- a) Doméstico: bebida, culinária, higiene pessoal, limpeza, irrigação de jardins e hortas, criação de animais domésticos;

- b) público: escolas, hospitais e estabelecimentos públicos, irrigação de parques, lavagens de ruas e logradouros públicos, fontes ornamentais e chafarizes, navegação, combate a incêndios;
- c) industrial: indústrias onde a água é utilizada como matéria-prima (alimentícia, gelo, etc.), indústrias que utilizam a água para refrigeração (metalúrgica), indústrias que utilizam a água para lavagem (matadouros, papel, tecido, etc.), indústrias onde a água é utilizada para a fabricação de vapores (calderaria);
- d) comercial: escritórios, armazéns, oficinas, bares, aquicultura;
- e) recreação: piscinas, higiene pessoal, lavagem, lagos, rios;
- f) agrícola e pecuária: irrigação, lavagem de instalações, máquinas e utensílios, bebidas para animais;
- g) energia elétrica: geração de energia;
- h) transferências de bacias: sistema de inter-relações de uso e de descarte da água entre municípios.

O consumo anual mundial de água, avaliado em 3.240 km³ está assim distribuído (figura 1):

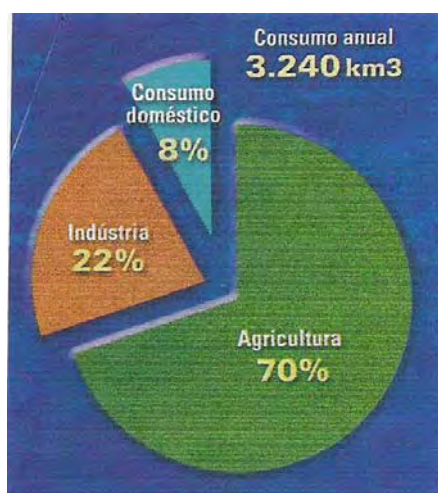


Figura 1: consumo mundial de água (baseado em: RIGHES, 2000).

Tundisi (1999), definiu os principais desafios referentes à crise da água e todos os problemas por ela gerados:

- a) escassez de água;
- b) disponibilidade de água;
- c) deterioração da qualidade da água;
- d) fragmentação e dispersão do gerenciamento dos recursos hídricos;
- e) falta de percepção de gerentes e do público, em geral, sobre a gravidade da crise;
- f) declínio das fontes de financiamento para a resolução dos problemas relativos aos recursos hídricos;
- g) ameaça à segurança e à paz internacional, por causa dos possíveis conflitos nos 114 rios que ultrapassam fronteiras nacionais;
- h) novas perspectivas de mudanças na Terra, que afetarão a distribuição e a disponibilidade de recursos hídricos.

Entre 1900 e 1995, o consumo de água cresceu seis vezes, mais que o dobro do crescimento da população. Por volta de 2025, entre 46 e 52 países, com população total em torno de 3 bilhões de pessoas poderão sofrer de estresse hídrico e cerca de 23 países estarão enfrentando escassez absoluta de água. Apenas para o atendimento da demanda futura de água para fins urbanos, seriam necessários investimentos da ordem de 11 a 14 bilhões de dólares por ano, durante os próximos 30 anos, o que dificilmente vai acontecer (LEMOS, 2001).

4.3 – AS CARACTERÍSTICAS E A DESCRIÇÃO DO CICLO HIDROLÓGICO

A movimentação da água de um meio para outro na Terra é conhecida pela nome de *ciclo hidrológico* (figura 2). Nesse ciclo, distinguem-se os seguintes mecanismos de transferência da água:

- precipitação
- escoamento superficial
- infiltração
- percolação
- evaporação
- evapotranspiração

4.3.1 - Precipitação

A precipitação compreende toda a água que cai da atmosfera na superfície da Terra e é formada a partir dos seguintes estágios:

- resfriamento do ar à proximidade da saturação;
- condensação do vapor d'água na forma de gotículas;
- aumento do tamanho das gotículas por coalizão e aderência até que estejam grandes o suficiente para formar a precipitação.

Cleary (1989), menciona que as principais formas de precipitações, dependendo da temperatura, são:

Chuvas – Resultam da impossibilidade de as correntes ascendentes manterem em suspensão os estados líquidos ou sólidos da água, formados pela precipitação de vapor de água contido na atmosfera (fase de condensação devida à presença de núcleos de condensação), vapor este proveniente do resfriamento do ar úmido, por expansão adiabática (fase de saturação). De acordo com os agentes determinantes das ascendências que são a base do ciclo das chuvas, distinguem-se classicamente as chuvas ciclônicas ou de ascendência frontal que são devidas ao contato do ar quente com o ar frio; as chuvas de instabilidade ou de convecção que são devidas às variações de temperatura e as chuvas orográficas¹, devidas ao relevo do solo.

1. Chuvas orográficas são chuvas diretamente relacionadas com o relevo terrestre. O termo orográficas vem de orografia, do grego *oros*, montanha + *graphein*, descrever. Descrição do relevo terrestre.

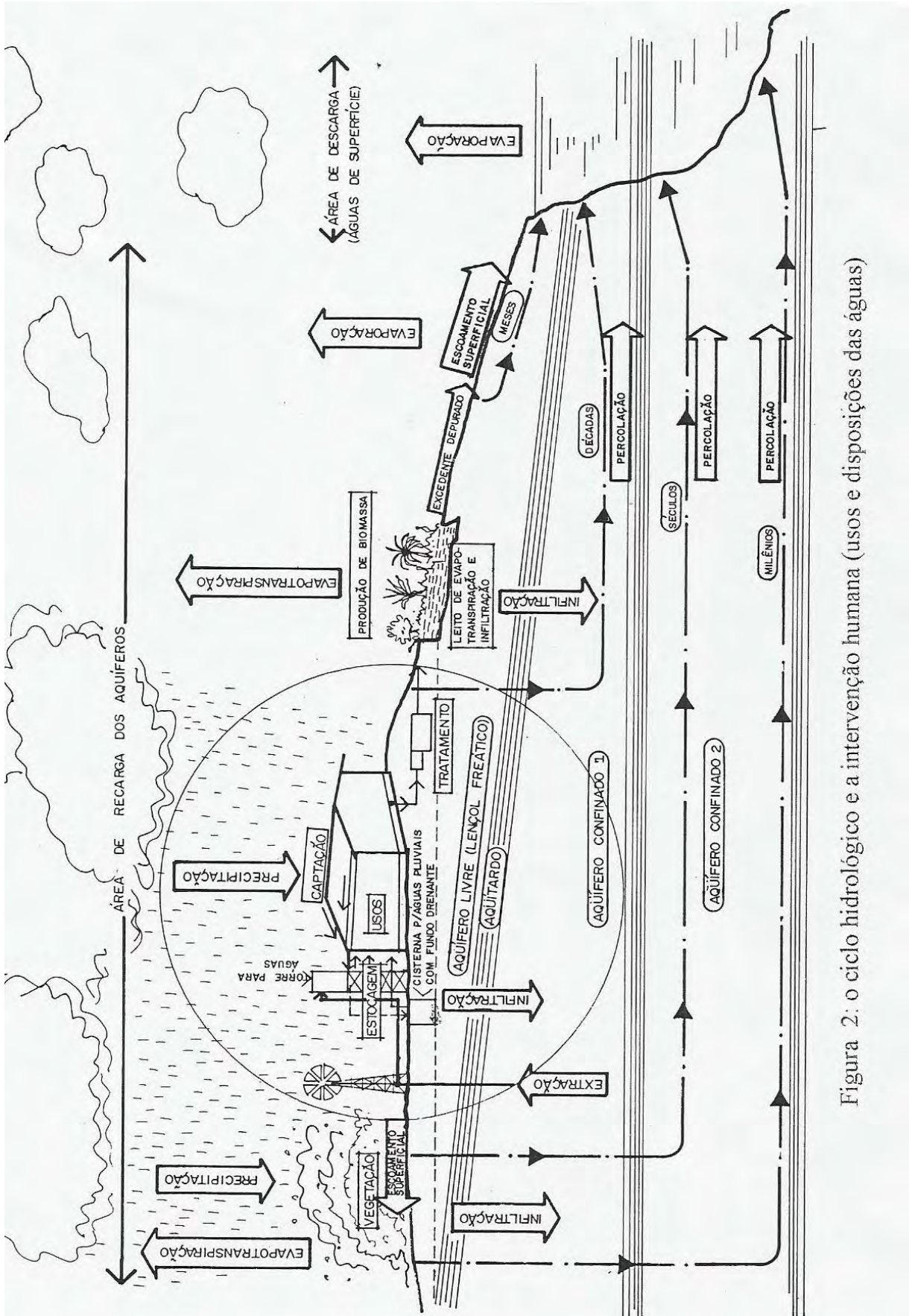


Figura 2: o ciclo hidrológico e a intervenção humana (usos e disposições das águas)

Neve – É um tipo de precipitação que ocorre na presença de núcleos de congelamento, nas nuvens, e de temperaturas inferiores a 0°C, no nível do solo. Apresenta-se sob a forma de cristais estrelados ou prismáticos, ou ainda em flocos. Os cristais são constituídos de neve fria, fina e seca, formada sob temperatura muito baixa (em latitudes ou altitudes elevadas). Os flocos são constituídos por cristais úmidos (que passaram por um início de fusão), aglomerados entre si e são mais freqüentes nas latitudes temperadas.

Granizo – É um tipo de precipitação formada por pequenos pedaços de gelo, de formas arredondadas, resultantes da congelamento das gotas ao atravessarem uma camada de ar frio.

Orvalho – Neste caso o vapor d'água se condensa e se deposita durante a noite e pela manhã, sob a forma de gotículas muito finas, sobre a vegetação e certos corpos expostos ao ar livre. O orvalho se deposita em tempo claro e perfeitamente calmo, quando a radiação noturna faz a temperatura do ar, em contato direto com o solo, cair até o denominado ponto de orvalho (temperatura na qual o vapor d'água contido no ar, em um determinado lugar e a uma pressão constante, satura-se). Esse resfriamento afeta apenas a estreita camada de ar mais próxima do solo.

A fonte primária de recarga natural para a maioria dos aquíferos é a precipitação. A área onde isto ocorre é denominada de área de recarga. Em alguns casos, rios, lagos e reservatórios podem ser um fator importante na recarga dos aquíferos (CLEARY, 1989).

Quando as águas das chuvas (águas pluviais) se precipitam sobre uma área com vegetação, pode-se observar a ocorrência dos seguintes fenômenos: uma pequena parte destas águas evapora imediatamente; uma outra parte fica retida na superfície do solo junto às plantas ou formando poças d'água; outra parte escorre pela superfície do terreno, em direção aos córregos (que podem ser perenes ou não) e, destes aos outros corpos receptores de superfície (rios, lagos e mares); uma boa parte infiltra-se no solo, auxiliada pela retenção que a vegetação proporciona e pelas poças d'água, que se formam nas depressões dos terrenos; uma outra fração destas águas é absorvida pelas plantas, onde uma pequena porção fica fazendo parte da constituição destas (biomassa) e a outra parte, depois de passar pelo metabolismo dos vegetais é expelida para a atmosfera pela transpiração. As águas que infiltram no solo, acabam aflorando em períodos de tempo variáveis, conforme se observa na figura 3, para os corpos receptores de superfície. Mesmo a água retida nos tecidos dos vegetais é devolvida ao ciclo, quando as plantas secam.

4.3.2 – escoamento superficial

A precipitação que atinge a superfície da Terra tem, basicamente, três caminhos por onde seguir: evaporar, escoar pela superfície ou infiltrar no solo. O escoamento superficial é responsável pelo deslocamento da água sobre o solo, formando córregos, lagos e rios e eventualmente atingindo o mar. A quantidade de água que escoar depende principalmente da intensidade da chuva e da capacidade de infiltração do solo. A impermeabilização do solo faz diminuir o volume de água que infiltra neste, aumentando o volume de escoamento superficial. A falta de proteção adequada do solo (inexistência de vegetação) origina a erosão do mesmo, que poderá ser muito acentuada se a sua textura não for muito coesa, resultando num carreamento de sólidos que poderá provocar o assoreamento dos corpos receptores das águas (rios, lagos, canais, etc.).

A temperatura tem grande influência na degradação dos solos pela ação do escoamento superficial das águas das chuvas. Nas regiões de clima frio, durante uma boa parte do ano (em média seis meses) o solo fica congelado e praticamente paralisa toda a atividade biológica, mantendo-se estável o conteúdo de matéria orgânica. Nas regiões de clima quente, a velocidade das reações de transformação da matéria orgânica é bem maior do que nas regiões frias. Nas regiões tropicais, quando a vegetação nativa é removida, o conteúdo de matéria orgânica dos solos é reduzido drasticamente, ocorrendo a instabilidade da estrutura edáfica² à ação da água e, como consequência, a redução do fluxo de água para dentro do solo. Esse é um dos principais problemas mundiais que tem provocado os desequilíbrios hidrológicos na natureza. Como consequência, destacam-se períodos de seca ou de excessos de água, aumentando o escoamento superficial, provocando, cada vez mais, catástrofes como enchentes e inundações (RIGHES, 2000).

O rio é o principal elemento do escoamento superficial das águas. *Geomorfologicamente* um rio é visto como uma etapa ou elo do ciclo hidrológico, como um agente de erosão, transporte e deposição de material dissolvido, de material suspenso e de materiais geológicos ativamente carregados, e como sistema físico completamente aberto, em equilíbrio hidrodinâmico, com energia distribuída, atuando ativamente na superfície das áreas terrestres. Da geomorfologia depende diretamente a dinâmica do rio ou o efeito da força da água, modificando o leito por erosão ou acumulação. A configuração do leito, através da formação de cachoeiras, remansos, corredeiras, estrangulamentos, depende da geologia. *Hidrologicamente*, o rio é um sistema aberto, com um fluxo contínuo da nascente à foz, cujo vetor é determinante das características de cada unidade fluvial e da comunidade biótica que a constitui. O escoamento superficial, de parte da precipitação, determina a resposta rápida das cheias dos rios; a infiltração e a recarga da água subterrânea, de outra parte da precipitação, determina a resposta mais lenta, e com algum atraso, do fluxo basal. Este assegura a continuidade da vazão de um rio, mesmo nos períodos de estiagem. Longas estiagens lentamente provocam a diminuição do fluxo basal, por abaixamento do nível do aquífero, e gradualmente os rios vão secando (SCHWARZBOLD, 2000).

4.3.3 - Infiltração

A infiltração corresponde à água que atinge o solo, formando os lençóis d'água. A água subterrânea é grandemente responsável pela alimentação dos corpos d'água superficiais, principalmente nos períodos secos. Um solo coberto com vegetação, se comparado com um solo pavimentado da zona urbana, é capaz de desempenhar melhor as seguintes importantes funções:

- menor escoamento superficial (menos enchentes nos períodos chuvosos);
- maior infiltração (com maior alimentação dos rios nos períodos secos);
- menor carreamento de partículas do solo para os cursos d'água.

(2) Edáfico: relativo ao solo; fatores edáficos são fatores ligados à natureza do solo, que agem na repartição das espécies vegetais; edafologia é a ciência que estuda os solos. O escoamento das águas de uma determinada área ocorre inicialmente em pequenas ravinas, passa para córregos e é levado adiante por meio dos rios. Neste percurso, o fluxo pode ocasionar erosão e assoreamento tanto no próprio leito, como em áreas de cultivo e em edificações. O comportamento de um córrego qualquer depende de fatores físicos, como o seu tamanho e forma, declividade e cobertura vegetal de sua bacia de captação, margens e leito, mas também de fatores meteorológicos como quantidade, intensidade e duração das precipitações e, ainda, de fatores edáficos como tipo, profundidade e teor de umidade atual do solo (DURLO, 2000).

A água subterrânea move-se muito lentamente em comparação com a água superficial. Uma alta velocidade de água subterrânea estaria na faixa de 1 metro/dia, enquanto um rio rápido pode mover-se a uma velocidade de 1 metro/segundo. Com 86.400 segundos em um dia, pode-se observar a impressionante diferença de velocidade entre os dois sistemas. Enquanto o fluxo de água subterrânea é um processo laminar, o fluxo de água superficial é turbulento. O tempo médio de residência da água no subsolo é estimado em 280 anos (Lvovitch, 1970, apud Cleary, 1989), com alguma água residindo em aquíferos profundos por um tempo tão longo quanto 30.000 anos ou mais (Pearson e White, 1967, apud Cleary, 1989). Os rios usualmente possuem tempos de permanência das águas (residência) de algumas semanas. Estes altos tempos de residência para a água subterrânea significam que as taxas de recarga anual são muito pequenas. Esse fato, juntamente com o enorme volume dos poros nos aquíferos, torna a água subterrânea uma reserva confiável a longo prazo, efetivamente imune às flutuações anuais de precipitação. Significa também que um aquífero, uma vez poluído, pode levar séculos ou mais tempo, até que consiga promover uma autodescontaminação através de mecanismos de fluxo natural (Cleary, 1989). Todd (1980), apud Cleary (1989) estimou o tempo de residência médio da água subterrânea nos Estados Unidos em 200 anos, se essa água se encontrar a uma profundidade menor do que 800 metros a partir da superfície, e 10.000 anos, se ela se encontrar a uma profundidade superior à mencionada.

Um aquífero subterrâneo é uma formação geológica com suficiente permeabilidade e porosidade interconectada para armazenar e transmitir quantidades significativas de água, sob gradientes hidráulicos naturais. A maioria dos aquíferos desenvolvidos em todo o mundo, com altas vazões, consistem de areias e cascalhos inconsolidados encontrados em planícies costeiras, vales aluviais e depósitos glaciais. No Brasil, além destes tipos, também são aquíferos adequados os arenitos e os basaltos fraturados e os calcários com canais formados por dissolução e com fraturas. Em algumas áreas, rocha cristalina fraturada, tal como granito, tem sido perfurada para o suprimento de água, mas as vazões são em geral bem baixas, se comparadas às dos aquíferos de areia e de cascalho (FOSTER e DRASAR, 1988).

Conforme Cleary (1989), os aquíferos subterrâneos podem ser classificados como:

a) Aquífero livre ou não confinado (lençol freático)

O lençol freático é um aquífero livre ou não confinado e é também conhecido como uma superfície freática, que é a superfície superior da zona de saturação que está em contato direto com a pressão do ar atmosférico, através dos espaços vazios no material geológico acima. Ao longo dessa superfície, a pressão é considerada como sendo a atmosférica. A profundidade até essa água pode ser de menos de 10 metros em regiões úmidas a até mais de 100 metros em climas secos.

b) Aquífero confinado

Aquíferos confinados são formações geológicas permeáveis, que são contornados abaixo e acima por materiais relativamente impermeáveis – os aquíferos – e que estão sob pressões maiores do que a pressão atmosférica. Estes estratos de baixa permeabilidade separam os materiais que formam o aquífero de permeabilidade mais alta do contato direto com a pressão atmosférica e impedem o movimento ascendente e descendente da água.

c) *Aqüitardo*

Enquanto aquíferos, fornecem quantidades significativas de água; aquípardos são formações de baixa permeabilidade, que armazenam água, mas não podem suprir poços de bombeamento. Eles podem, contudo, transmitir água suficiente através de enormes áreas.

As camadas de argila e de folhelho que separam muitos aquíferos confinados são bons exemplos de aquípardos transmitindo água através de drenança vertical. Eles são tipicamente menos permeáveis, em mais de uma a duas ordens de grandeza, do que o material geológico do aquífero que eles confinam ou semiconfinam.

4.3.4 - Percolação

O solo entre a superfície e o nível freático é conhecido como zona não saturada, porque seus poros contêm tanto ar quanto água. A direção do fluxo das águas nesta zona é verticalmente para baixo, embora possa existir um fluxo vertical para cima em resposta à sucção criada pelas raízes vegetais durante os períodos de estiagem. O movimento da água para baixo, na zona não saturada, é lento (geralmente menos de 10 m/ano). Os aquíferos de pouca profundidade, em áreas de recarga, geralmente são freáticos. Em outros lugares a água subterrânea pode estar confinada por capas menos permeáveis e sob uma pressão considerável. Abaixo do nível freático predomina o fluxo horizontal dirigido para áreas de descarga. Nestas regiões, significativos componentes verticais de fluxo podem ocorrer: para baixo, nas áreas de recarga e para cima nas áreas de descarga (FOSTER e DRASAR, 1988).

O espaço intersticial dos aquíferos se une para formar um sistema de tubos ou gretas nos quais a água é armazenada e circula muito lentamente. Todos os aquíferos possuem duas características fundamentais, uma capacidade para o armazenamento e outra para o fluxo das águas. Na maioria dos aquíferos, o volume total da água armazenada é normalmente bem maior que o fluxo anual através do sistema. Os sistemas de águas subterrâneas são dinâmicos e a água está continuamente em lento movimento entre as áreas de recarga e descarga. Existem diferenças significativas nos regimes de fluxos das águas subterrâneas e o tempo de residência subterrânea em diferentes condições climáticas, conforme pode-se observar na figura 3. Décadas, séculos ou milênios podem transcorrer na passagem da água no ciclo hidrológico subterrâneo, uma vez que as taxas do fluxo normalmente não excedem 10 m/dia e podem ser tão baixas quanto 1 m/ano (FOSTER e DRASAR, 1988).

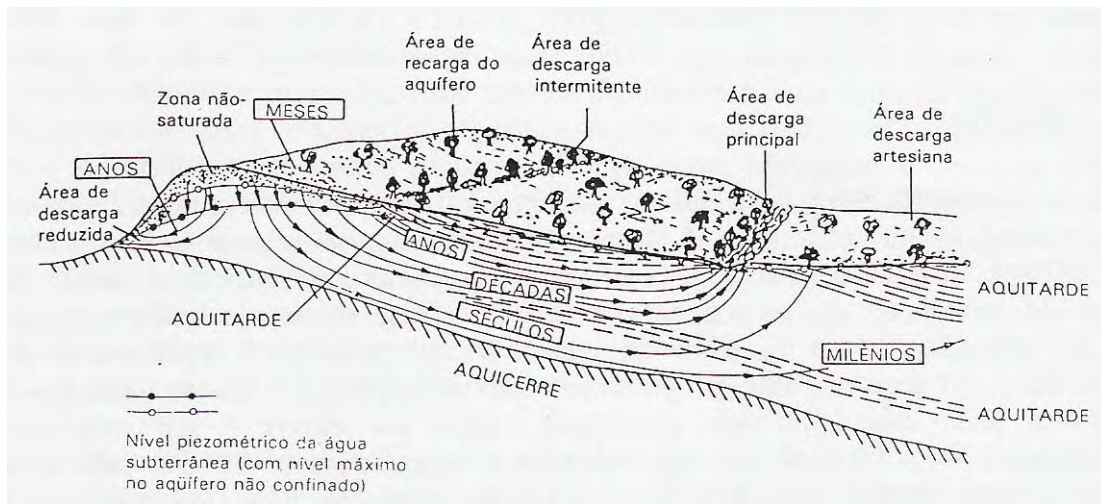
4.3.5 - Evaporação

É a transferência da água superficial do estado líquido para o gasoso. A evaporação depende da temperatura e da umidade relativa do ar. A evaporação ocorre com maior intensidade nas águas de superfície e em menor intensidade nas superfícies dos solos úmidos.

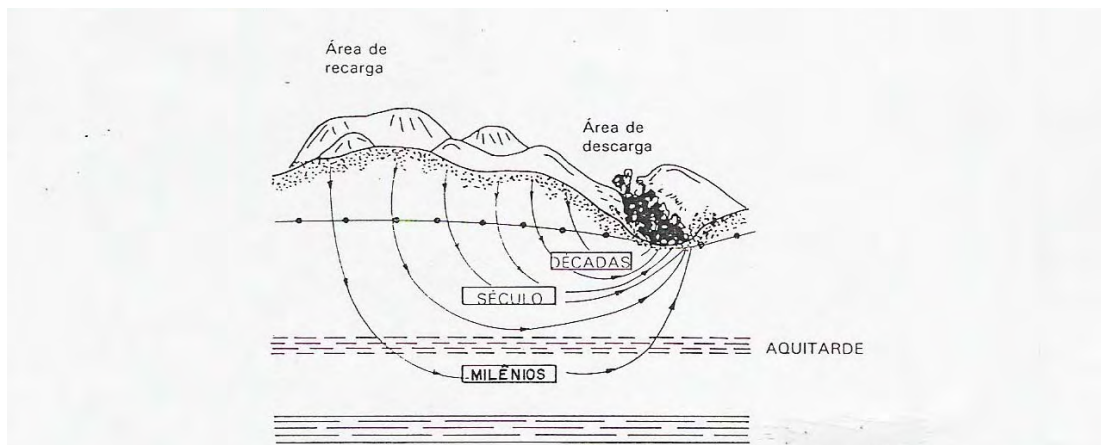
A taxa de evaporação pode se apresentar em vários estágios. Num estágio com o solo bem úmido, a taxa de evaporação é influenciada pela profundidade do solo e suas propriedades hidráulicas. No outro estágio, a superfície resseca-se e a evaporação ocorre dentro do solo. O vapor d'água chega à superfície por difusão e diminui à medida em que aumenta o ressecamento da superfície e a disponibilidade hídrica do solo. Existem dois processos físicos essenciais para que se produza a evaporação: uma fonte de calor, que pode ser a

radiação solar e uma fonte de difusão, que só ocorre se houver um gradiente de concentração de vapor, ou seja, a taxa de vapor da superfície evaporante deve ser maior na superfície que no ar, aliados ao fator vento, para remover a camada de vapor da superfície. O controle da evaporação do solo está condicionado pela energia calórica e regime de ventos, interagindo com o tipo de solo, lençol freático, cobertura vegetal e latitude. Solos saturados pela presença de um lençol freático ou recém irrigados podem ter uma taxa de evaporação de superfícies livres e, em casos de forte aveicção, até maiores (DORFMANN, 1977).

CLIMA ÚMIDO



CLIMA SEMI-ÁRIDO



Observação: os períodos de residência indicados são valores, em ordem de magnitude típicos, para o tempo de fluxo, desde o ponto de recarga até o ponto de descarga.

Figura 3 : hidrogeológicos hipotéticos para ilustrar o regime do fluxo de água subterrânea sob condições de clima (HEATH, 1982, apud FOSTER e DRASAR, 1988).

4.3.6 - Evapotranspiração

A evapotranspiração é o fenômeno onde estão presentes simultaneamente a *evaporação* e a *transpiração*, que é o processo pelo qual as plantas eliminam a água, principalmente através dos estômatos. Pela transpiração a planta carrega água e nutrientes do solo e mantém a planta turgida.

A *transpiração* é controlada ou influenciada por vários fatores, tais como: espécie vegetal, ciclo de desenvolvimento, tipo de solo, fertilidade do solo, água disponível, profundidade do sistema radicular, profundidade do lençol freático, temperatura do ar e do solo, salinidade das plantas e população vegetal. A transpiração não é uma consequência imediata do processo vital, pois mais de 90% da água extraída do solo é transferida para a atmosfera. A transpiração não é causada pelo crescimento das plantas mas pelo baixo potencial de água na atmosfera. Portanto, em um local de atmosfera saturada, a transpiração é praticamente inexistente (HILLEL, apud, DORFMANN, 1977).

A evapotranspiração será tanto mais intensa quanto maior for a população da cultura, melhor a sua sanidade e mais ativo for seu estágio de desenvolvimento. Estes fatores concorrem para uma maior ou menor cobertura do solo e quanto mais coberto o solo, menor a evaporação e maior a transpiração. A evapotranspiração é devida principalmente à radiação solar (80%), ao regime dos ventos (14%) e à umidade relativa (6%) (CHANG, apud DORFMANN, 1977).

Os vegetais funcionam como uma bomba hidráulica, regulando o fluxo de água e solutos ao longo do sistema solo-planta-atmosfera. De fato, a água extraída pelo sistema radicular das plantas é transpirada pelas folhas em proporção à demanda evaporativa da atmosfera. As interações entre esses três componentes são recíprocas, o que torna o sistema dinâmico e fortemente interligado, de tal forma que a condição hídrica da cultura dependerá sempre da combinação dos fatores inerentes aos três segmentos (ROSA; PETRY e CARLESSO, 2000).

4.4 – A POLUIÇÃO DAS ÁGUAS: A INTERVENÇÃO HUMANA NO CICLO HIDROLÓGICO

Von Sperling (1995), define como poluição das águas a adição de substâncias ou de formas de energia que, direta ou indiretamente, alterem a natureza do corpo d'água de uma maneira tal que prejudique os legítimos usos que dele são feitos. Existe basicamente duas formas de poluição, em relação a extensão de área em que pode se manifestar:

a) poluição pontual – os poluentes atingem o corpo d'água de forma concentrada no espaço, como, por exemplo, a descarga em um rio de um emissário transportando os esgotos de uma comunidade ou um emissário transportando os resíduos de uma indústria.

b) poluição difusa – os poluentes adentram o corpo d'água distribuídos em vários pontos, como por exemplo a drenagem pluvial natural, que é descarregada no corpo d'água de uma forma distribuída e não concentrada em um único ponto.

4.4.1 – Principais formas de poluição pontual (FOSTER & HIRATA, 1993).

Atividade industrial

Muitas indústrias utilizam-se de lagoas para o armazenamento ou concentração de líquidos e efluentes e, em alguns casos, dispõem seus resíduos sólidos no mesmo local. Os vazamentos de substâncias tóxicas, em tanques e condutos subterrâneos, assim como em drenos de pátios industriais, são também fontes comuns de contaminação das águas, especialmente as subterrâneas.

Lagoas de efluentes

O uso de lagoas para armazenamento, manejo, evaporação, sedimentação e oxidação de efluentes de sistemas de esgoto municipal ou de atividades industriais, agroindustriais ou minerais é muito difundido. A grande maioria das lagoas tem uma base constituída de materiais naturais, impermeabilizados a um certo grau como resultado de compactação do solo e da sedimentação. Não obstante, tais condições normalmente permitem infiltração equivalente a 10 a 20 mm/dia e as lagoas são, freqüentemente, as causas de contaminação das águas subterrâneas. Nenhum material usado na impermeabilização inferior de lagoas, que tenha custo razoável e esteja disponível na atualidade, permanece impermeável por grandes períodos, especialmente se os efluente contém produtos químicos corrosivos ou se essas lagoas são limpas intermitentemente. Assim, é esperada alguma fuga em lagoas revestidas, ainda que as taxas sejam menores que aquelas não revestidas.

Disposição de resíduos sólidos

A maior dificuldade na determinação da carga contaminante gerada por uma inadequada disposição de resíduos sólidos é a falta de informação confiável sobre a composição dos resíduos, bem como, em muitos casos, o desconhecimento de sua origem. Este problema é mais agudo em locais onde uma disposição clandestina foi ou está sendo praticada, com a lixiviação de substâncias tóxicas.

Águas superficiais contaminadas

Os cursos de águas superficiais (rios ribeirões, riachos e canais), são freqüentemente usados para a disposição final de águas residuais e resíduos sólidos de diversas origens. Em muitos casos, recebem altas cargas de efluentes não tratados que excedem a capacidade de depuração natural por muitos quilômetros a jusante. Sob certas condições hidrológicas, estes cursos são potenciais fontes de contaminação das águas subterrâneas.

4.4.2 – Principais fontes de contaminação dispersa (FOSTER & HIRATA, 1993).

A principal preocupação é a carga contaminante no subsolo associada com saneamento sem rede de esgoto, como fossas, tanques sépticos e latrinas, em áreas residenciais com ligação de rede incompleta ou inexistente. Deve ser levado em conta a possível existência de pequenas indústrias de serviços, gerando uma carga potencialmente contaminante. Os cemitérios, em que os cadáveres são enterrados nos solos, são uma fonte potencial de contaminação patogênica da água subterrânea. Postos de gasolina, oficinas mecânicas, lavanderias e tinturarias podem gerar efluentes com a presença de compostos tóxicos sintéticos, especialmente benzeno, clorobenzenos, tricloroetileno e tetracloroetileno. O armazenamento de combustíveis em tanques subterrâneos nos postos de abastecimento tem sido uma das

causas mais freqüentes de contaminação de aquíferos, onde uma pequena quantidade de combustível pode contaminar um grande volume de aquífero, além do fato de normalmente existirem vários destes postos nas cidades e dificuldades para detectar, sem uma inspeção cuidadosa, vazamentos nos tanques subterrâneos. Em áreas urbanas existem inúmeros poços de abastecimento de água que são abandonados, que podem ser utilizados como locais de deposição de resíduos, podendo gerar altos riscos de contaminações das águas subterrâneas. As precipitações ácidas, causadas por contaminação aérea, podem ocasionar contaminações por metais pesados (especialmente cobre e alumínio).

Algumas práticas do uso do solo são capazes de causar contaminação no solo pelo uso de fertilizantes que podem causar principalmente um aumento na salinidade das águas subterrâneas. A pastagem intensiva de gado em terras altamente fertilizadas pode provocar altas taxas de lixiviação de nitratos, assim como as aplicações de quantidades excessivas de excrementos de animais, lodos derivados dos tratamentos de esgotos, etc. O aumento do uso dos pesticidas provoca perdas por lixiviação, com sérias contaminações tanto das águas superficiais quanto subterrâneas. Nos últimos anos, em função do excesso do uso de adubos minerais necessários para a superprodução de produtos agrícolas da Comunidade Européia, há uma influência tão forte nas águas subterrâneas que o padrão de 50 mg/l de nitrato (NO_3) já foi ultrapassado em quase o dobro (BAYER, 1988).

4.4.3 – Os grandes sistemas poluidores das águas

Podem ser identificados quatro grandes sistemas poluidores das águas (Grippi, 2000): os esgotos urbanos; as emissões dos efluentes industriais; as agroindústrias, face ao uso desordenado de adubos químicos e agrotóxicos e as atividades mineradoras. Um sistema pode ser mais poluidor em uma região e menos em outra, dependendo das intensidades das atividades com a conseqüente emissão dos poluentes.

Santino e Santino (2000), advertem que: “as águas utilizadas para o abastecimento do consumo humano e de suas atividades socioeconômicas são captadas de águas de superfícies (lagos, rios, reservatórios e áreas alagadas) e de águas subterrâneas. Tanto os recursos hídricos superficiais quanto os subterrâneos vêm se deteriorando intensamente nas últimas décadas por causa das múltiplas atividades humanas. Nesse sentido, tanto a quantidade como a qualidade da água vêm sendo alteradas de maneira significativa. No entanto, a cada dia este recurso está mais escasso em razão das políticas prejudiciais aos usos múltiplos das águas, além do fato de estar sendo degradado pelos altos índices de cargas poluidoras de origem urbana, industrial e agrícola.”

Com base nos levantamentos realizados pela Environmental Protection Agency (USEPA) dos Estados Unidos, Rebouças (1999), elaborou um gráfico (figura 4) onde pode-se constatar que nas duas últimas décadas, o número de microcontaminantes, identificados e quantificados nas águas, evoluíram significativamente, em razão do emprego cada vez maior de produtos químicos variados e complexos.

Os centros para o Controle e Prevenção de Enfermidades dos Estados Unidos (CDC em inglês) têm definido um patógeno emergente como um agente infeccioso cuja incidência nos seres humanos tem aumentado dramaticamente nos últimos 30 anos, ou que tem a probabilidade de aumentar no futuro. Estes patógenos emergentes podem ser agentes novos

ou re-emergentes (agentes antigos). Os últimos podem incluir agentes previamente conhecidos, os quais se pensava que estavam sob controle ou que se mutaram para formar uma classe mais patogênica. A aparição de enfermidades infecciosas não ocorre somente nos países em desenvolvimento, mas também nos países desenvolvidos, como aconteceu em 1993 com um surto de infecção de *Cryptosporidium* em Milwaukee, EUA (MOROYOQUI e NARANJO, 2001).

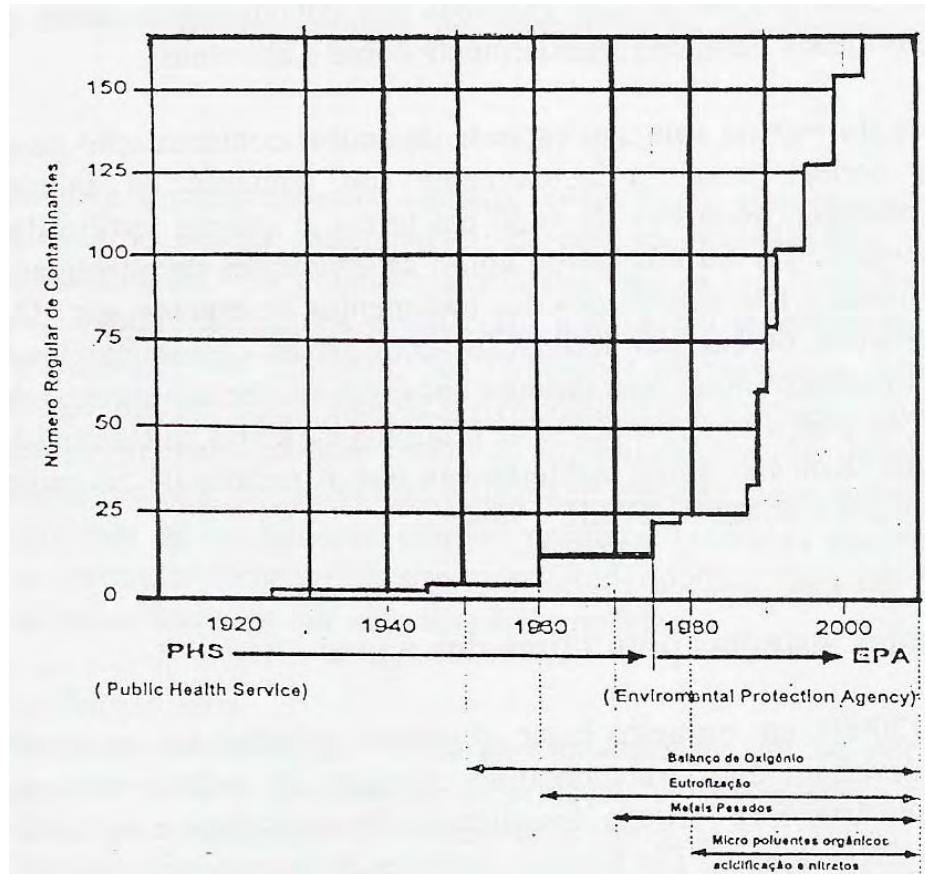


Figura 4: evolução do número de contaminantes identificados e quantificados na água, nos Estados Unidos (USEPA, 1992, apud REBOUÇAS, 1999).

Jenkins (1999), apresenta os seguintes fatos que aconteceram nos Estados Unidos:

- Mais de 2000 praias e baías em vinte estados foram fechadas em 1991, por causa dos elevados níveis de bactérias, pelas autoridades de saúde;
- em 1991 o estado da Califórnia gastou 10 milhões de dólares para reparar um vazamento ocorrido numa linha de dutos de esgoto, que forçou a interdição de 36 quilômetros de praias. O vazamento derramou cerca de 700 milhões de litros por dia no Oceano Pacífico, resultando num estado de emergência na cidade de San Diego;
- em 1997, a poluição causou pelo menos o fechamento de 4.153 praias motivado pela elevada poluição de bactérias através das águas das chuvas, derramamentos de esgotos e resíduos de animais carreados pelas águas superficiais;
- doenças relacionadas com a poluição das águas afligiram 111.228 americanos no período de 1971 a 1985. 49% destas pessoas foram contaminadas pelo consumo de águas não tratadas ou inadequadamente desinfetadas. Aproximadamente 155 milhões de pessoas nos Estados Unidos obtêm água para beber de fontes de águas de superfície. Muitos

cidadãos americanos sofreram com uma enfermidade causada pelo *cryptosporidium*, um protozoário que pode causar uma severa diarreia, desde 1984. Este protozoário é transmitido quando as pessoas bebem água contaminada por fezes infectadas de humanos ou de animais. Surtos desta doença ocorreram em Braun Station, Texas, em 1984; em Carrollton, Georgia, em 1987; em Medford e Talent, Georgia, afligindo 13.000 pessoas e foi causada por água contaminada vinda da estação de tratamento de água.

4.4.4 – A crescente contaminação química das águas

Nas últimas décadas, químicos europeus vêm documentando a contaminação por fármacos, com frequência cada vez maior, dos lagos, fontes e água subterrânea. Nos Estados Unidos, a Agência de Proteção Ambiental (EPA em inglês) apresentou uma confirmação preliminar de que resíduos de medicamentos, oriundos de esgotos domésticos de pessoas e animais também poluem as águas. Técnicos da Universidade de Trent, Ontário, Canadá, revelaram terem encontrado resíduos de remédios para câncer, de anti-inflamatórios e de fármacos usados em psiquiatria, em efluentes de esgoto, após tratamento (ÁGUA ON LINE, 2001).

O Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS, por sua sigla em inglês) (Água on Line 2001), apresentou os dados de um estudo de dois anos, que abrangeu 139 corpos d'água em 30 estados.

As estações de amostragem se localizaram deliberadamente em um ponto a jusante de descargas de estações de tratamento de esgotos e de currais de gado, com o propósito de determinar que tipos de contaminantes pudessem estar chegando aos corpos de águas, apesar do tratamento previsto ou medidas de controle implantadas.

O estudo encontrou concentrações baixas de antibióticos, hormônios, analgésicos, antitussígenos, desinfetantes e outros produtos. Ainda se desconhece se estas substâncias, nas concentrações detectadas, podem causar danos a plantas, animais e ao ser humano.

A tabela 2 mostra as substâncias encontradas e os percentuais dos corpos de água (dos 139 estudados), onde se encontraram compostos específicos. O estudo demonstra, claramente, que muitas destas substâncias utilizadas pelos seres humanos, e que são excretadas do corpo através da urina e das fezes, não são removidas nas estações de tratamento de águas residuais. Estas substâncias terminam sendo descarregadas em corpos de água sensíveis do ponto de vista ecológico ou em fontes de abastecimento de água potável.

Nas áreas densamente povoadas, a tarefa de proporcionar água de qualidade segura às populações apresenta-se, com frequência crescente, muito difícil, em face da quase impossibilidade de eliminação dos microcontaminantes presentes nas águas, pelos métodos e sistemas convencionais de tratamento. Elementos extremamente tóxicos como o mercúrio, o cádmio e o chumbo só podem ser removidos por sistemas de tratamento especialmente projetados e operados para essa finalidade. Outros micropoluentes como os organofosforados e organo-clorados, compostos benzênicos, fenólicos, ésteres do ácido ftálico, aromáticos polinucleares, não são removidos pelos sistemas tradicionais de tratamento de água. O lançamento – deliberado ou tolerado – de mais de 90% dos esgotos domésticos e de cerca de 70% dos efluentes industriais não tratados nos rios, têm gerado a degradação dos mananciais disponíveis para água potável a níveis nunca antes atingidos. Nessas condições, a

definição dos padrões de potabilidade, ou de qualidade da água de beber, torna-se uma tarefa muito complexa, que exige pessoal cada vez mais qualificado e recursos tecnológicos e laboratoriais cada dia mais avançados e caros (REBOUÇAS, 1999).

Tabela 2 : substâncias encontradas e os percentuais dos corpos de água, nos Estados Unidos, onde estas estão presentes.

Substâncias encontradas	% de mananciais onde estão presentes
Compostos esteróides (1)	89
Medicamentos que se obtêm sem prescrição médica (2)	81
Repelentes de insetos	79
Detergentes degradáveis	69
Desinfetantes	66
Retardadores de fogo	60
Antibióticos	98
Inseticidas	45
Hormônios reprodutivos	40
Outros remédios que se obtêm com prescrição médica	32
Anti-oxidantes	29
Perfumes	27
Dissolventes (tetracloroetileno)	24

(1) colesterol e remédios para acne

(2) acetaminofen e ibuprofen

fonte: Serviço Geológico dos Estados Unidos – USGS, apud ÁGUA ON LINE, 2001.

4.5 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

A manutenção do ciclo hidrológico é de fundamental importância para a manutenção dos aquíferos. A interferência neste ciclo pode causar a redução e, até mesmo, a secagem dos mananciais de água doce.

Foi visto, neste capítulo, que o volume de água doce disponível é limitado, e que a atividade humana interfere no ciclo hidrológico, seja pela alteração do ciclo, seja pela poluição (contaminação) das águas, principalmente as doces.

De todas as formas de poluição ambiental, a contaminação das águas é uma das mais nocivas, justamente por comprometer um recurso essencial à vida: a água. Assim, torna-se importante, antes de se planejar sistemas de descontaminação das águas, o conhecimento de uma das principais formas de poluição destas, os esgotos, através do estudo das suas características físicas, químicas e biológicas, conforme será abordado no capítulo seguinte.

5. CARACTERÍSTICAS DOS ESGOTOS DOMÉSTICOS

5.1 – INTRODUÇÃO

De um modo geral, os esgotos domésticos ou de origem residencial, constituem-se, aproximadamente, de 99,9% de água e 0,1% de sólido, em peso seco (figura 5).

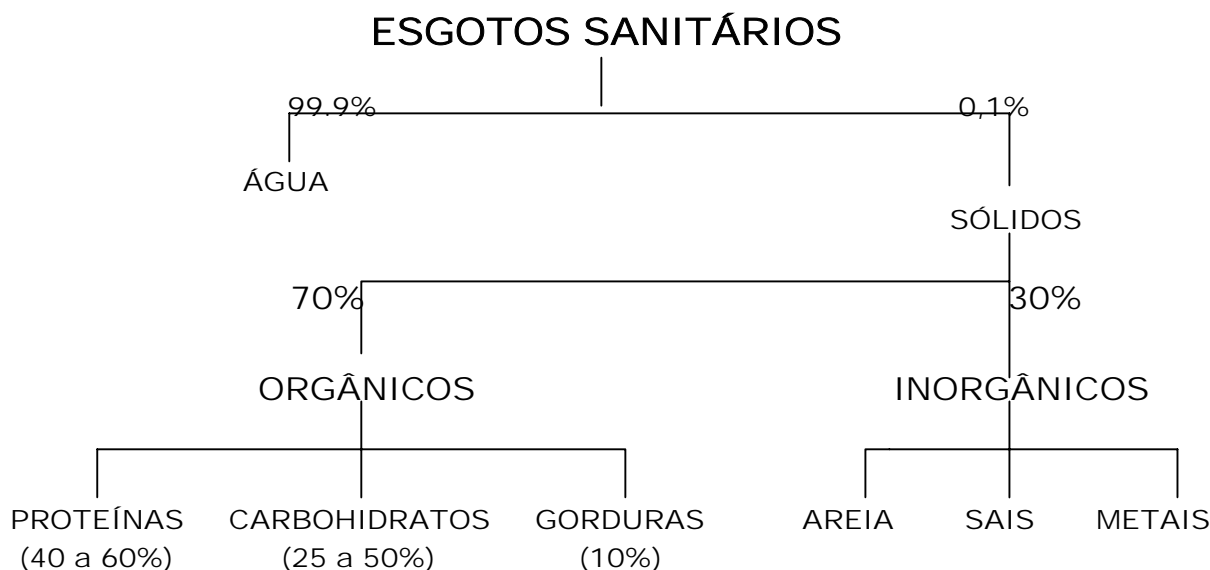


Figura 5 : composição qualitativa dos esgotos sanitários (UEHARA, 1989).

O líquido, em si, nada mais é que um meio de transporte das inúmeras substâncias orgânicas, inorgânicas e microrganismos, eliminados pelo homem diariamente. Os sólidos, sim, são responsáveis pela deterioração da qualidade do corpo de água que recebe os esgotos e, portanto, seu conhecimento se revela muito importante para o desenvolvimento e planejamento de qualquer sistema de tratamento de esgotos (UEHARA, 1989).

Para a caracterização dos esgotos, utilizam-se determinações físicas, químicas e biológicas, cujas grandezas (valores) permitem conhecer o grau de poluição das águas. Os sólidos são normalmente medidos através da demanda de oxigênio que causam os esgotos (DBO e DQO). Outros parâmetros importantes são os nutrientes, pelo efeito de eutrofização que podem causar nos corpos receptores, além de sua importância no próprio processo biológico de tratamento de esgotos (série nitrogenada e fósforo). Os esgotos sanitários contêm ainda inúmeros organismos vivos, tais como bactérias, vírus, vermes e protozoários, que, em sua maioria, são liberados junto com os dejetos humanos. Alguns são de suma importância no tratamento de águas residuárias, pois decompõem a matéria orgânica complexa, transformando-a em compostos orgânicos mais simples e estáveis; outros, denominados organismos patogênicos, são causadores de doenças (UEHARA, 1989).

As principais características físicas, químicas e biológicas serão apresentadas a seguir, complementadas pela tabela 3, que mostra os valores quantitativos médios dos químicos e dos microrganismos dos esgotos sanitários residenciais.

5.2 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DOS ESGOTOS DOMÉSTICOS:

Baseado em Qasim (1985), apud Von Sperling (1995), as principais características físicas dos esgotos domésticos são:

Temperatura – É ligeiramente superior à da água de abastecimento; varia conforme as estações do ano, porém é mais estável que a temperatura do ar; a temperatura tem influência na atividade microbiana, na solubilidade dos gases e na viscosidade do líquido.

Coloração – A coloração do esgoto fresco é ligeiramente cinza, enquanto o esgoto séptico é de coloração cinza escura ou preta.

Odor – O esgoto fresco tem odor oleoso, relativamente desagradável, enquanto o esgoto séptico tem um odor fétido, desagradável, devido ao gás sulfídrico e a outros produtos da decomposição.

Turbidez – É causada por uma grande variedade de sólidos em suspensão. Os esgotos mais frescos ou mais concentrados geralmente apresentam maior turbidez.

5.3 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DOS ESGOTOS DOMÉSTICOS

Conforme Metcalf e Eddy (1991) apud Von Sperling (1995) e Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997) as principais características dos esgotos domésticos são:

Sólidos totais – Os sólidos podem ser orgânicos e inorgânicos. Classificam-se em:

- a) Sólidos suspensos – É a fração dos sólidos orgânicos e inorgânicos que são filtráveis. Esta fração compõe-se dos sólidos suspensos fixos, que são os componentes minerais, não incineráveis, inertes e os sólidos suspensos voláteis, que são os componentes orgânicos.
- b) Sólidos dissolvidos – É a fração dos sólidos orgânicos e inorgânicos que não são filtráveis. Esta fração também compõem-se dos sólidos dissolvidos fixos, que são os componentes minerais e os sólidos dissolvidos voláteis, que são os componentes orgânicos.
- c) Sólidos sedimentáveis – É a fração dos sólidos orgânicos e inorgânicos que sedimenta em uma hora no Cone Imhoff³, que é a indicação aproximada da sedimentação em um tanque de decantação.

Matéria orgânica – É a mistura heterogênea de diversos compostos orgânicos. Os seus principais componentes são as proteínas, os carboidratos e os lipídios.

A determinação da quantidade de matéria orgânica presente no esgoto pode ser indireta, através da DBO₅, DQO ou DBO_u, ou direta, pelo COT, sendo:

DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio. É a quantidade de oxigênio consumido para estabilizar bioquimicamente o material orgânico biodegradável, contido no esgoto, sob condição aeróbia, no teste de incubação, durante cinco dias, a 20° C.

DQO – Demanda Química de Oxigênio. É a quantidade de oxigênio consumida para oxidação da matéria orgânica contida no esgoto, estimada através da reação química, utilizando o dicromato de potássio como reagente, sob condição ácida e quente.

DBOu – Demanda Bioquímica Última de Oxigênio. Representa o consumo total de oxigênio, ao final de vários dias, requerido pelos microrganismos para a estabilização bioquímica da matéria orgânica.

COT – Carbono Orgânico Total. É uma medida direta da matéria orgânica carbonácea e é determinado através da conversão do carbono orgânico a gás carbônico.

Nitrogênio Total – É um nutriente indispensável para o desenvolvimento dos microrganismos no tratamento biológico. Inclui:

- a) Nitrogênio orgânico – nitrogênio na forma de proteínas, aminoácidos e uréia; nos esgotos residenciais compõe geralmente 40% do nitrogênio total.
- b) Amônia – Produzida como primeiro estágio do nitrogênio orgânico; nos esgotos residenciais compõe geralmente 60% do nitrogênio total.
- c) Nitrito – estágio intermediário da oxidação da amônia; praticamente ausente no esgoto bruto.
- d) Nitrato – Produto final da oxidação da amônia; praticamente ausente no esgoto bruto.

Fósforo – É um nutriente indispensável no tratamento biológico. Existe na forma orgânica (30%), combinado à matéria orgânica e na forma inorgânica (70%) que são os ortofosfatos e polifosfatos.

pH – É o indicador das características ácidas ou básicas do esgoto. Uma solução é neutra com o pH sete. Os processos de oxidação biológica normalmente tendem a reduzir o pH.

Alcalinidade – É o indicador da capacidade tampão do meio (resistência às variações do pH). Devido à presença de bicarbonato, carbonato e íon hidroxila (OH⁻).

Cloretos – São provenientes da água de abastecimento e dos dejetos humanos.

Óleos e graxas – São frações da matéria orgânica solúveis em hexanos. Nos esgotos domésticos as fontes são óleos e gorduras utilizados nos alimentos.

(3) São cones de vidro com 40 cm de altura e um litro de capacidade, graduados em cm³. Quinze minutos antes da leitura imprime-se um movimento rotativo ao recipiente, a fim de que os sólidos aderidos às paredes se soltem e sedimentem. Se forem feitas leituras a diferentes intervalos de tempo, tem-se a possibilidade de determinar a curva de sedimentação. A parcela de lodo já sedimentada sofre redução de volume por adensamento. Considera-se a eficiência de um decantador satisfatória, quando o efluente decantado em um cone durante duas horas produz um sedimento com volume inferior a 0,2 cm³. Quando se deseja exprimir os sólidos sedimentáveis em peso, os frascos de decantação são munidos de uma descarga na parte inferior. Os dados assim obtidos são mais exatos.

5.4 - PRINCIPAIS MICRORGANISMOS PRESENTES NOS ESGOTOS

De acordo com Metcalf e Eddy (1991) apud Von Sperling (1995) os principais microrganismos presentes nos esgotos são:

Bactérias – São organismos protistas unicelulares. Apresentam-se em várias formas e tamanhos e são os principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. Algumas bactérias são patogênicas, causando principalmente doenças intestinais.

Fungos – São organismos aeróbios, multicelulares, não fotossintéticos e heterotróficos. Têm também grande importância na decomposição da matéria orgânica. Podem crescer em condições de baixo pH.

Protozoários - São organismos unicelulares, sem parede celular. A maioria é aeróbia ou facultativa. Alimentam-se de bactérias, algas e outros microrganismos. São essenciais no tratamento biológico para a manutenção de um equilíbrio entre os diversos grupos. Alguns são patogênicos.

Vírus – São organismos parasitas, formados pela associação de material genético (DNA ou RNA) e uma carapaça protéica. Causam doenças e podem ser de difícil remoção nos tratamentos da água ou do esgoto.

Helmintos – São animais superiores (organismos complexos), os seus ovos presentes nos esgotos podem causar doenças.

Tabela 3: Valores quantitativos médios dos produtos químicos e dos microrganismos dos esgotos sanitários residenciais.

PARÂMETRO	INTERVALO DE VALORES DE CONTRIBUIÇÃO DE ESGOTOS
Químicos	(g/per capita.dia)
DBO ₅	45 – 54
DQO	(1,6 a 1,9) x DBO ₅
Sólidos totais	170 – 220
Sólidos em suspensão	70 – 145
Sólidos dissolvidos	50 – 150
Areia inorgânica (0,2 mm)	5 – 12
Graxos	10 – 30
Alcalinidade, com CaCO ₃	20 – 30
Cloretos	4 – 8
Nitrogênio total, como N	5 – 12
Fósforo total, como P	0,8 – 4,0
Microrganismos presentes nos esgotos domésticos (por 100 ml de esgotos)	
Total de bactérias	10 – 10
Coliformes fecais	10 – 10
Sreptococos fecais	10 – 10
Salmonella typhosa	10 – 10
Cistos de protozoários	> 10
Ovos de helmintos	> 10
Vírus	10 – 10
Vazão (litros/per capita.dia)	80 – 300

5.5 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

O conhecimento das principais características físicas, químicas e biológicas dos esgotos é um importante fundamento para o entendimento do funcionamento dos sistemas de tratamento e também para a concepção de variáveis destes sistemas, haja vista que a maioria dos sistemas de tratamento utilizam processos físicos para remoções dos poluentes (gradeamento e decantação, por exemplo) e bioquímicos (tratamentos aeróbios e anaeróbios).

As características biológicas, relacionam os principais microrganismos presentes nos esgotos. O conhecimento destes microrganismos, e da forma que atuam nos tratamentos biológicos dos esgotos, imprescindível para o desenvolvimento dos sistemas de tratamento, é tratado no capítulo seis: microbiologia do tratamento dos esgotos.

6. MICROBIOLOGIA DO TRATAMENTO DOS ESGOTOS

A microbiologia é o ramo da biologia que trata dos microrganismos. O tratamento biológico dos esgotos depende, fundamentalmente, de alguns microrganismos, principalmente as bactérias, protozoários, fungos, algas e vermes. Destes, as bactérias são, sem dúvida, os mais importantes na estabilização da matéria orgânica. As bactérias constituem-se no grupo de maior presença e importância nos sistemas de tratamento biológico. A principal função de um sistema de tratamento de esgotos é a remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e, neste mecanismo, as bactérias são os seus principais agentes. Além, de desempenharem o importante papel na transformação da matéria orgânica, as bactérias possuem a propriedade de se aglomerar em unidades estruturais, como flocos, biofilmes ou grânulos (VON SPERLING, 1996).

6.1 – CLASSIFICAÇÃO DOS SERES VIVOS

De acordo com as suas necessidades nutricionais e energéticas, os seres vivos são classificados em dois grandes grupos: os *autotróficos* e os *heterotróficos*. Os seres autotróficos, como os vegetais, por exemplo, são os que utilizam compostos inorgânicos (CO_2 e H_2), sintetizando, a partir destes, na presença da luz (fotossíntese), substâncias orgânicas. Os seres heterotróficos, como os animais, por exemplo, requerem substratos orgânicos para deles retirar a energia necessária ao seu desenvolvimento. Contudo, essa classificação é bastante simples e insuficiente para explicar a variedade de caminhos nutricionais que os organismos utilizam. Com base em dois parâmetros importantes, isto é, na natureza da fonte energética e na fonte principal de carbono, é possível reunir os microrganismos em quatro categorias nutricionais bem distintas (VAZOLLÉR, 1989):

a) *Fotoautotróficos* – se servem da luz como fonte de energia e de CO_2 como principal fonte de carbono. São exemplos dessa categoria os organismos fotossintéticos, os vegetais superiores, as algas, algumas bactérias ditas fotossintetizantes e certos protozoários.

b) *Fotoheterotróficos* – são os que têm a luz como fonte de energia e um composto orgânico como fonte principal de carbono. Nesta categoria estão incluídas as bactérias púrpuras e as verdes.

c) *Quimioautotróficos* – são os que utilizam uma fonte de energia química e o CO_2 como principais fontes de carbono. A energia é obtida pela oxidação de compostos inorgânicos reduzidos, tais como NH_3 , NO_2 , H_2 ; formas reduzidas do S (H_2S , S, S_2O_3) e compostos ferrosos. Somente bactérias pertencem a essa categoria nutricional. Devido à capacidade destas bactérias crescerem em meios minerais simples, na ausência de luz, esses organismos são também conhecidos como quimiolitotróficos.

d) *Quimioheterotróficos* – são os que usam uma fonte de energia química e um composto orgânico como principal fonte de carbono. Aqui não se observa clara distinção entre fonte de energia e fonte de carbono, como ocorre nas três fases anteriores; nesta fase, tanto a fonte de carbono quanto a de energia podem ser derivadas do metabolismo de uma substância orgânica simples. Incluem-se entre os quimioheterotróficos todos os animais metazoários, protozoários, fungos e a grande maioria das bactérias. Os organismos desta categoria

nutricional podem ser subdivididos de outras maneiras. Uma delas é a que se baseia no estado físico do nutriente orgânico que entra na célula: os osmotróficos, as bactérias e os fungos, que retiram seus nutrientes do meio sob forma dissolvida; os fagotróficos, que através da fagocitose, usam partículas sólidas como alimento. Outra subdivisão também adotada é a que se relaciona com a utilização da matéria orgânica em putrefação ou não. Os organismos holozóicos, maioria dos animais superiores e alguns protozoários, utilizam matéria orgânica viva. Os sapróbicos, utilizadores de matéria orgânica morta (putrefação), são os saprozóicos (maioria dos protozoários, alguns animais superiores, etc.) e os saprofiticos (bactérias, fungos, etc.). Estes dois últimos são diferentes entre si apenas porque os primeiros ingerem matéria particulada e os segundos, dissolvida.

É muito importante ressaltar que os microrganismos possuem uma grande versatilidade nutricional para seu crescimento e manutenção. Isso faz com que a classificação de alguns grupos possa estar incluída em mais de uma categoria. O quadro da figura 6 apresenta uma classificação geral dos organismos baseada nas fontes de energia e de carbono.

Classificação	Fonte de Energia	Fonte de carbono	Organismos
<i>Fotoautótrofos</i>	Luz	CO ₂	Plantas superiores, algas e Bactérias fotossintéticas
<i>Fotoheterótrofos</i>	Luz	Matéria orgânica	Bactérias fotossintéticas
<i>Quimioautótrofos</i>	Matéria inorgânica	CO ₂	Bactérias
<i>Quimioheterótrofos</i>	Matéria orgânica	Matéria orgânica	Bactérias, fungos, Protozoários, animais

Figura 6: classificação geral dos organismos baseada nas fontes de energia e carbono. (TCHOBANOGLIOUS & SCHROEDER, 1985, METCALF & EDDY, 1991, apud VON SPERLING, 1996).

6.2 - CRESCIMENTO BACTERIANO

Vazzoler (1989), descreve que o crescimento dos microrganismos em culturas puras pode ser observado segundo o modelo da curva de crescimento descrita por Monod, reproduzida na figura 7 e que apresenta as seguintes etapas ou fases :

- *Fase Lag, ou de Aclimação*: não ocorre aumento do número de microrganismos, na medida em que, nesta etapa, eles elaboram o arsenal enzimático necessário ao consumo dos substratos. A velocidade de crescimento é nula;
- *Fase de Aceleração*: inicia-se o crescimento microbiano, face ao consumo de substrato. A velocidade de crescimento aumenta com o tempo;
- *Fase Log, ou Exponencial*: frente às condições adequadas de vida (substrato abundante, baixa concentração de metabólitos tóxicos, etc.), os microrganismos crescem com velocidade máxima, que pode ser representada por uma função exponencial;
- *Fase de Desaceleração*: a velocidade de crescimento, que era máxima na fase anterior, passa a diminuir, uma vez que o substrato disponível começa a escassear e já existe o acúmulo ponderável de excretas tóxicas;

- *Fase Estacionária*: a velocidade de crescimento dos microrganismos volta a ser nula, devido ao esgotamento dos substratos ou ao acúmulo de substâncias tóxicas em níveis incompatíveis com o desenvolvimento microbiano;
- *Fase de Declínio*: ocorre a diminuição do número de microrganismos (velocidade de crescimento negativa) causada pela sua morte e lise (3).

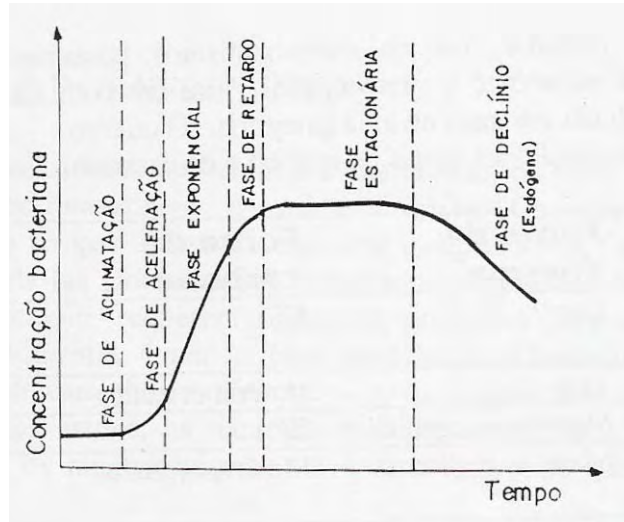


Figura 7 : curva do crescimento bacteriano (VAZZOLÉR, 1989).

Como na maior parte dos processos de tratamento de esgotos a luz não penetra significativamente no líquido, devido à sua turbidez, os organismos que têm a luz como fonte de energia, são limitados, exceto nas lagoas facultativas. Portanto, os mais importantes nos tratamentos são os quimioautótrofos e os quimioheterótrofos. Para simplificar, estes dois últimos organismos serão doravante denominados de autótrofos e heterótrofos. Num esgoto doméstico típico, a maior parte da matéria orgânica na forma solúvel é facilmente degradável. A remoção e oxidação da matéria orgânica presente na água residuária (primeira fase) tem a duração de um a dois dias, normalmente. A oxidação total da massa celular, em termos práticos, pode estar completa em 20 dias (VON SPERLING, 1996).

Nos sistemas de tratamento biológico a matéria orgânica presente nas águas residuárias é convertida pela ação bioquímica de microrganismos, principalmente as bactérias heterótrofas, num processo chamado de metabolismo bacteriano, que se dá por dois mecanismos distintos denominados de *catabolismo* e *anabolismo*. No catabolismo, o material orgânico é usado como fonte de energia, através da sua conversão em produtos estáveis, liberando energia, parte da qual é usada pelas bactérias no processo de anabolismo. No anabolismo, as bactérias heterótrofas usam o material orgânico como fonte material para a síntese de material celular, o que resulta no aumento da massa bacteriana. A natureza dos produtos catabólicos depende da natureza das bactérias heterótrofas, que por sua vez depende do ambiente que prevalece no sistema de tratamento. Distinguem-se, basicamente, dois ambientes diferentes: o *aeróbio*, no qual há presença de oxigênio que pode funcionar como oxidante do material orgânico, que é mineralizado para produtos inorgânicos, principalmente dióxido de carbono e água e o *anaeróbio*, no qual ocorre a ausência de oxigênio e onde se desenvolvem processos alternativos chamados de fermentações, que se caracterizam pelo fato

3. Lise é a fragmentação enzimática das moléculas orgânicas cujas partes se tornam solúveis em água. Vem do latim que significa dissolução.

sofrer transformações, sem contudo ser mineralizado ou oxidado e que tem entre seus produtos finais o dióxido de carbono e o metano. As reações de oxidação podem ser realizadas em presença ou não de oxigênio livre. A principal característica dessa reação é a retirada de hidrogênio (ou dois elétrons) do composto, e não necessariamente a adição de oxigênio. O hidrogênio retirado da molécula é transferido a outro composto, que é o oxidante. Esta é, portanto, uma reação de oxido-redução. Pelo fato de ser liberada mais energia através das reações aeróbias do que através das reações anaeróbias, os organismos aeróbios se reproduzem mais rapidamente e a estabilização aeróbia da matéria orgânica se processa a taxas mais rápidas que a anaeróbia. Sendo a taxa de reprodução maior nos organismos aeróbios, a geração de lodo também é maior (FORESTI et al., 1999).

Andrade Neto et al. (1999) relata que, geralmente, o volume de lodo no processo anaeróbio, em termos práticos, é 30% menor em relação ao volume produzido pelo processo aeróbio, para um mesmo afluente líquido.

Von Sperling (1996), comenta que há uma estreita relação entre a concentração de substrato no meio, ou do alimento disponível, e o número de bactérias. Quando a disponibilidade de matéria orgânica é suficiente, as bactérias estão em fase de crescimento, e quando se torna insuficiente, as bactérias entram em um estágio decrescente. Tal consideração é de grande importância no tratamento dos esgotos, em que se pode projetar sistemas para operar com alto ou baixo fornecimento de matéria orgânica para as bactérias. O mesmo autor ainda afirma que quanto maior a concentração de biomassa, mais substrato é utilizado ou, em outras palavras, mais DBO é removida.

No ambiente anaeróbio, caso haja nitratos disponíveis no meio líquido, os organismos capazes de usa-los, o fazem, convertendo o nitrato em nitrogênio gasoso, num processo de desnitrificação. Estas condições recebem um nome específico, sendo designadas como anóxicas (ausência de oxigênio dissolvido, mas presença de nitratos). Quando estes se extinguem, tem-se as condições anaeróbias estritas, nas quais são utilizados os sulfatos, que são reduzidos a sulfetos e o dióxido de carbono que é convertido a metano (ARCEIVALA, 1981 apud VON SPERLING, 1996).

Em condições especiais, a redução de sulfato em digestores anaeróbios pode ser um processo vantajoso. Na ocorrência de lodos com metais pesados, que são tóxicos para as bactérias metanogênicas, a presença do sulfeto pode contribuir para a estabilidade operacional do reator. A maioria dos sulfetos de metais pesados tem solubilidade muito baixa, de maneira que a presença do sulfeto reduz o teor dos metais pesados e, conseqüentemente, a toxicidade exercida por este sobre a atividade bioquímica das bactérias no sistema de tratamento (FORESTI et al., 1999).

6.3 - FASES DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia é um processo bioquímico complexo, composto por várias reações seqüenciais (figura 8), cada uma com sua população bacteriana específica. Van Haandel e Lettinga (1994) apud Von Sperling (1996), apresentou o processo da digestão anaeróbia das águas residuárias em quatro fases distintas:

a) Hidrólise

O material orgânico particulado (proteínas, carboidratos, lipídios) é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular, por ação das exo-enzimas excretadas pelas bactérias fermentativas, pois estas bactérias não têm capacidade de digerir a matéria orgânica particulada. As proteínas são degradadas por meio de polipeptídios para formar aminoácidos. Os carboidratos se transformam em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídios são convertidos em ácidos graxos de longa cadeia de carbono (C₁₅ a C₁₇) e glicerina. Foresti et al., (1999), alertam que em muitos casos, na prática, a velocidade de hidrólise pode ser a etapa limitativa para todo o processo da digestão anaeróbia, isto é, a velocidade da conversão do material orgânico complexo para biogás é limitada pela velocidade da hidrólise.

b) Acidogênese

Os compostos liqüefeitos pelo processo de hidrólise são absorvidos pelas células das bactérias fermentativas e, posteriormente, excretados como compostos simples, tais como: ácidos graxos voláteis (AGV), álcoois, ácido láctico e compostos minerais como CO₂, H₂, NH₃, H₃S, etc. A fermentação é realizada por um grupo diversificado de bactérias, das quais a maioria é anaeróbia obrigatória. Existem, entretanto, algumas espécies de bactérias facultativas que podem metabolizar o material orgânico por oxidação, que é uma função muito importante nos sistemas de tratamento anaeróbio de esgotos, uma vez que a presença eventual de oxigênio dissolvido, pode se tornar uma substância tóxica para as bactérias metanogênicas. Até esta etapa não há remoção de matéria orgânica, mas apenas conversão da mesma.

c) Acetogênese

Os produtos da acidogênese formam os substratos para produção de metano. Dependendo do estado de oxidação do material a ser digerido, uma fração de aproximadamente 70% da DQO se converte em ácido acético (acetato) e 30% pode ser convertido em hidrogênio ou dióxido de carbono.

d) Metanogênese

É a última e a mais importante fase do processo de digestão anaeróbia. Nesta fase ocorre a conversão do acetato, hidrogênio e do dióxido de carbono em metano, sob a ação das bactérias metanogênicas. O metano é produzido pelas bactérias acetotróficas, a partir da redução de ácido acético, ou pelas bactérias hidrogenotróficas, a partir da redução de dióxido de carbono. As bactérias que produzem metano a partir de hidrogênio crescem mais rapidamente que aquelas que usam ácido acético, de modo que as metanogênicas acetotróficas geralmente limitam a velocidade de transformação do material orgânico complexo.

No decanto-digestor, além da hidrólise, ocorre a acidificação parcial, que é completada no filtro anaeróbio, juntamente com a metanogênese (KATO et al., 1999).

A conversão da matéria carbonácea em condições anaeróbias pode ser representada por uma equação geral e simplificada (equação 1), que representa apenas o produto final de etapas intermediárias:



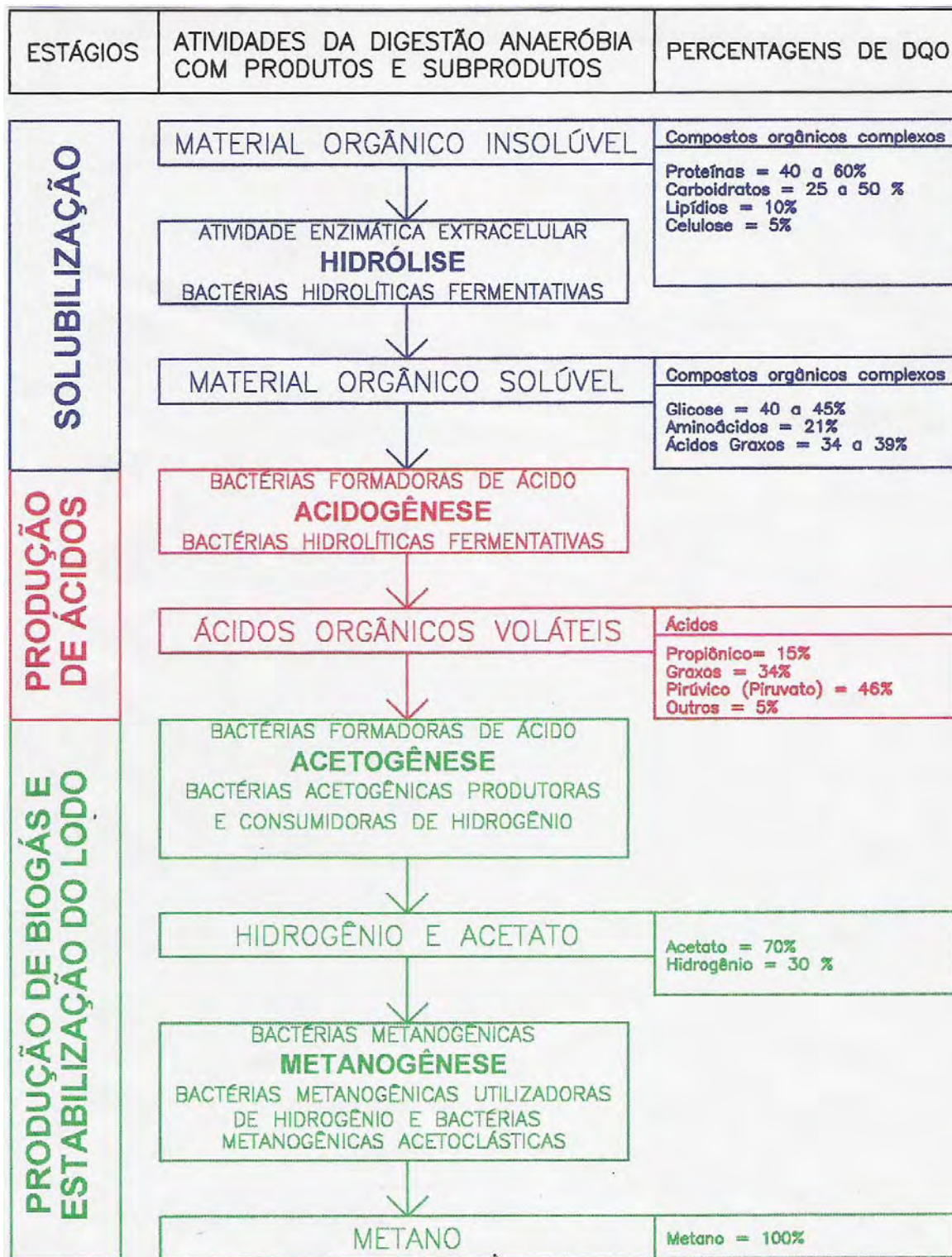


Figura 8: fases da digestão anaeróbia. (baseado em VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994, apud VON SPERLING, 1996; FORESTI et al., 1999).

Nesta conversão podem ser destacados os seguintes aspectos:

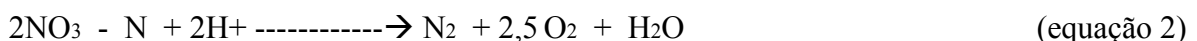
- a não exclusividade da oxidação; se por um lado, o carbono do CO₂ apresenta-se em seu mais elevado estado de oxidação (+4), o oposto ocorre com o CH₄, onde o carbono se encontra em seu estado mais reduzido (-4), podendo ser posteriormente oxidado, por combustão, por exemplo, uma vez que o metano é inflamável;
- a não utilização de oxigênio;
- a produção de metano e gás carbônico;
- a liberação de energia (inferior à da respiração aeróbia).

A matéria orgânica foi apenas convertida a uma forma mais oxidada (CO₂) e em outra forma mais reduzida (CH₄). No entanto, a maior parte do CH₄ é despreendida para a fase gasosa, resultando em uma efetiva remoção da matéria orgânica (VON SPERLING, 1996).

Além de transformarem a matéria orgânica carbonácea nos esgotos, as bactérias também atuam nos seguintes fenômenos:

- Conversão da amônia a nitrito (nitrificação), produzida pelas bactérias autótrofas quimiossintetizantes.
- Conversão do nitrito a nitrato (nitrificação), também produzida pelas bactérias autótrofas quimiossintetizantes.
- Conversão do nitrato a nitrogênio gasoso (desnitrificação), produzida pelas bactérias heterótrofas facultativas.

Num processo denominado de desnitrificação, o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso, em condições anóxicas (ausência de oxigênio, mas presença de nitratos), os nitratos são utilizados por microrganismos heterotróficos como o aceptor de elétron, em substituição ao nitrogênio, segundo a reação (equação 2):



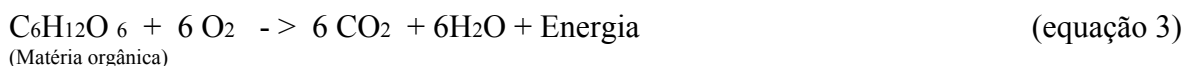
Neste processo, pode-se destacar:

- economia de oxigênio (a matéria orgânica pode ser estabilizada na ausência de oxigênio);
- consumo de H⁺, implicando na economia de alcalinidade e no aumento da capacidade tampão do meio (VON SPERLING, 1996).

Em reatores sem recirculação de efluente líquido ou de gases, o próprio gás gerado durante o processo de digestão anaeróbia desempenha um papel importante na agitação e mistura. Dependendo da concentração do esgoto ou da carga orgânica aplicada, muitas vezes o papel dos gases gerados durante o seu movimento ascensional é tão ou mais importante que a do próprio líquido para a mistura, principalmente no tratamento de esgotos com alta concentração orgânica, uma vez que a quantidade de gás produzida é proporcionalmente elevada. Já não é o caso de esgotos de baixa concentração, daí a necessidade de agitação hidráulica adequada, seja com o próprio fluxo do afluente ou com recirculação do efluente líquido (KATO et al., 1999).

6.4 – DIGESTÃO AERÓBIA

Enquanto a digestão anaeróbia se processa na ausência de oxigênio, como foi visto em 6.1, a digestão aeróbia é realizada com o oxigênio, conforme a equação 3, geral da respiração aeróbia:



Tal equação é geral e simplificada, sendo que, na realidade, ocorrem diversas etapas intermediárias. A própria composição da matéria orgânica é simplificada, e neste caso a fórmula molecular da glicose é assumida como representativa da matéria orgânica carbonácea. Analisando-se a reação, podem ser destacados os seguintes aspectos, todos de importância no tratamento dos esgotos (BRANCO, 1976 apud VON SPERLING, 1996):

- a estabilização da matéria orgânica (conversão a produtos inertes, como gás carbônico e água);
- a utilização de oxigênio;
- a produção de gás carbônico;
- a liberação de energia.

Outros elementos (como nitrogênio, fósforo, potássio, etc.) frequentemente fazem parte da composição da matéria orgânica, a qual é mesmo assim passível de sofrer oxidações bioquímicas. Os principais agentes responsáveis pela estabilização aeróbia da matéria carbonácea contida nos esgotos são os organismos decompositores, representados em sua maioria pelas bactérias aeróbias e facultativas.

Conforme Von Sperling (1996), a digestão aeróbia é mais rápida que a anaeróbia, resultando em equipamentos mais compactos, com menor utilização de áreas para os mesmos. Em contrapartida, a produção de lodo é bem maior na digestão aeróbia que na anaeróbia (cerca de 30 a 40% a mais).

As estações de tratamento de esgotos são projetadas tendo por base uma taxa desejada de transferência de oxigênio pelo sistema de aeração. Normalmente esta taxa de transferência, quer expressa nas condições padrão, quer expressa nas condições de operação no campo, faz parte da especificação para aquisição dos equipamentos do sistema de aeração. Infelizmente não tem sido uma prática constante a realização de testes de aeração para verificar se o equipamento que está sendo fornecido atende à demanda de oxigênio solicitada. Mesmo com os testes realizados nos laboratórios dos fabricantes, a transformação dos valores em condições padrão para a situação real da estação de tratamento é difícil, face às diversas influências, tais como a geometria do tanque, número e assentamento dos aeradores e outras (VON SPERLING, 1996).

Nas estações existentes é fundamental o conhecimento da capacidade de oxigenação do equipamento implantado. Da mesma forma que na operação se faz um acompanhamento da qualidade do afluente com o intuito de se estimar o consumo de oxigênio (DBO), é igualmente importante se ter o conhecimento da real capacidade de produção de oxigênio disponível no reator, nas condições de operação. Tal aspecto assume ainda uma maior importância, considerando-se que há um ponto de operação ótimo no qual se obtém a maior

eficiência na transferência de oxigênio (massa de O₂ fornecida por unidade de energia consumida). Em reatores com aeração mecânica, este ponto é obtido com uma determinada submersão dos aeradores, a qual pode ser conseguida através do ajuste do nível do vertedor de saída do reator. Assim, é importante que se realizem testes de aeração nas condições de operação, objetivando a determinação do nível do vertedor de saída que conduza ao fornecimento da massa de O₂ necessária dentro da maior eficiência de transferência possível. Considerando-se que os maiores gastos com energia em uma estação estão relacionados com o consumo para a aeração, a economia advinda da adoção deste procedimento pode ser considerável (VON SPERLING, 1996).

6.5 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

Neste capítulo foi vista a importância, para o tratamento biológico, dos esgotos de alguns microrganismos, principalmente as bactérias, protozoários, fungos e vermes. O tratamento biológico dos esgotos é um complexo biosistema, onde as bactérias se destacam na estabilização da matéria orgânica. Criar condições ideais para que este biosistema funcione com a sua capacidade máxima de depuração é o requisito básico para os sistemas de tratamento.

Os assuntos abordados neste capítulo e no anterior, permitem uma análise, ainda que sucinta, dos princípios físicos, químicos e biológicos, utilizados nos principais sistemas de tratamento dos esgotos, cuja abordagem será feita no capítulo sete.

7. PRINCIPAIS SISTEMAS DE TRATAMENTO DOS ESGOTOS

A abordagem dos principais sistemas de tratamento dos esgotos tem duas partes: a primeira trata dos sistemas que se utilizam das estações de tratamento dos esgotos, onde, além da descrição dos principais sistemas em uso, é feita uma abordagem sucinta sobre os níveis de tratamento e os principais sistemas utilizados para a coleta dos esgotos. A segunda parte descreve, também sucintamente, os sistemas de tratamento e disposição local dos esgotos, que são alternativas para os locais desprovidos de redes e estações de tratamento ou em zonas onde a implantação das redes coletoras é técnica ou economicamente inviável como, por exemplo, as zonas rurais ou as regiões com topografia muito acidentada.

7.1 – NÍVEIS DE TRATAMENTOS

O objetivo do tratamento de esgotos é remover as impurezas físicas, químicas e biológicas, principalmente os organismos patogênicos. Esse tratamento pode ser classificado em função do tipo de impureza retirada e do seu grau de remoção (GASI et al., 1988).

Baseado em Jordão e Pessôa (1975), Gasi et al. (1988) e Von Sperling (1995), o tratamento dos esgotos pode ser classificado nos seguintes níveis:

a) Tratamento preliminar

Objetiva a remoção dos sólidos grosseiros e de areias. Utiliza-se de mecanismos físicos para efetuar estas remoções (gradeamento, sedimentação e adsorção). O gradeamento remove o material mais grosseiro (trapos, escovas de dente, tocos de cigarro, absorventes íntimos, fraldas descartáveis, entre outros). A remoção da areia contida nos esgotos é feita em unidades especiais denominadas desarenadores, cujo mecanismo de funcionamento é simplesmente o de sedimentação.

Além das unidades de remoção dos sólidos grosseiros, normalmente, no tratamento preliminar está incluído um equipamento para a medição da vazão, usualmente constituído por uma calha de dimensões padronizadas, como por exemplo a Calha Parshall, onde o valor medido do nível do líquido pode ser correlacionado com a vazão.

b) Tratamento primário

Visa a remoção dos sólidos em suspensão sedimentáveis (entre 60 a 70%) e de parte da matéria orgânica, relativa à DBO em suspensão, que é a matéria orgânica componente dos sólidos em suspensão sedimentáveis (remoção de 30 a 40% da DBO). Também remove entre 30 a 40% dos coliformes. Predominam os mecanismos físicos para estas remoções (decantação, digestão, flotação, digestão e secagem do lodo). O principal equipamento usado é o tanque de decantação que pode ser circular ou retangular. O esgoto flui vagarosamente dentro do decantador, permitindo que os sólidos em suspensão sedimentem gradualmente no fundo, formando o lodo primário bruto, que é removido por uma tubulação ou através de raspadores mecânicos e bombas. Este lodo é encaminhado para um digestor (aeróbio ou anaeróbio) e posteriormente para secagem e, na maior parte das estações, é destinado para os aterros sanitários. Materiais flutuantes, como graxas e óleos, tendo uma menor densidade que o líquido circundante, sobem para a superfície do tanque onde são coletados e removidos para posterior tratamento.

c) Tratamento secundário

Neste nível de tratamento, o objetivo é principalmente a remoção de matéria orgânica que é a DBO em suspensão (matéria orgânica em suspensão fina, não removida no tratamento primário) e a DBO solúvel (matéria orgânica na forma de sólidos dissolvidos). Os índices de remoções da DBO e dos coliformes são da ordem de 60 a 99%. Pode também eventualmente remover algumas quantidades de nutrientes (nitrogênio e fósforo). Predominam os mecanismos físicos, principalmente a decantação, a filtração, e os biológicos, como os lodos ativados, as lagoas de estabilização, e a disposição no solo. Este último é um misto de tratamento e disposição final, mas é classificado como nível secundário devido à atuação de mecanismos biológicos e à sua elevada eficiência na remoção de poluentes.

A base de todo o processo biológico é o contato efetivo entre os microrganismos (bactérias, protozoários, fungos, etc.) e o material orgânico contido nos esgotos, de tal forma que esse possa ser utilizado como alimento pelos microrganismos que convertem a matéria orgânica em gás carbônico, água e material celular (crescimento e reprodução).

O tratamento secundário geralmente inclui unidades para o tratamento preliminar, mas pode ou não incluir as unidades para o tratamento primário.

d) Tratamento terciário

Este nível de tratamento tem como finalidade a remoção de poluentes específicos (usualmente tóxicos ou compostos não biodegradáveis) ou, ainda, a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário. Estes poluentes são os nutrientes (N e P), microrganismos patogênicos, compostos não biodegradáveis, metais pesados, sólidos inorgânicos dissolvidos e sólidos em suspensão remanescentes. Os processos mais utilizados são: cloração para desinfecção; ozonização para desinfecção e/ou remoção de substâncias orgânicas complexas; filtração rápida para remoção de matéria em suspensão; adsorção para remoção de substâncias orgânicas complexas; destilação, eletrodialise, osmose reversa ou troca iônica para remoção dos sólidos inorgânicos dissolvidos.

O tratamento terciário de esgotos é bastante raro no Brasil e mesmo nos países desenvolvidos. Na figura 9 está um resumo da eficiência na remoção de poluentes por nível de tratamento.

TIPO DE BACTÉRIAS TRATAMENTO	MATÉRIA ORGÂNICA		SÓLIDOS EM	NUTRIENTES
	(% REMOÇÃO DBO)	SUSPENSÃO (% REMOÇÃO)	(% REMOÇÃO)	(% REMOÇÃO)
Preliminar	5 – 10	5 – 20	não remove	10 – 20
Primário	25 – 50	40 – 70	não remove	25 – 75
Secundário	80 – 95	65 – 95	pode remover	70 – 99
Terciário	80 – 99	80 – 99	até 99	até 99,999

Figura 9 : eficiência de remoção de poluentes por nível de tratamento (GASI et al., 1988).

7.2 – TIPOS DE REDES COLETORAS

Baseado em Bodart (1997), Andrade Neto, et al., (1999) e Brasil (2000), os tipos de redes coletoras podem ser classificados em sistema unitário, separador absoluto, misto e condominial:

7.2.1 - Sistema unitário

É o mais antigo sistema de coleta dos esgotos e muito usado nos países europeus. Consiste numa rede que coleta as águas pluviais e os esgotos domésticos, e também os das empresas prestadoras de serviços e das indústrias, usando um só coletor.

No dimensionamento deste sistema, devem ser previstas as vazões dos esgotos sanitários, das águas de infiltrações e as precipitações pluviais máximas, usando períodos de recorrências, para estas precipitações, de cinco a dez anos.

Vantagens:

- Por utilizar uma única tubulação, os custos da rede coletora podem ser baixos se esta não for muito extensa, abrangendo áreas pequenas, que possibilitam o uso de tubulações com diâmetros médios (300 a 1000 milímetros);
- se o corpo receptor tiver condições de absorver os lançamentos dos esgotos sem tratamento, este sistema torna-se vantajoso, principalmente para pequenas comunidades.

Desvantagens:

- Se houver necessidade do tratamento dos esgotos, o custo é elevado, uma vez que o sistema terá que tratar o volume das águas pluviais junto com os esgotos sanitários;
- em grandes áreas, o sistema torna-se antieconômico, tendo em vista a necessidade de tubulações com grandes diâmetros, que podem, inclusive, apresentar problemas de deposições de materiais nos períodos de estiagem;
- as variações bruscas das vazões, por ocasião das chuvas, podem afetar negativamente as operações em alguns sistemas empregados nas estações de tratamento dos esgotos;

7.2.2 - Sistema separador absoluto

Neste sistema, utilizado no Brasil, as águas pluviais são separadas dos esgotos residenciais, das empresas prestadoras de serviços e os das indústrias.

Vantagens:

O custo de implantação deste sistema é menor que o do sistema unitário, tendo em vista:

- As águas pluviais não têm os níveis de poluição que os esgotos sanitários e podem ser encaminhadas, sem a necessidade de tratamento, diretamente aos corpos receptores;
- nem todas as ruas necessitam de rede de esgotamento pluvial. Onde a declividade permitir, as águas pluviais podem ser conduzidas pelas sarjetas, reduzindo, assim, a extensão das tubulações para a rede pluvial;
- por recolher somente os esgotos sanitários, os diâmetros das tubulações são menores;
- alguns esgotos das empresas de serviços e das indústrias terão que passar por um tratamento prévio, aliviando as cargas das estações de tratamento de esgotos.

Desvantagens:

O sistema separador absoluto pode apresentar os seguintes inconvenientes:

- Em ocasiões de chuvas, sempre ocorre a penetração de águas pluviais nas tubulações destinadas aos esgotos sanitários, através de tampões de poços de visitas, de lançamentos clandestinos, de infiltrações por falhas de vedações nas tubulações e outras, que podem atingir vazões consideráveis;
- as águas pluviais infiltradas no sistema, obrigam a que, nas estações de tratamento dos esgotos, sejam previstos extravasores que desviam toda a vazão superior à capacidade de tratamento destas estações, indo esta parcela, sem nenhum tratamento, diretamente para os corpos receptores;
- a ocorrência de rompimentos e fugas dos esgotos nas redes sanitárias pode trazer sérios problemas de poluição e contaminação ambiental. Estes problemas são causados em boa parte pela acidez dos esgotos brutos que causam a corrosão das paredes das tubulações.

7.2.3 - Sistema misto

Neste sistema, a rede é projetada para receber o esgoto sanitário e mais uma parcela das águas pluviais. A coleta dessa parcela varia de um país para outro. Em alguns países colhe-se apenas as águas dos telhados; em outros, um dispositivo colocado nas bocas de lobo recolhe as águas das chuvas mínimas e limita a contribuição das chuvas de grande intensidade.

Vantagens:

- Permite que as primeiras águas pluviais, que normalmente são bastante contaminadas, sejam conduzidas para as estações de tratamento, enquanto que os grandes volumes de águas pluviais são desviados, indo diretamente para os corpos receptores;

Desvantagens:

- Por necessitar conduzir e tratar volumes maiores de esgotos, tendo em vista que incorpora a este volume parte das águas pluviais, têm os custos mais elevados que o sistema separador absoluto;
- junto com as águas pluviais, o sistema pode receber elevados volumes de sólidos grosseiros, resultantes das acumulações de lixo nas superfícies por onde as águas escorrem, que podem causar obstruções nas tubulações.

7.2.4 - Sistema condominial

É uma variante do sistema separador absoluto, tendo como principal característica o uso de coletores nos passeios ou nos fundos dos lotes, que possibilitam o emprego de tubulações com diâmetros menores, mais rasas e menos resistentes.

Estas redes podem estar conectadas ao coletor principal, geralmente localizado nas vias principais, que pode receber as águas servidas de vários quarteirões, ou então podem ser conduzidas para sistemas de tratamento de pequeno porte (descritos nos sistemas de tratamento e disposições locais).

Vantagens:

- Têm os custos bem menores que os demais sistemas de coleta dos esgotos;

- as ligações e as manutenções das redes são facilitadas por não estarem sob as vias de circulação de veículos;

Desvantagens:

- No caso das redes dentro dos lotes, as construções que forem executadas sobre estas podem ocasionar recalques que provocarão rupturas ou mesmo o esmagamento das tubulações;
- por serem de diâmetros pequenos estão mais sujeitas às obstruções;

7.3 – PRINCIPAIS SISTEMAS USADOS NAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

Os principais sistemas usados nas estações de tratamento de esgotos, de acordo com as suas características básicas, são classificados em sistemas anaeróbios, sistemas anaeróbios com biofilmes, sistemas de lodos ativados, lagoas de tratamento e disposição controlada no solo.

7.3.1 - Sistemas anaeróbios

Segundo Von Sperling (1995), Andrade Neto et al., (1999), Chernicharo et al., (1999), Campos e Pereira (1999) os principais sistemas anaeróbios são os decanto-digestores, filtros anaeróbios, reator anaeróbio de manta de lodo e reator anaeróbio de leito fluidificado.

7.3.1.1 - Decanto-digestores

Os decanto-digestores (figura 10), são os precursores do tratamento anaeróbio de esgotos. Apresentam diversos tipos de configurações consagradas, sendo as mais conhecidas as dos tanques sépticos (ou fossas sépticas) e as dos tanques Imhoff. Podem ser de câmara única, de câmaras em série ou de câmaras sobrepostas e podem ter forma cilíndrica ou prismática retangular. A principal atividade que ocorre no interior do decanto-digestor é de ordem física: a decantação com sedimentação e flotação. A decantação consiste na separação dos sólidos, líquidos e gases, por diferença de massa específica. A sedimentação é o processo de deposição de sólidos por ação da gravidade. A flotação ocorre porque pequenas bolhas de gases, produzidas na digestão anaeróbia, aceleram a ascensão de partículas sólidas, distinguindo-se de simples flutuação. Parte das partículas que forma a camada de espuma, que pode atingir uma espessura de 20 a 25 cm, é constituída por gorduras (óleos e graxas), formada preponderantemente por produtos orgânicos biodegradáveis, que são decompostos de forma progressiva. Continuamente, parte dos sólidos decantados e do lodo ativo produzido, mistura-se com a fase líquida, devido à turbulência de fluxo e principalmente devido às mudanças de densidade do lodo sedimentado e da espuma, em decorrência das várias fases da digestão anaeróbia, às correntes de convecção térmica e aos gases ascendentes. Embora a turbulência prejudique a sedimentação, a mistura do lodo ativo na fase líquida aumenta a eficiência do reator na remoção da matéria orgânica dissolvida. Este sistema atinge o nível primário de tratamento.

Vantagens:

- É uma tecnologia simples, compacta e de baixo custo;

- têm produção de lodo relativamente baixa, que, removido em longos períodos de tempo, é estabilizado e facilmente pode ser acondicionado para o destino final;
- apresentam boa adaptação a diferentes tipos e concentrações de esgotos;
- têm boa resistência às variações de cargas;
- satisfatória eficiência na remoção da DBO;
- normalmente não necessita de energia para o funcionamento;
- a construção, operação e manutenção são muito simples

Desvantagens:

- Podem apresentar efluentes com aspecto desagradável;
- remoção de P e N insatisfatória;
- podem apresentar maus odores no equipamento;
- deficiente remoção de patogênicos;
- necessitam de remoções periódicas dos lodos acumulados (de 2 a 5 anos).

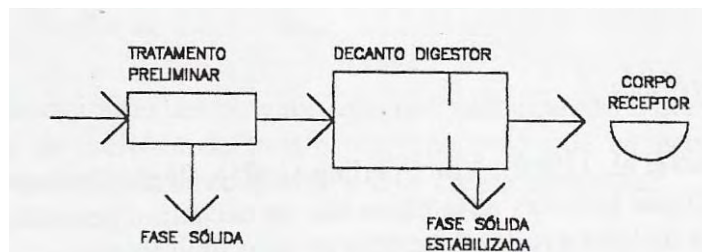


Figura 10: esquema de tratamento com decanto-digestor.

7.3.1.2 – Filtros anaeróbios

Os filtros anaeróbios (figura 11) mais comuns consistem em um tanque cheio de pedras britadas ou outro material inerte que serve de suporte para aderência e desenvolvimento de microrganismos. Podem ter fluxo ascendente, horizontal ou descendente. Na superfície do material de suporte ocorre a fixação e o desenvolvimento de microrganismos na forma de biofilme e também na forma de flocos ou grânulos nos interstícios deste material. O esgoto percola nos interstícios do material suporte, entrando em contato com o lodo ativo retido, resultando num longo contato entre a biomassa ativa e o esgoto a ser tratado. O nível de tratamento atingido é o primário.

Vantagens:

- Boa remoção da matéria orgânica dissolvida nos esgotos;
- baixa produção de lodo;
- não consome energia;
- resistem bem às variações das vazões afluentes;
- propiciam boa estabilidade ao efluente, com baixa perda de sólidos biológicos, que ficam retidos no leito fixo;
- não exigem grandes alturas ou escavações profundas;
- têm construção, operação e manutenção simples;
- não há necessidade de recircular efluente ou lodo nem de decantar o efluente;
- podem ser usados para esgotos concentrados ou diluídos;
- propiciam enorme liberdade de projeto em termos de configurações e dimensões.

Desvantagens:

- Podem apresentar obstrução dos interstícios (entupimento ou colmatação do leito);
- tem volume relativamente grande em função do espaço ocupado pelo material de suporte;
- remoção de N e P insatisfatória;
- possibilidade de maus odores.

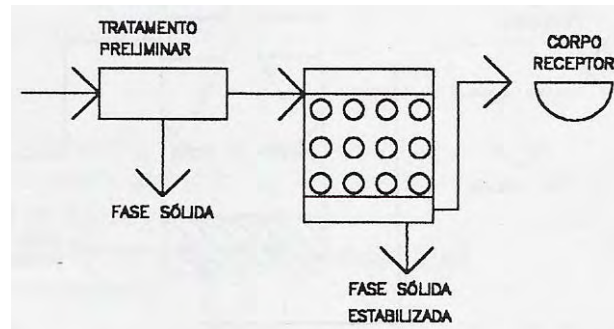


Figura 11: sistema de tratamento com filtro anaeróbio.

7.3.1.3 - Reator anaeróbio de manta de lodo

São também conhecidos como reatores UASB (da sigla em inglês de Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors). O esgoto é lançado na parte inferior destes reatores, junto ao fundo, tendo o fluxo ascendente que passa pelo leito de lodo (onde o lodo está bastante concentrado, na ordem de 40.000 a 100.000 mgST/l), situado na parte inferior do reator e após pela manta de lodo, situada na parte intermediária (onde o lodo está mais disperso, na ordem de 15.000 a 30.000 mgST/l). Na parte superior do reator está o separador trifásico, que separa os gases, sólidos e líquidos, de forma a permitir a retenção e o retorno do lodo ao compartimento de digestão e a separação do biogás (que pode ser aproveitado) e o efluente líquido (figura 12). O nível de tratamento atingido por este sistema é o secundário.

Vantagens:

- Sistema compacto, com baixa demanda de área;
- baixo custo de implantação e de operação;
- baixa produção de lodo;
- baixo consumo de energia;
- satisfatória eficiência de remoção de DBO e de DQO, da ordem de 65 a 75%;
- possibilidade de rápido reinício, mesmo após longas paralisações;
- elevada concentração do lodo excedente;
- boa desidratabilidade do lodo;

Desvantagens:

- Possibilidade de emissão de maus odores;
- baixa capacidade do sistema em tolerar cargas tóxicas;
- elevado intervalo de tempo necessário para a partida do sistema;
- necessita de uma etapa de pós-tratamento;
- remoção de fósforo (P) e nitrogênio (N) insatisfatória;
- relativamente sensível às variações de carga;
- possibilidade de efluentes com aspecto desagradável.

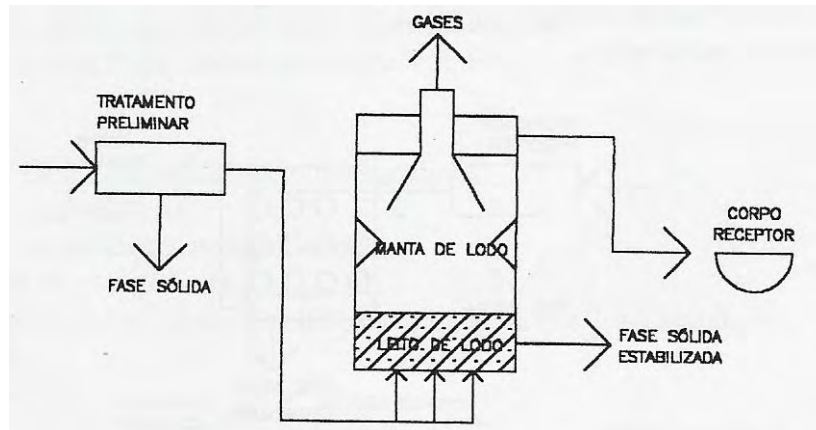


Figura 12: sistema com reator anaeróbio de manta de lodo.

7.3.2 - Sistemas aeróbios com biofilmes

Von Sperling (1995), Kato et al., (1999) e a Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997) citam como os principais sistemas anaeróbios com biofilmes os filtros biológicos de baixa carga, os filtros biológicos de alta carga, os biodiscos e o filtro aeróbio submerso.

7.3.2.1 - Filtros biológicos de baixa carga

Nos filtros biológicos de baixa carga (figura 13), a quantidade de DBO no afluente é baixa, em relação aos filtros biológicos de alta carga, pois este sistema não tem recirculação do efluente do decantador secundário. Com isso, a disponibilidade de alimentos é menor, o que resulta numa estabilização parcial do lodo (auto-consumo da matéria orgânica celular) e numa maior eficiência do sistema na remoção da DBO. Neste sistema, os esgotos são aplicados sobre um leito de material grosseiro, tal como pedras, ripas ou material plástico. A aplicação dos esgotos é feita através de distribuidores rotativos, movidos pela própria carga hidrostática dos esgotos. Por este motivo, os filtros são, normalmente, circulares, podendo ter vários metros de diâmetro. Após a aplicação, os esgotos percolam em direção aos drenos de fundo. Esta percolação permite o crescimento bacteriano na superfície do material de enchimento (suporte) na forma de uma película fixa. O esgoto passa sobre a população microbiana aderida, promovendo o contato entre os microrganismos e o material orgânico. Este é um sistema aeróbio, pois o ar circula nos espaços vazios do material de suporte, fornecendo oxigênio para a respiração dos microrganismos. A ventilação é usualmente natural. O líquido escoar rapidamente pelo meio suporte. No entanto, a matéria orgânica é adsorvida pela película microbiana, ficando retida um tempo suficiente para a sua estabilização. À medida em que a biomassa cresce na superfície do meio suporte, os espaços vazios tendem a diminuir, fazendo com que a velocidade de escoamento aumente. Ao atingir determinado valor, esta velocidade causa uma tensão de cisalhamento, que desaloja parte do material aderido. O lodo desalojado deve ser removido, para a diminuição do nível de sólidos em suspensão no efluente final. O nível de tratamento atingido por este sistema é o secundário.

Vantagens:

- Elevada eficiência na remoção de DBO;
- nitrificação freqüente;
- requisitos de área relativamente baixos;
- índice de mecanização relativamente baixo;

- equipamentos mecânicos simples;
- estabilização do lodo no próprio filtro.

Desvantagens:

- Elevados custos de implantação;
- relativa dependência da temperatura do ar;
- relativamente sensível às descargas tóxicas;
- necessidade de remoção do lodo e da sua disposição final;
- possíveis problemas com moscas;
- elevada perda de carga.

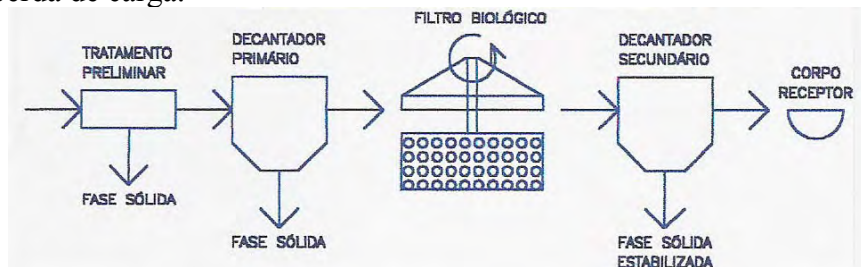


Figura 13: sistema com filtro biológico de baixa carga.

7.3.2.2 - Filtros biológicos de alta carga

Os filtros biológicos de alta carga (figura 14), são conceitualmente similares aos de baixa carga. A principal diferença entre eles é a de que esses recebem uma carga maior de DBO por unidade de volume de leito. Isto é obtido pela recirculação do efluente captado após o decantador secundário. Os principais objetivos da recirculação do efluente são: (a) manter a vazão aproximadamente uniforme durante todas as 24 horas do dia (à noite, os braços distribuidores poderiam não rodar, devido à baixa vazão, o que poderia secar o leito); (b) equilibrar a carga afluyente e (c) possibilitar uma nova oportunidade de contato da matéria orgânica do efluente. O nível de tratamento deste sistema é o secundário.

Vantagens:

- Boa eficiência na remoção de DBO (embora ligeiramente inferior aos filtros de baixa carga);
- maior flexibilidade operacional que os filtros de baixa carga;
- reduzidas possibilidades de maus odores;
- necessitam de áreas menores que os filtros de baixa carga
- melhor resistência às variações de carga que os filtros de baixa carga.

Desvantagens:

- Exigem operação ligeiramente mais sofisticada do que os filtros de baixa carga;
- têm elevados custos de implantação;
- relativa dependência da temperatura do ar;
- necessidade do tratamento completo do lodo e da sua disposição final;
- elevada perda de carga.

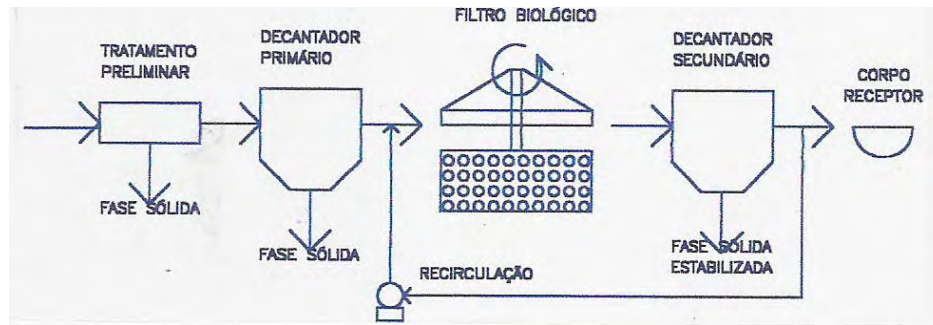


Figura 14: sistema com filtro biológico de alta carga.

7.3.2.3 - Biodiscos

Este processo de tratamento consiste de uma série de discos ligeiramente espaçados, montados num eixo horizontal, que gira vagarosamente (figura 15). Os discos têm usualmente menos de 3,6 metros de diâmetro, sendo geralmente construídos com plásticos de baixo peso. Quando o sistema é colocado em operação, os microrganismos no esgoto começam a aderir às superfícies rotativas, e ali crescem até que toda a superfície do disco esteja coberta por uma fina camada biológica, com poucos milímetros de espessura. À medida em que os discos giram, a parte exposta ao ar traz uma película de esgotos, permitindo a absorção de oxigênio através do gotejamento e percolação junto à superfície dos discos. Quando os discos completam sua rotação, esse filme mistura-se com a massa líquida dos esgotos, trazendo ainda algum oxigênio e misturando os esgotos parcialmente e totalmente tratados. Com a passagem dos microrganismos aderidos à superfície do disco pelo esgoto, estes absorvem uma nova quantidade de matéria orgânica, utilizada para a sua alimentação. Quando a camada biológica atinge uma espessura excessiva, ela se desgarram dos discos. Esses organismos que se desgarram são mantidos em suspensão no meio líquido devido ao movimento dos discos, aumentando a eficiência do sistema. O nível de tratamento atingido por este sistema é o secundário.

Vantagens:

- Elevada eficiência na remoção da DBO;
- nitrificação freqüente;
- baixos requisitos de área;
- equipamento mecânico simples;
- reduzidas possibilidades de maus odores;
- reduzida perda de carga.

Desvantagens:

- Elevados custos de implantação;
- é mais adequado para baixos volumes de esgotos (limitação do número de discos);
- cobertura dos discos usualmente necessária (proteção contra chuvas, ventos e vandalismos);
- relativa dependência da temperatura do ar;
- necessidade do tratamento completo do lodo e da sua disposição final.

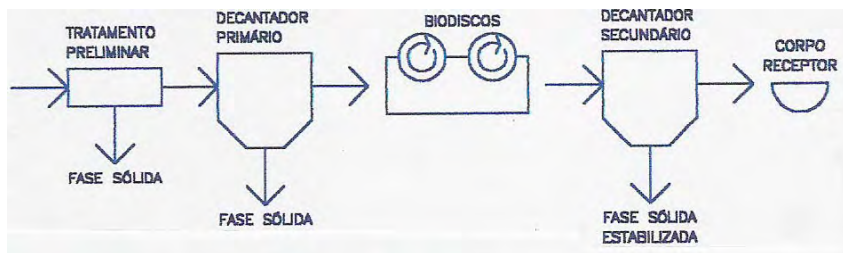


Figura 15: sistema de tratamento com biodiscos.

7.3.2.4 - Filtro aeróbio submerso

O filtro aeróbio submerso (figura 16), é um processo de tratamento de esgoto que utiliza um meio de fixação dos microrganismos (elemento suporte), imerso no reator, sendo o oxigênio necessário fornecido através de aeradores situados no fundo deste filtro. É composto de duas câmaras, uma de reação (onde estão os aeradores) e outra de sedimentação. O nível de tratamento atingido por este sistema é o secundário.

Vantagens:

- Tem a capacidade de fixar grandes quantidades de microrganismos nas superfícies do meio, reduzindo o volume do reator;
- permite a depuração em nível avançado do esgoto;
- não tem necessidade de recirculação do lodo;
- reduzidas possibilidades de maus odores.

Desvantagens:

- Elevado consumo de energia elétrica;
- elevada produção de lodos (maior que nos outros filtros);
- elevados custos de implantação;

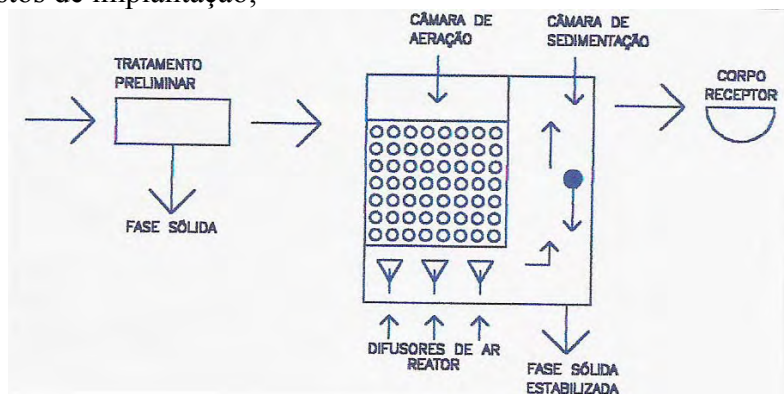


Figura 16: sistema de tratamento com filtro aeróbio submerso.

7.3.3 - Sistemas de lodos ativados

Baseado em Von Sperling (1995) e Jordão e Pessôa (1975), os principais sistemas de lodos ativados são o de lodos ativados convencional, lodos ativados por aeração prolongada e lodos ativados com fluxo intermitente.

7.3.3.1 - Lodos ativados convencional

O princípio dos lodos ativados baseia-se no aumento da concentração da biomassa em suspensão no meio líquido, isto é: quanto mais bactérias houver em suspensão, maior será a avidéz por alimento, ou seja, maior será a assimilação da matéria orgânica presente no esgoto bruto. Isto se consegue fazendo a recirculação dos sólidos do decantador secundário, por meio de bombeamento, para a unidade de aeração. As bactérias possuem uma matriz gelatinosa, que permite a sua aglutinação. Os flocos, com maiores dimensões são sedimentados mais facilmente e, com isto, podem ser removidos na base do decantador secundário, para a unidade de aeração. O tempo de detenção dos líquidos é baixo, da ordem de 6 a 8 horas, que resulta num volume menor para o tanque de aeração. Devido à recirculação dos sólidos, estes permanecem no sistema por um tempo superior ao dos líquidos. O tempo de retenção dos sólidos no sistema é denominado idade do lodo, sendo da ordem de 4 a 10 dias. Devido a esta maior permanência dos sólidos no sistema a biomassa tem tempo suficiente para metabolizar praticamente toda a matéria orgânica dos esgotos. Para economizar energia na aeração, parte da matéria orgânica (em suspensão, sedimentável) dos esgotos é retirada antes desta fase através de um decantador primário. Portanto, os sistemas de lodos ativados convencionais (figura 17), têm, basicamente, o sistema preliminar de tratamento, um decantador primário, o reator (tanque de aeração), e o decantador secundário com a unidade de bombeamento (elevatória) para recirculação de lodo, com dispositivo para descarte do excesso do lodo (fase sólida). Este lodo excedente requer uma etapa de estabilização, por conter ainda um elevado teor de matéria orgânica na composição de suas células. O nível de tratamento atingido por este sistema é o secundário.

Vantagens:

- Elevada eficiência na remoção da DBO;
- nitrificação usualmente obtida;
- possibilidade de remoção de N e P;
- baixos requisitos de área;
- processo confiável, desde que supervisionado;
- reduzidas possibilidades de maus odores, insetos e vermes;
- flexibilidade operacional.

Desvantagens:

- Elevados custos de implantação e operação;
- elevado consumo de energia;
- necessidade de operação sofisticada;
- elevado índice de mecanização;
- relativamente sensível a descargas tóxicas;
- necessidade do tratamento completo do lodo e da sua disposição final;
- possíveis problemas ambientais com ruídos e aerossóis.

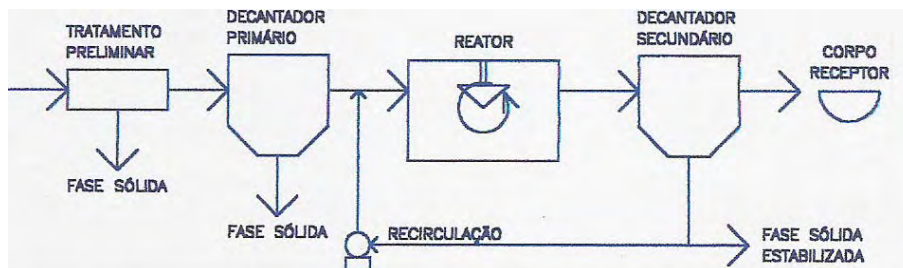


Figura 17: sistema de tratamento com lodo ativado convencional.

7.3.3.2 - Lodos ativados por aeração prolongada

Este sistema é também conhecido por oxidação total. O sistema de lodos ativados por aeração prolongada (figura 18), caracteriza-se principalmente pela permanência da biomassa no sistema, por um período mais longo, da ordem de 20 a 30 dias (o convencional é de 4 a 10 dias), recebendo a mesma carga de DBO do esgoto bruto que o sistema convencional, resultando numa menor disponibilidade de alimento para as bactérias. Para que a biomassa permaneça mais tempo no sistema, é necessário que o reator seja maior (o tempo de detenção do líquido é em torno de 16 a 24 horas). Portanto, há menos matéria orgânica por unidade de volume do tanque de aeração. Em decorrência, as bactérias, para sobreviver, passam a utilizar nos seus processos metabólicos a própria matéria orgânica componente das suas células. Esta matéria orgânica celular é convertida em gás carbônico e água através da respiração, correspondendo a uma estabilização da biomassa no tanque de aeração. A reduzida disponibilidade de alimento e a sua praticamente total assimilação fazem com que a aeração prolongada seja o processo de tratamento dos esgotos mais eficiente na remoção de DBO.

Como a estabilização do lodo é feita no próprio reator, procura-se evitar, neste sistema, a produção de lodo pelos decantadores primários, que necessitam de posterior estabilização. Assim, os sistemas de aeração prolongada não possuem decantadores primários, resultando numa grande simplificação no fluxograma do processo: não existem decantadores primários nem unidades de digestão de lodo. Em contrapartida, este sistema tem maior consumo de energia para a aeração, uma vez que o lodo é estabilizado aerobiamente no reator. O nível de tratamento atingido por este sistema é o secundário.

Vantagens:

- Elevadíssima eficiência na remoção da DBO;
- nitrificação consistente;
- possibilidade de remoção de N e P;
- baixos requisitos de área;
- processo confiável, desde que supervisionado;
- reduzidas possibilidades de maus odores, insetos e vermes;
- flexibilidade operacional;
- estabilização do lodo no próprio reator;
- elevada resistência a variações de carga e a cargas tóxicas;
- satisfatória independência das condições climáticas.

Desvantagens:

- Elevados custos de implantação e operação;

- elevadíssimo consumo de energia;
- elevado índice de mecanização;
- necessidade de operação sofisticada;
- necessidade da remoção da umidade do lodo e da sua disposição final.

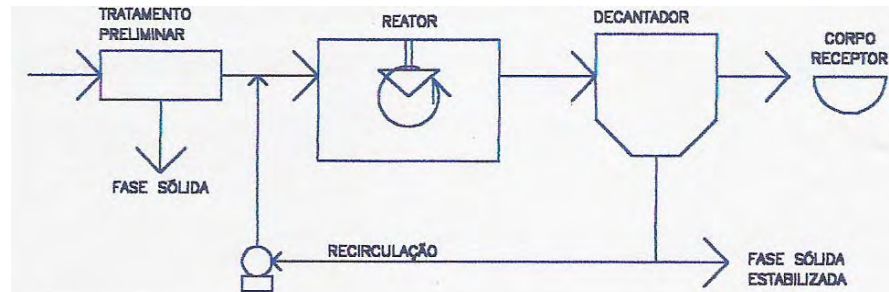


Figura 18: sistema de tratamento com lodos ativados por aeração prolongada.

7.3.3.3 - Lodos ativados com fluxo intermitente

Este sistema é também conhecido como Valo de Oxidação. O processo de lodos ativados com fluxo intermitente ou batelada (figura 19), consiste, basicamente em colocar num único tanque, todas as operações realizadas em equipamentos associados nos outros sistemas, quais sejam: decantação primária, oxidação biológica e decantação secundária. O processo de lodos ativados com fluxo intermitente pode ser utilizado também na modalidade de aeração prolongada, quando o tanque único passa a incorporar também a unidade de digestão do lodo. Este processo funciona com o estabelecimento de ciclos de operações com durações definidas. A massa biológica permanece no reator durante todos os ciclos, eliminando a necessidade de decantadores separados. O nível de tratamento atingido é o secundário.

Os ciclos normais de tratamento são:

- enchimento (entrada de esgoto bruto no reator);
- reação (aeração/mistura da massa líquida contida no reator);
- sedimentação (sedimentação e separação dos sólidos em suspensão do esgoto tratado);
- esvaziamento (retirada do esgoto tratado do reator);
- repouso (ajuste de ciclos e remoção do lodo excedente).

O descarte do lodo excedente geralmente ocorre durante o último ciclo (repouso), mas como este ciclo é opcional, já que sua finalidade é a de permitir o ajuste entre os ciclos de operação de cada reator, o descarte pode se dar em outras fases do processo. A quantidade e a frequência de descarte do lodo são estabelecidas em função dos requisitos de performance, da mesma forma que nos processos convencionais de fluxo contínuo.

Vantagens:

- Elevada eficiência na remoção de DBO;
- satisfatória remoção de N e possivelmente de P;
- baixos requisitos de área;
- flexibilidade operacional (através da variação dos ciclos);
- menos equipamentos (não tem decantadores primário e secundário e elevatória de recirculação).

Desvantagens:

- Elevados custos de implantação e operação;
- maior consumo de energia
- necessidade do tratamento e da disposição do lodo.

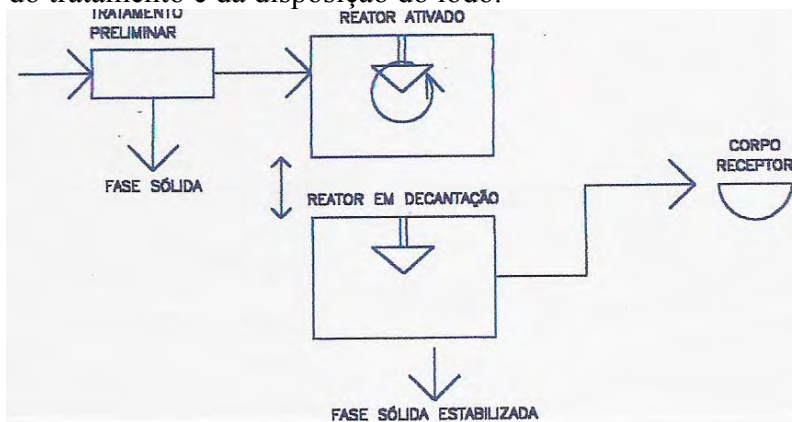


Figura 19: sistema de tratamento por lodos ativados com fluxo intermitente.

7.3.4 – Lagoas de tratamento

Baseado em Jordão e Pessoa (1975), Pedrosa (1978), Lutzenberger (1985), Gasi et al. (1988), Uehara et al. (1989), Von Sperling (1995), Andrade Neto (1997) e Monteggia (1999), e as principais lagoas de tratamento de esgotos são as lagoas facultativas, lagoas anaeróbias e facultativas associadas, lagoas anaeróbias de alta taxa, lagoas de maturação, sistemas de lagoas em série, lagoa aerada facultativa, lagoa aerada de mistura completa com lagoa de decantação e lagoas com plantas aquáticas.

7.3.4.1 - Lagoas facultativas

Dentre os sistemas de lagoas utilizadas para o tratamento de esgotos, o processo de lagoas facultativas (figura 20), é o mais simples, dependendo unicamente de fenômenos puramente naturais. São lagoas com profundidade de 1,5 a 2,0 m e são projetadas para receberem afluentes com carga de cerca de 250 kg DBO/ha.dia. O esgoto afluente entra em uma extremidade da lagoa e sai na extremidade oposta, depois de alguns dias (usualmente acima de 20 dias). Nestas lagoas a matéria orgânica em suspensão (DBO particulada) tende a sedimentar, vindo a constituir o lodo de fundo. Este lodo sofre o processo de decomposição por microrganismos anaeróbios, sendo convertido em gás carbônico, água, metano e outros. Apenas a fração inerte (não biodegradável) permanece na camada de fundo.

Acima da camada anaeróbia existe uma zona facultativa, indicando que o oxigênio molecular não está disponível nesta região o tempo todo. Geralmente a zona é aeróbia durante o dia e anaeróbia à noite. A matéria orgânica dissolvida (DBO solúvel), conjuntamente com a matéria orgânica em suspensão de pequenas dimensões (DBO finamente particulada) não sedimenta, permanecendo dispersa na massa líquida. A sua decomposição se dá através das bactérias facultativas (que emprestam a denominação ao sistema), que têm a capacidade de sobreviver tanto na presença quanto na ausência de oxigênio. Essas bactérias utilizam-se da matéria orgânica como fonte de energia, alcançada através da respiração. Na respiração aeróbia, há a necessidade da presença de oxigênio, o qual é suprido ao meio pela fotossíntese realizada pelas algas durante o dia e pela ação dos ventos na superfície do líquido (interface ar/líquido).

As algas estão na superfície da lagoa, na denominada zona aeróbia, onde o oxigênio molecular está presente todo o tempo. Compostos mal cheirosos, como o gás sulfídrico por exemplo, que se formam principalmente na camada de lodo do fundo, são oxidados no meio aeróbio e, via de regra, não alcançam a superfície. O nível de tratamento alcançado por este sistema é o secundário, podendo chegar ao terciário.

Vantagens:

- Satisfatória eficiência na remoção de DBO;
- eficiência na remoção de patogênicos;
- construção, operação e manutenção simples;
- reduzidos custos de implantação e operação;
- ausência de equipamentos mecânicos;
- requisitos energéticos praticamente nulos;
- satisfatória resistência às variações de cargas;
- remoção de lodo necessária somente após 20 anos de funcionamento.

Desvantagens:

- Elevados requisitos de área;
- dificuldade de satisfazer padrões de lançamentos bem restritivos;
- a simplicidade operacional pode trazer descaso com a manutenção (crescimento da vegetação);
- possível necessidade de remoção de algas do efluente para o cumprimento de padrões rigorosos;
- performance dependente das condições climáticas (temperatura e insolação);
- possibilidade de desenvolvimento de insetos.

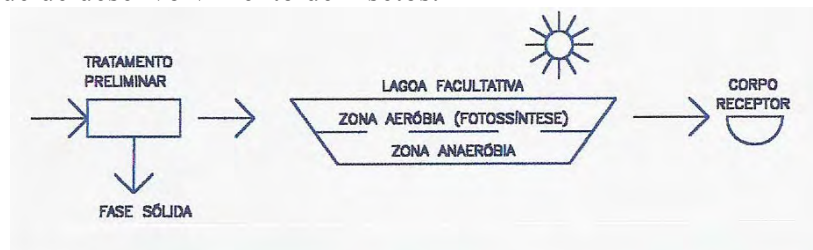


Figura 20: sistema de tratamento com lagoa facultativa.

7.3.4.2 - Lagoas anaeróbias e facultativas associadas

A lagoa anaeróbia é uma lagoa de menores dimensões e mais profunda (de 2,0 a 4,5 m de profundidade), comparada com a facultativa. Devido à estas dimensões, a fotossíntese praticamente não ocorre, predominando, portanto, as condições anaeróbias. São projetadas para receberem afluentes com grande carga de matéria orgânica (cerca de 1500 a 2500 kg DBO/ha.dia). As bactérias anaeróbias têm uma taxa metabólica e de reprodução mais lenta do que as bactérias aeróbias. Portanto, para um período usual de 3 a 5 dias de permanência do esgoto nesta lagoa, a decomposição da matéria orgânica é apenas parcial, com a remoção da DBO da ordem de 50 a 60%. Mesmo assim, o efluente apresenta uma carga de apenas 40 a 50% da DBO do esgoto bruto. A lagoa facultativa que recebe este efluente pode ter, portanto, dimensões bem menores. Este sistema (figura 21), é também conhecido como sistema australiano. O nível de tratamento atingido por este sistema é o secundário, podendo chegar ao terciário.

Vantagens:

- São as mesmas relacionadas para as lagoas facultativas, acrescidas da vantagem que a associação lagoa anaeróbia com a facultativa reduz os requisitos de área;

Desvantagens:

- São as mesmas das lagoas facultativas, mais:
- possibilidade de maus odores na lagoa anaeróbia;
- eventual necessidade de elevatórias de recirculação do efluente para controle dos maus odores;
- necessidade de um afastamento razoável das zonas habitadas.

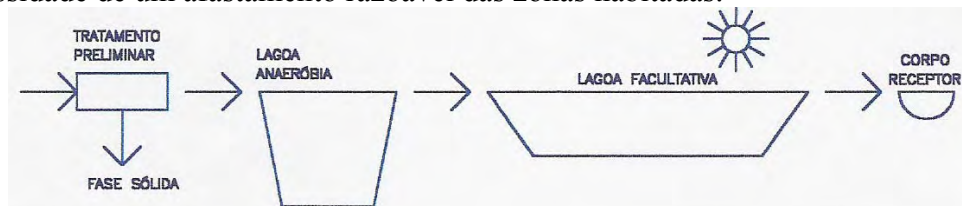


Figura 21: sistema de tratamento com lagoas anaeróbia e facultativa associadas.

7.3.4.3 - Lagoas de maturação

As lagoas de maturação (figura 22), também conhecidas por lagoas de polimento, são lagoas com cerca de 1,0 m de profundidade, usadas para receber os efluentes de sistemas secundários de tratamento, com o objetivo de melhorar a qualidade destes, podendo alcançar um nível terciário de tratamento, se a remoção dos patogênicos e a dos nutrientes for satisfatória. Como o efluente que recebe já passou por outras etapas de tratamento, encontra-se parcialmente clarificado, o que permite a penetração da luz solar até as camadas mais profundas. Com isto se obtêm a elevação da temperatura, da radiação ultravioleta e a predominância das condições aeróbicas, causadas pelo desenvolvimento das algas, que removem CO₂, nutrientes e produzem, através da fotossíntese aumentos dos níveis de saturação de O₂, elevando o pH que favorece a volatilização da amônia e a precipitação do fosfato. Assim, criam-se condições bastante adversas para a sobrevivência dos patogênicos, além da remoção dos nutrientes solúveis, devido a relativamente alta atividade de síntese algológica. O nível de tratamento atingido por este sistema é o terciário.

Vantagens:

- Estas lagoas são normalmente utilizadas em série com as lagoas anaeróbicas e facultativas, melhorando a qualidade dos afluentes do sistema, podendo, além das vantagens apresentadas pelas lagoas anaeróbicas e facultativas associadas, alcançar um nível terciário de tratamento.

Desvantagens:

- Além das desvantagens apontadas para os sistemas de lagoas anaeróbicas e facultativas, apresentam mais as seguintes:
- necessitam de áreas extensas para a implantação;
- o efluente contém elevadas quantidades de algas, que pode exigir um tratamento complementar para as remoções destas algas, dependendo das restrições oferecidas pelo corpo receptor.



Figura 22: sistema de tratamento com lagoa de maturação.

7.3.4.4 - Sistemas de lagoas em série

Normalmente utiliza-se as lagoas em série, para o tratamento dos esgotos. Esta disposição pode ter diversas variações, conforme se observa na figura 23. Basicamente os sistemas podem ter as lagoas em série, onde o líquido flui de uma unidade para outra, ou em paralelo, onde duas ou mais lagoas recebem, simultaneamente vazões e cargas orgânicas proporcionais às suas capacidades. Este último arranjo proporciona melhor distribuição dos sólidos sedimentáveis e oferece a flexibilidade de retirar, provisoriamente, uma célula para limpeza e redistribuir, durante essa fase, a carga nas demais unidades. Além destas disposições os sistemas podem utilizar bombas de recirculação para retornar o efluente de uma lagoa qualquer para a entrada da própria lagoa ou para qualquer lagoa precedente, com os objetivos de aumentar a eficiência do sistema, diminuir os odores e favorecer a fotossíntese promovida pelas algas. O nível de tratamento atingido por este sistema é o terciário (UEHARA et al., 1989).

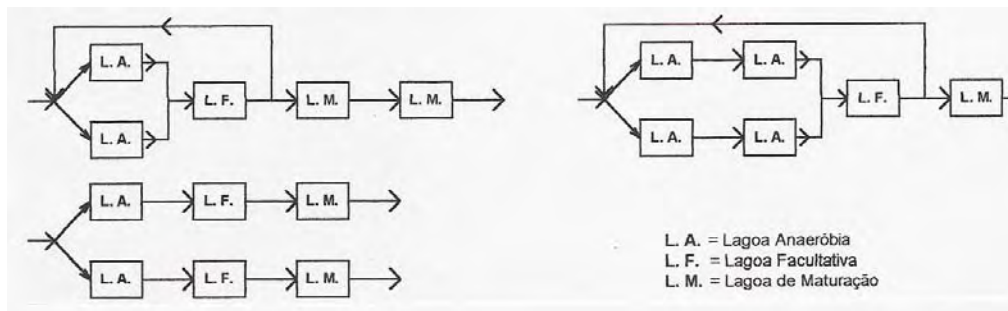


Figura 23: arranjos típicos de lagoas de estabilização com as configurações usuais dos sistemas de recirculação.

7.3.4.5 - Lagoa aerada facultativa

Enquanto nas lagoas facultativas convencionais o suprimento de oxigênio é feito principalmente através da fotossíntese realizada pelas algas, as lagoas aeradas facultativas (figura 24), obtêm o oxigênio com o uso de equipamentos denominados aeradores. Entre os aeradores utilizados, os mais comuns são os de eixo vertical, que ao rodarem em alta velocidade, causam um grande turbilhonamento na água que proporciona a penetração do oxigênio atmosférico na massa líquida, onde ele se dissolve. Com isto, consegue-se uma maior quantidade de oxigênio dissolvido na massa líquida, se comparado com as lagoas facultativas convencionais, que permite que a decomposição da matéria orgânica seja mais rápida, fazendo com que o tempo de detenção do esgoto seja menor (da ordem de 5 a 10 dias) e, por consequência o requisito de área para este tipo de lagoa é bem inferior. A lagoa é denominada facultativa pelo fato do nível de energia introduzido pelos aeradores ser suficiente apenas para oxigenação, mas não para manter os sólidos em suspensão na massa líquida, que tendem a sedimentar e constituir a camada de lodo do fundo, a ser decomposta anaerobiamente. Apenas a DBO solúvel e finamente particulada permanece na massa líquida,

vindo a sofrer decomposição aeróbia. O nível de tratamento atingido por este sistema é o secundário, podendo chegar ao terciário.

Vantagens:

- Construção, operação e manutenção relativamente simples;
- requisitos de área inferiores aos sistemas de lagoas facultativas e anaeróbio-facultativas;
- maior independência das condições climáticas que os sistemas de lagoas facultativas e anaeróbio-facultativas;
- eficiência na remoção da DBO (ligeiramente superior à das lagoas facultativas);
- satisfatória resistência a variações de carga;
- reduzidas possibilidades de maus odores.

Desvantagens:

- Introdução de equipamentos mais sofisticados;
- requisitos de área ainda elevados;
- requisitos de energia relativamente elevados.

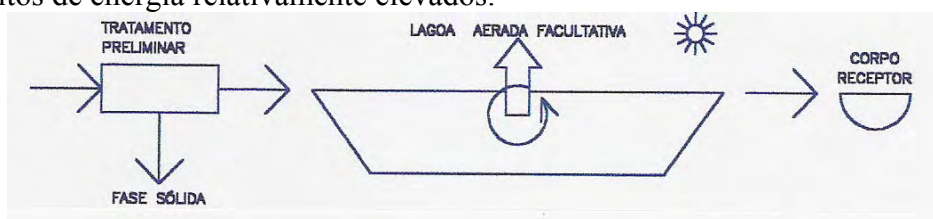


Figura 24: sistema de tratamento com lagoa aerada facultativa.

7.3.4.6 - Lagoa aerada de mistura completa com lagoa de decantação

A lagoa aerada de mistura completa (figura 25), tem um alto grau de energia empregada num elevado turbilhonamento que, além de garantir a oxigenação, permite que todos os sólidos sejam mantidos em suspensão no meio líquido, resultando numa total mistura dos constituintes em toda a lagoa. Entre os sólidos mantidos em suspensão e em mistura completa se incluem, além da matéria orgânica do esgoto bruto, também as bactérias (biomassa). Além da maior concentração de bactérias no meio líquido existe um maior contato entre essas e a matéria orgânica, aumentando muito a eficiência do sistema e favorecendo a redução do volume da lagoa (o tempo de detenção típico é da ordem de 2 a 4 dias). A biomassa que permanece em suspensão em todo o volume da lagoa, sai com o efluente, exigindo uma unidade a jusante onde esta biomassa possa sedimentar juntamente com eventuais sólidos em suspensão. Esta unidade pode ser uma lagoa de decantação, com tempo de retenção bem reduzido (em torno de 2 dias). Nela, os sólidos vão para o fundo, onde são armazenados por um período de alguns anos (aproximadamente de 2 a 5 anos), após o qual devem ser removidos. O nível de tratamento atingido por este sistema é o secundário, podendo chegar ao terciário.

Vantagens:

- São as mesmas das lagoas aeradas facultativas mais:
- menores requisitos de área de todos os sistemas de lagoas.

Desvantagens:

- À exceção dos requisitos de áreas, as desvantagens são as mesmas das lagoas aeradas facultativas, mais:

- preenchimento rápido da lagoa de decantação com o lodo (de 2 a 5 anos);
- necessidade de remoção contínua ou periódica do lodo;
- a remoção do lodo neste sistema é uma tarefa laboriosa e cara;
- elevado consumo de energia elétrica;
- elevados investimentos em equipamentos e manutenção do sistema.

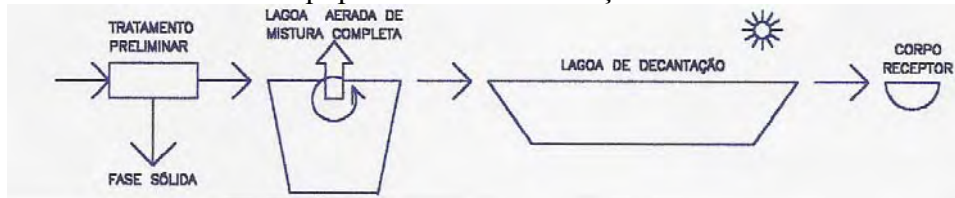


Figura 25: sistema de tratamento com lagoa aerada de mistura completa e lagoa de decantação.

7.3.4.7 – Lagoas com plantas aquáticas

As lagoas com plantas aquáticas são lagoas rasas (nível da água entre 0,20 a 0,30 m), com diques meandrantés, ajustados às curvas de níveis e ao paisagismo em volta das lagoas e com altura máxima de 0,50 m.

Estas três de lagoas com plantas aquáticas são as mais conhecidas e utilizadas:

a) Lagoas com jacinto d'água (figura 26)

São lagoas rasas com jacinto d'água (*Eichhornia crassipes*) que é uma planta aquática flutuante de excepcional capacidade fotossintética, de grande voracidade na absorção de nutrientes minerais e mesmo de substâncias orgânicas e até macromoleculares. A produção de biomassa é intensiva (produção diária de aproximadamente 18 toneladas por hectare), que exige colheita e manejo sistemático.

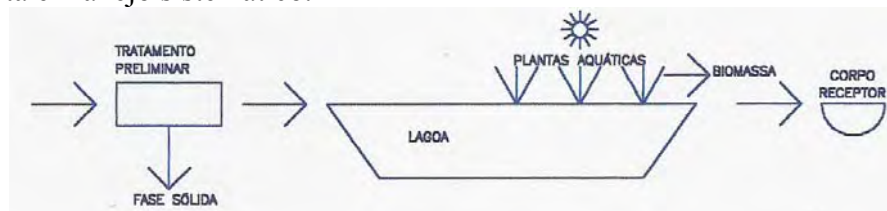


Figura 26: sistema de tratamento por lagoa com jacinto d'água.

b) Lagoas de purificação pelas raízes de plantas aquáticas (figura 27)

São lagoas igualmente rasas, de solo permeável e frouxo, às vezes leitos de gravetos. A purificação dos esgotos é realizada pelas raízes macrófitas. Este tipo de lagoa está tendo boa aceitação na Alemanha, a partir das pesquisas realizadas pela Universidade de Kassel. Nestas lagoas pode ou não haver colheita de biomassa. Suportam bem os invernos frios da Europa.

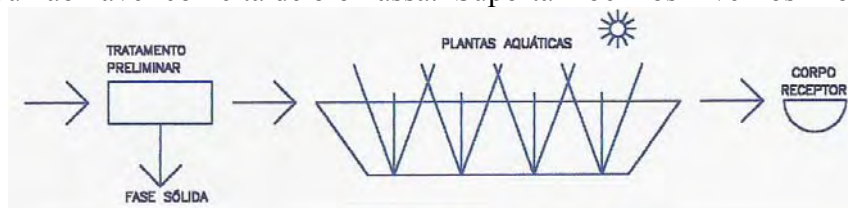


Figura 27: sistema de tratamento com lagoas de purificação pelas raízes das plantas aquáticas.

c) Banhados naturais

Este tipo de lagoa imita diretamente a natureza. Trabalha-se com banhados naturais ou se estabelecem complexos florísticos palustres que se assemelham aos banhados naturais. As comunidades florísticas são variadas, contendo plantas flutuantes (*Eichhornia*, *Pistia*, *Limnobium*, *Salvinia*), semiflutuantes (*Heteranthera*, *Ecchhornia azurea*, *Hydrocotyle*), fixas (*Pontederia*, *Sagittaria*, *Eichinodorus*) ou submersas (*Utricularia*, *Ceratophyllum*, *Elodea*), que podem ser colhidas ou não, dependendo do interesse do aproveitamento da biomassa. Se não houver colheita, a matéria orgânica é parcialmente decomposta no fundo, formando complexos húmicos e turfa. Parte dos nutrientes minerais é fixada por quelatização no complexo húmico. Embora a formação de turfa implique numa elevação gradual do fundo, este é um processo muito lento, que pode levar séculos para chegar a 0,20 m de espessura. À medida em que as comunidades florísticas amadurecem, surge uma certa estratificação na localização das diferentes espécies. Em sua fase de equilíbrio final, elas se constituem em belíssimos jardins aquáticos e grande atrativo para a fauna palustre.

Vantagens:

- Satisfatória eficiência na remoção de DBO;
- eficiência na remoção de patogênicos;
- construção, operação e manutenção simples;
- reduzidos custos de implantação e operação;
- ausência de equipamentos mecânicos;
- requisitos energéticos praticamente nulos;
- satisfatória resistência a variações de carga;
- remoção de lodo necessária somente após 20 anos de funcionamento;
- a biomassa pode ser utilizada como compostos orgânicos;
- algumas espécies (*Eichhornia*, *Heteranthera* e a *Enhydra*) são apreciadas como forragem pelos cavalos, vacas e porcos;
- a *Eichhornia* pode ser usada na produção de papel com as vantagens de que a sua celulose não tem lignina e, portanto, não tem a poluição causada pela lixívia negra;
- comparada com o eucalipto, que produz biomassa em torno de 30 toneladas/ha/ano, a *Eichhornia* em clima tropical e em águas bem poluídas pode produzir entre 150 a 300 toneladas/ha/ano. O tempo necessário para a primeira colheita do eucalipto é de sete a oito anos, enquanto a primeira colheita da *Eichhornia* pode ser feita em dois a três meses;
- um hectare de *Eichhornia* alimentadas pelos esgotos pode produzir de 0,9 a 1,8 tonelada de matéria vegetal seca por dia e esta biomassa pode produzir de 220 a 440 metros cúbicos de CH₄.

Desvantagens:

- Elevados requisitos de área;
- a simplicidade operacional pode trazer o descaso na manutenção (crescimento excessivo da biomassa);
- necessária área anexa para permitir a disposição e secagem das plantas aquáticas removidas;
- devido a pouca profundidade destas lagoas, a falta ou remoção deficiente das plantas pode ocasionar a morte e o afundamento delas, provocando o rápido assoreamento e a criação de condições anaeróbias nestas lagoas;
- performance variável com as condições climáticas (temperatura e insolação);
- possibilidade do desenvolvimento de mosquitos e caramujos;

7.3.5 - Disposição controlada no solo

A disposição dos esgotos no solo é o mais antigo dos sistemas, praticado na antiguidade há vários séculos antes de Cristo em diversas regiões (China, Coréia, Japão, Grécia e outros países). Atualmente, devido à evolução das técnicas agrícolas de manejo do solo e de irrigação juntamente com os conhecimentos físicos, químicos e microbiológicos em relação aos esgotos, a utilização dos esgotos na irrigação passou a ser crescente. O desenvolvimento da utilização dos esgotos na irrigação deve-se também ao rareamento das fontes de água natural para irrigação e do alto custo de adubos comerciais, por um lado, e das necessidades crescentes de controle da poluição ambiental e de proteção da saúde pública por outro lado.

A partir da década de 70, principalmente após o Encontro de Especialistas da Organização Mundial de Saúde (OMS), em 1971, várias organizações internacionais, universidades e outras instituições, intensificaram os estudos e experimentos sobre o uso dos esgotos na irrigação em todo o mundo.

Von Sperling (1995), relata que as formas mais comuns para a disposição final de efluentes líquidos tratados são os cursos d'água e o mar. No entanto, a disposição no solo é também um processo viável e aplicado em diversos locais do mundo. O autor também menciona que a aplicação de esgotos no solo pode ser considerada uma forma de tratamento (nível primário, secundário e/ou terciário) e, também de disposição final. Os esgotos aplicados no solo, além de suprirem as necessidades das plantas com água e nutrientes também conduzem a recarga do lençol subterrâneo e/ou à evapotranspiração.

Baseado em Mollison (1988), Mascaró (1991), Von Sperling (1995), Andrade Neto (1997), Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997), Marques (1999), Coraucci Filho et al., (1999) e Brasil (2000), os principais sistemas de disposição controlada de esgotos no solo são os de infiltração lenta ou irrigação, infiltração rápida ou de alta taxa, aplicação com escoamento superficial e infiltração subsuperficial.

7.3.5.1 - Infiltração lenta ou irrigação

Na infiltração lenta ou irrigação, algum líquido pode ser perdido por evaporação ou percolado além do alcance das raízes das plantas, mas a maior parte é incorporada ao tecido vegetal ou transpirada para a atmosfera.

Há mais de 20 técnicas de aplicação na distribuição da água de irrigação (água limpa, esgotos e águas residuárias) que poderão estar num destes dois grupos:

a) Sistemas de aspersão (figura 28 a):

Sistemas de aspersores fixos

Consiste no uso de aspersores assentados em linhas de tubulações formando uma rede de distribuição. Essas linhas de tubulações são acopladas em canalizações mestras ou principais que têm a finalidade de alimentá-las.

Sistemas de aspersores móveis

Podem ser de vários tipos, entre eles o canhão hidráulico giratório e o de pivô central.

b) Sistemas de aplicação superficial:

Sistemas de alagamentos ou inundações (figura 28 b).

Consiste em cobrir com uma lâmina d'água uma área de cultivo. É necessário, nesse processo, que a cultura a ser irrigada permita a imersão na sua zona de raízes.

Sistemas de sulcos ou de crista e vala (figura 28 c).

Neste sistemas são abertas valas ou sulcos por onde a água é conduzida. O solo removido das valas é colocado nos canteiros entre estas, formando as denominadas cristas. Neste sistema a irrigação é estabelecida pela infiltração nas zonas das raízes e a alimentação nos pontos a jusante se estabelece à custa do transporte do líquido que é imposto pela declividade do terreno. O nível de tratamento atingido por este sistema é o terciário.

Vantagens:

- Elevadíssima eficiência na remoção de DBO e de coliformes;
- satisfatória eficiência na remoção de N e P;
- método de tratamento e disposição final combinados;
- requisitos energéticos praticamente nulos;
- construção, operação e manutenção simples;
- reduzidos custos de implantação e operação;
- boa resistência a variações de carga;
- não há lodo a ser tratado;
- proporciona fertilização e condicionamento do solo;
- retorno financeiro na irrigação de áreas agricultáveis;
- recarga do lençol subterrâneo.

Desvantagens:

- Elevadíssimos requisitos de área;
- possibilidade de maus odores;
- possibilidade de insetos e vermes;
- relativamente dependente do clima e dos requisitos de nutrientes dos vegetais;
- dependente das características do solo;
- risco de contaminação de vegetais a serem consumidos, caso seja aplicado indiscriminadamente;
- possibilidade de contaminação dos trabalhadores na agricultura (na aplicação por aspersão);
- possibilidade de efeitos químicos no solo, vegetais e água subterrânea (no caso de haver despejos industriais);
- difícil fiscalização e controle com relação aos vegetais irrigados;
- a aplicação deve ser suspensa ou reduzida nos períodos chuvosos;

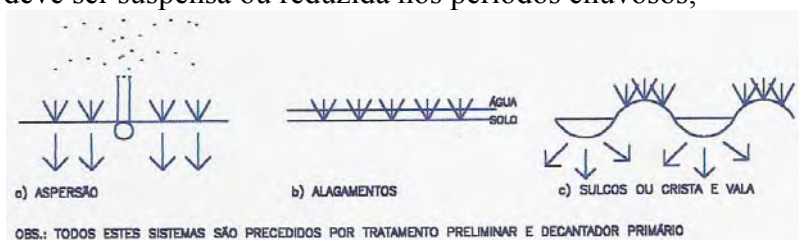


Figura 28: sistemas de tratamento por infiltração lenta ou irrigação.

7.3.5.2 - Infiltração rápida ou de alta taxa

Na infiltração rápida (figura 29), os esgotos são dispostos em bacias construídas em terra, rasas e sem revestimento, com profundidade variando entre 1,0 a 1,5 m. O líquido passa através do fundo poroso e percola em direção à água subterrânea. A aplicação é feita de maneira intermitente, de forma a permitir um período de descanso para o solo. São necessárias, no mínimo de duas a três bacias ou valas, construídas em série, com tamanho adequado a serem preenchidas no tempo de 2 a 3 dias com água residuária e deixá-los infiltrar nos 7 a 9 dias seguintes. Neste período, enquanto outro conjunto de valas ou bacias são preenchidas, o solo seca e restabelece as condições aeróbias. Devido às taxas de aplicação serem mais elevadas, as perdas por evaporação são pequenas, e a maior parte do líquido percola pelo solo, sofrendo assim o tratamento. Esta água pode ser recuperada por um sistema de drenagem subsuperficial ou por poços freáticos. O nível de tratamento atingido por este sistema é o terciário.

Vantagens:

- As mesmas vantagens da infiltração lenta (somente a eficiência na remoção de poluentes é um pouco menor), mais:
- requisitos de área bem inferiores ao da infiltração lenta;
- reduzida dependência da declividade do solo;
- aplicação durante todo o ano.

Desvantagens:

- As mesmas desvantagens da infiltração lenta, porém com menores requisitos de área e possibilidade de aplicação durante todo o ano e mais:
- pode ocorrer a contaminação do aquífero subterrâneo com nitratos.



Figura 29: sistema de tratamento por infiltração rápida ou de alta taxa.

7.3.5.3 - Aplicação com escoamento superficial

Neste sistema, a água residuária é filtrada e estabilizada ao escoar pela superfície do solo, a qual contém uma cobertura vegetal, que usualmente é a grama. A descarga dos líquidos é controlada, com o uso de aspersores de alta ou baixa pressão (figura 30a) ou tubulações ou canais de distribuição com aberturas intervaladas (figura 30b). A superfície do solo deverá ser uniforme com uma declividade variando de 2 a 8%. O crescimento da vegetação permitirá uma proteção ao solo contra a erosão e providenciará uma camada suporte na qual os microrganismos se estabelecerão, configurando a área de tratamento. Essa vegetação, devido à presença dos nutrientes aplicados e ao excesso de água, crescerá muito rapidamente, exigindo maior frequência de poda. A capacidade de infiltração dos solos deve ser baixa e a aplicação deve ser intermitente, com períodos de descanso de dois a três dias (para isso,

costuma-se operar com campos ou quadras em série). O nível de tratamento atingido por este sistema é o terciário.

Vantagens:

- As mesmas de infiltração rápida, porém apresenta geração de efluente final e tem maior dependência da declividade do terreno, mais:
- dentre os métodos de disposição no solo, é o com menor dependência das características do solo.

Desvantagens:

- As mesmas da infiltração rápida, mais:
- maior dependência da declividade do solo;
- geração de efluente final.

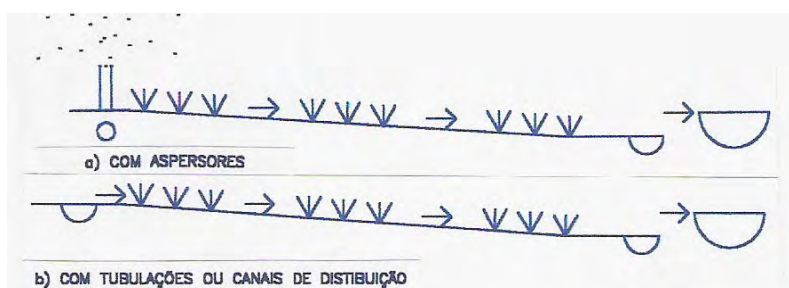


Figura 30: sistemas de tratamento com escoamento superficial.

7.3.5.4 - Infiltração subsuperficial

Nos sistemas de infiltração subsuperficial, o esgoto pré-tratado é aplicado abaixo do nível do solo. Os locais de infiltração são preparados em escavações abaixo do nível natural do terreno ou aterros acima deste nível, preenchidas com um meio poroso e/ou canais ou dutos de distribuição e captação. O meio do enchimento poroso permite o livre fluxo dos esgotos e proporciona o armazenamento dos mesmos durante vazões de pico. O esgoto penetra no solo, onde ocorre o tratamento complementar. O nível de tratamento atingido por este sistema é o secundário, podendo chegar ao terciário.

Os sistemas de infiltração subsuperficial podem ser classificados como:

a) Valas de infiltração (figura 31)

É um processo de tratamento e disposição do esgoto efluente de pelo menos um tratamento primário, que consiste na percolação do mesmo no solo onde ocorre a depuração devido aos processos físicos (retenção de sólidos) e bioquímicos (oxidação). Como utiliza o solo como meio filtrante seu desempenho depende grandemente das características do solo, assim como do seu grau de saturação por água. A aplicação dos esgotos neste processo deve ser intermitente, para assegurar a condição aeróbia no interior da vala de infiltração, exigindo, portanto, no mínimo duas valas de infiltração, com alternância no máximo a cada seis meses. As valas devem ter profundidade entre 0,60 a 1,00 m e largura de 0,50 m a 1,00 m com tubos de drenagem com diâmetro mínimo de 100 mm. O comprimento máximo para cada vala de infiltração é de 30 m. O espaçamento lateral entre as valas deve ser no mínimo de 1,00 m.

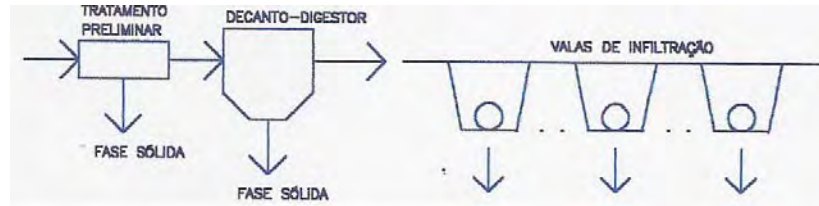


Figura 31: sistema de tratamento por valas de infiltração.

b) Poços absorventes (sumidouros)

O poço absorvente ou sumidouro (figura 32), é a unidade de depuração e de disposição final do efluente do tanque séptico verticalizado em relação à vala de infiltração. Devido a esta característica o seu uso é indicado somente nas áreas onde o solo não seja arenoso, ou muito impermeável, porém fissurado e onde o fundo do poço fique no mínimo a 1,50 m acima do nível aquífero máximo. Os critérios e as considerações principais seguem aquelas relativas às da vala de infiltração, exceto no que tange ao processo aeróbio, uma vez que se torna difícil manter aquela condição no interior do poço. Por esta razão, a obstrução das superfícies internas do sumidouro é mais precoce. Na ocasião da substituição por outro poço, recomenda-se a exposição ao ar livre das paredes internas do sumidouro substituído, durante pelo menos seis meses, para permitir a recuperação da capacidade infiltrativa. Se forem construídos dois ou mais poços para o funcionamento intermitente, a distância mínima entre eles deve ser de 1,50 m. O diâmetro mínimo interno do poço deve ser 0,30 m. As paredes destes poços podem ser de alvenaria de tijolos gradeadas ou de concreto convenientemente furadas.

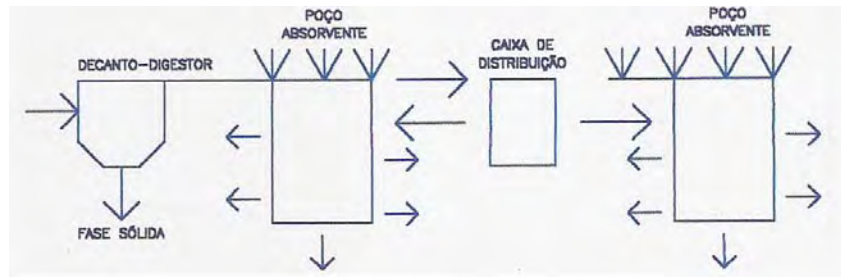


Figura 32: sistema de tratamento com poços de infiltração ou absorventes.

c) Valas de filtração ou filtros de areia

É um processo que consiste na filtração do esgoto através da camada de areia, onde se processa a depuração por meio físico (retenção) e bioquímico (oxidação) devido aos microrganismos fixos nas superfícies dos grãos de areia. Os sistemas de vala de filtrações (figura 33), são constituídos por pelo menos duas valas com canalizações superpostas, com uma camada de areia entre as mesmas. A profundidade das valas é de 1,20 a 1,50 m, com largura na parte inferior de 0,50 m, onde está a tubulação receptora (tubos para drenagem com diâmetro mínimo de 100 mm), envolvida por brita um. A camada de areia entre a tubulação receptora e a de distribuição deve ter espessura mínima de 0,50 m. A tubulação distribuidora deve ser feita com tubos de drenagem com diâmetro mínimo de 100 mm, envolvida por pedra britada, coberta com papel alcatroado ou similar sobre o qual é aplicada uma camada de terra para completar o enchimento da vala. A aplicação do esgoto deve ser feita de forma intermitente.

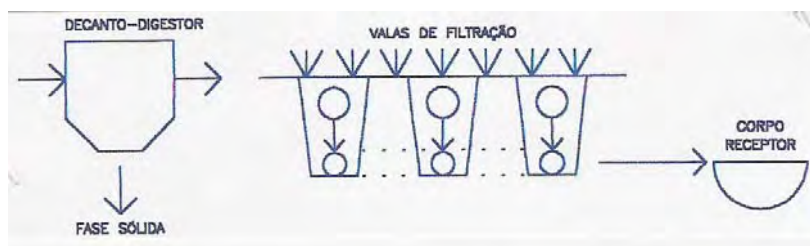


Figura 33: sistema de tratamento por valas de filtração.

d) Terras úmidas (pântanos, banhados, “wetlands”)

Terras úmidas (figura 34), são terras onde a superfície da água está perto da superfície do solo, por período longo o suficiente para manter condições de solo saturado, ao longo do ano e com vegetação característica associada. Isto é obtido com a construção de um leito permeável, com camada inferior impermeável, para prevenir a contaminação do lençol freático e conter o substrato que suporta o crescimento das macrófitas aquáticas e do biofilme bacteriano. Assim, a água residuária flui lateralmente e é purificada durante o contato com a superfície do substrato, rizomas e raízes, local de concentração do biofilme de bactérias degradadoras. Este tipo de sistema tem como vantagens o menor potencial para geração de odores e um menor potencial para surgimento de mosquitos e ratos. As terras úmidas procuram mimetizar algumas funções das terras úmidas naturais, especialmente a capacidade de degradar matéria orgânica e conter nutrientes. Uma variedade de macrófitas aquáticas tem sido usada na construção de terras úmidas, em particular, as do tipo emergente, atendendo muitas vezes à preferência do projetista ou pesquisador. Entre as mais usadas estão as espécies pertencentes aos gêneros *Typha*, *Juncos*, *Scirpus*, *Carex* e *Phragmites*.

Os solos das terras úmidas, submersos por longos períodos, são anaeróbios. Para balancear essa situação usam-se as macrófitas aquáticas, as quais incorporam ar pelas folhas e o transferem para os rizomas e raízes por meio do aerenquima (um tipo de tecido vegetal), permitindo que o substrato, na vizinhança imediata de rizomas e raízes, fique aeróbio pela transferência de oxigênio. Estudos em escala real e experimental têm mostrado que esses sistemas possuem boa capacidade de redução da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo, traços de metais e orgânicos e patogênicos. Essa redução é efetuada por diversos mecanismos de sedimentação, filtração, precipitação e adsorção química, interações microbiana e da vegetação e complexação. Neste sistema não é necessário o corte da vegetação, que só é recomendado quando se pretende aumentar a remoção de nutrientes. Sempre que se realiza operações de corte e recorte com as macrófitas aquáticas estas se desenvolvem mais intensamente, consumindo quantidades razoáveis de nutrientes.

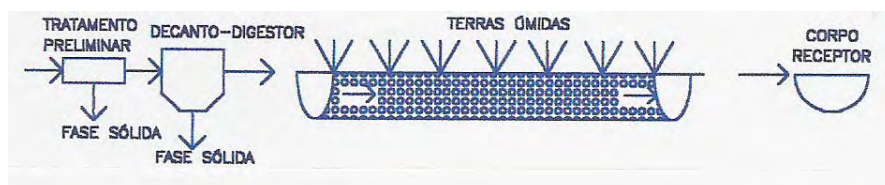


Figura 34: sistema de tratamento por terras úmidas.

e) Leito de evapotranspiração

Os leitos de evapotranspiração (figura 35), consistem basicamente em fazer passar o efluente dos esgotos após tratamento primário e/ou secundário, numa camada de solo orgânico, não

compactado, permeado por raízes de plantas, ou por um leito de pedras sob esta camada de solo orgânico.

Os leitos de evapotranspiração podem estar ao nível natural do terreno ou acima deste (quando o aquífero estiver muito próximo da superfície). Também podem ser impermeabilizados no fundo e nas laterais ou permitirem a infiltração da água, no sub-solo após passar pela camada de solo orgânico. O nível de tratamento das águas após passarem pelo leito de evapotranspiração é equivalente ao nível terciário. Na superfície do leito de evapotranspiração podem ser cultivada plantas ornamentais, para ração animal, para produção de biomassa ou mesmo para alimentação humana (neste caso as partes usadas não devem ter contato com o solo).

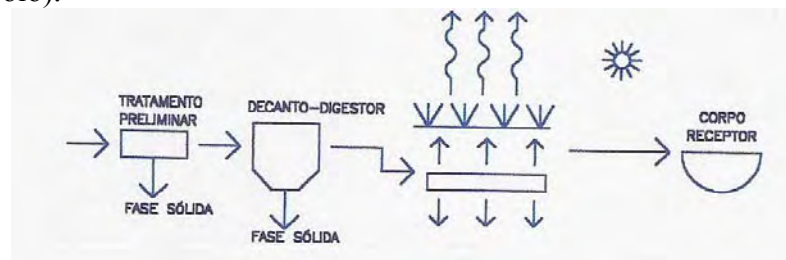


Figura 35: sistema de tratamento com leito de evapotranspiração.

Vantagens:

- Além das vantagens específicas mencionadas juntamente com as descrições dos sistemas de infiltração subsuperficial, estes sistemas tem as mesmas vantagens da infiltração rápida, mais:
- possível economia na implantação dos interceptores;
- ausência de maus odores;
- o terreno superior pode ser utilizado como área verde, parques e jardins;
- independência das condições climáticas;
- ausência de problemas relacionados à contaminação de vegetais e dos trabalhadores.

Desvantagens:

- Além das desvantagens específicas mencionadas juntamente com as descrições dos sistemas de infiltração subsuperficial, estes sistemas tem as mesmas desvantagens da infiltração rápida, mais:
- têm necessidade de unidades de reserva para permitir a alternância de utilizações entre as mesmas (operação e descanso);
- os sistemas maiores necessitam de terrenos bem permeáveis para reduzir os requisitos de área.

7.4 - SISTEMAS COM TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO LOCAL

Os sistemas com tratamento e disposição local dos esgotos têm como premissas básicas a efetivação do tratamento e a disposição do esgoto junto às unidades onde este é produzido ou em locais próximos à estas (distância em média de 300 a 500 metros). Normalmente são sistemas bastante simples, com pouco ou nenhum emprego de energia elétrica, com baixos requisitos de operação, manutenção e área.

A importância destes tipos de tratamentos cresce na medida em que escasseiam os recursos públicos e o crescimento demográfico é muito intenso, impossibilitando o acompanhamento imediato de todas as obras necessárias de infra estrutura.

Os sistemas mais conhecidos e utilizados são os seguintes;

7.4.1 - Privadas secas

As privadas secas começaram a ser utilizadas muito antes da invenção e posterior popularização das privadas com descargas hídricas. Baseado em Jenkins (1999) e Del Porto e Steinfeld (2000) existem três tipos de privadas secas que são as mais conhecidas:

a) Sistema com recipientes móveis.

É o mais simples destes sistemas, que consiste em coletar as excretas com um pequeno tonel ou balde colocado no interior de uma estrutura sobre a qual está o assento sanitário (figura 36 a) Sempre que o sanitário é usado, cobre-se as excretas com terra, cinzas, serragem ou outro material adequado. Quando o recipiente está cheio, este é substituído por outro e colocado em um local apropriado até que a compostagem se complete, sendo, então esvaziado, e o seu conteúdo aplicado como fertilizante.

b) Sistema carrousel

Consiste num recipiente com vários compartimentos (figura 36 b). Quando um compartimento está cheio, este recipiente é girado de forma a posicionar outro compartimento sob o assento sanitário. Os recipientes cheios são esvaziados após o período necessário para a compostagem. É um sistema de uso contínuo.

c) Sistema com duas câmaras

Consiste em duas câmaras geralmente construídas com alvenaria (figura 36c), que podem estar abaixo ou acima do nível do solo. Estas câmaras são usadas alternadamente, tendo cada uma um buraco de dimensões adequadas para receber o vaso sanitário, quando em operação e um tampão, quando na fase de compostagem. As câmaras construídas acima do nível do solo têm mais facilidade para serem esvaziadas.

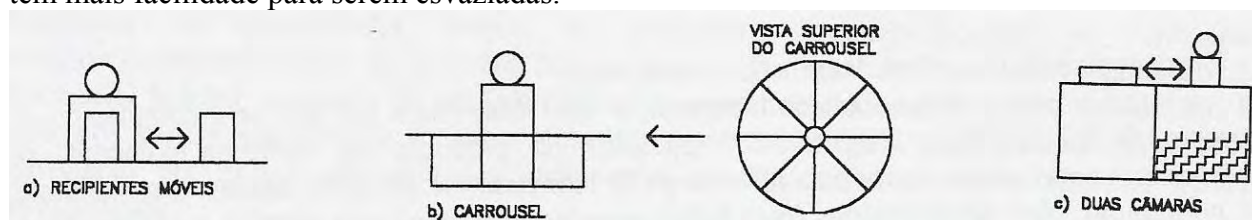


Figura 36: sistema de tratamento por privadas secas.

Vantagens:

- baixo custo de construção;
- operação e manutenção simplificadas
- não consome água;
- o risco à saúde é mínimo;
- não polui o solo;
- pode ser aplicada em locais onde o nível do aquífero está próximo da superfície;
- pode dispensar escavações (solos rochosos);

- o resíduo, após compostado, pode ser usado, com segurança, como adubo para hortas, jardins, pomares, etc.;

Desvantagens:

- é um sistema que apresenta inconvenientes para áreas de alta densidade populacional;
- requer o manejo dos resíduos após compostagem, que pode causar aversões das pessoas;
- requer soluções de tratamento e disposição para as outras águas servidas (águas cinzas);
- o aspecto estético e funcional do sistema não é agradável para muitas pessoas, já acostumadas com o sistema de descarga hídrica.

7.4.2 - Biodigestores

Conforme Macintyre (1996), os biodigestores têm as seguintes características e modos de funcionamento:

O biodigestor é uma câmara na qual, fora do contato com a luz e o ar, realizam-se a digestão anaeróbia de material orgânico convenientemente misturado com água, com a produção de biogás e os biofertilizantes. As principais partes de um biodigestor são: um tanque digestor que contém a biomassa e no qual se realizam as ações fermentadoras, acidogênicas e metanogênicas dos diversos tipos de bactérias e um armazenador para o biogás produzido, que pode ser um gasômetro de abóbada fixa ou de campânula flutuante.

Quanto ao sistema de alimentação, os biodigestores podem ser classificados em:

a) Biodigestores de alimentação contínua

Recebem a carga de biomassa sob forma semilíquida diariamente ou periodicamente, e a remoção do biofertilizante se faz com o biodigestor em funcionamento. Os suprimentos de biogás e de biofertilizante realiza-se de forma contínua. Os modelos mais empregados são o chinês e o indiano (figura 37). Atualmente estes dois modelos estão sendo adaptados com a utilização de invólucros plásticos infláveis .

b) Biodigestores de alimentação intermitente

São carregados com a carga total de biomassa, a qual fica retida até que seja completado o processo da biodigestão. Esgotada a capacidade de produção da biomassa colocada, o biodigestor é esvaziado e recebe uma nova carga de biomassa. É, portanto, um sistema que deve ter, no mínimo, dois equipamentos (com funcionamento alternado) para permitir a continuidade das operações.

Os biodigestores apresentam as seguintes vantagens e desvantagens:

Vantagens:

- além do tratamento dos esgotos, permite o tratamento conjunto de outros resíduos sólidos (lixo orgânico, excretas de animais, e restos vegetais);
- produz quantidades razoáveis de biogás (volumes maiores que qualquer outro sistema de tratamento de esgoto);
- produz, como resíduo, um composto seguro e muito bom para ser usado como adubo;
- não tem nenhum risco de poluição acidental ao ambiente;

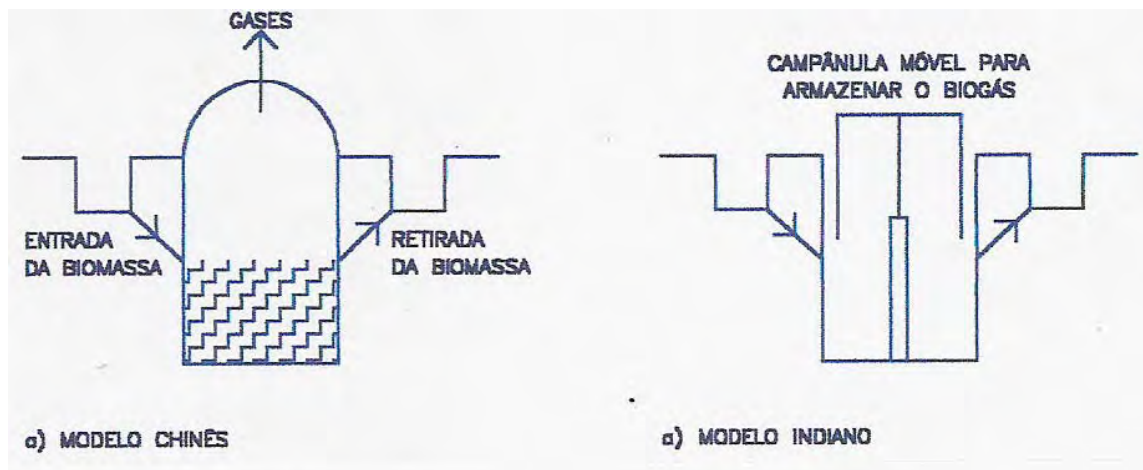


Figura 37: os dois modelos mais utilizados de biodigestores.

Desvantagens:

- o biogás pode ser explosivo, se combinado em determinada proporção com o ar;
- requer operação permanente (alimentação, retirada do composto e agitação da mistura no interior do biodigestor);
- só funciona em temperaturas entre 30 a 37° C;
- necessita de dosagem adequada (metade sólidos e metade líquidos) da matéria que será digerida (misturas inadequadas podem azedar e ocasionar a paralisação da digestão, sendo necessário o esvaziamento do biodigestor para que o mesmo possa operar novamente);
- o pH da água deverá estar entre 7,2 a 8,2;
- a água deve estar isenta de desinfetantes, detergentes, produtos clorados e defensivos agrícolas;
- os estrumes dos animais não podem conter antibióticos (muitos aviários costumam colocar antibióticos na ração das galinhas);

7.4.3 - Sistemas combinados com tanques sépticos

As normas técnicas NBR 7229/93 e 13969/97, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) apresentam alternativas técnicas para o tratamento local dos esgotos, que têm o tanque séptico (que pode ser de câmara única, sobrepostas ou em série), como unidade preliminar. Conforme as necessidades locais, as alternativas citadas podem ser utilizadas complementarmente entre si, para atender ao maior rigor legal ou para efetiva proteção do manancial hídrico, a critério do órgão fiscalizador competente. Como se tratam de sistemas já descritos para as estações de tratamento de esgoto, evidentemente com menores dimensões, adequadas aos fluxos das unidades onde serão implantados, serão estes sistemas apenas relacionados:

- a) Sumidouro
- b) Valas de infiltração
- c) Valas de filtração
- d) Filtro anaeróbio
- e) Filtro aeróbio
- f) Filtro de areia

Vantagens e Desvantagens:

São as mesmas já descritas para estes sistemas, na parte que trata dos sistemas usados nas estações de tratamento de esgotos.

7.5 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

A observação da história e da atualidade dos sistemas de tratamento e disposição dos esgotos, alerta para o grande déficit em relação ao tratamento dos esgotos. Um sistema de baixo custo, com montagem simples e que utilize materiais comuns e locais, com possibilidade de ser empregado em larga escala, principalmente para as populações mais carentes de recursos, mostra-se de grande importância para eliminar este déficit.

Por sua vez, a análise do uso da água e do ciclo hidrológico, ressalta a importância de que a intervenção humana neste ciclo se dê de forma sustentável, isto é, evitando a sobrecarga do ambiente com águas poluídas (ou mesmo parcialmente tratadas). Um sistema que trate as águas servidas no local, e permita o aproveitamento dos poluentes destas águas na forma de insumos para a produção vegetal, devolvendo as águas purificadas para o ciclo, pela evapotranspiração e infiltração no solo, pode ser considerado sustentável.

O estudo da microbiologia de tratamento dos esgotos permite a apropriação de alguns importantes princípios, destacando-se o de que, quanto mais concentrado for o esgoto, mais facilitado será o seu processo de depuração. Também são importantes a homogeneização do esgoto, durante o tratamento, com o lançamento dos afluentes junto ao fundo dos equipamentos e o não lançamento de águas contaminadas com produtos químicos (águas cinzas), que podem retardar ou suspender a depuração biológica dos esgotos.

A análise dos principais sistemas de tratamento dos esgotos descritos no capítulo sete, mostra que alguns sistemas em uso há mais de um século, como os decanto-digestores e a disposição controlada no solo, se associados a outros de utilização mais recente, como os filtros anaeróbios (empregados há pouco mais de 40 anos) e valendo-se dos princípios básicos de sistemas de concepção mais recente, como o lançamento dos afluentes na parte inferior dos reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) e de leito fluidificado (RALF), podem oferecer um eficiente tratamento para os esgotos sanitários residenciais.

O sistema modular com separação das águas (SMSA) atende a todos estes princípios, merecendo uma descrição mais detalhada realizada a seguir, assim como um cotejamento deste sistema com os demais sistemas de tratamento dos esgotos. As aplicações práticas deste sistema, descritas mais adiante, fornecem evidências de que é um sistema promissor, embora ainda sejam necessárias análises envolvendo períodos de tempo de cinco a dez anos de funcionamento.

8. TRATAMENTO DOS ESGOTOS PELO SISTEMA MODULAR COM SEPARAÇÃO DAS ÁGUAS

Este sistema trata e reutiliza as águas residuárias residenciais separando-as, conforme as suas origens: claras, cinzas e negras. As primeiras são provenientes de águas das chuvas. Águas cinzas são as águas resultantes dos usos do chuveiro, banheira, lavatório, pia de cozinha, tanque para lavar roupa e máquinas de lavar louças e roupas. Também podem ser consideradas como águas cinzas as águas que foram utilizadas para limpezas dos pátios, ferramentas, utensílios e veículos. O terceiro e último grupo são as águas resultantes das descargas hídricas dos vasos sanitários.

Os diferentes níveis de contaminação destas águas permitem que se adote um sistema de separação delas, com tratamentos específicos para cada grupo. Assim procede-se aos tratamentos modulares, onde cada grupo de água residuária residencial será tratado e reutilizado por equipamentos mais adequados à categoria da água a ser tratada. Com estas providências, duas vantagens são imediatas: os tratamentos são mais eficientes, uma vez que são específicos para as descontaminações de cada grupo das águas e os equipamentos são de menor porte, portanto, mais econômicos.

As **águas claras**, normalmente, necessitam somente de uma remoção dos sólidos grosseiros (folhas de árvores, papeis, plásticos, etc.) que pode ser feito por um simples gradeamento; e uma remoção dos sólidos em suspensão, que pode ser feito por decantação, em períodos que, normalmente, não devem superar duas horas. Com estes simples tratamentos, têm-se águas em ótimas condições para os usos, principalmente em descargas hídricas, lavagens de roupas e de veículos, utensílios, pátios e ferramentas. Os permacultores usam as águas das chuvas, filtradas, para beber e cozinhar e, sem filtragem, para a higiene pessoal. Em muitas regiões, esta água é mais confiável do que as águas extraídas dos mananciais superficiais (rios, lagos e lagoas), geralmente muito poluídas, ou então de poços rasos (com menos de 20 metros de profundidade), em zonas contaminadas (ORTIZ, 2002).

As **águas cinzas** têm uma certa quantidade de contaminantes químicos, resultantes dos produtos utilizados para limpezas (sabões, saponáceos, sabonetes, shampoos, detergentes, água sanitária, amaciantes, condicionadores para roupas, biocidas e outros). Contêm muitos sólidos em suspensão (terras, poeiras, fibras orgânicas e sintéticas dos tecidos, fios de cabelo e outros). Também apresentam gorduras, graxas e óleos. A decantação adequada irá remover, principalmente, os sólidos em suspensão, tornando estas águas mais adequadas para o tratamento a ser feito no leito de evapotranspiração e infiltração (LETI).

As **águas negras** têm elevada contaminação de origem orgânica (fezes e urinas). O tratamento em separado destas águas torna-se mais eficiente, pois não é afetado pelos produtos químicos das águas cinzas e nem prejudicado pela elevada quantidade de sólidos, normalmente carregados pelas águas claras e cinzas. Por trabalhar com elevada concentração de matéria orgânica (sem a diluição normalmente provocada pelas águas claras e cinzas), o sistema de tratamento torna-se mais eficiente e pode operar em volumes menores, resultando em equipamentos mais econômicos e ocupando áreas menores que os sistemas convencionais (FORESTI et al., 1999).

As águas cinzas e negras, após passarem pelos respectivos sistemas de tratamento, são agrupadas na caixa misturadora e conduzidas para o aproveitamento dos nutrientes, que ainda possuem, pelas plantas do LETI. Esta mistura é importante, pois as águas cinzas são alcalinas e podem prejudicar vários tipos de vegetações (alguns tipos são resistentes às águas alcalinas). Como as águas negras, efluentes do reator anaeróbio, são mais ácidas, esta mistura tende a um equilíbrio do pH (entre 6 e 7).

No LETI estas águas promovem não só uma irrigação permanente, como também fornecem nutrientes essenciais para as plantas (N e P, principalmente). O excesso de água não utilizado pelas plantas do LETI, devidamente purificado, com equivalência a um nível terciário de tratamento convencional de esgotos, infiltra no solo e, eventualmente, alguma quantidade escorre na superfície (realimentação dos mananciais de águas subterrâneas e superficiais).

Os equipamentos utilizados neste sistema de tratamento modulado das águas residenciais são todos de construção simples, com o uso de materiais comuns. A manutenção é fácil de ser feita (limpezas periódicas dos decantadores das águas cinzas).

Salvo em condições atípicas, estes sistemas não necessitam do emprego de energia externa, a não ser a força gravitacional.

Também não utilizam nenhum tipo de aditivo químico, em nenhuma das fases do tratamento. Trata-se de um sistema biológico (natural).

Todos estes fatores contribuem para que os custos de construção e manutenção destes equipamentos seja muito baixo e, portanto, mais acessível à população de baixa renda.

Este sistema está integrado ao ciclo hidrológico, uma vez que realimenta as diferentes fases deste, quer pela evapotranspiração e infiltração das águas, realizadas pelo LETI, quer pela alimentação das águas de superfície com as águas descontaminadas excedentes do tratamento.

O uso do LETI também estimula a manutenção de espaços verdes junto às residências, que podem ser utilizados para o lazer e para ornamentação (jardins e bosques) e/ou para produção de alimentos e de biomassa (hortas e pomares).

8.1 - ÁGUAS CINZAS

Del Porto & Steinfeld (2000), classificaram as águas cinzas nas seguintes subcategorias:

- a) Efluentes das cozinhas ou pias de preparação de alimentos e lavagens de utensílios (copos, pratos, talheres, etc.), que podem conter significativas quantidades de graxas, óleos e partículas de alimentos e microrganismos patogênicos, como a salmonella e sangue, de origem animal;
- b) águas de descarga das máquinas de lavar roupas, das lavanderias, que apresentam grandes volumes de partículas de tecidos não biodegradáveis –especialmente poliéster, nylon e polietileno; quantidades significativas de detergentes, sabões e matérias insolúveis, como

areias, fuligens e poeiras; também podem apresentar alguma quantidade de bactérias fecais;

- c) águas servidas de pias das garagens e das lavagens dos pisos destas, que podem conter compostos químicos tóxicos acidentalmente lançados nestes recintos;
- d) águas provenientes dos chuveiros, banheiras e lavatórios, que podem conter bactérias fecais e patogênicos;
- e) outras águas residuárias, como as provenientes dos desumidificadores, dos aparelhos de ar condicionado e outros.

8.1.1 – Principais produtos existentes nas águas cinzas

Del Porto & Steinfeld (2000), relacionam como principais produtos, que normalmente estão presentes nas águas cinzas: os sabões, detergentes e corantes, seguidos por óleos, lodos e sujeiras resultantes das operações de limpeza com águas. Em menores quantidades, podem ser encontrados nas águas cinzas os seguintes produtos: shampoos, produtos para limpeza de roupas e de utensílios de cozinha, géis para limpeza corporais, cremes dentais e purificadores bucais. Estes autores descrevem, mais detalhadamente, os principais produtos encontrados nas águas cinzas:

Sabões

Sabões são sais alcalinos de uma longa cadeia de ácidos graxos. Eles emulsificam solos, micróbios e líquidos e os desprendem das superfícies, e são surfactantes, pois reduzem a tensão superficial da água, para as limpezas ou remoções das sujeiras, rompendo os vínculos que os constituintes das sujeiras formam nas superfícies, carreando-os em suspensão nas águas de lavagens.

Os sabões diferem significativamente dos detergentes em certas importantes propriedades e performances. Sabões e águas pesadas podem originar uma espuma com mais tenacidade. Sabões em barras ou em flocos são feitos com um reativo hidróxido de sódio, um forte alcalino, gordura animal, lanolina, glicerina ou óleos vegetais.

O uso do sódio nos sabões promove a elevação do pH ou da alcalinidade nas águas cinzas. O sódio pode inibir o transporte de água e nutrientes em algumas plantas. Em outras palavras, o sódio pode causar hipertensão nas plantas, da mesma forma que ocorre nos humanos. O potássio, usado como um dos elementos básicos dos sabões, é benéfico para os sistemas de irrigações, porque o potássio é fertilizante e um benéfico nutriente. O hidróxido de potássio é um excelente removedor de graxas.

Detergentes

Os detergentes produzem os mesmos efeitos que os sabões. Eles contêm surfactantes, produtos químicos que têm funções específicas:

- 1) Construtores – normalmente retêm ou precipita íons metálicos polivalentes, como os íons de cálcio e magnésio, presentes na solução de limpeza;
- 2) corantes;

- 3) inibidores de corrosão;
- 4) modificadores de espumas;
- 5) agentes branqueadores;
- 6) enzimas;
- 7) agentes antideposição.

Estes produtos químicos penetram e umedecem superfícies sólidas, desagregam, solubilizam ou emulsificam várias substâncias, especialmente óleos e graxas. Eles também dispersam ou mantêm em suspensão as substâncias nos líquidos, para prevenir a deposição nas superfícies ou tecidos que foram limpos.

Desinfetantes nos produtos de limpeza

Desinfetantes podem matar, tanto os microrganismos benéficos, quanto os patogênicos. O uso excessivo dos desinfetantes podem reduzir ou prejudicar os microrganismos benéficos nos sistemas biológicos de tratamento. Os desinfetantes à base de cloro são os mais prejudiciais.

Fósforo

Embora o fósforo tenha sido banido de muitos detergentes para lavagem de roupas, as águas cinzas ainda apresentam uma contribuição de metade a dois terços do fósforo nos esgotos combinados (águas cinzas e negras). O fósforo é um grande poluente das águas superficiais, porém, é muito importante para o crescimento da vegetação.

Nitrogênio

Os detergentes, sabões, terras, gorduras, óleos e graxas existentes nas águas cinzas, adicionam uma boa quantidade de carbono nestas águas, mas pouca quantidade de nitrogênio (a maior parte do nitrogênio existente nos esgotos combinados provêm da urina). Todas as células vivas necessitam de carbono digestivo para o crescimento, assim como uma fonte de energia e de nitrogênio e outros nutrientes, como fósforo e potássio, para a síntese das proteínas, para a construção das paredes das células e outras estruturas.

Carbono

Em um sistema biológico, as primeiras moléculas contendo carbono a serem consumidas são as pertencentes aos carboidratos, de assimilação mais fácil, como os açúcares e os amidos; enquanto que os compostos de assimilação mais difícil só serão consumidos após o esgotamento dos primeiros. Nas águas cinzas, a limitação do nitrogênio disponível pode prejudicar a digestão das gorduras, óleos, graxas, sabões, detergentes, terras, tecidos biodegradáveis, poeiras e fuligens. Estas matérias podem ocasionar entupimentos nos dutos de distribuição e de irrigação, bem como fechar a porosidade do solo, prejudicando a absorção das águas cinzas nos processos de disposição controlada no solo superficial.

8.1.2 – Grau de contaminação das águas cinzas

As águas cinzas apresentam níveis de contaminantes bem menores que os das águas negras, justificando plenamente que sejam separadas e submetidas a tratamentos diferenciados. Conforme Gelt (2002), as águas cinzas têm qualidades inferiores às águas potáveis, porém bem superiores às das águas negras. São muito apropriadas para irrigações subsuperficiais, promovendo um vigoroso crescimento da vegetação. Outros usos para as águas cinzas devem

ser examinados com cautela, tendo em vista, principalmente, a limitação do tempo em que estas águas podem ficar armazenadas.

As águas cinzas contêm, normalmente, detergentes que possuem nitrogênio e fósforo, que são nutrientes das plantas. Também contêm cloro e sódio, que podem ser prejudiciais para algumas espécies de vegetais mais sensíveis. Gelt (2002), ainda pondera que com os crescentes custos das águas tratadas, os usos das águas cinzas devem ser considerados como recursos de grande valor. As águas cinzas, quando utilizadas somente com o tratamento preliminar (decantação), economizam energia e promovem nutrientes para as plantas. O Departamento de Qualidade Ambiental do Estado do Arizona (EUA) estabeleceu uma legislação que regula a utilização das águas cinzas residenciais para irrigações. Neste contexto, recomenda-se evitar a irrigação superficial, que pode formar indesejáveis poças d'água, que podem cheirar mal e atrair insetos.

Gelt (2002), menciona alguns aspectos estabelecidos pela legislação do Departamento de Recursos de Águas da Califórnia (EUA) – CDWR, em inglês - acerca dos usos das águas cinzas:

- O CDWR define como águas cinzas todas as águas residuárias residenciais, exceto as efluentes dos vasos sanitários e das pias de cozinha;
- o uso das águas cinzas deve se limitar à irrigação subsuperficial;
- a definição da camada subsuperficial a ser irrigada será definida de acordo com os tipos de solos: a espessura mínima é para os solos arenosos, equivalente a 0,20 m e a máxima, para solos argilosos, equivalente a 0,30 m.

Lindstrom (2000), relacionou quatro principais diferenças entre as águas cinzas e negras, em relação aos níveis de contaminações:

- a) As águas cinzas contêm menos de um décimo de nitrogênio do que as águas negras;
- b) as águas cinzas contêm bem menos patogênicos que as águas negras. Médicos e profissionais de saúde pública, tem as águas negras como uma significativa fonte de microrganismos patogênicos de origem humana. Salvo raras exceções, os microrganismos que causam danos à saúde humana, não conseguem se reproduzir fora do corpo humano, mas são capazes de sobreviverem, especialmente se estiverem hospedados nas fezes humanas. Separando as águas cinzas das negras, consegue-se reduzir dramaticamente a periculosidade causada por estes microrganismos, uma vez que as águas cinzas estarão livres da contaminação pelas fezes e, por consequência, dos microrganismos patogênicos;
- c) o conteúdo orgânico típico das águas cinzas se decompõe mais rapidamente do que o conteúdo orgânico das águas negras (ver gráfico na figura 38). A quantidade de oxigênio requerida para a decomposição dos orgânicos contidos nas águas cinzas, durante os primeiros cinco dias (conhecido como Demanda Bioquímica de Oxigênio após cinco dias, ou DBO_5), constitui 90% do total da demanda bioquímica de oxigênio última (DBO_u), necessária para a decomposição completa. A DBO_5 para as águas negras é somente 40% da DBO_u . No primeiro dia, a DBO das águas cinzas fica por volta dos 40% da DBO_u , enquanto a DBO das águas negras fica em torno de apenas 8% da DBO_u . A decomposição da matéria orgânica das águas negras pode continuar a consumir oxigênio por longo tempo e contaminar uma área maior a partir do ponto de descarga, do que as

águas cinzas. A rápida taxa de estabilização das águas cinzas é vantajosa na prevenção da poluição das águas, assim como a matéria orgânica é rapidamente decomposta no solo durante a infiltração e é menos impactante ao ambiente que as águas negras;

- d) nas residências onde existem crianças que usam fraldas não descartáveis, a matéria fecal contida na água de lavagem destas fraldas, sofre um efeito eliminador das bactérias patogênicas pela exposição destas aos detergentes.

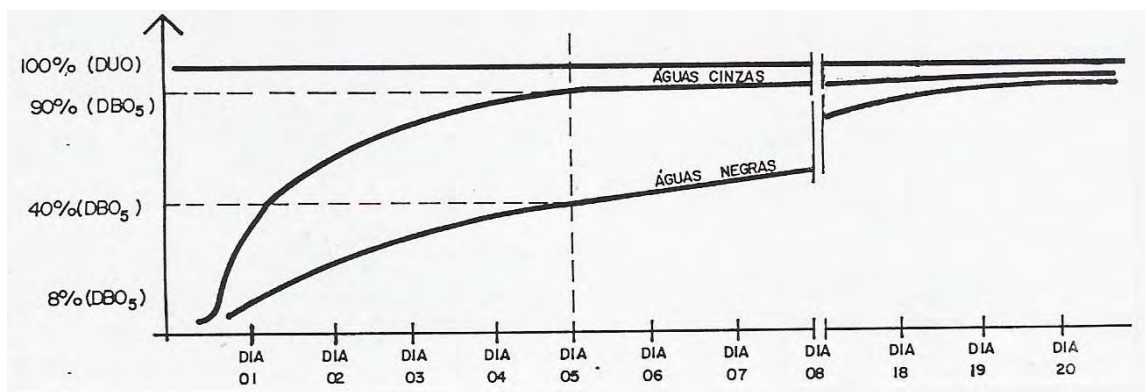


Figura 38: gráfico comparativo da DBO₅ das águas cinzas e negras (LINDSTROM, 2000).

8.1.3 – Irrigação com as águas cinzas

Quando manejadas apropriadamente, as águas cinzas podem se constituir num valioso recurso para plantações de hortas ou de outros tipos de culturas, incluindo plantas ornamentais ou jardins, para as moradias. É um importante recurso para os paisagistas e construtores, pois alia as vantagens de uma paisagem produtiva, no mesmo espaço para tratamento dos efluentes das águas cinzas. Assim, o mesmo fósforo, potássio e nitrogênio existentes nas águas cinzas, que seriam potenciais poluidores dos lagos, rios e águas subterrâneas, são transformados em excelentes fontes de nutrientes para a vegetação (LINDSTROM, 2000).

Ludwig (2001), comenta que algumas pessoas plantam alfaces e cenouras em hortas irrigadas com águas cinzas, sem nenhum tratamento, enquanto outras pessoas estão preocupadas com a possibilidade de que as frutas dos pomares irrigados com estas águas possam conter moléculas de sabão biodegradável, esquecendo que, diariamente, elas bebem traços destes sabões diretamente, em cada copo de água ou prato de comida que ingerem. Este autor afirma enfaticamente que é absolutamente impossível a contaminação do subsolo pelo sistema de irrigação subsuperficial das águas cinzas residenciais. As plantas e o solo, especialmente a camada superficial, biologicamente muito ativa, são fantasticamente efetivas no tratamento das águas residuárias. Salienta, no entanto, que em algumas residências, as águas cinzas devem passar por um tanque séptico antes de serem usadas nas irrigações, para atender as legislações locais.

Algumas plantas não podem receber águas cinzas e certas plantas não podem receber grandes volumes de qualquer tipo de água. Plantas acidofílicas podem viver longos períodos nas águas cinzas e certas plantas nativas, de áreas secas, sobrevivem por longos períodos sem irrigação, em estações secas. Portanto, os canteiros irrigados com águas cinzas devem ter plantas ávidas por água e, mesmo assim, deve ser evitado o umedecimento excessivo do solo (LUDWIG, 1994).

Para as irrigações com águas cinzas, os tubos flexíveis não são indicados, tendo em vista que permitem acúmulos de sedimentos nos anéis e, por serem flexíveis, podem formar bolsas que retêm água e sedimentos, que provocam a obstrução dos furos para a irrigação.

8.1.4 – As águas cinzas nas condições aeróbias

Contrariamente às águas negras, as águas cinzas não são malcheirosas imediatamente após a descarga. Entretanto, se forem coletadas em um tanque, estas águas consumirão rapidamente o oxigênio (ver item 8.1.2 - Grau de Contaminação) e se tornarão anaeróbicas. Uma vez alcançado o estado séptico, as águas cinzas poderão formar até lodos, dependendo dos gases gerados em função da densidade que elas podem apresentar, devido às matérias em suspensão. As águas cinzas sépticas podem apresentar maus odores como as águas negras. Assim sendo, a chave de um bem sucedido tratamento para as águas cinzas consiste em processá-las imediatamente, antes que se tornem anaeróbicas. Uma simples e muito apropriada técnica de tratamento consiste em lançar as águas cinzas, logo após serem formadas, num sistema de disposição superficial em solos orgânicos (ativos).

Ludwig (2001), afirma que o armazenamento pode transformar rapidamente as águas cinzas em negras. Este armazenamento não deve ultrapassar o volume de 200 litros, em se tratando de uma residência. O tempo máximo de armazenamento não deve ser maior do que 24 horas.

Em vista disto, o autor assevera que os sistemas que prevêm o reuso das águas cinzas, para as descargas hídricas nos vasos sanitários, são extremamente complexos e caros, porque estas águas necessitam de um razoável tratamento para serem armazenadas, sem que apresentem odores fétidos. Este tipo de tratamento tem os custos extremamente elevados. Como exemplo, estes sistemas têm um custo médio de \$ 10,000 (dez mil dólares); considerando uma taxa (elevada) de \$ 0,25 por litro de água tratada, seriam necessários 5 anos com 325 descargas por dia, para recuperar este investimento, sem contar os gastos com eletricidade e manutenções.

Quando usada apropriadamente, a água cinza é um valioso recurso para a horticultura e para a agricultura e, também para os jardins residenciais, cujo incremento é sempre muito apreciado (LINDSTROM, 2000).

A Figura 39 mostra um sistema de tratamento, com uma pré-filtragem para remover fibras, restos de alimentos óleos e graxas. Após, com um bombeamento, o efluente é distribuído diretamente no solo para irrigação das plantas.

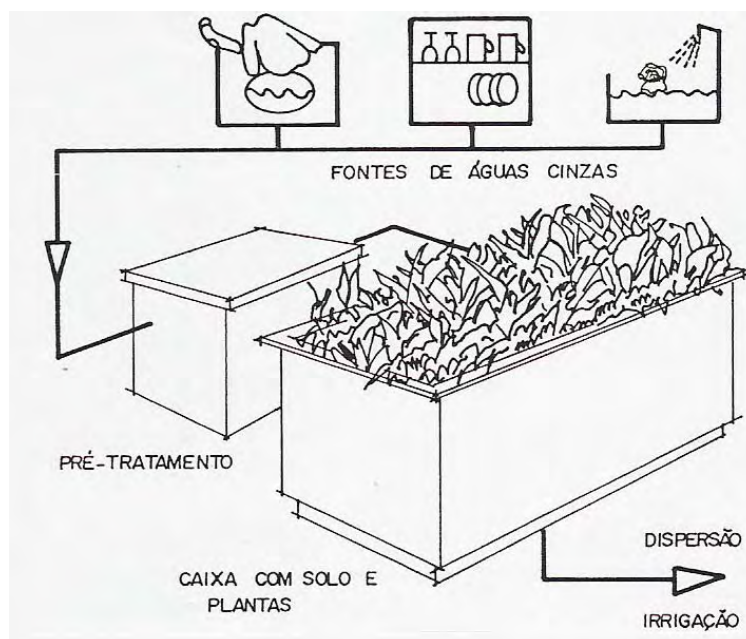


Fig. 39: tratamento das águas cinzas com bombeamento e caixa com solo e plantas. Fonte: LINDSTROM (2000).

8.1.5 – Análises físico-químicas das águas cinzas

Uma das primeiras análises das águas cinzas que se tem conhecimento, foi realizada na cidade de Estocolmo, na Suécia, em 1967, por Tullander, Ahl e Olsen, (apud Lindstrom, 2000). Este estudo foi realizado num conjunto habitacional, composto por vários blocos com apartamentos, onde os esgotos foram separados (águas cinzas e negras). Os resultados destas análises estão resumidos na tabela 4 :

Tabela 4: componentes das águas cinzas e negras.

Componentes	Águas cinzas	Águas negras
DBO ₅ (g/p.d.)	25	20
DQO (g/p.d.)	48	72
Fósforo total (g/p.d.)	2,2	1,6
Nitrogênio Kjeldahl (g/p.d.)	1,1	11
Resíduos não voláteis (g/p.d.)	33	14
Resíduos voláteis (g/p.d.)	44	39
Resíduos não filtráveis (g/p.d.)	18	30
Afluentes (litros)	121,5	8,5

g/p.d. = grama/pessoa.dia (24 h)

(fonte: THULLANDER, AHL & OLSEN apud LINDSTROM, 2000).

A Dra. Margaret Findley, bioquímica americana (apud Lindstrom, 2000) realizou várias pesquisas relacionadas com a separação das águas cinzas e negras. Os resultados destas pesquisas estão compilados na tabela 5 :

Tabela 5 : cargas médias dos componentes nas águas cinzas separadas e misturadas com as negras (em gramas por pessoa por dia).

Tipo	Águas cinzas	Águas cinzas e negras misturadas
DBO ₅ (g/p.d)	34	71
Sólidos suspensos (g/p.d)	18	70
Nitrogênio total (g/p.d)	1,6	13,2
Fósforo total (g/p.d)	3,1	4,6
Fósforo total (com detergentes sem fósforo) (g/p.d)	0,5	1,9

g/p.d = grama/pessoa.dia (24 h)

(fonte: FINDLEY, apud LINDSTROM, 2000).

Um estudo sobre as características das águas cinzas residenciais foi realizado em novembro de 1992 pelo Departamento de Recuperação de Águas da Cidade de Los Angeles, Califórnia, EUA, cujos resultados foram resumidos na tabela 6:

Tabela 6 : características das águas cinzas residenciais

Parâmetro	Unidade	Resultados das análises
Turbidez	UT	20 – 140
Fosfato	mg/l	3,4 – 35
Sulfato	mg/l	12 – 40
Amônia	mg/l	0,15 – 4,5
Nitrato	mg/l	0,12 – 4,9
Nitrogênio Kjeldahl	mg/l	2 – 11,3
Clorados	mg/l	3,1 – 12
Sólidos suspensos	mg/l	20 – 160
DBO	mg/l	40 – 291
DQO	mg/l	60 – 622
Sólidos dissolvidos totais	mg/l	420 – 925
Alcalinidade	Mg/l	149 – 382
Coliformes totais	NMP/100 ml	102 – 254
Coliformes fecais	NMP/100 ml	106 – 148
PH		5 – 7

(fonte: Departamento de Recuperação de Águas da Cidade de Los Angeles, 1992, apud LINDSTROM, 2000).

Coder (1999), relata as principais características das águas cinzas e sugere alguns pré-tratamentos:

- Estas águas contêm elevados níveis de gorduras – devem passar por uma caixa retentora de graxas, óleos e gorduras, para evitar a obstrução das canalizações;
- normalmente são de 10 a 15 graus mais quentes que os esgotos comuns;
- contêm elevadas quantidades de fibras e partículas – devem ser utilizados filtros para a remoção destas partículas.

O mesmo autor não recomenda a utilização das águas das piscinas nas irrigações, tendo em vista as elevadas concentrações de cloro e outras substâncias normalmente utilizadas para manter estas águas em condições de banho. Também adverte que a aplicação das águas cinzas em solos muito arenosos, com pouca matéria orgânica, pode ocasionar danos nas raízes das plantas. O solo orgânico desempenha importante função depuradora das águas cinzas, não sendo recomendado o uso destas águas em solos muito limitados ou na hidroponia.

8.1.6 – As águas cinzas e os danos à saúde humana

Técnicos do estado da Califórnia realizaram pesquisas sobre os prováveis riscos que as águas cinzas possam apresentar e não encontraram evidências de danos à saúde humana, provocados pelo manuseio adequado das águas cinzas. Estes mesmos técnicos demonstraram que, normalmente os níveis de bactérias existentes nos solos são extremamente elevados, provenientes das excretas dos cachorros, dos gatos, dos pássaros e de outras fontes. Como resultado, não existem diferenças significativas nos solos onde são aplicadas as águas cinzas e os que não têm este tipo de aplicação (GELT,2002).

Jenkins (1999) transcreve o que vários pesquisadores dos Estados Unidos relatam acerca dos usos das águas cinzas, onde são mencionados que não existe registro de pessoas que tenham adquirido doenças pelo uso das águas cinzas, e que, no estado da Califórnia, após mais de 20 anos de uso regulamentado destas águas, não existe registro de caso de doença transmitida por elas. Ainda, segundo este autor, estudos apontam baixos índices de contaminação das águas cinzas. Um destes estudos constatou a média de 215 coliformes totais, por 100 ml, e 107 coliformes fecais, por 100 ml, nas águas cinzas das lavanderias; 1810 coliformes totais e 1210 coliformes fecais por 100 ml, das águas cinzas dos banhos. O CONAMA considera aceitáveis até 200 coliformes fecais por 100 ml para as águas destinadas ao abastecimento doméstico com tratamento simples (filtração) e até 4.000 coliformes fecais por 100 ml para as águas com a mesma finalidade, porém com tratamento convencional (filtração, decantação e cloração). O gráfico da figura 40, mostra que o número de bactérias e coliformes cresce nas primeiras 48 horas em que as águas cinzas estão armazenadas e após este período, o crescimento permanece estável por cerca de doze dias, após os quais, o crescimento destas bactérias vai declinando lentamente.

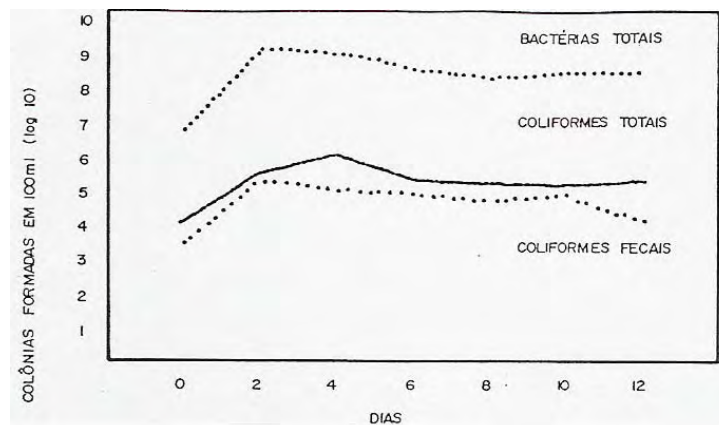


Figura 40: desenvolvimentos das bactérias e coliformes totais e fecais. Fonte: ROSE (1991) apud JENKINS (1999).

8.1.7 - O tratamento das águas cinzas pelo decantador

Antes de serem enviadas para o leito de evapotranspiração e infiltração (LETI), as águas cinzas precisam ser purificadas de alguns elementos, que nelas existem em suspensão (graxas, óleos, gorduras, sólidos), que podem obstruir as canalizações e também reduzir a absorção das águas pelo LETI. Para realizar esta purificação, pode-se utilizar um decantador (figuras 41 e 42).

É de fundamental importância assegurar um tempo de detenção hidráulica mínimo de duas horas no decantador, para que os sólidos existentes nas águas cinzas sedimentem e também para que as gorduras, óleos, graxas e sólidos de baixa densidade sejam acumulados na superfície do líquido. Este período de tempo mínimo também é necessário para o esfriamento das águas quentes, que vêm da cozinha e do banheiro, principalmente, que emulsificam as gorduras e as liberam quando esfriam. Se isto ocorrer nas tubulações pode provocar a obstrução total ou parcial das mesmas. Da mesma forma, as gorduras podem impedir a absorção das águas parcial ou totalmente no LETI.

Por outro lado, este período de detenção das águas cinzas no decantador não deve exceder as 24 horas para evitar a ocorrência de condições anaeróbias nestas águas.

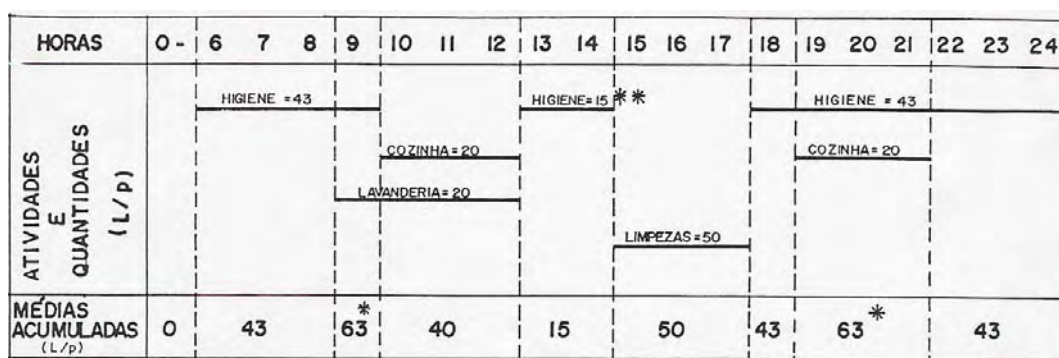
A produção das águas cinzas residenciais não é constante, variando em qualidade e quantidade, conforme o período do dia.

Para calcular o volume de um decantador, que atenda as condições dos tempos de detenção hidráulica anteriormente mencionados, foram realizados levantamentos sobre as atividades produtoras de águas cinzas nas residências, as quantidades produzidas por atividade e os horários em que estas atividades são realizadas com maior intensidade. As médias estão apresentadas nos quadros das figuras 43 e 44. Estes quadros foram montados com dados compilados de pesquisas realizadas no Brasil, principalmente nas regiões sul e centro-oeste. Para regiões que tenham hábitos e horários diferenciados, devem ser montados quadros que apontem os horários e as quantidades de águas cinzas produzidas.

Atividade	Quantidade (l) / atividade
Higiene	
Banho com ducha	135 litros
Banho com chuveiro	45 litros
Banho em banheira	80 litros
Lavar as mãos e o rosto	3 litros
Escovar os dentes	12 litros
Barbear-se	12 litros
Total das águas cinzas da higiene, sem ducha e sem banheira: 72 litros	
Cozinha	
Lavagem e preparo dos alimentos	5 litros
Lavagem manual dos utensílios	10 litros
Lavagem mecânica dos utensílios	15 litros
Total das águas cinzas da cozinha, sem a lavagem manual dos utensílios: 20 litros	
Lavanderia	
Lavagem manual (tanque)	15 litros
Lavagem com máquina	25 litros
Total das águas cinzas da lavanderia, sem a lavagem manual: 25 litros	
Outros	
Lavagem dos pisos, ferramentas e utensílios	50 litros

Figura 41 : produção das águas cinzas residenciais por atividade. (baseado em: CARDÃO, 1972; FUHRMANN, 1993; MACINTYRE, 1996; JENKINS, 1999; DEL PORTO & STEINFELD, 2000; SANTINO & SANTINO, 2000; SABESP, 2001).

Com estes dados, pode-se verificar que o período onde normalmente ocorre a maior produção de águas cinzas residenciais é o situado entre as 19 e 21 horas, onde as atividades de higiene e cozinha são realizadas simultaneamente (figura 42).



l/p = litros por pessoa

* horários de maior produção de águas cinzas

** sem banho

Figura 42 : horários onde as atividades residenciais, geradoras das águas cinzas, são normalmente realizadas, com os correspondentes volumes médios produzidos.

Tomando-se o volume das águas cinzas produzidas no horário das 19 às 21 horas (horário onde este volume é maior), pode-se, por exemplo, calcular o volume do decantador para cinco pessoas, num período de três horas (19 às 21 horas): 5 pessoas x 63 litros/pessoa = 315 litros, que, dividido pelo período de três horas, dá 105 litros/hora; multiplicando pelo tempo de detenção hidráulica que é duas horas, tem-se um volume de 210 litros.

Pode-se simplificar o cálculo, adotando-se 63 litros/pessoa dividido por três horas (duração do período de maior produção das águas cinzas), que dá 21 litros/pessoa x hora. Multiplicando-se este valor pelo tempo de detenção hidráulica, que é de duas horas, tem-se: 21 l/p.h x 2 h = 42 l/p. Assim, pode-se montar uma equação para um cálculo mais expedito: $V_d = N \times 42 \text{ l/p}$. Onde: V_d é o volume do decantador, em litros e N é o número de pessoas atendidas pelo decantador. No exemplo acima, com $N = 5$ pessoas, tem-se $V_d = 5 \times 42 \text{ l/p} = 210$ litros.

8.1.7.1 – Modelos de decantadores

Os decantadores para o tratamento das águas cinzas podem ter várias conformações, conforme as figuras 41 e 42, dependendo dos materiais disponíveis, da profundidade em que o solo pode ser escavado e da utilização direta das águas cinzas no leito de evapotranspiração.

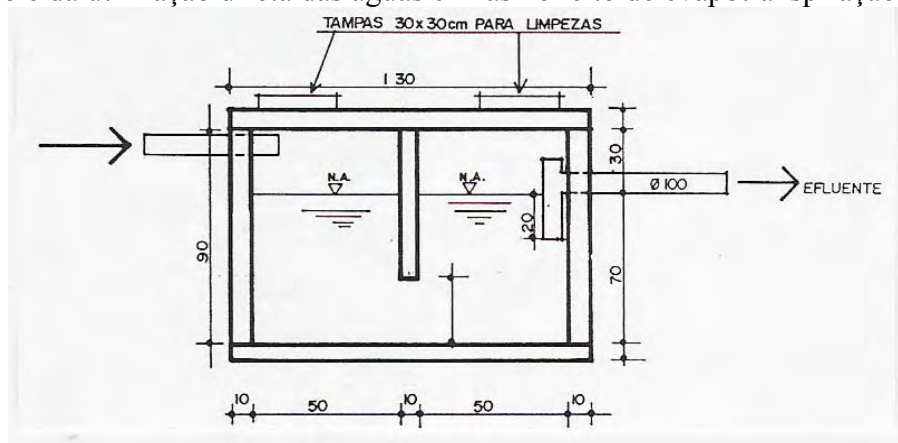
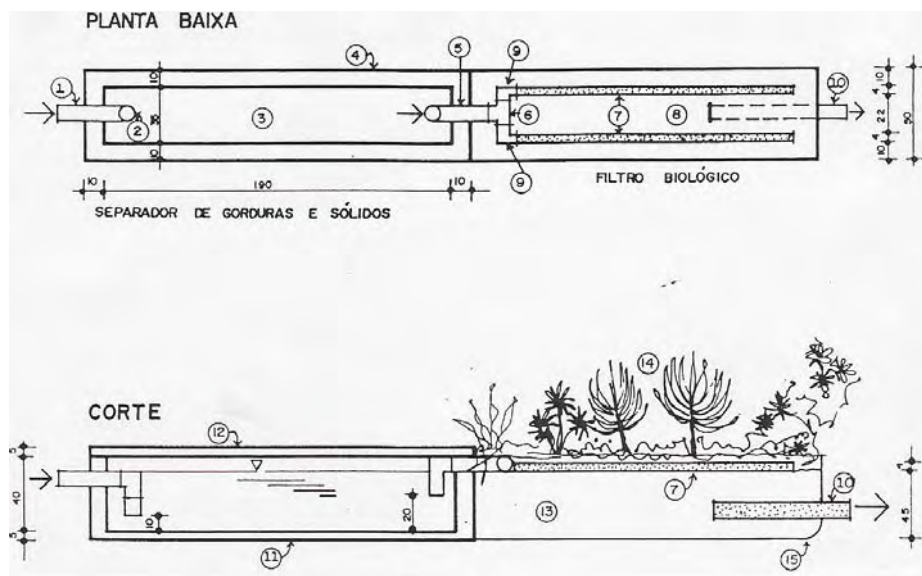


Figura 43 : decantador normal de duas câmaras (dimensionado para cinco pessoas – cotas em centímetros).



Convenções:

- 1) Tubo para entrada das águas cinzas (afluente).
- 2) Joelho
- 3) Separador de gorduras e sólidos
- 4) Paredes de tijolos
- 5) Tubo de saída das águas
- 6) Tê para distribuição das águas
- 7) Tubos perfurados sobre o solo
- 8) Filtro biológico
- 9) Joelhos
- 10) Extravasador
- 11) Fundo separador (concreto, tijolos, solo-cimento, lona plástica)
- 12) Cobertura do separador (lajes de grês, pisos cerâmicos, ardósia, madeira impermeabilizada)
- 13) Solo orgânico
- 14) Vegetação
- 15) Lona plástica

Figura 44 : tratamento físico e biológico para as águas cinzas (cotas em centímetros).

8.2 – O TRATAMENTO DAS ÁGUAS NEGRAS PELO REATOR ANAERÓBIO COMPARTIMENTADO

O reator⁴ anaeróbico bicompartimentado é, como a denominação indica, um equipamento para tratamento anaeróbico (ausência de oxigênio) dos esgotos realizado em duas fases, em dois compartimentos. O primeiro compartimento, onde o esgoto bruto entra, é um decantodigestor⁵; e o segundo compartimento é um filtro anaeróbico.

(4) A denominação de reator é devida a ocorrência de reações bioquímicas neste equipamento.

(5) Digestor é o compartimento onde ocorre a digestão, ou a decomposição, da matéria orgânica em substâncias progressivamente mais simples e estáveis, conforme definição da NBR7229 (ABNT, 1993).

Von Sperling (1996), avalia a importância do conhecimento da microbiologia do tratamento dos esgotos, como ferramenta fundamental para os projetos de sistemas de tratamento biológico dos esgotos eficientes:

A compreensão da microbiologia do tratamento dos esgotos é, portanto, essencial para a otimização do projeto e operação dos sistemas de tratamento biológico. No passado, as estações de tratamento eram projetadas por engenheiros, tendo por base critérios essencialmente empíricos. Nas últimas décadas, o caráter multidisciplinar da Engenharia Sanitária tem sido reconhecido, e os biólogos têm trazido fundamentais contribuições para a compreensão do processo. O conhecimento racional tem se expandido, com o concomitante decréscimo do nível de empirismo, possibilitando a que os sistemas venham a ser projetados e operados em bases mais sólidas. O resultado tem sido o aumento da eficiência e a redução nos custos.

De acordo com Foresti et al (1999), para que o processo de digestão anaeróbia seja acelerado, deve-se observar algumas condições em relação ao projeto e às condições operacionais dos sistemas de tratamento:

Em relação ao projeto, tem-se como diretrizes básicas:

- o sistema de tratamento deve manter grande massa de bactérias ativas, que atuem no processo da digestão anaeróbia;
- é necessário que haja contato intenso entre o material orgânico presente no afluente massa bacteriana no sistema.

Em relação às condições operacionais, os fatores mais importantes são:

- temperatura;
- pH;
- nutrientes;
- materiais tóxicos.

a) Temperatura

Foresti et al., (1999), indicam que as temperaturas devem ficar acima de 20° C, embora os mesmos autores relatem experimentos em que o tratamento anaeróbio ocorreu mesmo a temperaturas na faixa entre 10° C e 15° C. Também consideram que a velocidade global de remoção de substrato está associada ao produto da velocidade específica de utilização do substrato, pela concentração de microrganismos ativos no reator. Portanto, a mesma velocidade de remoção global pode ser atingida a diferentes temperaturas, desde que o sistema possa manter concentrações elevadas de microrganismos. Em suma, o desempenho do reator dependerá da sua capacidade de reter a biomassa em seu interior.

Smith e Hungat (1958), Hobson et al (1981) e Lima (1991), apud Azevedo (2000), consideram que até 44° C o crescimento dos microrganismos atinge o seu limite máximo e, acima desta temperatura, as bactérias ficam inibidas com significativa redução da taxa de conversão biológica. Também relatam que, para se atingir a produção máxima de conversão biológica, a temperatura deve ser constante durante o processo. Isto é mais importante que atingir a temperatura ótima (35° C), pois estes autores consideram que o choque térmico é o fator de maior influência na redução das atividades metabólicas, sobretudo com elevação da temperatura.

b) pH

As bactérias anaeróbias metanogênicas são consideradas sensíveis ao pH. Segundo Speece (1996), apud Foresti et al. (1999), o pH deve situar-se entre 6,5 e 8,2 podendo, em determinadas condições, chegar até 6. Compostos, como CO₂ e ácidos graxos voláteis de cadeia curta, tendem a abaixar o pH, enquanto cátions geradores de alcalinidade, como os íons de nitrogênio amoniacal, provenientes da degradação de proteínas, e o sódio, originado da degradação do sabão, aumentam a alcalinidade e o pH. Com a hidrólise e a fermentação ocorrendo no interior do reator e, com a manutenção do equilíbrio das fases de acidogênese e metanogênese, o pH do reator deverá manter-se próximo ou levemente superior a 7. Um cuidado especial deve ser tomado no caso do uso das águas litorâneas, que podem ser de baixa alcalinidade, onde pode ser necessária a adição de substâncias alcalinas para corrigir o pH.

c) Nutrientes

Foresti et al. (1999), consideram o nitrogênio (N), o fósforo (P) e o enxofre (S) como os nutrientes (macronutrientes) essenciais para os processos biológicos, em especial para a metanogênese. Também apontam como micronutrientes essenciais o ferro (Fe), o níquel (Ni) e o zinco (Zn). Atestam que “é pouco provável que os esgotos sanitários típicos apresentem deficiências nutricionais, pois tanto os macronutrientes (N e P), como os micronutrientes, estão abundantemente presentes no esgoto sanitário, ao contrário de algumas águas residuárias industriais. Na verdade, em muitos casos, será necessário aplicar um pós-tratamento, para reduzir a concentração dos macronutrientes.

d) Materiais tóxicos

De um modo geral, os compostos que podem exercer alguma influência tóxica sobre as bactérias metanogênicas não se encontram no esgoto sanitário. Algum sulfeto é gerado no reator, a partir da redução do sulfato ou da mineralização de proteínas, mas não atinge concentrações que possam causar algum problema de toxicidade. A presença do oxigênio dissolvido pode se constituir num sério problema, se ocorrer intensa aeração do esgoto, antes da sua entrada no reator (FORESTI et al., 1999).

Andrade Neto et al. (1999), apontam dois aspectos básicos importantes para o aumento da eficiência do tratamento dos esgotos, pelos reatores anaeróbios, que proporcionam maior tempo de retenção celular, em relação ao tempo de detenção hidráulica:

a) Retenção de microrganismos nos interstícios existentes em leito de pedra, ou de outro material suporte adequado, que constitui parte de um reator anaeróbio com fluxo ascendente ou descendente. Nesse caso, são incluídos os filtros anaeróbios, nos quais tem sido constatado que, apesar de ocorrer a aderência de filme biológico ao meio suporte, a parcela significativa de microrganismos encontra-se nos interstícios do leito.

b) Produção de uma região no reator com elevada concentração de microrganismos ativos, que obrigatoriamente é atravessada e misturada pelo fluxo ascendente dos despejos a serem tratados.

O mesmo autor também afirma que as unidades já não são vistas como simples tanques ou fossas, em concreto, alvenarias, fibra de vidro, etc. Hoje essas unidades são estudadas como reatores, em que ocorrem transformações complexas, com a participação de organismos vivos. Há que se tentar a otimização da construção, da operação e da manutenção do reator,

fundamentada na otimização do processo biológico, visando com isto a redução dos custos destes equipamentos.

No Brasil têm-se buscado, nos últimos tempos, sistemas de tratamento de esgotos mais adequados à realidade do País, compatíveis com a descentralização, para propiciar a resolução dos problemas de forma gradual e eficaz. Recentemente, foram desenvolvidas tecnologias como: reatores anaeróbios de fluxo ascendente por meio de lodo; decanto-digestores seguidos de filtros anaeróbios; lagoas de estabilização inovadoras; formas de disposição controlada no solo; entre outras. Até recentemente, quando se importava a concepção de um projeto, prevalecia a adoção por processos aeróbios, que envolvem grandes custos de execução e de operação, decorrentes de elevado consumo de energia elétrica. No entanto, em regiões de clima quente, os processos anaeróbios são eficientes na remoção de matéria orgânica e de sólidos suspensos, além de ocuparem pequenas áreas, produzirem pouco lodo e ainda assim, estabilizado, não consomem energia, não necessitam de equipamentos eletromecânicos e requerem construção e operação simples (ANDRADE NETO et al., 1999).

Existem outras importantes características dos reatores anaeróbios, começando com a de que, em certos casos, são suficientes para resolver os problemas de poluição causados pelos esgotos, dependendo da classe do corpo receptor. Também são valiosos para a redução da carga orgânica, viabilizando a utilização de lagoas de estabilização e da disposição controlada no solo em áreas menores. Também são úteis para anteceder unidades de tratamento mais sofisticadas, oportunizando a redução do custo total. Sistemas que associam decanto-digestor e filtro anaeróbio, embora tenham sido aplicados para pequenas vazões, podem ser usados também para vazões médias, principalmente quando construídos em módulos. Estes sistemas são os mais utilizados no Brasil (ANDRADE NETO et al., 1999).

8.2.1 – Decanto-digestor

O decanto-digestor reúne, principalmente, os objetivos do decantador e do digestor em uma mesma unidade, na qual se realizam, simultaneamente, várias funções: decantação, sedimentação e flotação dos sólidos dos esgotos e desagregação e digestão dos sólidos sedimentados (lodo) e do material flutuante (escuma). Um decanto-digestor é mais funcional do que o decantador e o digestor associados, porque propicia, também, o tratamento anaeróbio da fase líquida em escoamento, devido à mistura natural do lodo com os esgotos e ao tempo de detenção hidráulica bem maior que nos decantadores usuais, e por acumularem, por longos períodos, o lodo digerido. No decanto-digestor ocorrem três fenômenos físicos: decantação, sedimentação e flotação. A decantação consiste na separação de fases (sólidos, líquidos e gases), por diferença de massa específica. A sedimentação é o processo de deposição de sólidos, por ação da gravidade. A flotação ocorre porque pequenas bolhas de gases, produzidas na digestão anaeróbia, principalmente do lodo, aceleram a ascensão de partículas sólidas, distinguindo-se de simples flutuação (ANDRADE NETO et al., 1999).

Em termos de configuração e funcionamento como reator, o decanto-digestor se assemelha à lagoa anaeróbia, sendo, entretanto, de dimensões proporcionalmente menores (o tempo de detenção hidráulica é da ordem de 12 a 24 horas). Pode ser construído em alvenaria ou concreto e coberto. Predominam os mecanismos físicos de sedimentação, com o lodo do esgoto se depositando no fundo do tanque, ocorrendo a remoção majoritariamente da DBO

particulada, mesmo depois do desenvolvimento e retenção da biomassa anaeróbia (KATO et al., 1999).

Na superfície do líquido do decanto-digestor, forma-se uma camada constituída por gorduras (óleos e graxas), que são preponderantemente produtos biodegradáveis. Esta camada, denominada de espuma, tem normalmente uma espessura de 20 a 25 cm e é decomposta de forma progressiva. Na zona intermediária do líquido, este normalmente está mais clarificado e com menor DBO do que o afluente. Na parte inferior do líquido, está o lodo, onde ocorre a maior atividade biológica. Continuamente, parte dos sólidos decantados e do lodo ativo produzido misturam-se com a fase líquida, não somente devido à turbulência de fluxo, mas, principalmente, devido às mudanças de densidade de lodo sedimentado e da espuma, em decorrência das várias fases da digestão anaeróbia, às correntes de convecção térmica e aos gases ascendentes. A turbulência provoca a mistura do lodo ativo na fase líquida, aumentando a eficiência do reator na remoção da matéria orgânica dissolvida (ANDRADE NETO et al., 1999).

Por ser um sistema de tecnologia simples, compacta e de baixo custo e também muito resistente às variações físicas e químicas dos esgotos, o decanto-digestor tem sido muito utilizado no Brasil, em inúmeros pequenos sistemas locais, que atendem a residências ou conjuntos de prédios. Grandes decanto-digestores têm sido aplicados antecedendo pequenas lagoas de estabilização, substituindo as lagoas anaeróbias, para evitar maus odores. Alguns sistemas, que associam decanto-digestores com filtros anaeróbios, já são utilizados para o atendimento de até duas mil pessoas. Também é crescente a utilização de grandes decanto-digestores, com o aproveitamento dos efluentes para irrigação ou produção de gramíneas forrageiras em tabuleiros inclinados (disposição controlada no solo em escoamento superficial) (ANDRADE NETO et al., 1999).

Além Sobrinho e Kato (1999), comentam também que “sistemas anaeróbios compostos por decanto-digestor e filtro anaeróbio, utilizados para pequenas vazões de esgotos, atendendo a populações inferiores a 1.000 habitantes, têm tido boa aceitação dos órgãos de controle ambiental e têm sido extensivamente utilizados.”

8.2.2 – Filtro anaeróbio

Nos sistemas de tratamento de esgotos, o tempo de detenção hidráulica e o tempo de geração celular são fatores de grande importância, diretamente relacionados ao crescimento da população microbiana, que pode ser disperso ou aderido.

Nos sistemas de *crescimento disperso*, o tempo de detenção hidráulica, ou o tempo necessário para que uma molécula d'água permaneça no sistema, tem que ser maior que o tempo necessário para a geração de novas células. Se for inferior, as células não se multiplicarão, serão expelidas do sistema antes que isto ocorra. Portanto, os reatores estão condicionados a um tempo mínimo de detenção, relacionado ao volume/vazão. Usando-se sistemas com biofilmes, o tempo de detenção hidráulica pode ser menor que o de geração celular, sem que as células sejam expelidas, pelo fato das mesmas estarem aderidas a um meio suporte. Em vista disto, pode-se usar volumes menores para os reatores (VON SPERLING, 1996).

Iwai e Kitao (1994) e Lubberding (1995), apud Von Sperling (1996), apontaram os seguintes aspectos relativos ao *crescimento aderido*, comparando-se com o crescimento disperso:

- O reator pode ser operado com tempos de detenção hidráulica inferiores ao tempo de detenção celular.

- A concentração de biomassa ativa pode ser superior à de sistemas com crescimento disperso. Isto se deve ao fato de que a biomassa dispersa possui uma densidade próxima à do esgoto, movendo-se praticamente na mesma direção e velocidade que o mesmo dentro do reator. Em decorrência, a biomassa permanece exposta à mesma alíquota do líquido por um maior período de tempo, fazendo com que a concentração de substrato na vizinhança da célula seja baixa. Com baixas concentrações de substrato, a atividade bacteriana e a própria taxa de remoção do substrato são mais baixas. Já nos sistemas com biomassa aderida, a densidade do conjunto meio suporte-biomassa é bastante diferente da densidade do líquido no reator, possibilitando a existência de gradientes de velocidade entre o líquido e a camada externa do biofilme. Como resultado, as células estão continuamente expostas a novos substratos, potencialmente aumentando a sua atividade.

- As células estão fixas à fase sólida, enquanto o substrato está na fase líquida. Esta separação reduz a necessidade ou os requisitos para o estágio de clarificação posterior.

- Os microrganismos são continuamente reutilizados. Nos sistemas com crescimento disperso a reutilização só pode ser implementada através da recirculação da biomassa.

Elementos para o suporte da biomassa no interior do filtro, com menores dimensões, de peso leve e formas com alta área superficial por unidade de volume de material, dependendo do custo, podem propiciar tanques mais econômicos. Quanto maior a área superficial do material suporte por unidade de volume do tanque, maior pode ser a biomassa aderida, o que resultaria em maior capacidade de tratamento. É de fundamental importância a distribuição e a forma do material suporte, para evitar passagens preferenciais, garantir uma distribuição uniforme do afluente e também favorecer a formação de biomassa em suspensão nos interstícios do material suporte. O próprio fluxo hidráulico de um interstício para outro, provoca suficiente turbulência para uma mistura e contato bem satisfatórios, como se fossem centenas de pequenos canais no interior do leito suporte e do lodo. O tempo de detenção hidráulica típico para esgoto doméstico é na faixa de horas, ao passo que o tempo de retenção celular geralmente é superior a 20 dias (KATO et al., 1999).

Com a imobilização e a retenção de bactérias, na forma de biofilme, flocos ou grânulos os filtros anaeróbios propiciam maior tempo de retenção celular, obtendo longos contatos entre a biomassa ativa e o esgoto a ser tratado, obtendo maior eficiência na remoção do material dissolvido que nos reatores nos quais o material não sedimentável sofre pouca ou nenhuma ação metabólica da massa bacteriana (ANDRADE NETO et al., 1999).

Os filtros anaeróbios podem ser de fluxo ascendente, descendente ou horizontal. Os filtros com *fluxo ascendente* apresentam maior retenção de lodo em excesso e os maiores riscos de entupimento dos interstícios mas, devido aos lodos em suspensão hidráulica e ao bom tempo de contato, podem propiciar alta eficiência com a geração de grande quantidade de bactérias e baixa perda de sólidos que são arrastados no efluente. Os filtros com *fluxo descendente* apresentam menor risco de entupimento porque parte do lodo em excesso é gradativamente arrastado pelo efluente. Tendo a eficiência de tratamento bem distribuída em todo o leito, com

participação tanto do biofilme, como de lodo floculento e granuloso, com velocidade de fluxo lenta ou rápida, são indicados tanto para altas como baixas cargas orgânicas. Os filtros de *fluxo horizontal* tem características de funcionamento intermediárias entre os outros dois tipos de filtros. Apresenta maior dificuldade na distribuição do fluxo e desempenho diferenciado ao longo do leito. Como a concentração de lodo em excesso é mal distribuída no leito, a remoção é mais difícil, devendo ser usado com baixas taxas de carregamento orgânicas (ANDRADE NETO et al., 1999).

Normalmente o efluente do filtro anaeróbio é bastante clarificado e tem relativamente baixa concentração de matéria orgânica, inclusive dissolvida, porém é rico em sais minerais. Presta-se muito bem para a disposição no solo, não somente por infiltração, mas, também para irrigação, revitalizando o solo e proporcionando a produção vegetal (ANDRADE NETO et al., 1999).

Como os sólidos retidos nos interstícios do meio suporte têm relevante importância na remoção da matéria orgânica do esgoto, juntamente com o biofilme, as dimensões dos interstícios merecem especial atenção nos projetos dos filtros anaeróbios. Quanto mais uniforme a granulometria, relativamente maior o índice de vazios e melhor o aproveitamento de área específica, além de propiciar melhor distribuição do fluxo. Além disso, o material suporte não deve ter formas achatadas, ou que propiciem encaixes e superposição (ANDRADE NETO et al., 1999).

A colmatção (obstrução dos interstícios) dos filtros anaeróbios pode ocorrer quando o material suporte for inadequado, por erro de projeto ou por utilização inadequada. Conforme Andrade Neto et al. (1999), os filtros preenchidos com peças de plástico não têm apresentado problemas de entupimento, mesmo quando as áreas superficiais específicas do meio suporte são baixas, da ordem de 100 m²/m³. Ainda, segundo estes autores, na UFRN, além de vários tipos de pedras, está sendo pesquisado o uso de tijolos vazados comuns, de muito baixo custo, facilidade de aquisição, resistência e durabilidade, grande área específica e fácil reposição, entre outras vantagens. Os primeiros resultados têm sido muito promissores.

8.2.3 - Roteiro de cálculo do volume do decanto-digestor do reator anaeróbio

Conforme Andrade Neto et al. (1999), o volume total do decanto-digestor (V_{td}) é obtido pela soma do volume para a decantação (V_d) com o volume para a acumulação do lodo (V_l), portanto, tem-se a equação 4:

$$V_{td} = V_d + V_l \quad \text{(equação 4)}$$

Cálculo do volume para decantação (V_d)

$$V_d = Q.T \quad \text{e} \quad Q = N.C \quad \text{substituindo } Q, \text{ tem-se: } V_d = N.C.T \quad \text{onde:}$$

Q é a vazão do esgoto que entra no reator (afluente).

T é o tempo necessário para a digestão. Segundo a NBR 7229 (ABNT, 1993), para volumes de contribuição diária de até 1500 litros, este tempo é de um (1) dia.

N é o número de pessoas ou unidades de contribuição.

C é a contribuição de despejos, em litro/pessoa x dia. Como este sistema irá tratar somente as águas negras (que vêm do vaso sanitário), C será o volume diário, por pessoa, das descargas no vaso sanitário. Cardão (1972), relata um consumo de dez (10) litros de água por descarga através de caixa no vaso sanitário (segundo o mesmo autor, as válvulas para descarga consomem o dobro de água). Atualmente já estão sendo fabricados vasos sanitários com caixas acopladas que funcionam satisfatoriamente com apenas seis litros por descarga.

Considerando-se três descargas por pessoa, por dia, tem-se $C = 30$ litros/pessoa x dia.

Então tem-se $Vd = N.C.T$ ou $Vd = N.30.1$ ou **$Vd = N.30$**

Volume para acumulação do lodo (VI)

O volume para a acumulação do lodo (VI) é obtido pela soma do volume do lodo em digestão (V_{dig}) com o volume do lodo já digerido e armazenado (V_{arm}), conforme a equação 5:

$$VI = V_{dig} + V_{arm} \quad (\text{equação } 5)$$

O volume do lodo em digestão (V_{dig}) é calculado pela equação 6 (ANDRADE NETO et al., 1999):

$$V_{dig} = N.Lf.R_{dig}.T_{dig} \quad (\text{equação } 6)$$

Onde:

Lf é o lodo fresco. Como o afluente será somente de águas negras (vasos sanitários) procurou-se o valor de Lf que mais se aproximasse das características desse afluente, na Tabela 1, da NBR 7229/93, onde $Lf = 0,20$ litro/pessoa x dia.

R_{dig} é o coeficiente de redução do volume do lodo por adensamento e destruição de sólidos na zona de digestão. Segundo Andrade Neto et al. (1999), nas regiões de clima quente o valor pode ser menor que o recomendado pela NBR 7229 (ABNT, 1982), que é de 0,5.

T_{dig} é o tempo de digestão dos lodos. Conforme Andrade Neto et al. (1999), adota-se, usualmente no Brasil $T_{dig} = 50$ dias.

O volume do lodo armazenado (V_{arm}) é calculado pela equação 7 (ANDRADE NETO et al., 1999):

$$V_{arm} = N.Lf.R_{arm}.T_{arm} \quad (\text{equação } 7)$$

Onde:

R_{arm} é o coeficiente de redução do volume de lodo devido à digestão. Este valor pode ser 0,15 conforme ANDRADE NETO et al. (1999).

T_{arm} é o tempo de armazenamento dos lodos digeridos em dias (tempo previsto para remoção periódica dos lodos). Para o tipo de reator deste trabalho, este tempo será de dez anos (3650 dias). O valor de T_{arm} é o tempo previsto para a remoção do lodo menos o tempo destinado à digestão (Andrade Neto et al., 1999). Então tem-se, neste caso: 3650 dias – 50 dias = 3600 dias.

Então o cálculo de VI é feito pela equação 8 :

$$VI = V_{dig} + V_{arm} \text{ ou } VI = N \cdot Lf (R_{dig} \cdot T_{dig} + R_{arm} \cdot T_{arm}) \quad (\text{equação 8})$$

Substituindo-se pelos valores anteriormente mencionados, tem-se a equação 9:

$$VI = N \cdot 0,20 \cdot (0,5 \cdot 50 + 0,15 \cdot 3600) = N \cdot 0,20 \cdot (25 + 540) = N \cdot 113 \text{ litros.}$$

$$VI = N \cdot 113 \text{ litros} \quad (\text{equação 9})$$

O volume total do decanto-digestor é, portanto, calculado por: $V_{tdd} = V_d + VI$ ou

$$V_{tdd} = N \cdot 30 + N \cdot 113 = N \cdot 143 \quad \text{portanto, tem-se a equação 10:}$$

$$V_{tdd} = N \cdot 143 \text{ litros} \quad (\text{equação 10})$$

Exemplo: Cálculo do volume do decanto-digestor para cinco pessoas:

$$V_{tdd} = 5 \times 143 \text{ litros} = 715 \text{ litros}$$

8.2.4 – Considerações sobre o volume do decanto-digestor

Existem divergências quanto ao volume mínimo do decanto-digestor. Cardão (1972), estabelece a capacidade mínima de 1500 litros. Mello e Azevedo Netto (2000), recomendam 1250 litros. Macintyre (1996), embasado na P-N3-41 da ABNT aponta um volume mínimo útil de 1000 litros (fossas Sano). Mascaró (1991), indica a capacidade útil mínima de 1200 litros. Baud (197_) engenheiro francês, determina que o volume mínimo do decanto-digestor seja de 1700 litros.

A NBR 7229/93 apresenta a fórmula de cálculo para os decanto-digestores: $V = 1000 + N (CT + KLf)$, onde o valor fixo de 1000 litros, introduzido nesta fórmula, somado aos volumes previamente considerados, é decorrente de pesquisa feita nas normas estrangeiras, que indicou que, quanto menor a vazão, maior deve ser o volume relativo do tanque séptico. Este valor representa um aumento significativo no volume do tanque para pequenas vazões, porém é muito pouco significativo quando se trata de vazões maiores (Andrade Neto et al., 1999). Cabe salientar que estas normas pesquisadas são de países europeus e norte-americanos, onde a temperatura média é bem menor que a do Brasil, fator este que tem significativa influência no processo de decanto-digestão. Andrade Neto et al (1999), recomendam a diminuição do tempo necessário para a digestão do lodo em regiões quentes. Da mesma forma, Oliveira

(1983), chegou a valores para o coeficiente de redução do volume de lodo devido à digestão bem menores que o 0,25 recomendado pela NBR 7229 (ABNT, 1993), sendo que em regiões quentes poderia-se utilizar o valor de 0,15. Em vista disso, o volume dos decanto-digestores para as regiões quentes como as do Brasil, deve ser menor que os projetados para os climas frios dos países do hemisfério norte.

Estudos realizados pelo Departamento Municipal de Águas e Esgotos de Porto Alegre (DMAE/PA) durante o período de 1983 a 1990, monitorados pela sua Divisão de Pesquisa sobre o funcionamento das fossas sépticas em uso na cidade de Porto Alegre concluíram que as fossas sépticas projetadas e construídas segundo o Decreto nº 9369/88 da Prefeitura Municipal de Porto Alegre para uso em residências unifamiliares, conjuntos habitacionais e conjuntos comerciais estão superdimensionadas, com conseqüente elevado custo de construção (TEIXEIRA e MORANDI, 1992).

Deve ser esclarecido, neste caso, que o Decreto nº 9369/88 adotou as recomendações da NBR 7229 (ABNT, 1982), para o dimensionamento das fossas sépticas.

Quanto ao dimensionamento, das fossas sépticas, este mesmo estudo recomenda:

- que no cálculo do volume de fossa séptica de residências unifamiliares se use o índice de quatro pessoas por economia;
- que as fossas sépticas destinadas a residências unifamiliares sejam construídas obedecendo o volume unitário de 0,16 m³/pessoa. (0,16 x 4 = 0,64 m³ ou 640 litros) – o estudo do DMAE/PA considera o volume total das águas servidas produzidas por uma residência (águas cinzas junto com as negras);
- que as fossas sépticas destinadas ao uso comercial que não recebam efluente da cozinha e águas de lavagem de roupas sejam construídas obedecendo o volume unitário de 0,05 m³/pessoa.

O estudo do DMAE/PA recomenda, portanto, um volume mínimo para o decanto-digestor utilizado para receber esgotos residenciais, que é de 640 litros. Pela fórmula para o dimensionamento do decanto –digestor (exclusivo para as águas negras), terá para quatro pessoas o volume de 4 pessoas x 143 litros/pessoa = 572 litros, que está próximo do volume preconizado pelo DMAE/PA para tratar todas as águas do esgoto residencial (águas cinzas e negras).

Outras assertivas também são importantes:

O decanto-digestor do sistema biológico modulado irá receber somente as águas negras, oriundas das bacias sanitárias, resultando fundamentais as seguintes constatações:

- As águas negras representam, em média, 25% (vinte e cinco por cento) do volume total dos esgotos residenciais (domésticos) (VON SPERLING, 1995);
- por estarem separadas das águas cinzas, as águas negras têm uma concentração maior de matérias orgânicas (carbonáceas), que favorecem a velocidade da digestão dos esgotos, pelas bactérias, reduzindo o tempo de permanência do esgoto no reator (tempo de detenção hidráulico); (FORESTI et al., 1999);
- o esgoto que entra no reator se lançado a 0,35 m do fundo deste (com o uso de um prolongador), onde a concentração das bactérias é maior, favorece a homogeneização do

líquido no reator e, também, o aumento da velocidade de digestão do esgoto (GASI et al., 1988);

- os esgotos com alta concentração orgânica têm produção de gás proporcionalmente elevada; o gás gerado durante o processo de digestão anaeróbia desempenha um papel tão ou mais importante na agitação e mistura de esgoto do que o próprio líquido, diferentemente dos esgotos de baixa concentração, que necessitam de agitação adequada, seja o próprio fluxo do afluente ou a recirculação do afluente líquido ou a agitação mecânica (KATO et al., 1999);
- como estão separadas das águas cinzas, a digestão não é retardada pelos produtos químicos existentes nestas águas (sabões, detergentes, amaciante de roupas, etc.) (ANDRADE NETO et al., 1999);
- a eficiência dos decanto-digestores não aumenta na mesma proporção do aumento do tempo de detenção. Para tempo longo, o aumento da eficiência é insignificante. Nos decantadores convencionais, períodos de detenção acima de 2 horas apresentam pequenos acréscimos na remoção de sólidos suspensos e de DBO, devido à sedimentação (ANDRADE NETO et al., 1999).

Tendo em vista as assertivas anteriormente expostas, pelas características do decanto-digestor do sistema biológico modulado, e conforme o cálculo do volume demonstrado, pode-se adotar, com segurança, um volume mínimo de 700 litros para o decanto-digestor, para o tratamento das águas negras, uma vez que o tratamento será complementado pelo LETI.

8.2.5 – Considerações sobre a altura mínima do decanto-digestor

Com relação à altura do decanto-digestor, deve-se considerar a seguinte manifestação de Andrade Neto et al. (1999): “os reatores que forem projetados com maiores áreas de base, certamente deverão apresentar melhor desempenho, pois essa configuração permite uma maior superfície de contato entre a biomassa decantada e a fase líquida, favorecendo os mecanismos de transferência de lodo ativo para a fase líquida e também facilitando que os ácidos graxos voláteis gerados no lodo passem para a parte líquida, acelerando a digestão do lodo. Favorecem também a hidrólise por meio da qual a matéria orgânica particulada é solubilizada.”

Tendo em vista estes argumentos, embora a NBR 7229 (ABNT, 1993), recomende alturas úteis de 1,20 a 2,20 m para até 6 m³, será adotada, neste decanto-digestor (específico para as águas negras), a altura mínima útil de 0,95 m conforme recomenda CARDÃO (1972).

Além da altura útil, deve ser previsto um espaço entre o nível da água e a parte inferior da tampa do decanto-digestor. A NBR 7229 (ABNT, 1993), recomenda que a altura mínima deste espaço seja de 0,25 m.

A altura útil máxima é a estabelecida pela NBR 7229 (ABNT, 1993), de 2,80 m para volumes úteis acima de 10,00 m³.

8.2.6 – Largura e comprimento do decanto-digestor

Devido às características peculiares do decanto-digestor proposto para o tratamento somente das águas negras, com o lançamento do afluente próximo ao fundo deste para interagir com o

lodo, experimentos realizados pelo autor demonstraram que a relação largura x comprimento mais adequada para este equipamento é a de 1 x 1,5. A largura mínima interna é a recomendada pela NBR 7229 (ABNT, 1993): 0,80 m.

8.2.7 – Cálculo do filtro anaeróbio de leito fixo

Conforme a NBR 13969 (ABNT, 1997), o volume útil do leito filtrante, em litros, do biofiltro pode ser obtido pela equação 11:

$$V_{ub} = 1,6NCT \quad (\text{equação 11})$$

A NBR 13969 (ABNT, 1997), determina que o volume mínimo do leito filtrante deve ser de 1000 litros. No entanto, com base nas argumentações expostas para o volume do decanto-digestor, pode-se adotar, com segurança, um volume mínimo de 700 litros, também embasado no tratamento complementar a ser realizado pelo LETI.

A altura máxima para o filtro anaeróbio de fluxo ascendente, estabelecida pela NBR 13969 (ABNT, 1997), é de 1,20 m, incluindo a altura do fundo falso, se existir.

Existe uma quase unanimidade entre os autores pesquisados de que, nos filtros de fluxo ascendente praticamente não ocorrem melhorias no efluente com alturas do leito filtrante superiores a 1,20 m. A maior eficiência do leito filtrante ocorre nos primeiros 60 cm de altura. Os filtros descendentes não dependem muito da altura do leito e sim da superfície de aderência e do volume do material suporte, para melhorar a qualidade do efluente. O recomendável, portanto, é que a altura do meio suporte dos filtros não deve ser menor que 0,60 m e nem maior que 1,20 m. Um valor mais usual deve situar-se em torno de 1,00 m (ANDRADE NETO et al., 1999).

8.2.8 – Modelos de reatores anaeróbios

As figuras 45 a 49 apresentam diversos modelos de reatores anaeróbios para tratamento do esgoto de origem residencial. As variações são propostas para utilizações em locais com áreas densamente ocupadas ou em locais com boa disponibilidade de áreas. Também existem modelos com profundidade menor, para os locais onde a escavação é difícil (terrenos muito rochosos, por exemplo) ou onde o nível do lençol freático está muito próximo da superfície do terreno. Todos os modelos, no entanto, seguem os princípios básicos: o reator anaeróbio é para tratamento exclusivo das águas negras; o esgoto afluente é lançado próximo do fundo do decanto-digestor; os elementos suportes dos filtros anaeróbios são os que não apresentam riscos de colmatação (como tem ocorrido com alguns filtros que empregam pedras como elemento suporte). O reator da figura 45 é indicado para locais com altas densidades habitacionais. Pelas suas características, este modelo é limitado para o uso de, no máximo, uma família com até cinco pessoas. O reator da figura 46, dimensionado para até cinco pessoas, pode ser construído sob o piso de uma garagem ou área de serviços, em zonas densamente povoadas. Na figura 48, outro reator dimensionado para o tratamento dos esgotos de até cinco pessoas. Tem custo menor, pelo fato de compartilhar as paredes dos equipamentos. Na figura 49, se apresenta um sistema muito econômico, pelo fato de usar fossas comuns, vendidas no comércio de materiais de construção. Os anteparos de cimento (conhecidos por navalhas ou chicanas) são substituídos por tubos de PVC, convenientemente

dimensionados e posicionados para garantir a eficiência dos fluxos dos esgotos e o tratamento adequado.

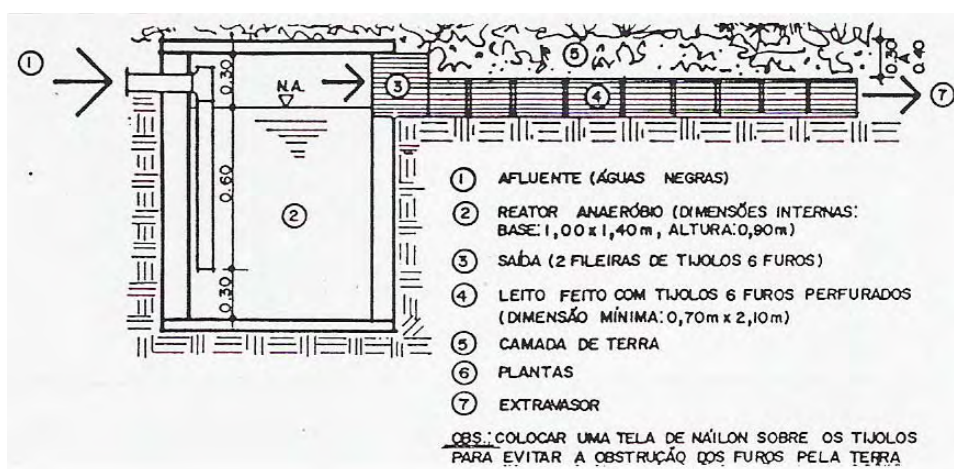


Figura 45 : reator anaeróbico com filtro e leito de evapotranspiração e infiltração integrados (dimensões em metros).

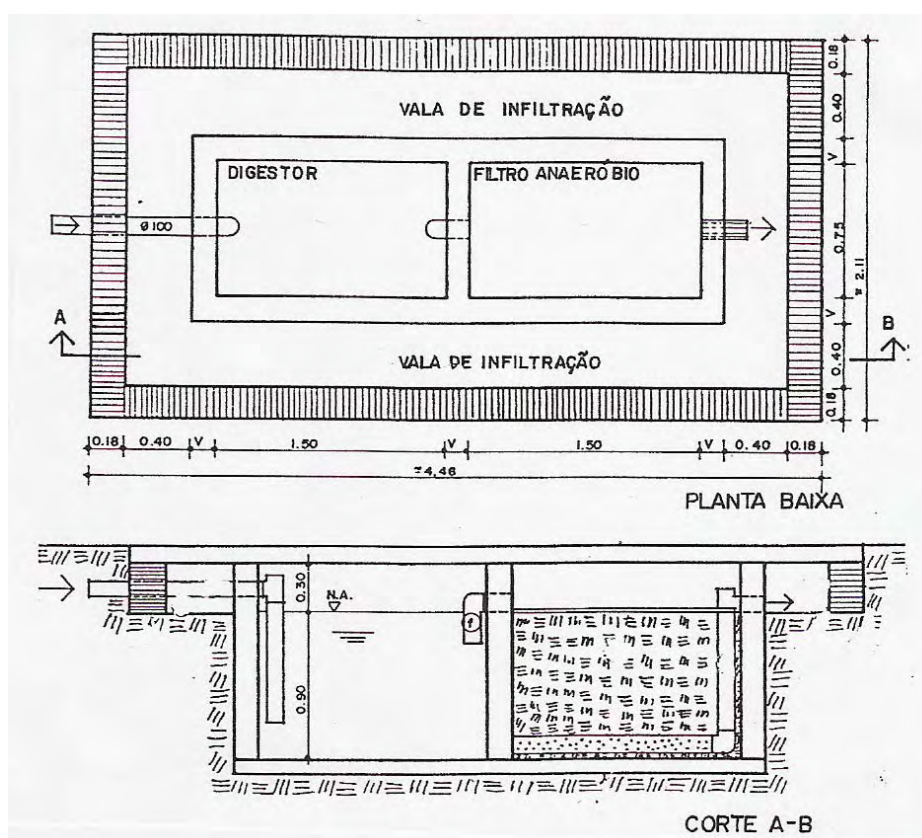
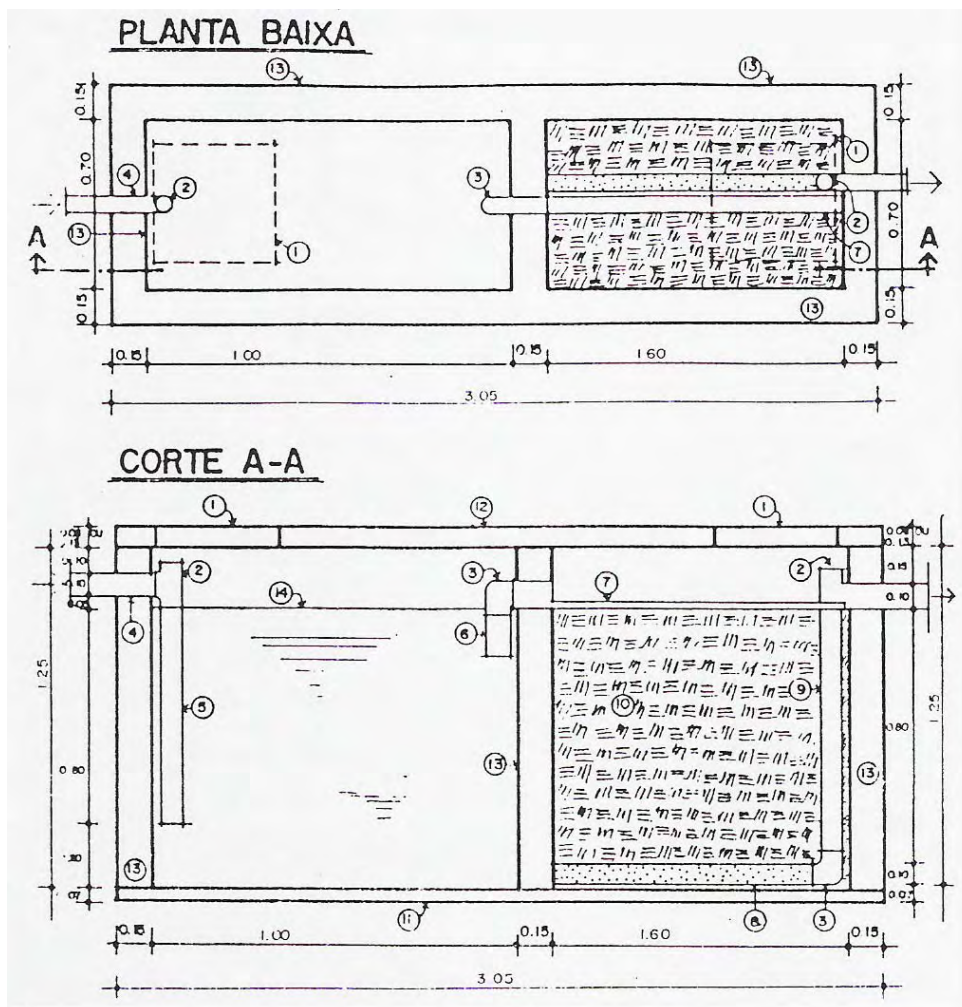


Figura 46 : reator anaeróbico composto com vala para infiltração



Convenções

- 1 – Tampas para inspeção (0,35 x 0,35 m).
- 2 – Tês de PVC Ø 100 mm.
- 3 – Joelhos de PVC Ø 100 mm.
- 4 – Tubo de entrada (afluente), PVC Ø 100 mm.
- 5 – Tubo prolongador, PVC Ø 100 mm, comprimento = 0,60 m.
- 6 – Tubo coletor, PVC Ø 100 mm, comprimento 0,20 m.
- 7 – Calha distribuidora (tubo de PVC Ø 100 mm cortado longitudinalmente).
- 8 – Tubo coletor, PVC Ø 100 mm com furos de Ø 10 mm e comprimento de 1,35 m.
- 9 – Tubo de saída (efluente), PVC Ø 100 mm, comprimento 0,85 m.
- 10 – Material de suporte do filtro anaeróbico (tijolos de seis furos, gradeados, ou aparas grandes de plásticos ou pneus).
- 11 – Fundo do reator (concreto, tijolos ou solo-cimento).
- 12 – Tampa do reator (concreto convencional ou pré-moldado).
- 13 – Paredes do reator (concreto ou alvenaria de tijolos).
- 14 – Nível da água.

Figura 47 : reator anaeróbico com elemento filtrante de aparas de plástico ou de pneus (dimensões em metros).

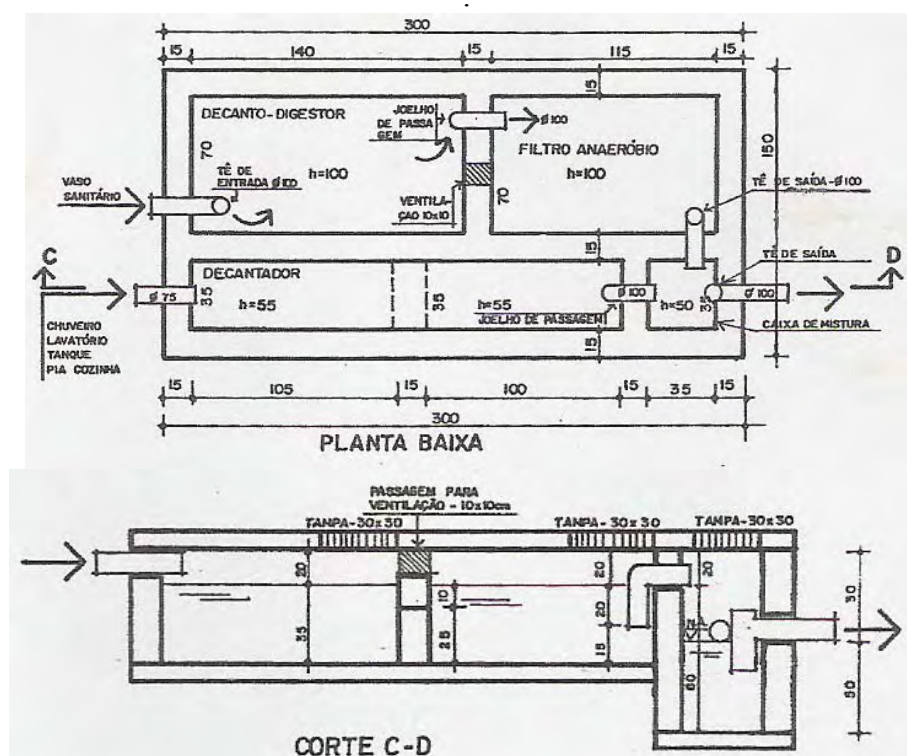


Figura 48 : conjunto de reator anaeróbio, decantador e caixa para mistura dos efluentes.

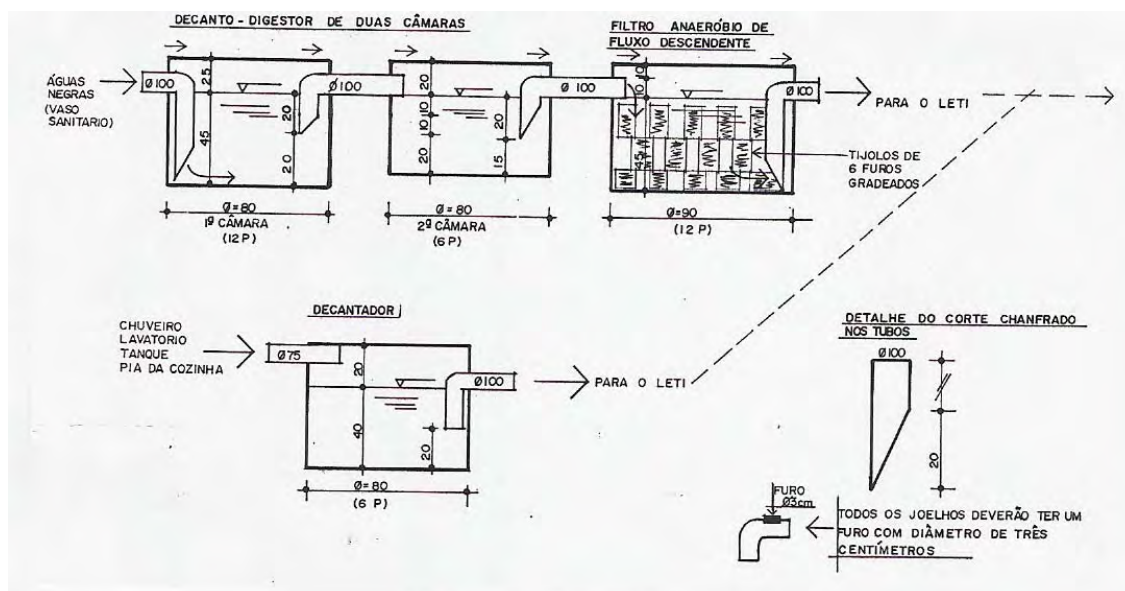


Figura 49 : reator, filtro anaeróbio e decantador feitos com fossas comuns de ferrocimento.

8.3 – LEITO DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO E INFILTRAÇÃO – LETI

8.3.1 - A disposição controlada dos efluentes no solo

A disposição controlada no solo é uma das formas mais antigas de depuração dos esgotos. A aceleração do processo de urbanização, a elevação dos custos das áreas urbanas e a sedução por tecnologias sofisticadas, levaram ao desenvolvimento de processos de tratamento mais compactos e ao lançamento dos esgotos nos corpos d'água, os quais aparentemente eram abundantes. Embora o Brasil ofereça condições extremamente favoráveis para aplicação das

lagoas de estabilização e da disposição controlada de esgotos e efluentes tratados no solo tanto pela disponibilidade de área como pelo clima, entre outros fatores convenientes, inclusive socioculturais, a disposição controlada ainda não alcançou seu merecido lugar de destaque, devido a uma certa inércia para a sua aceitação no País. Mas a comunidade científica já a considera prioritária e tem realizado muitas pesquisas e aplicações práticas, acumulando experiência suficiente para um salto de escala (ANDRADE NETO et al., 1999).

A combinação dos reatores anaeróbios com a disposição controlada dos efluentes desses no solo, é uma excelente forma de polimento e reuso dos esgotos. Os reatores anaeróbios preservam os nutrientes que podem ser utilizados na revitalização do solo com fins produtivos (gramíneas forrageiras, madeiras e várias culturas vegetais), enquanto a disposição no solo remove microrganismos patogênicos, antes de alcançarem os corpos d'água. O reator anaeróbio seria suficiente para evitar que cargas excessivas de sólidos e matéria orgânica fossem aplicadas no solo, enquanto a disposição controlada no solo compensaria as principais deficiências do reator anaeróbio, já que os nutrientes eutrofizantes seriam benéficos e os patogênicos teriam decaimento natural significativo (KATO et al., 1999).

Foster e Drasar (1988), afirmam que um perfil natural do solo pode servir como um sistema eficaz de purificação das excretas humanas, de reconhecida utilidade desde muito tempo. O processo normalmente inclui a eliminação de microrganismos fecais e a atenuação de diversos compostos químicos. Assinalam, ainda, que nem todos os perfis de solo têm igual capacidade de processamento. O termo solo é utilizado, como na engenharia, para designar os estratos não consolidados. É de grande importância a identificação das condições hidrogeológicas vulneráveis às contaminações para assim estabelecer uma classificação dos meios hidrogeológicos que podem efetivamente ser utilizados para os sistemas de disposição local.

Nos processos de infiltração e percolação, o solo e os microrganismos que nele vivem, atuam na retenção e transformação dos sólidos orgânicos e a vegetação retira do solo os nutrientes transformados, evitando a concentração cumulativa ao longo do tempo; é um verdadeiro “filtro vivo”. A água que não é incorporada ao solo e às plantas tem parte consumida pela evapotranspiração e outra parte infiltra-se e percola em direção aos lençóis subterrâneos, contribuindo para manter o ciclo das águas. Este tipo de depuração é essencialmente uma atividade de reciclagem, inclusive para a água, que viabiliza um melhor aproveitamento do potencial hídrico e dos nutrientes presentes nos esgotos, utilizando racionalmente a natureza como receptora de resíduos e geradora de riquezas sobretudo quando se explora o sistema solo-vegetais. A retenção física ou filtração nos processos de infiltração e percolação e a

ação dos microrganismos presentes nos solos não estéreis e nas plantas, são, também, os principais fatores de remoção de microrganismos patogênicos. A ação dos microrganismos na remoção de patogênicos tanto é direta (competição vital) como indireta, devido às transformações bioquímicas do substrato. Outro fator que determina a eficiência na remoção de patogênicos, no sistema solo-planta, é o tempo durante o qual eles permanecem submetidos à ação biológica e às condições adversas de sobrevivência (temperatura, luz e radiações, pH e outras condições) (ANDRADE NETO et al., 1999).

Coraucci Filho et al. (1999), destacam uma série de vantagens para o emprego de efluentes com disposição controlada no solo, tais como: o benefício agrícola, o baixo investimento, o pequeno custo de operação, o baixo consumo de energia e, na maioria dos casos, a não existência de descargas de substâncias em corpos de água (receptores). Ainda, de acordo com os autores citados, é um sistema que usa um processo natural, com custo final entre 30 a 50% do custo do tratamento convencional, utilizando conceitos de mais de 150 anos. O uso do tratamento convencional, seguido de disposição controlada no solo tem sido defendido por ter resultado em economia de custos como se houvesse efetuado um tratamento terciário.

No caso de tratamentos dos esgotos comunitários, a disposição controlada no solo depende, principalmente, da disponibilidade do terreno, da localização da área e das condições de contorno e vizinhança. Locais muito afastados (mais de 20 km) das residências não são economicamente viáveis e necessitam de uma análise de custos mais aprimorada. A topografia, a capacidade de infiltração do solo e a espessura agriculturável condicionam o tipo de escoamento possível e a possibilidade de cultivo. Em vista destes fatores, estes sistemas são especialmente indicados para pequenas comunidades urbanas, zona rural ou bairros isolados de cidades maiores, como uma alternativa aos sistemas de tratamento convencionais. O tratamento no solo de águas residuárias municipais é defendido por entidades de proteção ao meio ambiente e é aceito pela legislação da maioria dos estados norte-americanos como uma alternativa ao tratamento convencional ou para o destino dos seus efluentes tratados (em qualquer nível) (COURAUCCI FILHO et al., 1999).

Lyle (1997), destaca a eficiência do processo de percolação dos efluentes pelos poros dos solos pela zona de infiltração – a seção entre a superfície do solo e as águas subterrâneas – que é que filtra os sólidos suspensos remanescentes, microrganismos patogênicos, nutrientes e metais pesados. Um número de cuidadosos e controlados estudos têm demonstrado que este tipo de filtração é altamente efetiva para a proteção das águas subterrâneas.

Ainda segundo Lyle (1997), nos secos estados do oeste norteamericano os efluentes de esgotos são comumente usados para a irrigação de parques e campos de golfe. Menciona, como exemplo, especificamente, a comunidade de Etiwanda-Day Canyon, com uma população de 3600 pessoas. O efluente pós tratamento é usado para irrigar uma área com árvores frutíferas e para produção de lenha. A água não utilizada pelas árvores percola pelo solo até os depósitos subterrâneos de água. Assim, um circuito com um fluxo de recuperação das águas é iniciado, numa direção, mediante o uso da capacidade dos solos de assimilação, filtração, produtividade e estocagem. A rede de distribuição e redistribuição faz parte da infraestrutura da comunidade. Do aquífero, a comunidade extrai água para suprir as necessidades domésticas, fechando o circuito.

Jenkins (1999), compara a infiltração controlada dos efluentes no solo com sistemas abertos, como as terras úmidas (wetlands), e considera aquele sistema mais adequado para tratamentos individuais dos esgotos residenciais. Aponta, como vantagens do sistema: menores possibilidades de odores; inexistência de contato humano; inexistência de larvas de mosquitos e maior velocidade no tratamento das águas (duas vezes maior que os tratamentos abertos). Também cita como vantagem a maior resistência às temperaturas baixas.

A disposição controlada de efluentes no solo é muito eficiente na remoção de nutrientes provenientes de esgotos domésticos municipais. Muitos experimentos relativos a este sistema fornecem os resultados da remoção dos nutrientes pelo solo e pela vegetação. A remoção de nitrogênio e fósforo é, atualmente, graças à sua importância, a mais estudada, necessitando ainda de maior número de pesquisas. Além do nitrogênio e do fósforo, outros nutrientes são utilizados pelas plantas, como o potássio, o enxofre, o cálcio e o magnésio que, devido às suas concentrações nas plantas, são denominados macronutrientes (CORAUCCI FILHO et al., 1999).

Nucci, Araújo e Silva (1978), declaram que a composição típica de esgotos provenientes de atividade urbanas, predominantemente residenciais não apresenta nenhum dos elementos potencialmente tóxicos ao solo nas concentrações em que estes se tornam perigosos e, por isso, não há restrições ao seu tratamento por disposição no solo. Coraucci Filho et al. (1999), também afirmam que muitos outros autores afastam quaisquer riscos, inclusive de excesso de nutrientes.

Andrade Neto (1992), apresenta uma análise de riscos para a saúde e proteção (aspectos de saúde pública) quando da utilização de esgotos ou efluentes tratados em irrigação, que é, basicamente, válida, também, para outras formas de disposição de esgotos no solo. Os riscos são bem menores do que geralmente se imagina e perfeitamente controláveis.

O Brasil oferece condições excepcionalmente favoráveis para a disposição de esgotos no solo, em função da disponibilidade de áreas devido a sua grande extensão territorial e também pelas condições climáticas muito favoráveis. Todavia, a pequena experiência brasileira com as técnicas de tratamento de esgotos por disposição controlada no solo, recomenda prudência na implantação destes sistemas. Cada caso deve ser estudado detalhadamente. O conhecimento internacional é suficiente para que se estimule a implementação destes sistemas com eficiência (CORAUCCI FILHO et al., 1999).

A retomada dos métodos de disposição controlada de esgotos no solo se faz atualmente em larga escala e com grande sucesso em todo o mundo. Muitos são os exemplos de velhos casos, ainda em pleno uso, e de novos sistemas que são implantados com grande intensidade:

Rafael Bastos, apud Coraucci Filho et al., (1999), em recente trabalho, apresenta vários exemplos, como o de Israel, onde cerca de 70% do volume de águas residuárias é utilizado para irrigação, após tratamento, principalmente no cultivo do algodão. A *Werribee Farm* na Austrália, está em funcionamento desde 1897 e atualmente opera um sistema de tratamento por escoamento superficial no solo, recebendo cerca de 250.000 m³ por dia de efluentes em 5.000 hectares e permitindo a posterior pastagem de rebanho de 13.000 bovinos e 3.000 ovinos. Na Cidade do México cerca de 45 m³/seg. de águas residuárias combinadas a outros 10 m³/seg. de águas pluviais, são utilizadas para irrigar 80.000 hectares a 60 km da região metropolitana, por meio de um complexo sistema de canais e reservatórios. A Arábia Saudita

e a Tunísia estabeleceram como metas o reuso da totalidade dos efluentes residenciais produzidos. No Perú, o Programa Nacional de Reuso das Águas Residuárias para Irrigação prevê a implantação por etapas de 18.000 hectares de áreas irrigadas.

Diversos pesquisadores brasileiros, que integram o Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), estão realizando estudos para utilização do efluente das estações de tratamento de esgoto na irrigação. Duas experiências, nas cidades de Recife (PE) e Natal (RN), sob a supervisão dos professores Mário Kato e Cícero Onofre de Andrade Neto estão dando excelentes resultados com culturas de milho e acerola, em Pernambuco e flores e forragem para o gado, no Rio Grande do Norte. Na Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), o programa é desenvolvido em três etapas: tratamento de efluentes por processo anaeróbio controlado; pós-tratamento e uso produtivo do efluente tratado. Segundo Andrade Neto, depois de passar pelas etapas de tratamento, o esgoto irriga plantações de flores e capim elefante para alimentação de gado, através da técnica de hidroponia. O pesquisador destaca que: “a água resultante do tratamento já contém nutrientes, é boa para produzir, poupa água potável e deixa de poluir”. Em Pernambuco, a experiência está sendo feita com a utilização dos efluentes da ETE Mangueira, operada pela Companhia Pernambucana de Saneamento (Compesa), composta de elevatória de esgoto bruto, grade e caixa de areia, reator UASB com 800m³ com oito células (tempo de detenção hidráulica – TDH - de oito horas) e uma lagoa de polimento (TDH 3,5 dias). Através de um convênio entre a Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), a Compesa e a URB-Recife, Empresa de Urbanização de Recife, órgão da Prefeitura de Recife, para o monitoramento da estação. Ao lado da ETE estão sendo feitos estudos de utilização dos efluentes para irrigações de plantações de milho e acerola (ÁGUA ON LINE, 2001).

Em interessante manifestação, Paganini (1998), afirma que: “ao entender o solo como um elemento depurador, e o sistema solo-planta como um reator renovável, reator este regido pelas leis da natureza, pode-se entender também, neste contexto, os esgotos como fonte de energia, e não como um grande problema ambiental.” O mesmo autor alinha, ainda, outras vantagens inerentes ao sistema de disposição controlada de esgoto no solo, tais como: o aumento da produtividade agrícola que, em alguns casos, chega a ser três a quatro vezes maior que em uma propriedade rural tradicional, sem os custos adicionais da adubação química; apresenta uma redução média na DBO de 95% e, finalmente, análises realizadas no solo da disposição de esgotos no município de Populina (SP), após 12 anos de operação, revelaram que não houve qualquer modificação nas suas características, ou no acúmulo dos macro e microelementos abaixo dos 30cm de profundidade, a menos de sensível aeração do solo em todo o seu perfil até o lençol freático, sem que o tenha contaminado em termos dos elementos e dos microrganismos coliformes.

A disposição controlada dos esgotos no solo consegue apresentar não só a eficiência pretendida pelos tratamentos convencionais terciários, a custos muito menores, como a utilização dos nutrientes dos esgotos como fertilizantes e o reuso da água para vários fins (recarga dos lençóis subterrâneos e a renovação na qualidade da água, - pois devido aos movimentos de infiltração verticais e laterais no interior do solo, haverá a recarga dos lençóis subterrâneos e das águas superficiais e a reutilização dessa água para atender a diferentes usos e finalidades) (CORAUCCI FILHO et al., 1999).

Overcash (1975) apud Coraucci Filho et al., (1999) menciona o uso da disposição controlada dos esgotos no solo como método de tratamento terciário para esgotos residenciais.

Abernathy et al. (1985) apud Coraucci Filho et al., (1999) obtiveram remoções de nitrogênio e fósforo em valores próximos aos do tratamento terciário. Wightman et al. (?) apud Coraucci Filho et al., (1999) usando o sistema de disposição controlada dos esgotos residenciais no solo, após pré-tratamento e com o uso de tubos perfurados, obteve os seguintes resultados em termos percentuais de remoção dos seguintes elementos: DBO: 90 a 94%; SS 91 a 96%; N-NTK 70 a 90%; PT 40 a 80%.

8.3.2 - As remoções dos elementos das águas residuárias, efluentes do reator, pelo LETI

Miranda (1995), realizou experimentos com a aplicação do efluente de uma estação de tratamento de esgotos de Porto Alegre, que opera com tanques Imhoff, em culturas de alface e chegou às seguintes constatações:

- A adição do efluente proporcionou uma elevação no percentual de matéria orgânica no solo de 19% em relação à matéria contida em análise inicial do solo;
- a capacidade de troca de cátions (CTC), do solo teve uma elevação de 15,4% com a adição do efluente. O aumento na CTC indica que as plantas serão melhor nutridas, porque o solo consegue manter mais nutrientes em formas trocáveis e disponíveis;
- a elevação da porcentagem de fósforo total no solo foi de 13,9%, ficando nas formas mais estáveis no solo, uma vez que na análise da água percolada pelas parcelas neste foi verificada a presença de pouco fósforo. O autor cita Primavesi (1984), para afirmar que a adição ou incorporação de matéria orgânica periodicamente ao solo e sua humificação pode elevar o poder tampão deste e possibilitar a ligação do fósforo na forma de humatos, que são disponíveis para a maioria das plantas e que podem contribuir para a manutenção do fósforo disponível;
- ocorreu uma redução no percentual de potássio, na ordem de 24,5%, em relação à análise inicial do solo. O potássio adsorvido e fixado dificilmente será eliminado do solo pela lixiviação e pelas águas das chuvas, podendo se manter disponível para as plantas a longo prazo;
- foi observado um aumento na concentração de nitrogênio total no solo, em média de 31,8%. As maiores transformações de nitrogênio no solo ocorrem nos primeiros 50 cm de profundidade, uma vez que é nesta faixa que predominam os organismos responsáveis pela fixação biológica do nitrogênio atmosférico e capazes de aproveitar o nitrogênio contido na matéria orgânica sob a forma de proteínas. Através dos fenômenos de amonificação e nitrificação, o nitrogênio torna-se disponível para as plantas. Isto confirma a verificação do aumento no teor de nitrogênio no solo estudado, o qual tinha profundidade coincidente com a zona de maior transformação de nitrogênio e maior disponibilidade para as plantas;
- comparando as fontes de água adicionadas com a água percolada, constatou-se que houve uma remoção expressiva de coliformes totais ao longo da coluna do solo;
- os resultados apresentados no trabalho permitiram concluir que a utilização do efluente de tratamento secundário de esgotos para a irrigação de alfaces pode ser realizada sem riscos.

A remoção do nitrogênio, do fósforo, de outros nutrientes e dos metais pesados dos efluentes pela disposição controlada no solo, conforme CORAUCCI FILHO et al., (1999) é a seguir apresentada:

Nitrogênio

O nitrogênio, em muitos casos, não constitui preocupação para o tratamento, pois é quase completamente eliminado pela vegetação do solo e pela assimilação das bactérias. Com o emprego de esgotos no solo, a incorporação do nitrogênio na vegetação é de 0,02 kg de N por kg de grama (peso seco), e o restante é lixiviado para o lençol subterrâneo ou perdido para a atmosfera na forma de N_2 e algum NH_3 , se o pH for maior que sete, ou ainda, consumido pelas bactérias. Segundo a *Environmental Protection Agency* (EPA), dos Estados Unidos, a vegetação forrageira remove, anualmente, de 0,16 a 0,67 toneladas de nitrogênio por hectare e as florestas removem cerca de 0,08 a 0,17 toneladas de nitrogênio por hectare.

Foster e Drasar (1988), relatam que a eliminação do nitrogênio por disposição controlada no solo de efluentes de tratamentos primários e secundários pode chegar a 90%. Segundo os autores, isto se dá por processos como a desnitrificação biológica; a volatilização amônica pela aeração, a adsorção de íons amônicos, a fixação pela matéria orgânica e a incorporação ao protoplasma microbiano. O nitrogênio que permanece no solo, com o tempo, chegará até as águas subterrâneas, seja como nitrato ou como íon amônico, dependendo da quantidade de oxigênio disponível. Existem três formas de remoção do nitrogênio pela disposição controlada no solo dos efluentes resultantes dos tratamentos primários e secundários: algum nitrogênio é removido pela vegetação; alguma amônia é nitrificada e assim convertida em nitrato, o qual é lixiviado por meio das zonas de raízes para o lençol de água e algum nitrogênio é desnitrificado para a forma de nitrogênio gasoso e escapa para a atmosfera. A nitrificação ocorre após o lançamento dos efluentes no terreno, quando os nitratos são acumulados no húmus. Esta acumulação é limitada, e os seus valores ainda não são conhecidos e o húmus poderá estar numa condição aeróbia, no intervalo das descargas ou anaeróbia, durante as descargas do efluente.

Broadbent et al., (1975), apud Gehling (1985), referem-se ao fato de que, em um solo bem drenado e aerado, podem ocorrer microzonas anaeróbicas, onde se verifica a denitrificação. Na opinião dos mesmos, quanto maior o teor de umidade do solo e quanto mais fino for o mesmo, mais numerosas serão as microzonas e a denitrificação.

É muito complexa a remoção do nitrogênio envolvendo o sistema solo-planta. A circulação do nitrogênio no solo é muito grande e na sua circulação virtual ela é auxiliada pela ação do movimento da água. Além disso, no caso de diminuição, mesmo localizada, do potencial de oxirredução dos solos, o nitrato pode ser reduzido para formas gasosas que são perdidas pela volatilização. A previsão dos teores e formas de nitrogênio no solo é ainda complicada devido à ocorrência de microrganismos que fixam N_2 da atmosfera. Estes microrganismos estão associados a algumas espécies de plantas (principalmente leguminosas) ou em vida livre no solo.

Resumidamente, pode-se dizer que o nitrogênio:

- é incorporado aos vegetais;
- faz parte da célula microbiana;
- volatiliza-se quando estiver na espécie amônia;
- faz parte de compostos não-biodegradáveis;
- é reduzido na desnitrificação e perdido para a atmosfera;
- é drenado para o subsolo;
- escoar no efluente.

Na maioria dos solos, principalmente cultiváveis, 95% ou mais do nitrogênio permanece na forma orgânica e somente uma pequena parcela fica na forma inorgânica. O nitrogênio na matéria orgânica do solo representa uma fonte potencial destes elementos para as plantas. No entanto, a disponibilidade do N orgânico para os vegetais fica na dependência da decomposição e da mineralização da matéria orgânica do solo que, por sua vez, é controlada por fatores ambientais imprevisíveis, como a temperatura e a umidade do solo. Além de ser afetada por propriedades do solo como o pH, a textura, etc. O nitrogênio é, de maneira geral, o elemento que as plantas necessitam em maior quantidade. Tal elemento é importante, pois confere a cor verde às plantas, promove rápido crescimento, aumenta a folhagem, melhora a qualidade das hortaliças de folhas comestíveis, aumenta o teor de proteínas das plantas alimentícias e forrageiras e serve como alimento para os microrganismos do solo que decompõem a matéria orgânica (MALAVOLTA, 1980).

Crites et al., (1998), apresenta os resultados das remoções de nitrogênio em plantações irrigadas com disposição controlada de efluentes de esgoto no solo (tabela 7), ressaltando que estas remoções dependem também do tipo de cultura usado, além da DBO, temperatura e pH do solo. O autor cita como fontes a U.S. EPA (1981), a WPCF (1983) e GIGGEY et al., (1989).

Tabela 7 : remoções de nitrogênio em plantações irrigadas com disposição controlada de efluentes de esgoto no solo.

Local	Cultura	Nitrogênio aplicado (mg/l)	Nitrogênio percolado (mg/l)	Percentual removido (%)
Dickinson, Dakota do Norte	Gramma	11,8	3,9	67
Hanover, N. Hampshire – efluente primário	Gramma	28,0	9,5	66
Hanover, N. Hampshire – efluente secundário	Gramma	26,9	7,3	73
Pleasanton, Califórnia	Pasto	27,6	2,5	91
Roswell, N. México	Milho	66,2	10,7	84
S. Angelo, Texas	Aveia	35,4	6,1	83
Yarmouth, Massachussetts	Gramma	30,8	1,8	94

(fonte : U.S. EPA, 1981; WPCF, 1983; GIGGEY et al., 1989 apud CRITES et al.,1998).

Fósforo

O fósforo é essencial para as plantas sendo que os efluentes de esgoto doméstico são excelentes fontes de fosfatos, que são adsorvidos em sua maior parte pelas partículas de argila, quando a água percola através do solo. De um modo geral, o fosfato proveniente do efluente não é considerado tóxico para as plantas. Porém, quantidades excessivas nos efluentes, podem induzir deficiências de cobre e zinco que são importantes micronutrientes (MIRANDA, 1995).

Em estudo realizado por Indelicato et al. (1992), apud Miranda (1995), verificou-se que os efeitos produzidos no solo com o uso de efluentes de águas residuárias em irrigação tiveram como efeito mais significativo, a longo prazo, o aumento na quantidade de fósforo. Este acréscimo foi três vezes maior que nos solos que receberam irrigação com água límpida.

De acordo com Raij et al. (1987), apud Coraucci et al. (1999), o fósforo é um elemento que forma diversos compostos de baixa solubilidade com o ferro, o alumínio e o cálcio, que são muito abundantes nos solos. Do ponto de vista químico, o fósforo inorgânico combinado com o ferro e o alumínio torna-se mais solúvel à medida que o pH do solo aumenta. Os fosfatos de cálcio, ao contrário, são mais solúveis a valores de pH mais baixos. O pH ótimo para a maioria das plantas está em torno de 6. A remoção do fósforo é dependente da textura, da capacidade catiônica e do pH do solo. Pelo fato de o fósforo ser altamente adsorvido pela maioria dos solos e pouco circulado por ação de microrganismos, sua concentração tende a ser alta nas primeiras camadas do perfil do solo e pequena nas profundidades maiores. A atividade dos microrganismos, embora existente, muito pouco colabora no aumento da concentração de fósforo nas camadas inferiores do solo.

A tabela 8 apresenta os níveis de remoção de fósforo por aplicações controladas de efluentes de esgoto no solo, adaptada de CRITES et al. (1998), com dados obtidos de WPCF (1983); SOPPER (1986); REED & CRITES (1986) e GIGGEY et al. (1989).

Tabela 8 : níveis de remoção de fósforo em plantações irrigadas com disposição controlada dos efluentes de esgotos no solo.

Local	Fosfato aplicado (mg/l como P)	Fosfato percolado (mg/l como P)	Percentual removido (%)
Camarillo, California	11,80	0,20	98
Dickinson, Dakota do Norte	6,90	0,05	99
Hanover, N. Hampshire	7,10	0,03	99
Roswell, N. México	7,95	0,39	95
Tallahassee, Florida	10,50	0,10	99
Helen, Georgia	13,10	0,22	98
State College, Pennsylvania	5,60	0,08	98
Clayton County, Georgia	4,90	0,02	99
West Dover, Vermont	4,20	0,40	90
Wolfeboro, N.Hampshire	3,30	0,02	99

(fonte: WPCF, 1983; GIGGEY et al., 1989; SOPPER, 1986; REED & CRITES, 1986).

Potássio

O potássio é um dos macronutrientes exigidos em maior quantidade pelas culturas. No desenvolvimento da planta, este elemento confere maior vigor e resistência às doenças, auxilia a produção de amido, óleo e proteína, aumenta a resistência dos colmos e caules ao acamamento, diminui o número de frutos inviáveis, aumenta a resistência à seca e à geada, melhora a qualidade dos frutos e ajuda na formação de raízes e tubérculos. O aproveitamento de resíduos de esgotos urbanos domésticos nos Estados Unidos da América consegue anualmente recuperar algo como 2000 toneladas de potássio (MIRANDA, 1995).

Pound e Crites (1973), apud Miranda (1995), constataram um teor de 3 a 4,5% de potássio na forma de K₂O entre os sais minerais nas águas residuárias domésticas. Também observaram que os efluentes do tratamento secundário dos esgotos secundários podem possuir cerca de 14 mg de potássio por litro.

Outros nutrientes

A existência dos nutrientes no solo é basicamente de origem geológica. Em menores proporções, a presença dos sais no solo pode ser decorrência do transporte de uma região para outra efetuado principalmente pelas águas subterrâneas, pluviais e de irrigação. Não existe, no estado natural, água isenta de sais. As irrigações promovem uma entrada contínua de sais no solo, mesmo em regiões úmidas. As adubações e irrigações com fertilizantes são outras fontes de acréscimo significativo, juntamente com as chuvas que contribuem com até 10 mg/l em um processo acumulativo.

A característica física e a presença dos diferentes sais nos solos conferem aos mesmos os valores do pH. Em solos normais o pH varia de 4 a 7, sendo considerados solos ácidos (com ácidos livres) no limite inferior e solos salinos (ou calcários) no limite superior. Resíduos orgânicos que contenham cálcio, magnésio e potássio podem, com a degradação, liberá-los para o meio e regular a acidez do solo. A maior parte da acidez encontra-se ligada à fase sólida de forma não dissociada.

Metais pesados

Peters et al. (1975), apud Coraucci Filho et al. (1999), relatam que os processos de aplicação de esgotos no solo são excepcionalmente eficientes na remoção de metais pesados provenientes dos esgotos. Foram verificadas reduções de 88% para o cádmio, 94% para o níquel, 84% para o cobre e 86% para o zinco. As concentrações desses metais foram de 0,077; 0,141; 0,120 e 0,339 mg/l, respectivamente. A eficiência do processo em reter metais pesados é o resultado da capacidade de adsorção da camada orgânica na superfície do solo e os metais tendem a se acumular perto do ponto de aplicação do esgoto e, uma vez que o metal pesado tenha sido adsorvido, ele não é mais liberado para o meio pelo excesso de água de drenagem. Por sua vez, a vegetação localizada nesse ponto tem a sua concentração de metais pesados aumentada. Em uma investigação, foram adicionadas concentrações conhecidas de mercúrio, verificando-se posteriormente que entre 70% e 100% foi adsorvido nas zonas próximas às raízes e que apenas 0,2% foi liberado após adição de água, constatando alta capacidade do solo na retenção desse metal por adsorção na sua fração coloidal.

Conforme Andrade Neto (1992), Gonçalves et al., 2000 e Page, 1981, apud Miranda, 1995, os esgotos residenciais apresentam, normalmente, baixos teores de metais pesados e mesmo a ausência destes, exceto quando estes esgotos recebem também os despejos das indústrias. Portanto, a disposição controlada dos esgotos residenciais no solo tem a sua importância para a remoção dos metais pesados nestes níveis. Este tipo de tratamento não é indicado para esgotos com elevados níveis de metais pesados (de indústrias, serviços e outras fontes poluidoras), pois altas concentrações de metais pesados no esgoto a ser tratado pode ocasionar, principalmente:

- lixiviação para o subsolo, se ocorrer condições ácidas;
- inibição no crescimento de plantas;
- incorporação à cadeia alimentar.

Elementos como arsênico, mercúrio, cromo e berílio podem ser prejudiciais para as plantas mas suas concentrações nas águas residuárias são geralmente baixas, podendo ainda serem rapidamente convertidos no solo em formas químicas não disponíveis para as plantas (PAGE, 1981, apud MIRANDA, 1995).

8.3.3 - Demanda bioquímica do oxigênio (DBO)

Braile (1979), apud Gehling (1985), menciona taxas de remoção de 90 a 99% da DBO quando são aplicados esgotos ao solo, percentuais equivalentes aos do tratamento terciário.

Brandes (1980), apud Gehling (1985), constatou, no sistema de infiltração subsuperficial de esgoto decantado em Ontário, Canadá, a remoção de 98,9% de DBO, após uma percolação vertical de 1,00 m.

Crites et al. (1998), com base nos dados apurados por U.S. EPA (1981), WPCF (1983) e Giggey et al. (1989), montaram a tabela 9, onde são apresentados os índices de remoção da DBO nas aplicações de efluentes por disposição controlada no solo, em diversas localidades.

Tabela 9 : índices de remoção da DBO nas aplicações de efluentes de esgotos por disposição controlada no solo em diversas localidades.

Local	DBO aplicada	DBO percolada	Removida
Dickinson, N. Dakota	42	< 1	> 98%
Hanover, N. Hampshire – efluente primário	101	1,4	98,6%
Hanover, N. Hampshire – efluente secundário	36	1,2	96,7%
Roswell, N. México	43	< 1	>98%
San Angelo, Texas	119	1,0	99,1%
Yarmouth, Massachusetts	85	< 2	>98%

(fonte: U.S. EPA ,1981; WPCF, 1983; GIGGEY et al. 1989, apud CRITES et al. 1998).

8.3.4 – Contaminação biológica

Segundo Culp et al. (1978), apud Gehling (1985), os solos de textura fina têm maior capacidade de sorção de microrganismos patogênicos, sendo que quando secos ou ligeiramente úmidos, são considerados mais eficientes na remoção dos mesmos.

A zona não saturada constitui a linha de defesa mais importante contra a contaminação fecal dos aquíferos. Neste sentido, aumentar ao máximo o tempo de permanência do efluente na zona não saturada é o principal fator para a atenuação e eliminação de bactérias e vírus. Foster e Drasar (1988) descrevem os dois principais mecanismos existentes no solo, que afetam o transporte e a sobrevivência dos microrganismos no solo: a filtração e a adsorção.

a) Filtração

A filtração das bactérias nas superfícies de infiltração seria o principal mecanismo para limitar o deslocamento através do solo. Tem-se demonstrado que a filtração é mais efetiva na superfície da película orgânica da zona obstruída. Butler et al. (1954), apud Foster e Drasar (1988), estudaram a penetração dos coliformes nos solos arenosos usados para evacuar os efluentes. Com as medições, pode-se comprovar que o número dos coliformes havia se reduzido drasticamente nos primeiros cinco centímetros de solo. Poynter e Slade (1977), apud Foster e Drasar (1988), sustentam que a eliminação de bactérias e vírus é, em essência, um processo biológico. Foi constatado que a areia esterilizada não eliminava os vírus quando as taxas de fluxo eram normais (4,8 m/d). Um filtro lento de areia com funcionamento efetivo

consiste de uma vasta superfície povoada por microrganismos que eliminam outras bactérias, pequenas partículas e elementos químicos dissolvidos no meio líquido filtrante, atuando a areia simplesmente como suporte para essa película biológica

b) Adsorção:

Diferentemente das bactérias, os vírus são extremamente pequenos e sua eliminação dependeria quase completamente do processo de adsorção. Os vírus se compõem de ácido nucleico coberto por uma película de proteína, pela qual mimetizam as características coloidais das proteínas. Tem-se comprovado que a adsorção de tais colóides hidrofílicos se vê afetada de maneira importante pelo pH e pela presença de cátions (STUMM & MORGAN, 1981).

Burge e Enkiri (1978), estudaram o índice de adsorção de um bacteriófago X-174, através de experiências em laboratório, com cinco diferentes tipos de solo. Foi observado que existia um bom grau de correlação entre as taxas de adsorção e a capacidade de intercâmbio dos cátions, a área superficial específica e concentração de matéria orgânica. Deste modo, os solos com maior conteúdo argiloso apresentariam maiores taxas de adsorção que os solos arenosos. Foi constatada uma correlação negativa entre a taxa de adsorção e o pH do solo. Neste sentido, quanto menor for o pH do solo, maior será a carga positiva das partículas virais e poderão ser adsorvidas com mais facilidade.

Um estudo sobre solos realizado por Green e Cliver (1975), apud Foster e Drasar (1988), constatou que a retenção dos vírus no solo é afetada pelo grau de saturação dos poros: quanto maior a saturação, menor a oportunidade de contato com as superfícies. Assim, para favorecer a eliminação dos vírus devem ser evitadas grandes cargas hidráulicas ou a distribuição desigual desta carga. Goldshmid et al. (1973), apud Foster e Drasar (1988), observaram que quanto menor o pH do solo, maior a capacidade para eliminar bactérias. Gerba et al. (1975), apud Foster e Drasar (1988), relatam que as bactérias e os vírus são facilmente adsorvidos pela argila mediante condições apropriadas, e quanto maior o conteúdo de argila no solo, mais intenso será o processo de atenuação. Constataram, também, que outros solos que contêm matéria orgânica favorecem igualmente a atenuação.

Bitton et al. (1979), apud Foster e Drasar (1988), enunciam que a partir da literatura técnica revisada pode-se concluir que é possível eliminar um maior número de bactérias e vírus por adsorção aumentando ao máximo o tempo de residência do efluente na zona não saturada; ou seja, com um contato maior entre o efluente líquido e o meio de adsorção. Também alertam que, em geral, os solos arenosos e calcáreos têm pouca capacidade de adsorção, sendo melhores os solos que contêm argila.

A seguir serão apresentados estudos sobre a sobrevivência dos organismos patogênicos nos solos: vírus e bactérias.

a) Vírus

Foster e Drasar (1988), relata que a sobrevivência dos enterovírus no solo aparentemente aumenta com as temperaturas baixas, porém não é afetada pelo potencial iônico. Segundo o autor, a redução do vírus de pólio preservados durante 84 dias na areia argilosa foi inferior a 90%, a uma temperatura de 4° C, porém chegou a 99,999% a 20° C. Quando a umidade do solo é inferior a 2%, aparentemente é mais letal para estes microrganismos. Em um estudo sobre a natureza da desativação dos vírus Yeager et al (1979) apud Foster e Drasar (1988),

concluíram que a perda da capacidade de infecção se devia a danos irreversíveis provocados aos mesmos.

Keswick et al. (1980), apud Foster e Drasar (1988), avaliaram os fatores que controlam a sobrevivência dos vírus e puderam comprovar que a desativação era muito mais rápida próxima da superfície. Isto se deveria aos efeitos danosos dos microrganismos aeróbicos do solo, à evaporação e às elevadas temperaturas nas zonas próximas da superfície. Assim, a sobrevivência dos vírus aumentaria segundo o grau de penetração dos mesmos.

c) Bactérias

Kliger (1921), apud Foster e Drasar (1988), investigou a sobrevivência da *Salmonella typhi* e da *Shigella dysenteriae* em diferentes tipos de solo, na temperatura ambiente. Pôde comprovar que algumas bactérias sobreviviam por 70 dias nos solos úmidos, embora cerca de 90% sucumbiam em 30 dias. Nos solos secos, nenhuma bactéria logrou sobreviver mais que 20 dias, e nos solos ácidos, independentemente do conteúdo de umidade, este tempo se reduziu para 10 dias. As temperaturas baixas (inferiores a 4°C) favorecem a sobrevivência da maioria dos microrganismos e as bactérias entéricas não são uma exceção.

Kibbey et al. (1978), apud Foster e Drasar (1988), investigaram a sobrevivência do *Streptococcus faecalis* em cinco tipos de solo no Oregon (EUA). Puderam constatar que as taxas de sobrevivência destas bactérias variavam segundo o tipo de solo, porém, em geral, eram maiores nos solos de temperatura fria e com elevada umidade. Os maiores períodos de sobrevivência foram obtidos nas condições de saturação, o que foi atribuído à inatividade antagônica da microflora do solo. Esta conclusão foi confirmada por Bouma et al. (1972), apud Foster e Drasar (1988), em estudos de campo para determinar o deslocamento dos contaminantes na zona inferior nas valas de infiltração para efluentes de tanques sépticos. Se demonstrou que na primeira camada de 30 cm do solo começavam a aparecer os actinomicetos, os quais aumentavam muito mais ao irem se aproximando dos 30 cm. Estes organismos produzem antibióticos e contribuem, assim, para o extermínio das bactérias entéricas. A microflora do solo também compete com as bactérias entéricas pelos nutrientes disponíveis, o que pode ser um fator importante para o seu extermínio (FOSTER & DRASAR, 1988).

Baars (1965), apud Gehling (1985), cita a nitrificação como uma reação biológica que colabora para a eliminação de bactérias nocivas. E que as bactérias danosas são absorvidas nos primeiros três metros de percolação, devido à oxigenação e à nitrificação.

Mathur et al. (1976), apud Gehling (1985), mostraram que 99,9% das bactérias foram removidas quando o esgoto percolou 0,43 m verticais e 0,38 m horizontais.

Pettyjohn (1972); Loehr (1974); Tofflemire (1974) e Sanks (1976), apud Gehling (1985), relatam que os microrganismos patogênicos são destruídos por bactérias pré-existentes no solo. Afirmam que esta destruição pode ocorrer de maneira indireta, como na competição pelo alimento, ou pela ação de antibióticos e enzimas oriundos da atividade de outros organismos.

Em geral, os coliformes fecais aparentemente só sobrevivem 70 dias com as condições ambientais, com uma redução de 90%, passados 15 a 20 dias. Em um meio úmido e de baixa temperatura, alguns coliformes fecais podem sobreviver muitos meses. Em condições de elevada temperatura e aridez, é provável que a total eliminação das bactérias fecais utilizadas

como indicador ocorra em 15 dias. Por motivos similares aos que explicam a sobrevivência dos vírus nos solos, as bactérias que penetrem mais profundamente terão maiores probabilidades de sobreviver por mais tempo que aquelas próximas da superfície (FOSTER & DRASAR, 1988).

Gerba (1979), apud Foster e Drasar (1988), elaborou o quadro da figura 50, com os principais fatores que influem na sobrevivência das bactérias e vírus no solo:

FATOR	EFEITOS
Grau de umidade	Maior sobrevivência em solos úmidos e durante períodos de alta precipitação pluvial.
Capacidade de retenção	O período de sobrevivência é menor em solos arenosos, que em solos com maior capacidade para reter a umidade.
Temperatura	Maior sobrevivência em temperaturas mais baixas.
Adsorção	Ao serem adsorvidos no solo, os vírus têm prolongada a sua sobrevivência.
PH	O período de sobrevivência das bactérias é menor nos solos ácidos que nos alcalinos.
Luz solar	Menor período de sobrevivência na superfície do solo.
Antagonismo da microflora no solo	Maior sobrevivência no solo estéril; a microflora do solo e as bactérias competem pelos nutrientes; os microrganismos aeróbicos do solo afetam adversamente a sobrevivência dos vírus, embora os microrganismos anaeróbios não a afetem.

Figura 50 : principais fatores que influem na sobrevivência das bactérias e vírus no solo. (GERBA, 1979, apud FOSTER & DRASAR, 1988).

8.3.5 – Ação dos efluentes de esgotos sobre as oligoquetas

As minhocas são grandes benfeitoras do solo orgânico, melhorando principalmente as suas propriedades físicas. A presença da matéria orgânica é essencial para o seu desenvolvimento e, por isso, a preferência por solos com elevadas concentrações desse material. Conforme já foi relatado, os esgotos contêm expressivas parcelas de matéria orgânica. Pallant e Hillste (1966), apud Bettiol (2000), observaram que as minhocas desenvolveram-se bem em áreas onde bio sólidos (lodos dos esgotos) foram aplicados e estimularam o crescimento dos vegetais. A concentração de matéria orgânica, pela aplicação dos bio sólidos aumentou a densidade e a biomassa das minhocas em área cultivada (Edwards e Lofty, 1982; Hamilton e Dindal, 1989, apud Bettiol, 2000), ocasionando intensas atividades de escavações no solo, aumentando os fluxos de O₂ e CO₂ (Stevenson et al., 1984, apud Bettiol, 2000). A aplicação de bio sólidos com metais pesados pode ocasionar efeitos nocivos nas oligoquetas, destacando-se o acúmulo de metais nelas observado. Foi constatado que as minhocas acumulam Cd, Cu, Pb e Zn em concentrações mais elevadas que aquelas encontradas em solos onde os bio sólidos foram aplicados (Pietz et al., 1984; Kruse e Barret, 1985; Levine et al., 1989; Benninger-Truax e Taylor, 1993, apud Bettiol, 2000). Em parcelas com aplicações de bio sólidos durante onze anos, as minhocas apresentaram concentrações de cádmio 105 vezes maiores que o solo (Brewer e Barret, 1995, apud Bettiol, 2000). A minhoca não excreta os metais ingeridos, eles são acumulados nas suas glândulas e sacos calcíferos (Schrader, 1992, apud Bettiol, 2000).

8.4.6 - Características dos solos

Para o desenvolvimento adequado da vegetação, o principal constituinte dos solos é a matéria orgânica, que é constituída de organismos vivos, de seus resíduos e, principalmente, de seus produtos de decomposição. Os produtos de decomposição nos quais não é mais possível

reconhecer a origem são chamados húmus. Segundo Raij et al. (1987), apud Coraucci Filho et al. (1999), a existência da matéria orgânica é importante para as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. É em grande parte devido a ela que o solo se apresenta agregado e friável, com boa porosidade e alta capacidade de retenção de água e nutrientes, principalmente nitrogênio, fósforo e enxofre.

A drenagem dos solos é importante para a decomposição da matéria orgânica: uma drenagem deficiente dificulta ou impede a decomposição. Além disso, solos com excesso de água apresentam grande capacidade calorífica, devido ao calor específico da água. Portanto, um solo mal drenado ou com excesso de irrigação pode ser frio, com o retardamento do crescimento da vegetação. A textura do solo condiciona os teores de matéria orgânica em seu interior, que são mais elevados em solos de característica argilosa e menores nos solos arenosos. Se o teor de matéria orgânica superar 20% , os solos são conhecidos como solos orgânicos. Os despejos líquidos no solo deve mantê-lo em condições que permitam a fácil entrada de ar até a região das raízes das plantas e também facilitar o transporte dos gases da atmosfera e dos produzidos pelas raízes, microrganismos e reações químicas, onde o oxigênio e o gás carbônico são os mais importantes. A transferência destes gases se dá através dos poros do solo, quando estão parcialmente preenchidos com ar e solução aquosa de íons e, também, por difusão da fase gasosa e da fase líquida do solo, com ambos os processos seguindo a lei de Fick. Para ocorrer a mineralização da matéria orgânica no solo, que é efetuada por microrganismos, é necessária uma quantidade apreciável de oxigênio, difundido na sua estrutura física. Sua deficiência diminui a atividade bacteriana e reduz o grau de mineralização no interior do solo, comprometendo a produção de nutrientes para as plantas. Em condições anaeróbias, a decomposição da matéria orgânica é reduzida, havendo uma imobilização de nitrogênio disponível para a planta e com perdas pela redução de nitrato por microrganismos (CORAUCCI FILHO et al. 1999).

Salinidade

O estudo da salinização do solo é complexo, pois envolve o conhecimento das características do solo, da água de irrigação, os índices pluviométricos, entre outros, mediante análises físicas e químicas.

Uma boa drenagem regula o sistema água-solo-planta e controla a salinidade, promovendo um balanço na zona radicular da planta. Não há uma remoção total dos sais do solo – o que é impraticável -, mas implica uma redução acentuada de cátions da solução do solo, até que seja estabelecido um equilíbrio entre a entrada e a saída desses em um patamar de tolerância aceitável pela vegetação. A presença de sais na solução do solo atua em seu potencial osmótico, afetando a capacidade de absorção radicular da planta e, conseqüentemente, seu metabolismo. Na recuperação dos solos salinos utiliza-se água de boa qualidade para promover a lixiviação para camadas inferiores do solo, ou adiciona-se gesso, que é uma fonte de cálcio barata, proporcionando a substituição do Na⁺ pelo Ca²⁺. Concentrações salinas em torno ou acima de 700 mg/l são prejudiciais a algumas plantas e teores acima de 2.000 mg/l, são nocivos para a maioria das culturas (CORAUCCI FILHO et al., 1999).

Miranda (1995), comenta que num efluente de tratamento secundário de esgoto doméstico, os valores de condutividade elétrica e razão de absorção de sódio indicam que não é provável a salinização do solo e improváveis, também, os danos às culturas de maneira geral. As amostras enquadram esta água como de salinidade média e baixa de sódio, em relação ao risco de sodificação ou alcalinização do solo.

8.3.7 - Cobertura vegetal

Coraucci Filho et al. (1999), analisando vários sistemas em funcionamento, chegaram à conclusão de que a aplicação de esgotos domésticos e industriais na agricultura tem promovido um aumento na produtividade vegetal sem sacrificar a qualidade do produto. Observaram que em silviculturas o crescimento das árvores tem aumentado e mesmo duplicado. Os autores relatam os seguintes resultados verificados pela *Environmental Protection Agency* (EPA), dos Estados Unidos, na irrigação com esgotos domésticos municipais: em capim para forragem houve um crescimento de biomassa de 300% a 400%; o acréscimo na quantidade de proteína em forragem foi de 6% a 17%; em cereais, de 20% a 50%; em plantas radiculares, 100%.

Scaloppi et al., 1986, apud Miranda (1995), relatam que as gramíneas forrageiras geralmente desenvolvem-se bem em condições de umidade excessiva, removem grande quantidade de nutrientes, dispensam operações de cultivo após o plantio e não pré-dispõem à formação de crostas superficiais que podem reduzir a capacidade de infiltração de água no solo. Os cereais também podem ser utilizados, particularmente na degradação de efluentes, com a vantagem de elementos tóxicos eventualmente absorvidos não atingirem a cadeia alimentar.

Vaisman et al., 1984, apud Miranda (1995), citam que experimentos conduzidos em Israel com grama Rhodes (*Chloris gayana*) indicaram uma habilidade de absorver grandes quantidades de materiais potencialmente poluentes, e que o milho pode remover de maneira eficiente grandes quantidades de nitrogênio da água residuária aplicada em solos permeáveis.

8.3.8 – Qualidade do efluente do LETI

Conforme a EPA, o tratamento das águas residuárias pelo método de infiltração e percolação controladas no solo, reduz sensivelmente as concentrações de DBO (2 a 5 mg/l); Sólidos suspensos (1 a 2 mg/l); N-NH₃ (0,5 a 1 mg/l); N_{TOTAL} (10 a 15 mg/l) e P_{TOTAL} (0,1 a 0,5 mg/l).

Lyle (1997), apregoa o uso de esgotos pré-tratados para irrigação agrícola. Argumenta que o nitrogênio dissolvido juntamente com o potássio, existentes nestas águas, são particularmente interessantes para a irrigação, como forma de completar o fluxo circular de nutrientes. O autor assevera que, para usos de grandes volumes de águas são necessárias áreas extensas, que por serem afastadas das cidades, condicionam à construção de longas linhas de condução das águas servidas, necessitando, inclusive, de bombeamentos, o que encareceria muito o sistema em relação aos outros sistemas convencionais de tratamento. No entanto, assevera o autor, este tipo de tratamento, com o reaproveitamento das águas para agricultura pode ser usado em plantações nas coberturas dos prédios ou em pequenas áreas produtivas próximas das unidades residenciais.

Quanto aos riscos de doenças que poderiam ser desenvolvidas com o uso da disposição controlada dos esgotos no solo para fins de irrigação para produção agrícola, Lyle (1997), ressalta que pesquisas conduziram numerosos estudos sobre os efeitos que o uso de águas residuárias usadas nas plantações poderiam causar nas pessoas ao longo de 40 anos, não se encontrando nenhuma relação destes usos com doenças por eles provocadas. Um estudo realizado na cidade de Monterrey, Califórnia, monitorou os efeitos que a irrigação de culturas vegetais, com efluentes de esgotos tratados, por dez anos, sem encontrar nenhuma doença

relacionada com esta prática (Postel, 1989, apud Lyle, 1997). A EPA (Agência de Proteção Ambiental) dos Estados Unidos estabeleceu padrões para usos de águas de esgoto tratadas em plantações para alimentação humana e para outras finalidades. O principal parâmetro de controle é o número mais provável de coliformes fecais por 100 ml. O máximo aceitável é de 23 por 100 milímetros o que, de acordo com Lyle (1997), é facilmente obtido tanto pelos tratamentos convencionais quanto pelos sistemas naturais de tratamento.

Conforme Crook, 1991, apud Miranda (1995), estudos realizados em diferentes parte do mundo concluíram que os riscos à saúde associados ao uso de águas residuárias são mínimos e que determinados padrões de bactérias são muito rigorosos. A Declaração do Encontro de Engelberg em 1985 foi uma tentativa de estabelecimento de diretrizes para o reaproveitamento de águas residuárias em irrigações. Para a irrigação de culturas comestíveis, campos de esportes e parques públicos, foi estabelecido como padrão que o número de nematóides intestinais não exceda a um ovo viável por litro e que o número de coliformes fecais não exceda a 1000 por 100 ml.

Segundo Shelef (1991), apud Miranda (1995), o Estado de Israel estabeleceu critérios de qualidade para efluentes de esgoto tratado reutilizados em práticas de irrigação. Esses critérios determinam que frutas e vegetais para conservas, descascados e cozidos, cinturões verdes de hortaliças, campos de futebol e campos de golfe, quando irrigados, devem ser mantidos no limite de 250 coliformes/100 ml de efluente em mais de 80% das amostras analisadas. Para as demais culturas, incluindo vegetais consumidos crus, parques e gramados, não devem ser ultrapassados os limites de 12 coliformes/100 ml em mais de 80% das amostras.

8.3.9 – Cálculo das áreas para o leito de evapotranspiração (LET) e para o leito de evapotranspiração e infiltração (LETI).

Baseado em Del Porto e Steinfeld (1998); Crites et al., (1998) e Jenkins (1999), foi desenvolvida uma equação para o cálculo da área necessária para o leito de evapotranspiração e infiltração, em função das temperaturas médias (tabela 10) e dos coeficientes de infiltração em função da constituição provável do solo (tabela 11).

Tabela 10 : taxas (volumes) de evapotranspiração em função das temperaturas médias em °C.

Temperaturas (°C)	Taxa de evapotranspiração (litros/m².dia)
< 15	5 litros/m ² .dia
15 < T < 25°C	35 litros/m ² . dia;
> 25°C	70 litros/m ² . dia

(baseado em: DEL PORTO & STEINFELD, 1998; CRITES et al., 1998; JENKINS, 1999).

Tabela 11 : volumes de infiltração em função da constituição provável do solo.

Faixa	Constituição provável dos solos	Volume de Infiltração (VI) (l/m ² .d)
1	Rochas, argilas compactas de cor branca, cinza ou preta, variando a rochas alteradas e argilas medianamente compactas de cor avermelhada	> 20
2	Argilas de cor amarela, vermelha ou marrom, medianamente compacta, variando a argilas pouco siltosas e/ou arenosas.	20 a 40
3	Argilas arenosas e/ou siltosas, variando a areia argilosa ou silte argiloso de cor amarela, vermelha ou marrom.	40 a 60
4	Areia ou silte argiloso, ou solo arenoso com húmus e turfas, variando a solos constituídos predominantemente de areias e siltes	60 a 90
5	Areia bem selecionada e limpa, variando a areia grossa com cascalhos	< 90

l/m².d = litros/metros quadrados x dia

(fonte: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1993).

O leito de evapotranspiração (LET) tem o fundo e as laterais impermeabilizadas e é indicado quando o nível do lençol freático está muito próximo da superfície (menos de 1,0 m). Quando o nível do lençol freático está a mais de 1,0 m da superfície, é mais vantajoso o uso do leito de evapotranspiração e infiltração (LETI).

A área necessária para o leito de evapotranspiração (LET) é calculada pela equação 12 :

$$A = \frac{VC}{VE} \quad (\text{equação 12})$$

A área necessária para o leito de evapotranspiração e infiltração (LETI) é calculada pela equação 13:

$$A = \frac{VC}{VE + VI} \quad (\text{equação 13})$$

Sendo:

A : área do leito em metros quadrados (m²);

VC : volume de contribuição diária total em litros (l/d);

VE : volume de evapotranspiração em litros por dia, por metro quadrado (l/d.m²) – tabela 10;

VI : volume de infiltração em litros por dia, por metro quadrado (l/d.m²) – tabela 11;

8.3.10 – Modelos de leitos de evapotranspiração e infiltração

As figuras 51 a 55 apresentam diversos modelos de leitos de evapotranspiração e infiltração. Todos recebem as águas cinzas e negras após serem tratadas pelo decantador e pelo reator anaeróbio, respectivamente. Estes leitos são de construção bastante simples e, por utilizarem materiais comuns, são muito econômicos. Todos tem como finalidade básica a de fazer passar as águas pelo leito orgânico onde estão as raízes da vegetação, fator importante para a eficiência deste tratamento complementar das águas residuárias. Na figura 53, as porcentagens indicadas são meramente ilustrativas, uma vez que dependem da temperatura, precipitações

pluviais, permeabilidade do solo e nível do lençol freático, entre outros fatores. Na figura 55 é apresentado um exemplo de leito de evapotranspiração e infiltração simplificado, que pode ser construído para famílias de baixa renda, pois é de baixo custo e de construção muito simples, podendo ser feito por qualquer pessoa com algum conhecimento, mesmo rudimentar dos materiais de construção.

8.4 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

Neste capítulo, foram detalhados os princípios de funcionamento e os equipamentos que compõem o sistema modular com separação das águas. Também foram apresentados vários exemplos de equipamentos (módulos) e de montagens do sistema, demonstrando que este é versátil, podendo adaptar-se para várias e diferentes necessidades e disponibilidades dos espaços físicos. Os leitos de evapotranspiração e infiltração, por serem constituídos por vegetação, apresentam possibilidades de desenhos muito variáveis, conforme a criatividade dos projetistas.

No capítulo seguinte, se fará uma análise comparativa do sistema modular com separação das águas, em relação a outros sistemas de tratamento de esgoto doméstico, cotejando, assim, as qualidades e deficiências deste, em relação aos demais sistemas.

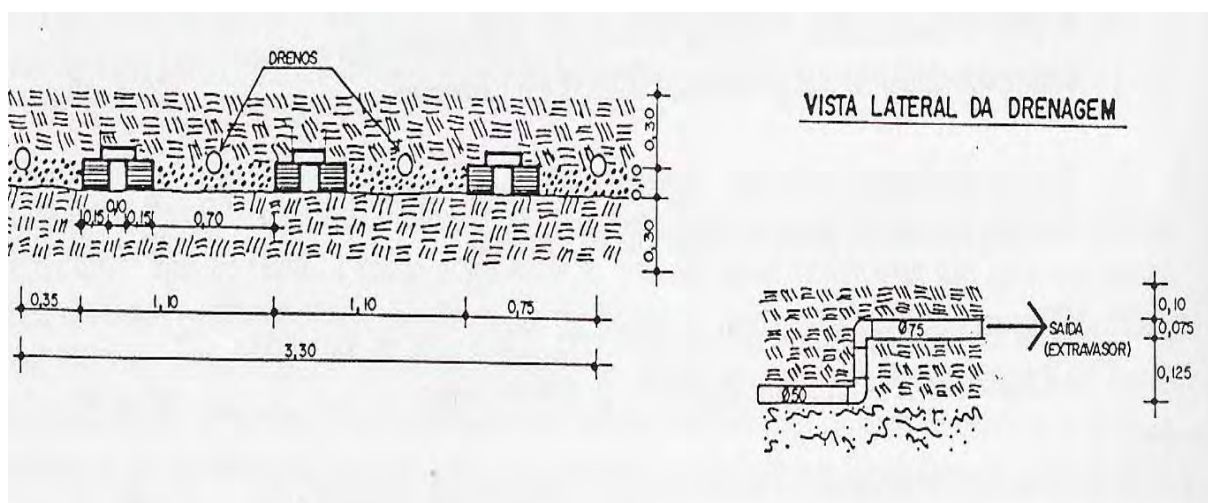


Figura 51 : leito de evapotranspiração e infiltração com tubos de PVC.

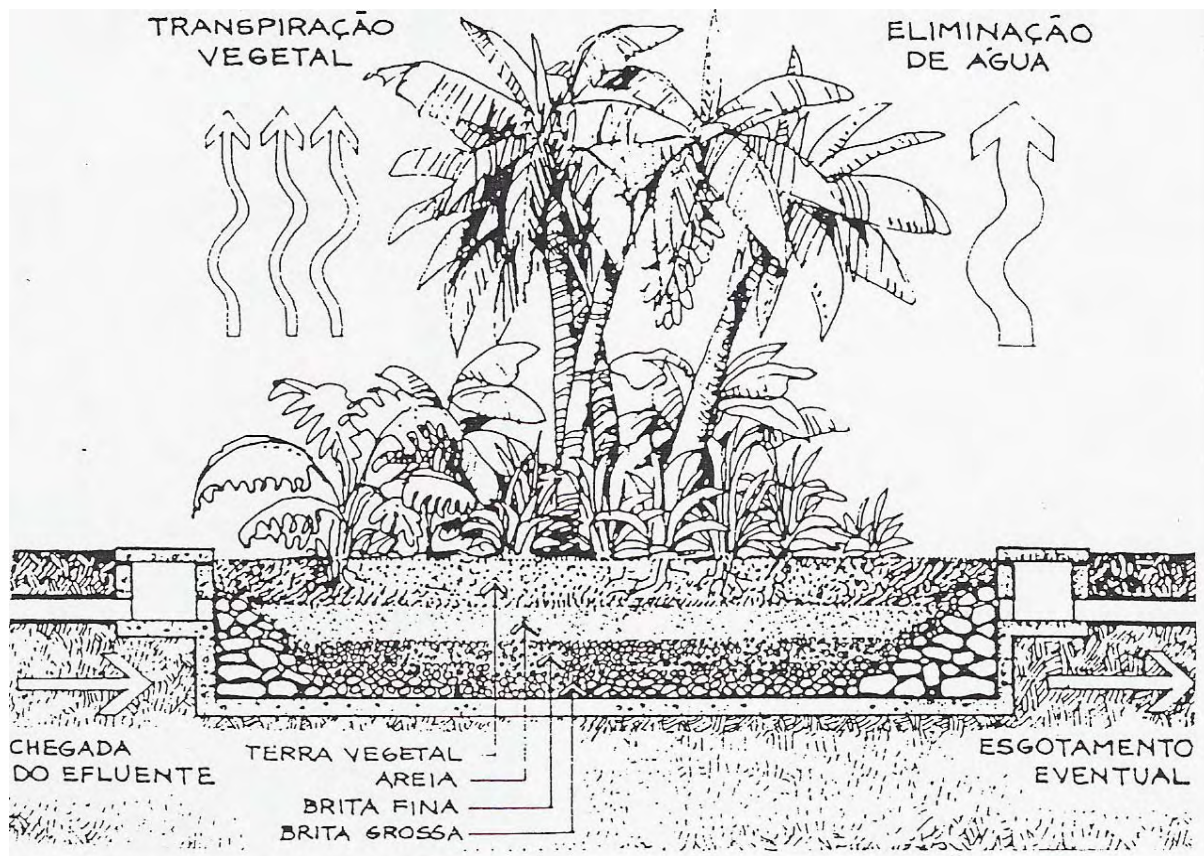


Figura 52 : leito de evapotranspiração (MASCARÓ, 1991).

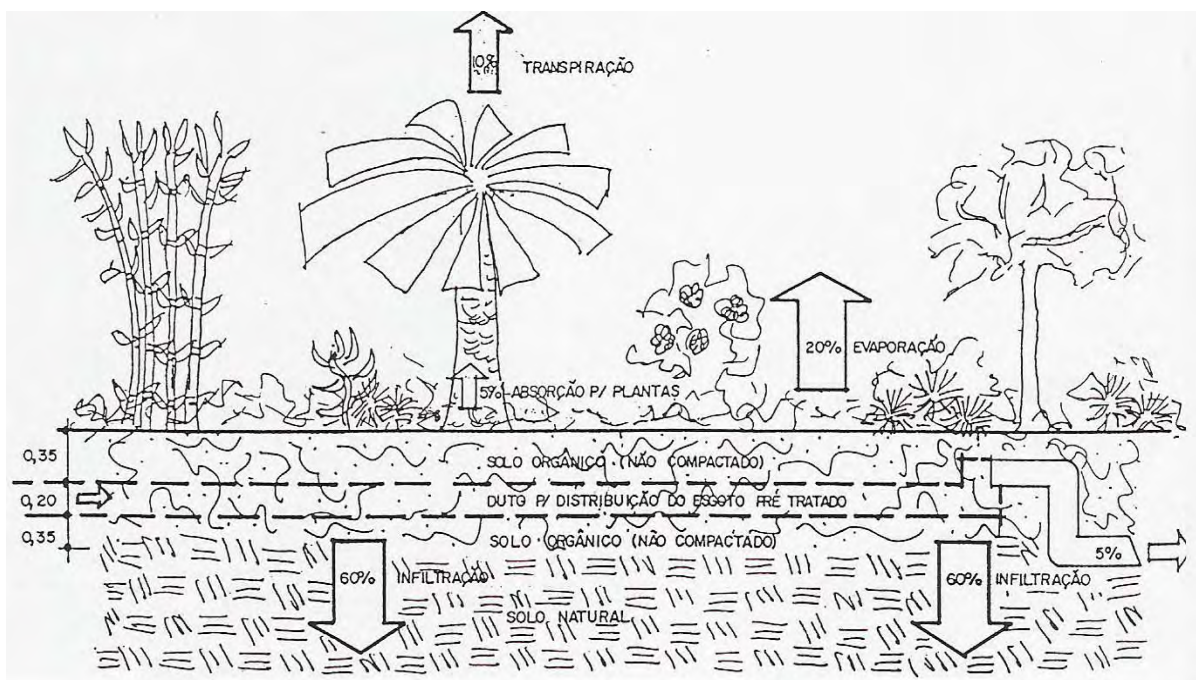


Figura 53 : leito de evapotranspiração e infiltração.

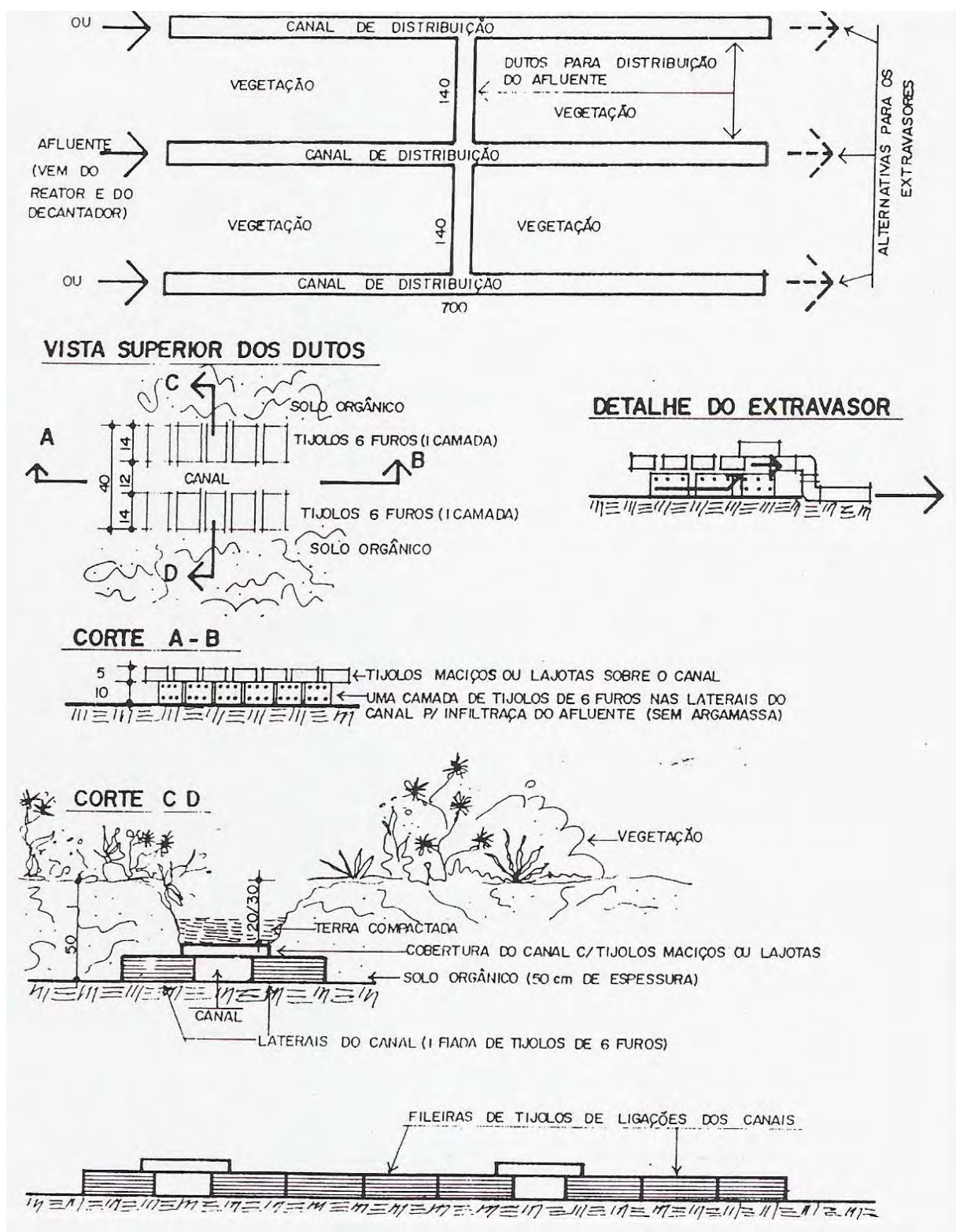


Figura 54 : leito de evapotranspiração e infiltração com a distribuição das águas feita por canais de tijolos de seis furos e maciços.

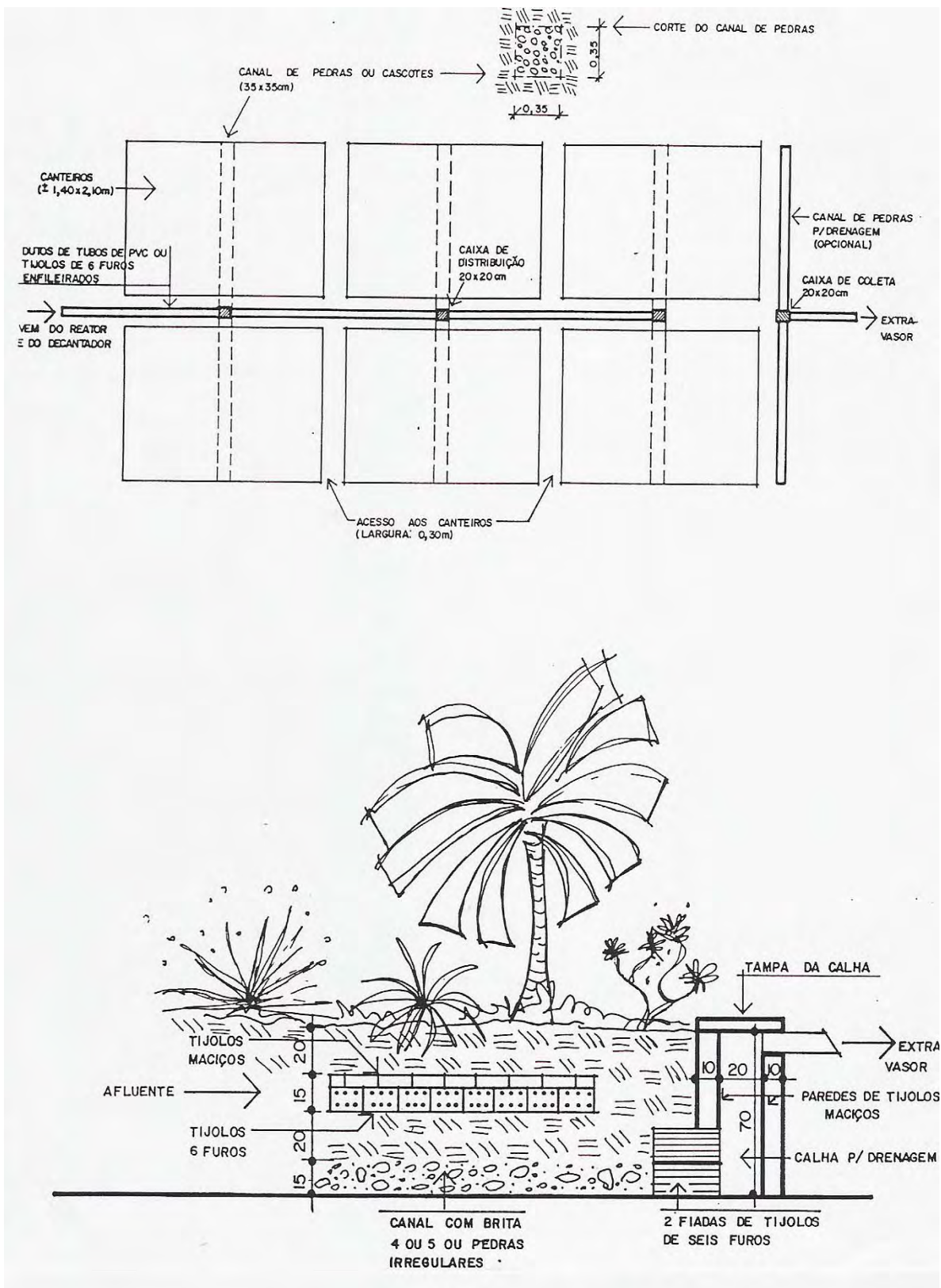


Figura 55 : leito de evapotranspiração e infiltração simplificado.

9. ANÁLISE COMPARATIVA DO SISTEMA MODULAR COM SEPARAÇÃO DAS ÁGUAS EM RELAÇÃO A OUTROS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

Tendo em vista permitir uma visão objetiva dos sistemas, possibilitando uma avaliação sucinta em relação aos parâmetros importantes da sustentabilidade, dos custos (de implantação e de manutenção) dos sistemas e vários outros requisitos, que podem fazer com que determinado sistema de tratamento seja adequado para alguma região ou situação física e inadequado para outras, foram construídos os quadros 56 a 59. Para a elaboração destes quadros foram utilizadas as informações obtidas em Uehara et al. (1989), Vazollér et al. (1989), Batalha (1989), Kawai et al. (1991), Pessoa et al. (1994), Von Sperling (1995), Macintyre (1996), Associação Brasileira de Normas Técnicas (1993 e 1997), Kato et al. (1999), Jenkins (1999), Gonçalves et al. (2000), Del Porto e Steinfeld (2000) e Brasil (2000), que permitiram comparar os principais sistemas de tratamento dos esgotos em relação aos requisitos de implantação, operação, remoção dos poluentes e perturbações ambientais.

Ao se analisar os requisitos apresentados nos quadros comparativos, um dos objetivos é verificar se os sistemas sustentáveis, de custos baixos de implantação e de manutenção, produzem resultados semelhantes, em relação a eficiência dos tratamentos dos esgotos, aos dos sistemas mais complexos e de custos mais elevados. Assim, antes de se escolher determinado sistema, é muito conveniente o exame dos requisitos apresentados neste capítulo, para a escolha do sistema mais adequado e, sempre que possível, o que for mais sustentável, que tenha baixo consumo energético e operacional, que seja de construção econômica para poder atender as camadas mais empobrecidas da população, sem que a sua eficiência nos requisitos de remoção dos poluentes seja menor que os demais sistemas.

Os sistemas mais sofisticados, são mais compactos, necessitando de áreas bem menores para a sua implantação que os demais sistemas. São adequados quando há a necessidade de instalação de estações de tratamento de esgotos em zonas densamente povoadas, com o custo da área muito elevado. Por outro lado, as lagoas de tratamento são sistemas mais simples de serem construídos e com baixos custos operacionais e consumo energético, porém necessitam de áreas bem maiores em relação aos outros sistemas e são adequadas para as regiões de clima quente ou temperado. Comunidades com vocações voltadas para a preservação ambiental, como as ecovilas, por exemplo, pode usar o sistema das privadas secas, que evita, com muita segurança, a poluição ambiental e possibilita a utilização das excretas, depois de compostadas, como um qualificado composto para o enriquecimento do solo destinado à produção vegetal.

O sistema modular com separação das águas (SMSA) será examinado comparativamente com os outros sistemas de tratamento, em todos os requisitos constantes nos quatro quadros, com o objetivo de demonstrar que este sistema atende aos requisitos de baixo consumo energético, sistema construtivo simplificado e reduzida manutenção, permitindo, ainda, a reutilização dos efluentes como insumos para produção vegetal, e está ao alcance das populações mais carentes.

9.1 – COMPARATIVO DOS REQUISITOS DE IMPLANTAÇÕES DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DOS ESGOTOS

Os principais requisitos de implantações (construções e montagens) dos sistemas para tratamento dos esgotos são: área necessária, conteúdo energético dos materiais, complexidade construtiva e custos de implantação, conforme apresentado na figura 56.

Algumas observações são necessárias:

- (1) Os dados apresentados para este sistema de tratamento, são os de um decanto-digestor tipo Tanque Imhoff, de câmaras sobrepostas, ocorrendo na câmara superior a sedimentação dos sólidos e na inferior a digestão destes sólidos, com a produção do gás metano, um sub-produto da estabilização do esgoto.
- (2) O filtro de areia é similar às valas de filtração, tendo em vista que, basicamente, o esgoto deve passar por uma camada de areia com posterior coleta, nos dois sistemas. A diferença entre estes sistemas é a de que no filtro de areia o esgoto é lançado na superfície desta (existindo, portanto, a necessidade de raspagem e reposição periódica da camada superficial da areia), enquanto que, na filtração, o esgoto é distribuído por tubulações perfuradas, numa camada de brita que as envolve, abaixo do nível do solo e acima da camada de areia filtrante.

9.1.1 – Área necessária

A área necessária (metros quadrados por habitante) para a implantação dos sistemas de tratamento dos esgotos, é um requisito fundamental na escolha da tecnologia de tratamento, pois os sistemas que necessitam de grandes áreas, têm que ficar afastados das zonas urbanas.

O tratamento dos esgotos pelo sistema modular com separação das águas ocupa áreas relativamente grandes. Ainda assim, este sistema ocupa áreas menores, por habitante que as lagoas (exceto as aeradas), as disposições controladas de esgotos no solo, as privadas secas e o tanque séptico com valas de infiltração. Uma característica deste sistema atenua bastante a aparente desvantagem em relação a este requisito: o sistema permite que as áreas ocupadas pelos seus equipamentos sejam simultaneamente ocupadas por outros equipamentos e atividades. Por exemplo, o reator anaeróbio e o decantador para as águas cinzas podem ficar sob as áreas de serviços ou garagens das residências, enquanto o LETI pode ser um jardim, horta ou pomar.

9.1.2 – Conteúdo energético dos materiais

Neste requisito, entende-se por conteúdo energético dos materiais todas as formas de energias agregadas a esses, desde a prospecção, extração, beneficiamento, industrialização e montagens, com todos os transportes necessários entre estas etapas e os serviços acessórios eventualmente necessários. Em outras palavras, o conteúdo energético dos materiais identifica aqueles que necessitam de maiores ou menores quantidades de energia para serem produzidos. Materiais mais complexos ou sofisticados, normalmente requerem mais energia para serem produzidos, como por exemplo: alumínio, aços, equipamentos eletrônicos, plásticos, etc. Por outro lado, materiais mais simples e comuns, necessitam de menores

quantidades energéticas em suas produções, como por exemplo: pedras, tijolos, elementos cerâmicos, madeiras, etc. Portanto, neste requisito, quanto mais complexo e sofisticado for o sistema de tratamento dos esgotos, maior será a necessidade se serem agregados a este sistema materiais com altos ou elevados conteúdos energéticos.

O SMSA , por sua simplicidade construtiva, utiliza materiais básicos (tijolos, areia, brita, pouco cimento e ferros e algumas conexões de PVC (que podem ser substituídas por similares em cerâmicas se existirem no local de implantação do sistema). Este sistema dispensa equipamentos eletro-mecânicos, muito utilizados em vários sistemas convencionais.

9.1.3 – Complexidade construtiva

A complexidade construtiva é o requisito que apresenta, basicamente, a exigência de equipamentos e mão de obra especializados para a construção e montagem dos sistemas de tratamento dos esgotos.

Neste requisito, o SMSA tem relevância, tendo em vista ser um sistema de construção muito simples em todos os seus módulos, superando, inclusive, neste aspecto, outros sistemas também considerados como de baixa complexidade construtiva, como as lagoas (exceto as aeradas), as disposições controladas no solo por infiltração lenta ou escoamento superficial, as privadas secas e os decanto-digestores com filtros anaeróbios.

9.1.4 – Custos de implantação

Neste requisito são apresentados os custos médios para as implantações dos sistemas de tratamento dos esgotos, que podem variar, para um mesmo sistema, de uma região para outra.

Embora seja um sistema simples, as privadas secas apresentam custos relativamente elevados de implantação, em função não só dos equipamentos que receberão e armazenarão as excretas, mas, também, dos equipamentos necessários para o manuseio (compostagem) e disposição final destas (JENKINS, 1999; DEL PORTO & SETEINFELD, 2000).

Também neste requisito o SMSA é mais vantajoso em relação aos outros sistemas de tratamento, exceto em relação a disposição controlada no solo que tem custos de implantação ainda menores.

SISTEMAS DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DOS ESGOTOS	Área necessária (m²/habitante)	Conteúdo Energético dos materiais	Complexidade construtiva	Custos de implantação (US\$/hab.)
Sistemas anaeróbios				
Decanto-digestores	0,05 – 0,25	baixo	baixa	20 – 40
Filtros anaeróbios	0,05 – 0,25	baixo	baixa	20 – 40
Reator anaeróbio de manta de lodo	0,05 – 0,10	médio	elevada	20 – 40
Sistemas aeróbios com biofilmes				
Filtros biológicos de baixa carga	0,5 – 0,7	médio	alta	50 – 90
Filtros biológicos de alta carga	0,3 – 0,45	médio	alta	40 – 70
Biodiscos	0,15 – 0,25	médio	alta	70 – 120
Filtro aeróbio submerso	0,05 – 0,25	médio	alta	10 – 25
Sistemas de lodos ativados				
Convencional	0,2 – 0,3	elevado	elevada	60 – 120
Por aeração prolongada	0,25 – 0,35	elevado	elevada	40 – 80
Com fluxo intermitente	0,2 – 0,3	elevado	elevada	50 – 80
Lagoas de tratamento				
Facultativas	2,0 – 5,0	baixo	média	10 – 30
Anaeróbias e facultativas associadas	1,5 – 3,5	baixo	média	10 – 25
Aerada facultativa	0,25 – 0,5	baixo	alta	10 – 25
Aerada de mistura completa com lagoa de decantação	0,2 – 0,5	baixo	alta	10 – 25
Com plantas aquáticas	2,0 – 5,0	baixo	média	10 – 30
Disposição controlada no solo				
Infiltração lenta ou irrigação	10 – 50	baixo	baixa	10 – 20
Infiltração rápida ou de alta taxa	1 – 6	baixo	média	5 – 15
Aplicação c/ escoamento superficial	1 – 5	baixo	baixa	5 – 15
Infiltração subsuperficial	1 – 6	baixo	média	5 – 15
Sistemas com tratamento e disposição local				
Privadas secas	3 – 5	baixo	baixa	30 – 150
Biodigestores (1)	0,15 – 0,20	baixo	média	20 – 40
Tanque séptico e poços absorventes	0,10 – 0,20	baixo	baixa	20 – 40
Tanque séptico e valas de infiltração	3 – 10	baixo	média	20 – 40
Tanque séptico e valas de filtração	2	baixo	média	20 – 40
Tanque séptico e filtro anaeróbio	0,2 – 0,4	baixo	baixa	20 – 40
Tanque séptico e filtro aeróbio	0,05 – 0,25	alto	alta	30 – 80
Tanque séptico e filtro de areia (2)	1	alto	média	20 – 40
Sistema modular com separação das águas	1 – 3	baixo	baixa	10 – 20

Figura 56: quadro comparativo dos requisitos de implantações dos sistemas de tratamento de esgotos.

9.2 – COMPARATIVO DOS REQUISITOS DE OPERAÇÕES DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DOS ESGOTOS

Na figura 57, são apresentados os principais requisitos de operações (funcionamento) dos sistemas de tratamento dos esgotos: complexidade operativa, potência requerida, tempo de detenção hidráulica, quantidade do lodo produzido, frequência de remoção do lodo e custos de operação.

Outras observações necessárias:

- (3) Estes volumes não incluem os sólidos acumulados no decantador para as águas cinzas, que faz parte deste sistema de tratamento.
- (4) Esta previsão do período para a remoção do lodo é somente do reator anaeróbio, específico para o tratamento das águas negras. As remoções dos sólidos retidos no decantador para as águas cinzas devem ser realizadas de duas a três vezes por ano.

9.2.1 – Complexidade operativa

Os sistemas que exigem operações complexas ou sofisticadas têm necessidades de equipamentos muitas vezes complexos e de custos elevados e também de pessoal especializado.

O SMSA dispensa operações para o seu funcionamento, necessitando apenas de alguma manutenção esporádica, como a remoção dos sólidos acumulados no decantador e o manejo da vegetação no LETI. Assim, em termos de complexidade operativa, somente a disposição controlada no solo e as lagoas com plantas aquáticas apresentam simplicidades operacionais próximas à do SMSA.

9.2.2 – Potência requerida

A potência requerida, expressa em watts por habitante, é um requisito de ordem elevada nos sistemas de lodos ativados e nos sistemas aeróbios ou aerados devido à necessidade que estes sistemas têm da utilização de potentes equipamentos para agitar e aerar as massas líquidas em tratamento. O SMSA não necessita de energia elétrica para funcionar.

9.2.3 – Tempo de detenção hidráulica

Um dos principais objetivos dos sistemas mais complexos é a diminuição do tempo de detenção hidráulica, visando, com isto, o emprego de equipamentos com volumes menores, ocupando, por consequência, áreas menores. Este é um requisito importante quando existe a necessidade de implantação de um sistema de tratamento dentro ou próximo das zonas urbanas, onde os custos das para aquisição destas áreas são elevados.

O SMSA embora tenha um tempo médio de detenção hidráulica, comparado com os outros sistemas, por permitir que o espaço ocupado pelos seus módulos ou equipamentos sejam compartilhados, também pode ser implantado nas zonas urbanas.

9.2.4 – Quantidade do lodo produzido

Neste requisito os sistemas aeróbios e os dos lodos ativados estão em desvantagem em relação aos outros sistemas por produzirem quantidades relativamente elevadas de lodos que exigem locais e equipamentos para a disposição, processamento (tratamento) e destinação final.

O SMSA apresenta importante vantagem por evitar o acesso no reator anaeróbio das águas cinzas, responsáveis pela maior parte dos sólidos suspensos existentes nos esgotos residenciais.

9.2.5 – Frequência de remoção do lodo

Os sistemas que apresentam produções maiores de lodos exigem remoções mais frequentes destes. Estes sistemas são os dos lodos ativados e os aeróbios. Os sistemas de disposição controlada no solo são os mais vantajosos neste requisito, pois não têm necessidade da remoção dos lodos. As lagoas (exceto as aeradas) também são vantajosas neste requisito, pois têm períodos longos (20 anos em média) para as remoções dos lodos. Possivelmente por causa destes períodos longos, tem havido um certo descaso com esta operação, sendo que em muitos sistemas de lagoas esta remoção é problemática, exigindo a paralisação do sistemas e até a destruição parcial do mesmo. Porém o mais freqüente é a não remoção dos lodos acumulados por períodos mais longos que os necessários, ocasionando o assoreamento das lagoas com o conseqüente prejuízo da sua capacidade de tratamento.

O SMSA, além das remoções dos sólidos do decantador (operação semelhante às limpezas das caixas de gordura e sifonadas dos sistemas convencionais), se convenientemente utilizado, só terá necessidade de remoção do lodo do decantador após dez anos de funcionamento.

9.2.6 – Custos de operação

Os custos de operação, expresso em dólares americanos, por habitante, por ano, estão bastante vinculados às complexidades operativas: expressam em valores monetários estes requisitos, comprovando que, quanto mais complexo o sistema, mais elevado será o seu custo operacional. Assim, os sistemas mais complexos como os sistemas dos lodos ativados, os aeróbios com biofilmes e os aerados são os que apresentam os custos operacionais mais elevados.

Em contrapartida, os sistemas mais simples, que dispensam equipamentos mais sofisticados, tendem a ser os de custo mais reduzido, destacando-se, neste requisito, o SMSA.

SISTEMAS DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DOS ESGOTOS	Comple-Xidade operativa	Potência requerida (w/hab.)	Tempo de detenção hidráulica (dias)	Quantidade do lodo produzido (m³/hab.ano)	Frequência de remoção do lodo	Custos de operação (US\$/hab.ano)
Sistemas anaeróbios						
Decanto-digestores	baixa	-----	0,5 – 1,0	0,10	1 a 5 anos	4,00
Filtros anaeróbios	baixa	-----	0,25 – 1,0	0,07 – 0,1	4 a 6 meses	8,00
Reator anaeróbio de manta de lodo	elevada	~ 0	0,3 – 0,5	0,07 – 0,1	3 a 30 dias	50 - 80
Sistemas aeróbios com biofilmes						
Filtros biológicos de baixa carga	alta	0,2 – 0,6	NA	0,4 – 0,6	Contínua	80 – 100
Filtros biológicos de alta carga	alta	0,5 – 1,0	NA	1,1 – 1,5	Contínua	100 – 130
Biodiscos	alta	0,7 – 1,6	0,2 – 0,3	0,7 – 1,0	Contínua	80 - 100
Filtro aeróbio submerso	alta	1,0 – 1,7	0,25	1,0 – 1,4	Contínua	80 - 90
Sistemas de lodos ativados						
Convencional	alta	1,5 – 2,8	0,4 – 0,6	1,1 – 1,5	Contínua	70 - 100
Por aeração prolongada	alta	2,5 – 4,0	0,8 – 1,2	0,7 – 1,2	Contínua	60 - 80
Com fluxo intermitente	elevada	1,5 – 4,0	0,4 – 1,2	0,7 – 1,5	Contínua	100 - 130
Lagoas de tratamento						
Facultativas	baixa	~ 0	15 - 30	0,03 – 0,10	> 20 anos	5 - 10
Anaeróbias e facultativas associadas	baixa	~ 0	12 - 24	0,10 – 0,15	> 20 anos	5 - 10
Aerada facultativa	alta	1,0 – 1,7	5 - 10	0,03 – 0,15	> 10 anos	50 - 70
Aerada de mistura completa com lagoa de decantação	alta	1,0 – 1,7	4 - 7	0,03 – 0,15	< 5 anos	50 - 70
Com plantas aquáticas	baixa	~ 0	15 - 30	0,10 – 0,15	> 10 anos	5 - 10
Disposição controlada no solo						
Infiltração lenta ou irrigação	média	~ 0	NA	0	-----	5 - 10
Infiltração rápida ou de alta taxa	baixa	~ 0	NA	0	-----	5 - 10
Aplicação c/ escoamento superficial	baixa	~ 0	NA	0	-----	5 - 10
Infiltração subsuperficial	baixa	~ 0	NA	0	-----	5 - 10
Sistemas com tratamento e disposição local						
Privadas secas	média	-----	NA	NA	NA	NA
Biodigestores (1)	baixa	-----	15 - 60	0,10	1 a 5 anos	4,00
Tanque séptico e poços absorventes	baixa	-----	0,5 – 1,0	0,10	1 a 5 anos	4,00
Tanque séptico e valas de infiltração	baixa	-----	1 - 2	0,10	1 a 5 anos	4,00
Tanque séptico e valas de filtração	baixa	-----	1 - 2	0,10	1 a 5 anos	4,00
Tanque séptico e filtro anaeróbio	alta	~ 0	1,0 – 2,0	0,07 – 0,1	1 a 5 anos	5,00
Tanque séptico e filtro aeróbio	alta	1,0 – 1,7	0,25	1,0 – 1,4	Contínua	80 -90
Tanque séptico e filtro de areia (2)	baixa	-----	1 - 2	0,10 – 0,15	1 a 5 anos	5 – 6
Sistema modular com separação das águas						
	baixa	-----	1 - 2	0,01 (3)	10 anos (4)	2,00

Figura 57: quadro comparativo dos requisitos de operações dos sistemas de tratamento dos esgotos.

9.3 – COMPARATIVO DOS REQUISITOS DE REMOÇÕES DOS POLUENTES DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DOS ESGOTOS

Na figura 58, são comparadas as eficiências dos sistemas de tratamentos dos esgotos quanto às remoções da DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), N (Nitrogênio), P (Fósforo), Coliformes totais e SST (Sólidos suspensos totais).

9.3.1 – Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Neste requisito, os sistemas que apresentam maiores eficiências na remoção da DBO são aos aeróbios ou aerados, os de lodos ativados e os de disposição controlada no solo. Com índices de remoção da DBO na ordem de 90 a 98% o SMSA se iguala, em eficiência, neste requisito a estes sistemas.

9.3.2 – Nitrogênio (N)

Na remoção de nitrogênio, os sistemas que apresentam os melhores percentuais são as lagoas com plantas aquáticas e a disposição controlada no solo pela infiltração lenta ou pela irrigação. Isto se deve a que estes sistemas usam intensivamente a vegetação nos tratamentos, responsável pelas remoções do nitrogênio que é um dos seus principais nutrientes. Também neste requisito, o SMSA bons índices de remoção do nitrogênio, da ordem de 50 a 80%.

9.3.3 – Fósforo (P)

Os sistemas mais eficientes no requisito referente aos percentuais de remoção do fósforo são as lagoas com plantas aquáticas e a disposição controlada no solo pela infiltração lenta ou pelo escoamento superficial. Da mesma forma que no requisito da remoção do nitrogênio, estes sistemas ao se utilizarem das plantas para o tratamento dos esgotos, valem-se da propriedade que estas têm, de empregar o fósforo como um dos seus principais nutrientes, sendo, por isso um dos pontos relevantes do SMSA neste requisito, com eficiência de remoção na ordem de 85 a 95%.

9.3.4 – Coliformes totais

As privadas secas se destacam no requisito da remoção dos coliformes totais (que são indicadores da presença dos microorganismos patogênicos), devido às elevadas temperaturas (em torno de 70° C), que ocorrem no estágio da compostagem dos resíduos neste sistema, que praticamente elimina estes microrganismos. Também apresentam boas eficiências neste requisito as lagoas e os sistemas de disposição controlada no solo e o sistema modulado com separação das águas. O SMSA apresenta elevada eficiência de remoção dos coliformes fecais podendo chegar, em alguns casos em até 100% .

9.3.5 – Sólidos suspensos totais (SST)

Neste requisito, a disposição controlada no solo e o SMSA apresentam as maiores eficiências nas remoções dos sólidos suspensos totais, superando, com vantagens todos os outros sistemas.

SISTEMAS DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DOS ESGOTOS	DBO	Nitrogênio	Fósforo	Coliformes totais	Sólidos suspensos totais (SST)
Sistemas anaeróbios					
Decanto-digestores	30 - 50	8 - 10	40	50 - 60	45 - 50
Filtros anaeróbios	40 - 75	-----	20 - 50	-----	60 - 90
Reator anaeróbio de manta de lodo	60 - 80	10 - 25	10 - 20	60 - 90	80 - 95
Sistemas aeróbios com biofilmes					
Filtros biológicos de baixa carga	85 - 93	30 - 40	30 - 45	60 - 90	80 - 95
Filtros biológicos de alta carga	80 - 90	30 - 40	30 - 45	60 - 90	80 - 95
Biodiscos	85 - 93	30 - 40	30 - 45	60 - 90	80 - 95
Filtro aeróbio submerso	60 - 95	30 - 80	30 - 70	-----	80 - 95
Sistemas de lodos ativados					
Convencional	85 - 93	30 - 40	30 - 45	60 - 90	80 - 95
Por aeração prolongada	93 - 98	15 - 30	10 - 20	65 - 90	70 - 80
Com fluxo intermitente	85 - 95	30 - 40	30 - 45	60 - 90	80 - 95
Lagoas de tratamento					
Facultativas	70 - 85	30 - 50	20 - 60	60 - 99	30 - 80
Anaeróbias e facultativas associadas	70 - 90	30 - 50	20 - 60	60 - 99,9	40 - 80
Aerada facultativa	70 - 90	30 - 50	20 - 60	60 - 96	40 - 60
Aerada de mistura completa com lagoa de decantação	70 - 90	30 - 50	20 - 60	60 - 99	70 - 80
Com plantas aquáticas	70 - 90	70 - 90	70 - 90	60 - 99	70 - 95
Disposição controlada no solo					
Infiltração lenta ou irrigação	94 - 99	65 - 95	75 - 99	> 99	> 99
Infiltração rápida ou de alta taxa	86 - 98	10 - 80	30 - 99	> 99	> 99
Aplicação c/ escoamento superficial	90 - 98	10 - 40	85 - 95	> 99	> 99
Infiltração subsuperficial	85 - 95	10 - 80	20 - 50	90 - > 99	70 - 95
Sistemas com tratamento e disposição local					
Privadas secas	95	80	-----	90 - 100	95
Biodigestores (1)	40 - 60	8	40	55	50 - 70
Tanque séptico e poços absorventes	30 - 50	8 - 10	40	50 - 60	45 - 50
Tanque séptico e valas de infiltração	50 - 85	30 - 70	30 - 70	> 99	70 - 95
Tanque séptico e valas de filtração	70 - 95	30 - 70	50 - 90	> 99	70 - 95
Tanque séptico e filtro anaeróbio	70 - 90	10 - 25	10 - 20	60 - 90	60 - 90
Tanque séptico e filtro aeróbio	60 - 95	30 - 80	30 - 70	-----	70 - 95
Tanque séptico e filtro de areia (2)	50 - 85	30 - 70	30 - 70	> 99	70 - 95
Sistema modular com separação das águas	90 - 98	50 - 80	85 - 95	> 99	> 99

Figura 58: quadro comparativo dos requisitos de remoções de poluentes dos sistemas de tratamentos dos esgotos

9.4 – COMPARATIVO DAS PERTURBAÇÕES AMBIENTAIS DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DOS ESGOTOS

Na figura 59 é apresentado um comparativo das principais perturbações ambientais produzidas pelos sistemas de tratamento dos esgotos que são as seguintes: emissão de odores inconvenientes, geração de ruídos, produção de aerossóis, proliferação de insetos e vermes.

Estes requisitos são importantes quando os sistemas menos qualificados estiverem em áreas urbanas, pelas perturbações e incômodos que podem causar às populações vizinhas.

9.4.1 – Odores

Pelas suas características (opera com grandes áreas abertas) as lagoas anaeróbias são, entre os sistemas analisados, as que apresentam as maiores emissões de odores inconvenientes, devendo, por isso, serem localizadas em locais afastados das áreas povoadas e dotadas com dispositivos que impeçam ou atenuem as propagações destes odores (barreiras vegetais, por exemplo). Da mesma forma, os sistemas de disposição controlada no solo, pela infiltração lenta, irrigação, filtração rápida ou de alta taxa, também podem ter emanações de maus odores, embora com intensidades bem menores que os das lagoas.

9.4.2 – Ruídos

Neste requisito, os sistemas de tratamento dos esgotos analisados não chegam a produzir ruídos elevados ou muito incômodos. Mesmo os sistemas que utilizam equipamentos rotativos motorizados como os dos lodos ativados e as lagoas aeradas apresentam níveis médios de ruídos, que, normalmente não causam inconvenientes às populações vizinhas às estações que utilizam estes sistemas de tratamento.

SISTEMAS DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DOS ESGOTOS	Odores	Ruídos	Aerossóis	Insetos e vermes
Sistemas anaeróbios				
Decanto-digestores	Médio	Baixo	não tem	médio
Filtros anaeróbios	Médio	Baixo	não tem	baixo
Reator anaeróbio de manta de lodo	Médio	Baixo	não tem	médio
Sistemas aeróbios com biofilmes				
Filtros biológicos de baixa carga	Baixo	Médio	alto	médio
Filtros biológicos de alta carga	Baixo	Médio	alto	médio
Biodiscos	Baixo	Médio	médio	médio
Filtro aeróbio submerso	Baixo	Médio	não tem	médio
Sistemas de lodos ativados				
Convencional	Médio	Médio	não tem	médio
Por aeração prolongada	Baixo	Médio	médio	baixo
Com fluxo intermitente	Médio	Médio	não tem	médio
Lagoas de tratamento				
Facultativas	Médio	Baixo	não tem	alto
Anaeróbias e facultativas associadas	Alto	Baixo	médio	alto
Aerada facultativa	Baixo	Médio	médio	médio
Aerada de mistura completa com lagoa de decantação	Baixo	Médio	alto	médio
Com plantas aquáticas	Médio	Baixo	elevado	baixo
Disposição controlada no solo				
Infiltração lenta ou irrigação	Alto	Baixo	não tem	médio
Infiltração rápida ou de alta taxa	Alto	Baixo	não tem	médio
Aplicação c/ escoamento superficial	Baixo	Baixo	não tem	baixo
Infiltração subsuperficial	Médio	Baixo	não tem	médio
Sistemas com tratamento e disposição local				
Privadas secas	Baixo	Baixo	não tem	médio
Biodigestores (1)	Médio	Baixo	não tem	médio
Tanque séptico e poços absorventes	Médio	Baixo	não tem	médio
Tanque séptico e valas de infiltração	Médio	Baixo	não tem	médio
Tanque séptico e valas de filtração	Médio	Baixo	não tem	médio
Tanque séptico e filtro anaeróbio	Baixo	Médio	não tem	baixo
Tanque séptico e filtro aeróbio	Médio	Baixo	não tem	médio
Tanque séptico e filtro de areia (2)	Baixo	Baixo	não tem	baixo
Sistema modular com separação das águas	Baixo	não tem	não tem	baixo

Figura 59: quadro comparativo das perturbações ambientais dos sistemas de tratamento dos esgotos

9.4.3 – Aerossóis

Os sistemas que apresentam níveis elevados de aerossóis, como os filtros aeróbios de baixa e alta cargas e a disposição controlada no solo com o uso de aspersores devem ser projetados para locais afastados das áreas habitadas ou de plantações, tendo em vista que, dependendo das intensidades dos ventos podem espalhar as nuvens de aerossóis, com todos os seus contaminantes por áreas consideráveis. Barreiras contra os ventos podem ser utilizadas com segurança, se convenientemente projetadas.

9.4.4 – Insetos e vermes

O controle deste requisito nas estações de tratamento dos esgotos é de fundamental importância, tanto em relação às suas próprias instalações como nos efluentes destas e nos espaços que circundam estas instalações. Alguns sistemas como as lagoas facultativas, anaeróbias e com plantas aquáticas apresentam condições mais favoráveis para as proliferações de insetos e vermes.

O SMSA apresenta resultados favoráveis em todos os requisitos deste Quadro.

9.5 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

Neste capítulo foi examinado que o sistema modular com separação das águas (SMSA), apresenta bons resultados comparativos em relação à eficiência de tratamento, sendo sustentável ao utilizar materiais comuns, ter pouca manutenção, operar de acordo com o ciclo hidrológico e, também, permitir o aproveitamento dos resíduos como insumos para a produção agrícola, entre outras vantagens. Tem como principais desvantagens: a) necessitar de alguma área para os equipamentos, embora esta área possa ser compartilhada com outras atividades; b) requerer a separação das águas cinzas das negras, sendo mais adequados para as edificações a serem construídas, uma vez que a sua adaptação, para as edificações existentes, onde estas águas já estão misturadas, é relativamente trabalhosa.

Mesmo assim, o SMSA é adequado para as populações carentes e também para comunidades ou pessoas preocupadas com a preservação ambiental, conforme se poderá verificar no capítulo seguinte, onde serão apresentadas as aplicações de algumas das soluções tecnológicas estudadas e, em especial, o sistema modular com separação das águas.

10. APLICAÇÃO DE ALGUMAS DAS SOLUÇÕES TECNOLÓGICAS ESTUDADAS.

10.1 – INTRODUÇÃO

Neste capítulo serão apresentadas as aplicações de algumas das soluções tecnológicas estudadas, onde se mostrará as propostas iniciais apresentadas para a primeira aplicação, os problemas que ocorreram, e as modificações que foram introduzidas nos sistemas, contando com a participação das comunidades, e culminado no desenvolvimento do sistema modular com separação das águas (SMSA).

As comunidades onde o SMSA foi aplicado, dispunham, em sua maioria, de privadas, com fossas escavadas no terreno, que infiltravam os esgotos sem nenhum tratamento, ou, então, se valiam das pequenas fossas de ferro-cimento, adquiridas no comércio local, com volumes em torno de 200 litros, cujo efluente era infiltrado no terreno pelos poços absorventes, normalmente, em ambos os casos, sem nenhuma preocupação com o nível do lençol freático.

Como agravante destas condições de disposição dos esgotos, sem tratamento adequado, o solo, onde estas comunidades estão assentadas, é do tipo arenoso, com boa permeabilidade, e as águas utilizadas para o consumo destas comunidades eram (e em algumas ainda são), extraídas de poços rasos (profundidades entre cinco e dez metros), criando um quadro favorável para a veiculação de doenças de origem hídrica.

10.2 – IMPLANTAÇÃO DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO PARA OS ESGOTOS RESIDENCIAIS NO NÚCLEO DOS POLACOS.

Em outubro de 1999 foram realizados estudos das condições de saneamento do Núcleo dos Polacos, constituído, na época, por um assentamento de agricultores vinculados ao Movimento dos Trabalhadores Rurais sem Terra (MST), que receberam lotes de terra na zona rural do Município de Eldorado do Sul, a cerca de 40 km da Cidade de Porto Alegre.

Participaram destes estudos e encaminhamento de soluções a Fundação Gaia, a Universidade Holística Internacional (UNIPAZ-SUL) e alunos do curso de mestrado de engenharia civil, do Núcleo Orientado para Inovação da Edificação (NORIE) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

Este núcleo, constituído na época (1999) por onze famílias, com população em torno de 70 pessoas, estava organizado em onze moradias, formando uma pequena agrovila.

As condições de saneamento deste núcleo eram muito precárias. Os esgotos não tinham nenhum tipo de tratamento. Existiam muitas latrinas que infiltravam os esgotos diretamente no solo, bastante arenoso e com o nível do lençol freático situado entre 10 a 50 centímetros da superfície.

Agravando este quadro, a água consumida pelas famílias era obtida de poços rasos (entre três a dez metros de profundidade), sem nenhum tratamento para melhorar a potabilidade.

Devido às condições físicas e aos recursos financeiros desta comunidade foi proposto um tratamento para os esgotos, constituído, preliminarmente por tanques sépticos projetados conforme especificações da NBR 7229 (ABNT, 1993). Estes tanques sépticos foram construídos para receberem, cada um, os esgotos de duas residências simultaneamente.

Os efluentes dos tanques sépticos foram canalizados para um local próximo das moradias onde se pretendia construir um leito de evapotranspiração como tratamento complementar. No local escolhido para a construção do leito de evapotranspiração foi escavado um buraco com cinco metros de largura, por dez metros de comprimento e um metro de profundidade.

Tendo em vista a pouca profundidade do lençol freático, este buraco logo encheu com água, inviabilizando a necessária impermeabilização do fundo e das laterais, providência esta necessária, tendo em vista que o tratamento realizado nos esgotos até esta fase era apenas o dos tanques sépticos que, não remove satisfatoriamente todos os poluentes dos esgotos, necessitando de um tratamento complementar, conforme preconiza a NBR 13969 (ABNT, 1997). Portanto, os efluentes destes tanques não poderiam entrar em contato com as águas do lençol freático sob o risco de contaminação deste. Um outro tipo de tratamento complementar proposto, foi o das lagoas com plantas aquáticas, que também esbarrou nas dificuldades de impermeabilização do buraco.

Em dezembro de 2002, em vistoria realizada neste local, pode-se constatar que o abastecimento de água potável para estas famílias foi solucionado pela instalação de uma rede com água tratada pela Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN).

Quanto aos esgotos, o projeto da construção do leito de evapotranspiração ou da lagoa com plantas aquáticas foi abandonado, tendo sido a escavação reaterrada para a construção de um campo de futebol. A canalização dos efluentes dos tanques sépticos, foi prolongada até um valão de drenagem, onde deságua. Pôde-se observar no local onde este esgoto é lançado e à jusante, numa razoável extensão (cerca de 700 metros) a eutrofização das águas (figura 60), com acentuado desenvolvimento de algas e outras plantas aquáticas, entre elas os aguapés. As águas, neste local, tinham um aspecto lodoso, embora sem odores desagradáveis. Não se sabe os níveis de contaminação do solo e das águas do lençol freático, principalmente em relação à DBO, nitrogênio, fósforo e coliformes fecais.

Embora os tanques sépticos estejam funcionando há mais de três anos, em nenhum deles foi realizada a remoção do lodo acumulado, conforme recomendação feita para os moradores deste núcleo, por ocasião da construção destes tanques: que o lodo deveria ser parcialmente removido a cada dois anos, conforme recomendação na NBR 7229 (ABNT, 1993).



Figura 60 – Eutrofização do local onde os efluentes das fossas sépticas são lançados.

Algumas conclusões podem ser extraídas neste estudo de caso:

- a) Os tanques sépticos não tiveram as necessárias remoções dos lodos excedentes nos períodos recomendados. O não atendimento desta recomendação, que é vital para a garantia do funcionamento normal dos tanques sépticos, não é exclusividade dos moradores do Núcleo dos Polacos. Em Porto Alegre, a Prefeitura Municipal, pelos seus departamentos de Água e Esgoto (DMAE) e Esgotos Pluviais (DEP) vem realizando uma eficiente fiscalização quanto à implantação adequada dos tanques sépticos, nas zonas sem a rede coletora dos esgotos cloacais, exigindo que estes estejam de acordo com as recomendações da NBR 7229 (ABNT,1993). Entretanto, não existe fiscalização em relação às necessárias remoções dos lodos em excesso, produzidos nestes equipamentos. Tais remoções só ocorrem por iniciativa espontânea de poucos usuários, sendo que, na maioria dos casos, estas só são realizadas quando o tanque séptico acumula tanto lodo que acaba impedindo a passagem dos esgotos.
- b) Houve falta de planejamento adequado para a região, quando da instalação do tratamento complementar dos esgotos, que deveria ser um leito de evapotranspiração ou uma lagoa com plantas aquáticas. A escavação foi realizada num período muito chuvoso, causando a imediata inundação do buraco. Se esta escavação tivesse sido realizada num período mais seco, como nos meses do verão, período este em que o nível do lençol freático normalmente sofre um rebaixamento de cerca de 0,80 a 1,00 metro, os trabalhos de impermeabilizações do fundo e dos lados deste buraco seriam viáveis.
- c) O problema da acumulação dos lodos nos tanques sépticos neste núcleo é agravado pelas características das águas residuárias produzidas pelas moradias: por exercerem atividades agro-pecuárias, a produção de sólidos suspensos e sedimentáveis resultantes das lavagens das roupas, utensílios e dos asseios pessoais, tende a ser mais elevada que a média normal

das águas residuárias residenciais. As caixas sifonadas e de retenção de gorduras, são as comumente utilizadas nas residências e deveriam reter os sólidos e as gorduras. Ocorre que os volumes destas caixas são pequenos, da ordem de 4, 25 litros (as que possuem maiores dimensões). Um tanque ou uma máquina de lavar roupas pode descarregar de uma só vez cerca de 70 litros de água servida. Uma pia de cozinha com uma cuba comum, pode descarregar cerca de 14 litros de água servida. Assim, volumes de descargas das águas servidas três ou mais vezes maiores que a capacidade nominal destas caixas, fazem com que elas não retenham os sólidos e as gorduras nestas vazões ocorrendo, inclusive, um arraste dos sólidos ou das gorduras acumulados durante as pequenas vazões. Estes sólidos e gorduras vão para o tanque séptico e, com isto, a capacidade de depuração destes poderá ficar prejudicada em pouco tempo, agravando a contaminação das águas lançadas no valão, com todas as demais conseqüências.

10.3 – IMPLANTAÇÕES DE SISTEMAS DE TRATAMENTOS DE ESGOTOS RESIDENCIAIS PARA AS FAMÍLIAS DE PEQUENOS AGRICULTORES DO ASSENTAMENTO FILHOS DE SEPÉ.

Este assentamento compreende uma área de 9.406 ha, sendo que 2.800 ha são de área de preservação ambiental, conhecida como Banhado dos Pachecos, que faz parte de uma área de preservação ambiental maior, denominada de Banhado Grande. A população de assentados corresponde a 376 famílias, distribuídas em quatro setores, que variam em termos de tamanho e de número de habitantes.

Foi feita uma intervenção no local, tendo como objetivo a formulação de um plano de desenvolvimento sustentável para o assentamento de Viamão, inspirado no modelo Ecovilas, construído a partir do exame das condições de sustentabilidade cultural, social, econômica e ambiental, e com as participações das seguintes instituições: Fundação Gaia, Universidade Holística Internacional, Fundação de Economia e Estatística – Núcleo de Estudos Regionais e Urbanos, Universidade Federal do Rio Grande do Sul – Núcleo Orientado para Inovação da Edificação e Caixa Econômica Federal. A metodologia de trabalho ainda em desenvolvimento, consta de três etapas centrais, permeadas por atividades de apoio que acompanham todo o processo de trabalho:

- a) Apresentação do modelo ecovilas.
- b) Diagnóstico participativo que envolve proposição, avaliação, aplicação dos indicadores de sustentabilidade e análise.
- c) Plano de desenvolvimento sustentável, que corresponde ao planejamento de estratégias para alcançar um nível mais elevado de sustentabilidade.

Na parte relativa ao tratamento dos resíduos líquidos (esgotos) dentro do programa modelo ecovilas, foram realizadas várias oficinas (figura 61), nos diversos núcleos dos assentados, que compõem os quadro setores do Assentamento. Nestas oficinas foram abordados aspectos de saneamento ambiental, incluindo informações sobre as doenças relacionadas com as águas, e foram apresentadas todas as alternativas para tratamento dos esgotos residenciais, viáveis em função das características deste Assentamento.

Desta forma foram apresentados os sistemas de tratamentos dos esgotos com tanques sépticos e os tratamentos complementares previstos pela NBR 13969/97 da ABNT, os tratamentos com lagoas de plantas aquáticas, com círculos de bananeiras e sanitários secos. Com base na revisão bibliográfica, já concluída na época das realizações destas oficinas, foi possível, também, fazer a apresentação do sistema modulado com separação das águas, conforme descrito no capítulo oito. Este último sistema foi sempre o escolhido pelos participantes das oficinas, que apontaram como vantagens às características de tratamento natural, sem emprego de energia, de construção simples, acessível mesmo para pessoas sem muita experiência de construção e, principalmente por utilizar materiais locais comuns, de baixo custo e permitir o aproveitamento dos efluentes para irrigação subsuperficial das plantações, com o aproveitamento dos nutrientes contidos nestas águas.



Figura 61: realização de uma oficina com os agricultores assentados no setor C, do Assentamento Filhos de Sepé, em Viamão.

Uma das possibilidades examinadas para a implementação deste sistema de tratamento dos esgotos seria a construção de um sistema para grupos de moradias mais próximas. Estas moradias distam umas das outras entre 30 a 70 metros. Assim, calculando-se a quantidade, em metros e os custos, das tubulações necessárias para efetuar as ligações entre as residências e o sistema de tratamento, chegou-se à conclusão de que seria mais econômico construir um sistema de tratamento para cada moradia, adequadamente dimensionado para os habitantes de cada residência.

As primeiras unidades construídas do sistema modular com separação das águas, tinham o reator anaeróbio (decanto-digestor e filtro anaeróbio) separado do decantador para o tratamento das águas cinzas. Por sugestão dos participantes das oficinas estas unidades passaram a ser construídas juntas (figura 62), compartilhando as paredes e propiciando, assim, economia de materiais e mão de obra.



Figura 62: decanto-digestor, filtro anaeróbio e decantador agrupados, em construção junto à moradia de uma família de agricultores assentados.

Outras sugestões foram apresentadas, das quais foram destacadas as seguintes:

- a) O uso de tubulões de concreto armado, do tipo que são empregados nas tubulações para drenagem e condução das águas pluviais. Esta sugestão se mostrou inviável devido ao valor elevado destes tubulões.
- b) O uso de reservatórios de cimento amianto, usados para armazenamento de água também foi sugerido. No entanto, além dos custos elevados destes reservatórios, existem dúvidas sobre a resistência destes, quando enterrados abaixo do nível do solo.
- c) Outra sugestão propôs a utilização das fossas sépticas de ferro-cimento, muito comuns na região, de custos baixos, que seriam dispostas em série para compensar o pequeno volume de cada uma destas fossas. Neste caso, foram levados em conta os seguintes princípios: 1º – a separação das águas negras e cinzas permite uma redução do volume das águas para o tratamento pelo reator anaeróbio, pois as águas negras são equivalentes a cerca de 25% do volume total das águas residuárias residenciais; 2º – o primeiro estágio do reator anaeróbio é o decanto-digestor, que tem a sua eficiência aumentada se for de duas câmaras, onde a segunda câmara deve ter o volume de 1/3 do volume total para o decanto-digestor (ANDRADE NETO et al., 1999).

Tendo em vista o emprego destes princípios, foi projetado um reator anaeróbio composto por três fossas em série (figura 63), sendo que a primeira fossa, com volume de 413 litros, funciona como primeira câmara do decanto-digestor, a segunda fossa, com volume de 200 litros funciona como segunda câmara e a terceira fossa, com volume de 413 litros funciona como filtro anaeróbio usando tijolos cerâmicos de seis furos, gradeados, como elemento suporte no lugar das pedras. Uma quarta fossa, com volume de 300 litros, pode funcionar como decantador para o tratamento das águas cinzas.



Figura 63 : reator anaeróbio composto por três fossas de ferrocimento, dispostas em série, sendo implantadas na moradia de uma família de agricultores assentados.

Com a aquisição destas fossas, em lotes, diretamente de uma fábrica de artefatos de cimento situada a 10km do Assentamento, foi possível uma redução, de cerca de 50%, em relação aos equipamentos construídos nos locais, com tijolos e concretos. Assim, para famílias com até dez pessoas, o custo destes equipamentos ficou em US\$ 35,00 ou US\$ 3,50 por pessoa.

O decantador para o tratamento das águas cinzas substitui, com vantagens as caixas sifonadas convencionais, pois tem o volume calculado adequadamente para que, efetivamente, ocorra a sedimentação dos sólidos e a flutuações, para a superfície, do líquido das gorduras e dos óleos. O lançamento dos afluentes na camada de gordura e óleos, ajuda a reduzir o poder reativo dos detergentes, sabões, shampoos e outros produtos de limpeza, beneficiando o lançamento destas águas no leito de evapotranspiração e infiltração. A camada de gordura que se forma na primeira câmara do decantador, vai se decompondo continuamente, pois é formada preponderantemente por produtos orgânicos biodegradáveis (ANDRADE NETO et al., 1999). Portanto, somente em circunstâncias específicas poderá ser necessária a remoção de algum excesso desta camada. Somente os sólidos acumulados na segunda câmara do decantador necessitam de remoções mais freqüentes (duas a três vezes por ano). As caixas sifonadas convencionais necessitam das remoções dos sólidos, junto com as gorduras, com maior freqüência, em função dos seus pequenos volumes.

Foi observado um vigoroso desenvolvimento das plantas cultivadas nos leitos de evapotranspiração (LETI) que, possivelmente, se deve aos nutrientes presentes nas águas infiltradas nestes leitos (figura 64).



Figura 64: desenvolvimento de exuberante vegetação em um LETI, junto à moradia de uma família de agricultores assentados.

Uma família optou por instalar no lugar do LETI uma pequena lagoa com plantas aquáticas, conhecidas vulgarmente como “alfacinhas d’água”. A reprodução destas plantas na lagoa foi rápida, possivelmente em razão dos nutrientes presentes nestas águas. Como estas plantas são muito apreciadas como alimento pelas galinhas, esta família conseguiu uma economia razoável na alimentação destas aves. O efluente desta lagoa apresenta-se bastante clarificado (praticamente sem nenhuma turbidez) e sem odores.

10.4 – IMPLANTAÇÃO DO SISTEMA MODULAR PARA O TRATAMENTO DOS ESGOTOS DE UM CENTRO DE EVENTOS E PARQUE TEMÁTICO.

A empresa SAMPAR Agropecuária Ltda. está construindo um centro de eventos junto com um parque temático (figura 65), numa área de 100 ha situada na Estrada de Itapuã, a 25 km da Cidade de Porto Alegre.



Figura 65: vista parcial do centro de eventos e parque temático da SAMPAR Ltda., em Viamão.

Estes empreendimentos estão sendo implantados, atendendo, sempre que possível, princípios sustentáveis para os materiais empregados nas construções, e na manutenção do complexo. Assim sendo, existe uma preocupação na utilização de materiais adequados, com a utilização intensiva de materiais reaproveitados das demolições de prédios antigos. Quando há necessidade do emprego de materiais novos, são escolhidos com critério, os mais sustentáveis, como por exemplo às madeiras, que são exclusivamente de reflorestamentos. A dedicada preservação da natureza, com a utilização planejada e racional dos elementos naturais, valorização da paisagem natural e o uso de formas de energia renováveis (solar e eólica) são também os fundamentos deste empreendimento.

Tendo em vista estes princípios, a SAMPAR examinou vários sistemas para o tratamento dos esgotos deste complexo, procurando identificar o que mais se aproximasse da filosofia de construção e operação sustentável norteadora das edificações e equipamentos do empreendimento.

O SMSA foi o sistema escolhido para o tratamento dos esgotos do complexo, tendo em vista que atende quesitos considerados importantes pela Empresa empreendedora:

- a) Não necessitar do emprego de energia para o funcionamento;
- b) utilizar materiais comuns e sustentáveis para a sua construção;
- c) ter pouca manutenção;
- d) aproveitar os nutrientes das águas tratadas;
- e) ter boa inserção no ciclo das águas, retornando as águas utilizadas, com um tratamento natural (biológico), para o ambiente. Estas águas servem como insumo para as plantações, através do leito de evapotranspiração e infiltração (LETI), com subsequente infiltração das

águas purificadas no subsolo, alimentando os mananciais subterrâneos e, também, evapotranspiração promovendo, o aumento da umidade do ar.

Na primeira fase do empreendimento está previsto o atendimento a uma população de até 700 pessoas, incluindo o pessoal da administração, de manutenção e apoio e os visitantes.

Foram instalados, numa primeira etapa três reatores anaeróbios e três decantadores, sendo que um conjunto atende o prédio do restaurante (figura 66 e 67), outro conjunto atende os sanitários das áreas para práticas esportivas e de lazer e um terceiro conjunto atende o prédio da administração e o prédio da pousada para os visitantes. Os conjuntos de reatores e decantadores estão cobertos por jardins, conforme se pode observar na figura 68.

Os efluentes destes reatores e decantadores são conduzidos para uma caixa de mistura das águas, situada antes do LETI, figura 69, de onde são direcionados para os canais de infiltração nos canteiros com plantas ornamentais (figuras 70 e 71). Existe a previsão de que as plantas ornamentais cultivadas no LETI sejam utilizadas para a decoração dos diversos ambientes do complexo. Está previsto também, em caráter experimental, o cultivo de plantas medicinais numa parte do LETI. Estas plantas serão submetidas às análises necessárias para verificar a segurança do seu consumo.

Implantado há seis meses, o sistema está funcionando satisfatoriamente, apresentando, como primeiros resultados, a descontaminação de um pequeno córrego existente nos fundos do prédio da administração. Não foi observada a presença de odores desagradáveis junto aos reatores, decantadores e no LETI. Este último está funcionando bem abaixo da sua capacidade. Como na época em que foi feito o último exame do sistema estava ocorrendo uma estiagem, com temperaturas elevadas, os canteiros estavam sendo irrigados, em parte, com água captada de um pequeno açude. Na medida em que for aumentando o número de visitantes no complexo, haverá maior quantidade de águas aportando no LETI, normalizando a irrigação deste canteiro. Este sistema terá o acompanhamento do autor deste trabalho.



Figura 66: reator anaeróbio, em fase de construção, para o tratamento das águas negras do prédio do restaurante.



Figura 67: decantador para as águas cinzas do restaurante.



Figura 68: reator anaeróbico coberto por um jardim.



Figura 69: caixa de mistura das águas.



Figura 70: início da construção do LETI.



Figura 71: LETI concluído com mudas de plantas ornamentais.

10.5 - SISTEMA DE TRATAMENTO DOS ESGOTOS PROJETADO PARA O PROTÓTIPO CASA ALVORADA.

A Casa Alvorada (figura 72), integra um projeto de pesquisa desenvolvido pelo NORIE - Núcleo Orientado para a Inovação da Edificação, vinculado ao Curso de Pós-Graduação da Escola de Engenharia, Área Construção. Este protótipo incorpora tecnologias de baixo impacto ambiental e destina-se ao atendimento de programas de habitação social implementados pelo poder público e ou através de projetos financiados pela iniciativa privada. Também objetiva a disseminação do uso de materiais alternativos, muitas vezes resíduos de outros setores produtivos. Neste protótipo procura-se demonstrar que é possível o emprego de tecnologias de conforto térmico, acústico e lumínico numa habitação de interesse social, além das tecnologias que possibilitam a utilização de fontes alternativas de energia, naturais e renováveis, como a energia solar, para aquecimento d' água e fornecimento de eletricidade, e da biomassa, para cozinhar alimentos.

O Protótipo Casa Alvorada foi construído a partir do entendimento de que a concepção de uma habitação sustentável deve compatibilizar, basicamente, dois grupos de variáveis: em um deles onde estão as variáveis relativas à produção e ao funcionamento da habitação e, no outro, estão aquelas relacionadas com a preservação do ambiente. A habitação, considerada como um bem de consumo primário, deve atender a demandas essenciais à viabilização da vida. A necessidade da construção de um protótipo está fulcrada no princípio de que "as soluções de projeto na história da população alvos, nada garante que, hodiernamente, estas soluções sejam funcionais no dia-a-dia das famílias" (COSTA FILHO, BONIN e SATTLER, 2000).

Esta proposta apoia-se na funcionalidade e otimização de cada ambiente; a interação climática da edificação e a adoção de ecotécnicas e princípios bioclimáticos proporcionam a redução do consumo da energia operante da habitação e garantem boas condições de conforto térmico; a escolha de materiais e técnicas construtivas que apresentem desempenho de uso eficiente e de baixo custo energético, com menor pegada ecológica, economizando os recursos naturais; e, a adoção da permacultura, como alternativa integradora e sistêmica, permitindo que a habitação e seu entorno, sejam transformados em espaços produtivos, como complementação da subsistência da população de baixa renda (KLUWE et al., 2000).

O sistema para o tratamento dos esgotos projetado para a casa protótipo é o sistema modular com separação das águas, com mais uma etapa de tratamento, pelas lagoas com plantas aquáticas, que está parcialmente construído.

Todas as tubulações e conexões são de cerâmica (figura 73). As caixas de passagem e sifonadas são de alvenaria de tijolos de barro, maciços, revestidos com cimento e areia. Os sifões destas caixas foram feitos com as tubulações de cerâmicas, adequadamente cortadas e unidas com argamassa de cimento e areia, conforme se pode observar na figura 76. A possibilidade de construção das conexões a partir das tubulações de cerâmica, revela a versatilidade deste material, que pode favorecer a redução dos custos destas instalações.

As águas cinzas, separadas das negras, são conduzidas para o reator anaeróbio, com decantador e caixa para mistura dos efluentes acoplados. Este reator está detalhado na figura 48 do capítulo oito. As paredes deste reator são feitas com tijolos maciços revestidos com argamassa de cimento e areia. O fundo é de concreto com espessura de cinco centímetros. A cobertura ou tampa do reator é feita com laje de concreto pré-moldado, com tampas para limpezas de concreto armado com malha de ferro de bitola 4.2 mm, com espaçamentos de 50 mm. Estas tampas têm as dimensões de 0,30 x 0,30 m e espessura de 0,05 m. Todas as conexões deste reator são confeccionadas com tubulações de cerâmica.

O efluente deste reator será conduzido para um leito de evapotranspiração, conforme modelo da figura 52, do capítulo oito; pois é objetivo deste tratamento é não infiltrar as águas pelo leito de evapotranspiração, mas, tratar o efluente deste, com três lagoas com plantas aquáticas e com peixes, rãs e sapos, que evitam a proliferação dos mosquitos, e caracóis, que se alimentam de algas, controlando a expansão destas, evitando que cubram totalmente as superfícies das lagoas.

Um eventual excedente destas lagoas estará devidamente purificado e poderá ser conduzido para o Arroio Dilúvio, que passa na área onde está a casa protótipo.



Figura 72: vista parcial do Protótipo Casa Alvorada, onde se vê as fachadas norte e oeste.



Figura 73: tubulações e conexões de cerâmicas do Protótipo Casa Alvorada.

11. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

11.1 – CONCLUSÕES

O objetivo principal deste trabalho, foi o de realizar uma revisão do estado-da-arte dos principais tratamentos de esgotos sanitários residenciais, principalmente em relação a custos e eficiências de tratamento. Buscou-se comparar sistemas biológicos, não mecanizados, de baixo custo e sustentáveis e sistemas convencionais, no tocante à sua eficiência, e propor uma opção modular com características mais adequadas às condições climáticas e socio-econômicas brasileiras e de sustentabilidade. Pode-se afirmar que este foi alcançado.

A **revisão do estado-da-arte** dos principais sistemas de tratamento dos esgotos sanitários residenciais foi realizada no **capítulo sete**, onde estes são descritos e também são apontadas as vantagens e desvantagens de cada sistema.

No **capítulo nove**, é feita a **comparação**, principalmente em relação a custos e eficiências de tratamento, além de outros requisitos relevantes, de sistemas biológicos, não mecanizados, de baixo custo e sustentáveis, e sistemas convencionais.

A **proposta de uma opção modular** começa a ser construída no capítulo três, mediante a apropriação de aspectos positivos empregados em sistemas há muito tempo em uso, principalmente simplicidade construtiva e eficiência de tratamento comprovada. A estes foram acrescentadas algumas modificações, obtidas a partir dos princípios de tratamento dos esgotos, estudados nos **capítulos cinco e seis** e utilizados em alguns dos sistemas descritos no **capítulo sete**.

O **capítulo quatro** fornece subsídios para a correta inserção do sistema modular no ciclo das águas, como uma das condições de **sustentabilidade** deste sistema.

O **sistema modular** com separação das águas tem o seu embasamento descrito no **capítulo oito**, onde são apresentados fatos comprobatórios da viabilidade e eficiência deste sistema, complementados pela viabilidade prática de implantação. Exemplos foram relatados no **capítulo dez**, demonstrando que este sistema possui características mais adequadas às condições climáticas e sócio-econômicas brasileiras e de sustentabilidade.

O sistema modular com separação das águas (SMSA) demonstra que é possível realizar o tratamento local dos esgotos sanitários residenciais, com eficiência, conforme relatado no **capítulo oito**, evitando, assim, a sobrecarga dos serviços públicos disponíveis e, também, a transferência para a esfera coletiva de problemas gerados na esfera particular, atendendo ao **primeiro dos objetivos secundários**

O SMSA, conforme foi demonstrado no **capítulo oito**, item 8.4, que trata dos leitos de evapotranspiração e infiltração, proporciona um tratamento final seguro, pela disposição dos esgotos, previamente tratados, no solo. Equivalem ao nível terciário de tratamento, tendo em vista os índices de remoções dos poluentes que este sistema proporciona, atendendo, assim, ao **segundo objetivo secundário**.

No SMSA o reator anaeróbio preserva os nutrientes que podem ser utilizados na revitalização do solo com fins produtivos, ao mesmo tempo em que evita que cargas excessivas de sólidos e de matéria orgânica sejam lançadas no leito de evapotranspiração e infiltração. A viabilidade da produção vegetal com a aplicação controlada dos esgotos no solo é comprovada no **capítulo oito**, item 8.4.1, com a citação de vários exemplos de aplicações bem sucedidas em muitos países, com destaque para a *Werribee Farm*, na Austrália, em funcionamento desde 1897. Em 8.4.7, são relatadas aplicações dos esgotos na agricultura, que promoveram o aumento e até a duplicação do crescimento das árvores e um crescimento de 300 a 400% do capim para foragem.

O sistema modular com separação das águas é, na realidade, a associação de vários sistemas de tratamento dos esgotos utilizados a muito tempo, acrescidos de alguns detalhes construtivos resultantes dos avanços obtidos pelos estudos da microbiologia nas três últimas décadas, principalmente, como, por exemplo, o lançamento do afluyente próximo ao fundo do reator, onde a concentração de microrganismos é maior, o que torna a digestão do esgoto mais rápida. É um sistema de construção simples, que utiliza materiais comuns, requer pouquíssima manutenção e não necessita de energia externa para o seu funcionamento, conforme demonstrado nas aplicações práticas do **capítulo dez**. Embora de concepção e funcionamento simplificados, este sistema modular apresenta eficiências de tratamento compatíveis com os sistemas convencionais, conforme pode se constatar nos **capítulos oito e nove**. Assim, fica atendido o **quarto e último dos objetivos secundários**.

11.2 – RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se o monitoramento por um período mínimo de cinco anos do reator anaeróbio do sistema modulado com separação das águas tendo em vista que diferentemente do tanque séptico e filtro anaeróbio convencionais, este equipamento trata somente as águas provenientes das descargas hídricas dos vasos sanitários, portanto, um esgoto mais concentrado. Também difere no aspecto construtivo, pois operando com volume menor de esgoto a ser tratado, tem seu volume menor e o lançamento do afluyente é feito junto ao fundo do primeiro compartimento deste reator. Portanto, neste monitoramento, deveria ser analisada a capacidade depurativa deste reator quanto às remoções de DBO, N, P, SST, coliformes fecais e a quantidade do lodo produzido.

Recomenda-se o estudo dos volumes e dimensões mais adequados aos climas brasileiros, do reator anaeróbio, para o tratamento com a separação das águas residuárias.

Também recomenda-se o monitoramento do leito de evapotranspiração e infiltração do sistema modulado com separação das águas, procedendo-se análises das camadas de solo mais profundas (um a dez metros), quanto às concentrações de DBO, N, P, SST e coliformes fecais. Da mesma forma, a vegetação que se desenvolve neste leito deve se analisada quanto às eventuais contaminações químicas e biológicas.

Não foram encontrados na revisão bibliográfica registros de exames das águas cinzas (águas residuárias residenciais sem as águas provenientes das descargas hídricas dos vasos sanitários) brasileiras. Embora tenham as mesmas características básicas das águas cinzas européias e

americanas, recomenda-se que sejam feitas as análises físico-químicas e biológicas destas águas, inclusive por regiões, separadamente.

11.3 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

O sistema modular com separação das águas trabalha com duas redes para o esgotamento das águas servidas até os módulos de tratamento. O tratamento das águas residuárias de um conjunto de prédios por um único sistema implica na construção de duas redes de esgotos, uma para as águas cinzas e outra para as águas negras, o que pode encarecer este sistema.

Os prédios edificadas com os esgotos pelo sistema convencional (águas cinzas e negras misturadas) também estão impossibilitados de utilizarem este sistema, por exigirem adaptações onerosas e incômodas.

Nas áreas densamente ocupadas por prédios, como por exemplo nas favelas urbanas, pode ser difícil a implantação do LETI para cada unidade residencial. Uma alternativa poderia ser a implantação das redes condominiais para levar as águas, já tratadas pelo reator anaeróbio e pelo decantador, misturadas, para um LETI instalado como praça comunitária em espaços convenientemente planejados.

O sistema modular com separação das águas, pelas suas características, com destaque para o seu baixo custo de implantação, e a manutenção bastante simples, é uma boa solução para as zonas urbanas e rurais ocupadas por pessoas com poucos recursos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ÁGUA ON LINE. Obtida via Internet. <http://www.aguaonline.com.br> , 2001.

ALÉM SOBRINHO, P.; KATO, M.T. Análise crítica do uso do processo anaeróbio para o tratamento de esgotos sanitários. In: _____. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

ANDRADE NETO, C.O. **Uso de esgotos sanitários e efluentes tratados na irrigação**. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 9., Natal, Anais.Fortaleza: ABID, 1991. P. 1961-2006

ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários – experiência brasileira**. Rio de Janeiro: ABES, 1997.

ANDRADE NETO, C. O. et. al. Decanto – digestores e filtros anaeróbios .In: _____. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7.229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.

_____. **NBR 13.969**: Tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

ASSOCIAÇÃO INTERAMERICANA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – AIDIS. In: 27º CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Porto Alegre, ABES, 2000.

AZEVEDO, M. A. **Características, produção e utilização do biogás produzido a partir de resíduos orgânicos**. Porto Alegre, 2000, Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

BAYER, B. **Experiência de gerenciamento por bacia hidrográfica na Alemanha**. In: BACIA DO GRAVATAÍ – PROPOSTA DE GERENCIAMENTO. Porto Alegre, 1988. Anais. Porto Alegre: AEBA, 1988. p. 122.

BAUD, G. **Manual de construção**. São Paulo: Hemus, 197_.

BATALHA, B.H.L. **Fossa séptica**. São Paulo: CETESB, 1989.

BETTIOL, W. **Aspectos a serem estudados em um projeto sobre impacto ambiental do lodo de esgoto na agricultura**. In: RECICLAGEM DO LIXO URBANO PARA FINS INDUSTRIAIS E AGRÍCOLAS. Belém, 1998. Anais, Belém: Embrapa, 2001, p. 121 a 136.

BODART, P. **A água e saneamento no nordeste do Brasil. Estudos de caso**. Paris: Ministère des Affaires Étrangères, 1997.

- BOJADSEN, M.I.; RENARD, M. **Manual do Tietê**. São Paulo: Cinco Elementos, 1997.
- BURGE, W.E.; ENKIRI, N.K. **Virus adsorption by five soils**. Journal of Environmental Quality, n. 7, p. 73 –76, 1978.
- BRANCO, S.M. **Fossa séptica**. São Paulo: CETESB, 1989.
- BRASIL, Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Saneamento**. Brasília, 2000.
- CARDÃO, C. **Instalações domiciliares**. Belo Horizonte: Edições Arquitetura e Engenharia, 1972.
- CAMPOS, J. R. & PEREIRA, J. A. R. Reator anaeróbio de leito expandido/fluidificado. In: _____. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.
- CHERNICHARO, C.A.L. et. al. Reatores anaeróbios de manta de lodo. In: _____. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.
- CLEARY, R. **Engenharia hidrológica**. Rio de Janeiro: ABRH, 1989.
- CORAUCCI FILHO, B. et al. Bases conceituais da disposição controlada de águas residuárias no solo. In: _____. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.
- CORSON, W.H. Manual global de ecologia. **São Paulo: Augustus, 1993**.
- COSTA FILHO, A.; BONIN, L.C.; SATTLER, M.A. **Tecnologias sustentáveis em habitações destinadas à população de baixa renda**. In: VIII ENCONTRO NACIONAL DE TECNOLOGIA DO AMBIENTE CONSTRUÍDO – VIII ENTAC, Salvador, 2000, Anais, Salvador: ANTAC, 2000.
- CREA/DF. Jornal do Crea – DF. **Ano III, No. 17. Brasília: CREA/DF. 2002. p. 18**.
- CRITES, R et al. **Small and decentralized wastewater management systems**. EUA: International Editions, 1998.
- DEL PORTO, D.; STEINFELD, C. **The composting toilet system book**. Massachusetts, USA: The Center for Ecological Pollution Prevention, 2000.
- DORFMANN, R. **Critérios de avaliação de alguns métodos de cálculo da evapotranspiração potencial**. Porto Alegre, 1977, Dissertação (Mestrado) Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- DURLO, M.A. **Biotécnicas no manejo de cursos de água**. Revista Ciência & Ambiente, n. 21, 81 –90, jul/dez 2000.

ECO 92 – **CONFERÊNCIA DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO**, Rio de Janeiro, 1992. Agenda 21. Coordenação de Publicações da Câmara dos Deputados, Brasília, 1995.

EDDY, M. et. al. **Wastewater engineering: collection, treatment, disposal**. New York: McGraw-Hill, 1972.

FERNANDES, C. Obtido via Internet: www.geocities.com.br, 2000.

FORESTI, E. et. al. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: _____. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

FOSTER, S.S.D.; DRASAR, B.S. **Analisis de contaminacion de las aguas subterraneas por sistemas de saneamento básico**. Lima: OPS/OMS, 1988.

FOSTER, S.; HIRATA, R. **Determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas**. São Paulo: Instituto Geológico, 1993.

FUHRMANN, E.L. et al. **Necessidade de água com acesso de água**. Curitiba: SANEPAR, 1993.

GASI, T.M.T. et al.. **Opções para tratamento de esgotos de pequenas comunidades**. São Paulo: CETESB, 1988.

GEHLING, G.R. **Disposição de esgotos domésticos por infiltração em solos arenosos**. Porto Alegre, 1985. Dissertação (Mestrado). Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

GELT, J. **Home use of graywater, rainwater and may save money**. Arizona: USA: Casa del Agua and Desert House, 2002.

GIET, J.P. **Photothèque des musées de la ville de Paris**. Paris: Carnavalet, 1997.

GONÇALVES, R.F. **Gerenciamento do lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas**. Rio de Janeiro: ABES, 2000.

GRIPPI, S. **Quem polui mais a água ?** Obtido via Internet: www.sabesp.com.br, 2000.

GUIA DO SANEAMENTO. Obtido via Internet. <http://www.aguaonline.com.br>, 2000.

HARTMAN, W.J. **An evaluation of land treatment**. U.S.Army, 1975.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa nacional de saneamento básico**. Brasília, 2002.

JENKINS, J. **The humanure handbook**. Grove City. USA: Green Publishing, 1999.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. São Paulo: CETESB, 1975.

- KATO, M.T. et al. Configurações de reatores anaeróbios. In: _____. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.
- KAWAI, H. et al. **Avaliação de desempenho de estações de tratamento de esgotos**. São Paulo: CETESB, 1991.
- KIRKWOOD, J. P. **The pollution of river waters**. Boston: Arno Press, 1970.
- KLUWE, R.M. et al. **Uma habitação sustentável para a população de baixa renda, no município de Alvorada/RS**. In: VIII ENCONTRO NACIONAL DE TECNOLOGIA DO AMBIENTE CONSTRUÍDO – VIII ENTAC, Salvador, 2000, Anais, Salvador: ANTAC, 2000.
- LEMOS, H.M. **Esgoto urbano desafia todos os municípios brasileiros**. Saneamento Básico, o Site. 12/06/2001. Obtido via Internet. http://www.saneamento_basico_o_site.com.br.
- LINDSTROM, C. **Greywater**. Obtido via Internet. www.greywater.com, 2000.
- LYLE, J.T. **Projetos regenerativos**. In: I ENCONTRO NACIONAL SOBRE EDIFICAÇÕES E COMUNIDADES SUSTENTÁVEIS. Canela, 1997. Curso ministrado. Porto Alegre: NORIE-UFRGS, 1997.
- LUTZENBERGER, J. **Ecologia – do jardim ao poder**. Porto Alegre: L&PM Editores Ltda., 1985.
- LUDWIG, A. **Create na oasis with greywater**. Santa Barbara. USA: Oasis Design, 1994.
- LUDWIG, A. **A compendium of greywater mistakes and misinformation on the web**. Obtido via Internet. www.oasisdesign.net, 2001.
- MACINTYRE, A. J. **Instalações hidráulicas**. Rio de Janeiro: LTC, 1996.
- MAIOR, A. S. **Historia geral**. São Paulo: Cia. Editora Nacional, 1967.
- MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Ceres, 1980.
- MARICATO, E. **A explosão urbana**. Revista Ecologia e Desenvolvimento. n. 85, p.4, set/out, 2000.
- MARQUES, D.M. Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: _____. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no Solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.
- MASCARÓ, J.L. **Infra-estrutura habitacional alternativa**. Porto Alegre: Sagra, 1991.
- MELLO, V. O & AZEVEDO NETTO, J.M. **Instalações prediais hidráulico-sanitárias**. São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda., 2000.

MENEGAT, R. **Atlas ambiental de Porto Alegre**. Porto Alegre: Editora Universidade/UFRGS, 1999.

MIRANDA, T.L.G. **Reuso de efluente de esgotos domésticos na irrigação de alface**. Porto Alegre, 1995, 109p. Dissertação de Mestrado – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul

MOLLISON, B. **Permaculture: a designers' manual**. Austrália: Tagari Publications, 1988.

MONTEGGIA, L.O.; ALÉM SOBRINHO, P. Lagoas anaeróbias. In: _____. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

MOROYOQUI, P.G.; NARANJO, J.E. **Enfermedades propagadas por el agua, patógenos emergentes y reglamentos mundiales de agua potable**. Agua Latinoamerica. V.1, n. 3, p. 44 e 45, set/out, 2001.

MUMFORD, L. **A cidade na história**. São Paulo: Martins Fontes, 1998.

NUCCI, N.L.R.; ARAUJO, J.L.B.; SILVA, R.J.C. **Tratamento de esgotos municipais por disposição no solo e sua aplicabilidade no estado de São Paulo**. São Paulo: Centro de Estudos e Pesquisas de Administração Municipal, 1978.

OLIVEIRA, R. **Contribuição ao estudo de tanques sépticos**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Paraíba, 1983. 237 p.

ORTIZ, P. M. **Permacultura Brasil**. Ano IV. n. 9. P. 24 e 25. Maio/2002.

PAGANINI, W.S. **Disposição de esgotos no solo – 12 anos de monitoramento**. Rio de Janeiro, ABES, 1998. (Relatório,1998).

PEDROSA, H.X. A. **Como uma praga aquática passa a ser utilíssima pelo seu múltiplo e variado aproveitamento**. Saneamento, v. 52, n. 3 e 4, p. 138-141, jul./dez. 1978.

PESSOA, C. A. et al. **Operação e manutenção de valo de oxidação**. São Paulo: CETESB, 1994.

PLUMBING WORLD. Obtido via Internet: www.plumbingworld.com, 2001.

POVINELLY, J. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

REBOUÇAS, A. C. **Estratégias para se beber água limpa**. In: O município no século XXI: cenários e perspectivas. São Paulo: Cepam, 1999. p.199 a 215.

RIGHES, A. A. **Água: sustentabilidade, uso e disponibilidade para irrigação**. Revista Ciência & Ambiente, n. 21, p. 91 a 102, jul/dez, 2000.

- ROSA, G.M.; PETRY, M.T.; CARLESSO, R. **Disponibilidade, eficiência e racionalidade na utilização de recursos hídricos**. Revista Ciência & Ambiente, n. 21, p.103-118, jul/dez 2000.
- SABESP. **Dados estatísticos**. Obtido via Internet www.sabesp.com.br/ambiente/r_econ.htm, 2001.
- SANTINO, M.B.C; SANTINO, A . M., **A reciclagem de água: repensando atitudes**. São Paulo: LECTA, v. 18, n.2, p.95-106, 2000.
- SCHWARZBOLD, A . **O que é um rio?** Revista Ciência & Ambiente, n. 21, p. 57- 68, jul/dez 2000.
- STUMM, W.; MORGAN, J.J. **Aquatic chemistry**. Nova Iorque: John Wiley & Sons, 1981.
- SZOKOLAY, S.V. **O imperativo ambiental**. In: PASSIVE AND LOW ENERGY ARCHITECTURE. Kushiro. Japão, 1997. Traduzido por M.A.Sattler. Porto Alegre: NORIE-UFRGS, 1997.
- TARR, J.A . **The origins of the piped society**. Grove City. USA: Green Publishing, 2000.
- TCHOBANOGLIOUS, G. et al. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. EUA. California: McGraw-Hill, 1979.
- TEIXEIRA, A.R.; MORANDI, I.C. **Fossas sépticas em uso na cidade de Porto Alegre**. In: 1º SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Rio de Janeiro, mar/abr, 1992. 49 p.
- THOMAS, R.E. **Land disposal**. Philadelphia: WPCF, 1973.
- TUNDISI, J.G. **Limnologia no século XXI: perspectivas e desafios**. São Carlos: Suprema, 1999.
- UEHARA, M.Y. et al. **Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas**. São Paulo: CETESB, 1989.
- VAZZOLÉR, R.F. et al. **Microbiologia de lodos ativados**. São Paulo: CETESB, 1989.
- VON SPERLING, M. **Introdução da qualidade das águas e ao tratamento dos esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (UFMG), 1995.
- VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (UFMG), 1996.